



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL
CAMPUS ERECHIM
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA**

HELOÍSA DALLA ROSA

**REVISÃO BIBLIOGRÁFICA ACERCA DO POLIMENTO FINAL DE EFLUENTES
AGROINDUTRIAS APLICADO A REMOÇÃO DE FÓSFORO E NITROGÊNIO**

ERECHIM

2021

HELOÍSA DALLA ROSA

**REVISÃO BIBLIOGRÁFICA ACERCA DO POLIMENTO FINAL DE EFLUENTES
AGROINDUSTRIAIS APLICADO A REMOÇÃO DE FÓSFORO E NITROGÊNIO**

Trabalho de conclusão do curso apresentado na
Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS como
requisito para a obtenção do título de Bacharel em
Engenharia Ambiental e Sanitária.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Gean Delise L. Pasquali

Coorientadora: Prof^a. Dr^a. Adriana Dervanoski

ERECHIM

2021

FICHA CATALOGRAFICA

Bibliotecas da Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS

Rosa, Heloisa Dalla

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA ACERCA DO POLIMENTO FINAL DE EFLUENTES AGROINDUSTRIAIS APLICADO A REMOÇÃO DE FÓSFORO E NITROGÊNIO / Heloisa Dalla Rosa. -- 2021.

25 f.

Orientadora: Doutora em Engenharia Química Gean Delise Leal Pasquali

Co-orientadora: Doutora em Engenharia Química Adriana Dervanoski

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Federal da Fronteira Sul, Curso de Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitária, Erechim, RS, 2021.

1. Wetlands. 2. Anammox. 3. Nitrificação. 4. Desnitrificação. I. Pasquali, Gean Delise Leal, orient. II. Dervanoski, Adriana, co-orient. III. Universidade Federal da Fronteira Sul. IV. Título.

Elaborada pelo sistema de Geração Automática de Ficha de Identificação da Obra pela UFFS com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

HELOÍSA DALLA ROSA

**REVISÃO BIBLIOGRÁFICA ACERCA DO POLIMENTO FINAL DE EFLUENTES
AGROINDUSTRIAIS APLICADO A REMOÇÃO DE FÓSFORO E NITROGÊNIO**

Trabalho de conclusão do curso apresentado na
Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS como
requisito para a obtenção do título de Bacharel em
Engenharia Ambiental e Sanitária.

Este trabalho de conclusão de curso foi defendido e provado pela banca em 06/10/2021

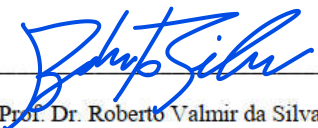
Banca examinadora:



Prof.^o. Dr.^a. Gean Delise L. Pasquali



Prof.^o. Dr.^a. Adriana Dervanoski



Prof. Dr. Roberto Valmir da Silva

Prof.^o. Dr.^a. Cristiane Funghetto Fuzinatto

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA ACERCA DO POLIMENTO FINAL DE EFLUENTES AGROINDUSTRIAIS APLICADO A REMOÇÃO DE FÓSFORO E NITROGÊNIO

Heloísa Dalla Rosa, Gean Delise Leal Pasquali, Adriana Dervanoski

Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária - Universidade do Federal da Fronteira Sul, ERS 135-Km 72, nº 200, CEP: 99700-970, Cx. Postal 764 – Erechim, RS, Brasil. E-mail: heloisadallarosa@hotmail.com

RESUMO

As preocupações com o uso intensivo e descarte indevido de efluentes vem aumentando cada vez mais nos últimos anos. Efluentes agroindustriais além de apresentarem elevada carga de matéria orgânica são ricos em nutrientes como nitrogênio e fósforo. A quantidade desses nutrientes em excesso presente nos efluentes de atividades de suinocultura, abatedouros, laticínios é uma causa de poluição decorrente do processo de eutrofização dos meios aquáticos, apresentando ameaça aos recursos hídricos e até mesmo a saúde humana. Assim, este estudo teve como objetivo trazer conceitos de nitrificação e desnitrificação e alguns processos biológicos utilizados na remoção de nitrogênio e fósforo em efluentes agroindustriais que possam obter boas eficiências de remoção e custo mais baixo, como os processos realizados por anammox e wetlands. A tecnologia anammox, além de demandar menos energia nos processos, apresenta remoções de nitrogênio e fósforo na faixa de 51,9 a 89,3% e para temperatura entre 25-30°C. As wetlands também são tecnologias promissoras, chegando a remoções de até 98,2% no tratamento de efluentes agroindustriais. The anammox technology, in addition to requiring less energy in the processes, features removals of nitrogen and phosphorus in the range of 51.9 to 89.3% and for a temperature between 25-30°C. Wetlands are also promising technologies, reaching removals of up to 98.2% in the treatment of agro-industrial effluents.

Palavras-chave: Wetlands; Anammox; Nitrificação; Desnitrificação.

ABSTRACT

Concerns about the intensive use and improper disposal of effluents have been increasing in recent years. Agroindustrial effluents, in addition to having a high load of organic matter, are rich in nutrients such as nitrogen and phosphorus. The amount of these nutrients in excess present in effluents from pig farming activities, slaughterhouses, dairy products is a cause of pollution resulting from the eutrophication process of aquatic environments, posing a threat to water resources and even human health. Thus, this study aimed to bring concepts of nitrification

and denitrification and some biological processes used in the removal of nitrogen and phosphorus in agro-industrial effluents that can obtain good removal efficiencies and lower cost, such as the processes performed by anammox and wetlands.

Keywords: Wetlands; Anammox; Nitrification; Denitrification.

1 INTRODUÇÃO

O recurso natural mais essencial na sobrevivência de todas as espécies do planeta terra e do meio ambiente é a água, recurso finito e vulnerável (Meirelles, 2016). A geração de águas residuais é proporcional ao consumo de água, assim com o intensivo aumento de agroindústrias no mundo, o volume deste tipo de efluente também tem crescido (Morais et al., 2020). O tratamento inadequado desses efluentes intensifica a presença de contaminantes nos recursos hídricos naturais (Fatima; Du; Kommalapati, 2021).

Os efluentes agroindustriais são provenientes de diversas atividades, como suinocultura, laticínios, bovinocultura, abatedouro/carne e frigoríficos (Morais et al., 2020). O descarte inadequado dos efluentes agroindustriais nos corpos receptores causam diversas modificações físico-química na água, bem como o aumento do crescimento de algas, organismos patogênicos e o consumo de oxigênio dissolvido, limitando a qualidade dos corpos hídricos (Garcia et al., 2017; Xiao et al., 2018).

Devido à alta carga orgânica e de nutrientes presentes na composição química dos efluentes agroindustriais, a remoção dessas substâncias em níveis aceitáveis pela legislação, ainda é um grande desafio (Derisio, 2012). Além dos contaminantes orgânicos, são encontradas substâncias inorgânicas, que podem apresentar toxicidade e, também muitas vezes, se mostrarem resistentes aos processos convencionais de remoção utilizados nas estações de tratamento de efluentes (Brandt et al., 2021).

O nitrogênio e o fósforo, são os nutrientes que, quando encontrados em excesso nos corpos hídricos, podem causar eutrofização, comprometendo a vida aquática (Gerhardt; Reisdorfer; Cardoso, 2018). Portanto, controlar as concentrações de nitrogênio e fósforo é fundamental, evitando processos que levam à eutrofização no meio (Von Sperling, 2005).

Os tratamentos convencionais são os mais utilizados no tratamento de efluentes, envolvendo processos físico, químicos e/ou biológicos (Brandt et al., 2021). Os processos convencionais lançam os efluentes ao meio ambiente muitas vezes sem recuperá-los como exigido (Fatima; Du; Kommalapati, 2021). Assim, algumas tecnologias para o tratamento de

efluentes agroindustriais vem ganhando destaque, a oxidação da amônia sob condições anaeróbias (anammox), os wetlands construídos e sistemas de lodo ativado (Domingos, 2011; Bueno et al., 2017; Weralupitiya et al., 2021).

Considerando os desafios do polimento final de efluentes agroindustriais para atender os limites de lançamento exigidos conforme a legislação, principalmente relacionados a remoção de nitrogênio e fósforo. O presente estudo teve como objetivo realizar uma revisão bibliográfica sobre alguns dos processos biológicos que tratam destas etapas de tratamento, como a nitrificação, desnitrificação, e remoção de fósforo, aplicadas nos processos de wetlands construídos e anammox.

2 METODOLOGIA

O presente trabalho consiste em um artigo de revisão bibliográfica sobre o polimento final de efluentes agroindustriais aplicado a remoção de fósforo e nitrogênio. Para tal, foi realizado um estudo exploratório da literatura científica sobre os assuntos abordados, partindo de consultas de artigos disponíveis em bases e bibliotecas eletrônicas de textos científicos como: Scopus, Scielo, CAPES, Web os Science. Além das bases citadas, foram consultados bases e boletins de órgãos nacionais, como o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) e demais lei federais, estaduais, portarias e decretos.

3 CARACTERIZAÇÃO DE EFLUENTES AGROINDUSTRIAIS

Com o aumento significativo do número e do porte de agroindústrias há também uma maior geração de resíduos orgânicos e efluentes. Os efluentes agroindustriais são oriundos de diferentes setores primários de produção, como de abatedouro, suinocultura, avicultura, bovinocultura e frigoríficos (Morais et al., 2020). Realizar a caracterização dos efluentes é de suma importância antes de escolher o tratamento adequado, para assim amostrar os níveis destes contaminantes (Njoya; Basitere; Ntwampe, 2019).

Alguns dos parâmetros mencionados na Tabela 1 são utilizados para realizar a caracterização e concentração, dentre eles são pH, DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), DQO (Demanda Química de Oxigênio), nitrogênio e as diferentes formas que ele se encontra, fósforo e ortofosfato. (Fatima; Du; Kommalapati, 2021).

Cada um dos parâmetros possui especificações, a DBO indica oxidação biológica de compostos orgânicos e a DQO indica a quantidade destes compostos orgânicos dos efluentes, quando em altas concentrações indicam grandes cargas orgânicas poluentes (Yaakob et al., 2018). Yaakob et al. (2018) ainda ressalta que o nitrogênio e o fósforo são considerados

nutrientes, e o nitrogênio normalmente encontrado em estado orgânico e inorgânico, na forma de nitrito e nitrato.

Tabela 1 - Caracterização físico-química de efluentes agroindustriais e os respectivos limites de lançamento.

| Parâmetro | Nível de contaminação | Conama n° | Consema n° |
|--|-----------------------|-----------|----------------|
| | | 430/11 | 355/17 |
| pH | 6,8-7 | 5-9 | 6-9 |
| DBO | 4.100-7.979 mg/L | - | 40 - 120 mg/L |
| DQO | 11.290-18,707mg/L | - | 150 - 330 mg/L |
| Nitrogênio (N) | 502,9-723,4 mg/L | 20,0 mg/L | 20,0 mg/L |
| Nitrogênio amoniacal | 10,1-360,6 mg/L | 20,0 mg/L | 20 mg/L |
| Nitrito (NO ₂ ⁻) | 0,207-1,025 mg/L | - | - |
| Nitrato (NO ₃ ⁻) | 0-1,6 mg/L | - | - |
| Fósforo (P) | 19,6-63 mg/L | - | 1-4 mg/L |
| Ortofosfato (PO ₄ ⁻³) | 12,1-44,2 mg/L | - | 1-4 mg/L |

Adaptado de Morais et al. (2020).

4 NUTRIENTES: NITROGÊNIO E FÓSFORO

Um dos elementos químicos de maior abundância na natureza é o nitrogênio (Bothe, Ferguson, Newton, 2007; Madigan, Martinko, Parker, 2010). Aproximadamente 6,25% da massa seca dos organismos vivos é constituída de nitrogênio (Pereira, 2018).

O nitrogênio pode ser encontrado nos efluentes em diversas formas, orgânicas e inorgânicas. Quando na forma orgânica é encontrado principalmente em proteínas. Quando encontrado na forma inorgânica, em nitrato e nitrito (Yaakob et al., 2018). No processo natural que ocorre decomposição de matéria orgânica, é originado o nitrato, tipo de nitrogênio mais estável, porém, o excesso dos mesmos pode levar a eutrofização (Fatima, Du, Kommalapati, 2021).

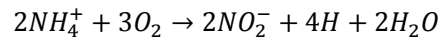
Quando o nitrogênio passa por reação de oxidação e redução, pode ser encontrado em outras formas, o conjunto de reações pela qual ele passa dá origem ao ciclo do nitrogênio (Jetten et al., 2009). As etapas que ocorrem no ciclo do nitrogênio são conhecidas como processos de nitrificação e desnitrificação (Pereira, 2018).

Nitrificação é o processo biológico que acontece em duas etapas. Na primeira etapa, um tipo de bactéria autotrófica (*Nitrosomonas*) oxida a amônia a nitrito. Na segunda etapa, ocorre

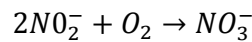
a oxidação de nitrito a nitrato também por uma bactéria autotrófica (*Nitrobacter*) (Metcalf & Eddy, 2016). Esse processo ocorre em condições aeróbias, consumindo 75% de oxigênio de oxidação da amônia em nitrito, e 25% de oxigênio na oxidação de nitrito em nitrato (Cao et al., 2019).

Três diferentes equações listadas abaixo, descrevem etapas do processo nitrificante de oxidação da amônia em duas etapas que geram energia (Metcalf & Eddy, 2016).

Nitritação:



Nitro Bactéria:



Reação global:



O processo biológico de desnitrificação realiza a redução de nitrato ou de nitrito a gás nitrogênio (N₂ molecular) (Cao et al., 2019). A desnitrificação é uma parte integral dos processos de nitrificação, juntos esses processos são os mais convencionais utilizados na remoção biológica de efluentes. A redução do nitrato no processo de desnitrificação acontece através de alguns produtos intermediários, o nitrito (NO₂⁻), óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N₂O) e gás nitrogênio (N₂). O óxido nitroso é um dos gases mais poluentes para o efeito estufa, a emissão do mesmo é a mais preocupante (Metcalf & Eddy, 2016).

Assim como o nitrogênio, o fósforo é também um elemento essencial para todas as formas de vida, nutriente mineral e pentavalente quando encontrado em meios aquáticos. Podem ser encontrados na forma de ortofostato (PO₄⁻³), polifostado (PO₄⁻³ tetraédrico) e fosfato orgânico (Schimidell et al., 2007). Nos efluentes, a forma mais comum de entrar o fósforo é como ortofosfato (Fatima; Du; Kommalapati, 2021).

Segundo Fia et al. (2020) o ciclo do fósforo é fundamental, nele não há alteração no número de oxidação, diferenciando-se do ciclo do nitrogênio. A causa mais comum da eutrofização no meio aquático é o excesso de fósforo, que quando em excesso esse nutriente pode levar a mortandade de peixes e desequilíbrios na composição das espécies em todos os níveis tróficos (Correl, 1999). Em águas superficiais, com o aumento da concentração de fósforo a produtividade biológica do meio aumenta, conseqüentemente o processo de eutrofização acelera e a qualidade das águas superficiais diminui, aumenta o crescimento de algas e ausência de oxigênio dissolvido na água (Khan, Mohammed, 2014).

Sua remoção pode ser feita por tratamento químico de precipitação, remoção biológica ou até mesmo uma combinação dos dois processos. A remoção biológica envolve processos que incorporam o fósforo na biomassa, oriunda de sistemas de tratamento, após isso, é feita remoção da biomassa a partir do descarte de lodo (Metcalf & Eddy, 2016).

As técnicas de remoção biológica de fósforo se baseiam na capacidade, de algumas bactérias heterotróficas presentes na biomassa se acumularem, dentro da célula, fosfato solubilizado na forma de polifosfatos, se houverem condições ótimas para seu crescimento e metabolismo (Wang et al, 2008). Os organismos acumuladores de fósforo no sistema passam por processos com existência de etapas anaeróbias, garantindo um ambiente onde há vantagem competitiva, ou seja, com capacidade de utilizar uma fonte interna de energia (polifosfato acumulado na fase anaeróbia) e reter parte na matéria orgânica rapidamente biodegradável na fase anaeróbia (Bueno et al., 2019).

5 TÉCNICAS DE REMOÇÃO DE NUTRIENTES

5.1 ANAMMOX

Anammox vem da sigla inglês Anaerobic Ammonium Oxidation, e na literatura brasileira, oxidação anaeróbica de amônio, que é o processo de conversão de amônio em nitrogênio gasoso, utilizando nitrito como receptor de elétrons (Lotti et al., 2014).

As primeiras descobertas sobre o processo anammox foram na Holanda em 1995, onde Mulder et al. (1995) nomearam esse processo após notarem a oxidação da amônia sob condições anaeróbias (Strous et al., 1999). Processo que ocorreu em um reator de leito fluidizado de laboratório (Metcalf & Eddy, 2016), sob circunstâncias anóxicas e temperaturas que variaram entre 20°C e 43°C (Fernandes, 2019).

A oxidação anaeróbica de amônio é um processo biológico recente que tem chamado atenção pela eficiência na remoção de nitrogênio com uso de bactérias (Fan et al., 2020; Jo et al., 2020; Tang et al., 2017). O processo envolve duas fases, a primeira é a nitrificação parcial da amônia, e a segunda fase é a oxidação da amônia e nitrito a gás nitrogênio (Metcalf & Eddy, 2016).

Uma dentre as vantagens da utilização de anammox é que demanda menos energia nos processos, pois apenas metade da amônia precisa ser oxidada a nitrito, conservando metade da energia da aeração, diferente do processo de nitrificação e desnitrificação, onde o consumo de energia é elevado (Wu et al., 2019). Outras vantagens são o baixo consumo de carbono orgânico na remoção de nitrogênio e baixa produção de lodo (Lu et al., 2020).

O crescimento lento de bactérias anammox, a presença de metais e outros contaminantes, além de grandes quantidades amônia são algumas desvantagens deste processo. Em um estudo recente feito por Majori et al. (2021), foram avaliadas as altas eficiências na atividade anammox adicionando a quitosana junto ao sistema, onde as eficiências aumentaram ainda mais, tornando satisfatória a remoção de amônia, nitrito e nitrogênio total em efluentes sintéticos. Segundo Strous et al. (1999), uma outra forma de acelerar o processo de crescimento da bactéria é adicionar uma fonte inicial de inóculo com flocos anammox granulares e densos. Hidrazina ou hidroxilamina adicionados ao processo também aceleram a atividade da bactéria (Metcalf & Eddy, 2016).

A tabela 2 apresenta os principais resultados obtidos de remoção de nitrogênio, seja ele como nitrogênio total (N), nitrito (NO₂) e amônio (NH₄) após revisão bibliográfica de pesquisas utilizando diferentes tipos de efluentes provenientes de agroindústrias.

Assim como apresentado na Tabela 2, Chen et al. (2021) mostram que a remoção de nitrogênio em efluentes do processamento de peixes foi satisfatória, o processo adotado foi de nitrificação seguida de anammox parcial em um estágio de grânulos baseados na hidroxapatia. Esse método de hidroxapatia fornece grânulos mais fortes, compactos, rápida sedimentação e tamanho da planta menor, diferenciando dos processos tradicionais (Guo et al., 2020).

Tabela 2 - Concentrações e remoções de nitrogênio e fósforo dos diferentes tipos de efluentes agroindustriais.

| Efluente | Condições experimentais | Principais resultados | Referências |
|-------------------------|--|---|-----------------------|
| Suinocultura | $C_{i,N} = 140-460$ mg/L T = 30°C PT = 180 dias | $R_N = 55,8-61,6$ % | Xin et al., (2020) |
| | $C_{i,N} = 800$ mg/L T = 25°C PT = 194 dias | $R_N = 83,0-91,7$ % | Chini et al., (2020) |
| Sintético | $C_{i,NH_4} = 40-350$ mg/L $C_{i,NO_2} = 40-350$ mg/L T = 24°C PT = 74 dias | $R_{NH_4} = 89,3$ % $R_{NO_2} = 79,6$ % $R_{NT} = 76,5$ % | Mojiri et al., (2021) |
| Processamento de peixes | $C_{i,NH_4} = 785-1470$ mg/L T = 26 °C PT = 94 dias | $R_N = 51,9-88,2$ % | Chen et al., (2021) |
| Laticínios | $C_{iP} = 1972$ mg/D $C_{i,NH_4} = 64,01$ mg/L $C_{i,NO_3} = 3,24$ mg/L T = 25°C PT = 139 dias | $R_P = 45,0-55,0$ % $R_N = 92,0$ % | Hosseinelou, (2021) |

Legenda: Ci - carga inicial; C - concentração, R - percentual de remoção; T - temperatura; PT – período de tempo; Subscritos: i - inicial; f - final; N - nitrogênio total; P - fósforo total; NH_4^+ - amônio; NH_3 - amônia; NO_3^- - nitrato;

Controlar o pH e o oxigênio dissolvido foi um fator importante que Chini et al. (2020) observou na nitrificação parcial, comprovando a viabilidade do processo em efluentes de suínos. O uso de biofilmes anammox se apresentou como um método eficiente na remoção dos nutrientes em efluentes de suinocultura, onde houve proliferação de três espécies anammox - *Ca. Jettenia asiatica*, *Ca. Brocadia fulgida* e *Ca. Brocadia caroliniensis* nos biofilmes (Pereira, 2018). O pH e o oxigênio dissolvido são condições ambientais relevantes na atividade anammox, o crescimento de bactérias ocorre com pH entre 6,7 e 8,3, e o pH de 8,0 é considerado ótimo. No caso do oxigênio dissolvido, as bactérias são inibidas por baixas concentrações, uma vez que são bactérias anaeróbias (Metcalf & Eddy, 2016), reatores aerados para nitrificação e desamonificação são indicados por Strous et al. (1999).

O método usado por Housseinlou (2021) foi um sistema simultâneo de oxidação anaeróbia/nitrificação-desnitrificação parcial, usando elevadas taxas de concentrações de nutrientes em efluentes de laticínios. A remoção de fósforo foi atribuída a organismos desnitrificantes acumuladores de polifosfato tanto na unidade anóxica como aeróbia, enquanto a remoção de nitrogênio ocorreu pela assimilação bacteriana, nitrificação-desnitrificação e anammox. Housseinlou (2021) comprovou que o sistema utilizado foi eficiente no tratamento real de efluentes de laticínios, dentro dos padrões de lançamentos e mostrando que o sistema é uma solução sustentável.

Com base na Tabela 2, um parâmetro importante a ser analisado é a temperatura, que se mantém entre 25–30°C em todos os efluentes agroindustriais citados. Segundo He et al. (2018), temperaturas entre 13 – 18°C afetam o crescimento e a atividade do anammox. Pereira e colaboradores (2017) afirmam que em cenários práticos, a bactéria anammox melhor exerce sua atividade com a temperatura entre 20°C - 45°C. Segundo Metcalf & Eddy (2016) as tecnologias utilizadas em processos anammox ainda não foram avançadas para remoções em baixas temperaturas.

Os efluentes agroindustriais de suinocultura, laticínios, processamento de peixes e sintético (Tabela 2), apresentam diferentes porcentagens de remoção através de diferentes aplicações, e ao comparar os níveis de concentrações finais e remoções, é possível comparar com a Tabela 1 e perceber que todos atendem a legislação CONAMA 430/11 e CONSEMA 355/17 quanto aos respectivos limites de lançamento.

5.2 WETLANDS

Os wetlands são conhecidos na literatura brasileira como sistemas alagados construídos (Ramos et al., 2017). O tratamento de efluente em wetlands é basicamente parecido com processos naturais que acontecem em ambientes alagados naturalmente, contudo, o que diferencia são as tecnologias introduzidas no processo, para que possa ser controlada a depuração, trabalhando com taxas mais elevadas (Fia et al., 2020).

São sistemas de tratamento biológico, compostos por compartimentos artificiais, com profundidade baixa (Silveira et al, 2020). Utilizam plantas macrófitas e substratos, os substratos podem ser areia, brita ou solo que servem de suporte para as macrófitas e microrganismos se desenvolverem, configurando a formação de biofilme e variedades de microrganismos. Conseqüentemente essa configuração, através de processos biológicos, físicos e químicos, realizam o tratamento dos efluentes (Sousa et al., 2000; Matos et al., 2003). Nestes sistemas, ocorre normalmente o processo aeróbio consequente de trocas gasosas com a atmosfera (Andrade, 2020).

As espécies vegetais agem na extração de macro e micronutrientes essenciais em seu crescimento, transferem oxigênio para o substrato, possibilitando o desenvolvimento de sítios aeróbios e também contribuem na formação de filmes biológicos ativos que promovem a degradação dos compostos orgânicos (Tanner, 2001; Matos; Freitas; Lo Monaco, 2009).

Nos sistemas alagados construídos, a demanda de produtos químicos e energia é menor, conseqüentemente é uma tecnologia de baixo custo (Albuquerque et al., 2010). Outra vantagem é o crescimento do habitat para a vida animal (Michael Jr., 2003). Ao comparar os wetlands com os sistemas convencionais, além de seu baixo custo, é de fácil operação e manutenção (Phytorestore Brasil, 2018). Como desvantagem, esses sistemas demandam maior área de implantação e instalação e em regiões com temperaturas mais baixas a eficiência diminui (Salati, 2006).

Quanto ao tipo de wetlands, variam conforme o tipo de efluente a ser tratado, o substrato, a vegetação e o fluxo do sistema (Sezerino et al., 2015). Wetlands construídos de fluxo superficial, wetlands construídas de fluxo subsuperficial (horizontal e vertical) e sistemas híbridos são os três tipos de wetlands (Wang et al., 2018).

Os wetlands de fluxo superficial são semelhantes com lagoas facultativas por causa da existência de algas ou das macrófitas, e com lagoas anaeróbias nas camadas mais fundas, pela ausência da incidência solar e presença de organismos anaeróbios (Iwa, 2000). Os subsuperficiais (horizontal, vertical) são os mais utilizados, primeiramente foram aplicados

para remover demanda bioquímica de oxigênio e sólidos suspensos, e com base nos monitoramentos foi possível observar a eficiência na remoção de fósforo e na oxidação da amônia (Silva, 2017).

O trabalho desenvolvido por Fia et al. (2020) utilizou wetlands de escoamento subsuperficial horizontal para remoção de fósforo de efluentes de suinocultura com concentração inicial de $161 \pm 119 \text{ mg L}^{-1}$ e a vegetação utilizada foi capim titfon-85 (*Cynodon ssp*) e taboa (*Typha latifolia*) sob diferentes condições experimentais e diferentes cargas de fósforo, obtendo eficiência de remoção entre 65 e 78 %, conforme pode ser observado na Tabela 3.

Tabela 3 - Concentrações e remoções de nitrogênio e fósforo dos diferentes tipos de efluentes agroindustriais.

| Efluente | Condições experimentais | Principais resultados | Referências |
|-----------------------------------|--|--|------------------------------------|
| Suinocultura | $C_{i,P} = 12,4 \pm 6,0$ kg/ha.d $Q = 42$ L/d TDH = 5,9 dias | $C_{f,P} = 38,0 \pm 15$ mg/L $R_P = 71,0$ % | Fia et al. (2020) |
| | $C_{i,P} = 6,1-6,2 \pm 3,0$ kg/ha.d $C_{i,NTK} = 110-120 \pm 20$ kg/ha.d $Q = 21 \pm 20$ L/d TDH = 11,8–12 dias | $C_{f,P} = 29-37 \pm 14-17$ mg/L $R_P = 73-78$ % $C_{f,NTK} = 340-354 \pm 103-196$ mg/l $R_{NTK} = 37-40$ % | Fia et al. (2017) |
| Abatedouro (cabras, gado, ovelha) | $C_{i,NH_4^+} = 285,0 \pm 6,0$ mg/L $C_{i,NH_3} = 105,5 \pm 12,8$ mg/L $C_{i,NO_3^-} = 34,6 \pm 6,8$ mg/L $Q = 16000$ L/d TDH = 3,3 dias | $C_{f,NH_4^+} = 5,0 \pm 1,0$ mg/L $R_{NH_4^+} = 98,2$ % $C_{f,NH_3} = 5,0 \pm 1,0$ mg/L $R_{NH_3} = 95,3$ % $C_{f,NO_3^-} = 7,4 \pm 2,1$ mg/L $R_{NO_3^-} = 78,6$ % | Michael et al. (2020) |
| Laticínio | $C_{i,NH_4^+} = 40,9 \pm 5,0$ mg/L TDH = 9,4 | $R_{NH_4^+} = 98,2$ % | Mohammed, Ismail (2020) |
| | $C_{i,NTK} = 26,5 \pm 7,5$ mg/L $C_{i,P} = 16,8 \pm 4,9$ mg/L TDH = 3,5 dias | $R_{NTK} = 50$ % $R_P = 43$ % | Mendonça; Ribeiro; Nogueira (2017) |

Legenda: C_i , carga inicial; C_f , concentração final; C - concentração, R - percentual de remoção; Q - vazão; TDH - tempo de detenção hidráulica. Subscritos: i - inicial; f - final; N - nitrogênio total; P - fósforo total; NH_4^+ - amônio; NH_3 - amônia; NO_3^- - nitrato; NTK - nitrogênio total Kjeldahl.

Fia et al. (2017) também adotou escoamento subperifical horizontal para remoção de nitrogênio e fósforo em efluentes de suinocultura, contudo, usou cargas orgânicas elevadas de nitrogênio, reduzindo a disponibilidade de oxigênio no meio, grande parte do oxigênio se apresentou como amônio e não nitrato, não ocorrendo nitrificação e desnitrificação completa e afetando a remoção de nitrogênio. Já no caso do fósforo foi obtida uma eficiência satisfatória, entre 73 e 78%, por conta de vários fatores, como a capacidade de adsorver e precipitar compostos, cortes frequentes das vegetações contribuem para manter a eficiência do sistema. Fia et al. (2020) observou valores menores de remoção de fósforo em sistemas com cargas maiores deste nutriente ($29-37 \pm 14-17$ mg/L), contudo as eficiências ainda assim foram adequadas.

A presença de vegetação é um fator que influencia de forma consideravelmente, intensificando a remoção dos nutrientes. Mendonça, Ribeiro, Nogueira, (2017) perceberam que em sistemas cultivados a remoção de nitrogênio e fósforo superou os sistemas não cultivados. Matos, Abrahão, Lo Monaco, (2012) citam o mesmo resultado estatístico em sistemas que utilizam o capim tifton-85 para remoção de nitrogênio total Kjeldahl, obtendo maior eficiência nos sistemas com vegetação.

Segundo Mburu, Kipkemboi, Kimwaga, (2019) a temperatura é um parâmetro que pode influenciar significativamente na remoção de amônio em efluentes de matadouros bovinos, visto que em sua pesquisa realizada com temperaturas de 8° à 11°C durante a noite e máximas de 25° à 27°C durante o dia, sob condições climáticas mediterrâneas a remoção de nitrogênio não foi eficiente, observando que a aplicação das wetlands funcionaria com mais eficiência em temperaturas mais elevadas. Em wetlands construídos na região do semiárido nordestino para tratar efluentes agroindustriais foi observado que o clima temperado é um ponto positivo, acelerando a taxa metabólica dos microrganismos e elevando a taxa fotossintética das macrófitas.

Todo os efluentes agroindustriais mostrados na Tabela 2 obtiveram bons níveis de remoção atendendo aos padrões de lançamento conforme a legislação quanto aos limites de lançamento do CONAMA 430/11 e CONSEMA 355/17.

6 CONCLUSÕES

O presente estudo apresentou técnicas de remoção de nitrogênio e fósforo aplicado ao polimento final de efluentes agroindustriais. Este estudo focou nos métodos de anammox e wetlands no tratamento biológico nos quais são métodos promissores, que demandam menos custos e fornecem maiores eficiências.

A tecnologia utilizando as bactérias anammox vem crescendo significativamente. Observou-se que fatores como temperatura, pH e oxigênio dissolvido precisam ser controlados nas atividades e devem ficar entre 25°C e 30°C para que a eficiência do processo seja otimizada.

Já os processos de remoção de nitrogênio e fósforo são eficientes em efluentes agroindustriais utilizando-se wetlands desde que as concentrações de nutrientes sejam adequadas para cada sistema implantado, com concentrações de 5-100 mg/L de nitrogênio e 20- 38mg/L de fósforo. Altas concentrações de nutrientes provocam diminuição da eficiência do sistema, reduzindo a disponibilidade de oxigênio no meio provocando a eutrofização das águas.

REFERÊNCIAS

ABES. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Órgão oficial de informação técnica. Rio de Janeiro.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Norma para referências bibliográficas NBR 6023:2002.

ALBUQUERQUE, A.; OLIVEIRA, J.; SEMITELA, S.; AMARAL, L. (2010) Evaluation of the effectiveness of horizontal subsurface flow constructed wetlands for different media. *Journal of Environmental Science*, v. 22, p. 820-826. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60183-2](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60183-2)

ANDRADE, S.O.; ROSENDO, T.F.; COELHO, L.F.O.; DA SILVA, O.S. (2020). Uso de wetlands construídas para o tratamento de efluentes agroindustriais no semiárido nordestino. In: CONGRESSO NACIONAL DE PESQUISA E ENSINO EM CIÊNCIAS, 5, 2020, Campina Grande. Universidade Federal de Campina Grande, 2020. p. 1-4.

ARENHART, B. Avaliação do potencial de remoção de fósforo de efluentes a partir da utilização de lodo de eta rico em alumínio como adsorvente. 2019. 64 f. Trabalho de conclusão de curso. (Curso de Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2019.

BOTHE, H.; FERGUSON, S. J.; NEWTON, W. E. *Biology of the Nitrogen Cycle*. Elsevier 2007, 427 p.

BUENO, R.F.; CAMPOS, F.; RIVEIRA, M.M.; LENIS, C.; PIVELLI, R.P. (2019). Remoção simultânea de material orgânico, nitrogênio e fósforo em um reator em bateladas sequenciais com biofilme de leito móvel operado pelo processo anaeróbio-anóxico-óxico. *Engenharia Sanitaria Ambiental*, v. 24, p. 747-760. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522019125711>

BUENO, R.F.; SANTOS, F.M.; ASSIS, P.F.; CAMPOS, F. (2017). Remoção conjunta de nitrogênio e fósforo em um sistema de lodo ativado compartimentado (SLAC). *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, v. 8, p. 120-129. <https://doi.org/10.6008/SPC2179-6858.2017.002.0010>

BRANDT, C.R.; WEBER, A.C.; CORDEIRO, S.G.; SCHWEIZER, Y. A.; COSTA, B.; VIANA, A.; FREITAS, E. M.; ETHUR, E.M.; HOEHNE, L. (2021). Desenvolvimento de um reator e aplicação de processo oxidativo avançado como polimento final para tratamento de efluente industrial. *Interfaces entre Desenvolvimento, Meio Ambiente e Sustentabilidade*, v. 1, p. 110-124.

CAO, S.; DU, R.; PENG, Y.; LI, B.; WANG, S. (2019). Novel two stage partial denitrificação (PD)-Anammox process for tertiary nitrogen removal from low carbon/nitrogen (C/N) municipal sewage. *Chemical Engineering Journal*, v. 362, p. 107-115. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.12.160>

CHEN. Y.; SANJAYA, E.H.; GUO, G.; LI, Y-Y. (2021). High nitrogen removal performance of anaerobically treated fish processing wastewater by one-stage partial nitrification and anammox process with hydroxyapatite (HAP)-based syntrophic granules and granule structure. *Bioresour Technology*, v. 338, p. 125526. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125526>

CHINI, A.; HOLLAS, C.E.; BOLSAN, A.C.; VENTURIN, B.; BONASSA, G.; CANTÃO, M.E.; IBELLI, A.M.G.; ANTES, F.G.; KUNZ, A. (2020). Process performance and anammox community diversity in a deammonification reactor under progressive nitrogen loading rates for swine wastewater treatment. *Bioresour Technol*, v. 311, p. 123521. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123521>

CONSEMA. Conselho estadual do meio ambiente. Resolução nº355 de 27 de dezembro de 2017. Critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre.

CORREL, D. L. Phosphorus: a rate limiting nutrient in surface waters. *Poultry Science*, v. 78, p. 674-682, 1999.

DERISIO, J. C. *Introdução ao controle de poluição ambiental*. 4. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2012.

DOMINGOS, S.S. Vertical flow constructed wetlands for the treatment of inorganic industrial wastewater. 2011. Thesis (PhD in Environmental Engineering) – Murdoch University. Australia. 2011

FAN, N.-S.; BAI, Y.-H.; WU, J.; ZHANG, Q.; FU, J.-J.; ZHOU, W.-L.; HUANG, B.-C.; JIN, R.-C. (2020) A two-stage anammox process for the advanced treatment of high strength ammonium wastewater: microbial community and nitrogen transformation. *Journal of Cleaner Production*, v. 261, p.121148. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121148>

FATIMA, F; DU, H; KOMMALAPATI, R.R. (2021) Treatment of Poultry Slaughterhouse Wastewater with Membrane Technologies: A Review. *Water*. v. 13, p. 1 19. <https://doi.org/10.3390/w13141905>

FERNANDES, J.S. Remoção de nitrogênio de efluentes anaeróbios em reatores com atividade anammox. 2019. 127 f. Dissertação (Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2019.

FIA, F.R.L.; MATOS, A.T; FIA, R; BORGES, A.C; BAPTESTINI, G.C.F. (2020) Dinâmica do fósforo em sistemas alagados construídos tratando água residuária da suinocultura, *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 25, p. 79-86. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522020124591>

FIA, F.R.L.; MATOS, A.T.; FIA, R.; BORGES, A.C.; CECON, P.R. (2017). Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*. v. 22, p. 303-311. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016123972>

GARCIA, A.L. H; MATZENBACHER, C.A.; SANTOS, M.S.; PRADO, L.; PICADA, J.N.; PREMOLI, S.M.; CORREA, D.S.; NIEKRASZEWICZ, L.; DIAS, J.F.; GRIVICICH, I.; SILVA, J. (2017) Genotoxicity induced by water and sediment samples from a river under the influence of brewery effluent. *Chemosphere*, v. 169, p. 239-248. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.081>

GERHARDT, R.; REISDORFER, G.; CARDOSO, M.G. (2018) Remoção de nitrogênio e fósforo de efluente industrial através da precipitação de estruvita. *Tecno-Lógica*, v. 22, p. 35-40. <http://dx.doi.org/10.17058/tecnolog.v22i1.8858>

GUO, Y.; CHEN, Y.; WEBECK, E.; LI, Y.-Y. (2020). Towards more efficient nitrogen removal and phosphorus recovery from digestion effluent: Latest developments in the anammox-based process from the application perspective. *Bioresour Technol*, v. 299, p. 122560. [10.1016/j.biortech.2019.122560](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122560)

HE, S.; CHEN, Y.; QIN, M.; MAO, Z.; YUAN, L.; NIU, Q.; TAN, X. (2018). Effects of temperature on anammox performance and community structure. *Bioresource Technology*, v. 260, p. 186–195. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.03.090>

HOSSEINLOU, D. (2021). Determination of design loading rates for simultaneous anaerobic oxidation/partial nitrification- denitrification process and application in treating dairy industry effluente. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 9, p. 105176. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105176>

JETTEN, M. S. M.; NIFTRIK, L. VAN; STROUS, M.; KARTAL, B.; KELTJENS, J. T.; OP DEN CAMP, H. J. M. (2009) Biochemistry and molecular biology of anammox bacteria. *Critical Reviews in Biochemistry and Molecular Biology*, v. 44, p. 65–84. <https://doi.org/10.1080/10409230902722783>

JI, J.; PENG, Y.; WANG, B.; LI, X.; ZHANG, Q. (2020) A novel SNPR process for advanced nitrogen and phosphorus removal from mainstream wastewater based on anammox, endogenous partial-denitrification and denitrifying dephosphatation. *Water Research*, v. 170, p. 115363. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115363>

JO, Y.; CHO, K.; CHOI, H.; LEE, C. (2020) Treatment of low-strength ammonia wastewater by single-stage partial nitrification and anammox using upflow dual-bed gel carrier reactor (UDGR). *Bioresource Technology*, v. 304, p. 123023. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123023>

KHAN, M. N.; MOHAMMAD, F. (2014) Eutrophication: Challenges and Solutions. In: *Eutrophication: Causes, Consequences and Control*. v. 2, p. 1-15, 2014. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7814-6_1

LOTTI, T., KLEEREBEZEM, R., HU, Z., KARTAL, B., JETTEN, M.S.M., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. (2014) Simultaneous partial nitrification and anammox at low temperature with granular sludge. *Water Res*, v. 66, p. 111-121. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.07.047>

LU, X.; WANG, Y.; WANG, W.; LI, J.; LI, B.; HUANG, X. (2020) Characteristics of rapid-biofiltering anammox reactor (RBAR) for low nitrogen wastewater treatment. *Bioresource Technology*, v. 318, p. 124066. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124066>

MMA. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N° 430, de 13/05/2011.

MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; PARKER, J. *Microbiologia de Brock*. 12a ed. Porto Alegre: Artmed, 2010. 1128 p.

MATOS, A.T.; ABRAHÃO, S.S. E LO MONACO, P.A.V. (2012). Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da indústria de laticínios. *Revista Engenharia Agrícola*, vol. 32, p. 1144-1155. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162012000600016>

MATOS, A. T.; BRASIL, M. S.; FONSECA, S. P. P. Aproveitamento de efluentes líquidos domésticos e agroindustriais na agricultura. In: *ENCONTRO DE PRESERVAÇÃO DE MANANCIAS DA ZONA DA MATA MINEIRA*, 3, 2003, Viçosa. *Uso de Águas Residuárias e Biossólidos na Agricultura*. Anais... Viçosa: UFV, DEA, ABES/MG, 2003. p.25-79.

MATOS, A.T.; FREITAS, W.S.; LO MONACO, P.A.V. (2009) Capacidade extratora de diferentes espécies vegetais cultivadas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de suinocultura. *Ambiente e Água*, v. 4, p. 31-45.

MBURU, C.; KIPKEMBOI, J.; KIMWAGA, R. (2019). Impact of substrate type, depth and retention time on organic matter removal in vertical subsurface flow constructed wetland mesocosms for treating slaughterhouse wastewater. *Physics and Chemistry of the Earth*, v. 114, p. 102792. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2019.07.005>

MEIRELLES, D. Avaliação de um protótipo de *wetland* construído para polimento final de efluente gerado em abatedouro bovino. 2016. 109 f. Monografia (Engenharia Ambiental) – Centro Universitário Univates, Lajeado, 2016.

MENDONÇA, H.V.; RIBEIRO, C.B.; NOGUEIRA, K.C.C. (2017). Remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuais de laticínios em sistemas alagados construídos. *Revista de Ciências Agrárias*, v. 40, p. 12.22. <https://doi.org/10.19084/RCA15154>

METCALF & EDDY. Fundamentos do tratamento biológico *Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos*: 5. ed. Porto Alegre: Grupo A, 2016.

MICHAEL JR., J.H. (2003) Nutrients in salmon hatchery wastewater and its removal through the use of a wetland constructed to treat off-line settling pond effluent. *Aquaculture*. v. 226, p. 213-225. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(03\)00479-4](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00479-4)

MICHAEL, S.; PASCHAL, C.; KIVEVELE, T.; RWIZA, M.; NJAU, K.N. (2020). Performance investigation of the slaughterhouse wastewater treatment facility: a case of Mwanza City Slaughterhouse, Tanzania. *Water Practice & Technology*, v. 15, p. 1097-1110. <https://doi.org/10.2166/wpt.2020.085>

MOHAMMED, N.; ISMAIL, Z. (2020). Green sustainable technology for biotreatment of dairy wastewater in constructed wetlands. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, v. 96, p. 1197-1204. <https://doi.org/10.1002/jctb.6631>

MOJIRI, A.; ZHOU, J.L.; RATNAWEERA, H.; OHASHI, A.; OZAKI, N.; AOI, Y.; VAKILI, M.; KINDAICHI, T. (2021). Performance optimization of a chitosan/anammox reactor in nitrogen removal from synthetic wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 9, p. 105252. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105252>

MORAIS, N.W.S; COELHO, M.M.H; SILVA, F.S.S; PEREIRA, E.L; DOS SANTOS, A.B. (2020) Caracterização físico-química e determinação de coeficientes cinéticos aeróbios de remoção da matéria orgânica de águas residuais agroindustriais. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*. v. 25, p. 489-500. <https://doi.org/10.1590/S1413-4152202020190220>

MULDER, A.; GRAAF, A.A.V.; ROBERTSON, L.A.; KUENE, J.G. (1995). Anaerobic Ammonium Oxidation Discovered in a De-nitrifying Fluidized Bed Reactor. *FEMS Microbiol. Ecol.*, v. 16, p. 177–184.

NJOYA, M.; BASITERE, M.; NTWAMPE, S.K.O. (2019) Analysis of the Characteristics of Poultry Slaughterhouse Wastewater (PSW) and Its Treatability. *Water Practice & Technology*, v. 14, p. 959–970. <https://doi.org/10.2166/wpt.2019.077>

PEREIRA, A.D.; CABEZAS, A.; ETCHEBEHERE, C.; AUGUSTO, C.; CHERNICHARO, D.L.; ARAÚJO, J.C. DE, DE, C.A.; (2017). Microbial communities in anammox reactors: a review. *Environmental Technology Reviews*, v. 6, p. 2515. <https://doi.org/10.1080/21622515.2017.1304457>

PEREIRA, A.D.; Reatores com atividade anammox para o pós-tratamento de digestato de resíduo alimentar: avaliação de diferentes estratégias de aeração e da comunidade microbiana.

2018. 263 f. Tese (Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2018.

PHYTORESTORE BRASIL, Disponível em :< <http://phytorestore.com.br/> > Acesso em: 16, out. 2018.

RAMOS, N.F.S.; BORGES, A.C.; GONÇALVEZ, G.C.; MATOS, A.T. (2017). Tratamento de águas residuais de suinocultura em sistemas alagados construídos, com *Chrysopogon zizanioides* e *Polygonum punctatum* cultivadas em leito de argila expandida. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 22, p. 123-132. <https://doi.org/10.1590/S1413-4152201687067>

SALATI, E, (2006) Controle de qualidade de água através de sistemas de wetlands construídos. Rio de Janeiro: Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável, 2006.

SEZERINO, P.H.; BENTO, A.P.; DECEZARO, S.T.; MAGRI, M.E.; PHILIPPI, L.S. (2015) Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 20, p. 151-158. <https://doi.org/10.1590/S141341522015020000096615>

SILVA, L.D.D.; Wetlands construídos de fluxo vertical aplicados no póstratamento de efluente de abatedouro de ovinos e bovinos. 2017. 94 f. Trabalho de conclusão de curso (Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária) – Universidade Federal do Pampa, Caçapava do Sul, 2017.

SILVEIRA, J.R.; NEVES, J.P.; VIEIRA, B.H.R.; DOS SANTOS, M.H.C.; DA SILVA PITALUGA, D.P. (2020) Tratamento de efluentes sépticos em wetlands construídos de uma unidade universitária. *Tecnia*, v. 6, p. 136 – 152.

SOUSA, J.T.; VAN HAANDEL, A. C.; COSENTINO, P. R. S.; GUIMARÃES, A. V. (2000). A. Pós-tratamento de efluentes de reator UASB utilizando sistemas "wetlands" construídos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.4, n.1, p.87-91. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662000000100016>

STROUS, M.; KUENEN, J. G.; JETTEN, M. S. M. (1999). Key physiology of anaerobic ammonium oxidation. *Applied and Environmental Microbiology*, v.49, p.236-244. <https://doi.org/10.1128/AEM.65.7.3248-3250.1999>

TANNER, C. C. (2001) Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Science Technology*, v. 44, p. 9-17. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0804>

TANG, C-J.; DUAN, C-S.; YU, C.; SONG, Y-X.; CHAI, L-Y.; XIAO, R.; WEI, Z.; MIN, X-B. (2017). Removal of nitrogen from wastewaters by anaerobic ammonium oxidation (anammox) using granules in upflow reactors. *Environmental Chemistry Letters*, v. 15, p. 311–328. <https://doi.org/10.1007/>

VON SPERLING, M. (2005) *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG.

WANG, J.; LI, L.; LIU, Y.; LI, W. (2021) A review of partial nitrification in biological nitrogen removal processes: from development to application. *Biodegradation*, v. 32, p. 229-249. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125240>

WANG, M.; ZHANG, D.; DONG, J.; TAN, S.K. (2018) Application of constructed wetlands for treating agricultural runoff and agro-industrial wastewater: a review. *Hydrobiologia*, v. 805, p. 1-31.

WERALUPITIYA, C.; WANIGATUNGE, R.; JOSEPH, S.; ATHAPATTU, B.C.L.; LEE, T-H.; BISWAS, J. K.; GINIGE, M.P.; LAM, S.S.; KUMAR, P.S.; VITHANAGE, M. (2021) Anammox bacteria in treating ammonium rich wastewater: Recent perspective and appraisal. *Bioresource Technology*, v. 334, p. 125240. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125240>

WU, L., LI, Z., HUANG, S., SHEN, M., YAN, Z., LI, J., PENG, Y. (2019) Low energy treatment of landfill leachate using simultaneous partial nitrification and partial denitrification with anaerobic ammonia oxidation. *Environment International*. v. 127, p. 452–461. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.02.071>

XIAO, S.; HU, S.; ZHANG, Y.; ZHAO, X.; PAN, W. (2018) Influence of sewage treatment plant effluent discharge into multipurpose river on its water quality: A quantitative health risk assessment of *Cryptosporidium* and *Giardia*. *Environmental Pollution*, v. 233, p. 797-805. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.010>

XIN, X.; LIU, Q.; WERNER, D.; LU, H.; JIAWEI, Q. (2020). Start-up strategy and bacterial community analysis of SNAD process for treating anaerobic digester liquor of swine wastewater (ADLSW) in a continuous-flow biofilm reactor. *Water and Environment Journal*, v. 34, p. 661-671. <https://doi.org/10.1111/wej.12568>

YAAKOB, M.A.; MOHAMED, R.M.S.R.; AL-GHEETHI, A.A.S.; KASSIM, A.H.M. (2018) Characteristics of Chicken Slaughterhouse Wastewater. *Chemical Engineering Transaction*, v. 63, p. 637–642.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus pela vida, pelas oportunidades e por ter me guiado em todo período da graduação, me concedendo saúde e força para vencer todos os obstáculos e os momentos difíceis.

Agradeço a toda minha família, principalmente meus pais e minha irmã, que sempre acreditaram em mim e nunca deixaram de me incentivar em momentos difíceis e por toda a compreensão nos momentos dedicados aos estudos, principalmente acreditando no meu potencial, quando nem eu mesma acreditava. Sou eternamente grata pela família que tenho, se cheguei até aqui foi graças a vocês.

A todos os amigos que fiz durante a graduação, em especial a Suélen, Sandrine, Amanda, Liane, Luiz, Bernardo, e ao Gabriel que me ajudou imensamente neste trabalho, por toda paciência que teve comigo e toda a atenção, tirando minhas dúvidas e me auxiliando, deixando seus afazeres de lado para me ajudar. E a todos os meus colegas que convivi na faculdade e que foram fundamentais nesta caminhada.

Sou grata a todos os meus amigos pelo apoio e incentivo durante todo o período da graduação, em especial a Gabriela, Leonardo, Álvaro e Eduardo e Jaqueline. Agradeço também pela compreensão e paciência em função da minha ausência e todo suporte emocional em momentos de dificuldade.

Agradeço à minha orientadora Gean Delise L. Pasquali e minha coorientadora Adriana Dervanoski por terem aceitado me orientar neste desafio em meio a pandemia, iniciando um novo trabalho, por todos os ensinamentos e toda a atenção dispensada durante toda elaboração do presente trabalho. Sou imensamente grata a vocês por todo o conhecimento transmitido e as admiro muito.

Aos professores, e todos que contribuíram de alguma forma, direta ou indiretamente, para a minha formação e na realização deste estudo.