

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ – UNIOESTE
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS – CAMPUS CASCAVEL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

CAMILA ESTER HOLLAS

**SEDIMENTAÇÃO COMO ESTRATÉGIA DE SEPARAÇÃO SÓLIDO-LÍQUIDO E SUA
INFLUÊNCIA NA REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO DE DEJETOS SUÍNOS**

CASCAVEL

2018

CAMILA ESTER HOLLAS

**SEDIMENTAÇÃO COMO ESTRATÉGIA DE SEPARAÇÃO SÓLIDO-LÍQUIDO E SUA
INFLUÊNCIA NA REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO DE DEJETOS SUÍNOS**

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

Orientador: Prof. Dr. Airton Kunz
Co-Orientador: Prof. Dr. Marcelo Bortoli

CASCADEL

2018

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
(Sistema de Bibliotecas – UNIOESTE)

H681s Hollas, Camila Ester.
Sedimentação como estratégia de separação sólido-líquido e sua influência na remoção biológica de nitrogênio de dejetos suínos / Camila Ester Hollas. --- Cascavel (PR), 2018.
viii, 64 f.:il.

Orientador: Prof. Dr. Airton Kunz
Coorientador: Prof. Dr. Marcelo Bortoli.
Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) –
Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus de
Cascavel, 2018, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Agrícola. Inclui Bibliografia

1. Suíno- Criação. 2. Resíduos. 3. Nitrogênio. I. Kunz,
Airton. II. Bortoli, Marcelo.III. Universidade Estadual do Oeste do
Paraná. IV. Título.

CDD 628.746

Rosângela A. A. Silva – CRB 9º/1810

CAMILA ESTER HOLLAS

Sedimentação com estratégia de separação sólido-líquida e sua influência na remoção biológica de nitrogênio de dejetos suínos

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestra em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, linha de pesquisa Saneamento Ambiental, APROVADO(A) pela seguinte banca examinadora:



Orientador(a) - Ailton Kunz

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)



Marina Celant De Prá

Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)



Simone Damasceno Gomes

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)

Cascavel, 16 de fevereiro de 2018

BIOGRAFIA

Camila Ester Hollas, nascida no dia vinte e sete de novembro de 1993 em Peritiba, Santa Catarina, possui graduação em Engenharia Ambiental pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (2016). Tem experiência na área de Engenharia Ambiental, com ênfase em Engenharia Sanitária, atuando principalmente no gerenciamento e tratamento de águas.

Ao longo da graduação atuou em atividades de iniciação científica, sob orientação do professor Dr. Gabriel Cassemiro Mariano, no projeto referente a modelagem matemática de solos salinizados. Já sob a orientação da professora Dra. Ticiane Sauer Pokrywiecki, atuou no projeto de avaliação da qualidade da água do Rio Pedrerinho, localizado no município de Francisco Beltrão, Paraná.

Participou do projeto de extensão Plantando Vida, projeto de cunho educacional, sob orientação do professor Dr. Hernan Vilemo

Atualmente é mestranda no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, sob orientação do professor Dr. Airton Kunz, na área de concentração de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (RHESA), na linha de pesquisa de Saneamento Ambiental, com co-orientação do Prof. Dr. Marcelo Bortoli.

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES, pela concessão da bolsa e aos demais órgãos, pelo apoio financeiro concedido à pesquisa;

À Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa Suínos e Aves, pela estrutura disponibilizada para a realização do trabalho;

À Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola (PGEAGRI), pela contribuição para o aprendizado;

Finalmente, a todos que de alguma forma contribuíram para a execução deste trabalho.

SEDIMENTAÇÃO COMO ESTRATÉGIA DE SEPARAÇÃO SÓLIDO-LÍQUIDO E SUA INFLUÊNCIA NA REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO DE DEJETOS SUÍNOS

RESUMO GERAL

A produção intensiva de animais gera elevado volume de resíduos com potencial causador de impactos ambientais quando não gerenciados corretamente. Nesse sentido, a suinocultura é conhecida pela elevada carga poluente de seus dejetos. Uma das principais alternativas de tratamento do nitrogênio amoniacal, o qual é um dos principais poluentes, é a remoção biológica desse nutriente. Porém, para que esta ocorra corretamente, a separação sólido-líquido (SSL) torna-se uma etapa fundamental, devido à necessidade de reduzirem-se os sólidos totais e a relação carbono nitrogênio para que não haja comprometimento do processo supracitado. Com a remoção dos sólidos, as partículas discretas são removidas, evitando assim a sobrecarga nas etapas subseqüentes de tratamento. Os dejetos de suínos, além da alta carga de nitrogênio apresentam elevada carga orgânica, quando comparados com esgoto sanitário, o que viabiliza a utilização do processo de nitrificação e desnitrificação para a remoção de nitrogênio, sem a necessidade de adição de fontes externas de carbono. O sistema Ludzack-Ettinger modificado (MLE) se caracteriza como uma configuração eficiente na remoção de nitrogênio e carbono de efluentes. Nesse sentido, o objetivo deste estudo foi avaliar a influência das técnicas de separação sólido-líquido em dejetos suínos, na remoção de nitrogênio em sistema Ludzack-Ettinger modificado (MLE). Para isto, foi utilizado um sistema MLE com alimentação e aeração contínua. O sistema foi alimentado com efluente proveniente do processo de separação sólido-líquido, em decantador cônico, com TRH variável em função da carga orgânica volumétrica (sólidos voláteis) planejada. O estudo foi conduzido em três fases (I, II e III), em função de três diferentes tempos de retenção hidráulico no decantador (5, 10 e 30 minutos), pré-determinados por meio de testes de sedimentação. O sistema apresentou uma alta eficiência na remoção de nitrogênio nas três fases em estudo, em média de 99,6, 99,1 e 96,5% nas fases I, II e III, respectivamente, e suportou altas concentrações de sólidos, atingindo o valor de $18,45 \text{ g L}^{-1}$, na terceira fase. Além disso, em média a eficiência de remoção de carbono foi de 74,8, 86,3 e 86,3% para as fases I, II e III, respectivamente. Foi possível verificar que o acréscimo de carbono (sólidos) tem um efeito prejudicial sobre o sistema MLE, visto que há um aumento no consumo de oxigênio e no volume de lodo a ser descartado, acarretando em um efeito inibitório, observado com base nos dados cinéticos. Diante desses resultados foi possível concluir que a SSL proposta é eficiente, como pré-tratamento para a remoção de nitrogênio de dejetos suínos em sistema MLE, sendo que tempos de decantação inferiores a 30 minutos podem causar redução na eficiência do processo de nitrificação e desnitrificação, além de encarecer o sistema de tratamento.

Palavras chave: Desnitrificação. Nitrificação. Pré-Tratamento.

SEDIMENTATION AS A SOLID-LIQUID SEPARATION STRATEGY AND ITS INFLUENCE ON THE BIOLOGICAL NITROGEN REMOVAL OF SWINE MANURE

ABSTRACT

The intensive animal production generates high volume of effluents, which is potentially damaging to the environment, when improperly managed. One of the production chains known for its high pollutant load is the swine production. An alternative of treatment is to remove ammoniacal nitrogen, which is one of the main pollutant, by nutrient biological removal processes. However, for this to occur properly the solid-liquid separation (SLS) becomes a fundamental step, due to the necessity to reduce total solids and its carbon/nitrogen ratio. Therefore, with the solids removal the discrete particles are removed thereby avoiding overload in subsequent treatment steps. In addition, besides the high nitrogen load, swine manure also presents high organic load when compared to sanitary sewage, which makes possible to use nitrification and denitrification processes to remove nitrogen without the need to add external carbon sources. The modified Ludzack-Ettinger system (MLE) is known as an efficient configuration to use this process for nitrogen and carbon removal from effluents. The objective of this study was to evaluate the influence of SLS process in swine manure for nitrogen removal using a MLE system. For such purpose, a MLE system was carried out with continuous feeding and aeration. The system was fed with effluent from a SLS in tapered decanter, with variable hydraulic retention time (HRT) as a function of volumetric organic matter concentration (volatile solids). The study was conducted in three stages (I, II and III), according to three different hydraulic retention times of the decanter (5, 10, and 30 minutes), pre-determined through tests of sedimentation. The system showed high nitrogen removal efficiency in the three phases under study, 99.6, 99.1%, and 96.5% in each respective phases I, II and III, with high total solids concentration reaching the value of 18.45 g L^{-1} in the third stage. In addition, the average of carbon removal efficiency was 74.8, 86.3, and 86.3% to phases I, II and III respectively. It was possible verify that the carbon (solids) increase has a detrimental effect on the MLE system, since there is an increase in the oxygen consumption and the sludge volume discarded, leading to an inhibitory effect observed in the kinetic data. It was possible to conclude that the proposed SLS technique used is efficient as a pre-treatment before the nitrogen removal from pig slurry in a MLE system. Moreover, settling times shorter than 30 minutes may cause reduction of nitrification and denitrification efficiency, as well as make the treatment system more expensive.

Keywords: Denitrification. Nitrification. Pre-Treatment.

SUMÁRIO

RESUMO GERAL	vii
ABSTRACT	viii
LISTA DE FIGURAS	xi
LISTA DE FIGURAS DO ARTIGO	xi
LISTA DE TABELAS	xii
LISTA DE TABELAS DO ARTIGO	xii
LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS	xiii
1 INTRODUÇÃO/JUSTIFICATIVA	14
2 OBJETIVOS	16
2.1 Objetivo geral.....	16
2.2 Objetivos específicos	16
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
3.1 A atividade suinícola no Brasil	17
3.2 Impacto ambiental dos dejetos de suínos	18
3.3 Tecnologias de tratamento de dejetos de suínos	19
3.3.1 Tratamento físico de dejetos.....	21
3.3.2 Tratamento biológico para remoção de nutrientes	24
3.3.2.1 Nitrificação	25
4 REFERÊNCIAS	33
ARTIGO 1: INFLUÊNCIA DA SEPARAÇÃO SÓLIDO-LÍQUIDO NA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO EM SISTEMA LUDZACK-ETTINGER MODIFICADO	39
5.1 Introdução.....	39
5.2 Material e Métodos	41
5.2.1 Coleta e preservação de amostras.....	41
5.2.2 Descrição e operação do sistema de tratamento	41
5.2.2.1 Descrição e operação do sistema de remoção de sólidos.....	41
5.2.2.2 Descrição e operação das fases do experimento de remoção de nitrogênio	42
5.2.2.3 Descrição e operação do sistema de remoção de nitrogênio	43
5.2.3 Amostragem e análise experimental	45
5.2.4 Testes de atividade nitrificante.....	46
5.3 Resultados e Discussão.....	48
5.3.1 Desempenho da separação sólido-líquido por sedimentação	48
5.3.2 Condições operacionais do sistema de remoção de nitrogênio.....	49
5.3.3 Desempenho do sistema de remoção de nitrogênio	51
5.4 Conclusão.....	60

5.5 Referências.....	61
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	65
7 PERSPECTIVAS DE TRABALHOS FUTUROS.....	66

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Separação comum e tecnologias de rastreamento de dejetos líquidos. (F) entrada do efluente (L) saída do líquido clarificado e (S) saída dos sólidos. Os nomes gerais para os dispositivos são: I. Peneira rotativa; II. Peneira de escova rotativa; III. Tela vibratória; IV. Prensa parafuso; V. Prensa de correia; VI. Peneira estática.	22
Figura 2 Divisão da matéria sólida do dejetos suíno em frações que podem ser removidos pelas principais categorias de separação ou processo de separação.	22
Figura 3 Representação de um sistema utilizando o arranjo Bardenpho.	30
Figura 4 Representação de um sistema utilizando o processo de desnitrificação pós anóxica.	31
Figura 5 Representação de um sistema utilizando o arranjo Ludzack-Ettinger.	31
Figura 6 Representação de um sistema utilizando o arranjo Ludzack-Ettinger modificado.	32

LISTA DE FIGURAS DO ARTIGO

Figura 1 Representação esquemática do sistema de decantação utilizado.	42
Figura 2 Representação esquemática do sistema de remoção de nitrogênio utilizado. (P1, P2, P3, P3 = pontos de amostragem).	44
Figura 3 Representação esquemática do sistema utilizado para a realização dos ensaios cinéticos.	46
Figura 4 Acompanhamento dos parâmetros pH e oxigênio dissolvido do reator nitrificante e do reator desnitrificante durante o experimento.	50
Figura 5 Acompanhamento do potencial de oxirredução do reator nitrificante e do reator desnitrificante durante o experimento.	51
Figura 6 Acompanhamento do potencial de oxirredução do reator nitrificante e do reator desnitrificante durante o experimento.	51
Figura 7 Acompanhamento das formas nitrogenadas (nitrito e nitrato) nos reatores nitrificante e desnitrificante, durante o experimento. (a) concentração de nitrato no reator desnitrificante; (b) concentração de nitrato no reator nitrificante; (c) concentração de nitrato no reator desnitrificante.	52
Figura 8 Acompanhamento da alcalinidade do sistema durante o experimento.	53
Figura 9 Acompanhamento da amônia livre e do ácido nitroso livre nos reatores nitrificante e desnitrificante, durante o experimento. (a)acompanhamento da amônia livre; (b) acompanhamento do ácido nitroso livre.	55

Figura 10 Acompanhamento da concentração de carbono no sistema durante o experimento.....	56
Figura 11 Acompanhamento dos sólidos suspensos nos reatores nitrificante e desnitrificante, durante o experimento. (a) acompanhamento dos sólidos suspensos reator nitrificante; (b) acompanhamento dos sólidos suspensos reator desnitrificante.	57
Figura 12 Regressão não linear dos pontos experimentais. (a) Regressão não linear da condição inicial de operação do sistema de nitrificação/desnitrificação; (b) Regressão não linear da condição da biomassa ao final da fase I; (c) Regressão não linear da condição da biomassa ao final da fase II; (d) Regressão não linear da condição da biomassa ao final da fase III.....	59

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Volume diário de dejetos líquidos ($L_{animal}^{-1}d^{-1}$) produzido em sistemas especializados de produção de suínos no Estado de Santa Catarina.....	19
Tabela 2 Fontes de carbono utilizadas para desnitrificação e relação C/N em diferentes reatores tratando diferentes águas residuárias.	29

LISTA DE TABELAS DO ARTIGO

Tabela 1 Características dos efluentes utilizados no experimento nas distintas fases (Média \pm DP).	43
Tabela 2 Pontos de coleta, análises que foram realizadas e frequência (P1, P2, P3, P3 = pontos de amostragem; P1 - entrada do sistema (afluente de alimentação), P2 - saída do reator desnitrificante, P3 - reator nitrificante e P4 - saída do sistema (efluente final)).....	45
Tabela 3 Relação entre as características do dejetos bruto e as características do efluente ao final de cada teste de sedimentação com diferentes tempos de retenção hidráulico no decantador.....	48
Tabela 4 Estimativas dos parâmetros cinéticos em resposta a regressão não linear.....	60

LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS

AL	Amônia livre
AL_{gás}	Amônia livre na fase gasosa
ANL	Ácido nitroso livre
ANAMMOX	Do inglês Anaerobic Ammonium Oxidation
BOA	Bactérias oxidadoras de amônia
BON	Bactérias oxidadoras de nitrito
C/N	Relação carbono - nitrogênio
CANON	Do inglês Completely Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite
CI	Carbono inorgânico
COT	Carbono orgânico total
CT	Carbono total
hab	Habitantes
K_i	Constante de inibição por substrato (mg N-NH ₃ L ⁻¹)
K_S	Constante de saturação por substrato (mg N-NH ₃ L ⁻¹)
MLE	Modified Ludzack-Edinger
OD	Oxigênio dissolvido (mg de O ₂ L ⁻¹)
pH	potencial hidrogeniônico
P- redox	potencial de oxirredução
QR/QAL	relação entre a retirada de lodo e a vazão de alimentação
S	Concentração do substrato (amônio ou nitrito) (mg L ⁻¹)
SBR	Reator Sequencial em Batelada
SHARON	Do inglês Single Reactor High Activity Ammonia Removal Over Nitrite
SF	Sólidos fixos
SPACs	Sistemas de Produção de Animais Confinados
SSL	Separação sólido-líquido
ST	Sólidos totais
SV	Sólidos voláteis
T	Temperatura
TRH	Tempo de retenção hidráulico (d)
V	volume
μ	Velocidade específica de crescimento (d ⁻¹)
μ_{máx}	Velocidade específica máxima de crescimento (d ⁻¹)
μ_m	Velocidade específica máxima de crescimento (d ⁻¹)
ΔG°	Energia livre de gibbs (KJ mol ⁻¹)

1 INTRODUÇÃO/JUSTIFICATIVA

Os Sistemas de Produção de Animais Confinados (SPACs) são resultado do crescimento constante da produção suinícola intensiva em todo o mundo. Esse crescimento colocou o Brasil na quarta posição no ranking mundial de produção de carne suína, com um volume de 3,731 milhões de toneladas de carne ao ano (ABPA, 2017).

Em consequência à expansão desses sistemas tem surgido uma forte pressão ambiental, devido, principalmente, aos elevados volumes de efluentes gerados com altas concentrações de nutrientes, além da restrição de áreas agrícolas para disposição desses resíduos, sobretudo em regiões de alta concentração da produção.

O uso de águas residuárias da suinocultura como biofertilizante, quando realizado sem boas práticas agronômicas, ocasiona sobrecarga de nutrientes (N e P principalmente) no solo, podendo poluir de forma difusa a água e o ar. Neste contexto, percebe-se que a forma de manejo mencionada apresenta limitações, quando há falta de áreas cultiváveis para viabilizar técnica e economicamente a disposição de efluentes no solo.

Diante desta realidade, é imprescindível o uso de outras estratégias de manejo com capacidade de reduzir as altas cargas de nutrientes advindos da suinocultura, com o intuito de evitar danos ao meio ambiente.

Dentre as alternativas para melhorar a gestão dos dejetos resultantes dessa atividade estão os processos biológicos, os quais encontram neste tipo de efluente grande aplicabilidade em função da biodegradabilidade destes efluentes.

Os processos biológicos de remoção de nutrientes geralmente compreendem parte dos sistemas de tratamento de dejetos. Esses sistemas podem apresentar um elevado custo de implementação, em função da tecnologia utilizada no tratamento, o que, sob o ponto de vista econômico, muitas vezes não pode ser absorvido por pequenos e médios produtores.

Uma das maneiras de reduzir o custo desses sistemas é o uso de pré-tratamentos mais baratos para os dejetos, que possam reduzir os custos globais dos sistemas de tratamento. A separação sólido-líquido (SSL) exerce um papel importante no preparo destes efluentes, visto que reduz os riscos de sobrecarga dos sistemas de tratamento posteriores.

Nesse sentido, o pré-tratamento correto envolvendo a SSL é uma etapa crucial para o sucesso destes processos, possibilitando o desenvolvimento de sistemas eficientes e com custos que possam ser compatíveis com a realidade da suinocultura brasileira.

Posterior ao pré-tratamento, a remoção biológica de nitrogênio por meio da nitrificação e desnitrificação é uma forma amplamente utilizada e eficiente no tratamento, podendo atingir 90% de eficiência (RIAÑO; GARCÍA-GONZÁLEZ, 2014). Para viabilizar esse processo, um dos sistemas que possibilita a remoção de nitrogênio com alta eficiência e robustez é o processo anóxico/aeróbio, conhecido como sistema Ludzack-Ettinger

modificado. Esse sistema possui como característica a alta eficiência na remoção de matéria orgânica além de nitrogênio, o que viabiliza sua utilização para o tratamento de dejetos suínos.

Na literatura existe uma gama distinta de trabalhos que estudaram variações na remoção de nitrogênio no sistema MLE (BORTOLI, 2010; VIVAN, 2012; GIONGO, 2017). Entretanto, esses trabalhos não relatam qual a carga de sólidos que este sistema suporta, ou seja, quão eficiente deve ser o pré-tratamento para viabilizar a remoção de nitrogênio no sistema MLE. Nesse sentido, o presente trabalho objetiva estudar tais relações, a fim de condicionar o tempo de sedimentação para o pré-tratamento de dejetos suínos.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O trabalho teve como objetivo avaliar a influência de diferentes condições operacionais na separação sólido-líquido (SSL) por sedimentação em efluente suinícola na remoção de nitrogênio em sistema MLE.

2.2 Objetivos específicos

- Ajuste do processo de SSL via sedimentação a melhor condição operacional;
- Estabelecer o processo de remoção de nitrogênio em um sistema Ludzack-Ettinger modificado (MLE), com alimentação resultante da SSL por sedimentação;
- Avaliar a eficiência do sistema MLE na remoção de nitrogênio das diferentes cargas orgânicas volumétricas de alimentação em função de diferentes tempos de retenção de sólidos na SSL;
- Verificar se houve aumento ou diminuição da atividade nitrificante.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 A atividade suinícola no Brasil

O agronegócio brasileiro tem a suinicultura como uma das atividades destaque em termos de produção, com uma elevada importância social e econômica. A produção brasileira de suínos é realizada com um alto nível tecnológico, manejo sofisticado e atendimento às exigências sanitárias. Estudos, investimentos e aprimoramento de tecnologias fazem do Brasil o quarto maior produtor e exportador de carne suína do mundo (BRASIL, 2016).

O Brasil possui uma produção de 3.731.000 toneladas de carne ao ano, sendo superado pela China, país que possui o maior rebanho de animais do mundo e a maior produção de carne, com 52.990.000 toneladas ao ano, seguida pela União Europeia, com uma produção de 23.400.000 toneladas de carne ao ano, e pelos Estados Unidos, que detêm a terceira posição no ranking mundial de produção de carne suína, sendo esta equivalente a 11.319.000 toneladas de carne ao ano (ABPA, 2017).

Grande parte da produção brasileira de suínos é realizada pelo sistema de integração indústria e produtor. Neste sistema, a indústria tem como função o fornecimento de técnicas e insumos, e assegura a compra da produção; por outro lado, o produtor deve fornecer os suínos com a qualidade exigida pela indústria. Essa exigência pela qualidade faz com que o produto se destaque e torne-se competitivo no cenário externo (SEAB/PR, 2013).

A produção brasileira de suínos em 2016, segundo dados da ABPA (2017), foi de 3.731.000 toneladas de carne, sendo que 19,6% desta produção são destinados à exportação, e o restante para o mercado interno. O consumo per capita da carne suína tem crescido ao longo dos anos: em 2007 a média era de 13 kg hab⁻¹, atualmente a média é de 14,4 kg hab⁻¹ (ABPA, 2017).

A região sul do Brasil atualmente é a que detém a maior produção nacional de suínos. Santa Catarina lidera o ranking nacional, com aproximadamente 420.488 matrizes, seguido pelo Rio Grande do Sul, com 340.416 matrizes. Em terceiro lugar está Minas Gérias, com um plantel de matrizes em média de 273.197, em quarto lugar está o Paraná (264.371 matrizes), seguido pelo Mato grosso (141.389 matrizes). Juntos, esses cinco estados possuem 83,7% do rebanho de matrizes da suinicultura brasileira (NEVES et al., 2016).

A elevada produção nacional de suínos é consequência de características favoráveis, justificada pela disponibilidade de terras agricultáveis, as quais favorecem a produção de grãos para a nutrição animal. Estas justificativas, dentre outras, fazem com que

o Brasil tenha potencial para ampliar ainda mais a sua participação no mercado internacional (TORRES et al., 2013; BRASIL, 2016).

Em consequência a essa alta produção de suínos ocorre a geração de resíduos, que podem acarretar em impactos negativos ao meio ambiente (VIANCELLI et al., 2012).

3.2 Impacto ambiental dos dejetos de suínos

O crescimento demográfico a nível mundial gerou uma forte pressão sobre os setores agrícola e industrial, pressionando-os a produzirem mais para atender a demanda crescente. Como consequência a esse processo, o meio ambiente sofreu simultaneamente essa pressão, sendo os cuidados com este foram deixados em segundo plano devido à busca do cumprimento das necessidades de consumo. Esse descaso, por sua vez, trouxe inúmeras consequências em diversos aspectos ambientais, tanto para solo, água e ar (KUNZ et al., 2005).

A atividade suinícola é conhecida devido ao seu grande potencial poluidor e elevada carga orgânica, bem como altas taxas de nutrientes, patógenos, metais pesados, sedimentos e antibióticos contidos nos resíduos gerados (HUTCHINGS et al., 2013).

Atualmente, o modelo de produção é caracterizado pela criação intensiva em sistema de confinamento, em que um grande número de animais é concentrado em uma pequena área, potencializando a geração de resíduos e aumentando os riscos de contaminação ambiental. Os resíduos desta atividade, quando manejados de forma inadequada, podem acarretar na contaminação dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, do solo e do ar (CHIUMENTI, 2015; TORRES et al., 2013).

A produção concentrada de suínos consome um determinado volume de água, que muitas vezes é utilizado de forma inadequada, ocasionado desperdícios e aumento no volume de dejetos. Outro fator de influência na geração desses resíduos está ligado ao peso e ao ciclo produtivo em que o animal se encontra, que pode ser verificado pelos dados da FATMA (2014) a respeito do volume de dejetos gerados em cada fase de produção (Tabela 1) (SEGANFREDO, 2007).

Tabela 1 Volume diário de dejetos líquidos (L animal⁻¹ d⁻¹) produzido em sistemas especializados de produção de suínos no estado de Santa Catarina

Modelos de Sistema de Produção de Suínos	Massa suínos (kg)	Volume Dejetos (L/animal/dia)
Ciclo Completo (CC)	–	47,1
Unidade de Produção de Leitões (UPL)	–	22,8
Unidade de Produção de Desmamados (UPD)	–	16,2
Crechários (CR)	6 – 28	2,3
Unidade de Terminação (UT)	23 – 120	4,5

Fonte: FATMA (2014).

Os principais problemas de cunho ambiental associados à suinocultura são a alta carga de nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo), alta carga orgânica e alguns metais (por exemplo: ferro, zinco e cobre) presentes nos dejetos. Devido a essa elevada carga orgânica e de nutrientes, quando não tratados, estes podem acarretar em severos danos em corpos hídricos, como o favorecimento da proliferação de microrganismos, diminuição do oxigênio dissolvido, eutrofização do ambiente e proliferação de vetores (CHELME-AYALA et al., 2011).

Esses fatores impulsionam a necessidade do desenvolvimento e da adaptação de tecnologias que auxiliem no manejo adequado desses resíduos, para que estes não provoquem impactos no meio ambiente, promovendo, assim, o desenvolvimento ambientalmente sustentável da atividade suinícola (PALHARES et al., 2014).

3.3 Tecnologias de tratamento de dejetos de suínos

Usualmente, no Brasil os dejetos de suínos são armazenados em lagoas e posteriormente são aplicados no solo. Quando bem dimensionadas e operadas, são uma opção viável de armazenamento para esses efluentes, se associadas a locais que possuam áreas produtivas, uma vez que os dejetos podem ser utilizados como fertilizante orgânico (KUNZ et al., 2004; SZOGI et al., 2006).

O tempo de armazenamento desses dejetos nas esterqueiras é variável de acordo com a legislação de cada estado. Nesse processo de estabilização, os dejetos passam por um processo de degradação anaeróbia, no qual ocorre a liberação de gases; estes, por sua vez, são os responsáveis pelo odor desagradável presente na área de entorno dessas lagoas. Esse processo de degradação é mais acentuado nos meses quentes, uma vez que a temperatura favorece a atividade biológica (KUNZ et al., 2005; LOUGHRIN et al., 2006; SANTOS et al., 2007).

Outra tecnologia utilizada para o tratamento dos dejetos de suínos é a digestão anaeróbia em biodigestores. Os biodigestores são desenvolvidos e adaptados de várias formas, com diversas configurações, visando sempre a obtenção da maior eficiência e dos menores custos (BÜHRING et al., 2016).

Os biodigestores são uma tecnologia alternativa para o gerenciamento dos dejetos suínos: com a utilização destes é possível agregar valor ao resíduo, uma vez que o resultado é a produção de biogás, o qual pode ser utilizado para a geração de energia, elétrica e/ou calor (PESSUTO et al., 2016).

O efluente do biodigestor, apesar de ter passado por um processo de tratamento, ainda apresenta uma elevada carga orgânica e de nutrientes, não podendo ser descartado diretamente em corpos hídricos. Este efluente pode ser utilizado como biofertilizante. (GRANZOTTO et al., 2016).

Outra alternativa de tratamento é o sistema de lagoas, as quais são compostas por um sistema primário, no qual é realizada a separação de fases sólido-líquido, processo fundamental para o funcionamento adequado do sistema, evitando que estas sejam assoreadas pela carga de sólidos presente nos dejetos. Em seguida, tem-se uma série de quatro lagoas, as duas primeiras anaeróbias, depois uma facultativa, e, por fim, uma lagoa de polimento, normalmente, utilizando macrófitas. Esse tipo de tratamento apresenta uma elevada eficiência na remoção da carga orgânica, porém apresenta como inconveniente o elevado tempo de retenção hidráulico, a necessidade de grandes áreas e a dificuldade no controle do processo (VIVAN et al., 2010; PERDOMO et al., 2003).

Além dos tratamentos mencionados, a compostagem com o dejetos líquido também se caracteriza como uma alternativa. Na compostagem, o resíduo líquido é convertido em um material sólido, facilitando seu manejo e transporte. Os problemas relativos ao uso desta tecnologia estão relacionados à remoção da umidade do dejetos suíno, que tipicamente é maior que 90% (WU et al., 2016).

A compostagem gera um composto rico em nutrientes, com valor agrônômico e comercial. Porém, a exploração e a comercialização desse tipo de composto são limitadas, uma vez que outros resíduos, como a cama de aves, têm maior destaque nesse mercado (TORTOSA et al., 2012).

No sistema de criação de suínos em cama sobreposta, os dejetos líquidos são incorporados à massa de sólidos da cama, constituída de maravalha, serragem ou outros substratos. Com a incorporação desses dejetos na cama ocorre a diminuição da geração de odores e a proliferação de vetores. Este é um sistema com baixo custo de implementação e operacionalização, uma vez que o processo de estabilização se inicia na própria instalação, diminuindo a necessidade de estruturas complementares de tratamento (COOK et al., 2015).

As técnicas citadas acima, apesar de serem tecnologias que ainda necessitam de estudos, apresentam aplicabilidade na cadeia produtiva de suínos. Porém, novas

tecnologias vêm sendo desenvolvidas para o melhor tratamento desses resíduos, como os processos de remoção de nutrientes – no caso dos dejetos suínos, principalmente, nitrogênio e fósforo, nutrientes estes presentes em elevadas quantidades nestes (VIVAN, 2010).

Nesse sentido, os processos biológicos e os físico-químicos de remoção de nutrientes têm destaque, sendo que estes processos biológicos utilizam organismos para a remoção dos nutrientes. Já os físico-químicos são usualmente empregados para a separação da fração sólida do efluente, preparando o mesmo para o tratamento biológico. A combinação destas tecnologias torna o tratamento mais efetivo, potencializando a taxa de remoção de nutrientes (KUNZ et al., 2009).

3.3.1 Tratamento físico de dejetos

Os processos físicos de tratamento utilizados são variados, sendo que a tecnologia a ser aplicada varia em função do objetivo a ser alcançado. As tecnologias de separação sólido-líquido (SSL) compreendem a etapa de pré-tratamento do efluente para os sistemas avançados. Com a remoção dos sólidos, as partículas grosseiras são removidas, evitando assim a sobrecarga nas etapas subsequentes de tratamento, sendo estas químicas ou biológicas, como a nitrificação/desnitrificação (KUNZ et al., 2009).

Como resultado desta separação tem-se uma fração sólida e outra líquida. A fração sólida pode ser utilizada na compostagem ou na digestão anaeróbia, atribuindo valor agrônomico e econômico para esse material. A fração líquida apresenta uma elevada concentração de nutrientes e necessita de tratamento (AMARAL et al., 2016; BERNAL et al., 2009).

A eficiência de separação da fração sólida da líquida é influenciada pela temperatura, tempo de armazenamento em calhas e qualidade do dejetos. Isso ocorre em função da atividade biológica, que afeta diretamente a qualidade do dejetos armazenado, e sofre influência dos fatores citados, os quais alteram as características do efluente quando armazenado (MOLLER et al., 2002).

Dentre as tecnologias de SSL, as mais usuais são baseadas em processos físicos, sendo os sólidos separados mecanicamente da fração líquida. Isto pode ser realizado por meio de centrifugação, filtração, prensagem e/ou peneiramento. Nestes dispositivos, o efluente passa através de um crivo, no qual a fração sólida fica retida (Figura 1) (HJORTH et al., 2010).

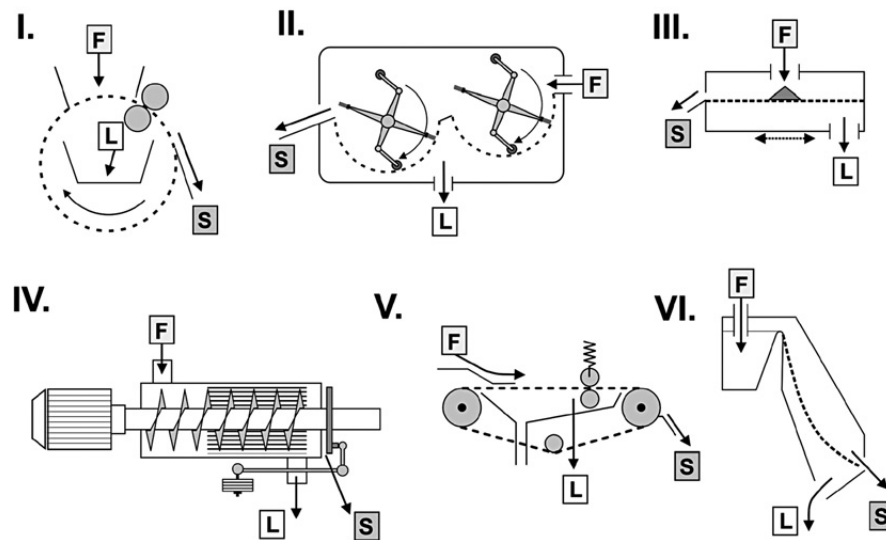


Figura 1 Separação comum e tecnologias de separação de dejetos líquidos. (F) entrada do efluente (L) saída do líquido clarificado e (S) saída dos sólidos. Os nomes para os dispositivos são: I. Peneira rotativa; II. Peneira estática de escova rotativa; III. Tela vibratória; IV. Prensa parafuso; V. Prensa de correia; VI. Peneira estática.
Fonte: Burton (2007).

Os equipamentos ou tecnologias empregadas para a separação da fração sólida têm ação em partículas de tamanhos distintos. Do sólido total presente nos dejetos é possível dividi-lo em diversas frações em função do diâmetro das partículas, ou seja, uma fração com as partículas em suspensão (colóides, finos, grosseiros e fibras) e outra com os sólidos dissolvidos (Figura 2) (VON SPERLING, 2005).

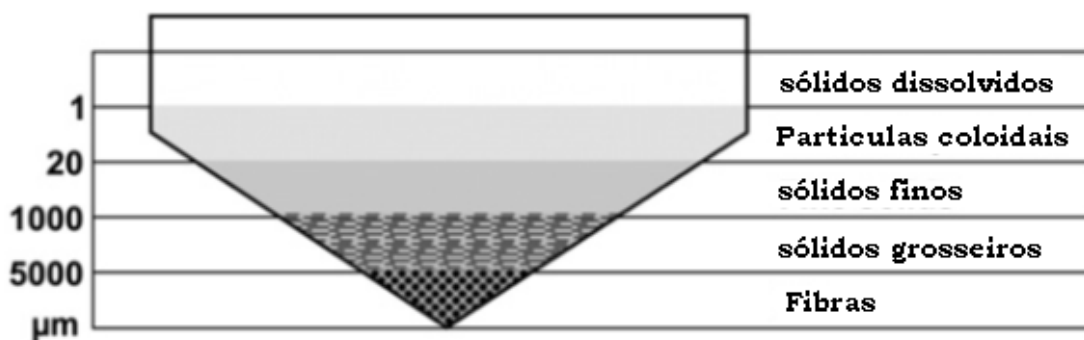


Figura 2 Divisão da matéria sólida do dejetos suíno em frações que podem ser removidos pelas principais categorias de separação ou processo de separação.
Fonte: Adaptado de Burton (2007).

As partículas com diâmetro superior a 1mm, são caracterizadas como sólidos mais grosseiros, sendo que se obtém uma melhor eficiência de separação com o uso de peneiras e prensas. Já para partículas com diâmetro inferior a 1 mm, a técnica mais eficaz a ser empregada é a sedimentação (BURTON, 2007).

A sedimentação atua na remoção dos sólidos em suspensão, os quais não foram retidos nas peneiras ou filtros. Essa separação das partículas sólidas, com densidade superior à do líquido, ocorre por meio da ação da gravidade, tendo como resultado o sobrenadante e o sedimentado, ou seja, um líquido clarificado e a lama, respectivamente. Esta técnica é caracterizada por ser simples e barata, sendo um atrativo nos processos de tratamento de dejetos (VON SPERLING, 2013).

O equipamento empregado na sedimentação é o decantador, o qual, por sua vez, apresenta diferentes configurações, as quais possuem variações no formato do tanque e nas formas de remoção do lodo. Normalmente estes possuem o topo circular, para inserir o dejetos, e a base cônica, para a remoção do lodo (HJORTH et al., 2010).

A natureza das partículas sólidas presentes no efluente a ser tratado é o parâmetro determinante da sedimentação. Em função das partículas sólidas, a sedimentação pode ser classificada como: discreta, floculenta, zonal e de compressão (SPERLING, 2007).

Na sedimentação discreta as partículas sedimentam em velocidade constante e apresentam uma trajetória retilínea, além de não se aglomerarem, mantendo suas características físicas. Já na sedimentação floculenta ocorre o aumento gradual da velocidade de sedimentação das partículas. Diferente das partículas discretas, as floculentas interagem entre si formando agregados, o que aumenta o tamanho, tendo, assim, uma velocidade de decantação superior. Na sedimentação zonal ocorre uma diminuição na velocidade de decantação, devido à perturbação que uma partícula causa sobre a outra; com isso, estas partículas tendem a decantar simultaneamente. Por fim, a compressão ocorre quando as partículas de maior densidade arrastam as de menor densidade que se situam em posições inferiores (DEZOTTI et al., 2008).

Os dispositivos mecânicos de separação de sólidos, quando combinados com a decantação, removem do efluente, também parte do fósforo orgânico, fosfato, nitrogênio orgânico particulado e a maior parte dos metais pesados. Aproximadamente 80% do sólido total presente no dejetos é eliminado (RIAÑO; GARCÍA-GONZÁLEZ, 2014).

Além da separação mecânica, o uso de polímeros orgânicos como agentes floculantes é empregado com frequência (STEINMETZ et al., 2007). Para melhorar a eficiência na remoção de partículas em suspensão podem ser empregadas a coagulação e a floculação. Para isto, geralmente utilizam-se polímeros orgânicos, como agentes floculantes ou outras substâncias químicas, sendo a concentração de nutrientes reduzida na fração líquida (SÁNCHEZ-MARTIN et al., 2010).

Kunz et al. (2010) investigaram um processo de SSL utilizando tanino para coagulação e floculação de dejetos de suínos, com posterior separação gravimétrica em flotodecantador. Os autores obtiveram eficiência de 56% na remoção de DQO, 26% na remoção de NTK e 79% na remoção de P total.

Na separação do material grosseiro, a massa líquida é removida; com isso, além das partículas sólidas, ração e pelos de animais também são removidos. A decantação tem eficiência média de remoção de sólidos em torno de 50%. Entretanto, as peneiras, em geral, têm eficiência na remoção de sólidos variável entre 3 e 30% (BURTON, 2007). Já os polímeros utilizados na coagulação e floculação possibilitam uma remoção em torno de 70% (RIAÑO; GARCÍA-GONZÁLEZ, 2014).

A remoção de sólidos por meio da sedimentação, além de apresentar uma elevada eficiência, é atrativa do ponto de vista econômico, quando comparado a outros processos. Essa técnica se enquadra melhor à realidade de produção brasileira, uma vez que a remoção de sólidos com o auxílio de polímeros químicos encarece o sistema. Riaño e García-González (2014) verificaram que uma unidade de separação sólido-líquido por meio da coagulação-floculação apresentou um custo com produtos químicos de 1,3 euros por m³ de dejetos tratados, correspondendo a 77% dos custos do processo de separação sólido-líquido.

Kunz et al. (2009) constataram que 29% do custo de operação de uma estação de tratamento foi em função dos produtos químicos utilizados na separação sólido líquido. Esses dados ressaltam a economia a ser obtida com a separação de sólidos por sedimentação sem a adição de produtos químicos, bem como a utilização de outros dispositivos, como centrífugas, uma vez que, segundo Møller et al. (2000), os custos de separação por meio de uma centrífuga do tipo decanter é de 2,21 euros por tonelada de dejetos tratados.

Diante das possibilidades apresentadas para a remoção de sólidos, a escolha do melhor dispositivo a ser utilizado dependerá das etapas seguintes de tratamento deste dejetos, em função da velocidade de separação, do grau de eficiência necessária e também, dos recursos disponíveis (SEGANFREDO et al., 2007).

3.3.2 Tratamento biológico para remoção de nutrientes

As alternativas para a remoção de nutrientes são inúmeras, variando de acordo com o objetivo proposto. O presente trabalho tem como foco a remoção do nitrogênio e, devido a esse fato, serão abordadas as técnicas referentes à remoção deste nutriente em específico.

O processo SHARON (do inglês Single Reactor High Activity Ammonia Removal Over Nitrite) compreende um sistema único de reator para conversão de altas concentrações do íon amônio em nitrito. Esse processo é caracterizado pela diferença na taxa de crescimento das bactérias que oxidam a amônia (BOA) em relação às que oxidam

nitrito (BON). Essa diferença na taxa de crescimento é assegurada por temperaturas (35 °C) mais elevadas de operação, bem como o baixo tempo de retenção hidráulico, o que favorece as BOAs (GALÍ et al., 2007; CLAROS et al., 2012).

O processo ANAMMOX (do inglês Anaerobic Ammonium Oxidation) é uma das alternativas de tratamento mais recentes, baseada na oxidação anaeróbia da amônia a nitrogênio gasoso, tendo o nitrito como acceptor final de elétrons. Dentre as vantagens do processo ANAMMOX destacam-se a robustez do processo na remoção de nitrogênio, podendo atingir 90% na eficiência na remoção de amônia, e a possibilidade de operação do mesmo em meio anóxico (DE PRÁ et al., 2016; CHINI et al., 2016).

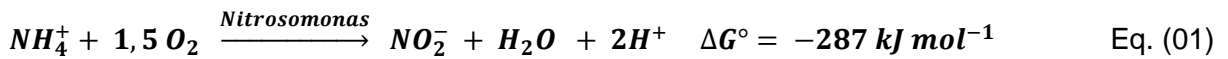
O processo de desamonificação compreende a remoção completa da amônia via nitrito, mediado por organismos autotróficos. O processo ocorre mediante a combinação da nitrificação parcial, em que a amônia é parcialmente oxidada a nitrito, que, por sua vez, servirá como acceptor final de elétrons para que as bactérias com atividade ANAMMOX atuem na conversão da amônia a nitrogênio gasoso. Essas etapas podem ocorrer em dois reatores ou em um único reator, sendo o controle do oxigênio um dos fatores chaves para o perfeito funcionamento do sistema, tendo em vista que as bactérias oxidadoras de amônia necessitam de oxigênio, enquanto que as bactérias com atividade ANAMMOX podem ser inibidas (XU et al., 2015, FENG et al., 2017).

Apesar da elevada eficiência desses processos, a concentração de carbono tolerável nesses sistemas se torna um fator limitante, visto que os dejetos suínos possuem uma alta carga orgânica, o que muitas vezes inviabiliza a utilização destas tecnologias (GIUSTINIANOVICH et al., 2016). Com isso, outra alternativa para o tratamento biológico dos efluentes visando à remoção do nitrogênio é o processo convencional, o qual é composto por duas etapas, conhecidas como nitrificação e desnitrificação (SUN et al., 2016).

3.3.2.1 Nitrificação

A nitrificação é o processo mediado por microrganismos que convertem o nitrogênio amoniacal à nitrato. Essa conversão, por sua vez, tem duas etapas: a nitritação e nitratação (SANT'ANNA Jr., 2010).

Inicialmente, na etapa de nitritação, as bactérias oxidadoras de amônia (BOA), convertem o nitrogênio amoniacal a nitrito (Equação 1), mediante a enzima amônia mono-oxigenase, tendo a hidroxilamina como produto intermediário. Esse processo é mediado principalmente por meio das bactérias do gênero *Nitrosomonas* (MELTCALF; EDDY 2003).



A segunda etapa do processo de nitrificação é a nitratação, na qual o nitrito proveniente da etapa anterior é oxidado a nitrato (Equação 2) por intermédio das bactérias oxidadoras de nitrito (BON), ação catalisada pela enzima nitrito óxido redutase, sendo as bactérias do gênero *Nitrobacter* como as principais envolvidas (ZOPPAS et al., 2016).



As bactérias envolvidas no processo de nitrificação têm o oxigênio comoceptor final de elétrons, além da maioria destas serem autotróficas, as quais assimilam carbono de fontes inorgânicas para suprimento das necessidades metabólicas (MARIN et al. 2016).

No processo de nitrificação diversos parâmetros influenciam no desempenho das bactérias envolvidas. Dentre os mais importantes, destacam-se o oxigênio dissolvido (OD), o pH, a temperatura (T), a relação carbono/nitrogênio e o tempo de retenção hidráulico (TRH) (WIESMANN et al., 2007).

Como já discutido anteriormente, as bactérias envolvidas na etapa de nitrificação são aeróbias, as quais necessitam uma elevada quantidade de oxigênio no meio. Nos processos de oxidação, a concentração de OD necessária para que ocorra a nitrificação completa é entre 2 e 3 mg L⁻¹ (GERARDI, 2002).

O oxigênio dissolvido é uma das variáveis limitantes da nitrificação, uma vez que valores de OD inferiores a 0,5 mg L⁻¹ inibem a atividade desses organismos. Isso ocorre devido ao elevado consumo de oxigênio, sendo que para cada quilograma de nitrogênio oxidado (na forma de amônia) são necessários cerca de 4,6 quilogramas de oxigênio (HEWAWASAM et al., 2017; ZOPPAS et al., 2016).

Assim como o oxigênio dissolvido, o pH é uma variável de importância devido às transformações que podem ocorrer no sistema, tendo em vista que há uma relação entre os processos químicos de equilíbrio, os quais envolvem a amônia (NH₃), a amônia livre (AL) e o ácido nitroso livre (HNO₂) (DE PRÁ et al., 2012).

O pH em condições alcalinas (>7,0), desloca o equilíbrio químico da solução no sentido da formação de amônia (NH₃), favorecendo assim as BOA sobre as BON, uma vez que a atividade das BOAs é dependente da concentração da amônia. Porém, a presença de amônia livre no sistema pode inibir a atividade desses organismos (CIUDAD, 2007).

De acordo com Anthonisen et al. (1976), as BOA suportam concentrações elevadas de AL, na faixa de 10 a 150 mgNH₃ L⁻¹. Já as BON, com concentrações de 0,1 a 10,0 mgNH₃ L⁻¹ podem ter sua atividade inibida.

Segundo Alleman (1985), as BON apresentam um pH ótimo próximo da neutralidade, na faixa de 7,2 a 7,6, já as BOA necessitam de pH menos básico, na faixa de 7,9 a 8,2. Com pH inferior a 6,0, tanto as BOA quanto as BON diminuem sua atividade.

A nitrificação libera íons H^+ , ocasionando a diminuição do pH no meio; se a alcalinidade não for adequada, pode haver uma queda abrupta do pH no meio, dificultando o processo de nitrificação, devido ao deslocamento do equilíbrio químico das espécies nitrogenadas, como já comentado. São necessárias 3,57 g de alcalinidade por grama de nitrogênio amoniacal oxidado à nitrato a fim de manter o equilíbrio químico do meio (ANTILEO et al., 2013).

A temperatura, por sua vez, tem efeito direto no crescimento dos microrganismos nitrificantes. Porém, a temperatura tem efeitos distintos sobre organismos que oxidam a amônia e as que oxidam nitrito (SANT'ANNA Jr., 2010). As BOA têm a taxa de crescimento favorecida em temperaturas elevadas, na faixa de 30 a 35 °C, já as BON possuem a faixa de crescimento favorecida, com a temperatura em média de 25 °C (NOCKO, 2008).

Outro fator que exerce influência na taxa de crescimento das bactérias é a matéria orgânica. A presença de teores elevados de matéria orgânica em reatores pode favorecer o crescimento de organismos heterotróficos. Estes, por sua vez, possuem uma taxa de crescimento elevada, em comparação com as bactérias nitrificantes que são autotróficas (LIU et al. 2010a).

Nesse sentido, a nitrificação é afetada negativamente pela presença de matéria orgânica, ou seja, quanto maior a relação entre o teor de matéria orgânica e o de nitrogênio, menor será a taxa de nitrificação (MELTCALF; EDDY 2003).

Para melhor compreender o comportamento dos organismos nitrificantes quanto ao consumo de substratos, os estudos cinéticos são ferramentas importantes no auxílio do entendimento da dinâmica desses organismos. Por meio do estudo cinético é possível obter uma relação entre a taxa de reação com as diferentes condições específicas do meio (DE PRÁ et al., 2016). Modelos matemáticos são comumente utilizados para representar os processos envolvidos, como taxas ou velocidades de crescimento das bactérias nitrificantes, de consumo de substratos como amônia e nitrito, bem como a geração de produtos, como o nitrato (SANT'ANNA Jr., 2010).

A equação de Monod (Equação 3) descreve o crescimento de bactérias em função da concentração de um único substrato limitante. Segundo essa equação, a velocidade específica de crescimento (μ) é igual à razão entre a multiplicação da velocidade máxima de crescimento (μ_{max}) e da concentração de substrato (S), pela soma entre a constante de saturação (K_s) e a concentração de substrato (S) (BIZUKOJC e BIZUKOJC, 2012).

$$\mu = \mu_{m\acute{a}x} \frac{S}{K_s + S} \quad \text{Eq. (03)}$$

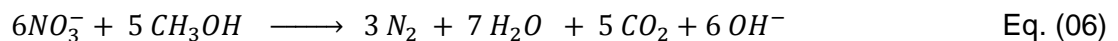
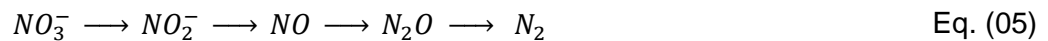
Entretanto, o modelo descrito acima não leva em consideração a inibição do crescimento de bactérias nitrificantes devido ao substrato. Já o modelo de Andrews (Equação 4) leva em consideração a inibição devido à concentração do substrato, com a adição de mais uma variável: a constante de inibição pelo substrato (K_i) (TANYOLAÇ et al., 2001).

$$\mu = \mu_m \frac{S}{K_s + S + \frac{S^2}{K_i}} \quad \text{Eq. (04)}$$

Em resumo, esses modelos descrevem a influência que determinado substrato exerce em termos de inibição ou ativação em função da sua concentração na taxa de crescimento dos microrganismos em estudo (FEISTHER, 2013).

3.3.2.2 Desnitrificação

A desnitrificação é a conversão do nitrato, produzido na etapa de nitrificação, a nitrogênio gasoso (N_2), por intermédio de bactérias facultativas heterotróficas (Equação 5). Nesse processo são formados vários intermediários, com um grau decrescente de oxidação. Inicialmente, o nitrato é reduzido a nitrito e, em seguida, ao óxido nítrico; posteriormente, a óxido nitroso e, finalmente, para nitrogênio gasoso (N_2) (ZOPPAS et al., 2016). A Equação 6 apresenta a redução do nitrato a nitrogênio gasoso utilizando o metanol como fonte de carbono (METCALF; EDDY, 2003).



Vários são os organismos envolvidos no processo de desnitrificação, como os gêneros: *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Paracoccus*, *Thiobacillus*, *Propionibacterium*, entre outras. É predominante a presença de bactérias facultativas, que utilizam o nitrato e o nitrito como aceptores de elétrons, ao contrário das bactérias nitrificantes, que usam o

oxigênio. Além disso, estas são heterotróficas e, assim, assimilam carbono de fontes orgânicas para suprimento das necessidades metabólicas (CIUDAD, 2007).

Similarmente, na nitrificação alguns parâmetros exercem influência direta no processo. A capacidade de desnitrificação tem relação direta com a quantidade de matéria orgânica biodegradável, ou seja, a relação entre o carbono e o nitrogênio dos efluentes, uma vez que os organismos envolvidos no processo são heterotróficos (LIU et al. 2010b).

A presença de matéria orgânica e de NO_x (nitrito e nitrato, aceptores finais de elétrons) tem influência na velocidade de crescimento das bactérias desnitrificantes (LIU et al., 2010a).

Teoricamente, são necessários cerca de 2,86 g de DQO por grama de NO₃⁻ a ser reduzido a N₂ e de 1,72 g de DQO por grama de NO₂⁻ a ser reduzido a N₂ (METCALF; EDDY, 2003). Porém a relação C/N necessária para a desnitrificação é variável, é possível observar na literatura uma variedade de relações. Li et al. (2016) verificaram que a eficiência de 80% de nitrogênio quando a razão DQO/N foi 0,70. Já Wang et al. (2016) obtiveram uma eficiência de 59% na remoção de nitrogênio total com uma relação C/N de 3,5. Já Meng et al. (2008) constaram a remoção completa de nitrogênio amoniacal sem acúmulo de N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻ na desnitrificação, com uma relação DQO/N de 10,04.

Essas variações nas relações C/N observadas são decorrentes da fonte de carbono utilizado no processo de desnitrificação, uma vez que a desnitrificação pode ter diferentes relações C/N ótimas – isso quando é usado para tratar diferentes águas residuárias sob condições ambientais e em reatores distintos, como pode ser observado na tabela abaixo (Tabela 2) (SANTOS, 2009).

Tabela 2 Fontes de carbono utilizadas para desnitrificação e relação C/N em diferentes reatores tratando diferentes águas residuárias

Autor	Tipo de reator	Fonte de carbono	Relação ótima
Zhang et al. (2013)	Reator <i>airlift</i> híbrido	Acetato	DQO/N = 10
CARRERA et al. (2004)	Ludzack-Ettinger modificado	Etanol	DQO/N = 7
LI et al. (2016)	Reator de lodo de fluxo ascendente	águas residuárias da suinocultura	DQO/N = 0,70
Wang et al. (2016)	SBR	águas residuárias domésticas	C/N = 3,5

Com isso, um dos desafios da nitrificação/desnitrificação é contar com um dejetivo que apresente uma concentração ideal de carbono biodisponível para a etapa de desnitrificação – fato que não ocorre em esgotos domésticos e sanitários, por exemplo,

sendo necessária a suplementação de carbono –, ao contrário dos dejetos suínos, que apresentam uma elevada relação de C/N (WANG et al., 2015).

A concentração de OD no meio deve ser mantida inferior a $0,5 \text{ mg L}^{-1}$, para que a atividade desnitrificante não seja inibida, uma vez que essas bactérias utilizam o nitrato e o nitrito como aceptores de elétrons; porém, na presença de oxigênio ele é preferido como receptor de elétrons, causando o acúmulo de nitrato ou nitrito no meio (SANT'ANNA Jr., 2010).

3.4 Configuração de reatores para os processos de nitrificação/desnitrificação

A remoção de nitrogênio via nitrificação e desnitrificação pode ser realizada em diferentes sistemas reacionais. As características do efluente em questão determinarão o arranjo dos processos e o tipo de reator a ser utilizado (SANT'ANNA Jr., 2010).

Um destes arranjos é conhecido como Bardenpho, formado por 4 reatores sequenciais, intercalando desnitrificação e nitrificação (Figura 4), ou seja, inicialmente um reator anóxico, seguido de um aeróbio, um anóxico e por fim outro aeróbio. Nesse arranjo existe o retorno do conteúdo do primeiro reator aeróbio para o primeiro reator anóxico, a fim de que a desnitrificação ocorra, recirculando nitrato. Com isso, a eficiência destes, quanto à desnitrificação, depende da taxa de reciclo de lodo interno, que proporciona maior aporte de nitrato aos reatores anóxicos (SATTAYATEWA et al., 2009).

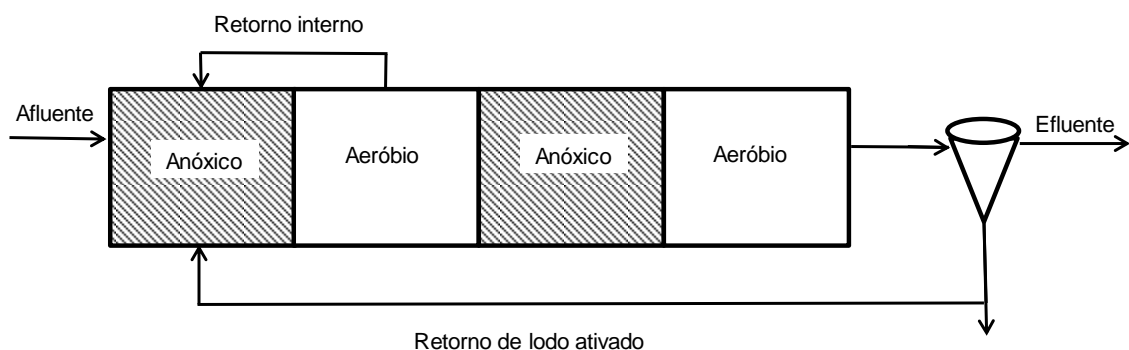


Figura 3 Representação de um sistema utilizando o arranjo Bardenpho.
Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2003).

No sistema desnitrificação pós-anóxica, inicialmente ocorre a nitrificação, seguida pela desnitrificação; desta forma, é possível reduzir a concentração de nitrato no efluente final, conforme demonstrado na Figura 3. Essa redução se dá devido ao fato de que na

etapa de desnitrificação os doadores de elétrons são fornecidos pela respiração endógena, utilizando o nitrato como doador de elétrons no lugar do oxigênio, eliminando a necessidade de retorno de nitrato (METCALF; EDDY 2003).

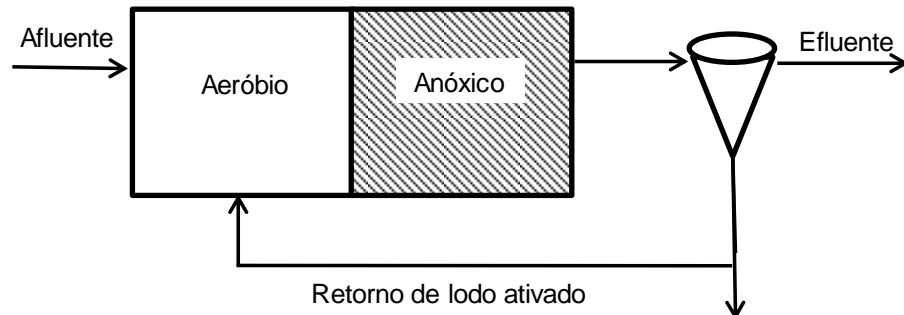


Figura 4 Representação de um sistema utilizando o processo de desnitrificação pós anóxica.
Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2003).

Ludzack e Ettinger, por volta de 1960, propuseram uma nova configuração de reatores, que ficou conhecida como Ludzack-Ettinger, sendo este composto por duas unidades reacionais: primeiro um tanque anóxico seguido por um tanque aeróbico (Figura 5). O conceito desse reator é baseado no consumo de carbono como doador de elétrons para a desnitrificação, o qual é realizado no primeiro reator. Essa configuração permite o tratamento de efluentes com relação C/N superior aos demais arranjos. Após o tanque de desnitrificação, está o tanque aeróbico, no qual ocorre a nitrificação. Ao final, o lodo é retornado para o tanque anóxico, a fim de preservar a comunidade microbiana (SANT'ANNA Jr., 2010).

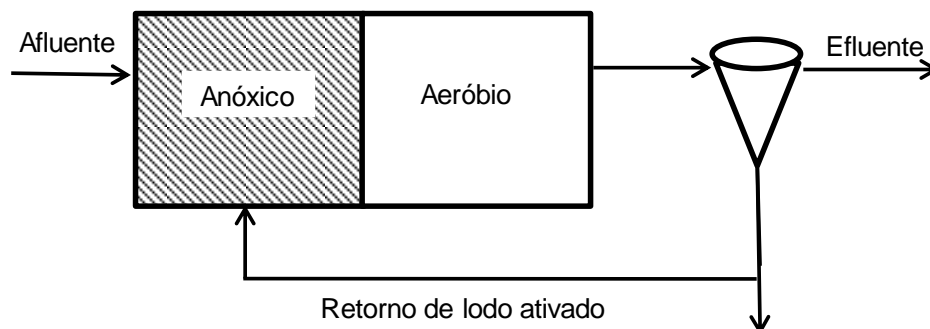


Figura 5 Representação de um sistema utilizando o arranjo Ludzack-Ettinger.
Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2003).

Assim como o sistema Ludzack-Ettinger, o arranjo Ludzack-Ettinger modificado (Figura 6) é composto por duas unidades reacionais: uma anóxica seguida de uma aeróbia. O funcionamento é semelhante com relação à remoção de nitrogênio; a diferença entre

esses dois sistemas é a inserção do retorno do nitrato produzido no tanque aeróbio para o anóxico. Isto apresenta um aumento na eficiência de remoção de nitrogênio, podendo ser de até 90% (CHUNG et al., 2012).

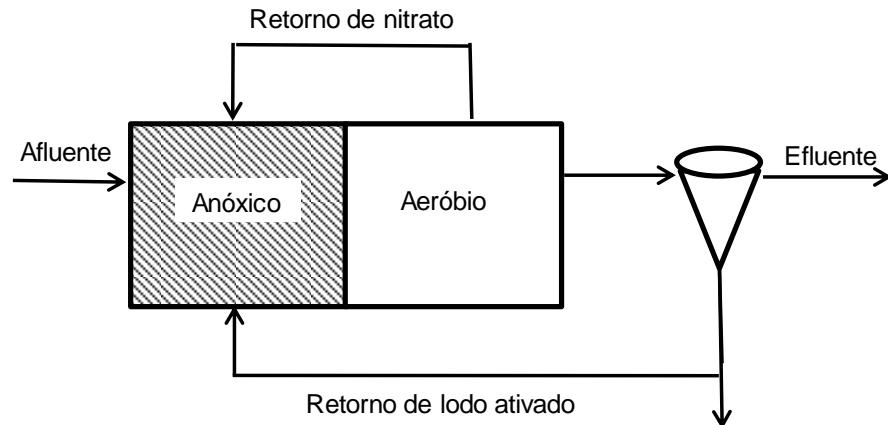


Figura 6 Representação de um sistema utilizando o arranjo Ludzack-Ettinger modificado.
Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2003).

A configuração do MLE é um sistema ideal para o tratamento de dejetos suínos, pois permite uma desnitrificação, assim como uma nitrificação mais eficiente – visto que o nitrato formado no tanque aeróbio é recalcado para o tanque anóxico, sendo este utilizado como aceptor de elétrons no processo. Na desnitrificação, a redução do nitrato é mediada por microrganismos heterotróficos que consomem a matéria orgânica do afluente, beneficiando a etapa seguinte (nitrificação) devido à produção de alcalinidade e ao consumo da matéria orgânica (LIU et al., 2018).

4 REFERÊNCIAS

- ABPA. Associação Brasileira de Proteína Animal. **Relatório anual 2017**. Disponível em: <http://abpa-Br.com.br/storage/files/3678c_final_abpa_relatorio_anual_2016_portugues_web_reduzido.pdf>. Acesso em: 15 nov. 2017.
- ALLEMAN, J. E. Elevated nitrite occurrence in biological wastewater treatment systems. **Water Science Technology**, v. 17, p. 409-419, 1985.
- AMARAL, A. C.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; SCUSSIATO, L. A.; TAPPARO, D. C.; GASPARETO, T. C. Influence of solid-liquid separation strategy on biogas yield from a stratified swine production system. **Journal of Environmental Management**, v.168, p. 229-235, 2016.
- ANTHONISEN, A. C.; LOEHR, R. C.; PRAKASAM, T. B. S.; SRINATH, E. G. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. **Journal WPCF**, v. 48, 1976.
- ANTILEO, C.; MEDINA, H.; BORNHARDT, C.; MUÑOZ, C.; JARAMILLO, F.; PROAL, J. Actuators monitoring system for real-time control of nitrification- denitrification via nitrite on long term operation. **Chemical Engineering Journal**, v. 223, p.467-478, 2013.
- BERNAL, M. P.; ALBURQUERQUE, J. A.; MORAL, R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 5444-5453, 2009.
- BIZUKOJC, E. L.; BIZUKOJC, M. A new approach to determine the kinetic parameters for nitrifying microorganisms in the activated sludge systems. **Bioresource Technology**, v. 109, p. 21-25, 2012.
- BORTOLI, M. **Partida, operação e otimização de um sistema de nitrificação/desnitrificação visando a remoção de nitrogênio de efluente da suinocultura pelo processo Ludzack-Ettinger modificado**. 2010. 155 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Centro Tecnológico Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Suínos**. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/animal/especies/suinos>>. Acesso em: 15/08/2016.
- BÜHRING, G. M. B.; SILVEIRA, V. C. P. O biogás e a produção de suínos do sul do Brasil. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v. 5, n. 2, p. 222-223, 2016.
- BURTON, C. H. The potential contribution of separation technologies to the management of livestock manure. **Livestock Science**, v. 112, p. 208-216, 2007.
- CARRERA, J.; VICENT, T.; LAFUENTE, J. Effect of influent COD/N ratio on biological nitrogen removal (BNR) from high-strength ammonium industrial wastewater. **Process Biochemistry**, v. 39, p. 2035-2041, 2004.
- CHELME-AYALA, P.; EL-DIN, M. G.; SMITH, R.; CODE, K. R.; LEONARD, J. Advanced treatment of liquid swine manure using physico-chemical treatment. **Journal of Hazardous Materials**, v.186, p. 1632-1638, 2011.

CHINI, A.; KUNZ, A.; VIANCELLI, A.; SCUSSIATO, L. A.; DIAS, J. R.; JACINTO, I. C. Recirculation and Aeration Effects on Deammonification Activity. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 227, p. 1-10, 2016.

CHIUMENTI, A. Complete nitrification–denitrification of swine manure in a full-scale, non-conventional composting system. **Waste Management**, v. 46, p. 577-587, 2015.

CHUNG, C. M.; CHO, K. W.; KIM, Y. J.; YAMAMOTO, K.; CHUNG, T. H. Enhanced biological nitrogen removal in MLE combined with post-denitrification process and EF clarifier. **Bioprocess and Biosystems Engineering**, v. 35, p.503-511, 2012.

CIUDAD, G.; RUBILAR, O.; MUÑOZ, 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, n. 5, p.1715-1719, 2005.

CLAROS, J.; SERRALTA, J.; SECOB, A.; FERRER, J.; AGUADO, D. Real-time control strategy for nitrogen removal via nitrite in a SHARON reactor using pH and ORP sensors. **Process Biochemistry**, v. 47, p. 1510-1515, 2012.

COOK, K. L.; RITCHEY, E. L.; LOUGHRIN, J. H.; HALEY, M.; SISTANI, K. R.; BOLSTER, C. H. Effect of turning frequency and season on composting materials from swine high-rise facilities. **Waste Management**, v. 39, p. 86-95, 2015.

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

DE PRÁ, M. C.; KUNZ, A.; BORTOLI, M.; SCUSSIATO, L.; COLDEBELLA, A.; VANOTTI, M.; SOARES, H. M. Kinetic models for nitrogen inhibition in ANAMMOX and nitrification process on deammonification system at room temperature. **Bioresource Technology**, v. 202, p. 33-41, 2016.

DEZOTTI, M. (Coord.). **Processos e técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos**. Vol 5. Rio de Janeiro: E-papers, 2008.

FATMA. Fundação do Meio Ambiente. **Instrução Normativa Nº 11**. Disponível em: <<http://www.fatma.sc.gov.br/ckfinder/userfiles/arquivos/ins/11/IN2011%20Suinocultura.pdf>>. Acesso em: 16 ago. 2016.

FEISTHER, V. A. **Cinética da biodegradação dos compostos benzeno, tolueno e xileno em lodo aeróbio utilizando biofilme**. 2013. 216 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

FENG, Y.; LU, X.; AL-HAZM, H.; MAÇKINIA, J. An overview of the strategies for the deammonification process start-up and recovery after accidental operational failures. **Environmental Science and Bio/Technology**, v. 16, p.541-568, 2017.

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

GERARDI, M. H. **Nitrification and denitrification in the activated sludge process**. New York, Wiley-Interscience, 2002.

GIONGO, A. **Remoção de nitrogênio de efluente suinícola a diferentes Relações C/N**. 59 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Cascavel, 2017.

GIUSTINIANOVICH, E. A.; CAMPOS, J.; ROECKEL, M. D. The presence of organic matter during autotrophic nitrogen removal: Problem or opportunity?. **Separation and Purification Technology**, v.166, p. 102-108, 2016.

GRANZOTTO, F.; SCHERE, M. J.; BRACHER, E.H. Tratamento do Resíduo Orgânico residencial urbano através da digestão anaeróbia. **Scientia cum indústria**, v. 4, n. 2, p. 131-134, 2016.

HEWAWASAM, C.; MATSUURA, N.; MAHARJAN, N.; HATAMOTO, M.; YAMAGUCHI, T. Oxygen transfer dynamics and nitrification in a novel rotational sponge reactor. **Biochemical Engineering Journal**, v. 128, n. 15, p.162-167, 2017.

HJORTH, M.; CHRISTENSEN, K. V.; CHRISTENSEN, M. L.; SOMMER, S. G. Solid–liquid separation of animal slurry in theory and practice. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 30, p.153-180, 2010.

HUTCHINGS, N. J.; HOEVE, M. D.; JENSEN, R.; BRUUN, S.; SOTOFT, L. F. Modelling the potential of slurry management technologies to reduce the constraints of environmental legislation on pig production. **Journal of Environmental Management**, v. 130, p.447-456, 2013.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 22, n. 3, p. 651-665, 2005.

KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. L. R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 22, p. 5485-5489, 2009.

KUNZ, A.; OLIVEIRA, P.A. Aproveitamento de dejetos de animais para geração de biogás. **Revista Política Agrícola**, Ano XV, n. 3, 2006.

KUNZ, A.; OLIVEIRA, P.A.; HIGARASHI, M. M.; SANGOI, V. Recomendações técnicas para uso de esterqueiras para a armazenagem de dejetos de suínos. **Comunicado Técnico**, n. 361, Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2004.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; BORTOLI, M. Separação sólido–líquido em efluentes da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 11, p. 1220-1225, 2010.

LI, J.; MENG, J.; LI, J.; WANG, C.; DENG, K.; SUN, K.; BUELNA, G. The effect and biological mechanism of COD/TN ratio on nitrogen removal in a novel upflow microaerobic sludge reactor treating manure-free piggery wastewater. **Bioresource Technology**, v. 209, p. 360-368, 2016.

LIU, F.; HU, X.; ZHAO, X.; GUO, H.; ZHAO, Y.; JIANG, B. Rapid nitrification process upgrade coupled with succession of the microbial community in a full-scale municipal wastewater treatment plant (WWTP). **Bioresource Technology**, v. 249, p. 1062-1065, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.10.076>.

LIU, J.; ZUO, J. E.; YANG, Y.; ZHU, S.; KUANG, S.; WANG, K. An autotrophic nitrogen removal process: short-cut nitrification combined with ANAMMOX for treating diluted effluent

from an UASB reactor fed by landfill leachate. **Journal of Environmental Sciences**, v. 22, n. 5, p. 777-783, 2010b.

LIU, Y.; SHI, H.; XIA, L.; SHI, H.; SHEN, T.; WANG, Z.; WANG, G.; WANG, Y. Study of operational conditions of simultaneous nitrification and denitrification in a Carrousel oxidation ditch for domestic wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 3, p. 901-906, 2010a.

LOUGHRIN, J. H.; SZOGI, A. A.; VANOTTI, M. B. Reduction of malodorous compounds from a treated swine anaerobic lagoon. **Journal of Environmental Quality**, v. 35, p. 194-199, 2006.

MARIN, J. C. A.; CARAVELLI, A. H.; ZARITZKY, N. E. Nitrification and aerobic denitrification in anoxic-aerobic sequencing batch reactor. **Bioresource Technology**, v. 200, p. 380-387, 2016.

MENG, Q.; YANG, F.; LIU, L.; MENG, F. Effects of COD/N ratio and DO concentration on simultaneous nitrification and denitrification in an airlift internal circulation membrane bioreactor. **Journal of Environmental Sciences**, v. 20, n. 8, p. 933-939, 2008.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. Boston: McGraw-Hill, 2003.

MØLLER, H. B.; LUND, I.; SOMMER, S. G. Solid-liquid separation of livestock slurry: efficiency and cost. **Bioresource Technology**, v. 74, p. 223-229, 2000.

MOLLER, H. B.; SOMMER, S. G.; AHRING, B. K. Separation efficiency and particle size distribution in relation to manure type and storage conditions. **Bioresource Technology**, v. 85, p. 189-196, 2002.

NEVES, M. F. (Coord.). **Mapeamento da suinocultura brasileira**. Serviço de apoio a micro e pequenas empresas, Associação brasileira dos criadores de suínos: Brasília, DF, 2016. 376 p.

NOCKO, L.M. **Remoção de carbono e nitrogênio em reator de leito móvel submetido à aeração intermitente**. 2008. 130 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

PALHARES, J. C.; GEBLER, L. (Ed. Técnicos). **Gestão ambiental na agropecuária**. Vol. 2. Brasília, DF: Embrapa, p. 490, 2014.

PERDOMO, C. C.; OLIVEIRA, P. A. V. O.; KUNZ, A. **Sistema de tratamento de dejetos de suínos: inventário tecnológico**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, p. 83, 2003.

PESSUTO, J.; SCOPEL, B. S.; PERONDI, D.; GODINHO, M.; DETTMER, A. Enhancement of biogas and methane production by anaerobic digestion of swine manure with addition of microorganisms isolated from sewage sludge. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 104, p. 233-239, 2016.

RIAÑO, B.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M.C. On-farm treatment of swine manure based on solid-liquid separation and biological nitrification-denitrification of the liquid fraction. **Journal of Environmental Management**, v. 132, p. 87-93, 2014.

SÁNCHEZ-MARTIN, J.; BELTRÁN-HEREDIA, J.; SOLERA-HERNÁNDEZ, C. Surface water and wastewater treatment using a new tannin-based coagulant. Pilot plant trials. **Journal of Environmental Management**, v. 91, n. 10, p.2051-2058, 2010.

- SANT'ANNA JR., G. L. **Tratamento biológico de efluentes**: Fundamentos e aplicações. Rio de Janeiro: Interciência, 2010.
- SANTOS, E. **Desnitrificação em sistemas de lodo ativado**. 2009. 137 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2009.
- SANTOS, M. A. A.; SCHMIDT, V.; BITENCOURT, V. C.; MAROSO, M. T. D. Esterqueiras: avaliação físico-química e microbiológica do dejetos suíno armazenado. **Engenharia Agrícola**, v. 27, n. 2, p. 537-543, 2007.
- SATTAYATEWA, C.; PAGILLA, K.; PITT, P.; SELOCK, K.; BRUTON, T. Organic nitrogen transformations in a 4-stage Bardenpho nitrogen removal plant and bioavailability/biodegradability of effluent DON. **Water Research**, v. 43, p. 4507-4516, 2009.
- SCHIERHOLT NETO, G. F. **Desenvolvimento de uma Flora de Microrganismos Oxidadores Anaeróbios de Amônia Utilizando Inóculo Proveniente de Dejetos de Suínos**. 2007. 101 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.
- SEAB/PR. Secretaria de Estado da Agricultura e do Abastecimento do Paraná. **Suinocultura - Análise da Conjuntura Agropecuária**. Disponível em: <http://www.agricultura.pr.gov.br/arquivos/File/deral/Prognosticos/SuinoCultura_2012_2013.pdf>. Acesso em: 15 ago. 2016.
- SEGANFREDO, M. A. (Ed. Técnico). **Gestão Ambiental na Suinocultura**. Brasília, DF: Embrapa, p. 302, 2007.
- STEINMETZ, R. L. R.; KUNZ, A.; RAMME, M.; DRESSLER, V. L.; FLORES, E. M. Separação sólido-líquido em efluentes da suinocultura com uso de extratos tanantes modificados e aplicação de modelos de otimização multivariada. **Revista AIDIS de Engenharia y Ciencias Ambientales: Investigaciones Desarrollos y Práctica**, v. 1, p. 217-225, 2007.
- SUN, Z.; LI, Y.; LIU, Y.; REN, R. Removal of nitrogen by heterotrophic nitrification-aerobic denitrification of a novel metal resistant bacterium *Cupriavidus* sp. S1. **Bioresource Technology**, v. 220, p.142-150, 2016.
- SZOZI, A.; VANOTTI, M. B.; STANSBERRY, A. E. Reduction of ammonia emissions from treated anaerobic swine lagoons. **Transactions of the ASABE**, v. 49, n. 1, p. 217-225, 2006.
- TANYOLAÇ, D.; SALIH, B.; TANYOLAÇ, A. Inhibition kinetics of a commercial mixed culture by ammonium sulfate. **Biochemical Engineering Journal**, v. 7, p. 177-182, 2001.
- TORRES, D. A. P.; LIMA FILHO, J. R.; BELARMINO, L. C. (Ed. Técnicos). **Competividade de cadeias agroindustriais brasileiras**. Brasília, DF: EMBRAPA, 191 p., 2013.
- TORTOSA, G.; ALBURQUERQUE, J. A.; AIT-BADDI, G.; CEGARRA, J. The production of commercial organic amendments and fertilisers by composting of two-phase olive mill waste ("alperujo"). **Journal of Cleaner Production**, v. 26, p. 48-55, 2012.
- VIANCELLI, A.; GARCIA, L. A. T.; SCHIOCHET, M.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R.; ZANELLA, J. R. C.; ESTEVES, P. A.; BARARDI, C. R. M. Culturing and molecular methods to assess

the infectivity of porcine circovirus from treated effluent of swine manure. **Research in veterinary science**, v. 93, p. 1520-1524, 2012.

VIVAN, M. **Estabelecimento do processo de nitrificação/desnitrificação para o pós-tratamento de digestatos da suinocultura**. 2012. 114 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.

VIVAN, M.; KUNZ, A.; STOLBERG, J.; PERDOMO, C.; TECHIO, V. Eficiência na interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 320-325, 2010.

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

VON SPERLING, M. **Princípios básico do tratamento de esgotos**. Vol 2. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Minas Gerais, 2013.

WANG, X.; WANG, S.; XUE, T.; LI, B.; DAI, X.; PENG, Y. Combining simultaneous nitrification-endogenous denitrification and phosphorus removal with post-denitrification for low carbon/nitrogen wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v. 220, p.17-25, 2016.

WANG, X.; WANG, S.; XUE, T.; LI, B.; DAI, X.; PENG, Y. Treating low carbon/nitrogen (C/N) wastewater in simultaneous nitrification-endogenous denitrification and phosphorous removal (SNDPR) systems by strengthening anaerobic intracellular-carbon storage. **Water research**, v. 77, p. 191-200, 2015.

WIESMANN, U.; CHOI, I. S.; DOMBROWSKI, E. M. **Fundamentals of Biological Wastewater Treatment**. Berlin, EWiley-VCH, 2007, 393 p.

WU, S.; SHEN, Z.; YANG, C.; ZHOU, Y.; LI, X.; ZENG, G.; AI, S.; He, H. Effects of C/N ratio and bulking agent on speciation of Zn and Cu and enzymatic activity during pig manure composting. **International Biodeterioration & Biodegradation**, p.1-8, 2016.

XU, G.; ZHOU, Y.; YANG, Q.; MAY-PING LEE, Z.; GU, J.; LAY, W; CAO, Y.; LIU, Y. The challenges of mainstream deammonification process for municipal used water treatment. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 6, p. 2485-2490, 2015.

ZHANG, T.; WEI, C. A New Developed Airlift Reactor Integrated Settling Process and Its Application for Simultaneous Nitrification and Denitrification Nitrogen Removal. **The Scientific World Journal**, v. 2013, 2013. DOI: 10.1155/2013/345725

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, A. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21 n. 1, p.29-42, 2016.

ARTIGO 1: INFLUÊNCIA DA SEPARAÇÃO SÓLIDO-LÍQUIDO NA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO EM SISTEMA LUDZACK-ETTINGER MODIFICADO

RESUMO: O cenário atual exige sistemas de tratamento com alta eficiência, facilidade de operação e baixo custo. Nesse sentido, a separação sólido-líquido (SSL) como pré-tratamento de efluentes é uma estratégia eficiente para facilitar a gestão de dejetos suínos em sistemas de remoção de nitrogênio. O objetivo deste estudo foi estabelecer uma SSL eficiente para dejetos suínos e verificar qual a sua influência sobre o processo de nitrificação e desnitrificação em sistema Ludzack-Ettinger modificado (MLE). A separação de sólidos proposta foi composta de uma peneira estática de escovas rotativas seguida de um decantador, enquanto que a unidade de remoção de nitrogênio foi composta de um sistema Ludzack-Ettinger modificado (MLE). Foram determinadas três fases, em função de três diferentes tempos de retenção hidráulico no decantador, pré-determinados por meio de testes de sedimentação. O sistema suportou uma concentração de sólidos de até $18,45 \text{ g L}^{-1}$, com uma alta eficiência de remoção de nitrogênio no sistema MLE, de 88,27% na remoção de nitrogênio total e 86,3% de carbono orgânico. Com base nos dados cinéticos da biomassa nitrificante foi possível observar o efeito inibitório do acréscimo da matéria orgânica no sistema MLE, sendo possível concluir que tempos de retenção inferiores a 30 minutos no decantador são prejudiciais ao sistema de nitrificação e desnitrificação devido ao aumento de matéria orgânica e, conseqüentemente, o aumento na produção de lodo, o que encarece o sistema de tratamento.

Palavras-chave: Nitrificação/desnitrificação; Dejeito suíno; Sedimentação.

5.1 Introdução

No setor agrícola a produção animal é um importante ramo, tanto em termos econômicos quanto em relação à segurança alimentar mundial (HUNT et al., 2009). Porém, os impactos decorrentes do crescimento desta atividade fizeram com que a resiliência dos ambientes naturais fosse comprometida (ZHOU et al., 2017; FOLEY et al., 2005). Diante disso, o manejo dos resíduos animais é um grande desafio, devido à carga poluidora que esses apresentam (VANOTTI et al., 2009).

A suinocultura é conhecida pelo elevado volume de resíduos gerados, com altas concentrações de poluentes (CHIUMENTI, 2015). Suas águas residuais apresentam altos teores de matéria orgânica e nitrogênio, além de outros compostos, que podem causar adversidades ao meio ambiente, como a eutrofização, depleção do oxigênio dissolvido em corpos hídricos, toxicidade para organismos aquáticos, entre outros danos (LEYVA-DÍAZ et al. 2014; BARRET et al., 2013; HEWAWASAM et al., 2017).

Ressalta-se a importância do tratamento desses resíduos, a fim de minimizar os impactos adversos dessa atividade. Dentre as diversas tecnologias de tratamento, os processos biológicos têm destaque, devido a sua elevada eficiência (QU et al., 2015). A

remoção dos compostos nitrogenados é convencionalmente realizada por meio da nitrificação e desnitrificação (KIM et al., 2013). Na nitrificação, o nitrogênio amoniacal é oxidado a nitrato; posteriormente, o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso por intermédio de um substrato orgânico no processo de desnitrificação (HE et al., 2009, LIU et al., 2018).

Um dos sistemas que possibilita a remoção de nitrogênio com alta eficiência e robustez é o processo anóxico/aeróbio, conhecido como sistema Ludzack-Ettinger modificado (MLE) (LIU et al., 2018; VAN LOOSDRECHT; BRDJANOVIC, 2014).

Os processos de nitrificação e desnitrificação, assim como os demais processos biológicos, sofrem influência de diversos fatores, sendo necessário muitas vezes o uso de um pré-tratamento do efluente, para viabilizar as etapas subsequentes de um sistema de tratamento (MAKARA; KOWALSKI, 2015).

Diversas são as tecnologias que podem ser empregadas para o pré-tratamento de efluentes; as mais usuais para a SSL são baseadas em processos físicos, sendo os sólidos separados mecanicamente da fração líquida. Isto pode ser realizado por meio de centrifugação, filtração, prensagem e/ou peneiramento e sedimentação, por exemplo (BURTON, 2007).

Entretanto, o investimento e o custo de processamento podem ser bastante elevados dependendo da técnica de separação utilizada. Riaño e García-González (2014) constataram que uma unidade de separação sólido-líquido por meio da coagulação-floculação apresentou um custo com produtos químicos de 1,3 euros por m³ de dejetos tratados, correspondendo a 77% dos custos do processo de separação sólido-líquido. Já Kunz et al. (2009) verificaram que 29% do custo de operação de uma estação de tratamento foi em função dos produtos químicos utilizados na separação sólido-líquido. Com isso, surge a necessidade de sistemas de tratamento economicamente acessíveis e eficientes no tratamento de efluentes em geral.

Nesse sentido, dentre as tecnologias utilizadas para separação sólido-líquido, a decantação é atrativa do ponto de vista econômico, quando comparada a outros processos, visto que apresenta um baixo custo, por não necessitar de adição de reagentes, e uma alta eficiência para separação sólido-líquido, principalmente em relação aos sólidos grosseiros (HJORTH et al., 2010).

Existem diversos estudos avaliando a viabilidade das técnicas de separação sólido-líquido em relação ao tratamento da fração líquida por meio da nitrificação e desnitrificação (VANOTTI et al., 2005; RIÑANO; GARCÍA-GONZÁLEZ, 2014). Entretanto, poucos trabalhos relataram o efeito que a progressão de carga orgânica volumétrica, resultante de um aumento na concentração de sólidos na fração líquida, teria sobre o processo de nitrificação e desnitrificação – isso por intermédio de uma separação de baixo custo, visto que usualmente são empregados aditivos químicos para auxiliar na separação sólido-líquido, o

que encarece muito o sistema de tratamento (PÉREZ-SANGRADOR et al., 2012; MARTÍNEZ-ALMELA; BARRERA, 2005, VANOTTI ET AL., 2009).

Diante do exposto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a influência da separação sólido-líquido, na eficiência de remoção de nitrogênio em um sistema MLE, com diferentes tempos de retenção hidráulicos no decantador.

5.2 Material e Métodos

5.2.1 Coleta e preservação de amostras

Para o desenvolvimento deste estudo foi utilizado dejetos suíno proveniente do sistema experimental da Embrapa Suínos e Aves em Concórdia, estado de Santa Catarina, Brasil (27° 18'S, 51° 59'W). Foram coletados três lotes distintos de amostras ao longo do experimento. As amostras foram coletadas diretamente após a separação em peneira estática de escovas rotativas (malha de 2 mm).

O dejetos após a SSL foi preservado sob refrigeração, aproximadamente 3 °C, com o objetivo de manter a menor variação possível nas características do efluente.

5.2.2 Descrição e operação do sistema de tratamento

5.2.2.1 Descrição e operação do sistema de remoção de sólidos

Após a SSL em peneira estática de escovas rotativas do efluente bruto, a fração líquida resultante foi submetida à decantação, em um decantador cônico ($v = 1$ L), com alimentação contínua realizada na parte superior e descarte de lodo de forma intermitente na parte inferior, sendo o descarte de lodo correspondente em média a $10 \pm 3\%$ do volume de alimentação. Para isso, o sistema foi composto por um tanque de alimentação agitado continuamente por um agitador mecânico marca Ika, modelo RW 20 D S32, por duas bombas peristálticas, uma marca Cole Parmer Master Flex, modelo 07554-95, e outra marca Milan modelo BP-600 utilizadas na alimentação do sistema e por um decantador cônico com volume útil de 1 L (Figura 1).

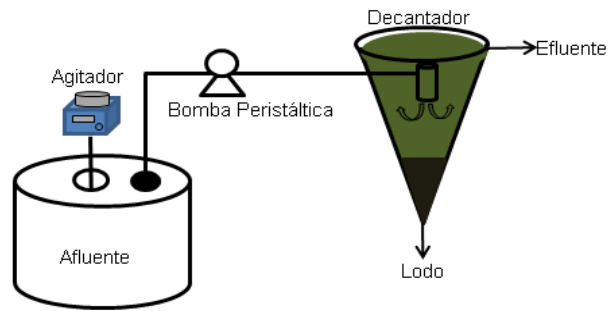


Figura 1 Representação esquemática do sistema de decantação utilizado.

Foram testados nove tempos de retenção hidráulico no sistema de decantação, a fim de variar a concentração de sólidos no efluente e, conseqüentemente, a concentração de carbono orgânico neste. O dejetto utilizado nestes testes possuía uma concentração de amônia de 1042 mg L^{-1} e 5130 mg L^{-1} de carbono total, sendo que, destes, aproximadamente 82% estavam na forma orgânica e 18% na forma inorgânica, resultando em uma relação COT/N-NH₃ de 4,03. Além dessas características, o dejetto possuía concentração de sólidos totais de $17,65 \text{ g L}^{-1}$, em que $11,54 \text{ g L}^{-1}$ correspondiam aos sólidos voláteis totais e $6,48 \text{ g L}^{-1}$, aos sólidos fixos totais.

5.2.2.2 Descrição e operação das fases do experimento de remoção de nitrogênio

Com base nos resultados dos testes de SSL, foram estabelecidos três tempos de detenção a serem testados no experimento: 30, 10 e 5 minutos, em função das concentrações de carbono e das relações C/N observadas. A fração líquida resultante destas separações foi utilizada para alimentar o sistema de remoção de nitrogênio em três distintas fases: fase I (efluente resultante do sistema de SSL com tempo de detenção de 30 minutos no decantador), fase II (efluente resultante do sistema de SSL com tempo de retenção de 10 minutos no decantador), fase III (efluente resultante do sistema de SSL com tempo de retenção de 5 minutos no decantador). As características desses efluentes são apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 Características dos efluentes utilizados no experimento nas distintas fases (Média \pm DP)

Parâmetros	Fase I TRH 30	Fase II TRH 10	Fase III TRH 5
N-NH₃ (mg L⁻¹)	831 \pm 139	1386 \pm 217	875 \pm 138
COT (mg L⁻¹)	2023 \pm 378	3208 \pm 279	3047 \pm 317
Cl (mg L⁻¹)	467 \pm 99	945 \pm 185	408 \pm 70
CT (mg L⁻¹)	2490 \pm 303	4154 \pm 369	3455 \pm 352
ST (g L⁻¹)	7,8 \pm 1,3	12,55 \pm 0,74	18,45 \pm 1,83
SF (g L⁻¹)	3,0 \pm 0,69	4,77 \pm 0,24	6,56 \pm 1,31
SV (g L⁻¹)	4,8 \pm 0,66	7,78 \pm 0,57	11,89 \pm 0,78
SST (g L⁻¹)	6,2 \pm 1,1	10,2 \pm 0,88	17,1 \pm 3,6
SSF (g L⁻¹)	1,6 \pm 0,38	3,1 \pm 0,34	5,1 \pm 1,7
SSV (g L⁻¹)	4,6 \pm 1,02	7,1 \pm 0,74	12 \pm 2,08
Alcalinidade (mg L⁻¹)	2907 \pm 292	5119 \pm 570	3001 \pm 367
COT/N-NH₃	2,44	2,31	3,48

A fase I teve duração de 52 dias. Nesse período, em média a concentração de amônia foi de 831 mg L⁻¹, o carbono orgânico apresentou em média uma concentração de 2023 mg L⁻¹, sendo que os sólidos totais foram em média de 7,8 g L⁻¹. Já a fase II, teve a duração de 61 dias, com uma concentração média de nitrogênio amoniacal de 1386 mg L⁻¹, 3208 mg L⁻¹ de carbono orgânico e 15,55 mg L⁻¹ de sólidos totais. Na fase III a média de nitrogênio amoniacal foi de 875 mg L⁻¹, a concentração média de carbono orgânico foi de 3047 mg L⁻¹ e os sólidos totais atingiram uma concentração de 18,45 mg L⁻¹, nesta fase o sistema de remoção de nitrogênio operou nestas condições por 52 dias.

5.2.2.3 Descrição e operação do sistema de remoção de nitrogênio

Para a remoção de nitrogênio o sistema utilizado foi o Ludzak-Ettinger Modificado (MLE), composto de duas unidades reacionais, cada uma com um volume de 5 L, sendo um reator desnitrificante e um reator nitrificante, seguidos de um decantador secundário para recirculação e descarte de biomassa (Figura 2).

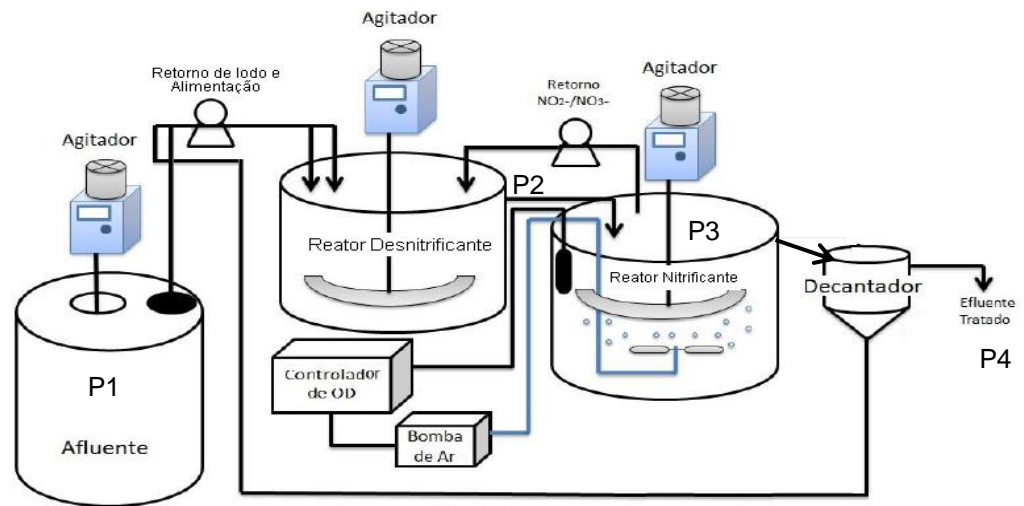


Figura 2 Representação esquemática do sistema de remoção de nitrogênio utilizado. (P1, P2, P3, P3 = pontos de amostragem; P1- entrada do sistema (afluente de alimentação), P2- saída do reator desnitrificante, P3- reator nitrificante e P4- saída do sistema (efluente final)).

Fonte: Adaptado de Giongo (2017).

O reator desnitrificante foi constituído de uma unidade reacional de mistura completa com agitação mecânica, fluxo contínuo e anóxico. O reator nitrificante foi constituído de uma unidade reacional de mistura completa, com agitação mecânica e aeróbio.

A aeração foi realizada por meio de difusão de ar em pedras porosas, através de quatro bombas de ar marca Air-Pump modelo A420. O controle do oxigênio dissolvido (OD) nesse reator foi realizado através de um controlador da marca Hach, modelo SC200, juntamente com um sensor para OD marca Hach, mantido a concentração média de $2,5 \pm 0,5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$.

O sistema foi alimentado em fluxo contínuo, sendo a alimentação realizada com o efluente proveniente do reator desnitrificante. Ambos os reatores foram operados sob temperatura ambiente.

O início dos experimentos teve partida com o sistema de remoção de nitrogênio estabilizado com tempo de retenção hidráulico de 4,6 dias; para isso, a vazão de alimentação foi de $1,5 \text{ mL min}^{-1}$, a taxa de recirculação de nitrato foi de 5,5 vezes a vazão de alimentação, resultando em uma vazão de $8,3 \text{ mL min}^{-1}$, e a taxa de recirculação de lodo foi de 1 vez a vazão de alimentação, resultando em uma vazão de $1,5 \text{ mL min}^{-1}$ (BORTOLI, 2010).

5.2.3 Amostragem e análise experimental

O monitoramento do sistema foi executado diariamente. Foram realizadas medições de pH, através de potenciômetro da marca Hanna modelo HI 8424 com eletrodo de pH; P–redox por meio de potenciômetro da marca Hanna modelo HI 8424 com eletrodo de potencial de oxirredução; temperatura e OD, com o auxílio de medidor de oxigênio dissolvido, da marca EcoSense modelo DO200A.

Além desses parâmetros, diariamente foram coletadas amostras do sistema de remoção de nitrogênio dos seguintes pontos: P1 - entrada do sistema (afluente de alimentação), P2 - saída do reator desnitrificante, P3 - reator nitrificante e P4 - saída do sistema (efluente final). Diariamente foram analisadas de acordo com os métodos padrão (APHA, 2012) alcalinidade, além de análises quanto a nitrogênio amoniacal (N-NH_3), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-), realizadas por meio de método colorimétrico em um sistema de análise por injeção em fluxo, conforme APHA (2012), modificado para nitrito e nitrato, segundo Schierholt Neto et al. (2006). Além destas, semanalmente foram realizadas análises de carbono total (CT), carbono inorgânico (CI), carbono orgânico total (COT), analisados por detector NDIR por infravermelho pelo equipamento de análise elementar Multi Elementar Analytic® Multi C/N 2100 marca Analytik Jena. Além disso, quinzenalmente essas amostras foram analisadas de acordo com os métodos padrão (APHA, 2012), quanto aos sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF), sólidos voláteis (SV), sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos (SSF), sólidos suspensos voláteis (SSV).

Na Tabela 2 são apresentados os pontos de coleta, as respectivas análises efetuadas e as respectivas frequências de amostragem e análise.

Tabela 2 Pontos de coleta, análises que foram realizadas e frequência (P1, P2, P3, P4 = pontos de amostragem; P1 - entrada do sistema (afluente de alimentação), P2 - saída do reator desnitrificante, P3 - reator nitrificante e P4 - saída do sistema (efluente final))

Pontos	Análises realizadas	Frequência de análise
P1	N- NH_3 , Alcalinidade	Diária
	CT, CI, COT	Semanal
	ST, SF, SV, SST, SSF, SSV	Quinzenal
P2	N- NH_3 , N- NO_2 , N- NO_3 , Alcalinidade, pH, OD,	Diária
	ORP e Temperatura	Semanal
	CT, CI, COT	Quinzenal
	SST, SSF, SSV	
P3	N- NH_3 , N- NO_2 , N- NO_3 , Alcalinidade, pH, OD,	Diária
	ORP e Temperatura	Semanal
	CT, CI, COT	Quinzenal
	SST, SSF, SSV	
P4	N- NH_3 , N- NO_2 , N- NO_3 , Alcalinidade	Diária
	CT, CI, COT	Semanal
	SST, SSF, SSV	Quinzenal

Foram estimados ainda as concentrações de amônia livre (AL) e ácido nitroso livre (ANL), segundo os modelos propostos por Anthonisen et al. (1976). Além destes, estimou-se a concentração de amônia livre na fase gasosa ($AL_{gás}$), pela equação descrita por Kunz e Mukhtar (2016).

5.2.4 Testes de atividade nitrificante

Foram realizados testes de atividade nitrificante da biomassa ao início e ao final de cada fase do experimento, com o objetivo de comparar os resultados e verificar se seria possível observar aumento ou diminuição da atividade nitrificante da biomassa.

Determinou-se a cinética de consumo de amônia decorrente do consumo de substrato pela quantidade de microrganismos. A configuração do sistema experimental utilizado é apresentada na Figura 3. O sistema é composto de um medidor de pH da marca Hanna modelo HI 8424, um agitador magnético, um béquer de 1L no qual ocorre a cinética de consumo, uma bomba de ar marca Big Air modelo A430 e um medidor de oxigênio dissolvido, da marca EcoSense modelo DO200A. O procedimento metodológico é descrito por De Prá et al. (2016), com modificações no substrato a ser consumido – no caso em estudo é a amônia. Para isso foram estabelecidas distintas concentrações de amônia que variaram de 50, 100, 200, 300, 400, 500 e 600 mg $N-NH_3 L^{-1}$ e foi monitorado o seu consumo em função do tempo, ao longo de 3 horas e 30 minutos, sendo coletadas amostras a cada 30 minutos e realizadas análises de $N-NH_3$.

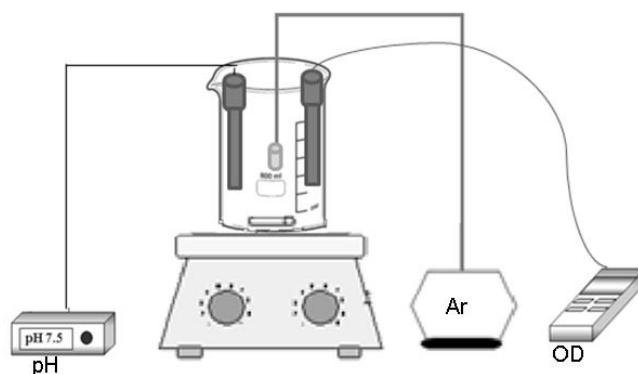


Figura 3 Representação esquemática do sistema utilizado para a realização dos ensaios cinéticos. pH = medidor de pH; Ar = bomba de ar; OD = medido de oxigênio dissolvido.

Fonte: Adaptado de De Prá et al. (2016).

A partir dos resultados dos testes descritos foi possível a obtenção de alguns parâmetros cinéticos da biomassa. A taxa de consumo de substrato foi determinada por meio de regressão linear da concentração de substrato versus o tempo. A partir da taxa de

consumo de substrato foi possível determinar por regressão não linear (software R 3.4.2, 2016) o parâmetro $\mu_{m\acute{a}x}$ (velocidade específica máxima de crescimento).

Foram estudadas as convergências para quatro modelos cinéticos: o modelo de Monod (Equação 1), o modelo proposto por Andrews (1968) (Equação 2), o modelo proposto por Edwards (1970) (Equação 3) e o modelo proposto por Teissier (1942) (Equação 4). Para determinação do modelo que melhor descrevia os resultados experimentais foi utilizado o critério de R^2 ajustado, que relaciona a certeza entre os dados experimentais e o modelo proposto (considerando o número de variáveis independentes).

$$\mu = \mu_{m\acute{a}x} \frac{S}{K_S + S} \quad \text{Eq. (01)}$$

Em que, μ é a velocidade específica de consumo de substrato ($\text{mgN-NH}_3 \text{ gssv}^{-1} \text{ h}^{-1}$); $\mu_{m\acute{a}x}$ é a velocidade específica máxima de consumo substrato ($\text{mgN-NH}_3 \text{ gssv}^{-1} \text{ h}^{-1}$); S é a concentração do substrato ($\text{mgN-NH}_3 \text{ L}^{-1}$); K_S é a constante de afinidade pelo substrato ($\text{mgN-NH}_3 \text{ L}^{-1}$).

$$\mu = \mu_m \frac{S}{K_S + S + \frac{S^2}{K_i}} \quad \text{Eq. (02)}$$

Em que, μ é a velocidade específica de consumo de substrato ($\text{mgN-NH}_3 \text{ gssv}^{-1} \text{ h}^{-1}$); μ_m é a velocidade específica máxima de consumo substrato ($\text{mgN-NH}_3 \text{ gssv}^{-1} \text{ h}^{-1}$); S é a concentração do substrato ($\text{mgN-NH}_3 \text{ L}^{-1}$); K_S é a constante de afinidade pelo substrato ($\text{mgN-NH}_3 \text{ L}^{-1}$); K_i é a constante de inibição ($\text{mgN-NH}_3 \text{ L}^{-1}$).

$$\mu = \mu_{m\acute{a}x} \left(\exp\left(-\frac{S}{K_i}\right) - \exp\left(-\frac{S}{K_S}\right) \right) \quad \text{Eq. (03)}$$

Em que, μ é a velocidade específica de consumo de substrato ($\text{mgN-NH}_3 \text{ gssv}^{-1} \text{ h}^{-1}$); $\mu_{m\acute{a}x}$ é a velocidade específica máxima de consumo substrato ($\text{mgN-NH}_3 \text{ gssv}^{-1} \text{ h}^{-1}$); S é a concentração do substrato ($\text{mgN-NH}_3 \text{ L}^{-1}$); K_S é a constante de afinidade pelo substrato ($\text{mgN-NH}_3 \text{ L}^{-1}$); K_i é a constante de inibição ($\text{mgN-NH}_3 \text{ L}^{-1}$).

$$\mu = \mu_{m\acute{a}x} \left(1 - e^{-\frac{S}{K_S}} \right) \quad \text{Eq. (04)}$$

Em que, μ é a velocidade específica de consumo de substrato ($\text{mgN-NH}_3 \text{ gssv}^{-1} \text{ h}^{-1}$); $\mu_{m\acute{a}x}$ é a velocidade específica máxima de consumo substrato ($\text{mgN-NH}_3 \text{ gssv}^{-1} \text{ h}^{-1}$); S é a

concentração do substrato ($\text{mgN-NH}_3\text{L}^{-1}$); K_S é a constante de afinidade pelo substrato ($\text{mgN-NH}_3\text{L}^{-1}$).

5.3 Resultados e Discussão

5.3.1 Desempenho da separação sólido-líquido por sedimentação

Na Tabela 3 são apresentados os dados referentes aos resultados dos testes de SSL em decantador, com o objetivo de verificar a influência que o tempo de retenção hidráulico exercia sobre as características do efluente.

Tabela 3 Relação entre características do efluente ao final de cada teste de sedimentação com diferentes tempos de retenção hidráulico no decantador e as características do dejetto bruto

	N-NH ₃	COT	Cl	CT	ST	SF	SV	COT/N-NH ₃
C2/C0	0,96	1,09	0,90	1,06	0,85	0,89	0,83	1,03
C4/C0	0,89	0,99	0,98	0,99	0,77	0,78	0,77	1,11
C6/C0	0,91	1,08	0,92	1,05	0,68	0,71	0,66	1,19
C8/C0	0,88	0,79	0,93	0,81	0,50	0,55	0,47	0,89
C10/C0	0,80	0,73	0,98	0,77	0,43	0,53	0,37	0,90
C15/C0	0,92	0,77	0,94	0,81	0,41	0,57	0,31	0,85
C20/C0	0,89	0,69	1,05	0,76	0,40	0,46	0,37	0,78
C30/C0	0,98	0,72	0,89	0,75	0,39	0,48	0,34	0,67
C50/C0	0,88	0,57	1,10	0,67	0,36	0,41	0,34	0,65

Cn/C0 = Relação entre as características do efluente ao final de cada teste de decantação com diferentes TRH's e as características do dejetto bruto; C0= dejetto bruto; C2= TRH 2 minutos; C4= TRH 4 minutos; C6= TRH 6 minutos; C8= TRH 8 minutos; C10= TRH 10 minutos; C15= TRH 15 minutos; C30= TRH 30 minutos; C50= TRH 50 minutos. Sendo para C0: 1041,87 mg L^{-1} de N-NH₃, 4200 mg L^{-1} de COT, 930,5 mg L^{-1} de Cl, 5130 mg L^{-1} de CT, 17643,0 mg L^{-1} de ST, 6478,5 mg L^{-1} de SF, 11164,4 mg L^{-1} de SV e COT/ N-NH₃ de 4,03.

Os resultados obtidos na SSL por meio da decantação apresentam uma tendência de crescimento na eficiência de separação à medida que o TRH era aumentado. Não foram observadas grandes reduções de nitrogênio amoniacal, em torno de 3 a 10%; isso ocorre devido ao fato da maior parte deste nitrogênio estar na forma solúvel, permanecendo no efluente. De acordo com Jorgensen et al. (2009), a remoção de nitrogênio nos processos de SLS compreende basicamente o nitrogênio orgânico, enquanto as frações nitrogênio

amoniaco permanecem no sobrenadante, destacando a importância do tratamento desta fração.

Já em relação ao carbono e aos sólidos, é possível observar um aumento na eficiência de separação à medida que o tempo de retenção do efluente no decantador aumenta. Com o tempo de retenção de 2 minutos a eficiência de separação em relação ao carbono total foi de 1%; já com 15 minutos foi de 20%. A eficiência de remoção dos sólidos totais apresentou um comportamento similar ao carbono, no tempo de 4 minutos foi de 15%, e de 60% no tempo de 30 minutos, o que está relacionado com a característica de sedimentabilidade das partículas.

As partículas maiores apresentam uma maior velocidade de sedimentação, e à medida que o tempo de retenção é aumentado possibilita que as partículas mais leves também sedimentem (SPERLING, 1996). De 15 a 50 minutos as eficiências de separação são similares, uma vez que a maioria das partículas em suspensão já decantou, predominando o adensamento do lodo.

Ndegwa et al. (2001) investigaram o efeito que a concentração de sólidos exerce na SSL natural e na SLL com a adição de agentes flocculantes; os autores também observaram que o tempo de sedimentação favorece a separação de sólidos, além de que concentrações muito baixas ou muito altas de sólidos prejudicam a SSL natural. Segundo os autores, a sedimentação das partículas sólidas ocorreu após uma hora de teste, sendo que após 4h de teste foi observado um adensamento do material do fundo.

5.3.2 Condições operacionais do sistema de remoção de nitrogênio

Durante a fase experimental a temperatura se manteve estável ao longo do experimento: em média $26,5 \pm 0,6$ °C para o reator nitrificante e $23,1 \pm 1$ °C para o reator desnitrificante, não conferindo condições inibitórias para os processos de remoção de nitrogênio (GE et al., 2015).

O pH do sistema permaneceu estável ao longo de todo o experimento. O pH médio foi de $8,14 \pm 0,23$ e $8,15 \pm 0,16$, para os reatores desnitrificante e nitrificante, respectivamente (Figura 4). O oxigênio dissolvido foi de $0,04 \pm 0,01$ mg L⁻¹ para o reator desnitrificante, enquanto que o reator nitrificante foi mantido com o auxílio do controlador a uma concentração de $2,5 \pm 0,5$ mg L⁻¹. Exceto na fase III, em que, devido ao aumento da carga orgânica volumétrica aplicada ao sistema, ocorreu um aumento da concentração de sólidos, principalmente em função do crescimento de biomassa desnitrificante no reator aeróbio, dificultando a aeração do meio, ao ponto do sistema não atender à demanda necessária, mesmo após a adição de mais uma bomba de aeração.

Santos et al. (2017) investigaram a influência que a quantidade de lodo, exercia sobre a capacidade de aeração de um sistema e constataram que a concentração de lodo

afeta significativamente a aeração do meio. À medida que a concentração de sólidos em suspensão aumenta, a capacidade de aeração é reduzida, condizente com os dados observados no presente estudo.

Germain et al. (2007) observaram uma tendência na redução da transferência de oxigênio na medida que a concentração de sólidos suspensos aumentava. Eles estudaram seis amostras de biomassa de reatores distintos com concentrações de sólidos suspensos que variaram de 7,2 a 30,2 g L⁻¹ em seis taxas de fluxo de ar (0,7, 1,3, 2,3, 3, 4,4 e 6 m³ m⁻³ h⁻¹) e constaram que a concentração de sólidos suspensos é o fator limitante do processo de aeração afetando negativamente – o que desperta a atenção, visto que os custos associados à aeração dos sistemas de tratamento são elevados, representando de 30 a 60% dos custos com energia elétrica de uma planta de tratamento (ROSSO et al., 2008).

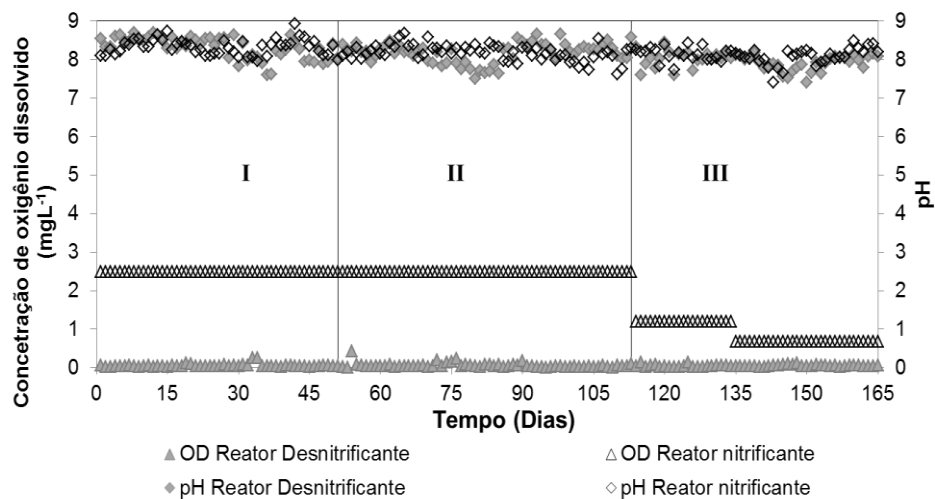


Figura 4 Acompanhamento dos parâmetros pH e oxigênio dissolvido do reator nitrificante e do reator desnitrificante durante as três fases do experimento.

Em termos do potencial de oxirredução dos sistemas reacionais, verificou-se que, nas fases I e II, os resultados são semelhantes aos observados por Li e Irvin (2007), que investigaram se a alcalinidade e o p-Redox poderiam ser indicadores confiáveis para a eficiência da nitrificação e desnitrificação, com base em uma série de condições operacionais (Figura 5). Já em relação à fase III é possível verificar uma redução no p-Redox do reator nitrificante, o que pode ser justificado em função da diminuição do oxigênio dissolvido disponível para nitrificação, indicativo de mudança de fase aeróbia para anóxica nesse reator (LACKNER; HORN, 2012).

O valor do p-Redox é função do aceptor de elétrons e do estado de oxidação do composto, para a nitrificação o p-Redox varia de 100 mV a 250 mV, indicando uma condição oxidante, sendo o oxigênio o aceptor de elétrons. Já na desnitrificação, o p-Redox varia de

50 mV a -50 mV, indicando uma condição anóxica, um ambiente redutor, tendo o nitrito e o nitrato como aceptores de elétrons (SPERLING, 1996).

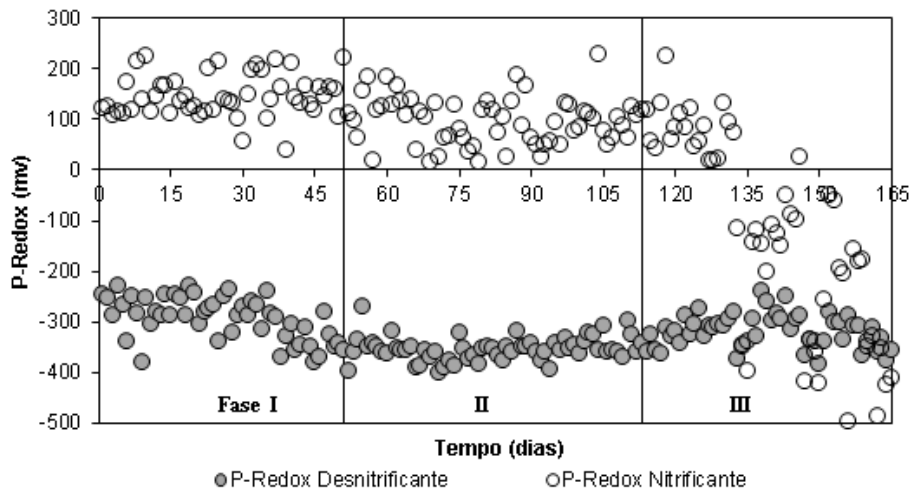


Figura 5 Acompanhamento do potencial de oxirredução do reator nitrificante e do reator desnitrificante durante as três fases do experimento.

5.3.3 Desempenho do sistema de remoção de nitrogênio

O sistema de remoção de nitrogênio operou na fase I por 52 dias com uma carga volumétrica aplicada de nitrogênio amoniacal de $0,35 \pm 0,06 \text{ g L}^{-1} \text{ d}^{-1}$; desta carga, $99,56 \pm 0,92\%$ foi removida (Figura 6). Na fase II, a carga aplicada foi $0,57 \pm 0,11 \text{ g L}^{-1} \text{ d}^{-1}$, ficando o sistema submetido a essa condição por 61 dias, sendo a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal de $99,13 \pm 1,32\%$. Já na fase III, o sistema operou por 52 dias com uma carga aplicada de nitrogênio amoniacal de $0,35 \pm 0,08 \text{ g L}^{-1} \text{ d}^{-1}$, com uma eficiência de $96,5 \pm 4,55\%$ na remoção de nitrogênio amoniacal.

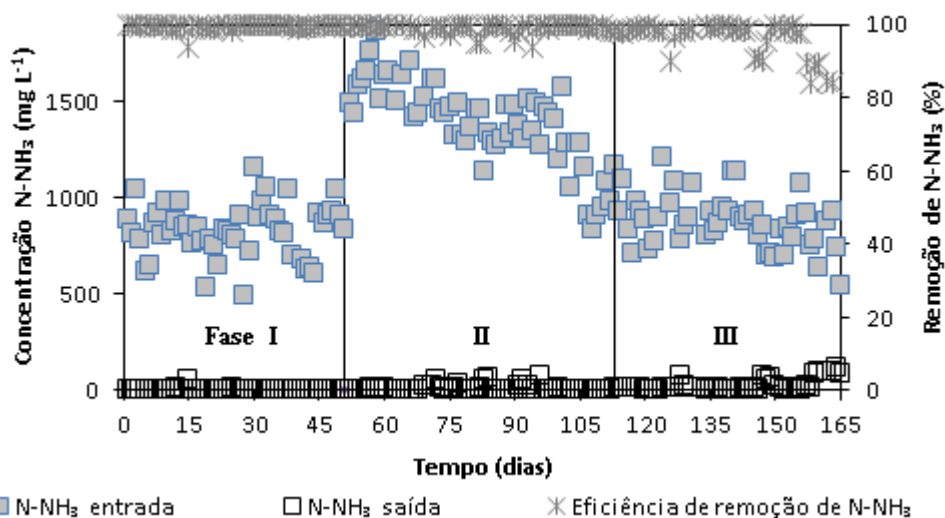


Figura 6 Acompanhamento do nitrogênio amoniacal no sistema de remoção de nitrogênio durante as três fases do experimento.

As eficiências de tratamento foram superiores às relatadas por Viancelli et al. (2013), que observaram um eficiência de 75% na remoção de N-NH_3 , ao tratar dejetos suínos usando um sistema de tratamento composto por uma unidade de separação sólido-líquido, um reator anaeróbio, seguido de um reator aeróbio.

O sistema na fase I apresentou eficiência média de nitrificação de $99,56 \pm 0,92$, $99,13 \pm 1,32$ e $96,5 \pm 4,55\%$, nas fases I, II e III respectivamente, com o processo também estável nas três fases. Já para a desnitrificação a eficiência média foi de $98,31 \pm 3,22\%$ na fase I, de $98,33 \pm 4,5\%$ na fase II e $98,36 \pm 1,32\%$ na fase III, demonstrando estabilidade no sistema de desnitrificação, sendo possível constatar que não houve déficit de carbono para a desnitrificação nas três fases. Com isso, o sistema apresentou uma eficiência média na remoção de nitrogênio total na fase I de $91,84 \pm 6,2\%$, na fase II de $91,41 \pm 2,5\%$, e para a fase III de $88,27 \pm 8,6\%$ (Figura 7).

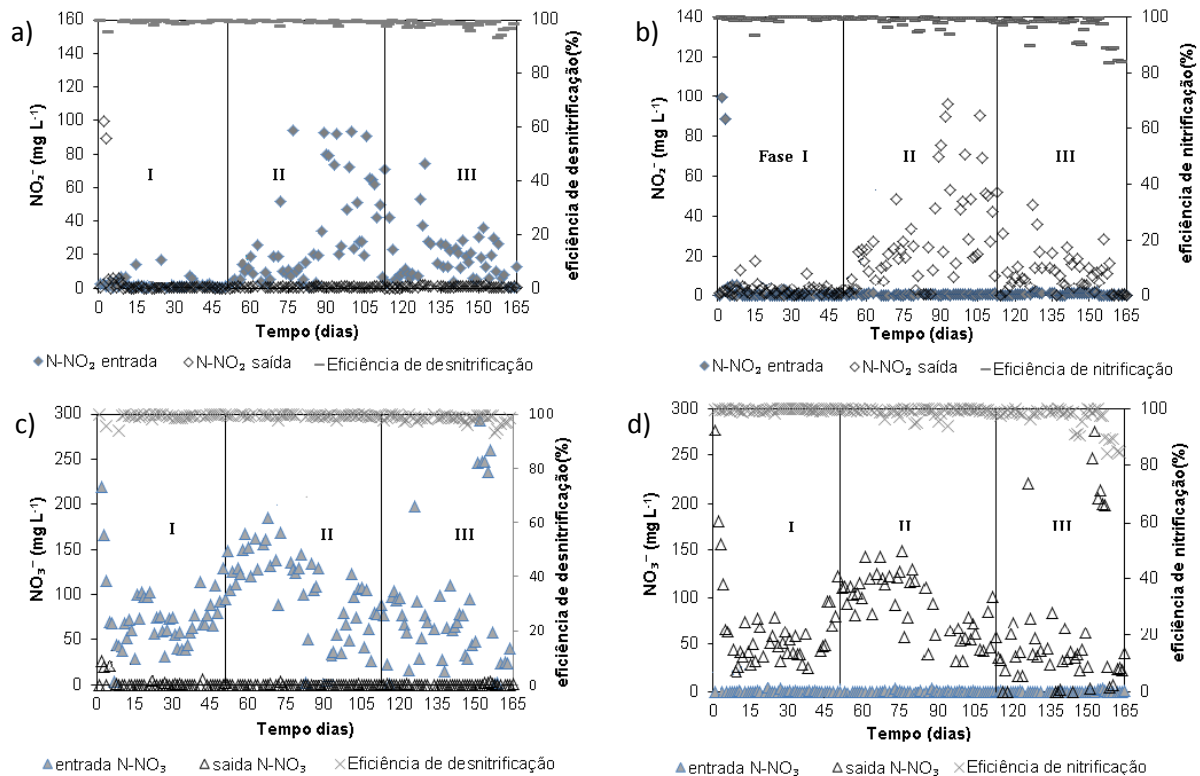


Figura 7 Acompanhamento das formas nitrogenadas (nitrito e nitrato) nos reatores nitrificante e desnitrificante, durante as três fases do experimento. (a) concentração de nitrito no reator desnitrificante; (b) concentração de nitrito no reator nitrificante; (c) concentração de nitrato no reator desnitrificante; (d) concentração de nitrato no reator nitrificante.

Os resultados de eficiência do sistema de remoção de nitrogênio obtidos são similares aos apresentados por Riaño e García-González (2015) em um sistema de

nitrificação e desnitrificação precedido por uma unidade de separação sólido-líquido usando uma prensa parafuso seguida de coagulação-floculação.

A partir das imagens de acompanhamento das formas nitrogenadas (Figura 7) é possível observar um aumento na concentração de nitrito e nitrato na saída do sistema, para a fase II, em relação às demais fases. A concentração de nitrito na saída do sistema passou de $3,44 \text{ mg L}^{-1}$, na fase I, para $32,61 \text{ mg L}^{-1}$ na fase II; já a concentração de nitrato na saída do sistema para a fase II teve um acréscimo de aproximadamente 10% em relação à primeira fase.

Tais resultados, provavelmente, foram decorrentes do aumento de carga volumétrica de nitrogênio no sistema que passou de $0,34 \text{ g}_{\text{N-NH}_3} \text{ L d}^{-1}$ para $0,52 \text{ g}_{\text{N-NH}_3} \text{ L d}^{-1}$, consequência da variação do dejetado utilizado na alimentação do sistema SSL; porém, esse aumento de carga de nitrogênio não teve ação inibitória sobre o sistema de remoção de nitrogênio. Já em relação à fase III, a concentração de nitrito na saída do sistema foi em média de $16,25 \text{ mg L}^{-1}$ e de nitrato 60 mg L^{-1} . Com base nesses dados pode-se verificar um aumento na saída de nitrito em relação à fase I, e diminuição da saída de nitrato, consequência do déficit de oxigênio dissolvido no reator nitrificante (LACKNER; HORN, 2012).

A alcalinidade do efluente de alimentação do sistema foi variável em função dos distintos lotes de efluentes utilizados na alimentação, nas diferentes fases (Figura 8). Para a fase I a alcalinidade média foi de $2907 \pm 225 \text{ mg L}^{-1}$, já na fase II foi em média de $5119 \pm 384 \text{ mg L}^{-1}$, e na fase III foi de $3001 \pm 293 \text{ mg L}^{-1}$.

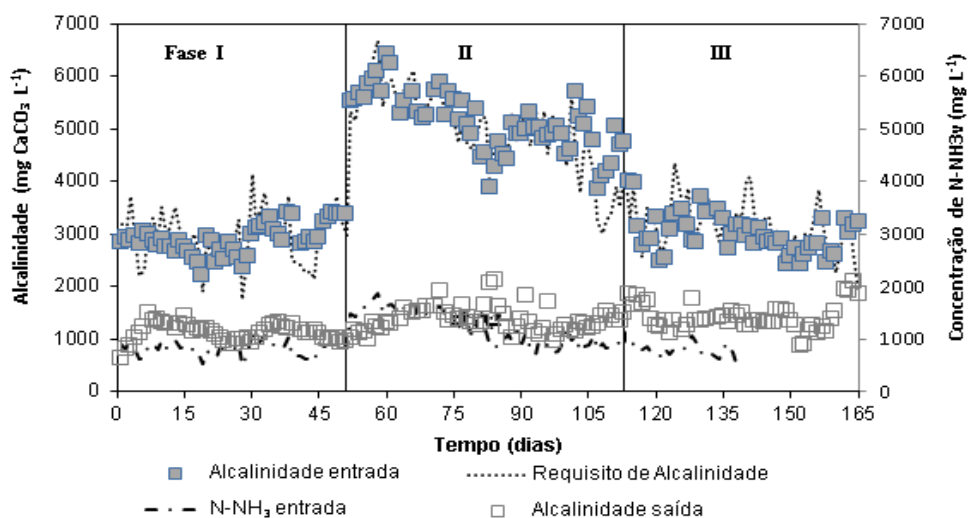


Figura 8 Acompanhamento da alcalinidade do sistema durante as três fases do experimento.

O requisito de alcalinidade é calculado em função da quantidade de bicarbonato requerido para neutralizar a acidez gerada na nitrificação, levando em consideração que se

houver uma desnitrificação completa, haverá compensação de 50% da alcalinidade consumida, em função do consumo de H^+ no processo de desnitrificação e consequentemente devolução de alcalinidade para o sistema. Com isso, para o sistema de remoção de nitrogênio em estudo, para cada grama de nitrogênio amoniacal alimentado foi necessário a quantidade de $3,57 \text{ g CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ (METCALF; EDDY, 2003). Por meio desta estimativa, foi possível observar na Figura 8 que a alcalinidade presente no efluente de alimentação é suficiente para manter o sistema estável em termos de pH. O consumo médio da alcalinidade no efluente foi $65 \pm 8,5\%$, valor inferior ao requisito calculado para nitrificação e desnitrificação.

Apesar de o sistema consumir alcalinidade inferior à necessária para nitrificação e desnitrificação, com base nos resultados constatou-se que o processo não teve reduções das eficiências de remoção de nitrogênio e conversão das formas nitrogenadas.

Segundo Gerardi (2006), a Alcalinidade pode se formar de duas maneiras no sistema de remoção de nitrogênio: na desnitrificação pela formação de íons de hidróxido, ou pela dissociação do dióxido de carbono no meio, que forma o íon bicarbonato, devolvendo a alcalinidade do sistema. Isso pode justificar o fato de o sistema ter consumo menor de alcalinidade do que o necessário de acordo com as estequiometrias do processo de nitrificação e desnitrificação – uma vez que em função da matéria orgânica presente no sistema a alcalinidade poderia estar sendo suplementada pela dissociação do dióxido de carbono além da compensação causada pela desnitrificação. Assim, descarta-se a hipótese de perda de amônia por volatilização no sistema, já que os balanços de massa de nitrogênio são condizentes em relação à entrada e à saída dos tanques reacionais. Além disso, a perda de Amônia livre (AL) na forma gasosa é desconsiderável, pois a concentração na fase gasosa é muito próxima de zero, em média de $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,13 \text{ mg L}^{-1}$, nos reatores nitrificante e desnitrificante, respectivamente.

A AL e o ANL têm um efeito inibitório sobre a atividade dos microrganismos. De acordo com Anthonisen et al. (1976), as bactérias oxidadoras de amônia suportam concentrações elevadas de AL, na faixa de 10 a $150 \text{ mg}_{\text{NH}_3} \text{ L}^{-1}$. Já as bactérias oxidadoras de nitrito, com concentrações de 0,1 a $10 \text{ mg}_{\text{NH}_3} \text{ L}^{-1}$ podem ter sua atividade inibida. Porém, estudos mais recentes relatam concentrações superiores para os limites de inibição por amônia livre para esses grupos de microrganismos (DE PRÁ et al., 2012; RONGSAYAMANONT et al., 2010). Já em relação ao ANL, Anthonisen et al. (1976) afirmam que a atividade nitrificante pode ser inibida com concentrações de ANL entre 0,22 e $2,8 \text{ mg L}^{-1}$.

Com base nesses dados de inibição e os resultados obtidos, pode-se verificar que não houve uma forte inibição da atividade dos microrganismos, tanto por AL quanto por ANL (Figura 9).

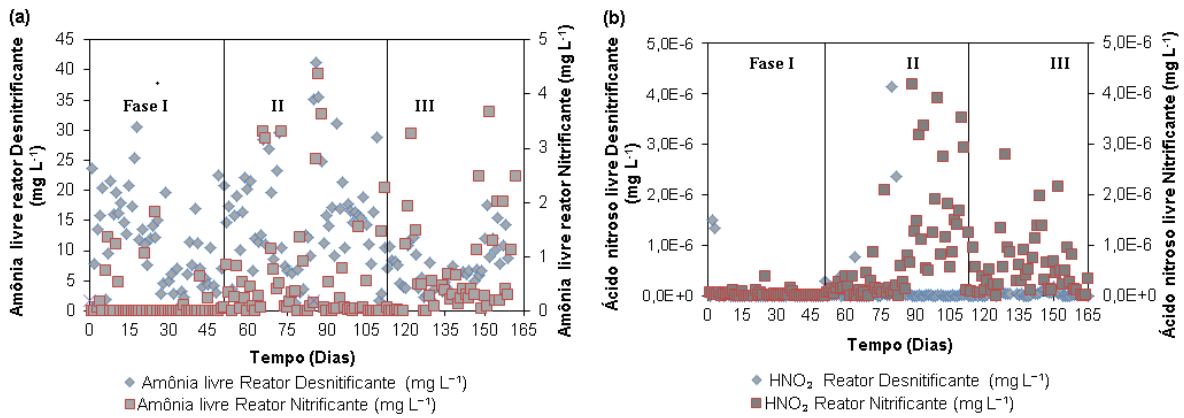


Figura 9 Acompanhamento da amônia livre e do ácido nitroso livre nos reatores nitrificante e desnitrificante, durante o experimento. (a) acompanhamento da amônia livre; (b) acompanhamento do ácido nitroso livre.

A progressão de sólidos no sistema se deu em função da diminuição do tempo de retenção do efluente no decantador; com isso, a concentração de sólidos aplicada foi de $7,8 \pm 1,3 \text{ g L}^{-1}$, na primeira fase, de $12,5 \pm 0,74 \text{ g L}^{-1}$ na segunda fase e chegando a $18,5 \pm 1,83 \text{ g L}^{-1}$ na terceira fase.

Os valores de sólidos totais são elevados para um sistema de nitrificação e desnitrificação, quando comparados com os dados encontrados na literatura para esse tipo de sistema. No entanto, mesmo assim a remoção de nitrogênio foi elevada no sistema MLE. Riãnio e García-González (2014) alimentaram um sistema de nitrificação e desnitrificação com um efluente com concentração de $5,3 \text{ g L}^{-1}$ de sólidos totais e obtiveram uma eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal de 98%. Já Vanotti et al. (2009) observaram que após o processo de separação sólido-líquido a concentração de sólidos totais no efluente foi de $4,45 \text{ g L}^{-1}$, sendo que o sistema de remoção de nitrogênio apresentou uma eficiência média de 88,1% na remoção de nitrogênio total do sistema. Ambos os trabalhos obtiveram eficiências similares na remoção de nitrogênio, com concentrações de sólidos inferiores no afluente do sistema de nitrificação/desnitrificação estudado.

Os valores de sólidos voláteis apresentados têm relação direta com a concentração de matéria orgânica presente nesses efluentes, como é possível observar na Figura 10, o acompanhamento da concentração de carbono no sistema.

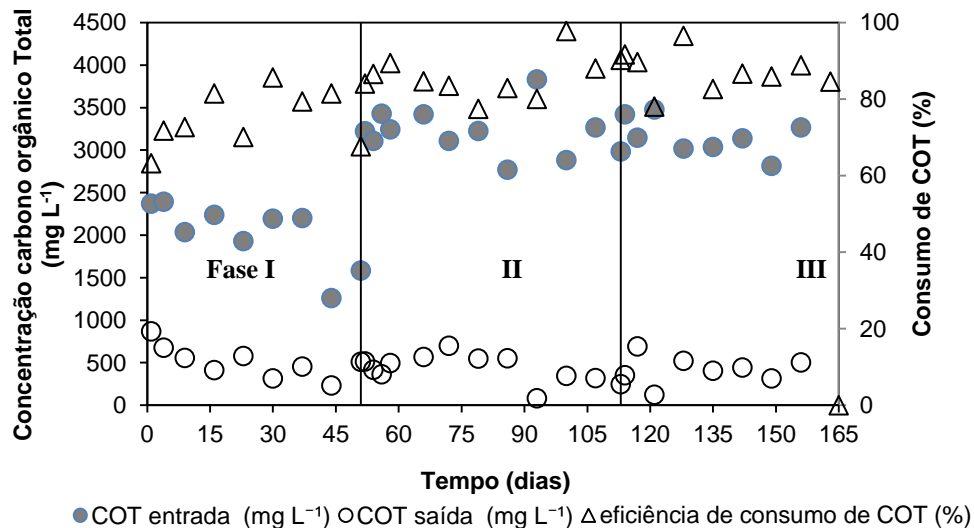


Figura 10 Acompanhamento da concentração de carbono no sistema durante o experimento.

O sistema, na fase I, apresentou eficiência média de remoção de COT de $74,86 \pm 6,3\%$, de $86,35 \pm 5,5\%$ na fase II e $86,3 \pm 4,8\%$ na fase III. A maior porcentagem deste carbono foi utilizada na desnitrificação, com um consumo médio de $86,3 \pm 4,45\%$; $81,7 \pm 7,56\%$ e $84,2 \pm 11,14\%$, nas fases I, II e III, respectivamente.

É possível verificar um acréscimo na concentração de carbono em relação às fases, exceto para a fase III em relação à fase II, em que a concentração de carbono se mantém estável, devido às características do efluente utilizado nesta fase.

O acréscimo de matéria orgânica no sistema resultou em aumento na concentração de sólidos no reator nitrificante (Figura 11). Esse acréscimo na concentração de sólidos é possivelmente devido ao crescimento de biomassa, provavelmente desnitrificante, que possuía condições favoráveis para seu desenvolvimento, neste reator, em função do aumento da carga orgânica presente.

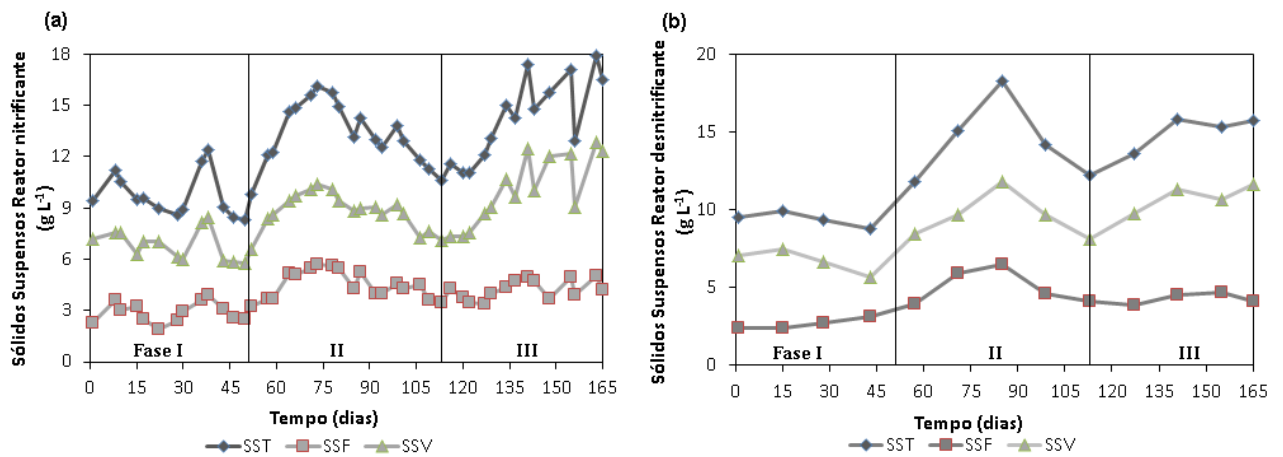


Figura 11 Acompanhamento dos sólidos suspensos nos reatores nitrificante e desnitrificante, durante o experimento. (a) acompanhamento dos sólidos suspensos reator nitrificante; (b) acompanhamento dos sólidos suspensos reator desnitrificante.

Apesar da concentração de sólidos ser elevada no sistema, a remoção de nitrogênio não foi prejudicada. Segundo Xia et al. (2004), a remoção de nitrogênio, principalmente em relação à nitrificação, é favorecida pelo acréscimo de biomassa no sistema, sendo que os principais desafios são em relação ao fornecimento adequado de oxigênio, como já discutido.

Em consequência do aumento da biomassa, teve-se um acréscimo no volume de lodo descartado do sistema, passando de 200 mL dia⁻¹ na fase I, para 370 mL dia⁻¹ na fase II e chegando a 700 mL dia⁻¹ na terceira fase.

Esses dados indicam uma relação entre a vazão de retirada de lodo e a vazão de alimentação (QR/QAL) de 0,077 m³ lodo m⁻³ afluente, para a fase I, de 0,172 m³ m⁻³ para a fase II e 0,32 m³ m⁻³ para a fase III. Ou seja, para a fase I, quando a relação QR/QAL foi de 0,077 m³ m⁻³, tem-se que a cada metro cúbico de dejetos que é alimentado no sistema de remoção de nitrogênio, são descartados 77 litros de lodo; para a fase II esse descarte tem um acréscimo de 2,23 vezes e de 1,86 vezes, para a fase III em relação à fase anterior. Esses descartes foram realizados em função da idade do lodo fixada em 25 dias e da concentração de sólidos suspensos voláteis presentes no reator nitrificante (PALA-OZKOK et al., 2012).

Esses resultados despertam a atenção, pois os custos associados ao tratamento desse lodo gerado são elevados, já que o gerenciamento desse resíduo pode representar até 65% dos custos operacionais globais de uma estação de tratamento (FERRENTINO et al., 2016).

Apesar dos volumes elevados de descartes de lodo, a concentração de sólidos suspensos nos reatores nitrificante e desnitrificante permaneceu elevada nas fases II e III, o que justifica a dificuldade de aeração do sistema principalmente na fase III.

Embora as fases II e III apresentem eficiências elevadas na remoção de nitrogênio, os custos associados com o aumento da aeração e com o descarte de lodo do sistema podem não ser compatíveis com a realidade de produção de suínos, dificultando a absorção pelos produtores (ASADI et al., 2017). Porém, a separação sólido-líquido proposta se mostrou eficiente para o pré-tratamento de efluentes para nitrificação/desnitrificação, visto que a eficiência obtida na remoção de nitrogênio é compatível com os valores estabelecidos na legislação, para o lançamento de efluentes. Segundo a resolução CONAMA 430 de 2011, o efluente final deve apresentar uma concentração de nitrogênio amoniacal de 20 mg L^{-1} e uma remoção mínima de 60% de DBO, o que demonstra a elevada eficiência que a proposta apresentada possui na redução do potencial poluidor dessas águas residuárias.

5.3.4 Acompanhamento da biomassa nitrificante

Os testes cinéticos da biomassa nitrificante foram realizados com o intuito de verificar a influência que as alterações das condições aplicadas no sistema de nitrificação e desnitrificação exerciam sobre a atividade dos organismos nitrificantes, visto que estes são mais sensíveis a mudanças (HOCKENBURY; GRADY JR., 1977).

A partir das concentrações iniciais de amônia, foram determinadas as velocidades específicas de consumo de substrato, que foram plotadas e os modelos de regressão linear ajustados para esses valores. Foram estudados quatro modelos que auxiliam a descrever o comportamento dos microrganismos nitrificantes.

Um dos modelos mais utilizados para representar cinéticas de consumo de substrato é o modelo de Monod, por meio do qual é possível a obtenção da velocidade máxima de consumo de substrato ($\mu_{\text{máx}}$), parâmetro que também pode ser estimado pelo modelo de Andrews, que permite ainda determinar a influência que o substrato exerce sobre a atividade dos microrganismos, em termos de inibição. Assim como o modelo de Andrews, o modelo de Edwards também permite estimar as inibições causadas pelo substrato. Já o Modelo Teissier propõe que o consumo de substrato é realizado para favorecer o crescimento microbiano.

A partir da plotagem dos resultados foi possível observar um comportamento similar para os distintos testes realizados, em que a média da velocidade máxima de consumo de substrato foi obtida na faixa de concentração de $200 \text{ mg N-NH}_3 \text{ L}^{-1}$, para todos os testes. Quando ocorre o aumento da concentração de N-NH_3 observa-se tendência de decaimento da velocidade acima da concentração de 300 mg L^{-1} (Figura 12). Esse decaimento indica que ocorre a inibição da atividade desses microrganismos pelo substrato em concentrações superiores 300 mg L^{-1} de N-NH_3 .

Como pode ser observado na Figura 12, o modelo que mais se ajustou aos dados experimentais para as distintas fases de análise foi o modelo de Andrews, exceto para os dados de cinética do final da fase III, quando o modelo de Edwards foi o que melhor se ajustou aos dados, uma vez que o modelo de Andrews, não convergiu para o conjunto de dados em estudo. Porém, os modelos de Edwards e Andrews apresentam similaridades, ambos expressando o efeito de inibição pelo substrato. De Prá et al. (2016) também verificaram em um estudo cinético de microrganismos nitrificantes, que o modelo de Andrews foi o modelo que melhor se ajustou ao comportamento, observando um efeito inibitório do substrato sobre a biomassa nitrificante, similar aos dados do presente estudo.

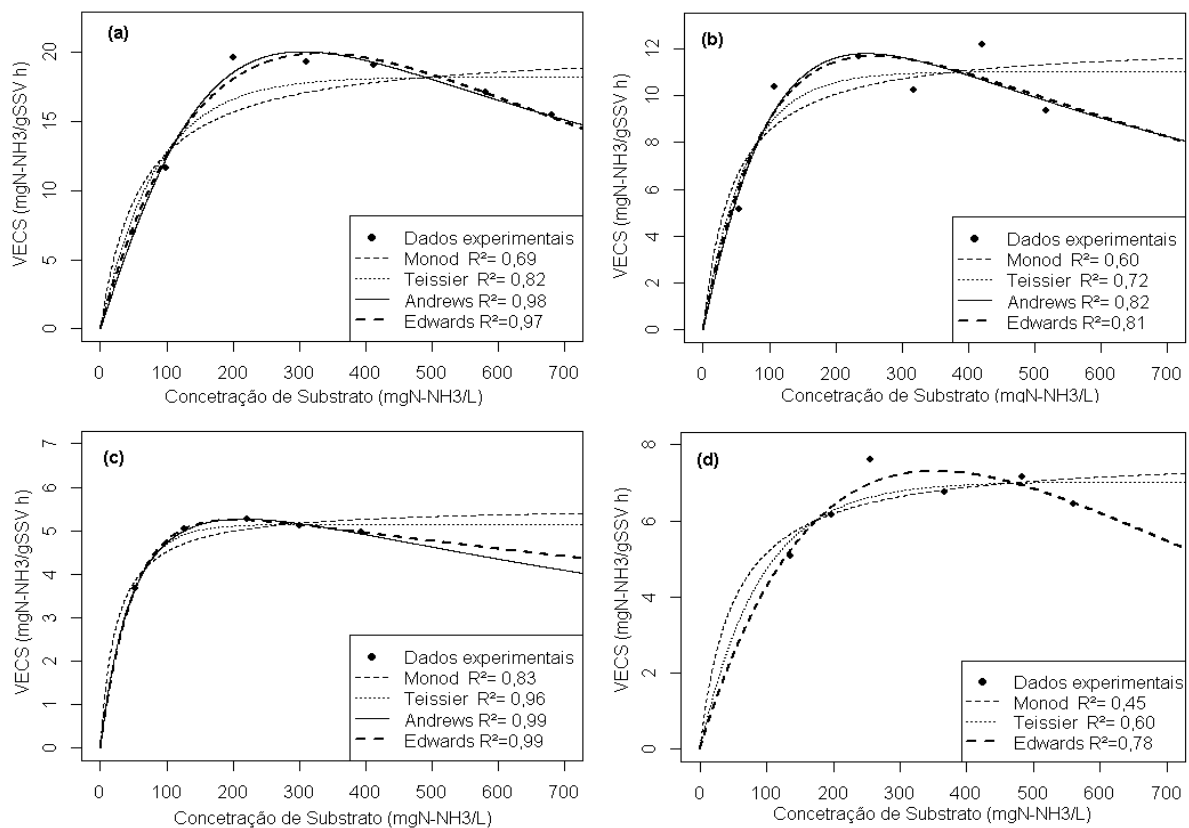


Figura 12 Regressão não linear dos pontos experimentais. (a) Regressão não linear dos dados da condição inicial de operação do sistema de nitrificação/desnitrificação; (b) Regressão não linear dos dados da condição da biomassa ao final da fase I; (c) Regressão não linear dos dados da condição da biomassa ao final da fase II; (d) Regressão não linear dos dados da condição da biomassa ao final da fase III.

*VECS = Velocidade específica de consumo de substrato.

Na tabela 4 são apresentadas as estimativas das velocidades específicas máximas obtidas por meio da regressão não linear.

Tabela 4 Estimativas dos parâmetros cinéticos em resposta a regressão não linear

Modelo	Condição inicial	Final fase I	Final fase II	Final fase III
	μ máx*	μ máx*	μ máx*	μ máx*
Monod	20,44	12,32	5,57	8,35
Andrews	20,03	11,79	5,26	--
Edwards	19,86	11,65	5,23	7,30
Teissier	18,20	11,02	5,14	7,28

* $\text{mg}_{\text{N-NH}_3} \text{g}_{\text{SSV}}^{-1} \text{h}^{-1}$

Com bases nesses resultados é possível observar redução na velocidade específica de consumo de substrato com o decorrer do experimento: inicialmente a velocidade específica de consumo de substrato máxima era em torno de $20 \text{ mg}_{\text{N-NH}_3} \text{g}_{\text{SSV}}^{-1} \text{h}^{-1}$, passando para $11,7 \text{ mg}_{\text{N-NH}_3} \text{g}_{\text{SSV}}^{-1} \text{h}^{-1}$, em média, no final da primeira fase, reduzindo pela metade ao final da segunda fase ($5,3 \text{ mg}_{\text{N-NH}_3} \text{g}_{\text{SSV}}^{-1} \text{h}^{-1}$), e se mantendo estável ao final da terceira fase, em relação à segunda fase ($7,64 \text{ mg}_{\text{N-NH}_3} \text{g}_{\text{SSV}}^{-1} \text{h}^{-1}$).

Esse decaimento na velocidade de consumo pode ser justificado pelo incremento de carbono no sistema, ocasionado um efeito inibitório, que pode ter sido causado pelos microrganismos heterotróficos na população nitrificante, principalmente devido aos seus maiores rendimentos e taxas de crescimento superiores aos microrganismos nitrificantes (GAO et al., 2018, LI et al., 2013).

Os resultados encontrados estão de acordo com os resultados do acompanhamento dos sólidos suspensos nos reatores, em que é possível observar um incremento na concentração destes ao longo do experimento, assim como a diminuição do oxigênio disponível para nitrificação. Similar ao comportamento observado por Hu et al. (2009), que também verificaram a diminuição da velocidade de consumo de substrato, à medida que há o incremento de carbono no sistema. Eles constataram que as bactérias desnitrificantes têm um favorecimento no crescimento sob essas condições, se tornando a população dominante, porém com simultâneo crescimento das bactérias nitrificantes, havendo algumas restrições.

5.4 Conclusão

- Foi possível o estabelecimento de um processo eficiente na remoção de nitrogênio em um sistema MLE, por meio do pré-tratamento proposto;
- A SSL se mostrou eficiente no preparo de efluentes suínícolas para o processo de remoção de nitrogênio em sistema MLE;

- Tempos de retenção hidráulico inferiores a 30 minutos podem acarretar em aumento das despesas operacionais do sistema de tratamento, visto que os acréscimos de carga orgânica volumétrica prejudicaram o desempenho do sistema de remoção de nitrogênio em estudo.

5.5 Referências

ANDREWS, J. F. A mathematical model for the continuous culture of microorganisms utilizing inhibitory substrates. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 10, p. 707-723, 1968.

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

APHA - American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22 ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2012.

ASADI, A.; VERMA, A.; YANG, K.; MEJABI, B. Wastewater treatment aeration process optimization: A data mining approach. **Journal of Environmental Management**, v. 203, n. 2, p. 630-639, 2017.

BARRETA, M.; GAGNONA, N.; TOPP, E.; MASSE, L.; MASSÉ, D. I.; TALBOT, G. Physico-chemical characteristics and methanogen communities in swine and dairy manure storage tanks: Spatio-temporal variations and impact on methanogenic activity. **Water Research**, v. 47, n. 2, p. 737-746, 2013.

BORTOLI, M. **Partida, operação e otimização de um sistema de nitrificação/desnitrificação visando a remoção de nitrogênio de efluente da suinocultura pelo processo Ludzack-Ettinger modificado**. 2010. 155 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Centro Tecnológico Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.

BURTON, C. H. The potential contribution of separation technologies to the management of livestock manure. **Livestock Science**, v. 112, n. 3, p. 208-216, 2007.

CHIUMENTI, A. Complete nitrification–denitrification of swine manure in a full-scale, non-conventional composting system. **Waste Management**, v. 46, p. 577-587, 2015.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 430**, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, 2011.

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

DE PRÁ, M. C.; KUNZ, A.; BORTOLI, M.; SCUSSIATO, L. A.; COLDEBELLA, A.; VANOTTI, M.; SOARES, H. M. Kinetic models for nitrogen inhibition in ANAMMOX and nitrification process on deammonification system at room temperature. **Bioresource Technology**, v. 202, p. 33-41, 2016.

- EDWARDS, V. H. The influence of high substrate concentration on microbial kinetics. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 12, p. 679-712, 1970.
- FERRENTINO, R.; LANGONE, M.; MERZARI, F.; TRAMONTE, L.; ANDREOTTOLA, G. A review of anaerobic side-stream reactor for excess sludge reduction: configurations, mechanisms, and efficiency. **Environmental Science & Technology**, v.46, p. 382-405, 2016.
- FOLEY, J. A.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R.; CHAPIN, F. S.; COE, M. T.; DAILY, G. C.; GIBBS, H. K.; HELKOWSKI, J. H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E. A.; KUCHARIK, C. J.; MONFREDA, C.; PATZ, J. A.; PRENTICE, I. C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER P. K. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, n. 5734, p.570-574, 2005.
- GAO, F.; NAN, J.; LI, S.; WANG, Y. Modeling and simulation of a biological process for treating different COD:N ratio wastewater using an extended ASM1 model. **Chemical Engineering Journal**, v.332, p. 671-681, 2018.
- GE, S.; WANG, S.; YANG, X.; QIU, S.; LI, B.; PENG, Y. Detection of nitrifiers and evaluation of partial nitrification for wastewater treatment: A review. **Chemosphere**, v. 140, p. 85-98, 2015.
- GERARDI, M. H. **Wastewater Bacteria**. Online: Wiley & Sons, 2006. DOI: 10.1002/0471979910
- GERMAIN, E.; NELLES, F.; DREWS, A.; PEARCE, P.; KRAUME, M.; REID, E.; JUDD, S. J.; STEPHENSON, T. Biomass effects on oxygen transfer in membrane bioreactors. **Water Research**, v. 41, n. 5, p. 1038-1044, 2007.
- GIONGO, A. **Remoção de nitrogênio de efluente suinícola a diferentes Relações C/N**. 59 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Cascavel, 2017.
- HEWAWASAM, C.; MATSUURA, N.; MAHARJAN, N.; HATAMOTO, M.; YAMAGUCHI, T. Oxygen transfer dynamics and nitrification in a novel rotational sponge reactor. **Biochemical Engineering Journal**, v. 128, n. 15, p.162-167, 2017.
- HJORTH, M.; CHRISTENSEN, K. V.; CHRISTENSEN, M. L.; SOMMER, S. G. Solid-liquid separation of animal slurry in theory and practice. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 30, p. 153-180, 2010.
- HOCKENBURY, M. R.; GRADY JR., C. P. L. Inhibition of nitrification effects of selected organic compounds. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 49, n. 5, p. 768-777, 1977.
- HU, J.; LI, D.; LIU, Q.; TAO, Y.; HE, X.; WANG, X.; WANG, X.; LI, X.; GAO, P. Effect of organic carbon on nitrification efficiency and community composition of nitrifying biofilms. **Journal of Environmental Sciences**, v. 21, n. 3, p. 387-394, 2009.
- HUNT, P.G.; STONE, K.C.; MATHENY, T.A.; POACH, M.E.; VANOTTI, M.B.; DUCEY, T.F. Denitrification of nitrified and non-nitrified swine lagoon wastewater in the suspended sludge layer of treatment wetlands. **Ecological Engineering**, v.35, p.1514-1522, 2009.
- JORGENSEN, K.; JENSEN, L. S. Chemical and biochemical variation in animal manure solids separated using different commercial separation technologies. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 3088-3096, 2009.

KIM, Y. M.; PARK, H.; CHO, K. H.; PARK, J. M. Long term assessment of factors affecting nitrifying bacteria communities and N-removal in a full-scale biological process treating high strength hazardous wastewater. **Bioresource Technology**, v. 134, p. 180-189, 2013.

KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. L. R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 22, p. 5485-5489, 2009.

KUNZ, A.; MUKHTAR, S. Hydrophobic membrane technology for ammonia extraction from wastewaters. **Engenharia Agrícola**, v. 36, n. 2, p. 377-386, 2016.

LACKNER, S.; HORN, H. Evaluating operation strategies and process stability of a single stage nitrification–anammox SBR by use of the oxidation–reduction potential (ORP). **Bioresource Technology**, v.107, p. 70-77, 2012.

LEYVA-DÍAZ, J. C.; GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, A.; GONZÁLEZ-LÓPEZ, J.; MUÑO, M. M.; POYATOS, J. M. Kinetic modeling and microbiological study of two-step nitrification in a membrane bioreactor and hybrid moving bed biofilm reactor-membrane bioreactor for wastewater treatment. **Chemical Engineering Journal**, v. 259, n.1, p. 692-702, 2015.

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

LI, P.; XING, W.; ZUO, J.; TANG, L.; WANG, Y.; LIN, J. Hydrogenotrophic denitrification for tertiary nitrogen removal from municipal wastewater using membrane diffusion packed-bed bioreactor. **Bioresource Technology**, v. 144, p. 452-459, 2013.

LIU, F.; HU, X.; ZHAO, X.; GUO, H.; ZHAO, Y.; JIANG, B. Rapid nitrification process upgrade coupled with succession of the microbial community in a full-scale municipal wastewater treatment plant (WWTP). **Bioresource Technology**, v. 249, p. 1062-1065, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.10.076>.

MAKARA, A.; KOWALSKI, Z. Pig manure treatment and purification by filtration. **Journal of Environmental Management**, v. 161, n. 15, p. 317-324, 2015.

MARTÍNEZ-ALMELA, J.; BARRERA, J. M. SELCO-Ecopurin pig slurry treatment system. **Bioresource Technology**, v. 96, p. 223-228, 2005.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. Boston: McGraw-Hill, 2003.

NDEGWA, P. M.; ZHU, J.; LUO, A. C. Effects of solid levels and chemical additives on removal of solids and phosphorus in swine manure. **Journal of Environmental Engineering**, v. 127, p. 1111-1115, 2001.

PALA-OZKOK, I.; REHMAN, A.; YAGCI, N.; UBAY-COKGOR, E.; JONAS, D.; ORHON, D. Characteristics of mixed microbial culture at different sludge ages: Effect on variable kinetics for substrate utilization. **Bioresource Technology**, v.126, p. 274-282, 2012.

QU, D.; WANG, C.; WANG, Y.; ZHOU, R.; REN, H. Heterotrophic nitrification and aerobic denitrification by a novel groundwater origin cold-adapted bacterium at low temperatures. **RSC Advances**, v. 5, n. 7, p. 5149-5157, 2015.

RIAÑO, B.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M. C. Greenhouse gas emissions of an on-farm swine manure treatment plant – comparison with conventional storage in anaerobic tanks. **Journal of Cleaner Production**, v. 103, p. 542-548, 2015.

RIAÑO, B.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M. C. On-farm treatment of swine manure based on solid liquid separation and biological nitrification-denitrification of the liquid fraction. **Journal of Environmental Management**, v. 132, p. 87-93, 2014.

RONGSAYAMANONTAB, C.; LIMPIYAKORNC, T.; LAWD, B.; KHAN, E. Relationship between respirometric activity and community of entrapped nitrifying bacteria: Implications for partial nitrification. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 46, p. 229-236, 2010.

ROSSO, D.; LARSON, L. E.; STENSTROM, M. K. Aeration of large-scale municipal wastewater treatment plants: state of the art. **Water Science & Technology**, v. 57, n. 7, p. 973-978, 2008.

SANTOS, S. L.; MINÁ, V. G.; CATUNDA, S. Y. C.; HAANDEL, A. C. Influência da concentração de lodo sobre o consumo de energia para a aeração em sistemas de lodo ativado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 3, p. 437-444, 2017.

SCHIERHOLT NETO, G. F. **Desenvolvimento de uma Flora de Microrganismos Oxidadores Anaeróbios de Amônia Utilizando Inóculo Proveniente de Dejetos de Suínos**. 2007. 101 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

SPERLING, M. V. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Vol. 2. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

TEISSIER, G. Growth of bacterial populations and the available substrate concentration. **Review of Scientific Instruments**, v.14, n. 3208, p. 209, 1942.

VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; BRDJANOVIC, D. Anticipating the next century of wastewater treatment. **Science**, v. 344, p. 1452-1453, 2014.

VANOTTI, M. B.; MILLNER, P. D.; HUNT, P. G.; ELLISON, A. Q. Removal of pathogens and indicator microorganisms from liquid manure in multi-step biological and chemical treatment. **Bioresource Technology**, v. 96, p. 209-214, 2005.

VANOTTI, M.B.; SZOGI, A.A.; MILLNER, P.D.; LOUGHRIN, J. H. Development of a second-generation environmentally superior technology for treatment of swine manure in the USA. **Bioresource Technology**, v.100, p. 5406-5416, 2009.

VIANCELLI, A.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; KICH, J. D.; SOUZA, C. K.; CANAL, C. W.; COLDEBELLA, A.; ESTEVES, P. A.; BARARDI, C. R. M. Performance of two swine manure treatment systems on chemical composition and on the reduction of pathogens. **Chemosphere**, v. 90, n. 4, p. 1539-1544, 2013.

XIA, X. H.; YANG, Z. F.; HUANG, G.H.; ZHANG, X. Q.; YU, H.; RONG, X. Nitrification in natural waters with high suspended-solid content—A study for the Yellow River. **Chemosphere**, v. 57, n. 8, p. 1017-1029, 2004.

ZHOU, Y.; MA, J.; ZHANG, Y.; QIN, B.; JEPPESEN, E.; SHI, K.; BROOKES, J. D.; SPENCER, R.G.M.; ZHU, G.; GAO, G. Improving water quality in China: Environmental investment pays dividends. **Water Research**, v. 118, n. 1, p.152-159, 2017.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Devido à problemática de poluição do meio ambiente em função da gestão inadequada de resíduos, é crescente o número de estudos que visam à redução dos impactos ambientais associados às mais diversas atividades humanas. Com isso, surge a necessidade de tecnologias que auxiliem nessa gestão, para assegurar a sustentabilidade ambiental das ações humanas.

Diante disso, o presente trabalho abordou a gestão de efluentes suínicos, visto o elevado potencial poluidor que estes apresentam.

Um dos desafios para o setor é o estabelecimento de tecnologias simples, de fácil operação e com alta eficiência para o tratamento proposto. Nesse sentido, o presente trabalho demonstrou que a utilização de técnicas de SSL, mais simples, viabilizam o tratamento de dejetos suínos por meio da nitrificação e desnitrificação, para a remoção de nitrogênio, em um sistema MLE.

Desde que sejam respeitadas as condições operacionais estabelecidas no presente estudo, a combinação da remoção de sólidos por meio da peneira estática de escovas rotativas seguida da decantação é um pré-tratamento eficiente, para efluentes a serem submetidos à remoção de nitrogênio em sistema MLE, sendo possível concluir que o tempo de retenção hidráulico deve ser de 30 minutos no decantador – visto que tempos de retenção inferiores aumentam a produção de lodo do sistema, influenciando a capacidade de aeração.

O lodo gerado na SSL, assim como no sistema de nitrificação e desnitrificação, pode ser tratado por meio da digestão anaeróbia, sendo necessários maiores estudos para determinar a viabilidade desta proposta.

7 PERSPECTIVAS DE TRABALHOS FUTUROS

- Estudar a viabilidade econômica do sistema proposto em comparação com os sistemas usuais em operação com o uso de agentes químicos para o auxílio na SSL;
- Estudar o comportamento do Fósforo no sistema MLE;
- Verificar a possibilidade do tratamento da fração sólida resultante da SSL e do lodo descartado do sistema MLE por meio da digestão anaeróbia.