

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
CURSO SUPERIOR DE TECNOLOGIA EM GESTÃO AMBIENTAL**

LUANA LEITE VIEIRA

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE NITROGÊNIO
AMONÍACAL DO EFLUENTE DE FRIGORÍFICO DE SUÍNOS**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

MEDIANEIRA

2018

LUANA LEITE VIEIRA

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE NITROGÊNIO
AMONÍACAL DO EFLUENTE DE FRIGORÍFICO DE SUÍNOS**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado como requisito parcial à obtenção do título de Tecnólogo em Gestão Ambiental, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Campus Medianeira.

Orientador: Prof. Dr. Leandro Fleck

Coorientador: Prof. Dr. Eduardo Eyng

MEDIANEIRA

2018



TERMO DE APROVAÇÃO

AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL DO EFLUENTE DE FRIGORÍFICO DE SUÍNOS

Por

LUANA LEITE VIEIRA

Este Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) foi apresentado às 09:00 h do dia 27 de novembro de 2018 como requisito parcial para a obtenção do título de Tecnólogo no Curso Superior de Tecnologia em Gestão Ambiental, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Medianeira. A candidata foi arguida pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho aprovado.

Prof. Dr. Leandro Fleck
UTFPR – *Campus* Medianeira
(Orientador)

Prof. Dra. Carla Daniela Câmara
UTFPR – *Campus* Medianeira
(Convidado e Responsável pelas atividades de TCC)

Prof. Dr. Eduardo Eyng
UTFPR – *Campus* Medianeira
(Coorientador)

Prof. Dr. Fábio Orssatto
UTFPR – *Campus* Medianeira
(Convidado)

DEDICATÓRIA

Dedico este, assim como todas as demais conquistas, a minha família e principalmente ao meu marido Flavio Vieira, por me apoiar e auxiliar em todos os momentos de minha vida.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus que me deu o dom da vida, e através da fé e sua sabedoria me deu forças para continuar lutando em meio às dificuldades que surgiram pelo caminho.

Ao meu amado marido Flavio Vieira por me incentivar e ajudar a enfrentar todas as adversidades encontradas pela jornada acadêmica e proporcionando sempre que possível apoio emocional principalmente nos momentos mais difíceis, passados durante a realização do estudo e, ainda, pelo seu carinho comigo. Sem o seu apoio não teria conseguido chegar até aqui, meu muito obrigado.

Agradeço ao incentivo dos meus pais e meu irmão na realização deste estudo, e por suas orações.

Agradeço imensamente ao meu orientador Prof. Dr. Leandro Fleck e ao coorientador Eduardo Eyng, por passar um pouco do seu grande conhecimento, possibilitando-me absorção da parte teórica e experimental do processo de remoção de nitrogênio amoniacal de efluente, e por me auxiliar desde a ideia do tema do TCC, até a conclusão do mesmo.

Agradeço também Silvia Leticia Maria Assunção de Paula e Jocimara Cecchin, pela amizade, incentivo, e momentos de distração.

Agradeço a UTFPR-MD por disponibilizar seus laboratórios para a realização dos procedimentos experimentais. Agradeço a instituição também pela disponibilização de professores capacitados e empenhados em seu trabalho, que não medem esforços para transmitir todos seus conhecimentos. Sem vocês não seria possível a realização deste Trabalho de Conclusão de Curso, obrigado a todos.

RESUMO

VIEIRA, Luana Leite. **Avaliação da Eficiência de Remoção de Nitrogênio Amoniacal do Efluente de Frigorífico de Suínos**. 2018. 41 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Tecnologia em Gestão Ambiental) Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Medianeira, 2018.

A expansão da suinocultura no Brasil tem gerado alguns problemas ambientais relacionados principalmente a geração de efluente líquido, desde o abate do animal até o processamento de sua carne. É necessário cada vez mais estudos, para melhorar a forma de tratamento e também aperfeiçoar os tratamentos já existentes. Por isso se fez necessário à realização deste estudo, onde se objetivou avaliar os efeitos do fluxo de ar e do tempo de ciclo sobre a eficiência do processo de remoção de nitrogênio amoniacal do efluente líquido do frigorífico de suínos. Foram utilizadas no estudo amostras de efluente de um abatedouro e frigorífico de suínos localizado na região Oeste do Paraná. Foram coletados efluente na saída da lagoa anaeróbia 2, instalado na unidade industrial, o qual foi congelado a $-2,2^{\circ}\text{C}$ até o momento de uso. O efluente foi previamente caracterizado pela análise dos parâmetros DQO, nitrogênio amoniacal, alcalinidade total, pH. Os efeitos do fluxo de ar e do tempo de ciclo sobre a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal foram avaliados utilizando-se um Delineamento Composto Central (DCC), composto por 7 ensaios experimentais. Gerou-se um modelo matemático passível de utilização para a simulação de cenários futuros. Com base nos resultados obtidos, observou-se não ser necessário um grande fluxo de ar e tempo de ciclo para remoção de nitrogênio amoniacal do efluente de um abatedouro e frigorífico de suínos. Com o estudo foi possível compreender que há elevada eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal utilizando condições mais restritas e menos restritas de tempo de ciclo e fluxo de ar.

Palavras-chave: Delineamento Composto Central. Fluxo de ar. Nitrificação. Tempo de ciclo.

ABSTRACT

VIEIRA, Luana Leite. Evaluation of Ammonia Nitrogen Removal Efficiency of Swine Slaughterhouse Effluent. 2018. 41 f. Trabalho de conclusão de curso (Tecnologia em Gestão Ambiental) Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Medianeira, 2018.

The expansion of swine farming in Brazil has generated some environmental problems related mainly to the generation of liquid effluent, from the slaughter of the animal to the processing of its meat. More and more studies are needed to improve the form of treatment and to improve treatments already in place. Therefore, it was necessary to carry out this study, in order to evaluate the effects of airflow and cycle time on the efficiency of the ammonia nitrogen re-motive process of the liquid effluent from the swine slaughterhouse. Effluent samples from a swine slaughterhouse located in the western region of Paraná were used in the study. Effluent was collected at the exit of the anaerobic lagoon 2, installed in the industrial unit, which was frozen at $-2,2^{\circ}\text{C}$ until the moment of use. The effluent was previously characterized by the analysis of the parameters COD, ammoniacal nitrogen, total alkalinity, pH. The effects of airflow and cycle time on the efficiency of ammonia nitrogen removal were evaluated using a Central Compound Design (CCD), composed of 7 experimental tests. Was generated a mathematical model usable for the simulation of future scenarios. Based on the results obtained, it was observed that a large air flow and cycle time were not required for the removal of ammoniacal nitrogen from the effluent from a slaughterhouse. With the study it was possible to understand that there is a high efficiency of removal of ammoniacal nitrogen using more restricted and less restricted conditions of cycle time and airflow.

Keywords: Central Compound Design. Air flow. Nitrification. Cycle time.

LISTAS DE FIGURAS

Figura 1 - Fluxograma do sistema de tratamento de efluente de uma indústria de abate e frigorífico de suínos	23
Figura 2 - Módulo experimental do reator aerado	25
Figura 3 - Superfície de resposta para remoção de N – NH ₄ ⁺	34

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Métodos utilizados para a caracterização do efluente da saída da lagoa anaeróbia 2	24
Tabela 2 - Delineamento de tratamentos	28
Tabela 3 - Caracterização do substrato	31
Tabela 4 - Eficiência de remoção de N – NH ₄ ⁺	32
Tabela 5 - Análise de efeitos para remoção de N – NH ₄ ⁺	32
Tabela 6 - Análise de variância para remoção de N – NH ₄ ⁺	33
Tabela 7 - Validação estatística do modelo matemático proposto	33
Tabela 8 - Validação experimental do modelo matemático proposto	35

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ANOVA	Análise de Variância
AT	Alcalinidade Total
CaCO ₃	Carbonato de Cálcio
BOA	Bactérias Oxidantes de Amônia
BON	Bactérias Oxidantes de Nitrito
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
FCPA	Federação de Controle de Poluição de Água
H ₂ SO ₄	Solução de Ácido Sulfúrico
L	Litro
LA's	Lagoas aeradas
mg	miligrama
mL	mililitro
N	Nitrogênio
N ₂	Nitrogênio Molecular
NaHCO ₃	Bicarbonato de Sódio
NH ₃	Amônia
NH ₄ ⁻	Amônio
NO ₃ ⁻	Nitrato
NO ₂ ⁻	Nitrito
NH ₄ ⁺	Nitrogênio Amoniacal
NT	Nitrogênio Total
OD	Oxigênio Dissolvido
P	Fósforo
PVC	Policloreto de Vinila
pH	Potencial de Hidrogênio Iônico
ST	Sólidos Totais
TCO	Taxa de Consumo de Oxigênio
TRH	Tempo de Retenção Hidráulica
°C	Grau Celsius

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
2 OBJETIVOS	13
2.1 OBJETIVOS GERAIS	13
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	13
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	14
3.1 EFLUENTE DE ABATEDOURO E FRIGORÍFICO DE SUÍNOS	14
3.2 IMPACTOS AMBIENTAIS DOS EFLUENTES DE ABATEDOUROS E FRIGORÍFICOS DE SUÍNOS.....	15
3.3 PROCESSOS AERÓBIOS DE TRATAMENTO	17
3.4 NITRIFICAÇÃO	18
3.5 FATORES OPERACIONAIS QUE INFLUENCIAM NO PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO	21
4 MATERIAIS E MÉTODOS	22
4.1 SISTEMA DE TRATAMENTO DE EFLUENTE DA INDÚSTRIA DE ABATE E FRIGORÍFICO DE SUÍNOS	22
4.2 CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO	24
4.3 MÓDULO EXPERIMENTAL	25
4.4 ALIMENTAÇÃO DO REATOR	25
4.5 INICIALIZAÇÃO DO REATOR	26
4.6 MONITORAMENTO DO PROCESSO	26
4.7 DELINEAMENTO DE TRATAMENTOS	27
4.8 AMOSTRAGEM E ANÁLISES.....	28
4.9 GERAÇÃO DE MODELO MATEMÁTICO E VALIDAÇÃO ESTATÍSTICA	28
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	30
5.1 CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO	30
5.2 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIACAL	30
5.3 ANÁLISE DE EFEITOS DAS VARIÁVEIS INDEPENDENTES	31
5.4 ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIACAL	31
5.5 MODELO MATEMÁTICO REPRESENTATIVO DO PROCESSO.....	32
5.6 SUPERFÍCIE DE RESPOSTA PARA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIACAL	33
5.7 VALIDAÇÃO EXPERIMENTAL DO MODELO MATEMÁTICO PROPOSTO	33
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	35
REFERÊNCIA	36

1 INTRODUÇÃO

Há uma grande demanda por carne suína no Brasil e no mundo. No ano de 2017 a produção brasileira de carne suína foi de 3,75 milhões de toneladas, sendo que 81,5% da produção foram destinadas ao mercado interno e 18,5%, foi destinada à exportação (ABPA, 2017). Assim, a produção suinícola obteve elevada produção e destaque entre as atividades que geram economia para o Brasil.

Os frigoríficos de suínos, em toda sua cadeia produtiva, apresentam um grande consumo de água, sendo este um dos principais recursos na produção e abate de suínos, desde a chegada dos suínos nas pocilgas, onde é feita a limpeza de seus dejetos, ao processo de abate, processamento de sua carne, até o produto final a ser entregue aos revendedores. Todo esse processo gera grande quantidade de efluente, com alta concentração de carga orgânica, agentes de limpeza, além de vários outros compostos químicos poluentes que acabam sendo gerados pelas indústrias deste segmento alimentício.

A grande demanda da carne suína fez com que as indústrias do segmento de abate e frigorífico de suínos procurassem soluções para o tratamento e destino final dos seus efluentes líquidos, tendo que contratar empresas e/ou pessoas especializadas no tratamento desses efluentes.

Assim, para o tratamento desses efluentes é necessário um grande investimento financeiro na compra de equipamento que removam os compostos químicos poluentes, como exemplo, o nitrogênio amoniacal, o qual é de difícil remoção por métodos de tratamento primários e de alto custo às indústrias. O CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA (Resolução nº 430/2011) estabelece que o padrão de lançamento de efluentes que contenham nitrogênio amoniacal total aos corpos hídricos receptores devem ser de no máximo 20 mg L^{-1} .

As indústrias não podem lançar seus efluentes aos corpos receptores sem o devido tratamento, pois esses corpos receptores são muitas utilizados pelas redes de abastecimento água para toda população de uma determinada cidade ou região. Sem o devido tratamento muitas cidades poderiam se tornar inabitáveis, pois os efluentes gerados pelas indústrias de abate e frigorífico, tem um forte odor, além de sua constituição ser altamente putrescível, atraindo animais que transmitem doenças aos seres humanos.

A cada dia que passa, os novos consumidores estão atentos a empresas que dão importância as questões ambientais, visando sempre um processo industrial de acordo com a legislação ambiental, e levando em conta que todas as suas ações benéficas ao meio ambiente representaram uma grande vantagem entre outras indústrias do segmento.

Devido a estas informações é preciso que as indústrias procurem minimizar a geração de efluentes e lançamento dos mesmos nos corpos hídricos por meio de práticas ambientais economicamente vantajosas, tendo-se assim um maior controle ambiental.

O efluente industrial de abatedouros e frigoríficos de suínos possui características específicas, utilizadas para avaliar a eficiência dos sistemas de tratamentos. O efluente líquido representa um grande problema pela alta concentração de nitrogênio amoniacal, necessitando usualmente de grande investimento por parte das empresas para que técnicas eficientes de tratamento possam entrar em operação.

Neste contexto, o presente estudo possui como principal objetivo avaliar os efeitos do fluxo e ar e tempo de ciclo sobre a eficiência do processo de remoção de nitrogênio amoniacal do efluente proveniente de um matadouro e frigorífico de suínos localizado na região Oeste do Paraná.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar os efeitos do fluxo e ar e tempo de ciclo sobre a eficiência do processo de remoção de nitrogênio amoniacal do efluente proveniente de um matadouro e frigorífico de suínos.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a eficiência do processo de remoção de nitrogênio amoniacal;
- Gerar modelo matemático representativo da dinâmica do processo.
- Determinar a faixa ideal de operação dos fatores considerados para o processo de nitrificação.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 EFLUENTE DE ABATEDOURO E FRIGORÍFICO DE SUÍNOS

A Resolução Conama nº 430/2011 define efluente líquido como o termo usado para caracterizar os despejos líquidos provenientes de diversas atividades ou processos. Efluente industrial, conforme a Norma Brasileira – NBR 9800 (1987), compreende todo o despejo líquido, proveniente das indústrias, exercido no processo industrial, águas de refrigeração poluídas, águas pluviais poluídas e esgoto provenientes dos sanitários dos funcionários.

Para Valverde (2008) o segmento do agronegócio de abate de animais para o consumo, é motivo de estudo, pois qualquer atividade econômica e produtora de bens e serviço geram efluentes e resíduos sólidos, e esses podem afetar de maneira positiva ou negativa o meio ambiente.

O cenário da indústria frigorífica, em seus processos de higienização de pisos, curais, pocilgas, corredores, caminhões e animais pode gerar muitos problemas ambientais devido ao efluente gerado (RABELO et al., 2014). Devido ao fato dos despejos dos dejetos suínos serem altamente putrescíveis, a sua decomposição leva poucas horas e forma gases com forte odor, tornando a respiração difícil nas proximidades a essas indústrias (PACHECO; WOLFF, 2004).

Oliveira et al. (1997) afirmam que a concentração de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) pode oscilar entre 30.000 a 52.000 mg L⁻¹, em contrapartida a DBO do esgoto doméstico, fica entre 200 a 300 mg L⁻¹.

Os frigoríficos de suínos geram uma grande quantidade de efluente líquido. O volume é determinado de acordo com o processo, sendo que o cálculo aproximado é de 1200 L por cabeça de suínos, distribuídos em: 300 L na sala de matança, 400 L nas demais dependências e 500 L nos anexos externos, ou seja, pocilgas, caminhões que fazem o transporte desses animais até a indústria (SCARASSATI et al., 2003).

Aguilar (2002) afirma que, dependendo do sistema de abate, as características do efluente dos matadouros consistem em uma grande carga de sólidos em suspensão, nitrogênio orgânico e DBO em torno de 4200 mg L⁻¹. De acordo com

UNEP (2000), cerca de 80 a 95% da água consumida em matadouros se torna efluente, contendo um elevado índice de matéria orgânica, altas concentrações de sódio, fósforo e nitrato.

O efluente de abatedouros e frigoríficos de suínos possuem uma elevada carga de nutrientes e se não ocorrer o devido tratamento pode resultar em diversos danos aos corpos hídrico receptores e à saúde humana (EPA, 1993; CALIJURI et al., 2006).

Para Von Sperling (2005) através da análise de Demanda Química de Oxigênio (DQO) é possível quantificar indiretamente o potencial poluidor de um efluente líquido. Sendo esta, uma medida da quantidade de oxigênio consumido pela oxidação química de substâncias orgânicas presentes nas águas e efluentes. Ainda o mesmo autor diz que as águas ou efluentes se tornam contaminadas por resíduos do processo industrial ou/e pelas perdas de energia térmica, denominando de efluentes líquidos.

Os efluentes do setor agropecuário contem elevada carga orgânica e esta é composta por grande quantidade de sangue, alto teor de gorduras, fragmentos de tecido, esterco, conteúdo estomacal não digerido e conteúdo intestinal (PARDI et al., 2006). Os quais constituem-se motivo de preocupação para pesquisadores e tem embasado estudos em diferentes partes do mundo.

3.2 IMPACTOS AMBIENTAIS DOS EFLUENTES DE ABATEDOUROS E FRIGORÍFICOS DE SUÍNOS

Segundo a Resolução CONAMA nº 001/1986, considera-se como impacto ambiental qualquer alteração nas propriedades físicas, químicas e biológicas do ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam: a saúde, a segurança e o bem-estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do ambiente e a qualidade dos recursos ambientais.

De acordo com Yaqout (2003) os efluentes líquidos e resíduos sólidos não podem ser lançados diretamente no ambiente, pois podem acarretar graves problemas como, por exemplo, deterioração da flora e fauna. Segundo o mesmo autor, a

disposição indiscriminada dos efluentes com diversidade em sua composição, tornou-se um problema mundial.

Várias indústrias do setor alimentício apresentam como principal aspecto ambiental, o alto consumo de água, gerando uma grande quantidade de efluente líquido com alta carga poluidora, com especial destaque para a matéria orgânica (PACHECO, 2008). Já Frinck (2011) cita também o alto consumo de energia pelas indústrias do segmento alimentício e a proliferação de odor e geração de resíduos sólidos e ruídos.

Devido à constituição do efluente das indústrias do segmento de abate e frigorífico de suínos, um dos principais impactos ambientais é a eutrofização dos corpos d' água, favorecendo o crescimento de fitoplâncton e macrofitas aquáticas, ocasionando a depleção de oxigênio dissolvido do corpo receptor, mudanças na qualidade das águas, alterando a diversidade de espécies no corpo receptor do efluente, alteração do pH, floração de cianobactérias e produção de toxinas (EPA, 1993; CALIJURI et al., 2006).

Segundo Vinatea (1997) os efluentes líquidos das indústrias frigoríficas, quando destinados equivocadamente, resultam na depleção da concentração de oxigênio dissolvido dos corpos receptores, tendo como consequência direta a diminuição das atividades locais e a morte dos seres aquáticos.

Nesse mesmo sentido, pode se afirmar que os impactos ambientais, quando associados às atividades de abatedouros, estão relacionados ao despejo dos efluentes originários do processo produtivo. O efluente contém carga orgânica em elevada concentração, o que dificulta o processo de remoção. Quando o efluente líquido não é tratado ele se torna um problema para os corpos receptores, pois diminui ou acaba com a vida aquática devido à falta de oxigenação nesses ambientes (BEUX, 2005).

Para Feistel (2011), grande parte das indústrias lançam seus efluentes líquidos diretamente nos corpos hídricos que, quando são volumosos e perenes, conseguem diluir a carga recebida sem sofrer prejuízos. Entretanto, muitos dos rios que recebem esses efluentes são de pequeno porte, e os efluentes lançados são de grande volume, tornando-os impróprios para as redes de abastecimento e saneamento, uso agrícolas, comerciais e recreativos. Neste cenário, estes poluentes são classificados como agentes de poluição das águas e de ameaça à saúde pública.

3.3 PROCESSOS AERÓBIOS DE TRATAMENTO

Para Zoppas et al., (2016) a escolha da forma de aeração é muito importante no processo de remoção de nitrogênio. Segundo Von Sperling et al., (1997) nos reatores aerados ocorrem reações:

Bioquímicas de remoção da matéria orgânica e, em determinadas condições, de nitrogênio e de fósforo. A biomassa se utiliza do substrato presente no esgoto afluente para se desenvolver. No decantador secundário ocorre a sedimentação dos sólidos (biomassa), permitindo que o efluente final saia clarificado. Parte dos sólidos sedimentados no fundo do decantador secundário é recirculado para o reator, para manter uma desejada concentração de biomassa no mesmo, a qual é responsável pela elevada eficiência do sistema.

As lagoas aeradas de mistura completa são essencialmente aeróbias. Possuem aeradores que são utilizados para manter a oxigenação do meio líquido em tratamento, e, também para manter os sólidos no meio líquido em suspensão. Estas lagoas têm um Tempo de Retenção Hidráulica (TRH) variando de 2 a 4 dias, e seu efluente, após esse período, não possui qualidade de lançamento direto aos corpos hídricos receptores, devido a presença de sólidos orgânicos em suspensão. Após o tratamento nas lagoas aeradas de mistura completa, é necessário que o efluente seja destinado a outras lagoas como, por exemplo, as lagoas de decantação (SCARASSATI et al., 2003).

Segundo Von Sperling (1997) um sistema de lodos ativados convencional se constitui por um reator e decantadores primário e secundário. Nos decantadores ocorre a sedimentação da matéria orgânica para que, após a sedimentação, a mesma seja retirada ou separada do efluente. O tempo de detenção hidráulico é baixo, na ordem de 6 a 8 horas, e a idade do lodo em torno de 4 a 10 dias. O lodo retirado é jovem, apresentando em sua constituição muita matéria orgânica, justificando a necessidade de mais uma etapa de tratamento, denominada de estabilização do lodo.

Já o sistema de lodo ativado de fluxo intermitente em bateladas, caracteriza-se por ser um reator onde todas as etapas do tratamento ocorrem na mesma unidade. A matéria orgânica e o lodo permanecem no tanque e não há recirculação da mesma no tratamento. O processo ocorre com o enchimento do reator com o efluente a ser tratado. Após há reações de aeração, sedimentação do lodo, esvaziamento do efluente líquido presente no reator e repouso do mesmo (VON SPERLING, 1997).

De acordo com o autor previamente citado, no sistema de lodos ativados de aeração prolongada de fluxo contínuo, a matéria orgânica permanece durante 18 a 30 dias em reação. Porém, o efluente que está em tratamento continua recebendo novas descargas de efluentes no sistema. Para isso, as dimensões do reator são maiores que os outros reatores de lodo ativado, tendo uma capacidade em volume de efluente maior. As menores concentrações de matéria orgânica e de alimento no sistema de lodo ativado, fazem com que as bactérias que estão contidas nesse sistema tenham menos alimento disponível e passem a se alimentar da matéria orgânica presente em suas próprias células. Assim, não há necessidade de um tanque de estabilização do lodo, pois a estabilização do mesmo ocorrerá de forma aeróbia, e o mesmo já se encontrara estabilizado. Porém, como a aeração é prolongada há mais consumo de energia elétrica para as empresas que aderem a este sistema de tratamento, mas em contrapartida, obtém-se maior eficiência na remoção da demanda bioquímica de oxigênio, diferentemente dos outros sistemas de lodo ativado (VON SPERLING, 1997).

Para Cavalcanti et al., (2003) lagoas aeradas (LA's) são:

Unidades de tratamento que dependem de aeração mecânica para o seu funcionamento. Diferem do sistema convencional de lodo ativado basicamente num ponto: o decantador secundário é pequeno ou mesmo não existente e, por esta razão, a concentração de lodo não pode ser grande e poderá haver partículas do lodo aeróbio no efluente. LA's diferem também de lagoas convencionais, porque o suprimento de oxigênio é feito por aeração mecânica e não pela atividade fotossintética. LA's são aplicadas quando, por falta de espaço, não se pode usar lagoas fotossintéticas ou quando a presença de algas no efluente tratado é indesejável. Isto pode acontecer, por exemplo, em estuários de águas salobras, onde as algas não podem sobreviver e ao morrerem geram DBO, prejudicando esses ecossistemas.

3.4 NITRIFICAÇÃO

De acordo com a Resolução CONAMA nº 430/2011 o limite de nitrogênio amoniacal para lançamento de efluentes em corpos hídricos receptores é de 20 mg L⁻¹, sendo esta, a única forma de nitrogênio controlada em efluentes para lançamento em corpos aquáticos pela legislação federal.

O nitrogênio amoniacal pode ocorrer na forma de amônia livre ou ionizada, sendo que as proporções deles dependem do pH e temperatura do meio em que está inserido (QUARTAROLI, 2016).

O nitrogênio amoniacal é identificado como um dos compostos mais tóxicos aos organismos vivos (KUMIAWAN et al., 2006). Quando o nitrogênio amoniacal está em sua forma gasosa ele é considerado um produto tóxico às algas, ao zooplâncton e aos peixes. Assim, a amônia gasosa presente nos corpos hídricos atua como inibidora da fotossíntese das algas, visto que sua capacidade de alterar o sistema fotossintético (NAVAL; COUTO, 2005). Segundo o mesmo autor, um dos principais mecanismos de remoção do nitrogênio amoniacal é dado pela volatilização da parcela gasosa em condições elevadas de pH.

Os efluentes industriais possuem concentrações de nitrogênio em faixas de valores amplos, em função do tipo da indústria, do processo industrial empregado e do sistema e grau de tratamento a que os despejos são eventualmente submetidos. Dos processos industriais que geram efluentes com maiores concentrações de nitrogênio, cita-se: usinas de açúcar e álcool, matadores e frigoríficos, cervejarias, indústrias de alimento, produção de fertilizantes, refinarias e derivados de petróleo, indústrias têxteis e siderúrgicas (DERKS, 2007).

Metcalf & Eddy (2003) definem que a nitrificação é um termo utilizado para descrever a primeira etapa do processo de remoção biológica de nitrogênio, em que a amônia é oxidada a nitrito e o nitrito é oxidado a nitrato. Para Ferreira (2017) a nitrificação é um processo biológico, dependendo da ação de seres vivos como, por exemplo, bactérias. Ocorrem naturalmente em sistemas onde existam condições aeróbias e a presença de nitrogênio amoniacal. Segundo o mesmo autor, as bactérias apresentam metabolismo específico e próprio, o que deve ser levado em conta para se estabelecer os limites de trabalho de cada sistema de tratamento quanto a sua capacidade, suas tolerâncias de toxidez e carga, dentro de determinados parâmetros de dimensionamento e projeto, com a finalidade de se produzirem efluentes com boa qualidade ambiental e atendendo a legislação vigente.

O processo de nitrificação pode ser dividido em duas etapas principais. A nitrificação: $2\text{NH}_3 + \text{O}_2 \rightarrow 2\text{NO}_2^- + 2\text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+$, em que atuam bactérias do gênero *Nitrosomonas*, e a nitratação: $2\text{NO}_2^- + \text{O}_2 \rightarrow 2\text{NO}_3^-$, em que atuam bactérias do gênero *Nitrobacter*. Na nitrificação, a amônia é convertida em nitrito e na nitratação os íons nitrito são transformados em nitrato, conforme previamente descrito (EDUCAÇÃO, 2018).

Segundo VillaVerde et al., (1997) observa-se valores ótimos de remoção de nitrogênio amoniacal em pH 8, indicando a possibilidade de coexistência das espé-

cies de bactérias. Já Cooliver & Stepenson (2000) observaram um crescimento favorável das bactérias nitrificantes em pH variando de 7,5 a 8,0. Para Ford et al., (1997) o valor ótimo de pH para nitrificação oscila entre 7 e 9. Yoo et al., (1999) dizem que o valor ótimo de pH está entre 7,5 e 8,6 para as bactérias nitrificantes. Com base nessas informações, salienta-se que é necessário um constante monitoramento das condições de pH empregadas em reatores biológicos pois, conforme Antileo et al., (2013) a nitrificação libera prótons, levando a uma diminuição do pH, resultando na acidificação do meio de reação.

As bactérias Nitrosomonas necessitam de uma temperatura ideal para seu crescimento, a qual situa-se entre 30 e 36 °C. As bactérias Nitrobacter necessitam de uma temperatura variando de 8 a 28 °C para seu crescimento. Cervantes-Carrilo et al., (2000) recomendam faixas de temperatura entre 15 e 32 °C para o processo de nitrificação.

O nível bioquímico do processo de nitrificação envolve muito mais do que a oxidação sequencial da amônia para nitrito, pelas Nitrossomonas, e nitrito para nitrato, pelas Nitrobacter. Várias reações intermediárias e comunidades microbiológicas estão envolvidas no processo. Além disso, é necessário considerar a resposta dos organismos nitrificadores às condições do ambiente externo. Esta informação tem importância no projeto de processo dos sistemas de nitrificação que assegure que as nitrificadoras sejam capazes de ter atividades metabólicas eficientes (FERREIRA, 2017).

Para a remoção de amônia em efluentes líquidos, são utilizados processos biológicos de tratamento, onde o efluente líquido apresenta diversos estados de oxidação, sendo encontrados os seguintes compostos: nitrogênio orgânico (ureia, alguns aminoácidos, poliaminas, ureídeos), amônio (NH_4^+), amônia (NH_3) e nitrogênio gasoso (N_2). Eventualmente o nitrogênio é encontrado nas formas oxidadas, tais como nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) (QUARTAROLI, 2016).

3.5 FATORES OPERACIONAIS QUE INFLUENCIAM NO PROCESSO DE NITRIFICAÇÃO

Além dos fatores previamente citados como, por exemplo, temperatura e pH, existem outros fatores de igual importância para que o processo de nitrificação seja eficiente. O processo de nitrificação é fortemente influenciado pela concentração de oxigênio dissolvido (OD) e condições de temperatura. Adicionalmente, as concentrações de amônia e/ou ácido nitroso podem resultar na inibição do processo de nitrificação (ZOPPAS et al., 2016).

A velocidade de nitrificação diminui drasticamente quando a temperatura se encontra abaixo de 10 °C, enquanto que temperaturas entre 28 e 30 °C estimulam o crescimento de bactérias oxidantes de amônia (BOA) sobre as bactérias oxidantes de nitrito (BON) (KIM et al., 2006). Para Zoppas et al., (2016) as baixas temperaturas não só interferem nas atividades metabólicas das bactérias nitrificantes como também afetam a comunidades bacterianas e a riqueza de espécies. Neste mesmo sentido, Cox (2009) afirma que a temperatura, além de afetar o crescimento das bactérias, pode também afetar a taxa de eliminação do NO_3 , e em temperaturas abaixo de 10 °C a eficiência da nitrificação é inferior a 65%.

Zoppas (2016) afirma que o pH, a temperatura e a concentração de OD podem ter efeito sobre a ativação ou desativação do metabolismo das bactérias oxidantes de amônia e sobre as bactérias oxidantes de nitrito. Neste contexto, evidencia-se a necessidade do controle permanente dos sistemas de tratamento de águas e efluentes líquidos, monitorando tais parâmetros como uma forma de otimizar o processo de nitrificação.

Baixas concentrações de oxigênio dissolvido em sistemas de tratamento de efluentes líquidos, afetam significativamente a velocidade de crescimento dos microrganismos que são responsáveis pelo processo de nitrificação (BERNET et al., 2001). A relação entre a DQO e nitrogênio tem influência sobre as populações de microrganismos, uma vez que um aumento nesses parâmetros resulta numa diminuição na eficiência da nitrificação (ZIELINSKA et al., 2012).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 SISTEMA DE TRATAMENTO DE EFLUENTE DA INDÚSTRIA DE ABATE E FRIGORIFICO DE SUÍNOS

Na Figura 1 é apresentado resumidamente o sistema de tratamento do efluente líquido da indústria de abate e frigorífico de suínos localizada na região Oeste do Paraná, onde foi realizada a coleta do efluente para realização dos ensaios experimentais.

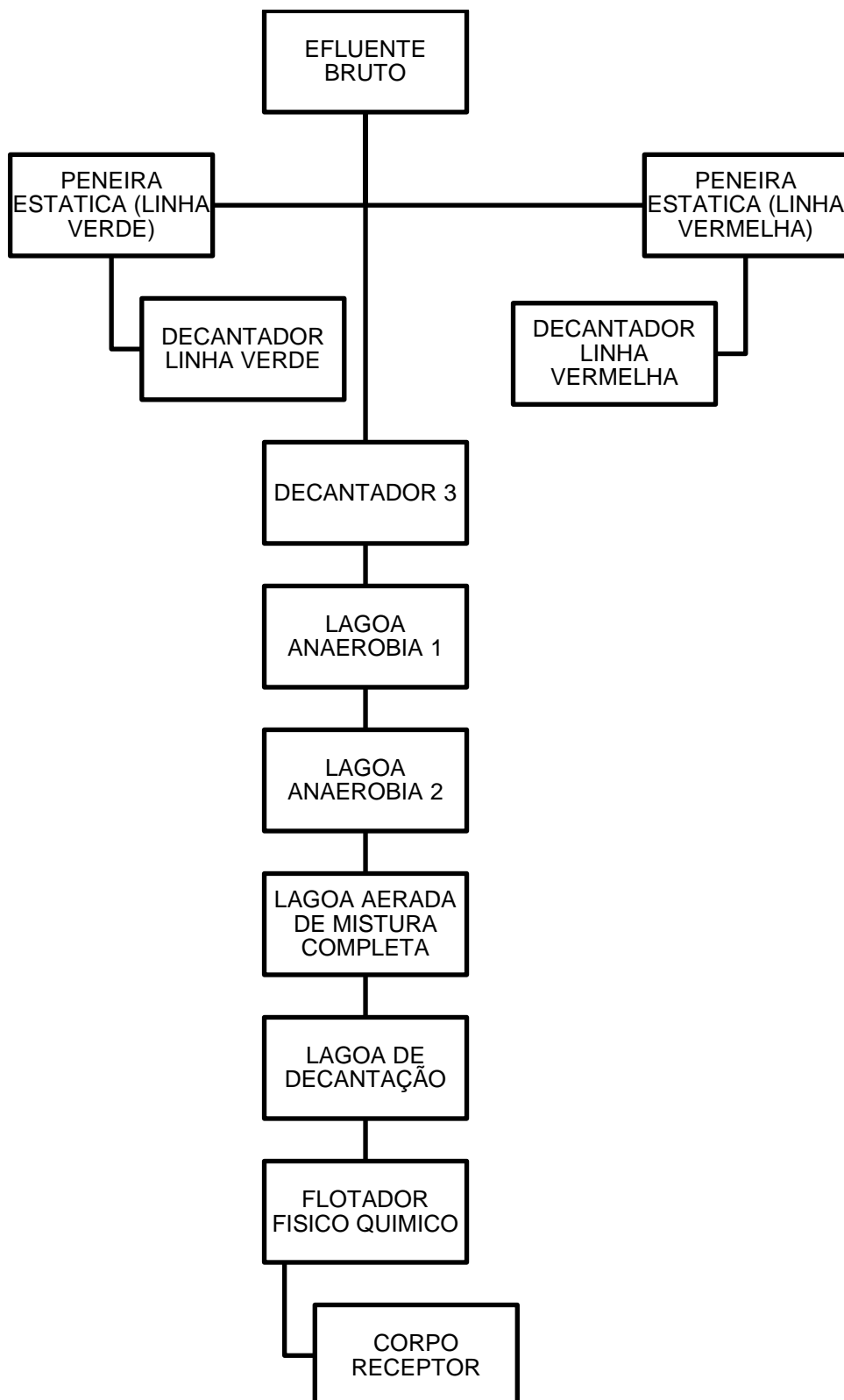


Figura 1 - Fluxograma do sistema de tratamento de efluente de uma indústria de abate e frigorífico de suínos.

Fonte: TAVARES e CHRISTMANN (2013).

Na Figura 1 são representadas as etapas do tratamento do efluente da indústria frigorífica, do efluente bruto até seu devido tratamento e lançamento no corpo hídrico receptor. O efluente bruto passa por um sistema de tratamento preliminar com peneiras estáticas, após, no tratamento primário, ocorre o uso de decantadores, seguido pelo tratamento de origem biológica com a utilização das lagoas anaeróbias 1 e 2. Após, ainda sob condições de tratamento biológico, o efluente é destinado a lagoa aerada de mistura completa e, no final do tratamento secundário, é destinado à lagoa de decantação. Por fim, ocorre o tratamento terciário, onde o efluente passa pelo flotador físico-químico, podendo na sequência ser destinado ao corpo hídrico receptor.

4.2 CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO

Utilizou-se como substrato para o processo de nitrificação o efluente da saída da lagoa anaeróbia 2 do abatedouro e frigorífico de suínos localizado na região Oeste do Paraná. Foram coletados cerca de 50 L de efluente e armazenados em galões de 5 L, os quais foram congelados a $-2,2^{\circ}\text{C}$ até o momento do uso.

As lagoas anaeróbias são caracterizadas por apresentarem configuração de reatores abertos, sem sistemas mecânicos de aquecimento ou mistura, em temperatura ambiente, e sob condições totalmente anaeróbias (CORDERO, 2016). Na Tabela 1 é apresentado as variáveis e metodologias utilizadas na caracterização do substrato.

Tabela 1 - Métodos utilizados para a caracterização do efluente da saída da lagoa anaeróbia 2

Variáveis	Metodologias
Demanda Química de Oxigênio	Método 5220B (APHA,2012)
Nitrogênio Amoniacal	Método 4500C (APHA,2012)
Alcalinidade Total	Método 2320B (APHA,2012)
pH	Método 4500B (APHA,2012)

Fonte: A autoria própria.

4.3 MÓDULO EXPERIMENTAL

Na Figura 2 é apresentado o módulo experimental, constituído por um reator aerado, operando em sistema de batelada. O reator aerado constituiu-se em Becker de vidro borossilicato com volume útil de 5 L. O controle de aeração, utilizando ar comprimido, foi realizado por intermédio de rotâmetro, pelo qual a vazão de ar pode ser ajustada manualmente às condições experimentais. A difusão de ar no meio líquido ocorreu por meio de tubulações constituídas de canos de PVC (Policloreto de Vinila) com micro furos em suas extremidades.

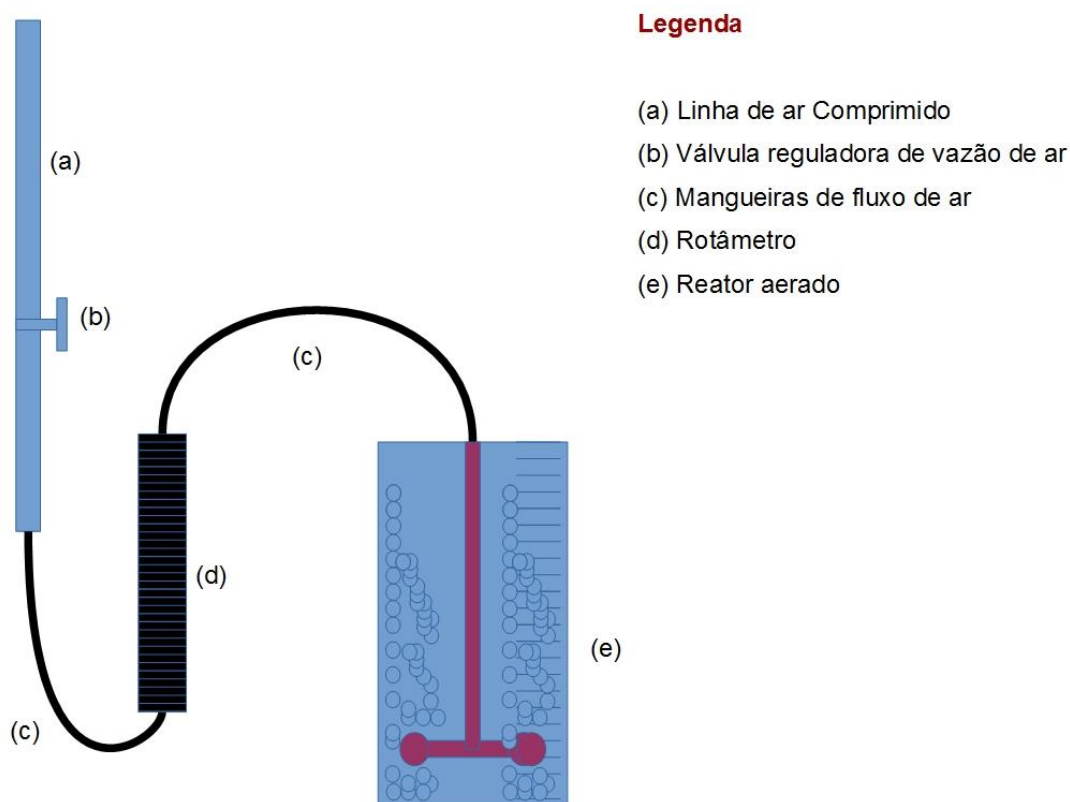


Figura 2 - Módulo experimental do reator aerado.
Fonte: Autoria própria.

4.4 ALIMENTAÇÃO DO REATOR

A alimentação do reator ocorreu sem aeração, em que o volume de efluente a ser tratado (3 L) foi adicionado a um volume já existente no reator (1 L), correspondente à biomassa em suspensão remanescente do ensaio experimental anterior. Após a realização de cada ensaio experimental a aeração foi interrompida por um período de 1 hora, a fim de separar o lodo biológico do efluente tratado.

Em cada condição experimental retirou-se 25% do volume total (1 L de biomassa sedimentada) para ser utilizado como inóculo para o ensaio experimental posterior. Sendo assim, o inóculo utilizado para os ensaios experimentais é originário de cada ensaio experimental previamente realizado, não sendo necessário realizar a aclimação de uma biomassa externa ao processo de nitrificação.

4.5 INICIALIZAÇÃO DO REATOR

O reator aerado recebeu o efluente proveniente do processo de biodigestão anaeróbia (realizada no abatedouro e frigorífico) e operou com aeração prolongada durante 7 dias, nas condições de 10 horas e aeração de $0,15 \text{ L min}^{-1} \text{ L}_{\text{reator}}^{-1}$, com monitoramento de pH e alcalinidade, em períodos regulares de acordo com as condições experimentais. O sistema operou em temperatura ambiente a $25 \pm 1,5 \text{ }^\circ\text{C}$.

Para Craveiro et al., (1982) a biodigestão é definida como um processo fermentativo realizado por bactérias que se multiplicam em ambientes anaeróbios sem a presença do oxigênio, no processo de digestão da matéria orgânica. Ainda o mesmo autor diz que as bactérias responsáveis pela digestão anaeróbica são encontradas naturalmente na natureza como, por exemplo, em sedimentos de lagos, aterros sanitários, trato digestório de animais, etc.

Neste período, foram retiradas amostras para análises de nitrogênio amoniacal, a fim de verificar o início do processo de nitrificação e, por consequência, a aclimação da biomassa às condições operacionais empregadas. Após esse período, constatada a aclimação do inóculo, iniciaram-se os ensaios experimentais.

4.6 MONITORAMENTO DO PROCESSO

Durante todo o processo de remoção de nitrogênio amoniacal, houve monitoramento dos níveis de pH e alcalinidade do efluente, a fim de garantir que o efluente do reator aeróbio estivesse próximo ao pH 7,0, para o processo de remoção de nitrogênio amoniacal. FCPA (1983) sugere que para um desenvolvimento estável durante o processo de nitrificação, o pH deve ser mantido próximo à neutralidade.

Para correção da acidez ou alcalinidade do efluente, caso houvesse necessidade, foi adicionado ao mesmo, uma solução alcalina de bicarbonato de sódio (NaHCO_3) ou solução de ácido sulfúrico (H_2SO_4). As adições das soluções de correção de pH do efluente do reator aeróbio, foi controlada em volume, com medições constantes do pH até atingir-se ou aproximar-se a neutralidade.

Outra condição importante é a temperatura do ambiente no qual ocorreu o tratamento biológico. A temperatura média durante todo o processo de operação do reator aerado foi de $25,0 \pm 1,5$ °C. A condução dos ensaios experimentais ocorreram em ambiente fechado objetivando evitar-se variações de temperatura.

4.7 DELINEAMENTO DE TRATAMENTOS

Foram controlados os parâmetros tempo de ciclo e fluxo de ar, sendo seus efeitos sobre a remoção de nitrogênio amoniacal, avaliados utilizando-se um Delineamento Composto Central (DCC), ou seja, um esquema fatorial de tratamentos 2^2 , incluindo 4 ensaios fatoriais e 3 repetições no ponto central, totalizando 7 ensaios. Na Tabela 2 observa-se a matriz do delineamento de tratamentos com os valores codificados e reais dos fatores, sendo os valores reais das variáveis independentes definidos com base em ensaios preliminares.

Tabela 2 - Delineamento de tratamentos

Ensaio	Tempo de ciclo		Fluxo de ar	
	Valor real (horas)	Codificado (X_1)	Valor real ($L \min^{-1} L_{reator}^{-1}$)	Valor codificado (X_2)
1	6	-1	0,08	-1
2	6	-1	0,22	1
3	14	1	0,08	-1
4	14	1	0,22	1
5	10	0	0,15	0
6	10	0	0,15	0
7	10	0	0,15	0

Fonte: Autoria própria.

4.8 AMOSTRAGEM E ANÁLISES

As amostras foram coletadas com o auxílio de uma pipeta graduada, sempre na mesma profundidade, utilizando a marcação de volume do reator aerado (2 L) para fins de padronização de coleta. A análise da eficiência do sistema envolveu análises das concentrações de Nitrogênio Amoniacal ($N - NH_4^+$) no início e ao final de cada ensaio experimental. Os cálculos das eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal foram realizados por intermédio da Equação 1.

$$\text{Remoção } N - NH_4^+ (\%) = \left[\frac{([N - NH_4^+]_i - [N - NH_4^+]_f)}{[N - NH_4^+]_i} \times (100) \right] \quad \text{Eq.(1)}$$

Em que:

$[N - NH_4^+]_i$ = concentração inicial de nitrogênio amoniacal ($mg L^{-1}$);

$[N - NH_4^+]_f$ = concentração final de nitrogênio amoniacal ($mg L^{-1}$);

4.9 GERAÇÃO DE MODELO MATEMÁTICO E VALIDAÇÃO ESTATÍSTICA

Para a variável resposta (remoção de nitrogênio amoniacal) foi gerado um modelo matemático representativo do processo, obtido a partir do ajuste estatístico dos resultados correspondentes a todos os ensaios do delineamento de tratamentos, utilizando o software Statistica (versão 11.0) (STATSOFT, 2011). O modelo matemático codificado a ser ajustado a partir dos dados experimentais para remoção de nitrogênio amoniacal encontra-se na Equação 2.

$$\text{Remoção de N} - \text{NH}_4^+ (\%) = a_1 + a_2 * \text{Tc} + a_3 * \text{Fa} + a_4 * \text{Tc} * \text{Fa} \quad \text{Eq.(2)}$$

Em que:

Tc – Tempo de ciclo;

Fa – Fluxo de ar.

Por intermédio da Equação 3 é possível realizar a codificação dos valores das variáveis independentes a serem aplicados no modelo matemático.

$$X_i = \frac{Z_i - Z_m}{\Delta_z} \quad \text{Eq.(3)}$$

Em que:

X_i - valor codificado da variável independente;

Z_i - valor real da variável independente;

Z_m - valor médio entre os níveis +1 e -1 (DCC);

Δ_z - diferença entre os níveis +1 e -1 (DCC).

A significância estatística do modelo matemático foi testada pela Análise de Variância (ANOVA) com um intervalo de confiança de 90%. Optou-se pela adoção do intervalo de confiança de 90% devido a variabilidade intrínseca ao tratamento biológico. O modelo matemático foi posteriormente validado com base em dados de eficiência de remoção nitrogênio amoniacal, obtido em um ensaio de validação conduzido em condições de tempo de ciclo e fluxo de ar dentro dos limites em que foi gerado.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO

Na Tabela 3 é possível observar a caracterização do substrato utilizado para o processo de nitrificação. O efluente apresentou DQO de 770,94 mg L⁻¹, concentração de nitrogênio amoniacal de 275,12 mg L⁻¹, alcalinidade total de 2.003,00 mg L⁻¹ e pH de 7,43, valor este situado próximo a neutralidade, ideal ao processo de nitrificação.

Tabela 3 - Caracterização do substrato

Variáveis	Unidade	Valor
Demanda química de oxigênio	mg L ⁻¹	770,94 (±14,12)
Nitrogênio Amoniacal	mg L ⁻¹	275,12 (±8,32)
Alcalinidade total	mg L ⁻¹	2.003,00 (±71,49)
pH	-	7,43

Fonte: Aatoria própria.

5.2 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIACAL

Na Tabela 4 é possível observar a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal nas diferentes condições do delineamento de tratamentos. A maior remoção de N – NH₄⁺, de 94,12%, ocorreu nas condições experimentais de 14 horas e fluxo de ar 0,22 L min⁻¹ L_{reator}⁻¹. A menor remoção de nitrogênio amoniacal, de 26,12%, ocorreu nas condições de 14 horas e 0,08 L min⁻¹ L_{reator}⁻¹.

Tabela 4 - Eficiência de remoção de N – NH₄⁺

Tempo de ciclo (horas)	Fluxo de ar (L min ⁻¹ L _{reator} ⁻¹)	Remoção de NH ₄ ⁺ (%)
-1 (6,00)	-1 (0,08)	75,12
-1 (6,00)	1 (0,22)	40,12
1 (14,00)	-1 (0,08)	26,12
1 (14,00)	1 (0,22)	94,12
0 (10,00)	0 (0,15)	74,12
0 (10,00)	0 (0,15)	73,98
0 (10,00)	0 (0,15)	71,99

Fonte: Autoria própria.

5.3 ANÁLISE DE EFEITOS DAS VARIÁVEIS INDEPENDENTES

Na Tabela 5 são apresentados os efeitos dos fatores estudados sobre a remoção de nitrogênio amoniacal. A interação entre os fatores apresentou efeito significativo sobre a remoção de nitrogênio amoniacal, uma vez que o p-valor obtido é inferior ao nível de significância adotado, de 10%.

Tabela 5 - Análise de efeitos para remoção de N – NH₄⁺

Variável-resposta	Fator	Efeito	p-valor
Remoção de N – NH ₄ ⁺	Média	65,08	5,66E-04
	Tempo de ciclo	2,50	0,83
	Fluxo de ar	16,50	0,23
	Tempo de ciclo x Fluxo de ar	51,50	0,01

*Estatisticamente significativo com 90% de confiança.

Fonte: Autoria própria.

5.4 ANÁLISE DE VARIÂNCIA PARA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIAICAL

Como pode ser observado na Tabela 6, a interação entre os fatores (tempo de ciclo e fluxo de ar) influenciaram significativamente na remoção biológica do nitrogênio amoniacal do efluente do frigorífico de suínos proveniente da saída da lagoa

anaeróbia 2, uma vez que o p-valor obtido é inferior ao nível de significância adotado de 0,1.

Tabela 6 - Análise de variância para remoção de N – NH₄⁺

Fator	SS	df	MS	p-valor
Tempo de ciclo (hora) (L)	6,25	1	6,25	0,83
Fluxo de ar ($L \text{ min}^{-1}$)	272,25	1	272,25	0,23
$L_{reator-1}$ (L)				
1L by 2L	2652,25	1	2652,25	0,01
Error	362,93	3	120,97	
Total SS	3293,68	6		

Fonte: Autoria própria.

Na Tabela 7 observa-se o resumo da Análise de Variância (ANOVA) para a validação estatística do modelo matemático proposto para simulação da eficiência da remoção de nitrogênio amoniacal. O modelo matemático representativo do processo é estatisticamente significativo, uma vez que, o p-valor obtido (0,06) é inferior ao nível de significância adotado de 10%.

Tabela 7 - Validação estatística do modelo matemático proposto

Fonte de Variação	SQ	GL	MQ	p-valor
Regressão	2930,75	3	976,91	0,06
Resíduos	362,96	3	120,98	
Total		6		

Fonte: Autoria própria.

5.5 MODELO MATEMÁTICO REPRESENTATIVO DO PROCESSO

O modelo matemático representativo do processo, para remoção de nitrogênio amoniacal do efluente do frigorífico de suínos da saída da lagoa anaeróbia 2, é apresentado na Equação 4.

$$\text{Remoção N – NH}_4^+ (\%) = 65,08 + 1,25x_1 + 8,25 x_2 + 25,75 (x_1 * x_2) = \text{Eq.(4)}$$

Em que:

x_1 - valor codificado de tempo de ciclo;

x_2 - valor codificado de fluxo de ar.

5.6 SUPERFÍCIE DE RESPOSTA PARA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIA-CAL

Na Figura 3 é apresentado a superfície de resposta para simulação da eficiência de remoção de $N - NH_4^+$ do efluente da saída da lagoa anaeróbia 2 do abate-douro e frigorífico de suínos. Pode ser observado uma elevada eficiência do sistema de tratamento em condições mais restritas de fluxo de ar e tempo de ciclo e também uma elevada remoção de nitrogênio amoniacal em condições de tempo de ciclo e fluxo de ar superiores.

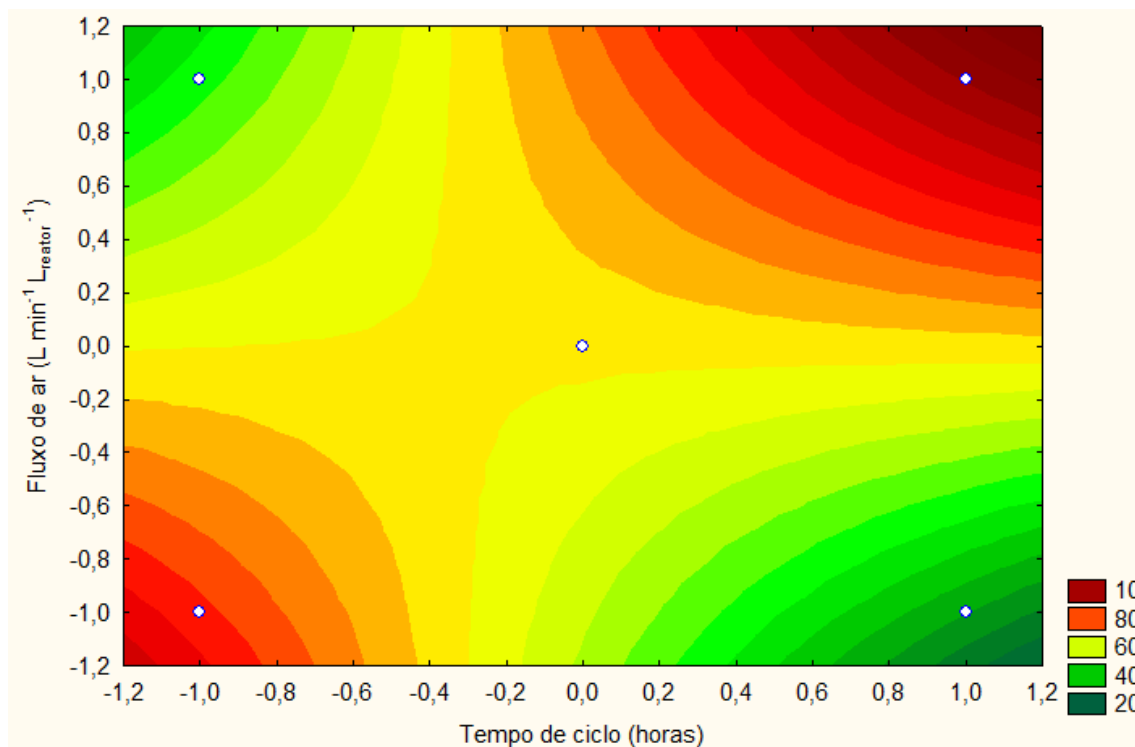


Figura 3 – Superfície de resposta para remoção de $N - NH_4^+$.
Fonte: Autoria própria.

5.7 VALIDAÇÃO EXPERIMENTAL DO MODELO MATEMÁTICO PROPOSTO

Na Tabela 8 observa-se a eficiência predita e observada para a remoção de nitrogênio amoniacal do efluente do frigorífico de suínos da saída da lagoa anaeróbia 2, com base em um ensaio de validação realizado nas condições de 6 horas e $0,08 \text{ L min}^{-1} \text{ L}_{\text{reator}}^{-1}$. O modelo matemático representativo do processo descreveu satisfatoriamente a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal, apresentando erro de 5,45%, o qual é aceitável, tendo em vista que a nitrificação é uma técnica biológica de tratamento de efluentes com elevada variabilidade intrínseca ao processo.

Tabela 8 - Validação experimental do modelo matemático proposto

Eficiência predita (%)	Eficiência Observada (%)	Erro (%)
81,33	77,12	5,45

Fonte: Autoria própria.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com a aplicação do teste de validação foi possível comprovar que o reator aerado possui uma grande eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal de efluente da indústria de abate e frigorífico de suínos tendo-se como resultado uma eficiência de remoção superior a 70%.

Com o estudo foi possível compreender que há elevada eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal utilizando condições mais restritas e menos restritas de tempo de ciclo e fluxo de ar.

A maior eficiência observada entre os ensaios experimentais realizados foi de 94,12%, nas condições de 14 horas de tempo de ciclo e $0,22 \text{ L min}^{-1} \text{ L}_{\text{reator}}^{-1}$ de fluxo de ar. Com base na resolução CONAMA nº 430/2011, o sistema de tratamento de efluentes de frigorífico de suínos utilizando reator aerado em bateladas, apresentou eficiência satisfatória em termos de remoção de nitrogênio amoniacal, pois apresentou, considerando a condição previamente citada, concentração final de nitrogênio amoniacal de 17 mg L^{-1} , inferior ao limite estabelecido pela referida resolução, de 20 mg L^{-1} .

REFERÊNCIAS

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9.800**: critérios para lançamento de efluentes líquidos industriais no sistema coletor público de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, 1987a.

AGUILAR, M. I. **Remoção de nutrientes e produção de lodo na coagulação processo de floculação**. Pesquisa da Água, v. 36, p. 2910-2919. 2002.

ANTILEO, C.; MEDINA, H.; BORNHARDT, C.; MUÑOZ, C.; JARAMILLO, F.; PROAL, J. **Sistema de Monitoramento de Atuadores para Controle em Tempo Real da Nitrificação-Desnitrificação Via Nitrito em Operações de Longo Prazo**. Chemical Engineering Journal, v. 223, p. 467-478. 2013.

APHA - Associação Americana de Saúde Pública; AWWA - American Water Works Association; WEF - Federação de Meio Ambiente da Água. **Métodos Padrão para o Exame de Água e Águas Residuais**. 22 ed. Washington: American Public Health Association, 2012.

BERNET, N.; DANGCONG, P.; DELGENÈS, J. P.; MOLETTA, R. **Nitrificação em Baixa Concentração de Oxigênio em Reator de Biofilme**. Revista de Engenharia Ambiental, v. 127, n. 3, p. 266-271. 2001.

BEUX, S. **Avaliação do tratamento de efluente de abatedouro em digestores anaeróbios de duas fases**. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos). Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2005.

BRASIL. **RESOLUÇÃO CONAMA Nº 001**. Diário Oficial da União República Federativa do Brasil, Brasília, DF 23 janeiro 1986. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res0186.html>>. Acesso em: 02 de dez. 2018.

BRASIL. **RESOLUÇÃO CONAMA nº 430**. Diário Oficial da União República Federativa do Brasil, Brasília, DF 13 maio 2011. Disponível em: <http://www.lex.com.br/doc_20929824_RESOLUCAO_N_430_DE_13_DE_MAIO_DE_2011.aspx>. Acesso em: 22 de out. 2018.

CALIJURI, M. C.; ALVES, M. S. A.; SANTOS, A. C. A. **Cianobactérias e Cianotoxinas em águas continentais**. RIMA . 118p. São Carlos, 2006.

CAVALCANTI, P. F. F.; HAANDEL, A. C. **Lagoas aeradas como opção de pós tratamento de efluentes de reatores UASB**. Companhia de Águas e Esgoto da Paraíba CAGEPA Campina Grande, 2003.

CERVANTES-CARRILLO, F.; PÉREZ, J; GÓMEZ, J. **Avanços na eliminação biológica de nitrogênio de águas residuais**. Revista Latino-americana de Microbiologia, v. 42, p. 73-82. 2000.

COLLIVER, B.B. & STEPHENSON, T. **Produção de óxido de nitrogênio e óxido de dinitrogênio por nitrificantes autotróficos**. Biotechnology Advances, v. 18, n. 3, p. 219-232. 2000.

CORDERO, M. F. E. **Avaliação do desempenho e da influência das condições ambientais e operacionais de lagoas de estabilização, com base em um banco de dados internacionais**. 171 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, Belo Horizonte, 2016.

COX, M. J. F. **Desenvolvimento de uma estratégia de operação para promover o processo de nitrificação: desnitrificação simultânea em um reator sequencial de biofilme**. Departamento de Engenharia Química, Universidade de La Frontera, Temuco, 2009.

CRAVEIRO, A. M.; LA IGLESIA, M. R. de; HIRATA, Y. S. **Manual de biodigestores rurais**. São Paulo: Ipt, 1982. p.61.

DERKS, Yanna. Maia. **Uso da respirometria para avaliar a influência de fatores operacionais e ambientais sobre a cinética de nitrificação**. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grade, 2007.

EDUCAÇÃO, Mundo. **Ciclo do Nitrogênio**. Disponível em: <<https://mundoeducacao.bol.uol.com.br/biologia/ciclo-nitrogenio.htm>>. Acesso em: 22 de out. 2018.

EPA - AGÊNCIA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL. **Documento de desenvolvimento para as Diretrizes e Normas Propostas para Limitações de Efluentes para a Carne e Indústria de Produtos de Avicultura**. Escritório de Correio de Água Código 4303 T. Washington, 1993.

FEDERAÇÃO DE CONTROLE DE POLUIÇÃO DE ÁGUA. **Planta de tratamento de águas residuais**. Lancaster Press Inc., Lancaster, 1983.

FEISTEL, Janaina Costa. **Tratamento e destinação de resíduos e efluentes de matadouros e abatedouros**. Goiânia, 2011.

FERREIRA, A. F. **Uso da respirometria na avaliação da influência do pH na capacidade ativa das bactérias nitrificantes**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2002.

FERREIRA, E. S. **I-121 - Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e desnitrificação biológica**. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2017.

FORD, D. L.; CHURCHWELL, R. L.; KACHTICK, J. W. **Análise abrangente de nitrificação de efluentes de processamento químico**. Journal Water Pollution Control Federation, v. 52, n. 11, p. 2726-2746. 1980.

FRINCK, J. M. **Estudo do monitoramento de efluentes líquidos de frigoríficos no rio grande do sul**. Trabalho de Diplomação em Engenharia Química. Porto Alegre, pag. 18 jul. 2011.

KIM, D. J.; LEE, D. I. ; KELLER, J. **Efeito da temperatura e da amônia livre na nitrificação e acúmulo de nitrito no lixiviado do aterro e análise de sua comunidade bacteriana nitrificante por FISH**. Bioresource Technology, v. 97, n. 3, p. 459-468. 2006.

KURNIAWAN, T. A. **Tratamento físico-químico para remoção de contaminantes recalcitrantes de lixiviados de aterros sanitários**. Journal of Hazardous Materials, v. 28, p. 80-100, 2006.

METCALF & EDDY. Engenharia de águas residuais: tratamento e reutilização. Boston: McGraw-Hill. 2003.

NAVAL, L. P.; COUTO, T. C. **Estudo da remoção de fosforo e amonia em efluentes provenientes de sistemas anaerobicos para o tratamento de águas residuarias – Fase piloto**. 1º Seminario de Iniciação Cientifica da UFT, Palmas, 2005.

OLIVEIRA, R. A. **Efeito da concentração de sólidos suspensos do afluente no desempenho e característica do lodo de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo tratando águas residuárias de suinocultura.** 1997. 359 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil, Área de Concentração Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1997.

PACHECO, J. A. S.; Wolff, D. B. **Tratamento dos efluentes de um frigorífico por sistema australiano de lagoas de estabilização.** Disc. Scientia. Série: Ciências Naturais e Tecnológicas, v.5, p.67-85, 2004.

PACHECO, J. W. F.; YAMANAKA, H. T. **Abate Bovinos e de Suínos/ GUIA TÉCNICO AMBIENTAL DE ABATE (BOVINO E SUÍNO) - SÉRIE P+L.** Governo do Estado de São Paulo Secretaria do Meio Ambiente CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental FIESP – Federação das Indústrias do Estado de São Paulo 2008.

PARDI, M. C.; SANTOS, I. F.; SOUZA, E. R.; PARDI, H. S. **Ciência, higiene e tecnologia da carne.** Goiânia, ed: 2 UFG; v.1 p. 624, 2006.

QUARTAROLI, L. **Remoção biológica de nitrogênio amoniacal de efluentes com alta salinidade.** MINAS GERAIS, 2016.

RABELO, M. H. S.; SILVA, E. K.; PERES, A. P. **Análise de Modos e Efeitos de Falha na avaliação dos impactos ambientais provenientes do abate animal.** Eng. Sanit. Ambient. [online]. 2014, vol.19, n.1, pp. 79-86. ISSN 1413-4152.

Relatório Anual 2018. **Associação Brasileira de Proteína Animal – ABPA.** Disponível em: <<http://abpa-br.com.br/storage/files/relatorio-anual-2018.pdf>>. Acesso em 29 de ago. de 2018.

SCARASSATI, D.; C.R. F.; D.V.L.; C. M. R.; B. N. N.; T. S.; S. G. D.; P. R. **Tratamento de efluentes de matadouros e frigoríficos.** III Fórum de Estudos Contábeis 2003. Faculdades Integradas Claretianas, Rio Claro, 2003.

STATSOFT. **Software Statistica 11.0.** Tucksas: USA, 2011.
TAVARES, A. P.; CHRISTMANN, J. A. **Tratamento e reuso de água em abatedouro de suínos.** Trabalho de Conclusão de curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2013.

UNEP - PROGRAMA DE AMBIENTE DAS NAÇÕES UNIDAS E AGÊNCIA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DINAMARQUESA DINAMARQUESA. **Avaliação da Produção Mais Limpa em Processos de Carnes**. 83p. Dinamarca, 2000.

VALVERDE, S. R. **Elementos de Gestão ambiental empresarial**, Viçosa, 1º reimpressão, 2008.

VILLAVERDE, S.; GARCÍA-ENCINA, P. A.; FDZ-POLANCO, F. **Influência do pH sobre a atividade do biofilme nitrificante em biofiltros submersos**. Pesquisa da Água, v. 31, n. 5, p. 1180-1186. 1997.

VINATEA, A. L. **Princípios químicos da qualidade da água em aquicultura**. Florianópolis, Ed. UFSC, p. 234, 1997.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. In: **Princípios do tratamento biológico de águas residuais**. 3 ed. Vol.1. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2005.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Vol. 4. Lodos ativados. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. 415 p, 1997.

YAQOUT, A. F. **Avaliação e análise de resíduos líquidos industriais e disposição de lodo em aterros sem forro em clima árido**. Waste Management, Kuwait, v. 23, p. 817-824, 2003.

YOO, H.; AHN, K. H.; LEE, H. J.; LEE, K. H.; KWAK, Y. J.; SONG, K. G. **Remoção de nitrogênio de águas residuais sintéticas por nitrificação e desnitrificação simultâneas (SND) via nitrito em um reator intermitente**. Pesquisa da Água, v. 33, n. 1, p. 145-154. 1999.

ZIELINSKA, M.; BERNAT, K.; CYDZIK-KWIATKOWSKA, A.; SOBOLEWSKA, J.; WOJNOWSKA-BARYLA, I. **Remoção de nitrogênio de águas residuárias e diversidade bacteriana em lodo ativado a diferentes proporções COD / N e concentrações de oxigênio dissolvido**. Revista de Ciências Ambientais (China), v. 24, n. 6, p. 990-998. 2012.

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, Á. **Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea**. Eng. Sanit. Ambient. vol.21 nº.1 jan./mar. Rio de Janeiro, 2016.