

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

**REMOÇÃO DE NITROGÊNIO DE EFLUENTE DE ABATE AVÍCOLA EM
REATOR COM BIOFILME EM MEMBRANA AERADA: EFEITO DO TEMPO DE
DETENÇÃO HIDRÁULICA E DA SUPLEMENTAÇÃO DE ALCALINIDADE**

ELIANDRA RODIO

CASCAVEL - PARANÁ – BRASIL

2022

ELIANDRA RODIO

**REMOÇÃO DE NITROGÊNIO DE EFLUENTE DE ABATE AVÍCOLA EM
REATOR COM BIOFILME EM MEMBRANA AERADA: EFEITO DO TEMPO DE
DETENÇÃO HIDRÁULICA E DA SUPLEMENTAÇÃO DE ALCALINIDADE**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Simone Damasceno Gomes

CASCADEL - PARANÁ – BRASIL

2022

FICHA CATALOGRÁFICA¹

Ficha de identificação da obra elaborada através do Formulário de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da Unioeste.

Rodio, Eliandra
REMOÇÃO DE NITROGÊNIO DE EFLUENTE DE ABATE AVÍCOLA EM REATOR COM BIOFILME EM MEMBRANA AERADA: EFEITO DO TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA E DA SUPLEMENTAÇÃO DE ALCALINIDADE / Eliandra Rodio; orientadora Simone Damasceno Gomes. -- Cascavel, 2022.
64 p.

Dissertação (Mestrado Acadêmico Campus de Cascavel) -- Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, 2022.

1. Remoção de nitrogênio. 2. Tratamento de efluentes . 3. Anammox. 4. Processos biológicos. I. Damasceno Gomes, Simone, orient. II. Título.

¹. Revisão de português, inglês e normas realizada por Silvana de Araújo Vaillões, em 27 de janeiro de 2023.

FOLHA DE APROVAÇÃO

ELIANDRA RODIO

**REMOÇÃO DE NITROGÊNIO DE EFLUENTE DE ABATE AVÍCOLA EM REATOR COM
BIOFILME EM MEMBRANA AERADA: EFEITO DO TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA E
DA SUPLEMENTAÇÃO DE ALCALINIDADE**

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



Orientador(a) - Simone Damasceno Gomes

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



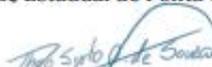
Airton Kunz

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



Ana Claudia Barana

Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG)



Theo Syrto Octavio da Costa

Universidade de São Paulo (USP)

Cascavel, 27 de outubro de 2022.

BIOGRAFIA

Eliandra Rodio, filha de Solange Terezinha Rodio e Célio José Rodio, nascida em Matelândia-PR, em 25 de fevereiro de 1986. Em 2010, concluiu o curso de Ciências Biológicas Licenciatura na Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Em 2020, concluiu o curso de Especialização *lato sensu* em Saneamento Ambiental na Universidade Estadual do Norte do Paraná. Atuou por 12 anos na Companhia de Saneamento do Paraná – Sanepar, como Técnica Operacional, exercendo as atividades de operação de estações de tratamento de água e esgoto, gerenciamento de laboratórios e gestão ambiental, implantação e manutenção de Sistema de Gestão Ambiental.

No ano de 2020, ingressou no curso de mestrado *stricto sensu* do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, *campus* de Cascavel, no qual desenvolveu seu projeto de dissertação na linha de pesquisa de Saneamento Ambiental, sob orientação da Prof.^a Dr.^a Simone D. Gomes.

“Os sonhos não determinam o lugar que você vai estar, mas produzem a força necessária para o tirar do lugar em que está.”

Augusto Cury

Ao maior amor do mundo, meu filho
Pedro, dedico.

AGRADECIMENTOS

Em especial, à minha família, aos meus pais, Solange e Célio Rodio, e aos meus sogros, Marlize e Joaquim, obrigada pelas inúmeras vezes em que dedicaram seu tempo para cuidar do Pedro, para que eu pudesse estudar; sou muito grata por toda ajuda e apoio. À minha irmã, Eligelza, obrigada por todo incentivo ao longo dessa jornada. Ao meu esposo, Wagner, obrigada pelo amor, companheirismo, incentivo e apoio. Obrigada por sempre estar ao meu lado, nos dias bons e ruins, e por celebrar comigo cada pequena conquista ao longo do mestrado. Obrigada por ser esse esposo e pai atencioso, comprometido e amoroso.

À minha orientadora, Dra. Simone Damasceno Gomes, obrigada pela confiança, autonomia e por compartilhar seu conhecimento e sua experiência. Obrigada pelas conversas, pela compreensão diante das dificuldades que vivi durante o mestrado e por todas as orientações, proporcionando condições para meu crescimento pessoal e profissional. Aos meus colegas de laboratório, que hoje posso chamar de amigos. À Thays, por toda ajuda no início do mestrado. Ao Luiz Felipe, pelo comprometimento e ajuda. À Éllen, Mayra, Luana, Aruani, Bruna, Kátia, obrigada pelo ombro amigo, pela ajuda e apoio; sou muito grata por vocês fazerem parte da minha vida. À equipe do Laboratório de Sanamento Ambiental, Edison e Euro, obrigada por toda ajuda durante o mestrado; vocês são pessoas incríveis. À coordenação do PGEAGRI, obrigada por todo apoio, pelas orientações e pela oportunidade.

REMOÇÃO DE NITROGÊNIO DE EFLUENTE DE ABATE AVÍCOLA EM REATOR COM BIOFILME EM MEMBRANA AERADA: EFEITO DO TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA E DA SUPLEMENTAÇÃO DE ALCALINIDADE

RESUMO

Rodio, Eliandra. **Remoção de nitrogênio de efluente de abate avícola em reator com biofilme em membrana aerada: efeito do tempo de detenção hidráulica e da suplementação de alcalinidade.** Orientador: Simone Damasceno Gomes. 2022. 64 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel – Paraná, 2022.

Águas residuárias geradas no processo produtivo de abate avícola apresentam elevado potencial poluidor aos corpos hídricos por terem como característica altas concentrações de nutrientes, dentre eles, o nitrogênio. Assim, tecnologias voltadas à remoção de nitrogênio são fundamentais para conservação dos recursos hídricos e manutenção da vida dos organismos aquáticos. Dentre as tecnologias voltadas à remoção biológica de nitrogênio, o processo de desamonificação (nitritação parcial/ANAMMOX) tem se destacado por promover a redução de custos de operação em águas residuárias com baixa relação C/N. O processo de desamonificação, por ser autotrófico, não necessita de uma fonte adicional de carbono, demanda baixos custos de energia com aeração, apresenta pouca produção de lodo e baixa emissão de gases de efeito estufa. Nesse contexto, esta pesquisa teve como objetivo avaliar a eficiência da remoção de nitrogênio de efluente de abate avícola pré-tratado anaerobiamente pelo processo de desamonificação em reator com biofilme em membrana aerada (MABR), estudando a influência do tempo de detenção hidráulica (TDH) e da suplementação de alcalinidade no desempenho do reator, como também a estrutura das comunidades microbianas sob diferentes condições operacionais. O experimento foi dividido em seis fases. Na partida do reator (fase 1), foi utilizada água residuária sintética na alimentação, com TDH de 72 horas, posteriormente, reduzido para 24 horas. Nas fases 2, 3 e 4, água residuária de abate de aves passou a ser utilizada como substrato e o TDH adotado foi de 24, 12 e 36 horas, respectivamente, com alcalinidade suplementar de 1g de NaHCO₃ para cada litro de água residuária. Nas fases 5 e 6, o TDH foi de 24 horas e a alcalinidade suplementar foi reduzida para 0,65 g.L⁻¹ e 0,30 g.L⁻¹. Dentre as fases avaliadas, a fase V apresentou a melhor eficiência de remoção de NT. Nessa condição, a eficiência média de remoção de NT foi de 80,56% e máxima de 93,18%, correspondente a um valor médio de carga de nitrogênio removida de 66,93 g N m⁻³ d⁻¹. Foram observadas alterações da comunidade microbiana com a mudança das condições experimentais, sendo *Candidatus Brocadia* o gênero de bactérias com atividade Anammox predominante em todas as fases analisadas. O elevado desempenho na remoção biológica de nitrogênio, atingido neste trabalho, demonstrou que o reator MABR pode ser uma alternativa promissora para o tratamento de águas residuárias de abatedouro de aves. Assim, espera-se, com a realização desta pesquisa, fornecer informações sobre processo de desamonificação e otimização das condições operacionais em futuros trabalhos voltados à remoção de nitrogênio.

Palavras-chave: Anammox. Desamonificação. MABR. Nitritação parcial. Tratamento de efluentes.

NITROGEN REMOVAL FROM POULTRY WASTEWATER IN A MEMBRANE AERATED BIOFILM REACTOR: EFFECT OF HYDRAULIC RETENTION TIME AND ALKALINITY SUPPLEMENTATION

ABSTRACT

Rodio, Eliandra. **Nitrogen removal from poultry wastewater in a membrane aerated biofilm reactor: effect of hydraulic retention time and alkalinity supplementation.** Orientador: Simone Damasceno Gomes. 2022. 64 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel – Paraná, 2022.

Wastewater generated in the productive process of poultry slaughtering presents highly polluting potential to hydric bodies for having high concentrations of nutrients as a characteristic, among them, nitrogen. Thus, technologies aimed at the removal of nitrogen are essential for the conservation of water resources and the maintenance of the life of aquatic organisms. Among the technologies for the biological removal of nitrogen, the deammonification process (partial nitritation/ANAMMOX) has been highlighted for promoting the reduction of operating costs in wastewater with a low C/N ratio. Because it is autotrophic, the deammonification process does not require an additional source of carbon, demands low energy costs with aeration, and presents low production of sludge and low emission of greenhouse gases. In this context, this research aimed to evaluate the efficiency of nitrogen removal from poultry wastewater pretreated anaerobically by the deammonification process in a membrane-aerated biofilm reactor (MABR), studying the influence of the hydraulic retention time (HRT) and alkalinity supplementation in the reactor performance, as well as the structure of microbial communities under different operational conditions. The experiment was divided into six phases. The reactor's start-up (phase 1) used synthetic wastewater as feed, with an HRT of 72 hours and later reduced to 24 hours. In phases 2, 3, and 4, wastewater from poultry slaughter began to be used as a substrate, and the HRT adopted was 24, 12, and 36 hours, respectively, with supplemental alkalinity of 1g of NaHCO₃ for each liter of wastewater. In phases 5 and 6, the HRT was 24 hours, and the supplemental alkalinity was reduced to 0.65 g.L⁻¹ and 0.30 g.L⁻¹. Among the evaluated phases, phase 5 presented the best nitrogen removal efficiency. In this condition, the average nitrogen removal efficiency was 80.56% and the maximum of 93.18%, corresponding to an average value of nitrogen load removed of 66.93 g N m⁻³ d⁻¹. Changes in the microbial community were observed with the change of the experimental conditions, for which *Candidatus Brocadia* was the genus of bacteria with predominant Anammox activity in all the analyzed phases. This study's high performance in biological nitrogen removal demonstrated that the MABR reactor could be a promising alternative for treating poultry slaughterhouse wastewater. Therefore, this research is expected to provide information about the deammonification process and the optimization of operational conditions in future studies aimed at nitrogen removal.

Keywords: Anammox. Deammonification. MABR. Partial nitritation. Wastewater treatment.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
2 OBJETIVOS	17
2.1 Objetivo geral	17
2.2 Objetivos específicos	17
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
3.1 Avicultura no Brasil	18
3.2 Remoção biológica de nitrogênio.....	19
3.3 Anammox	22
3.4 Desamonificação	24
3.5.1 Configuração do reator	25
3.5.2 Oxigênio Dissolvido	26
3.5.3 Temperatura e pH.....	27
3.5.4 Matéria orgânica	28
3.5.5 Alcalinidade	30
3.5.6 Tempo de Detenção Hidráulica.....	31
REFERÊNCIAS	31
ARTIGO 1	31
1.1 Introdução	38
1.2 Material e Métodos.....	40
1.3 Configuração do reator MABR e inóculo	40
1.4 Características do substrato.....	42
1.5 Condução do experimento	43
1.6 Métodos analíticos.....	44
1.7 Identificação da diversidade microbiana	44
1.8 Cálculo dos coeficientes estequiométricos	44
2 Resultados e discussão	45
2.1 Eficiência de remoção de nitrogênio.....	45
2.2 pH e Alcalinidade	45
2.3 Carbono Orgânico Total	47
2.4 Coeficientes estequiométricos	48
2.5 Diversidade microbiana.....	50
3 Conclusões	53
4 REFERÊNCIAS	54
5 CONCLUSÕES GERAIS	54

6 PERSPECTIVAS DE TRABALHOS FUTUROS	57
--	-----------

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Parâmetros adotados na condução do experimento	43
Tabela 2 - Monitoramento dos parâmetros pH e alcalinidade afluente e efluente do reator MABR durante as fases experimentais	45
Tabela 3 - Valores médios dos coeficientes estequiométricos calculados por período, comparados aos coeficientes estequiométricos teóricos.....	50

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Consumo de água em m ³ /dia por área de produção em um abatedouro de aves com produção de 260.000 aves por dia.....	19
Figura 2 - Processos biológicos de remoção de nitrogênio: nitrificação/desnitrificação, nitritação/desnitratação, nitritação parcial/ANAMMOX e assimilação. As setas verdes indicam processos autotróficos, com compostos nitrogenados como doadores de elétrons e as setas marrons indicam processos heterotróficos, que necessitam de doadores de elétrons que não sejam compostos nitrogenados, como carbono.	21
Figura 3 - Metabolismo energético Anammox. As principais reações são indicadas pelos números 1. Redução de nitrito em óxido nítrico. 2. Combinação do óxido nítrico com amônio para formar hidrazina por HZS. 3. Oxidação de hidrazina a nitrogênio gasoso.....	23
Figura 4 - Pré-tratamentos e processos combinados para remoção de matéria orgânica. ...	29
Figura 5 - Esquema do sistema completo do reator MABR.....	41
Figura 6 - Reator MABR com 418 dias de operação no tratamento de água residuária de abatedouro de aves.	42
Figura 7 - Monitoramento das formas nitrogenadas afluente e efluente do reator MABR e percentual de eficiência de remoção de NT em cada fase do experimento.....	42
Figura 8 - Resultados do monitoramento de Carbono Orgânico Total (COT) afluente, efluente e eficiência de remoção de COT.....	47
Figura 9 - Comparação entre coeficientes estequiométricos teóricos e coeficientes estequiométricos experimentais durante a condução do experimento.	49
Figura 10 - Abundância relativa dos filos mais representativos durante as fases experimentais (Fase I, II, III e VI).	51
Figura 11 - Abundância relativa dos gêneros mais representativos durante as fases experimentais (Fase I, II, III e VI).	53

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

Anammox –	<i>Anaerobic Ammonium Oxidation</i>
AP –	Alcalinidade Parcial
AT –	Alcalinidade Total
BOA –	Bactérias Oxidantes de Amônia
BON –	Bactérias Oxidantes de Nitrito
CI –	Carbono Inorgânico
CN –	Carga de Nitrogênio
COT –	Carbono Orgânico Total
CVN –	Carga Volumétrica de Nitrogênio
DNA –	<i>Deoxyribonucleic Acid/Ácido Desoxirribonucléico</i>
DQO –	Demanda Química de Oxigênio
ERN –	Eficiência de Remoção de Nitrogênio
FISH –	Hibridização em situ Fluorescência
MABR –	<i>Membrane-Aerated Biofilm Reactor</i>
N/D –	Nitrificação/Desnitrificação
NAT –	Nitrogênio Amoniacal Total
N-NH ₄ ⁺ –	Nitrogênio Amoniacal
N-NO ₂ ⁻ –	Nitrito
N-NO ₃ ⁻ –	Nitrato
NP/A –	Nitrificação Parcial/ANAMMOX
NT –	Nitrogênio Total
NTef –	Nitrogênio Total no Efluente
NTK –	Nitrogênio Total Kjeldahl
PCR –	Polymerase Chain Reaction/ Reação em Cadeia de Polimerase
PT –	Fosforo Total
qPCR –	<i>Real Time Polymerase Chain Reaction/ Reação em Cadeia de Polimerase em Tempo Real</i>
rRNA –	<i>Ribonucleic Acid/Ácido Ribonucleico Ribossômico</i>
SF –	Sólidos Fixos
SSF –	Sólidos Suspensos Fixos
SST –	Sólidos Suspensos Totais
SSV –	Sólidos Suspensos Voláteis
ST –	Sólidos Totais

SV – Sólidos Voláteis
TDH – Tempo de Detenção Hidráulica

1 INTRODUÇÃO

O Brasil tem demonstrado sucesso na produção de avicultura; de 2000 a 2020, o abate de frangos no país apresentou um crescimento de 170,87%. Em 2019, foram produzidas 13,2 milhões de toneladas de carne de frango no país, ficando atrás apenas dos Estados Unidos (19,9 milhões de toneladas) e da China (13,7 milhões de toneladas). O consumo de carne de frango no país também tem crescido; em 2016, o consumo per capita de carne de frango foi de 41,1 Kg por habitante; já em 2020, foi de 45,3 Kg por habitante, um aumento de aproximadamente 10% em 5 anos (EMBRAPA, 2020, ABPA, 2020). A produção avícola tem importância econômica e social, entretanto, também ocasiona grandes impactos ambientais, provenientes dos resíduos gerados no processo produtivo.

A indústria de abate de frango tem como característica a geração de elevadas quantidades de água residuária com altas concentrações de nutrientes, dentre eles, o nitrogênio em suas diferentes formas. Águas residuárias com elevadas concentrações de nitrogênio, quando descartadas no corpo hídrico, podem provocar o processo de eutrofização artificial, causando o crescimento desordenado de algas e bactérias, que resultam na diminuição da biodiversidade e na morte de organismos aquáticos pela redução do oxigênio disponível na água.

Frente a esse cenário, o grupo de pesquisa "Recursos hídricos e Saneamento Ambiental", do programa de Pós graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), nos últimos anos, tem desenvolvido pesquisas na busca por alternativas para remoção de nitrogênio por processos de nitrificação/desnitrificação (ZENATTI, 2007; KUMMER, 2008; ANDRADE *et al.*, 2010; MEES *et al.*, 2014; MODEL, 2016; LOPES *et al.*, 2022) e nitrificação parcial/Anammox (ASSIS *et al.* 2017, 2021). Essas pesquisas possibilitaram muitos avanços no entendimento sobre os fatores envolvidos no processos de remoção biológica de nitrogênio de águas residuárias. Entretanto, diante da complexidade dos organismos envolvidos, ainda existem lacunas nesse processo que precisam ser melhor exploradas.

A remoção biológica de compostos nitrogenados por processos biológicos de nitrificação/desnitrificação para águas residuárias de abatedouro de aves, que apresentam como característica baixa relação carbono/nitrogênio, necessita de uma alta demanda energética para o fornecimento de oxigênio na fase de nitrificação, como também requer a adição de uma fonte de carbono extra na etapa de desnitrificação, apresentando elevado custo operacional.

Assim, o processo de desamonificação, conhecido também como nitrificação parcial/Anammox, destaca-se por apresentar menores custos com energia elétrica, redução da produção de lodo e, por ser um processo autotrófico, não necessita de uma fonte adicional de

carbono. No processo de desamonificação, bactérias oxidam amônio diretamente a nitrogênio gasoso, utilizando nitrito como acceptor de elétrons. Nessa via, aproximadamente metade da amônia é convertida a nitrito pelas bactérias oxidantes de amônia e a outra metade é oxidada por bactérias Anammox (CHINI *et al.*, 2020). O processo de desamonificação pode ser realizado em um ou dois reatores, entretanto, a utilização de apenas um reator tem sido considerada vantajosa, pois reduz os custos de instalação, apresenta menor complexidade na operação e evita produção de níveis elevados de nitrito e possíveis efeitos inibitórios, uma vez que o nitrito produzido na fase aeróbia é imediatamente consumido na fase anaeróbia (VAN HAANDEL e VAN DER LUBBE, 2012).

Visando ao processo de desamonificação em um único reator, a utilização de reatores com biofilme em membrana aerada, MABR (*membrane-aerated biofilm reactor*), apresenta-se como uma alternativa eficiente, quando comparada aos difusores convencionais. As membranas aeradas permitem o controle dos níveis de oxigênio, sem a formação de bolhas, dessa forma, evita o arraste de compostos orgânicos voláteis e gases de efeito estufa, bem como permite a formação de biofilme em suas superfícies. Com a membrana aerada, o controle dos níveis de oxigênio são mais eficazes e possibilita manter as condições microaeróbias, necessárias para que os processos de nitrificação e Anammox ocorram simultaneamente (AUGUSTO; CAMILOTI; SOUZA, 2018).

A eficiência na remoção de nitrogênio pelo processo de desamonificação depende da sinergia entre as etapas de nitrificação parcial e anammox, que exige rigoroso controle operacional, e, apesar dos avanços alcançados nos últimos anos, alguns fatores, como pH, alcalinidade, aumento de carga pela redução do TDH e a simbiose entre as comunidades microbianas ainda não foram completamente esclarecidos. Nesse sentido, esta pesquisa tem como objetivo avaliar a influência do TDH e da suplementação de alcalinidade na eficiência de remoção de nitrogênio de água residuária de abate de aves pré-tratado anaerobiamente pelo processo de desamonificação em reator MABR, visando fornecer informações sobre as condições operacionais que garantam melhor desempenho do reator MABR, com menores custos de operação, a fim de contribuir com dados que possam subsidiar novas pesquisas direcionadas à remoção biológica de nitrogênio.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O objetivo principal desta pesquisa é avaliar o efeito das alterações de TDH e da suplementação de alcalinidade na remoção de nitrogênio de água residuária de abate avícola pré-tratada anaerobiamente, em reator com biofilme, em membrana aerada (MABR) pelo processo de desamonificação.

2.2 Objetivos específicos

- Estudar o processo de desamonificação em um reator MABR no tratamento de água residuária sintética e água residuária de abatedouro de aves pré-tratada anaerobiamente;
- Estudar e comparar a eficiência de remoção de NT sob diferentes cargas de nitrogênio, por meio da alteração dos TDH, no reator MABR;
- Avaliar e comparar a eficiência de remoção de NT sob redução do incremento de alcalinidade suplementar no desempenho do reator MABR;
- Identificar e quantificar as comunidades microbianas presentes no reator MABR sob diferentes condições operacionais.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Avicultura no Brasil

O Brasil ocupa o primeiro lugar na exportação mundial do setor avícola (4,2 milhões de toneladas) graças ao compromisso do país com a oferta de produtos seguros e sustentáveis, com elevado controle sanitário desenvolvido no país, sendo um dos poucos países produtores de frango que nunca registrou foco de Influenza Aviária. O aumento recente da demanda chinesa impactou positivamente a exportação de carne de frango no Brasil. A partir de 2019, a China aumentou de forma expressiva as importações de carne de frango a fim de compensar a queda da sua produção de carne suína, beneficiando e estimulando o crescimento da cadeia produtiva de carne de frango no Brasil (ABPA, 2020; TALAMINI & MARTINS, 2021).

O estado do Paraná, maior produtor do setor avícola do país, destaca-se pela sua notável estrutura industrial no abate e processamento de carne de frango, baseada no sistema de cooperativismo bem consolidado, em especial, a região oeste do Paraná, com 7 abatedouros, que representam 35,42% da produção do estado (SINDIAVIPAR, 2019; COSTA, GARCIA, BRENE, 2015; EMBRAPA, 2020).

O desenvolvimento tecnológico, aliado à disponibilidade de recursos naturais, e o clima favorável são os principais fatores da avicultura brasileira desempenhar papel fundamental na matriz de abastecimento de proteína para todo o mundo. Esse grande potencial na produção de frango pode apresentar sérias consequências ambientais se os resíduos gerados no processo produtivo não forem tratados corretamente (FERREIRA *et al.*, 2018).

Dentre os resíduos gerados no processo de abate de aves, as águas residuárias apresentam elevado potencial poluidor, pelo expressivo volume gerado. Esse volume pode variar de acordo com o porte da empresa e a tecnologia empregada. De acordo com a portaria 210/1998, o consumo médio de água no processo produtivo, incluindo todas as fases do abate, é de 30 litros por ave abatida (BRASIL, 1998).

No estudo realizado por Aguiar *et al.* (2016), em que se avaliou o consumo de água em um abatedouro de aves com produção de 260.000 aves por dia, constatou-se que o consumo de água foi de 3.455 m³/dia, equivalente a 13,28 litros de água por ave abatida. Esses resultados demonstram o potencial impacto ambiental proveniente das águas residuárias geradas no processo produtivo do abate de aves. O consumo de água utilizado em cada área de produção é apresentado na Figura 1.

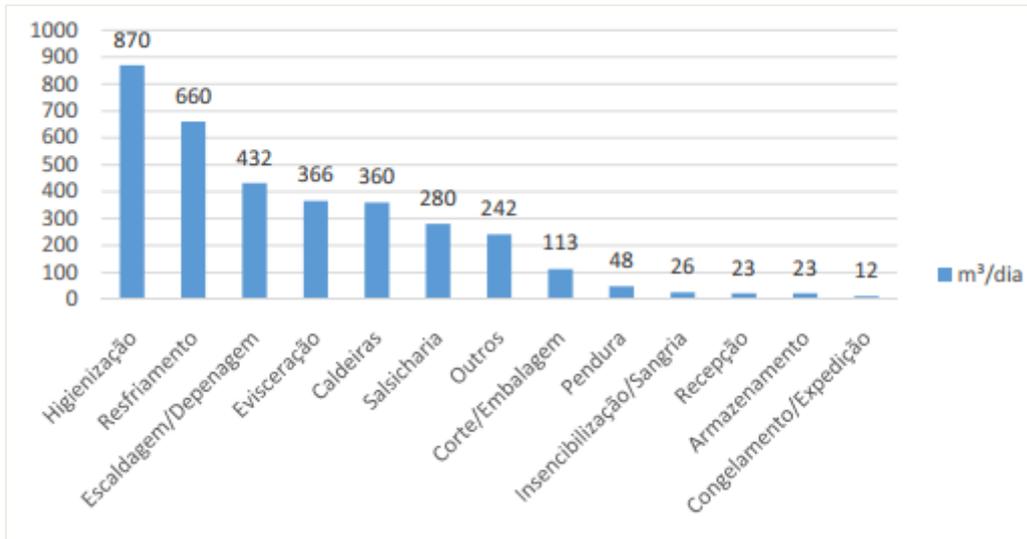


Figura 1 - Consumo de água em m³/dia por área de produção em um abatedouro de aves com produção de 260.000 aves por dia.

Fonte: Aguiar *et al.* (2016)

As águas residuárias provenientes do abate de aves contêm elevados níveis de proteínas, gorduras e carboidratos que são gerados a partir de partículas de carne, pele e resíduos de sangue, como também compostos utilizados para higienização e limpeza (BAKER *et al.*, 2020). Em pesquisa realizada por Damasceno *et al.* (2009), o efluente bruto gerado no abate de aves apresentou as seguintes características: pH: 6,4; ST: 4.508 mg.L⁻¹; DQO: 7.264 mg.L⁻¹; DBO: 5.448 mg.L⁻¹; NTK: 200 mg.L⁻¹; PT: 70 mg.L⁻¹; óleos e graxas: 2.900 mg.L⁻¹ e temperatura: 26°C.

Lançadas em corpos hídricos, as águas residuárias com altas cargas orgânicas e de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, comprometem significativamente a qualidade do corpo receptor, uma vez que podem promover o processo de eutrofização artificial, ocasionando a morte de animais e plantas aquáticas, como também podem comprometer a saúde da população. Assim, faz-se necessária a adoção de tratamento adequado para esses efluentes, a fim de diminuir a poluição ambiental (CUNHA, 2015).

3.2 Remoção biológica de nitrogênio

O nitrogênio pode ser considerado um dos nutrientes mais importantes para manutenção da vida, sendo usado na síntese de proteínas, ácidos nucleicos e outros constituintes celulares. O lançamento de águas residuárias com altas cargas de nitrogênio alteram o ciclo natural desse nutriente, ocasionando a eutrofização, proliferação de algas tóxicas, contaminação de águas subterrâneas e geração de gases de efeito estufa. Assim, o tratamento de águas residuais com altas cargas de nitrogênio é crucial para a prevenção de contaminação grave dos ecossistemas aquáticos.

Compostos nitrogenados presentes nas águas residuárias apresentam-se na forma de nitrogênio amoniacal (NH_3 e salino NH_4^+) ou nitrogênio orgânico (uréia, amônia e outras substâncias). Eventualmente, formas oxidadas do nitrogênio também podem estar presentes, como o nitrito (NO_2^-) e o nitrato (NO_3^-). A soma das concentrações de nitrogênio orgânico e amoniacal é chamada de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) (MOTA e VON SPERLING, 2009).

Dois estratégias principais são utilizadas na remoção de nitrogênio de águas residuárias, que são convertê-lo em gás nitrogênio ou concentrá-lo e recuperá-lo como fertilizante. Entretanto, pelo nitrogênio estar diluído nas águas residuárias, torna-se difícil e demanda muita energia sua recuperação por processos físico-químicos (SWAMINATHAN e SUKALAC, 2005; METCALF e EDDY, 2016). Dessa forma, inovações tecnológicas têm sido voltadas à remoção de nitrogênio por processos biológicos, com redução de impactos ambientais e menores custos energéticos.

Processos convencionais de remoção biológica de nitrogênio em águas residuárias são baseados na rota de nitrificação/desnitrificação, pela conversão aeróbia de amônia (NH_3 ou NH_4^+) em nitrato (nitrificação autotrófica), combinada com a conversão do nitrato em gás nitrogênio, na presença de carbono orgânico (desnitrificação heterotrófica) (LACKNER *et al.*, 2014).

A nitrificação aeróbia é dividida em duas etapas; inicialmente, bactérias oxidantes de amônia (BOA), geralmente do gênero *Nitrosomonas* e *Nitrosospira*, convertem amônia em nitrito (nitritação) e, na sequência, bactérias oxidantes de nitrito (BON), principalmente as do gênero *Nitrobacter* e *Nitrospira*, convertem nitrito em nitrato (nitratção). Na desnitrificação, bactérias heterotróficas, como *Paracoccus denitrificans* e *Pseudomonas stutzeri*, convertem nitrito ou nitrato em gás nitrogênio, utilizando carbono como doador de elétrons (METCALF e EDDY, 2016; REN *et al.*, 2019).

Apesar de eficiente, a remoção de nitrogênio pela via nitrificação/desnitrificação apresenta elevados custos operacionais, principalmente pela necessidade de aeração na fase de nitrificação, pela demanda de uma fonte extra de carbono na fase de desnitrificação e pelo grande volume de lodo gerado. Assim, outras vias têm sido estudadas com o objetivo de reduzir os custos, dentre elas, a via de nitritação/desnitrificação e a oxidação anaeróbia de amônio (ANAMMOX), que têm se apresentado como alternativas promissoras (Figura 2).

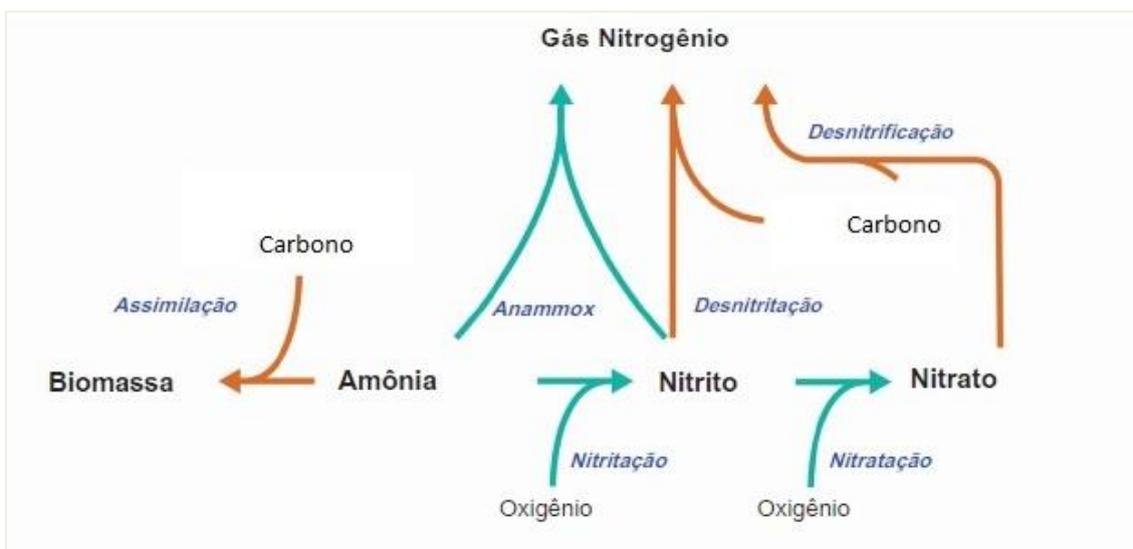


Figura 2 - Processos biológicos de remoção de nitrogênio: nitrificação/desnitrificação, nitritaço/desnitrificação, nitritaço parcial/ANAMMOX e assimilação. As setas verdes indicam processos autotróficos, com compostos nitrogenados como doadores de elétrons e as setas marrons indicam processos heterotróficos, que necessitam de doadores de elétrons que não sejam compostos nitrogenados, como carbono.

Adaptado de Winkler e Straka, 2019.

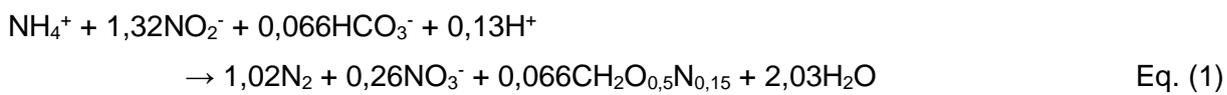
Na remoção biológica de nitrogênio pela via nitritaço/desnitrificação, a fase de nitratção é suprimida por meio do enriquecimento de BOA (nitritantes) e a inibição das BON (nitratantes). Dentre as principais estratégias adotadas para supressão da nitratção, estão o controle de pH, temperatura, aeração, alcalinidade e matéria orgânica do meio, que serão discutidos no item 3.5. Pela via nitritaço/desnitrificação, é possível obter uma redução do consumo de oxigênio de aproximadamente 25%, sendo que a fase de nitrificação completa requer $4,57 \text{ mgO}_2/\text{mgN}$; já a fase de nitritaço, requer apenas $3,43 \text{ mgO}_2/\text{mgN}$. Outras vantagens nessa via são a diminuição em cerca de 40% da necessidade de carbono e a redução da taxa de lodo produzida em aproximadamente 33% na fase de nitrificação e 55% na fase de desnitrificação (PENG e ZHU, 2006).

Na remoção de nitrogênio pelo processo nitritaço parcial/Anammox (desamonificação), bactérias oxidam amônio diretamente a nitrogênio gasoso, utilizando nitrito como aceptor de elétrons. Nessa via, aproximadamente metade da amônia é convertida a nitrito pelas BOA e a outra metade é oxidada por bactérias ANAMMOX. Esse processo possibilita a redução de custos na aeração, não demanda fonte extra de carbono e diminui significativamente a produção de lodo (CAO; VAN LOOSDRECHT; DAIGGER, 2017; LACKNER *et al.*, 2014; KARTAL *et al.*, 2010).

3.3 Anammox

Descoberta na década de 90, a oxidação anaeróbia do íon amônio – Anammox foi identificada pelo consumo de amônia em condições anóxicas em um reator desnitrificante de tratamento de efluentes de uma indústria de fermento na Holanda (MULDER *et al.*, 1995). A taxa de crescimento lento, com tempo de duplicação de 7 a 20 dias, dependendo da espécie, e a necessidade de técnicas de enriquecimento específicas podem ter impedido a detecção da Anammox anteriormente (KARTAL *et al.*, 2012).

O processo Anammox é realizado por bactérias anaeróbias e quimioautotróficas que acoplam a oxidação do íon amônio (NH_4^+) com redução de nitrito (NO_2^-) e produção de nitrogênio gasoso (N_2) (VAN DE GRAAF *et al.*, 1996; STROUS *et al.*, 1998). Conforme a reação estequiométrica geral do processo Anammox (Eq.1), proposta por Strous *et al.* (1998), para cada mol de NH_4^+ consumido, é consumido 1,32 mol de NO_2^- e produzido 0,26 mol de NO_3^- , com baixa produção de biomassa por mol de NH_4^+ consumido.



De acordo com as identidades de sequência do gene rRNA Anammox 16S e a análise filogenética, as bactérias Anammox pertencem ao filo *Planctomycetes*, com sete gêneros identificados na literatura: *Candidatus Kuenenia*, *Candidatus Brocadia*, *Candidatus Anammoxoglobus*, *Candidatus Jettenia*, *Candidatus Brasilis*, *Candidatus Scalindua*, *Candidatus Anammoximicrobium*. A maioria dos gêneros foram encontrados inicialmente em sistema de tratamento de esgoto, cultivados em diferentes modelos de reatores; já o gênero *Candidatus Scalindua* teve a maioria de seus representantes encontrados em ambiente marinho (STROUS *et al.*, 1998; PEREIRA *et al.*, 2017; FUERST e SAGULENKO, 2011).

As propriedades metabólicas e a biologia celular complexa conferem características únicas às bactérias Anammox. Essas bactérias possuem um compartimento intracelular membranoso, denominado Anammoxossomo, que compreende de 50 a 70% do volume celular; as membranas que circundam o anamoxossomo e as partes externas da célula são compostas por estruturas lipídicas (KARTAL *et al.*, 2012;).

A reação Anammox ocorre no anamoxossomo, em que se encontram as enzimas responsáveis pela oxidação da amônia em condições anóxicas (Fig. 3). Inicialmente, o nitrito é reduzido a óxido nítrico pela enzima nitrito redutase (Nir), usando um elétron; em seguida, o óxido nítrico é combinado com o amônio para formar hidrazina pela hidrazina sintase (HZS), usando três elétrons; finalmente, a hidrazina é oxidada a gás nitrogênio pela hidrazina

desidrogenase (HDH), liberando quatro elétrons para alimentar as duas reações redox. Alguns elétrons são perdidos pela fixação do carbono e são repostos pela oxidação de nitrito a nitrato pela nitrito oxidoreductase (NXR). A proteína hidroxilamina oxidase (HOX) converte qualquer hidroxilamina que possa ser perdida da enzima HZS de volta a óxido nítrico (PEETERS e VAN NIFTRIK, 2019).

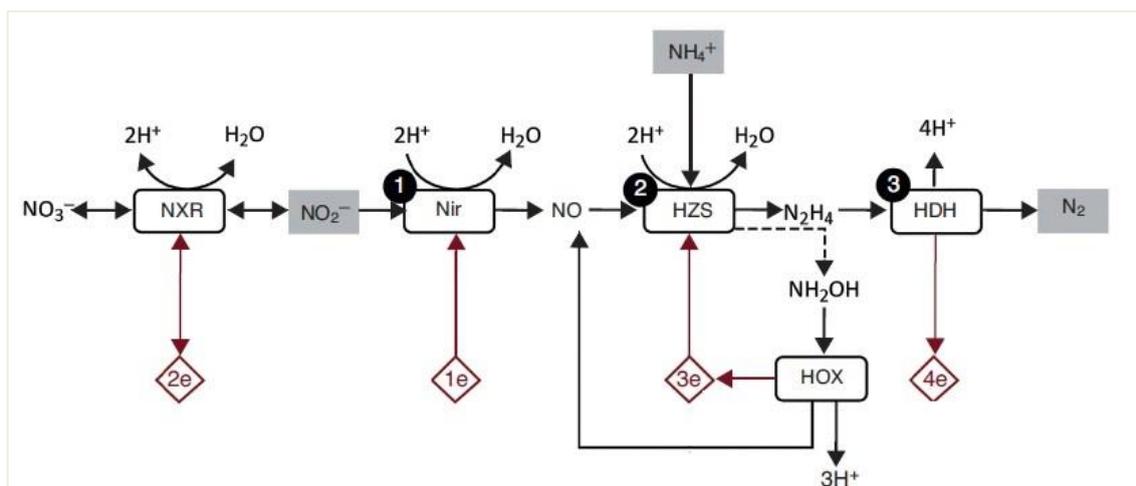


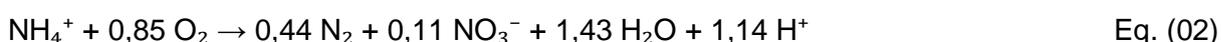
Figura 3 - Metabolismo energético Anammox. As principais reações são indicadas pelos números 1. Redução de nitrito em óxido nítrico. 2. Combinação do óxido nítrico com amônio para formar hidrazina por HZS. 3. Oxidação de hidrazina a nitrogênio gasoso. Adaptado de Kartal e Keltjens, 2016.

Em virtude da complexidade de condições necessárias para o cultivo das bactérias Anammox, nenhuma das espécies foi cultivada com sucesso em cultura pura pelas técnicas tradicionais de microbiologia. Para compreender como as comunidades microbianas interagem e são afetadas pelas condições de operação em reatores Anammox, métodos biológicos moleculares, juntamente com os dados físico-químicos, têm sido usados como ferramentas importantes na identificação desses microrganismos e na compreensão de seus papéis nesses ambientes (PEREIRA, 2017).

Nos últimos 20 anos, muitas pesquisas foram desenvolvidas voltadas à aplicação do processo Anammox, entretanto, uma aplicação bem-sucedida, que mantém vantagem competitiva de BOA e Anammox, em relação aos BON, continua sendo uma tarefa complicada e envolve vários fatores, dentre eles: controle de pH, temperatura, tempo de detenção hidráulica, concentração de substrato e matéria orgânica (MAO *et al.*, 2017). Os principais fatores que podem influenciar o desempenho do processo Anammox são discutidos no item 3.5.

3.4 Desamonificação

A remoção de nitrogênio de águas residuárias pelo processo de desamonificação envolve duas etapas: nitrificação parcial e o processo Anammox subsequente. A primeira etapa é catalisada por BOA, que oxidam parcialmente NH_4^+ a NO_2^- em condições aeróbias e, na sequência, por bactérias Anammox, que utilizam NO_2^- como acceptor de elétrons para conversão do NH_4^+ remanescente a N_2 sob condições anaeróbias (CHINI *et al.*, 2020). A estequiometria do processo, determinada por Sliekers (2002), é apresentada na equação 02.



O processo de desamonificação pode ocorrer em um ou dois estágios. Quando realizado em dois estágios, aproximadamente metade da amônia é oxidada a nitrito pelas BOA em um reator de nitrificação; na sequência, o nitrito e a amônia restante são encaminhados para um reator anaeróbio, onde BOA e BON não podem crescer devido à falta de oxigênio, favorecendo a atividade das bactérias Anammox. Já nos processos de um estágio, nitrificação e Anammox são combinados em um único reator, sob condições diferenciadas de controle operacional (WINKLER *et al.*, 2019).

Desde a implantação da primeira planta em escala plena, na Holanda, em 2002, já foram relatados mais de 140 sistemas de desamonificação operando em escala real em todo o mundo. Dentre as tecnologias existentes, o processo SHARON (*Single-reactor High-Activity Ammonium Removal Over Nitrite*) é um exemplo de processo operado em dois estágios. Já os processos SNAP (*Single-stage Nitrogen removal using Anammox and Partial nitritation*), DEMON (*Deammonification*), AnitaMox™ (*deammonification moving-bed biofilm reactor*), são tecnologias distintas que possibilitam a nitrificação parcial e o processo Anammox ocorrerem simultaneamente no mesmo reator (LIU *et al.*, 2020; PEREIRA, 2017).

De acordo com Lackner *et al.* (2014), 88% dos processos de nitrificação e Anammox operam em estágio único; isso acontece pelo fato de apresentar menores custos de investimento, demandar menos espaço para implantação e reduzir custos de energia com aeração (LI *et al.*, 2018).

3.5 Estratégias de controle operacional

Nesse item, são abordados os principais fatores de interferência no processo, condições de operação e pesquisas recentes voltadas a obter condições necessárias para

promover o crescimento de BOA e Anammox e inibir o crescimento de BON, a fim de garantir a estabilidade do processo de desamonificação.

3.5.1 Configuração do reator

Em virtude da taxa de crescimento lento das bactérias ANAMMOX e problemas de toxicidade, sistemas com retenção de biomassa, como biofilme, granulação e biomassa suspensa, têm sido amplamente empregados em processos de desamonificação.

Reatores modelo *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB), *Upflow Membrane-Aerated Biofilm Reactor* (UMABR), *Moving Bed Biofilm Reactor* (MBBR), *Membrane Bioreactor* (MBR), *Sequencing Batch Biofilm Reactor* (SBBR) e *Sequencing Batch Reactor* (SBR) têm sido comumente utilizados. Novas tecnologias, como o reator NITRAMMOX®, podem atingir elevada eficiência na remoção de nitrogênio para efluentes com baixa relação C/N (DE PRÁ *et al.*, 2021). Reatores de biofilme também são considerados adequados, pois o oxigênio é consumido por BOA nas zonas aeróbias e as bactérias Anammox desenvolvem-se nas zonas anóxicas (LACKNER *et al.*, 2014; MAO *et al.*, 2017; AUGUSTO, 2020).

O *membrane-aerated biofilm reactor* (MABR) é uma tecnologia emergente para o tratamento de águas residuárias. Essa tecnologia é baseada no sistema transferência por membranas, que também servem como meio suporte, fornecem um doador de elétrons gasoso ou substrato aceptor de elétrons, como o oxigênio. O substrato se funde através da membrana para um biofilme, que se forma externamente na membrana, e o substrato complementar, como o amônio, funde-se no meio líquido. O MABR permite o controle independentemente de doadores e aceptores de elétrons devido à entrega de contradifusão, proporcionando maior efeito à transferência de gás e à taxa de utilização de substratos que os difusores convencionais (NERENBERG, 2016; LI *et al.*, 2016).

Diversos estudos identificaram que membranas de silicone são uma alternativa eficiente para aeração do meio. Os baixos valores de coeficiente volumétrico de transferência de oxigênio (K_{La}), obtidos na aeração pela membrana de silicone, comparados a reatores aerados, possibilitam limitar a transferência de oxigênio, otimizando o controle de ar no reator. As membranas de silicone permitem a permeação de gás, mas não são porosas, assim, não apresentam risco de obstrução ou colmatção (AUGUSTO; CAMILOTI; SOUZA, 2018; CAMILOTI; OLIVEIRA; SOUZA, VALDÉS *et al.*, 2016)

Em difusores convencionais, a baixa solubilidade do oxigênio em meio aquoso exige o borbulhamento de gás, que requer grandes quantidade de energia e pode promover a liberação de compostos orgânicos voláteis e gases de efeito estufa. KINH *et al.* (2017) relataram a capacidade de mitigação na emissão de óxido nitroso (N_2O) nos processos de remoção de nitrogênio em MABR. Nesse reator, o oxigênio, como aceptor de elétrons, é

fornecido pela membrana, sem a formação de bolha, enquanto doadores de elétrons são fornecidos no meio líquido.

A utilização de sistema de membrana aerada no tratamento de águas residuárias tem sido relatada em várias pesquisas. Uri-Carreño *et al.* (2021) estudaram o desempenho de um reator MABR operado em escala real no norte da Europa. Os resultados indicam a formação de biofilme nitrificante com três semanas de operação e concluem que a capacidade de nitrificação obtida no MABR é robusta mesmo durante condições de clima frio. A eficiência na aeração promovida pelo reator MABR obteve uma redução média de consumo de energia em 55% comparada à aeração difusa por poros finos e 74% comparada à aeração de superfície.

Zhao *et al.* (2021) utilizaram um reator modelo *Plug-flow microaerobic sludge blanket* (PMSB) de estágio único com membrana aerada para o tratamento de águas residuárias municipais em que foi investigado o desempenho de nitrificação, desnitrificação e ANAMMOX simultaneamente. Os resultados obtidos indicaram a remoção de amônio de 93,2% e nitrogênio total de 87,1% e demonstraram que a comunidade microbiana desenvolveu-se em diferentes locais, de acordo com o gradiente de concentração de oxigênio.

3.5.2 Oxigênio Dissolvido

Manter baixos níveis de OD é uma estratégia usada para obter sucesso no processo de nitrificação parcial em reatores de membrana. Com baixas concentrações de OD, as taxas de crescimento de BOA e BON são reduzidas. A constante de saturação para BOA (0,2 – 0,5 mg.L⁻¹) é menor que para BON (0,7 – 2,0 mg O₂.L⁻¹); isso significa que BOA tem maior afinidade por oxigênio e, ao competir por oxigênio, as BON ficam em desvantagem. No curto prazo, a nitrificação parcial tem sido obtida com sucesso mantendo baixos níveis de OD no meio líquido, entretanto, quando operados a longo prazo, pode haver a adaptação das BON a baixos níveis de OD, levando à nitrificação completa (LIU *et al.*, 2020).

Shen *et al.* (2014) avaliaram o desempenho de nitrificação em um reator MBR operado por 300 dias; os resultados demonstraram nitrificação satisfatória após um período de operação de 50 dias e sugerem concentrações ideais de OD para inibição de BON de 0,5 a 0,8 mg L⁻¹ e pH (8,0-8,5). Augusto *et al.* (2018) relataram a estabilidade do processo de nitrificação após 80 dias de operação em um reator MABR. No primeiro período de operação, com níveis de 0,42 ± 0,09 mg.L⁻¹, a eficiência na remoção de nitrogênio máxima foi de 84%, entretanto, no segundo período de operação, níveis mais elevados de OD causaram desequilíbrio para a comunidade microbiana e diminuição à eficiência do reator.

A aeração intermitente também tem sido empregada como estratégia para alcançar a nitrificação parcial, uma vez que BOA se recuperam mais rapidamente da falta de oxigênio que BON (GE *et al.*, 2014). Zhang *et al.* (2017) obtiveram nitrificação com sucesso após 44 dias de

operação em reator MBR, com OD de 0,6 e 1,0 mgL⁻¹, utilizando aeração intermitente de 15 minutos anóxico e 45 minutos aeróbio.

Outro fator que pode interferir na estabilidade do processo de desamonificação é o controle vazão de ar. Chen *et al.* (2020) investigaram influência da vazão de ar para obter sinergia entre a nitrificação parcial e Anammox em um reator SBR operado por 223, dividido em cinco fases. Nas fases 2,3 e 4, a aeração foi de 50, 40 e 25 Lh⁻¹, respectivamente, e os níveis de OD foram mantidos entre 0,13 e 0,31 mg. L⁻¹; nessas fases, foi observada grande instabilidade na atividade das BOA, BON e Anammox, porém, na fase 5, ao alterar a vazão de ar para 35 Lh⁻¹, com níveis de OD de 0,15 e 0,30 mg.L⁻¹, o processo de nitrificação parcial/ANAMMOX foi realizado com sucesso, alcançando eficiência de remoção de nitrogênio de 70,87%.

3.5.3 Temperatura e pH

A temperatura é um fator limitante de crescimento tanto para BOA quanto para BON. Entretanto, acima de 15°C, BOA apresentam taxa de crescimento mais alta que BON, sendo recomendada a temperatura de 25°C para promover o crescimento de BOA e limitar o crescimento de BON no processo de desamonificação (GE *et al.*, 2015; LIU *et al.*, 2020).

Ao avaliar a influência da temperatura em um reator CANON escala de laboratório por 260 dias, Gonzalez-Martinez *et al.* (2016) observaram alteração moderada na eficiência de remoção de nitrogênio quando a temperatura foi reduzida de 35°C (eficiência de remoção de 75 a 84%) para 25°C (eficiência de remoção de 73 a 84%). Porém, a eficiência de remoção de nitrogênio diminuiu drasticamente ao reduzir a temperatura para 15°C (eficiência de remoção de 47 a 53%), que ocasionou a inibição de BOA e ANAMMOX e a proliferação de BON.

Wang *et al.* (2021) investigaram o efeito da temperatura em um processo de nitrificação parcial/ANAMMOX, em um reator SBBR de estágio único em escala de laboratório. A fase de iniciação levou 110 dias e a eficiência na remoção total de nitrogênio foi de 76,07% a 25°C. Quando a temperatura foi reduzida de 30°C para 25°C, a eficiência na remoção de nitrogênio aumentou 9,49%, mas diminuiu 83,84% quando a temperatura foi reduzida de 25°C para 20°C. O processo de nitrificação parcial foi inibido a 20°C, o que limitou a remoção de nitrogênio. Porém, quando a temperatura voltou para 28°C, a taxa de remoção voltou a 67,27%.

A manutenção da faixa de pH é crucial para o desempenho estável no processo de nitrificação parcial. O pH afeta diretamente a atividade de BOA e BON por alterar os mecanismos de reação enzimáticas ou indiretamente pela inibição promovida pela amônia livre (NH₃), em pH alcalino e pelo ácido nitroso livre (HNO₂), em pH ácido; entretanto, as BON são mais sensíveis à inibição. Assim, uso de NH₃, pelo controle de pH, demonstra-se eficaz

na inibição de BON, sendo o pH entre 7,5 e 8,5 benéfico para o acúmulo de nitrito (LIU *et al.*, 2020; GE *et al.*, 2015).

Park *et al.* (2007), ao investigarem o efeito do pH nos processos de nitrificação, definiram como a faixa ideal de pH, para BOA, entre $8,2 \pm 0,3$ e, para BON, $7,9 \pm 0,4$; assim, inferiram que, para que ocorra o enriquecimento seletivo de BOA e, conseqüentemente, o acúmulo de nitrito, é necessário manter um pH do meio alcalino, próximo ou maior que o pH ideal de BON.

3.5.4 Matéria orgânica

Águas residuárias com altas concentrações de matéria orgânica e elevada relação DQO/N podem ter efeito negativo no processo de desamonificação associado a dois mecanismos: pela inibição por autocompetição, em que altos níveis de matéria orgânica favorecem o crescimento de organismos desnitrificantes heterotróficos, que competem com BOA e BON por nutrientes e oxigênio, de maneira que promovem a inibição sobre o processo Anammox; ademais, pela competição por nitrito e pela alteração da via metabólica, em que as bactérias responsáveis pelo processo de desamonificação passam a metabolizar carbono orgânico ao invés de amônia e nitrito; isso ocasiona a redução de eficiência na remoção de nitrogênio (LIU *et al.*, 2020; HE *et al.*, 2015; PEREIRA, 2017; CHENG *et al.*, 2018; MIAO *et al.*, 2018).

Os sistemas de tratamento para remoção de nitrogênio dependem principalmente das características do efluente em relação às concentrações de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal. Os processos de nitrificação/desnitrificação são empregados principalmente em sistemas de tratamento com altas concentrações de nitrogênio e carbono orgânico. Já os sistemas, que empregam o processo Anammox, são beneficiados com altas concentrações de nitrogênio amoniacal e baixas concentrações de carbono orgânico. O processo Anammox pode ser aplicado em efluentes com alta concentração de carbono orgânico, após algumas técnicas de pré-tratamento e redução de carbono ou rotas combinadas, conforme apresentado na Figura 4 (BONASSA *et al.*, 2021a).

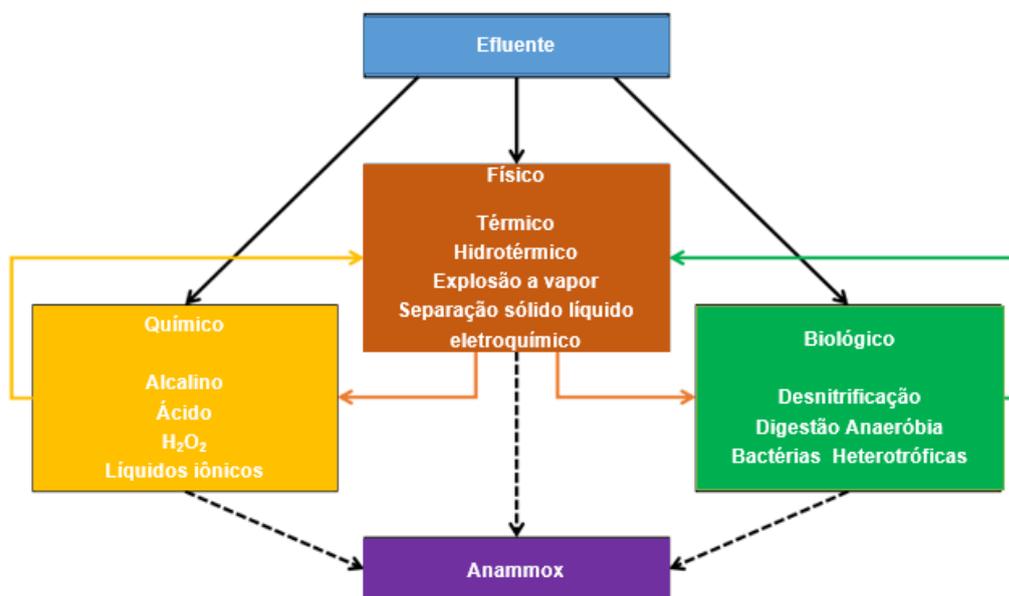


Figura 4 - Pré-tratamentos e processos combinados para remoção de matéria orgânica. Fonte: Bonassa *et al.* (2021a) (adaptado)

Estudos têm demonstrado a influência da relação C/N na remoção de nitrogênio pelo processo Anammox. Ni *et al.* (2012) verificaram que baixas concentrações de DQO (100 mg.L⁻¹) não afetaram significativamente a remoção de amônia e nitrito e melhoraram a eficiência de remoção de nitrogênio total pela presença das bactérias desnitrificantes. Entretanto, com concentrações de DQO acima de 400 mg.L⁻¹, houve redução das bactérias Anammox e aumento de bactérias desnitrificantes, sendo que a inibição das bactérias Anammox ocorreu com a relação DQO/N de 3,1, equivalente a 308 mg.L⁻¹ de DQO. Cabe ressaltar que a relação C/N na remoção de nitrogênio pelo processo Anammox está relacionada à biodegradabilidade da matéria orgânica; em águas residuárias com baixa biodegradabilidade, maiores relações C/N podem não afetar o processo Anammox.

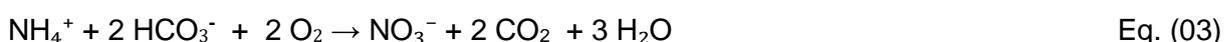
Miao *et al.* (2018), ao avaliarem as razões C/N no processo nitrificação parcial/anammox no tratamento de esgoto (NH₄⁺ médio = 59,3 mg. L⁻¹), em um reator SBR, constataram que, com o aumento das relações C/N, a eficiência total de remoção de nitrogênio aumentou constantemente de 30,8% para 77,3%, nas razões C/N de 1,1 para 2,0. Essa remoção de nitrogênio foi atribuída ao aumento da bactéria Anammox. Entretanto, quando a razão C/N foi de 2,5, a eficiência de remoção de NT ainda aumentou enquanto a abundância e a atividade das bactérias anammox permaneceram estáveis, indicando que o carbono orgânico promoveu crescimento de bactérias desnitrificantes e inibiu a taxa de crescimento das bactérias Anammox.

Além das altas cargas de matéria orgânica, o processo de desamonificação pode ser inibido por compostos orgânicos, como metanol, aldeído, antibióticos e fenóis, que apresentam efeito tóxico em bactérias Anammox (HE *et al.*, 2015; PEREIRA, 2017).

3.5.5 Alcalinidade

A alcalinidade presente nas águas residuárias é fundamental no processo de desamonificação, visto que é utilizada como substrato para os três grupos de microrganismos quimiolitotróficos, BOA, BON e ANAMMOX, que requerem uma fonte de carbono inorgânico para o crescimento celular.

De acordo com a estequiometria descrita por Metcalf e Eddy (2016) (Equação 3), no processo de nitrificação, 2 moles de alcalinidade são consumidos por mol de NH_4^+ oxidado, correspondente a 7,14 g de alcalinidade de CaCO_3 consumida por grama de NH_4^+ oxidado.



Nesse contexto, o controle no fornecimento de alcalinidade (em CaCO_3) pode ser empregado como estratégia de controle operacional para nitrificação parcial de aproximadamente 50% do nitrogênio amoniacal a nitrito. Entretanto, a redução de alcalinidade deve ser adotada com cautela, sendo que limitações de alcalinidade podem inibir bactérias nitrificantes em virtude da acidez do meio formada durante o processo (PAPPU *et al.*, 2017).

Hou *et al.* (2014) estudaram o efeito da alcalinidade no acúmulo de nitrito no tratamento de águas residuárias de uma indústria de carvão. Ao adicionar bicarbonato de sódio na proporção de 2:1 (mol/mol) de NaHCO_3 para NH_4^+ , a eficiência na remoção de nitrogênio aumentou de 13% para 88%. Entretanto, quando a dosagem foi reduzida na proporção de 0,5:1 de NaHCO_3 para NH_4^+ , a eficiência na remoção de nitrogênio caiu para 31%. A taxa de acúmulo de nitrito foi muito baixa sem a adição de alcalinidade, ao passo que, quando adicionada na proporção de 2:1 NaHCO_3 para NH_4^+ , houve um acúmulo de nitrito de 84%, demonstrando que a suplementação de alcalinidade foi essencial não apenas para remoção de amônia, como também para a supressão de BON, possibilitando o acúmulo de nitrito.

Em águas residuárias com baixas concentrações de alcalinidade, como do abate de aves, a suplementação de alcalinidade pode ser necessária para que ocorra o processo de desamonificação. Em pesquisa realizada por Assis *et al.* (2017), em que foi avaliada a estabilidade da nitrificação parcial em reator SBR alimentado com efluente de abate avícola, constatou-se que, sem a adição de alcalinidade, houve a oxidação de apenas 25% do nitrogênio amoniacal, assim, com a adição de alcalinidade, foi possível oxidar aproximadamente 50% do nitrogênio amoniacal a nitrito e manter níveis de pH acima de 7, evitando a inibição das BOA e ANAMMOX, ocasionada pela queda de pH.

3.5.6 Tempo de Detenção Hidráulica

O TDH é um importante parâmetro a ser definido na operação de reatores para o tratamento de águas residuárias. O TDH está relacionado à eficiência do processo, visto que, quanto menor o TDH, maiores quantidades de carga aplicada serão removidas do sistema. Entretanto, segundo Augusto (2020), para reatores com biomassa aderida, como reatores MABR, a adoção de TDH inferiores a 24 horas pode inviabilizar o processo de desamonificação, uma vez que as bactérias envolvidas no processo não teriam tempo suficiente de contato com o substrato. Por outro lado, TDH muito longos podem favorecer a atividade de BON, prejudicando o processo de desamonificação.

Bunse *et al.* (2020), ao investigarem o potencial de reatores MABR na remoção de nitrogênio de esgoto municipal, pelo processo Nitritação Parcial/Anammox, constataram que a adoção de um TDH constante causava instabilidade ao processo, devido à dificuldade em definir um fluxo de oxigênio ideal para a carga aplicada. Assim, ao mudar o TDH constante de 0,5 dia para TDH, variando entre 0,31 e 1,18 dias, o desempenho geral da remoção de nitrogênio melhorou significativamente.

Assis (2021), ao utilizar um reator MABR no tratamento de efluente de abatedouro de aves pelo processo de desamonificação, identificou que os melhores índices de remoção de nitrogênio foram obtidos com TDH de 24 horas, com eficiência de remoção de nitrogênio de até 95%. Ao reduzir o TDH para 16 horas, a eficiência de remoção caiu para 85% e, com o TDH de 12 horas, a eficiência de remoção de nitrogênio passou a ser de 80%.

Considerando as informações apresentadas, esta dissertação de mestrado foi elaborada na forma de artigo, intitulado: Efeito do tempo de detenção hidráulica e da suplementação de alcalinidade no desempenho do reator MABR no pós-tratamento de águas residuárias de abatedouro de aves, apresentado no item 5.

REFERÊNCIAS

ABPA - Associação Brasileira de Proteína Animal. **Relatório Anual** (2020). Disponível em: https://abpa-br.org/wp-content/uploads/2020/05/abpa_relatorio_anual_2020_portugues_web.pdf. Acesso em: 01 nov. 2020.

AGUIAR, J. C.; HENKES, J. A.; ROSSATO, I. F. Avaliação do consumo de água em abatedouro de aves visando a redução e ou reutilização de água. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 5, n. 2, p. 675-693, nov., 2016.

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

ALVES, C. F.; BORTOLUCI, C. B. C.; OLIVEIRA, E. P.; PIZZO, M. M.; RODRIGUEZ, R. P. Remoção biológica de nitrogênio em águas residuárias: uma revisão dos processos

convencionais aos processos modernos. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 9, n. 3, p. 174-187, mar., 2018.

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

ASSIS, T. M. D.; SCHILICHTING, M. V.; LOPES, C. L.; KUNZ, A.; GOMES, S. D. Stability of partial nitritation of poultry slaughterhouse wastewater in a sequential batch reactor. **Engenharia Agrícola**, v. 37, n. 2, p. 323-332, abr., 2017.

ASSIS, T. M. **Aclimação de biomassa Anammox® em reator MABR visando à remoção de nitrogênio de efluente de abatedouro de aves**. 2021.

AUGUSTO, M. R.; CAMILOTI, P. R.; SOUZA, T. S. O. Fast start-up of the single-stage nitrogen removal using Anammox and partial nitritation (SNAP) from conventional activated sludge in a membrane-aerated biofilm reactor. **Bioresource Technology**, v. 266, p. 151-157, out., 2018.

AUGUSTO, M.R. **Estratégias de microaeração para desamonificação de lixiviados de aterros sanitários em reator único**. Orientador: Souza, T.S.O. 178 p. Tese (Doutorado em Ciências) – Engenharia Hidráulica e Ambiental, Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2020.

BAGCHI, S.; BISWAS, R.; NANDY, T. Alkalinity and dissolved oxygen as controlling parameters for ammonia removal through partial nitritation and ANAMMOX in a single-stage bioreactor. **Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology**, v. 37, n. 8, p. 871-876, ago., 2010.

BAKER, B. R.; MOHAMED, R.; AL-GHEETHI, A.; AZIZ, H. A. Advanced technologies for poultry slaughterhouse wastewater treatment: A systematic review. **Journal of Dispersion Science and Technology**, v.42, p. 1-20, fev., 2020.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Departamento de inspeção de produtos de origem animal. Secretaria de defesa agropecuária. **Regulamento técnico de Inspeção Tecnológica e Higiênica Sanitário de Carnes de Aves**. Portaria n. 210, 10 nov. 1998. Disponível em: https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/Portaria-210_000h19kjcjan02wx7ha0e2uuw60rmjy11.pdf. Acesso em: 16 fev. 2021.

BONASSA, G.; BOLSAN, A. C.; HOLLAS, C. E.; VENTURIN, B.; CANDIDO, D.; CHINI, A. KUNZ, A. Organic carbon bioavailability: Is it a good driver to choose the best biological nitrogen removal process? **Science of The Total Environment**, v. 786, p. 147390, set., 2021a.

CAMILOTI, P. R.; OLIVEIRA, G. H. D.; ZAIAT, M. Sulfur Recovery from Wastewater Using a Micro-aerobic External Silicone Membrane Reactor (ESMR). **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 227, n. 1, p. 31, dez., 2016.

CAMILOTI, P. R.; VALDÉS, F.; DELFORNO, T. P.; BANTACEK, J.; ZAIAT, M.; JEISON, D. A membrane aerated biofilm reactor for sulfide control from anaerobically treated wastewater. **Environmental technology**, v. 40, p. 2354-2363, fev., 2018.

CAO, Y; VAN LOOSDRECHT, M. C.M; DAIGGER, G. T. Mainstream partial nitritation–Anammox in municipal wastewater treatment: status, bottlenecks, and further studies. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 101, n. 4, p. 1365-1383, jan., 2017.

CHEN, G.; ZHANG, Y.; WANG, X.; CHEN, F.; LIN, L.; RUAN, Q. & CHIANG, P. Optimizing of operation strategies of the single-stage partial nitrification-Anammox process. **Journal of Cleaner Production**, v. 256, p. 120667, mai., 2020.

CHENG, D.L.; NGO, H.H.; GUO, W.S.; LIU, Y.W.; ZHOU, J.L.; CHANG, S.W.; NGUYEN, D.D.; BUI, X.T.; ZHANG, X.B. Bioprocessing for elimination antibiotics and hormones from swine wastewater. **Sci. Total Environ.**, v. 621, p. 1664-1682, abr., 2018.

CHINI, A., HOLLAS, C. E., BOLSAN, A. C., VENTURIN, B., BONASSA, G., CANTÃO, M. E., KUNZ, A. Process performance and Anammox community diversity in a deammonification reactor under progressive nitrogen loading rates for swine wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v. 311, p.123521, set., 2020.

COSTA, L. de S.; GARCIA, L. A. F.; BRENE, P. R. A. A indústria de frango de corte no mundo e no Brasil e a participação da indústria avícola paranaense neste complexo. **Ciências Sociais em Perspectiva**, v.14, n. 27, p. 319- 341, dez., 2015.

CUNHA, C. C. **Remoção biológica de matéria carbonácea, nitrogenada e fosforada, utilizando biocarvão como meio suporte em reator anaeróbio-aeróbio**. Orientador: Kreutz, C. 80 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2015.

DAMASCENO, G.; MEES, J.B.R.; COSTA JÚNIOR, I.L.; BALDESSAR, V.T.; SHUMMAN, M.S. Caracterização e readequação de sistema de tratamento de efluentes de frigorífico de aves. **I Simpósio Internacional sobre gerenciamento de resíduos de animais**. p. 538-542, 2009.

DE PRÁ, M. C. **Desenvolvimento e validação de protótipo de reator para aplicação do processo de desamonificação utilizando digestato da suinocultura**. 2017.

DE PRÁ, M. C.; BONASSA, G., BORTOLI, M., SOARES, H. M., & KUNZ, A.. Novel one-stage reactor configuration for deammonification process: Hydrodynamic evaluation and fast start-up of NITRAMMOX® reactor. **Biochemical Engineering Journal**, v. 171, p. 108005, jul., 2021.

Embrapa Suínos e Aves (EMBRAPA). **Central de inteligência de aves e suínos** – CIAS, 2020. Disponível em: <https://www.embrapa.br/suinos-e-aves/cias>. Acesso em: 08 fev. 2022.

EPA-Environmental Protection Agency. **Nitrogen control**. USA, set. 1993. Disponível em: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/30004MI0.PDF?Dockey=30004MI0.PDF>. Acesso em: 31 out. 2019.

FENG, Y.; LU, X.; AL-HAZMI, H.; MAKINIA, J. An overview of the strategies for the deammonification process start-up and recovery after accidental operational failures. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, [s. l.], v. 16, n. 3, p. 541-568, ago., 2017.

FERREIRA, A.; KUNH, S. S.; CREMONEZ, P. A.; DIETER, J.; TELEKEN, J. G.; SAMPAIO, S. C.; & KUNH, P. D. Brazilian poultry activity waste: Destinations and energetic potential. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 81, p. 3081-3089, jan., 2018.

FUERST, J. A.; SAGULENKO, E. Beyond the bacterium: planctomycetes challenge our concepts of microbial structure and function. **Nature Reviews Microbiology**, v. 9, n. 6, p. 403-413, mai., 2011.

GE, S.; PENG, Y.; QIU, S.; ZHU, A.; & REN, N. Complete nitrogen removal from municipal wastewater via partial nitrification by appropriately alternating anoxic/aerobic conditions in a continuous plug-flow step feed process. **Water Research**, v. 55, p. 95-105, mai., 2014.

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, dez., 2015.

GONZALEZ-MARTINEZ, A.; RODRIGUES-SANCHEZ, A.; GARCIA-RUIZ, M. J.; MUNOZ-PALAZON, B.; CORTES-LORENZO, C., OSORIO, F., & VAHALA, R. Performance and bacterial community dynamics of a CANON bioreactor acclimated from high to low operational temperatures. **Chemical Engineering Journal**, v. 287, p. 557-567, mar., 2016.

HE, Y.; TAO, W.; WANG, Z.; & SHAYYA, W. Effects of pH and seasonal temperature variation on simultaneous partial nitrification and Anammox in free-water surface wetlands. **Journal of environmental management**, v. 110, p. 103-109, nov., 2012.

HOU, B., HAN, H., JIA, S., ZHUANG, H., ZHAO, Q., & XU, P. Effect of alkalinity on nitrite accumulation in treatment of coal chemical industry wastewater using moving bed biofilm reactor. **Journal of environmental sciences**, v. 26, n. 5, p. 1014-1022, mai., 2014.

KARTAL, B; KUENEN, J.G.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Sewage treatment with Anammox. **Science**, v. 80, n. 328, p. 702-703, mai.,2010.

KARTAL, B.; VAN NIFTRIK, L.; KELTJENS, J. T.; OP DEN CAMP; H. J. M.; & JETTEN, M. S. M. Anammox—Growth Physiology, Cell Biology, and Metabolism. **Advances in Microbial Physiology**, v. 60, p. 211-262, 2012.

KARTAL, B; KELTJENS, J. T. Anammox biochemistry: a tale of heme c proteins. **Trends in biochemical sciences**, v. 41, n. 12, p. 998-1011, dez., 2016.

KINH, C. T.; SUENAGA, T.; HORI, T.; RIYA, S.; HOSOMI, M.; SMETS, B. F.; & TERADA, A. Counter-diffusion biofilms have lower N₂O emissions than co-diffusion biofilms during simultaneous nitrification and denitrification: Insights from depth-profile analysis. **Water Research**, v. 124, p. 363-371, nov., 2017.

KUMMER, A. C. B. **Desnitrificação de efluente de abatedouro de tilápia utilizando manípueira como fonte de carbono**. 2008.

LACKNER, S.; GILBERT, E. M.; VLAEMINCK, S. E.; JOSS, A.; HORN, H.; & VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Full-scale partial nitritation/Anammox experiences – An application survey. **Water Research**, v. 55, p. 292-303, mai, 2014.

LI, X.; SUN, S.; BADGLEY, B. D.; SUNG, S.; ZHANG, H.; & HE, Z. Nitrogen removal by granular nitritation-Anammox in an upflow membrane-aerated biofilm reactor. **Water Research**, v. 94, p. 23-31, mai., 2016.

LI, J.; LI, J.; GAO, R.; WANG, M.; YANG, L.; WANG, X.; ZHANG, L.; PENG, Y. A critical review of one-stage Anammox processes for treating industrial wastewater: Optimization strategies based on key functional microorganisms. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 265, n. May, p. 498-505, out., 2018.

LIU, X.; KIM, M.; NAKHLA, G.; ANDALIB, M.; & Fang, Y. Partial nitrification-reactor configurations, and operational conditions: Performance analysis. **Journal of Environmental**

Chemical Engineering, v. 8, n. 4, p. 103984, ago., 2020.

LOPES, C. L.; DE ASSIS, T. M.; PASSIG, F. H.; DE LIMA MODEL, A. N.; MEES, J. B. R.; CERVANTES, F. J.; GOMES, S. D. Nitrogen removal from poultry slaughterhouse wastewater in anaerobic-anoxic-aerobic combined reactor: Integrated effect of recirculation rate and hydraulic retention time. **Journal of environmental management**, v. 303, p. 114162, fev., 2022.

MAO, N.; REN, H.; GENG, J.; DING, L.; XU, K. Engineering application of anaerobic ammonium oxidation process in wastewater treatment. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 33, n. 8, p. 1-11, jul., 2017.

MARTIN, K. J.; NERENBERG, R. The membrane biofilm reactor (MBfR) for water and wastewater treatment: Principles, applications, and recent developments. **Bioresource Technology**, v. 122, p. 83-94, out., 2012.

MEES, J. B. R., GOMES, S. D., HASAN, S. D. M., GOMES, B. M., & VILAS BOAS, M. A. Nitrogen removal in a SBR operated with and without pre-denitrification: effect of the carbon: nitrogen ratio and the cycle time. **Environmental technology**, v. 35, n. 1, p. 115-123, ago., 2014.

METCALF, L., EDDY, H. P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. 5ª edição. Porto Alegre: AMGH, 2016.

MIAO, Y., PENG, Y., ZHANG, L., LI, B., LI, X., WU, L., WANG, S. Partial nitrification anammox (PNA) treating sewage with intermittent aeration mode: effect of influent C/N ratios. **Chem. Eng.**, v. 334, p. 64-672, fev., 2018.

MODEL, A. N. L. **Desnitrificação autotrófica de efluente avícola em reator de leito fixo de calcário dolomítico e enxofre elementar**. 2016.

MOTA, F. S. B.; & VON SPERLING, M. Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. **Rio de Janeiro: ABES**, Rio de Janeiro, v. 430, 2009.

MULDER, A.; VAN DE GRAAF, A. A.; ROBERTSON, L. A.; KUENEN, J. G. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 16, n. 3, p. 177-184, mar., 1995.

NERENBERG, R. The membrane-biofilm reactor (MBfR) as a counter-diffusional biofilm process. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 38, p. 131-136, abr., 2016.

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

PAPPU, A. R.; BHATTACHARJEE, A. S.; DASGUPTA, S.; GOEL, R. Nitrogen Cycle in Engineered and Natural Ecosystems—Past and Current. **Current Pollution Reports**, [s. l.], v. 3, n. 2, p. 120-140, mar., 2017.

PARK, S.; BAE, W.; CHUNG, J.; & BAEK, S.-C. Empirical model of the pH dependence of the maximum specific nitrification rate. **Process Biochemistry**, v. 42, n. 12, p.1671-1676, dez., 2007.

PEETERS, S. H.; VAN NIFTRIK, L. Trending topics and open questions in anaerobic ammonium oxidation. **Current opinion in chemical biology**, v. 49, p. 45-52, abr., 2019.

PENG, Y.; & ZHU, G. Biological nitrogen removal with nitrification and denitrification via nitrite pathway. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 73, n. 1, p. 15-26, out., 2006.

PEREIRA, A. D.; CABEZAS, A., ETCHEBEHERE, C., CHERNICHARO, C. A. D. L., & ARAUJO, J. C. Microbial communities in Anammox reactors: a review. **Environmental Technology Reviews**, v. 6, n. 1, p. 74-93, mar., 2017.

REN, Y.; HAO NGO, H.; GUO, W.; WANG, D.; PENG, L.; NI, B.-J.; LIU, Y. New perspectives on microbial communities and biological nitrogen removal processes in wastewater treatment systems. **Bioresource Technology**, v. 297, p. 122491, fev., 2019.

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

SHEN, L.; YAO, Y.; MENG, F. Reactor performance and microbial ecology of a nitrification membrane bioreactor. **Journal of Membrane Science**, v. 462, p. 139-146, jul., 2014.

SINDIAVIPAR – **Sindicato das Indústrias de Produtos Avícolas do Estado do Paraná**. Disponível em: <https://sindiavipar.com.br/empresas-produtoras/>. Acesso em: 15 fev. 2020.

SYRON, E.; CASEY, E. Membrane-aerated biofilms for high rate biotreatment: Performance appraisal, engineering principles, scale-up, and development requirements. **Environmental Science and Technology**, v. 42, n. 6, p. 1833-1844, fev., 2008.

SYRON, E.; SEMMENS, M. J.; CASEY, E. Performance analysis of a pilot-scale membrane aerated biofilm reactor for the treatment of landfill leachate. **Chemical Engineering Journal**, v. 273, p. 120-129, ago., 2015.

SLIEKERS, A. O.; DERWORT, N.; CAMPOS GOMEZ, J. L.; STROUS, M.; KUENEN, J. G.; JETTEN, M. S. M. Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor. **Water Research**, [s. l.], v. 36, n. 10, p. 2475-2482, mai., 2002.

STROUS, M.; HEIJNEN, J. J.; KUENEN, J. G.; JETTEN, M. S. M. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 50, n. 5, p. 589-596, nov., 1998.

SWAMINATHAN, B; SUKALAC, K.E. Technology transfer and mitigation of climate change: The fertilizer industry perspective. *In: IPCC Expert Meeting on Industrial Technology Development, Transfer and Diffusion*. Tokyo, 2004.

TALAMINI, DJD; MARTINS, F. M. Panorama da avicultura e do mercado de carnes. **Embrapa Suínos e Aves-Artigo em periódico indexado (ALICE)**, 2021. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/handle/doc/1137590>. Acesso em: 18 jan. 2023.

THIRD, K.A., PAXMAN, J., SHMID, M., STROUS, M., JETTEN, M.S.M., CORD-RUWISCH, R. Treatment of nitrogen-rich wastewater using partial nitrification and ANAMMOX in the CANON process. **Water Sci. Technol.**, v. 52, n. 4, p. 47-54, ago., 2005.

URI-CARREÑO, N.; NIELSEN, P. H.; GERNAEY, K. V.; & FIORES-ALSINA, X. Long-term operation assessment of a full-scale Membrane-Aerated Biofilm Reactor under Nordic conditions. **Science of The Total Environment**, v. 779, p. 146366, jul., 2021.

VAN DE GRAFF, A. ; DE BRUIJIN, P. ; ROBERTSON, L. ; JETTEN, M. ; KUENEN, J. Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing micro-organisms in a fluidized bed reactor. **Microbiology**, v. 142, p. 2187-2196, ago., 1996.

VAN HAANDEL, A. C.; VAN DER LUBBE, J. **Handbook of Biological Wastewater Treatment: Design and Optimisation of Activated Sludge Systems**. 2. ed. London: IWA Publishing, 2012.

VAN NIFTRIK, L. Cell biology of unique Anammox bacteria that contain an energy conserving prokaryotic organelle. **Antonie van Leeuwenhoek, International Journal of General and Molecular Microbiology**, v. 104, n. 4, p. 489-497, ago., 2013.

VALDÉS, F. *et al.* Sulfide-oxidizing bacteria establishment in an innovative microaerobic reactor with an internal silicone membrane for sulfur recovery from wastewater. **Biodegradation**, v. 27, n. 2-3, p. 119-130, mar., 2016.

ZENATTI, D. C. **Avaliação da nitrificação de efluente de abatedouro de tilápia em reator em batelada seqüencial aerado com biomassa imobilizada**. 2007.

ZHANG, T.; WU, P.; SHEN, Y. L.; LU, G.; XU, Y. Z. & SAMWINE, T. Fast Start-up of Shortcut Nitrification in a CSTR and an MBR. **Huan jing ke xue= Huanjing kexue**, v. 38, n. 8, p. 3399-3405, ago., 2017.

ZHAO, M.; XIE, F.; CUI, Y.; ZHANG, X.; & YUE, X. Development of simultaneous nitrification-denitrification and Anammox and in-situ analysis of microbial structure in a novel plug-flow membrane-aerated sludge blanket. **Science of The Total Environment**, v. 750, p. 142296, jan., 2021.

WANG, F.; XU, S.; LIU, L.; WANG, S.; & JI, M. One-stage partial nitrification and Anammox process in a sequencing batch biofilm reactor: Start-up, nitrogen removal performance and bacterial community dynamics in response to temperature. **Science of The Total Environment**, v. 772, p. 145529, jun., 2021.

WINKLER, M. K.; & STRAKA, L. New directions in biological nitrogen removal and recovery from wastewater. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 57, p. 50-55, jun., 2019.

ARTIGO 1

EFEITO DO TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA E DA SUPLEMENTAÇÃO DE ALCALINIDADE NO DESEMPENHO DO REATOR MABR NO PÓS-TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE ABATEDOURO DE AVES

RESUMO

O processo de desamonificação (nitritação parcial/Anammox) em reator de estágio único tem-se mostrado uma alternativa eficiente na remoção de nitrogênio de águas residuárias com baixa relação carbono/nitrogênio (C/N). Esta pesquisa teve como objetivo avaliar o efeito do tempo de detenção hidráulica (TDH) e da suplementação de alcalinidade no pós-tratamento de águas residuárias de abatedouro de aves em um reator com biofilme em membrana aerada (MABR) em escala de bancada, operado em fluxo contínuo e aeração intermitente. Foram testados os TDH de 12, 24 e 36 horas, correspondentes às cargas volumétricas de nitrogênio (CVN) de 181 g N.m⁻³.d⁻¹, 87,4 g N.m⁻³.d⁻¹, 67,8 g N.m⁻³.d⁻¹. Avaliou-se também a influência da alcalinidade suplementar nas concentrações: 1,0, 0,65, e 0,30 g de NaHCO₃ por litro de água residuária. De acordo com os resultados, o TDH e a alcalinidade suplementar tiveram influência no desempenho reator MABR na remoção de NT. A maior eficiência na remoção de NT foi alcançada com TDH de 24 horas e alcalinidade suplementar de 0,65 g.L⁻¹. Nessa condição, a eficiência máxima de remoção de NT foi de 93,18% e o valor médio de carga de nitrogênio removido foi de 66,93 g N m⁻³ d⁻¹. No TDH de 12 horas, o valor médio de remoção de NT foi de 11,8% em virtude da redução de atividade das bactérias nitrificantes e Anammox, levando a uma queda significativa no desempenho do reator. O TDH de 36 horas apresentou uma eficiência média de remoção de NT de 70,1% e o aumento do TDH, nessa fase, favoreceu as bactérias oxidantes de nitrito (BON), reduzindo o desempenho na remoção de nitrogênio. A redução do incremento de alcalinidade de 0,65 para 0,30 g de NaHCO₃ causou uma queda no pH, diminuindo a eficiência de remoção de NT para 59,25%. A remoção de NT foi obtida por meio do consórcio microbiano entre BOA, bactérias desnitrificantes e Anammox. *Candidatus Brocadia* e *Candidatus Jettenia* foram os dois gêneros de bactérias com atividade Anammox presentes no reator, com abundância relativa de 7,27% e 0,74%, respectivamente.

Palavras-chave: Anammox. Nitritação Parcial. Remoção biológica de nitrogênio. Tempo de detenção hidráulica. Simbiose microbiana.

1.1 Introdução

Comumente empregado no tratamento de águas residuárias, os sistemas de tratamento anaeróbios possibilitam a remoção de matéria orgânica, com custos relativamente baixos de implantação, fácil operação e capacidade de recuperação energética (AMARAL *et al.*, 2016). Entretanto, essa tecnologia apresenta baixa eficiência na remoção de nutrientes, dentre eles, o nitrogênio. A matéria orgânica remanescente do tratamento anaeróbio é encontrada em baixas concentrações e caracterizada por baixa degradabilidade (METCALF e EDDY, 2016). Assim, em virtude da baixa relação C/N, para que ocorra a remoção biológica de nitrogênio por processos convencionais de nitrificação/desnitrificação heterotrófica, faz-se

necessária a adição de fontes exógenas de carbono, elevando os custos no tratamento. Nesse contexto, o processo de desamonificação apresenta-se como uma alternativa promissora no pós-tratamento de águas residuárias de abatedouro de aves, que tem como característica baixa relação C/N.

O processo de desamonificação tem sido foco de pesquisas há aproximadamente uma década, de maneira que se demonstra vantajoso se comparado ao processo convencional de nitrificação/desnitrificação, uma vez que, por ser um processo autotrófico e parcialmente aeróbio, pode representar uma economia de 62,5% da demanda de oxigênio, quase 100% da demanda de carbono, redução de aproximadamente 80% da produção de lodo e diminuição da emissão de gases de efeito estufa, uma vez que o N_2O não é produzido no metabolismo Anammox (CAO; VAN LOOSDRECHT; DAIGGER, 2017; LACKNER *et al.*, 2014; KARTAL *et al.*, 2010).

O sucesso do processo de desamonificação está atrelado à proliferação de BOA e Anammox e à supressão efetiva das BON que competem com as BOA e Anammox por substrato. Nesse contexto, diversas estratégias têm sido empregadas a fim de fornecer condições ideais ao processo, uma vez que existem grandes diferenças metabólicas entre os grupos de microrganismos envolvidos, principalmente quanto à sensibilidade aos fatores ambientais. Concentrações de ácido nitroso livre, amônia livre, matéria orgânica, nitrogênio amoniacal, oxigênio dissolvido (OD), pH, temperatura e configuração do reator têm sido considerados parâmetros chave para promover a seleção dos microrganismos de interesse (BONASSA *et al.*, 2021a; CHINI *et al.*, 2020).

Manter baixas concentrações de OD é uma importante estratégia na supressão de BON. Assim, reatores MABR possibilitam a restrição de OD de forma eficaz para o processo de desamonificação. A tecnologia de membrana aerada tem como vantagem, em relação à aeração por bolha convencional, alta taxa de transferência de gás, baixo consumo de energia e pequenas dimensões do reator. Esse modelo de reator possibilita a imobilização natural da comunidade microbiana na região da membrana, o que permite uma ótima retenção e acúmulo de biomassa. O biofilme formado na membrana possibilita desacoplar o tempo de retenção de sólidos do tempo de retenção hidráulica, sendo importante para organismos de crescimento lento, como bactérias Anammox, que, de outra forma, poderiam ser lavados do sistema (MARTIN e NERENBERG, 2012; SYRON e CASEY, 2008).

Estudos desenvolvidos por Augusto *et al.* (2018) e Assis *et al.* (2021), utilizando reator MABR, obtiveram elevada eficiência na remoção de nitrogênio no tratamento de lixiviado de aterro sanitário e de águas residuárias de abatedouro de aves, respectivamente. Esses resultados indicam a viabilidade de aplicação dessa configuração de reator no processo de desamonificação.

Dentre as características para o processo de desamonificação, a alcalinidade da água

residuária deve apresentar valores que possibilitem o metabolismo celular, garantindo a manutenção da vida das bactérias envolvidas no processo. Nos casos em que a água residuária não apresenta alcalinidade suficiente para o processo de nitrificação, faz-se necessária a adição de alcalinidade suplementar, uma vez que a queda no pH ocasiona a redução nas taxas de nitrificação (AHN, 2006). A alcalinidade ainda reduz mudanças de pH no decorrer da reação e evita a formação de intermediário tóxicos que possam inibir a atividade de bactérias Anammox (SCHEEREN *et al.*, 2011).

Por apresentarem baixa alcalinidade em sua composição, as águas residuárias de abatedouro de aves necessitam da adição de alcalinidade para que seja possível a ocorrência do processo de desamonificação. Já o TDH, é um fator limitante no processo, uma vez que baixos TDH podem impossibilitar o contato necessário das bactérias, como o substrato, e TDH muito longos podem favorecer BON, que afetam o processo de desamonificação. Nesse sentido, este estudo visa avaliar o efeito das alterações de TDH e da suplementação de alcalinidade na remoção de nitrogênio de efluente de abate avícola em reator MABR pelo processo de desamonificação, como também avaliar a estrutura da comunidade microbiana presente no reator MABR nas diferentes condições de operação.

1.2 Material e Métodos

1.3 Configuração do reator MABR e inóculo

O experimento foi conduzido em um reator com formato cilíndrico, confeccionado em acrílico, com 35 cm de altura e 9,2 cm de diâmetro interno, com volume total de 2,0 L e volume útil de 1,5 L, com alimentação contínua e recirculação da fase líquida equivalente a duas vezes a vazão de entrada. Os ensaios foram realizados dentro de uma câmara para o controle de temperatura, mantida a 30°C. O Esquema do sistema completo do reator MABR é apresentado na Figura 1.

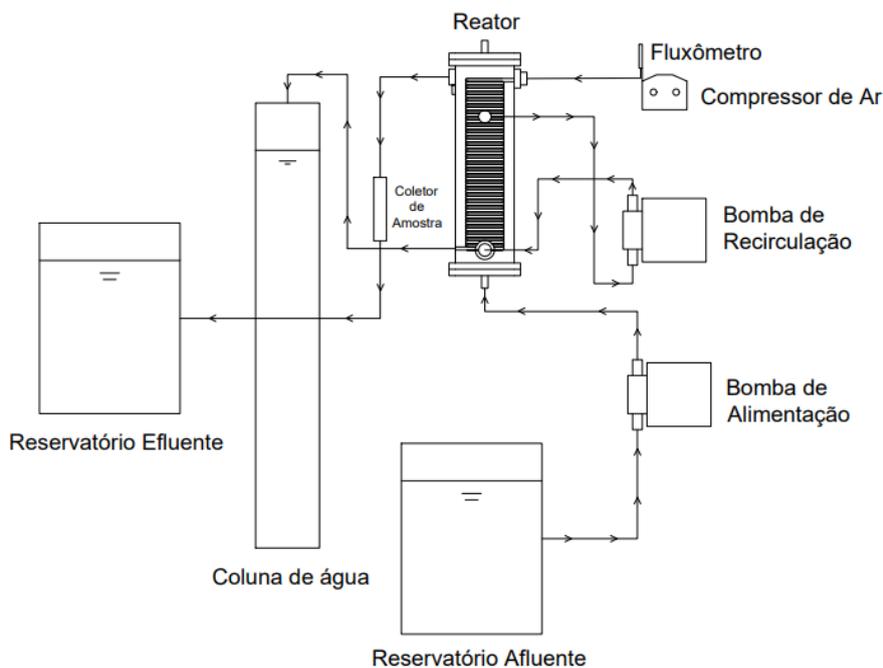


Figura 5 - Esquema do sistema completo do reator MABR.
Fonte: Autor (2022).

Para o fornecimento de oxigênio, foi inserida, na parte interna do reator, uma membrana aerada (membrana tubular 100% silicone com 4 metros de comprimento, 10 mm de diâmetro externo, 6 mm de diâmetro interno, 2 mm de espessura de parede), disposta de forma helicoidal ao longo do eixo do reator. Uma das extremidades da membrana aerada foi conectada a um compressor de ar acoplado a um fluxômetro, com vazão de ar regulada em 1,0 L.min⁻¹; a outra extremidade foi imersa a uma coluna de água de 75 cm para criar pressão interna e permitir a permeação de oxigênio nas paredes do tubo. Uma foto do reator MABR em operação é apresentada na Figura 2.



Figura 6 - Reator MABR com 418 dias de operação no tratamento de água residuária de abatedouro de aves.

O reator foi inoculado com 300 mL de lodo com atividade nitrificante e Anammox (3,6 g.L⁻¹ SSV). O lodo foi previamente aclimatado no laboratório de Saneamento Ambiental da UNIOESTE, em um reator MABR, com volume útil de 2,2 L. No momento da coleta, o reator estava sendo operado com TDH de 3 dias, temperatura mantida a 30°C, alimentado em batelada sequencial com água residuária sintética com concentração média de 100 mg.L⁻¹ de NH₄⁺, cuja composição está descrita no item 5.1.2. Após a adição do inóculo, o volume útil do reator (1,5 L) foi completado com efluente sintético para o início da operação.

1.4 Características do substrato

A água residuária sintética adequada ao processo Anammox, com concentração de NH₄⁺ similar à água residuária de abatedouro de aves utilizada no experimento, foi adaptada de Van De Graaf *et al.* (1996) e apresentava a seguinte composição: NH₄Cl (0,42 g.L⁻¹); NaHCO₃ (1,5 g.L⁻¹); KH₂PO₄ (0,0272g.L⁻¹); MgSO₄·7H₂O (0,3g.L⁻¹); CaCl₂·2H₂O (0,18g.L⁻¹). Solução de elemento traço I (para 1L de água ultrapura: EDTA, 5g; FeSO₄·7H₂O, 9,15g), 1 mL da solução por litro de água residuária sintética. Solução de elemento traço II (para 1 L de água ultrapura: EDTA, 15g; ZnSO₄·7H₂O, 0,43g; CoCl₂·6H₂O, 0,24g; MnCl₂·4H₂O, 0,99 g; CuSO₄·5H₂O, 0,25 g; Na-MoO₄·2H₂O, 0,22g; NiCl₂·6H₂O, 0,19g; Na₂SeO₃(anidro), 0,10 g; H₃BO₄, 0,014g), 1 mL da solução por litro de água residuária sintética.

A água residuária de abatedouro de aves foi coletada na saída da lagoa anaeróbia do sistema de tratamento de efluentes de uma agroindústria de abate de aves, localizada no município de Cascavel – PR. Ao longo do experimento, foram realizadas três coletas que apresentaram como valor médio as principais características físico-químicas: Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) $128,33 \pm 7,80 \text{ mg L}^{-1}$; Nitrogênio Amoniacal $100,33 \pm 8,24 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$; Nitrato $1,14 \pm 0,43 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$; Nitrito $0,29 \pm 0,06 \text{ mg N-NO}_2^- \text{ L}^{-1}$; pH $7,23 \pm 0,01$; Alcalinidade total (AT) $383,33 \pm 57,70 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$; Sólidos Totais (ST) $641,63 \pm 83,29 \text{ mg L}^{-1}$; Sólidos Voláteis (SV) $210,40 \pm 56,52 \text{ mg L}^{-1}$; Demanda Química de Oxigênio (DQO) $173,90 \pm 15,46 \text{ mg L}^{-1}$; Carbono Orgânico Total (COT) $15,3 \pm 2,6 \text{ mg L}^{-1}$. Após a coleta, a água residuária foi acondicionada em recipientes de polietileno de 2 L e armazenada em freezer a -18°C .

1.5 Condução do experimento

O reator foi operado por 436 dias e, com o objetivo de avaliar a influência do TDH e da suplementação de alcalinidade no processo de desamonificação no reator MABR, o experimento foi dividido em seis fases. Os parâmetros utilizados em cada fase do experimento encontram-se na Tabela 1. Em todas as fases de operação, a aeração foi fornecida de forma intermitente, com dosagem total de 40 minutos/dia na fase VI e 20 minutos/dia nas demais fases. A concentração de alcalinidade suplementar da água residuária na Fase I foi definida a partir do balanço estequiométrico de alcalinidade para o processo de desamonificação; nas demais fases, foi considerada a soma da alcalinidade presente na água residuária de abatedouro de aves com a alcalinidade suplementar a fim de suprir a necessidade de alcalinidade para o processo de desamonificação e reduzir custos de operação.

Tabela 1 - Parâmetros adotados na condução do experimento

Fase	TDH (h)	Água residuária	Carga de nitrogênio aplicada N-NH_4^+ ($\text{g N.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$)	Alcalinizante suplementar NaHCO_3 (g.L^{-1})	Duração (dias)
I	72 - 24	Sintética	33,3 – 100	1,5	50
II	24	Abatedouro de aves	87,4	1,0	74
III	12	Abatedouro de aves	181	1,0	48
IV	36	Abatedouro de aves	67,8	1,0	159
V	24	Abatedouro de aves	82,88	0,65	21

VI	24	Abatedouro de aves	92,03	0,30	20
----	----	--------------------	-------	------	----

1.6 Métodos analíticos

Para verificação do desempenho do reator MABR, foram realizadas coletas do afluente e efluente do reator, três vezes por semana, possibilitando a determinação do NT ($NT = N-NH_4^+ + N-NO_3^- + N-NO_2^-$). Os parâmetros $N-NO_3^-$ e $N-NO_2^-$ foram determinados por método colorimétrico, em sistema de análise por injeção em fluxo (modelo 2500, Instrumento Fialab, Seattle, EUA), $N-NH_4^+$ e AT por método titulométrico, pH e por método potenciométrico, COT por método NPOC, com a utilização de um analisador de TOC (TOC-LCPH/CPN, Shimadzu, Kyoto, Japão), seguindo as recomendações do fabricante. Temperatura e OD, forma mensurada no interior do reator, com oxímetro Orion 3 Star, Thermo Scientific. Todas as análises foram realizadas seguindo protocolos padronizados, de acordo com a APHA (2005).

1.7 Identificação da diversidade microbiana

Para análise microbiana, foram coletadas três gramas de amostras do lodo depositado na parte inferior do reator, uma vez que não foi possível coletar na membrana por estar fixada ao reator. As amostras foram coletadas nos dias 50 (Fase I), 120 (Fase II), 173 (Fase III) e 334 (Fase IV), correspondentes ao final de cada fase operacional do reator MABR. As amostras foram armazenadas a $-20^\circ C$ e, posteriormente, encaminhadas para empresa GoGenetic (Curitiba, PR – Brasil) para extração de DNA e sequenciamento da comunidade microbiana. As amostras foram submetidas à construção de bibliotecas e as regiões V3-V4 do gene 16S Rrna foram amplificadas com os primers 341F CCTACGGGRSGCAGCAG (CAPORASO *et al.*, 2011) e 806R GGACTACHVGGGTWTCTAAT (TAKAHASHI *et al.*, 2014). O sequenciamento foi realizado na plataforma MiSeq Illumina (PE 250b, 100 mil reads por alvo).

1.8 Cálculo dos coeficientes estequiométricos

Para verificar a ocorrência de atividade Anammox na remoção de nitrogênio, foram calculados os coeficientes estequiométricos, com base no balanço de massa das concentrações de NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , AT e oxigênio do reator (equação 1 a 5) (STROUS *et al.*, 1998; BONASSA *et al.*, 2022) e comparados aos coeficientes teóricos do processo de

desamonificação, descritos na equação 6 (MAO *et al.*, 2017; SLIEKERS *et al.*, 2002).

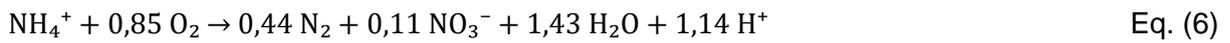
$$NO_3^- = \frac{NO_3^- \text{ Efluente} - NO_3^- \text{ Afluente}}{NH_4^+ \text{ Afluente} - NH_4^+ \text{ Efluente}} \quad \text{Eq. (1)}$$

$$N_2 = \frac{(Eq.1 \times 3) + \left(\frac{NO_2^- \text{ Efluente} - NO_2^- \text{ Afluente}}{NH_4^+ \text{ Afluente} - NH_4^+ \text{ Efluente}} \times 2 \right)}{2} + \frac{4 - \left(\frac{CaCo_3 \text{ Afluente} - CaCo_3 \text{ Efluente}}{NH_4^+ \text{ Afluente} - NH_4^+ \text{ Efluente}} \times \frac{14}{50} \right)}{2} \quad \text{Eq. (2)}$$

$$O_2 = (Eq. 1 \times 3) + \left(\frac{NO_2^- \text{ Efluente} - NO_2^- \text{ Afluente}}{NH_4^+ \text{ Afluente} - NH_4^+ \text{ Efluente}} \times 2 \right) + \left(4 - \frac{CaCo_3 \text{ Afluente} - CaCo_3 \text{ Efluente}}{NH_4^+ \text{ Afluente} - NH_4^+ \text{ Efluente}} \times \frac{14}{50} \right) \quad \text{Eq. (3)}$$

$$H^+ = \left(\frac{CaCo_3 \text{ Afluente} - CaCo_3 \text{ Efluente}}{NH_4^+ \text{ Afluente} - NH_4^+ \text{ Efluente}} \right) \times \frac{14}{50} \quad \text{Eq. (4)}$$

$$H_2O = \left(\frac{(4 - Eq.4)}{2} \right) \quad \text{Eq. (5)}$$



2 Resultados e discussão

2.1 Eficiência de remoção de nitrogênio

Os resultados do monitoramento das formas nitrogenadas do afluente e efluente do reator MABR e a eficiência de remoção de NT são apresentados na Figura 3.

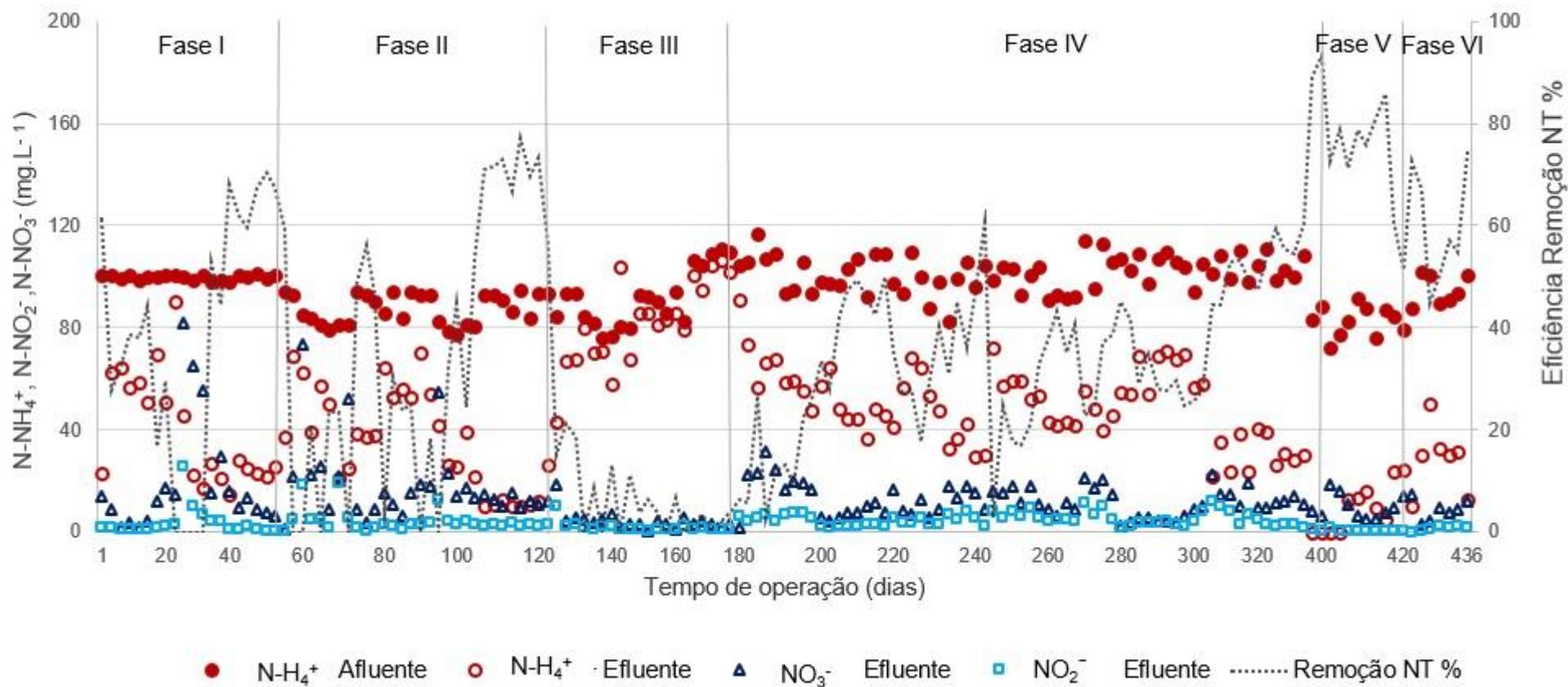


Figura 7 - Monitoramento das formas nitrogenadas afluente e efluente do reator MABR e percentual de eficiência de remoção de NT em cada fase do experimento

Na fase I, do início da operação até o 20º dia, o N-NH₄⁺ no efluente apresentou uma concentração média de 54,5 mg. L⁻¹, correspondente a uma remoção de N-NH₄⁺ de 45,4%, demonstrando que a nitrificação se estabeleceu já nos primeiros dias de operação, uma vez que o inóculo utilizado apresentava bactérias nitrificantes. A partir do 20º dia, observou-se um desequilíbrio no processo de nitrificação, com redução do TDH de 72 para 24 horas e aumento da microaeração, o que levou a um acúmulo de N-NO₃⁻ no reator, que foi controlado com a redução da microaeração.

Após o 39º dia, os baixos valores de N-NH₄⁺, N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻ demonstram que o processo de desamonificação havia alcançado relativa estabilidade. O valor médio de remoção de N-NH₄⁺, após o período de estabilização da fase I (dia 39 – 50), foi de 76,9%; o valor médio de remoção de NT foi de 65,8% e máximo de 70,4%. Resultados semelhantes foram obtidos em pesquisa desenvolvida por Augusto *et al.* (2018), ao utilizarem uma água residuária com concentração de 100 mg. L⁻¹ de nitrogênio amoniacal em reator MABR, em que obtiveram uma remoção média de NT de 60% e máxima de 68%. Em relação à carga de nitrogênio removida, o valor médio, na fase I, foi de 65,8 g N.m⁻³.d⁻¹.

Na fase II, a adaptação da biomassa às novas condições operacionais, em que houve a mudança da alimentação de água residuária sintética para água residuária de abatedouro de aves e alteração da aeração, houve inicialmente uma queda na eficiência de remoção de NT, ocasionada pelo acúmulo de N-NO₃⁻ nas primeiras semanas de operação. Apesar do período de adaptação da biomassa na fase II (51 dias) ter sido superior ao observado na fase I (39 dia), observou-se melhor desempenho no processo de desamonificação. Após o período de estabilização da fase 2 (dia 106 – 120), o N-NH₄⁺ no efluente apresentou um valor médio de remoção de 88,1%. A eficiência média de remoção de NT nesse período foi de 71,8% e máxima de 76,1%; o valor médio de carga de nitrogênio removido foi de 65,1 g N.m⁻³.d⁻¹.

Na fase III, a alteração do TDH de 24 para 12 horas causou a inibição das bactérias nitrificantes e ANAMMOX, levando a uma queda significativa no desempenho do reator. A remoção de NH₄⁺, nessa fase, foi de 16,2% e a remoção de NT foi de 11,8%. Essa queda na remoção de nitrogênio poderia ter sido promovida pela inibição por amônia livre (NH₃), entretanto, os baixos níveis de NH₄⁺ presentes na água residuária (90,5 mg N-NH₄⁺ L⁻¹) não representariam quantidades suficientes de NH₃ para inibição da atividade das bactérias envolvidas no processo. Bonassa *et al.* (2021b), em testes cinéticos, utilizando digestato da suinocultura como substrato, relatam inibição por NH₃ em concentrações de substrato superiores a 900 mg N-NH₃ L⁻¹, e por nitrito, em concentrações de substrato acima de 512,3 mg N-NH₃ L⁻¹.

De acordo com Anthonisen *et al.* (1976), as BON são mais sensíveis à NH₃ do que as BOA, podendo ser inibidas na concentração de 0,1 – 10,0 mg L⁻¹, e ambas são inibidas a uma concentração maior que 150 mg L⁻¹. Em concentrações mais baixas de NH₃, somente

as BON serão inibidas e irá ocorrer acúmulo de nitrito no sistema. Porém, o acúmulo de nitrito não foi observado na fase III.

Possivelmente, a inibição observada na fase III tenha ocorrido pelo favorecimento de bactérias desnitrificantes heterotróficas, que apresentam taxa de crescimento (μ_{\max} : 7,2 d⁻¹) superior às bactérias Anammox (μ_{\max} : 0,065 d⁻¹) e às nitrificantes (μ_{\max} BOA: 0,77 d⁻¹ e μ_{\max} BON: 1,08 d⁻¹) (STROUS *et al.*, 1998; KUNZ *et al.*, 2012). Esses resultados indicam que, para as condições experimentais avaliadas, provavelmente, as bactérias necessitem de um tempo maior de contato com o substrato, em especial, as bactérias Anammox que apresentam tempo de duplicação muito lento.

Após o período de inibição ocorrido na fase III, optou-se por avaliar se um TDH maior possibilitaria aumento da eficiência na remoção de NT. Assim, definiu-se a adoção do TDH de 36 horas para fase IV. Como se observa na Figura 3, já nos primeiros dias após a alteração do TDH, a atividade das bactérias nitrificantes e ANAMMOX volta a se estabelecer. Com 30 dias de adaptação às novas condições operacionais, a remoção de NH₄⁺ chegou a 56,8% e a remoção de NT ficou em 47,4%. Entretanto, o tempo para atingir a estabilização do processo de desamonificação foi muito superior às demais fases implantadas. Na fase IV, a estabilização no processo de desamonificação foi alcançada após 129 dias de operação.

Apesar de atingir estabilidade no processo de desamonificação, na fase IV, a eficiência de remoção de NT foi inferior à obtida na fase II, uma vez que, nessa fase, o TDH maior que o estabelecido na fase II favoreceu a atividade de BON, resultando em maiores concentrações de nitrato no efluente do reator. O valor médio de remoção de N-NH₄⁺, após o período de estabilização da fase IV (dia 304 - 334), foi de 70,1%; o valor médio de remoção de NT foi de 51,8% e máximo, de 59,4%. Em relação à carga de nitrogênio removida, o valor médio foi de 35,8 g N.m⁻³.d⁻¹.

Para avaliar o desempenho do reator com a redução da suplementação de alcalinidade, optou-se por alimentar o reator com água residuária sintética antes de iniciar a fase V, até alcançar condições estáveis no processo de desamonificação, semelhantes àsquelas obtidas no início da fase II, para que, dessa forma, fosse possível fazer uma comparação entre as duas condições com o mesmo TRH, mas com diferentes dosagens de alcalinizante.

Para fase V, definiu-se manter a água residuária de alimentação na mesma temperatura do reator, 30° C, uma vez que foi observado que a temperatura da água residuária causou redução da eficiência de remoção de NT durante a condução do experimento.

Na fase V, o desempenho do reator apresentou resultados extremamente satisfatórios, e, mesmo com a mudança da alimentação de água residuária sintética para água residuária de efluente de abatedouro de aves, a biomassa não necessitou de tempo da adaptação, visto que a eficiência de remoção se manteve estável. O valor médio de remoção de N-NH₄⁺ (dia

394 – 415) foi de 92,63%; o valor médio de remoção de NT foi de 80,56% e máximo, de 93,18%. Em relação à carga de nitrogênio removida, o valor médio foi de 66,93 g N.m⁻³.d⁻¹.

Na última fase (VI), a redução da alcalinidade levou a uma queda de pH, que possivelmente causou a inibição das bactérias envolvidas no processo, e, conseqüentemente, reduziu o desempenho na remoção de nitrogênio. Nessa fase, o valor médio de remoção de N-NH₄⁺ (dia 416 – 436) foi de 70,65%; o valor médio de remoção de NT foi de 59,25%. Em relação à carga de nitrogênio removida, o valor médio foi de 54,67 g N.m⁻³.d⁻¹.

2.2 pH e Alcalinidade

A Tabela 2 apresenta os valores médios dos parâmetros pH e AT após o período de estabilização do processo de desamonificação de cada uma das fases do experimento, exceto a fase III, que não apresentou período de estabilização.

Tabela 2 - Monitoramento dos parâmetros pH e alcalinidade afluente e efluente do reator MABR durante as fases experimentais

Fases	pH afluente	pH efluente	Alcalinidade afluente (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	Alcalinidade efluente (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	Alcalinidade consumida (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	Relação Alcalinidade consumida/ NH ₄ ⁺ removido (g CaCO ₃ .L ⁻¹ / g N-NH ₄ ⁺)
I	8,08 ± 0,07	7,67 ± 0,30	512 ± 13	179 ± 36	321 ± 19	4,34 ± 0,17
II	8,40 ± 0,25	8,03 ± 0,22	832 ± 18	539 ± 13	293 ± 24	3,67 ± 0,21
III	8,23 ± 0,28	8,36 ± 0,30	846 ± 37	793 ± 102	56 ± 86	3,76 ± 3,40
IV	8,38 ± 0,17	7,89 ± 0,23	852 ± 65	556 ± 40	286 ± 41	3,93 ± 0,64
V	7,85 ± 0,35	7,09 ± 0,10	550 ± 31	303 ± 23	247 ± 38	3,23 ± 0,46
VI	7,89 ± 0,25	6,78 ± 0,16	383 ± 16	194 ± 22	188 ± 23	2,97 ± 0,51

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 2, observa-se que, em nenhuma das fases operacionais, houve quedas bruscas de pH, uma vez que a adição de alcalinidade no afluente auxiliou o tamponamento do meio. Nas fases I, II, IV, V e VI, verifica-se uma redução de pH efluente em comparação ao pH afluente; essa redução ocorre em virtude do consumo de alcalinidade no processo de desamonificação. Já na fase III, os valores de pH do efluente são maiores que o afluente, possivelmente resultante da atividade de bactérias heterotróficas, que retornam alcalinidade ao processo e, conseqüentemente, produzem um aumento do pH do meio (3,57 g de alcalinidade, como CaCO₃, por g de N-NO₃⁻ reduzido a N₂) (METCALF e EDDY, 2016).

Na fase I, o consumo de alcalinidade apresentou valores superiores ao valor teórico para o processo de desamonificação (3,68 g CaCO₃/g N-NH₄⁺ removido) (AHN, 2006). Esses resultados indicam que supressão das BON não havia sido completa e, apesar da eficiência

de remoção de nitrogênio obtida nessa fase, o processo de nitrificação e Anammox ainda não estava completamente estabelecido. Nas fases II, III e IV, o consumo observado foi mais próximo ao teórico, o que demonstra equilíbrio do processo de desamonificação. Já nas fases V e VI, a relação alcalinidade consumida/ NH_4^+ removido foi inferior aos valores teóricos, reforçando a hipótese de um retorno de alcalinidade resultante da atividade de bactérias heterotróficas, as quais coexistam com as bactérias responsáveis pelo processo de desamonificação.

Em estudo realizado por Bagchi *et al.* (2010), a alcalinidade foi utilizada como um dos parâmetros de controle no processo de Nitrificação Parcial/ANAMMOX em reator de estágio único. Nesse estudo, a razão de alcalinidade: nitrogênio amoniacal afluente foi mantida menor que 8, a fim de inibir as BON e aumentar as BOA e ANAMMOX. A remoção máxima de nitrogênio amoniacal de 117,3 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$ foi alcançada com uma razão alcalinidade: nitrogênio amoniacal de 3,4, valor semelhante ao observado nesta pesquisa.

Na fase V, com a redução de 35% no incremento de alcalinidade, comparado à alcalinidade presente na fase II, os valores de pH do efluente do reator mantiveram-se próximos à neutralidade ($7,09 \pm 0,10$), Anammox, que possibilitou estabilidade no processo de desamonificação, sem inibição das BOA e anammox pela queda do pH. A eficiência média de remoção de NT foi 8,76% superior à obtida na fase II, em que se utilizou o mesmo TDH. Assim, nessa fase, foi possível obter maior eficiência, com redução de custos de operação.

Já na fase VI, a redução de 70% no incremento de alcalinidade promoveu uma queda de pH, com valores abaixo da neutralidade ($6,78 \pm 0,16$). A redução do pH possivelmente limitou a atividade das BOA e Anammox, reduzindo o desempenho na remoção de nitrogênio, uma vez que a presença de AT no efluente do reator indica que não houve inibição da atividade das BOA por ausência de alcalinidade.

Os resultados obtidos nessa pesquisa demonstram que, para o tratamento de águas residuárias de abatedouro de aves pelo processo de desamonificação, a dosagem ideal de alcalinidade suplementar é de 0,65 de NaHCO_3 por litro de água residuária. Essa concentração garante o tamponamento do meio e a alcalinidade necessária para atividade das BOA. Entretanto, o uso de NaHCO_3 , como agente alcalinizante, pode elevar os custos de operação. Assim, faz-se necessário o desenvolvimento de novas pesquisas voltadas à substituição desse produto por outro agente alcalinizante, por exemplo, NaOH .

Fuess *et al.* (2017), ao avaliarem a viabilidade técnica e econômica na implantação de um sistema de digestão anaeróbia para o tratamento da vinhaça em destilarias de cana-de-açúcar, constataram que, ao utilizar o NaHCO_3 como composto alcalinizante, a dosagem necessária para o processo era de 0,28 g. NaHCO_3 por $\text{g}^{-1}.\text{DQO.vinhaça}$, enquanto que, ao utilizar o NaOH como alcalinizante, a dosagem foi de 4×10^{-3} g. NaOH por $\text{g}^{-1}.\text{DQO.vinhaça}$, o que representa apenas 1,42% do volume de produto químico utilizado em comparação ao

NaHCO₃.

2.3 Carbono Orgânico Total

O acompanhamento do COT foi realizado a partir da Fase II, em que o reator passou a ser alimentado com água residuária de abatedouro de aves, visto que a água residuária sintética, utilizada na Fase I, não apresentava compostos orgânicos em sua composição. Na Figura 3, são apresentados os resultados do monitoramento do COT afluente e efluente do reator MABR e a eficiência de remoção de COT.

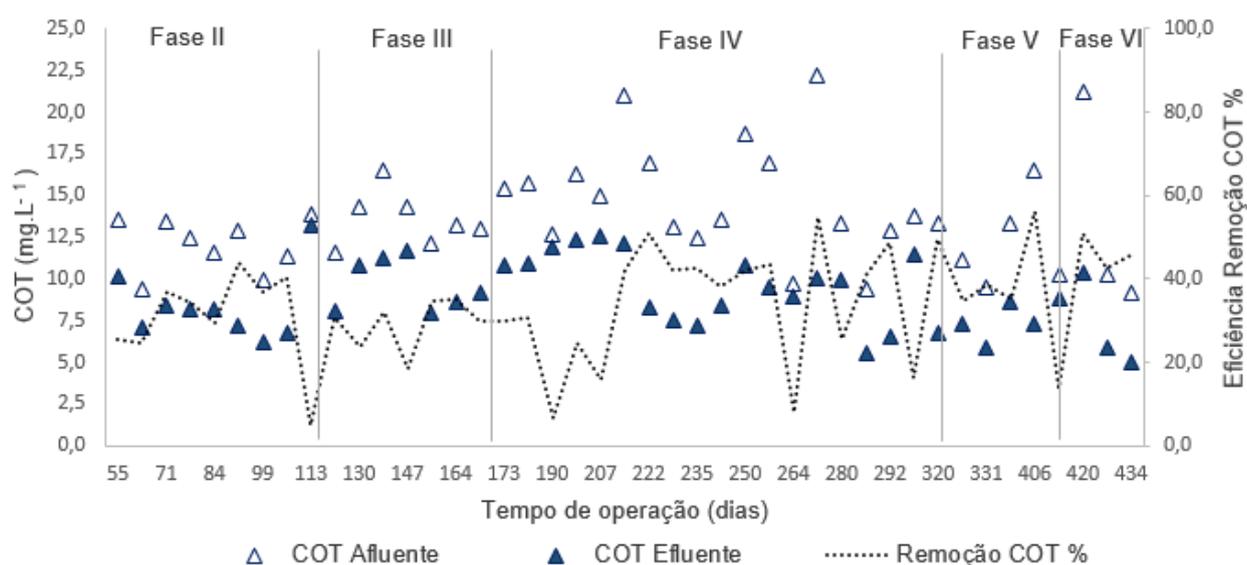


Figura 8 - Resultados do monitoramento de Carbono Orgânico Total (COT) afluente, efluente e eficiência de remoção de COT

Conforme Figura 4, a remoção de matéria orgânica apresentou um crescimento ligeiramente superior no decorrer do experimento. A eficiência de remoção de COT foi de 30,8% ± 11,01 (fase II), 29,2% ± 6,10 (fase III), 34,84 % ± 14,23 (fase IV), 34,96 % ± 21,18 (fase V) e 46,41% ± 4,22 (fase VI). Esses resultados apontam para o aumento da ocorrência de desnitrificação heterotrófica simultânea ao processo de desamonificação, uma vez que o carbono orgânico biodegradável presente na água residuária de abatedouro de aves foi parcialmente consumido no processo (KUNZ *et al.*, 2012; BONASSA *et al.*, 2021a).

Estudos recentes indicam que, em substratos com baixa relação C/N, a eficiência da remoção de nitrogênio total pode melhorar com a sinergia entre a nitrificação parcial, Anammox e desnitrificação (processo denominado SNAD), uma vez que organismos heterotróficos consomem o nitrito presente no meio, auxiliando a inibição de BON, como também o nitrato remanescente do processo Anammox (Li *et al.*, 2018).

Almeida *et al.* (2018), ao tratarem efluente de UASB da produção de ração animal, com carga de $0,307 \text{ Kg N.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, relação DQO/N de 0,28, em reator de estágio único de leito extrudado pelo processo SNAD, obtiveram eficiência de remoção de NT e DQO de $48 \pm 24\%$ e $63 \pm 20\%$, respectivamente, atingindo uma eficiência máxima de remoção de NT de 79%. Esses valores indicam a viabilidade do processo SNAD pós-tratamento de águas residuais.

Em altas concentrações no substrato, o COT pode exercer influência sobre a remoção de nitrogênio em processos de desamonificação, pela supressão de BOA e Anammox em função do crescimento de bactérias heterotróficas. Em pesquisa realizada por Chini (2019), foi avaliada a influência do COT no processo de desamonificação no tratamento de digestato suíno. A eficiência de remoção de nitrogênio foi de 72%, com uma relação C/N de 0,5 (concentração de carbono de 156 mg. L^{-1}). Entretanto, quando a relação C/N foi para 1,0 (concentração de carbono de 300 mg. L^{-1}), a eficiência de remoção de nitrogênio caiu para 50%.

Apesar do incremento de carga adotado na fase III, a carga orgânica aplicada não seria suficiente para promover o crescimento de bactérias heterotróficas capazes de inibir a atividade de BOA e Anammox, uma vez que a concentração de COT era baixa ($13,9 \text{ mg. L}^{-1}$) em relação à concentração de nitrogênio (relação C/N de aproximadamente 0,15). Assim, possivelmente, a inibição das BOA e Anammox, na fase III, tenha ocorrido em função da mudança brusca de TDH, que promoveu a lise celular da biomassa, a qual não suportou as novas condições de operação. Isso ocasionou a liberação de compostos orgânicos prontamente biodegradáveis para desnitrificação heterotrófica (CONNAN *et al.*, 2016; AUGUSTO, 2020).

2.4 Coeficientes estequiométricos

A fim de identificar se o processo de desamonificação estava ocorrendo no reator, foram calculados os coeficientes estequiométricos das espécies químicas envolvidas no processo e comparados ao coeficientes teóricos (equação 1). Os valores obtidos são apresentados na Figura 4.

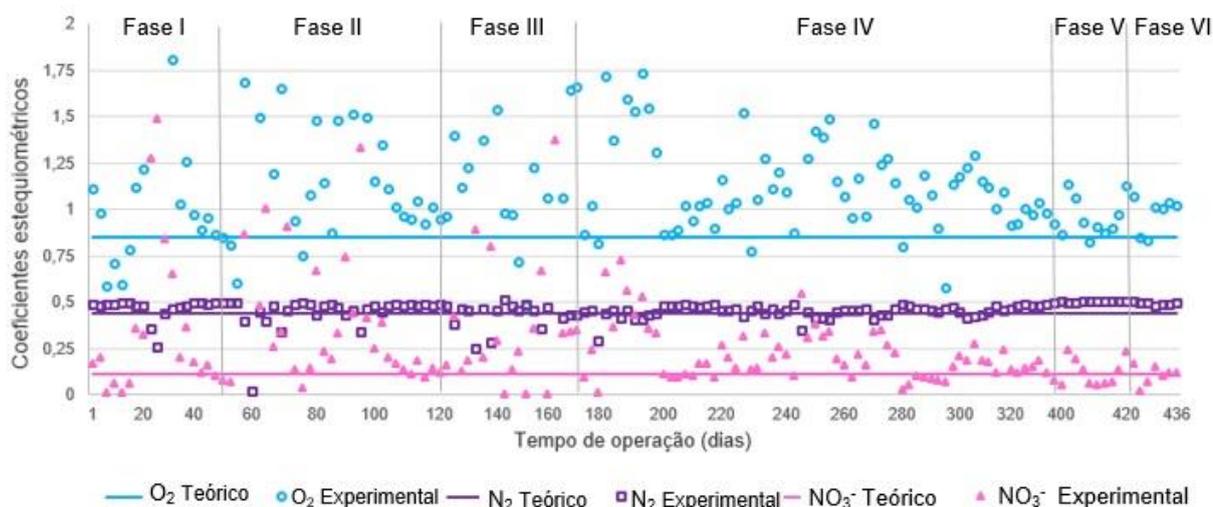


Figura 9 - Comparação entre coeficientes estequiométricos teóricos e coeficientes estequiométricos experimentais durante a condução do experimento.

De acordo com a figura 5, verifica-se que, em todas as fases de operação, os coeficientes de O₂ foram superiores aos valores teóricos (O₂ = 0,85), indicando um consumo de oxigênio maior que o necessário para oxidação parcial de amônia a nitrito, apesar das limitações de oxigênio fornecido ao processo e à dosagem em intervalos intermitentes. O consumo de O₂ superior aos valores teóricos pode ser atribuído à proliferação de organismos que não estão envolvidos no processo de desamonificação, como as BON e organismos heterotróficos aeróbicos (CHINI *et al.*, 2020).

Com relação aos coeficientes estequiométricos de N₂, observa-se que, nas primeiras quatro fases do experimento, houve instabilidade dos coeficientes calculados, com alguns pontos em que os coeficientes calculados de N₂ são inferiores aos valores teóricos, o que indica que o processo de desamonificação não estava totalmente estabelecido. Esses resultados podem ser atribuídos à inibição da atividade Anammox, em função do crescimento de bactérias nitratantes, que se adaptaram de forma mais rápida às novas condições de operação, favorecidas por uma taxa de crescimento aproximadamente 12 vezes maior que as bactérias Anammox (STROUS *et al.*, 1998; KUNZ *et al.*, 2012).

Em todas as fases, após o período de estabilização, os coeficientes calculados de N₂ foram superiores aos valores teóricos, possivelmente em virtude do consumo de nitrato por desnitrificação heterotrófica, ocasionando maior remoção de nitrogênio que os coeficientes estequiométricos teóricos. Resultados semelhantes foram obtidos na pesquisa desenvolvida por Bonassa *et al.* (2021a), ao avaliarem o desempenho de um reator modelo NITRAMMOX[®] no processo de desamonificação de efluentes da suinocultura. No referido trabalho, o coeficiente calculado de N₂ foi 14% superior ao teórico, o que evidencia a ocorrência do processo SNAD.

Nas quatro primeiras fases de operação, os coeficientes calculados de NO₃⁻ foram

superiores aos coeficientes teóricos ($\text{NO}_3^- = 0,11$), valor médio de $0,34 \pm 0,42$, $0,48 \pm 0,63$, $0,41 \pm 0,33$, $0,22 \pm 0,15$, nas fases I, II, III e IV, respectivamente. Esses resultados demonstram que as estratégias adotadas para inibição das BON não foram suficientes, de maneira que ocasionaram um acúmulo de nitrato ao processo em todas as fases experimentais. Já nas fases V e VI, o valor médio do coeficiente calculado de NO_3^- foi de $0,11 \pm 0,07$ e $0,12 \pm 0,06$, equivalente ao valor teórico, o que demonstra elevado equilíbrio do processo de desamonificação.

Na Tabela 3, são apresentados os coeficientes estequiométricos calculados após alcançada relativa estabilidade do processo de desamonificação, exceto a fase III, que não apresentou período de estabilização.

Tabela 3 - Valores médios dos coeficientes estequiométricos calculados por período, comparados aos coeficientes estequiométricos teóricos

Fase	Dia de operação	Equações por Período
I	39 a 50	$\text{NH}_4^+ + 0,89 \text{O}_2 \rightarrow 0,50 \text{N}_2 + 0,12 \text{NO}_3^- + 1,42 \text{H}_2\text{O} + 1,17 \text{H}^+$
II	106 a 120	$\text{NH}_4^+ + 0,98 \text{O}_2 \rightarrow 0,48 \text{N}_2 + 0,14 \text{NO}_3^- + 1,49 \text{H}_2\text{O} + 1,03 \text{H}^+$
III	121 a 173	$\text{NH}_4^+ + 0,98 \text{O}_2 \rightarrow 0,43 \text{N}_2 + 0,35 \text{NO}_3^- + 1,47 \text{H}_2\text{O} + 1,05 \text{H}^+$
IV	304 a 334	$\text{NH}_4^+ + 1,04 \text{O}_2 \rightarrow 0,47 \text{N}_2 + 0,17 \text{NO}_3^- + 1,45 \text{H}_2\text{O} + 1,10 \text{H}^+$
V	394 a 415	$\text{NH}_4^+ + 0,94 \text{O}_2 \rightarrow 0,50 \text{N}_2 + 0,11 \text{NO}_3^- + 1,55 \text{H}_2\text{O} + 0,90 \text{H}^+$
VI	416 a 436	$\text{NH}_4^+ + 0,99 \text{O}_2 \rightarrow 0,49 \text{N}_2 + 0,12 \text{NO}_3^- + 1,58 \text{H}_2\text{O} + 0,83 \text{H}^+$
	*	$\text{NH}_4^+ + 0,85 \text{O}_2 \rightarrow 0,44 \text{N}_2 + 0,11 \text{NO}_3^- + 1,43 \text{H}_2\text{O} + 1,14 \text{H}^+$

* Equação estequiométrica teórica do processo de desamonificação (MAO *et al.*, 2017; SLIEKERS *et al.*, 2002).

Conforme tabela 3, os coeficientes estequiométricos calculados aproximam-se aos valores teóricos. Esses resultados são um indicativo de que a remoção de nitrogênio estava ocorrendo pelo processo de desamonificação.

2.5 Diversidade microbiana

Na Figura 6 e 7, são apresentados os filos e gêneros mais representativos, com abundância relativa $\geq 1\%$ em pelo menos uma das amostras de lodo coletado no reator MABR no final de cada fase experimental. Os cinco filos com maior abundância relativa nas amostras avaliadas foram: *Proteobacteria*, *Chloroflexi*, *Bacteroidetes*, *Actinobactéria* e *Plantomycetes*. Esses filos são encontrados com frequência em reatores com atividade Anammox, o que demonstra a sua importância para a ocorrência do processo de desamonificação (COSTA *et al.*, 2014; REN *et al.*, 2015; PEREIRA *et al.*, 2017; CHINI *et al.*, 2020; BONASSA *et al.*, 2022).

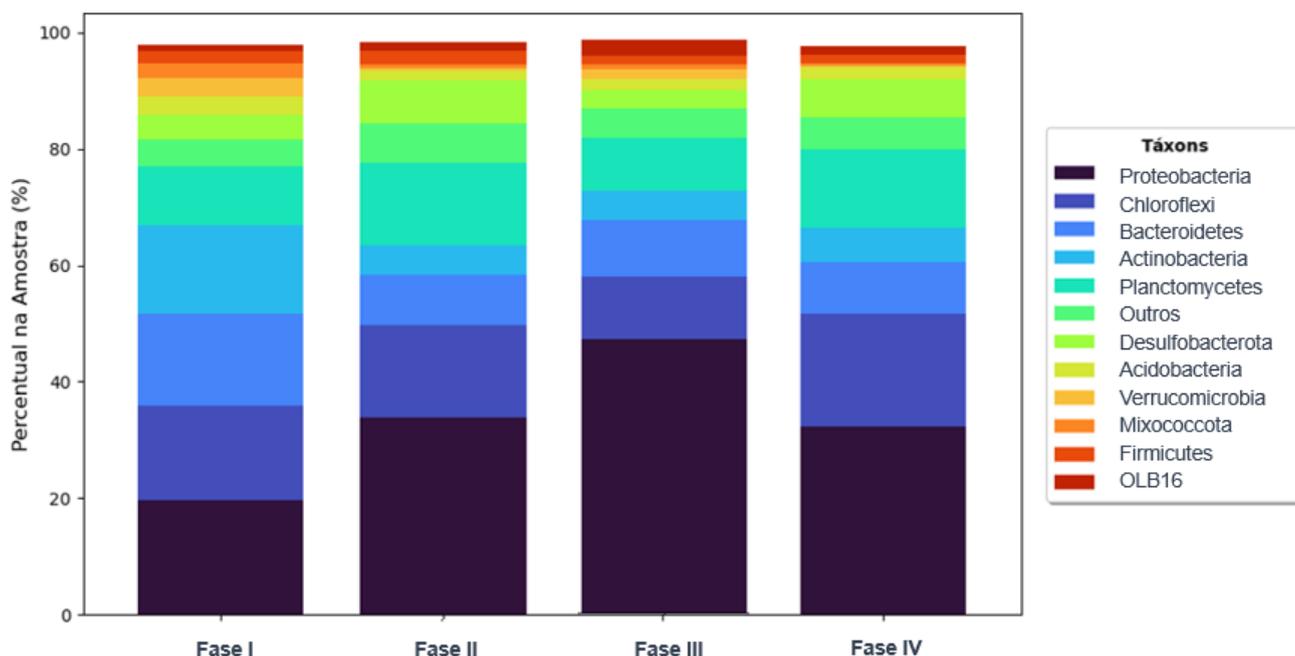


Figura 10 - Abundância relativa dos filos mais representativos durante as fases experimentais (Fase I, II, III e VI).

O filo *Proteobacteria* foi o mais abundante nas quatro fases experimentais, com 19,66% (fase I), 33,72% (fase II), 47,10% (fase III) e 32,28% (fase IV). Dentre as ordens mais abundantes desse filo, foram identificados microorganismos, como *Burkholderiales* e *Rhizobiales*, que apresentam atividade desnitrificante heterotrófica (MADIGAN *et al.*, 2016).

Conforme figura 5, evidencia-se um crescimento desse filo principalmente nas fases II e III. Na fase II, a mudança da composição da água residuária possivelmente promoveu o crescimento desses microorganismos, uma vez que a água residuária de abatedouro de aves apresenta carbono em sua composição, favorecendo o processo de desnitrificação heterotrófica. Na fase III, conforme mencionado anteriormente, a mudança do TDH pode ter promovido a lise celular da biomassa, ocasionando a liberação de compostos orgânicos, o que favorece o crescimento desses microorganismos.

O filo *Chloroflexi* teve uma abundância relativa de 16,24% (fase I), 15,84% (fase II), 10,75% (fase III) e 19,36% (fase IV) das amostras analisadas. Frequentemente encontrados em reatores Anammox, os microorganismos pertencentes a esse filo são associados à utilização de compostos e metabólitos derivados de células microbianas mortas. Em reatores com atividade Anammox, esses microorganismos podem auxiliar o processo de granulação do lodo, sendo responsáveis pela formação da estrutura inicial do grânulo, servindo de suporte para adesão de outros microorganismos (PEREIRA *et al.*, 2017; KINDAICHI *et al.*, 2012; CAO *et al.*, 2016).

Bactérias nitrificantes pertencentes ao filo *Bacteroidetes* apresentaram maior abundância relativa na fase I (15,84%), possivelmente relacionada às dificuldades no controle

de aeração nesse período. Nas fases seguintes, houve uma redução da abundância relativa, mantendo valores semelhantes (8,78% fase II), (9,75% fase III) e (8,80% fase IV).

O filo *Actinobactéria* também apresentou maior abundância relativa na fase I (15,04%). As condições predominantemente anaeróbias nos demais fases podem ter motivado a diminuição da abundância relativa (4,95% fase II), (5,02% fase III), (5,96% fase IV). O gênero *gordônia*, bactérias aeróbias heterotróficas, pertencente a esse filo (presente com abundância entre 1,03 e 0,09%), são frequentemente associados a problemas de formação de espuma em sistemas de lodos ativados (ASVAPATHANAGUL *et al.*, 2012).

A abundância relativa do filo *Planctomycetes*, no qual são encontradas as bactérias com atividade Anammox, foi de 10,25%, 14,09%, 9,09%, 13,64%, nas fases I,II,III e IV, respectivamente. Conforme Figura 5, verifica-se a menor abundância relativa desse filo na fase III, em que houve a inibição da atividade Anammox pela redução do TDH.

Conforme apresentado na Figura 6, o gênero *IGN3* apresentou a maior abundância relativa nas amostras analisadas, com 13,78%, na fase I, 6,25%, na fase II, 6,41%, na fase III, e 7,27%, na fase IV. Esse gênero pertence à ordem *Ignavibacterium*; em reatores Anammox, essa ordem tem sido relacionada à função de degradação de proteínas acoplada à redução do nitrato a nitrito, como também à produção de amônio por meio da degradação de aminoácidos, contribuindo para o favorecimento das bactérias Anammox, uma vez que esses dois substratos são essenciais para o seu metabolismo (JIA *et al.*, 2020; LAWSON *et al.*, 2017).

Dentro do filo *Planctomycetes*, *Candidatus Brocadia* foi o gênero de bactérias com atividade Anammox com maior abundância relativa encontrado nas amostras. Esse gênero apresentou abundância relativa de 4,05%, na fase I, 6,70%, na fase II, 2,70%, na fase III, e 7,52%, na fase IV. Apesar da inibição da atividade de bactérias Anammox, na fase III, verifica-se um crescimento da abundância relativa desse gênero ao longo do experimento. *Candidatus Jettenia*, outro gênero de bactérias com atividade Anammox, também foi encontrado nas amostras, com abundância relativa 0,74%, 0,52%, 0,41% e 0,54%, nas fases I, II, III e IV, respectivamente.

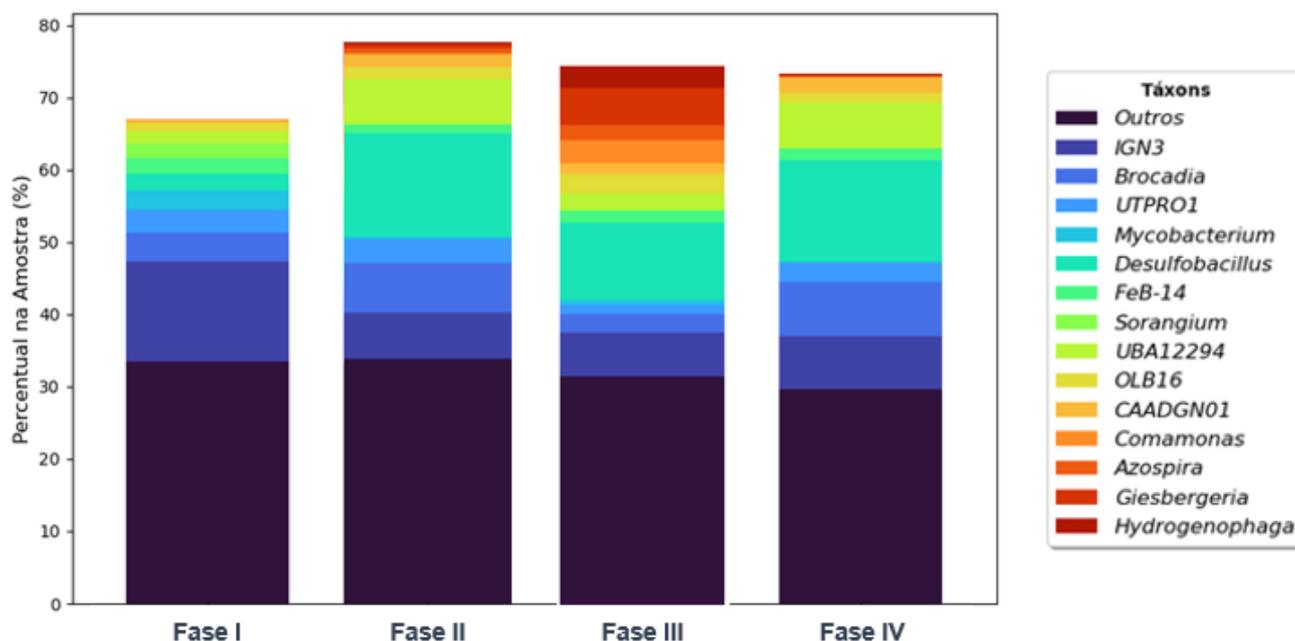


Figura 11 - Abundância relativa dos gêneros mais representativos durante as fases experimentais (Fase I, II, III e VI).

Os resultados obtidos na identificação da diversidade microbiana demonstra que o reator MABR privilegiou grupos importantes de bactérias envolvidas no processo de desamonificação. Esses resultados indicam que as estratégias operacionais adotadas foram efetivas para fornecer condições ideais ao processo. As análises de biologia molecular foram muito importantes no monitoramento do reator, uma vez que corroboraram os resultados físico-químicos.

3 Conclusões

O TDH e a suplementação de alcalinidade foram fatores que tiveram influência para o desempenho do reator MABR no processo de desamonificação. O controle na aeração, obtido por meio do sistema de membranas aeradas, possibilitou o fornecimento de OD em quantidades ideais para promover o favorecimento das BOA e Anammox e supressão de BON. Dentre as fases testadas, os melhores resultados foram obtidos na fase V, com TDH de 24 horas e alcalinidade suplementar de 0,65g de NaHCO_3 por litro de água residuária. Nessa fase, foi alcançada eficiência de remoção de NT de até 93,18%, correspondente à carga de nitrogênio removido, de 66,93 g $\text{N m}^{-3} \text{ d}^{-1}$. Foi constatado o consórcio microbiano entre BOA, bactérias desnitrificantes e Anammox na remoção de nitrogênio. A comunidade microbiana sofreu alterações com as mudanças das condições de operação estabelecidas, sendo *Candidatus Brocadia* o gênero de bactérias com atividade Anammox predominante em todas as fases experimentais analisadas.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de mestrado.

4 REFERÊNCIAS

- AHN, Y. H. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. **Process Biochemistry**, v. 41, n. 8, p. 1709-1721, ago., 2006.
- ALMEIDA, R. G. B.; SANTOS, C. E. D.; LÜDERS, T. C.; DEL NERY, V.; LEAL, C. D.; PEREIRA, A. D.; ARAÚJO, J.C.; DAVENPORT, R.J; BARANA, A.C; LOPES, D.D.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z. Nitrogen removal by simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification (SNAD) in a structured-bed reactor treating animal feed processing wastewater: Inhibitory effects and bacterial community. **International biodeterioration & biodegradation**, v. 133, p. 108-115, set., 2018.
- AMARAL, A.C.D., KUNZ, A., RADIS STEINMETZ, R.L., SCUSSIATO, L.A., TÁPPARO, 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, mar., 2016.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington, DC: APHA, (2005).
- ANTHONISEN, A. C. *et al.* Inhibition of Nitrification by Ammonia and Nitrous Acid. **Water Pollution Control Federation**, v. 48, n. 5, p. 835-832, mai., 1976.
- ASVAPATHANAGUL, P.; HUANG, Z.; GEDALANGA, P. B.; BAYLOR, A.; OLSON, B. H. Interaction of Operational and Physicochemical Factors Leading to *Gordonia amarae*-Like Foaming in an Incompletely Nitrifying Activated Sludge Plant. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 78, n. 23, p. 8165-8175, nov., 2012.
- ASSIS, T. M. **Aclimação de biomassa Anammox® em reator MABR visando à remoção de nitrogênio de efluente de abatedouro de aves**. 2021.
- AUGUSTO, M. R.; CAMILOTI, P. R.; SOUZA, T. S. O. Fast start-up of the single-stage nitrogen removal using Anammox and partial nitritation (SNAP) from conventional activated sludge in a membrane-aerated biofilm reactor. **Bioresource Technology**, v. 266, p. 151-157, out., 2018.
- AUGUSTO, M.R. **Estratégias de microaeração para desamonificação de lixiviados de aterros sanitários em reator único**. Orientador: Souza, T.S.O. 178 p. Tese (Doutorado em Ciências) – Engenharia Hidráulica e Ambiental, Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2020.
- BAGCHI, S.; BISWAS, R.; NANDY, T. Alkalinity and dissolved oxygen as controlling parameters for ammonia removal through partial nitritation and ANAMMOX in a single-stage bioreactor. **Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology**, v. 37, n. 8, p. 871-876, ago., 2010.

BONASSA, G.; BOLSAN, A. C.; HOLLAS, C. E.; VENTURIN, B.; CANDIDO, D.; CHINI, A. KUNZ, A. Organic carbon bioavailability: Is it a good driver to choose the best biological nitrogen removal process? **Science of The Total Environment**, v. 786, p. 147390, set., 2021a.

BONASSA, G., BOLSAN, A. C., VENTURIN, B., DE PRÁ, M. C., ANTES, F. G., HOLLAS, C. E., KUNZ, A. A new kinetic model to predict substrate inhibition and better efficiency in an airlift reactor on deammonification process. *Bioresource Technology*, v. 319, p. 124158, jan., 2021b.

BONASSA, G., VENTURIN, B., BOLSAN, A. C., HOLLAS, C. E., CANDIDO, D., RODRIGUES, H. C., KUNZ, A. Performance and microbial features of Anammox in a single-phase reactor under progressive nitrogen loading rates for wastewater treatment plants. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 10, n. 1, p. 107028, fev., 2022.

CAO, S.; DU, R.; LI, B.; REN, N.; PENG, Y. High-throughput profiling of microbial community structures in an ANAMMOX-UASB reactor treating high-strength wastewater. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 100, n. 14, p. 6457-6467, mar., 2016.

CAO, Y; VAN LOOSDRECHT, M. C.M; DAIGGER, G. T. Mainstream partial nitritation–Anammox in municipal wastewater treatment: status, bottlenecks, and further studies. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 101, n. 4, p. 1365-1383, jan., 2017.

CHINI, A. **Desamonificação como tratamento de digestato de biodigestor de lodos da suinocultura para a remoção de nitrogênio**. 2019.

CHINI, A., HOLLAS, C. E., BOLSAN, A. C., VENTURIN, B., BONASSA, G., CANTÃO, M. E., KUNZ, A. Process performance and Anammox community diversity in a deammonification reactor under progressive nitrogen loading rates for swine wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v. 311, p.123521, set., 2020.

CONNAN, R. *et al.* Batch enrichment of Anammox bacteria and study of the underlying microbial community dynamics. **Chemical Engineering Journal**, v. 297, n. 3, p. 217-228, ago., 2016.

COSTA, M. C. M. S.; CARVALHO, L.; LEAL, C. D.; DIAS, M. F.; MARTINS, K. L.; GARCIA, G. B.; CALABRIA ARAUJO, J. Impact of inocula and operating conditions on the microbial community structure of two anammox reactors. **Environmental technology**, v. 35, n. 14, p. 1811-1822, fev., 2014.

DU, R.; PENG, Y.; JI, Y.; SHI, L.; GAO, R.; LI, X. Partial denitrification providing nitrite: Opportunities of extending application for Anammox. **Environment International**, [s.l.], v. 131, [s.n.], p.105001-105015, out., 2019.

JIA, L., LI, C., ZHANG, Y., CHEN, Y., LI, M., WU, S., WU, H. Microbial community responses to agricultural biomass addition in aerated constructed wetlands treating low carbon wastewater. **J. Environ. Manage.**, v. 270, p. 110912, set., 2020.

KARTAL, B; KUENEN, J.G.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Sewage treatment with Anammox. **Science**, v. 80, n. 328, p. 702-703, mai.,2010.

KINDAICHI, T.; YURI, S.; OZAKI, N.; OHASHI, A. Ecophysiological role and function of uncultured Chloroflexi in an anammox reactor. **Water Science & Technology**, v. 66, n. 12,

p. 2556, dez., 2012.

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

LACKNER, S.; GILBERT, E. M.; VLAEMINCK, S. E.; JOSS, A.; HORN, H.; & VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Full-scale partial nitrification/Anammox experiences – An application survey. **Water Research**, v. 55, p. 292-303, mai, 2014.

LAWSON, C. E.; WU, S.; BHATTACHARJEE, A. S.; HAMILTON, J. J.; MCMAHON, K. D.; GOEL, R.; NOGUERA, D. R. Metabolic network analysis reveals microbial community interactions in anammox granules. **Nature Communications**, v. 8, p. 15416, mai., 2017.

LI, J.; LI, J.; GAO, R.; WANG, M.; YANG, L.; WANG, X.; ZHANG, L.; PENG, Y. A critical review of one-stage Anammox processes for treating industrial wastewater: Optimization strategies based on key functional microorganisms. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 265, n. May, p. 498-505, out., 2018.

MADIGAN, M. T., MARTINKO, J. M., BENDER, K. S., BUCKLEY, D. H., & STAHL, D. A. **Microbiologia de Brock-14^a Edição**. Artmed Editora, 2016.

MARTIN, K. J.; NERENBERG, R. The membrane biofilm reactor (MBfR) for water and wastewater treatment: Principles, applications, and recent developments. **Bioresource Technology**, v. 122, p. 83-94, out., 2012.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. 5^a edição. Porto Alegre: AMGH, 2016.

MAO, N.; REN, H.; GENG, J.; DING, L.; XU, K. Engineering application of anaerobic ammonium oxidation process in wastewater treatment. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 33, n. 8, p. 1-11, jul., 2017.

PEREIRA, A. D.; CABEZAS, A., ETCHEBEHERE, C., CHERNICHARO, C. A. D. L., & ARAUJO, J. C. Microbial communities in Anammox reactors: a review. **Environmental Technology Reviews**, v. 6, n. 1, p. 74-93, mar., 2017.

REN, L.-F.; LIANG, S.; NGO, H. H.; GUO, W.; NI, S.-Q.; LIU, C.; ZHAO, Y.-K.; HIRA, D. Enhancement of anammox performance in a novel non-woven fabric membrane bioreactor (nMBR). **RSC Advances**, v. 5, n. 106, p. 86875-86884, 2015.

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

SLIEKERS, A. O.; DERWORT, N.; CAMPOS GOMEZ, J. L.; STROUS, M.; KUENEN, J. G.; JETTEN, M. S. M. Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor. **Water Research**, [s. l.], v. 36, n. 10, p. 2475-2482, mai., 2002.

STROUS, M.; HEIJNEN, J. J.; KUENEN, J. G.; JETTEN, M. S. M. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 50, n. 5, p. 589-596, nov., 1998.

SYRON, E.; CASEY, E. Membrane-aerated biofilms for high rate biotreatment: Performance appraisal, engineering principles, scale-up, and development requirements. **Environmental Science and Technology**, v. 42, n. 6, p. 1833-1844, fev., 2008.

VAN DE GRAFF, A. ; DE BRUIJIN, P. ; ROBERTSON, L. ; JETTEN, M. ; KUENEN, J. Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing micro-organisms in a fluidized bed reactor. **Microbiology**, v. 142, p. 2187-2196, ago., 1996.

5 CONCLUSÕES GERAIS

Em relação ao objetivo geral da pesquisa, foi possível avaliar o efeito do TDH e da suplementação de alcalinidade para remoção de nitrogênio de efluente de abate avícola no reator MABR. A partir dos resultados obtidos, o TDH de 24 horas e a alcalidade suplementar de 0,65 g.L⁻¹ foram definidos como as melhores condições para promover de forma estável o processo de desamonificação.

Quanto aos objetivos específicos, foi possível determinar o estabelecimento e a estabilização do processo de desamonificação no reator MABR no tratamento de água residuária sintética e de abatedouro de aves. A eficiência de remoção de NT foi comparada sob diferentes cargas de nitrogênio, pelas alterações do TDH, como também sob a redução do incremento de alcalinidade suplementar, possibilitando a avaliação do desempenho do reator MABR na remoção de nitrogênio em todas as fases experimentais.

Foi possível identificar o consórcio microbiano entre as BOA, bactérias desnitrificantes e Anammox voltado à remoção de nitrogênio. Constataram-se alterações da comunidade microbiana com a mudança das condições de operação. *Candidatus Brocadia* foi o gênero de bactérias com atividade Anammox predominante em todas as fases analisadas.

6 PERSPECTIVAS DE TRABALHOS FUTUROS

No presente trabalho, foram definidas as melhores condições de operação do reator MABR, relacionadas ao TDH e à alcalinidade suplementar com NaHCO₃. Para continuidade das pesquisas, sugere-se:

- Avaliar a substituição do agente alcalinizante NaHCO₃ por outro com menor custo de operação, como NaOH;
- Estudar o desempenho do reator MABR em menores temperaturas, visando à redução de gastos energéticos;
- Otimizar a configuração do reator MABR, a fim de evitar o arraste de biomassa na saída do reator. Nesse contexto, recomenda-se a instalação de um decantador interligado ao sistema de recirculação;
- Ampliação da escala e avaliação da viabilidade técnica e econômica do reator MABR

no tratamento de águas residuárias.