

Tratamento de efluentes com a utilização de lentilhas d'água (*Lemna valdiviana*)

Lilian Terezinha Winckler⁽¹⁾, Carina Domingues Nascimento⁽²⁾ e Victor Quevedo Tavares⁽³⁾

⁽¹⁾ Pesquisadora, Embrapa Clima Temperado, Pelotas, RS. ⁽²⁾ Tecnóloga autônoma em gestão ambiental, Pelotas, RS. ⁽³⁾ Professor, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, RS

Resumo – Efluentes são os líquidos gerados após o uso no atendimento de diversas atividades, tanto domésticas quanto de produção. O tratamento dos efluentes permite que, ao retornarem ao ambiente, não provoquem problemas às populações animais, vegetais, recursos hídricos, solo e ar, nem à saúde humana. No meio rural, diversos efluentes são gerados, sendo que seu tratamento depende sempre do gerador. Este trabalho se propõe a avaliar um tratamento de efluentes de produção animal, com potencial poluidor, por meio de métodos biológicos facilmente aplicáveis nas propriedades rurais. Efluentes de piscicultura e de gado leiteiro foram tratados com diferentes densidades de macrófitas aquáticas, verificando-se seu potencial de redução de parâmetros poluentes. Os resultados demonstraram que a lentilha d'água diminui o potencial poluidor dos efluentes. No entanto, ainda é necessário estabelecer o manejo da densidade de plantas e a retirada da biomassa para aumentar o potencial do tratamento do efluente.

Termos para indexação: Macrófitas aquáticas, fitorremediação, águas residuárias.

Wastewater treatment using duckweed (*Lemna valdiviana*)

Abstract – Wastewater is a liquid mixture generated after use in domestic or production activities. Wastewater treatment aims to ensure that the effluents reaching the environment do not cause health or environmental problems. In rural areas, a large amount of wastewater is produced, whose treatment always depends on the effluent generator. This work aims to analyze the treatment of different wastewater from animal production, with potential for pollution, using biological methods easily applicable on rural properties. Wastewater from fish farming and dairy cattle was treated with different densities of aquatic macrophytes, verifying their potential in terms of reducing pollutant parameters. The results demonstrated that duckweed reduces the

Embrapa Clima Temperado
BR-392, Km 78, Caixa Postal 403
96010-971 Pelotas, RS
www.embrapa.br/clima-temperado
www.embrapa.br/fale-conosco/sac

Comitê Local de Publicações

Presidente

Ana Cristina Richter Krolow

Secretária-executiva

Rosângela Costa Alves

Membros

Newton Alex Mayer, Bárbara

Chevallier Cosenza, Cláudia

Antunez Arrieche e Sonia

Desimon

Edição executiva

Bárbara Chevallier Cosenza

Revisão de texto

Bárbara Chevallier Cosenza

Normalização bibliográfica

Cláudia Antunez Arrieche

(CRB-10/1594)

Projeto gráfico

Leandro Sousa Fazio

Diagramação

Nathália Santos Fick

Publicação digital: PDF

Todos os direitos reservados à Embrapa.

pollutant potential of the wastewater. However, plant density management and biomass removal still need to be established, in order to increase the treatment potential.

Index terms: Aquatic macrophyte, phytoremediation, effluent.

Introdução

Os efluentes são despejos líquidos oriundos de diversas atividades humanas, incluindo processos industriais, domésticos e agrícolas, sendo também conhecidos como águas residuárias ou servidas. O esgoto sanitário é aquele formado por esgoto doméstico e industrial, águas de infiltração e parcela das águas pluviais. O esgoto doméstico é aquele resultante das atividades de higiene e necessidades fisiológicas humanas, enquanto o industrial é proveniente dos processos industriais (Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1986). No meio rural, além do esgoto sanitário, as atividades agropecuárias também podem gerar efluentes. O escoamento superficial e infiltração das áreas agrícolas podem carregar sólidos e nutrientes, dependendo do manejo e cuidados com o plantio e aplicação de insumos e agrotóxicos em sistemas de produção vegetal (De Filippo, 2000). A pecuária é outra usuária de águas, não apenas para dessedentação animal, mas também para a limpeza de instalações e manejo dos dejetos (Palhares, 2021). A piscicultura, como as demais produções animais, também demanda água e gera efluentes, que muitas vezes não são percebidos como potencialmente poluidores (Satiro et al., 2022). Entretanto, restos de ração, fezes e urina são produzidos dentro dos viveiros de criação de peixes.

De acordo com Brasil (2007; 2020), o saneamento básico integra o abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo dos resíduos sólidos realizados de forma adequada à saúde pública, à conservação dos recursos naturais e à proteção do meio ambiente. Apesar da Política Nacional de Saneamento Básico, de 2020 (Brasil, 2020), propor a garantia ao atendimento da população rural, por meio da utilização de soluções compatíveis com as suas características econômicas e sociais peculiares, proporcionando condições adequadas à salubridade ambiental das populações rurais, o Plano Nacional de Saneamento Rural (Brasil, 2019) demonstra a precariedade nessas áreas. As seguintes situações são relatadas nos diferentes

biomas quanto ao esgotamento sanitário: Amazônia com 51,5% de fossa rudimentar, 25,7% de outras soluções, 13,5% de fossa séptica, 13,5% sem banheiro e 0,9% com rede; na Caatinga, 53,7% de fossa rudimentar, 25,7% outras, 13,5% sem banheiro, 7,5% fossa séptica e 1,6% rede; no Cerrado, 58,7% com fossa rudimentar, 21,1% sem banheiro, 11,6% com fossa séptica, 6,8% outras e 1,9% rede; na Mata Atlântica, 56,1% com fossa rudimentar, 19,6% com fossa séptica, 15,2% outras, 4,8% sem banheiro e 4,3% rede; no Pampa, 51% com fossa rudimentar, 32,7% com fossa séptica, 10,8% sem banheiro, 2,9% outras e 2,6% rede; no Pantanal, 75,1% com fossa rudimentar, 9,8% com fossa séptica, 8% outras, 6,5% sem banheiro e 0,7% rede. Além disso, o tratamento de água para consumo é praticamente inexistente. Com esse cenário, é possível perceber os efeitos dos efluentes sobre as águas circundantes.

Algumas alternativas para uso e tratamento de efluentes do meio rural foram propostas. O uso direto dos efluentes, com o objetivo de adubar principalmente pastagens e cultivos arbóreos, tem sido comumente usado. A quantidade de nutrientes presentes nos dejetos, principalmente de animais como suínos e bovinos, faz com que sejam um substituto de adubos, reduzindo custos. Entretanto, o uso de efluentes sem critério pode causar contaminações de solo e água (Nascimento et al., 2017; Franco et al., 2019). Apesar de haver pouco regramento para o reúso de água (Franco et al., 2019), no estado do Rio Grande do Sul, a Fundação Estadual de Proteção Ambiental (Fepam) possui diretriz técnica para reúso de efluentes (Fundação Estadual de Proteção Ambiental, 2019) e resolução para essa atividade (Conselho Estadual do Meio Ambiente, 2020). Entretanto, a possibilidade de reúso trata de tratamento dos efluentes líquidos e reúso para produção agrícola apenas em cultivo de florestas plantadas, envolvendo o uso de efluentes industriais e sanitários. A outra possibilidade apresentada na norma refere-se ao tratamento e reúso no processo produtivo, não especificando limites de uso, porém, é necessário dispor de um responsável técnico para avaliação das diferentes etapas e qualidade dos parâmetros de efluente a ser utilizado. O tratamento a ser utilizado não é especificado, estando apenas relacionado às questões de qualidade para o fim a que se destina. Já a resolução CONSEMA veta o uso da água de reúso “para produção de frutos, hortaliças, raízes e tubérculos, onde o produto se encontre em contato com o solo ou água de reúso caso esses sejam consumidos crus por humanos”

(Artigo 16 da Resolução 419/2020), independentemente do tipo de água de reuso em questão.

Os tratamentos convencionais envolvem troca iônica, adsorção, osmose reversa, precipitação química, tratamento eletroquímico, entre outros (Mustafa; Hayder, 2021). Além desses, a transformação microbiana, a assimilação por parte de macrófitas e a volatilização são alguns dos caminhos para a transformação de efluentes (Amare et al., 2018). Denomina-se fitorremediação a técnica de melhoria da qualidade de efluentes por meio da aplicação de plantas para a remediação, sendo essa uma técnica de menor custo energético, menor emissão de carbono e menos formação de lodo (Amare et al., 2018; Mustafa; Hayder, 2021). As macrófitas aquáticas têm sido estudadas pelo seu potencial de múltiplos usos, permitindo que dejetos retornem aos sistemas produtivos como componente(s) de ração animal, supriimento de adubos no solo, ou ainda em outros usos, como biocombustível, bioplástico ou outros (Heitzman et al., 2024; Baek et al., 2021; Kreider et al., 2019).

A utilização dessa biomassa caracteriza a economia circular, viabilizando o retorno de subprodutos do tratamento de efluentes ao ciclo produtivo, melhorando a eficiência do uso de recursos naturais.

O objetivo deste trabalho foi identificar o potencial de tratamento de efluentes de produção animal (piscicultura e bovinocultura de leite) do meio rural mediante a fitorremediação com *lemnas* (*L. valdiviana*).

Materiais e métodos

O estudo foi desenvolvido na Embrapa Clima Temperado, Pelotas, Rio Grande do Sul, em estufa, pelo período de 21 dias, entre os meses de agosto e setembro de 2024. Foram utilizadas plantas de *Lemna valdiviana* coletadas na natureza, limpas com hipoclorito de sódio e separadas de outras espécies e animais, então mantidas em laboratório com água de um açude até o início do experimento.

O experimento foi inteiramente casualizado, de forma estática, sendo avaliados dois efluentes tratados pelas *lemnas*, e para isso foram testadas três densidades (0, 25 e 50% da área total do recipiente com cobertura de *lemnas*), em cinco repetições.

Os dois efluentes utilizados foram: 1) proveniente de um sistema de recirculação de água para piscicultura, em que o efluente do decantador foi coletado e levado ao laboratório, e 2) o efluente de um sistema de ordenha de bovinos de leite, coletado na lagoa de acumulação dos efluentes. Esses

efluentes foram levados ao laboratório e então filtrados para remoção de detritos e partículas sólidas, usando malha de aço inox de 1 mm. Posteriormente, foram acondicionados nos recipientes experimentais, que consistiam em baldes plásticos com capacidade para 3 L e 12 cm de profundidade. As análises de qualidade do efluente foram realizadas a cada 7 dias. O período amostral se estendeu por 21 dias, sob condições seminaturais, em estufa, para evitar diluição por precipitação, porém sem controle de luz ou temperatura.

Amostras dos efluentes foram coletadas nos dias 0, 7, 14 e 21 do tratamento. As coletas foram realizadas com *snap cap* de vidro (100 mL) e levadas ao laboratório para análise. Os parâmetros verificados foram amônia total (NH_3 e NH_4); nitrito (NO_2); nitrato (NO_3); fósforo total (PT); e demanda química de oxigênio (DQO), analisados em fotocolorímetro digital, conforme Rice et al. (2012).

A turbidez foi analisada com turbidímetro microprocessado com escala para análise de 0 a 1.000 NTU (*Nephelometric Turbidity Units*); coliformes termotolerantes e *Escherichia coli*, mediante o uso de kit microbiológico (meio da membrana filtrante). Parâmetros como temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e pH foram aferidos usando-se sonda multiparâmetro portátil.

Os padrões dos efluentes foram comparados aos do Conselho Nacional do Meio Ambiente (2005) para os diferentes usos.

Resultados e discussão

A caracterização dos efluentes no início do experimento consta na Tabela 1. De acordo com essa caracterização, os efluentes de piscicultura e de bovinocultura de leite apresentam características de Classe 1 para os parâmetros de temperatura, turbidez e pH. Porém, para os parâmetros nitrito e nitrato, os efluentes de bovinocultura classificam-se em Classe 4, enquanto os efluentes de piscicultura são compatíveis com Classe 1 para nitrito, porém para o nitrato encontram-se em níveis de Classe 4. O fósforo total em ambiente lântico é compatível com Classe 4. Com relação a coliformes termotolerantes, o efluente de piscicultura é caracterizado com níveis compatíveis com Classe 1, enquanto o efluente de bovinocultura leiteira apresenta níveis de Classe 3 para usos que não sejam dessedentação animal, em que não se pode ultrapassar 1.000 UFC/100 mL (unidade formadora de colônia). Já a DQO encontra-se acima dos limites aceitáveis para emissão de efluentes, com vazão inferior a 100 m^3 por dia para os dois efluentes testados.

Tabela 1. Caracterização dos efluentes de piscicultura e de bovinocultura leiteira, obtidos no dia 04/08/2024 para os parâmetros físicos e químicos, e em 21/08/2024 para os parâmetros microbiológicos.

Parâmetro	Efluentes de piscicultura	Efluentes de bovinocultura leiteira
Temperatura (°C)	9	9,6
Turbidez (NTU)	19,6	10,21
pH	6,97	7,63
DQO (mg/L)	346,85	432,3
NH ₃ (mg/L)	3,42	16,95
NO ₂ ⁻ (mg/L)		1,96
NO ₃ ⁻ (mg/L)	46,75	20,85
Fósforo total (mg/L)	14,53	16,38
Coliformes termotolerantes (UFC/100 mL)	120	1.520
<i>Escherichia coli</i> (UFC/100 mL)	**	160

* Abaixo do limite de detecção do método ($\leq 0,5$ mg/L).

** Abaixo do limite de detecção do método (≤ 80 UFC/100 mL).

Para avaliar os resultados obtidos ao longo do tempo, deve-se entender o ciclo do nitrogênio dentro dos ambientes aquáticos. A amônia que chega à água proveniente de restos de alimento, fezes e urina é oxidada biologicamente a nitrito (NO₂⁻), em um processo denominado nitrificação, com a participação das bactérias do gênero *Nitrosomonas*. A partir do nitrito, as bactérias do gênero *Nitrobacter* realizam a conversão a nitrato (NO₃⁻). Esse é um processo aeróbico e, conforme Graetz (1973) apud Esteves (1998), com aeração essa nitrificação ocorre em taxas de 1 a 4 mg NO₃⁻/L por dia.

A amônia, cujo valor é muito superior no efluente bovino, apresentou queda bastante significativa, sendo comparável ao final do período experimental aos níveis de amônia no efluente de piscicultura (Figuras 1 e 2). Os tratamentos dos dois efluentes com lemna induziram remoções de amônia maiores que aqueles sem a lemna, sendo que, conforme

Nascimento et al. (2018), o nitrogênio amoniacal é a forma prioritária de absorção de nitrogênio pela lemna. Os níveis de amônia (NH₃) considerados letais para peixes neotropicais são similares ao observado para teleósteos dulcícolas em geral. De acordo com Martinez et al. (2006), esse valor é de 0,82 mg/L de NH₃ para CL₅₀ (96 horas), enquanto para camarões nativos (*Farfantepenaeus paulensis*) esse valor é similar (0,86 mg/L) para a CL50 (96 horas) (Cavalli et al., 1996). Os efluentes piscícolas e bovinos, com ou sem tratamento com lemnas, apresentaram valores acima dos considerados seguros para esses organismos aquáticos. O tratamento com lemnas em 50% da área de efluentes de peixes possibilitou níveis mais próximos dos seguros para organismos aquáticos, ficando em média com 1,05 mg/L de NH₃, enquanto os efluentes de gado com 25% de lemnas obtiveram decréscimo superior dos níveis de NH₃, atingindo 1,025 mg/L de NH₃.

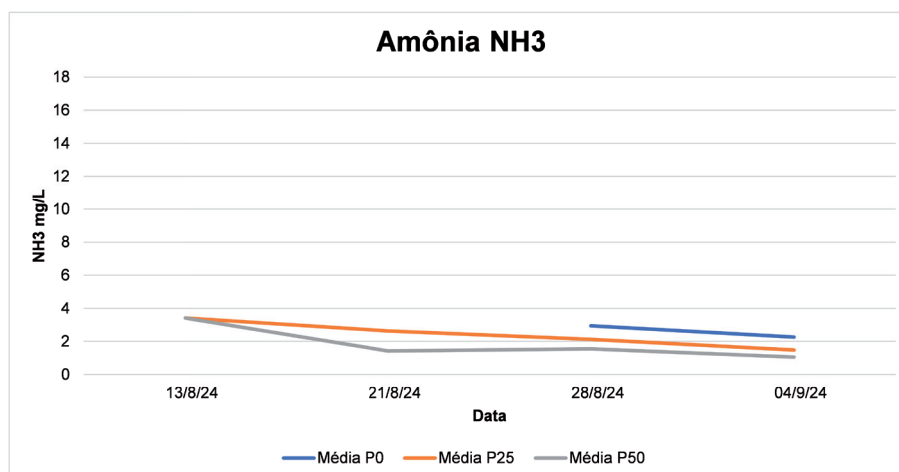


Figura 1. Média dos teores de amônia (mg/L) observados ao longo dos 21 dias de experimento com a utilização de 0, 25 e 50% de cobertura de macrófitas para o tratamento de efluentes de peixes (P).

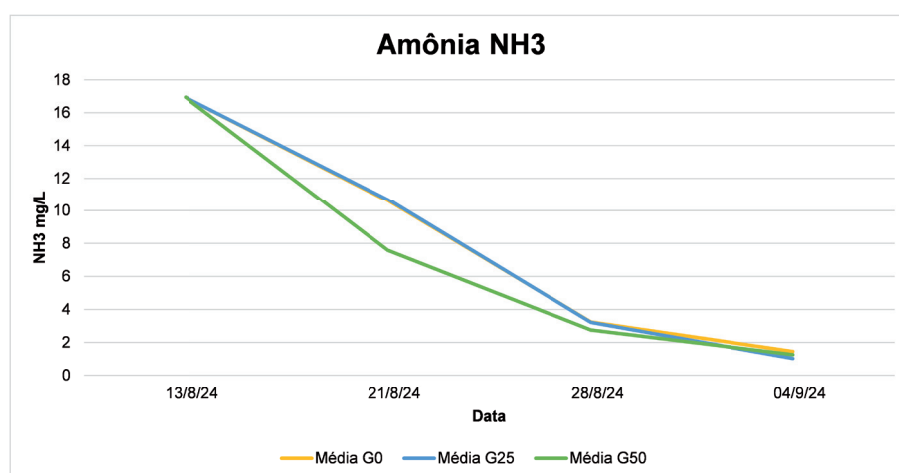


Figura 2. Média dos teores de amônia (mg/L) observados ao longo dos 21 dias de experimento com a utilização de 0, 25 e 50% de cobertura de macrófitas para o tratamento de efluentes de peixe (P).

O nitrito, que no efluente de peixes não foi detectado no início do experimento, passou a ser detectado na segunda amostragem, após uma semana. Esse teor aumentou na terceira amostragem e depois diminuiu, principalmente nos tratamentos com lemnas (Figura 3). Já no efluente de gado leiteiro, apesar de um decréscimo inicial observado na segunda semana de experimento, na terceira semana observou-se um pico de nitrito, sendo maior no tratamento com ausência de lemnas. Conforme Andrade et al. (2010), espera-se a diminuição da amônia e aumento do nitrito no ciclo do nitrogênio, porém, o acúmulo de nitrito pode ocorrer em casos de pH baixo, baixa concentração de oxigênio dissolvido e temperatura baixa. Nesse período observou-se uma temperatura maior, além de pH alto. Conforme as Figuras 5 e 6, é possível verificar uma queda do

nitrito nos efluentes de peixes na terceira semana, concomitantemente ao acúmulo de nitrito, que pode ocorrer pela inibição que o nitrato promove sobre a atividade de *Nitrobacter agilis* (Hunik 1993 apud Andrade et al., 2010). Conforme Zoppas et al. (2016), a atividade de bactérias oxidadoras de amônio é inibida em concentrações superiores a 150 mg/L de $N-NH_3$ enquanto as bactérias oxidadoras de nitrito são fortemente dependentes da concentração de amônia, sendo que valores acima de 1 mg/L de $N-NH_3$ provocam um decréscimo exponencial da atividade dessas, sendo que a amônia esteve superior a tal limite para todo o ciclo estudado. O pH, a temperatura e o oxigênio são outros fatores importantes no processo de nitrificação, sendo que, abaixo de 10 °C e com oxigênio dissolvido inferior a 2 mg/L, a nitrificação cai drasticamente. Temperaturas acima

de 15 °C são adequadas para o processo de nitrificação. Da mesma forma, pH menor de 6 causa decréscimo tanto da atividade de bactérias oxidadoras de amônio quanto de nitrito. Ainda, é importante lembrar que a relação DQO/N (demanda química de oxigênio/nitrogênio) influencia diretamente na nitrificação, e indiretamente na desnitrificação. Esse atraso da nitrificação ficou muito evidente nos dois efluentes com ausência de lemna, tendo havido um aumento posterior no nitrato e diminuição de nitrito na última semana de condução do experimento. O nitrato atingiu níveis compatíveis a águas Classe

1 (Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2005) para os efluentes de peixe tratados com 50% de lemna, sendo que o efluente tratado com 25% atingiu 11,7 mg/L, estando no limiar para o aceitável nessa classe de água. Já no efluente de bovinos, o tratamento com 25% de lemna atingiu 11,01 mg/L, estando próximo no limiar do considerado aceitável para Classe 1 (10 mg/L), enquanto os demais tratamentos foram superiores. Como o mesmo valor é considerado aceitável para Classe 3, todos os demais tratamentos de efluentes mantiveram-se em Classe 4.

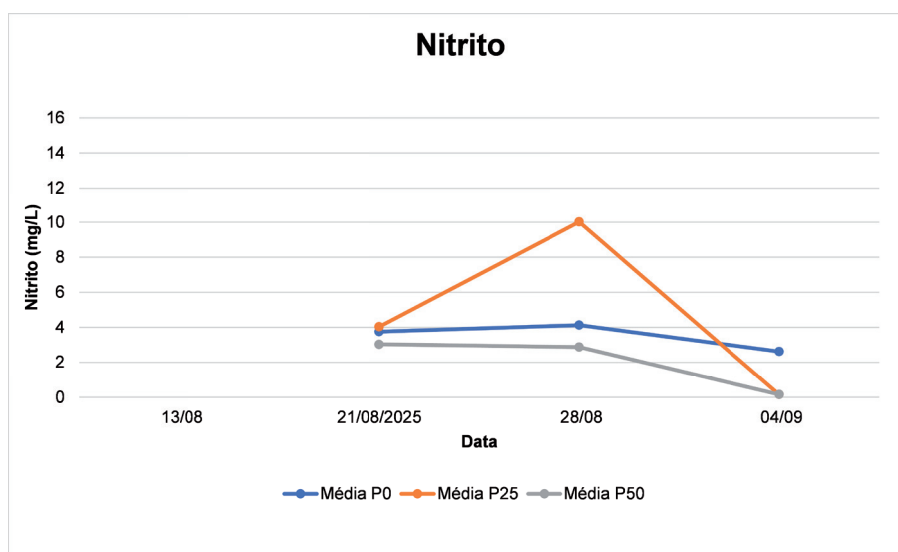


Figura 3. Média dos teores de nitrito (mg/L) dos 21 dias de experimento com a utilização de 0, 25 e 50% de cobertura de macrófitas para o tratamento de efluentes de peixes (P).

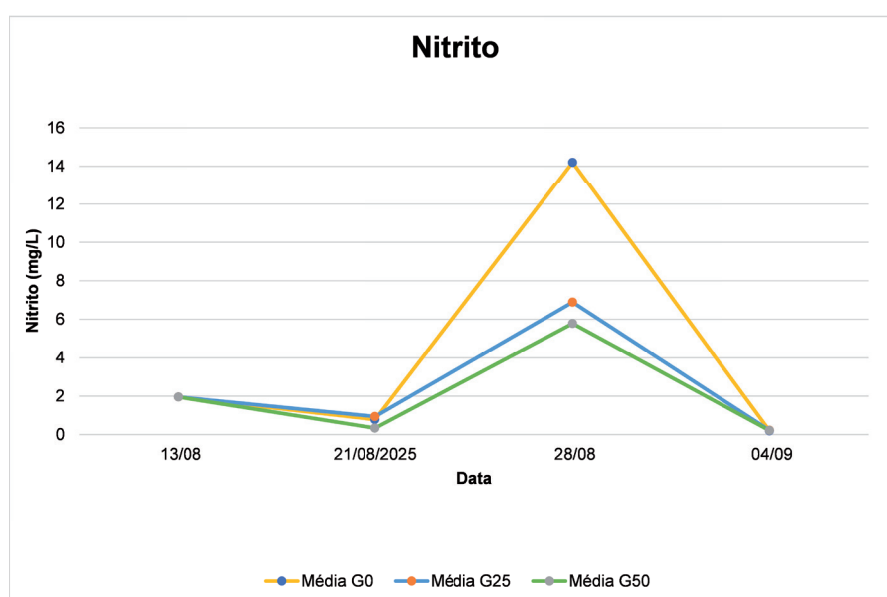


Figura 4. Média dos teores de nitrito (mg/L) dos 21 dias de experimento com a utilização de 0, 25 e 50% de cobertura de macrófitas para o tratamento de efluentes de gado (.G)

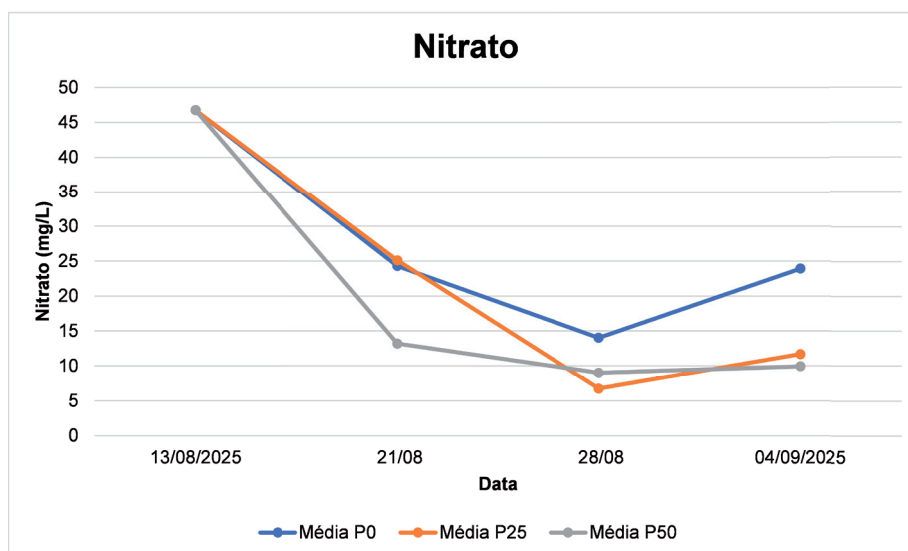


Figura 5. Média dos teores de nitrato (mg/L) dos 21 dias de experimento com a utilização de 0,25 e 50% de cobertura de macrófitas para o tratamento de efluentes de peixes (P).

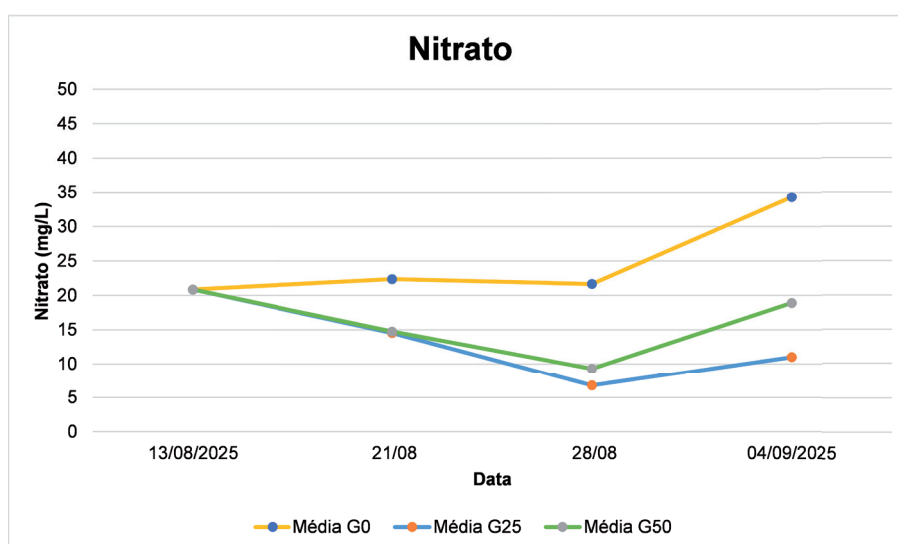


Figura 6. Média dos teores de nitrato (mg/L) dos 21 dias de experimento com a utilização de 0,25 e 50% de cobertura de macrófitas para o tratamento de efluentes de gado (G).

Em águas residuais de piscicultura, o fósforo pode ser originado na matéria orgânica e de ração não consumida em decomposição. Tanto no efluente da piscicultura como no da bovinocultura, os níveis de fósforo encontrados estavam muito acima dos limites da Classe 3, sendo ambos os efluentes classificados como de Classe 4, mesmo após o período experimental, tanto para os tratamentos com quanto para os sem lemna. Os tratamentos de efluentes da produção peixes com lemnas apresentaram grande redução em relação aos efluentes não tratados

com lemnas. No caso dos efluentes bovinos, essa redução ocorreu em todos os tratamentos, porém a diferença em relação ao tratamento sem o uso de lemnas foi menor do que o observado nos efluentes de piscicultura. Apesar de não ter sido avaliada, a formação de algas no efluente de gado foi bastante grande, sendo possivelmente uma das causas do declínio do fósforo, uma vez que esse elemento que chega aos sistemas aquáticos normalmente é rapidamente assimilado pelo fitoplâncton (Esteves, 1998).

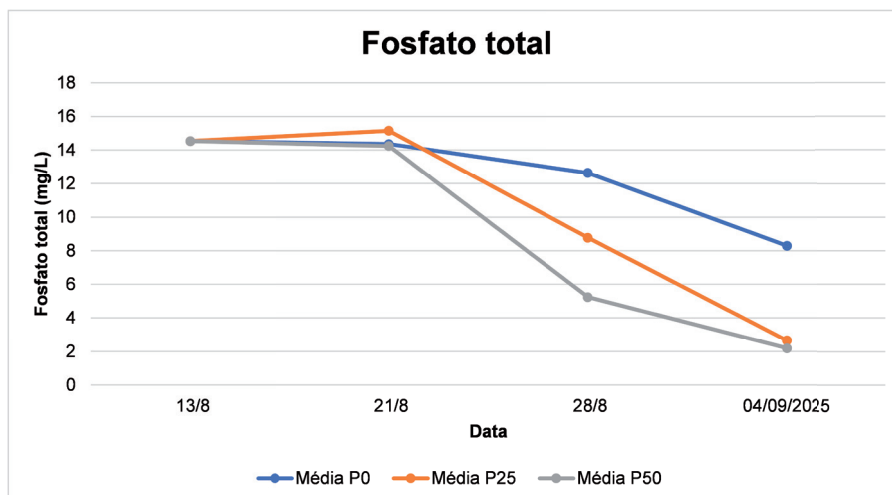


Figura 7. Média dos teores de fósforo total (mg/L) dos 21 dias de experimento com a utilização de 0, 25 e 50% de cobertura de macrófitas para o tratamento de efluentes de peixes (P).

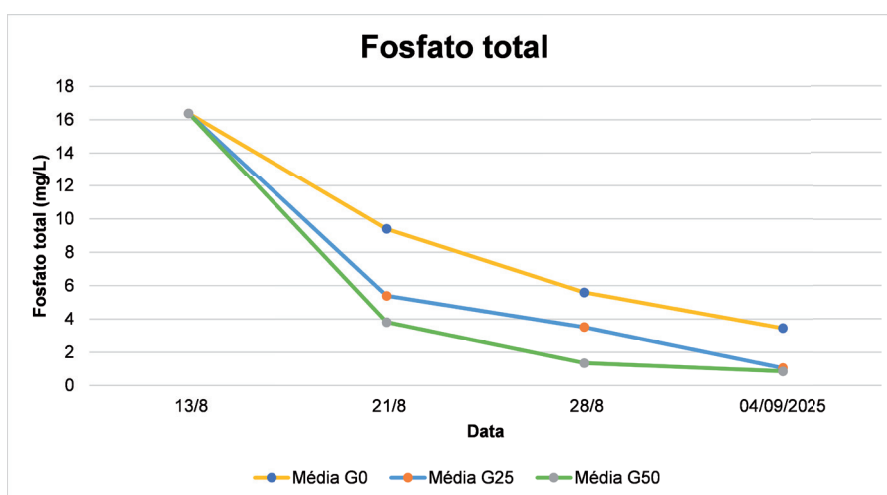


Figura 8. Média dos teores de fósforo total (mg/L) dos 21 dias de experimento com a utilização de 0, 25 e 50% de cobertura de macrófitas para o tratamento de efluentes de gado (G).

A demanda química de oxigênio (DQO) é uma medida indireta da matéria orgânica presente nos efluentes, obtida por meio do consumo do oxigênio necessário para oxidar a matéria orgânica, biodegradável ou não, por um agente químico oxidante forte (Valente et al., 1997). Ao longo do experimento, foi possível identificar uma queda na DQO do efluente de peixes tratado com 50% de lemnas, e

no de gado com 25% e ausência de lemnas (Figuras 9 e 10). Os demais apresentaram um aumento da DQO na terceira semana e posterior queda. Acredita-se que a quantidade de fitoplâncton tenha aumentado nesse período, apesar de não ter sido medido diretamente; porém, o aumento da temperatura, ocorrido nesse período (Figura 11), pode ter ocasionado tal acréscimo.

Avaliando-se os efluentes sob a legislação pertinente ao lançamento desses em águas superficiais, conforme resolução Conselho Estadual do Meio Ambiente (2017), a DQO estava acima do valor recomendado para liberação em corpos hídricos. Após tratamentos de todos os efluentes, com exceção do

efluente de piscicultura sem lemna, obteve-se padrões mínimos de lançamento em corpos hídricos. Essa queda de DQO mesmo sem a presença da macrófita foi encontrada também por Nascimento et al. (2018), o que indica a menor importância da remoção de matéria orgânica pelas macrófitas.

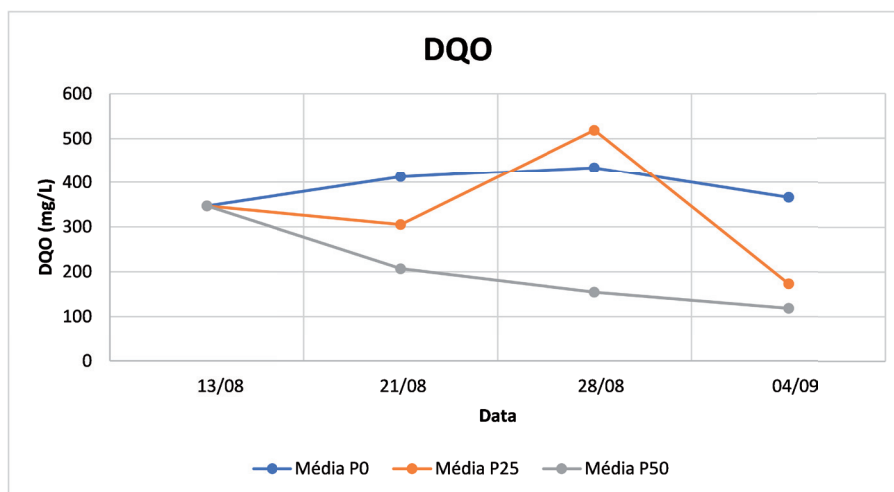


Figura 9. Média dos teores de demanda química de oxigênio (mg/L) observados ao longo dos 21 dias de experimento com a utilização de 0, 25 e 50% de cobertura de macrófitas para o tratamento de efluentes de peixes (P).

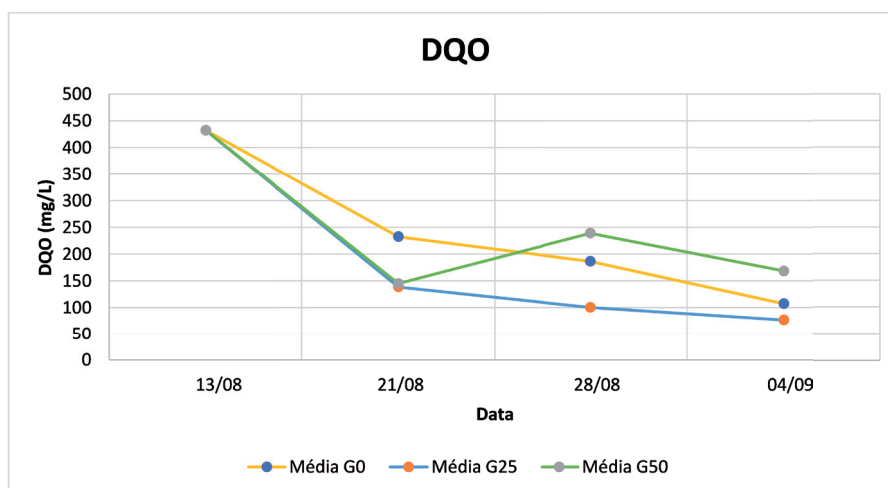


Figura 10. Média dos teores de demanda química de oxigênio (mg/L) observados ao longo dos 21 dias de experimento em efluentes de gado (G) com a utilização de 0, 25 e 50% de cobertura de macrófitas para o tratamento de efluentes de gado (G).

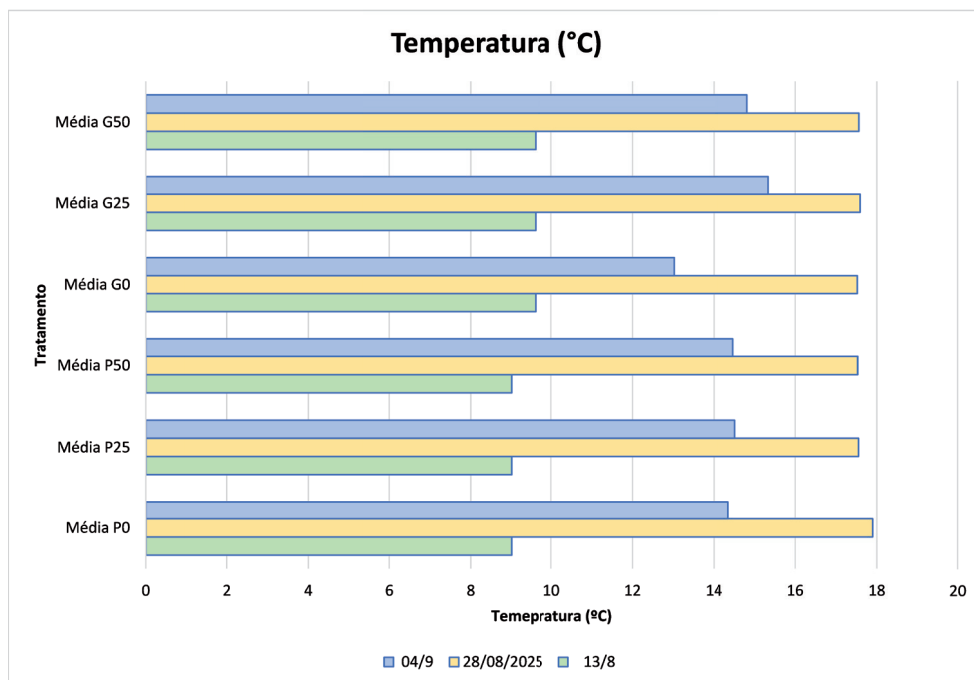


Figura 11. Média da temperatura (°C) durante os 21 dias de experimento com a utilização de 0, 25 e 50% de cobertura de macrófitas para o tratamento de efluentes de peixes (P) e de gado (G).

O aumento do pH pode ser observado em ambientes com grande atividade de bactérias autotróficas, como ocorre durante a fotossíntese e na nitrificação (Zoppas *et al.*, 2016). Percebe-se que o

aumento da temperatura ocorrido após a terceira semana de experimento leva a um aumento do pH (Figura 12).

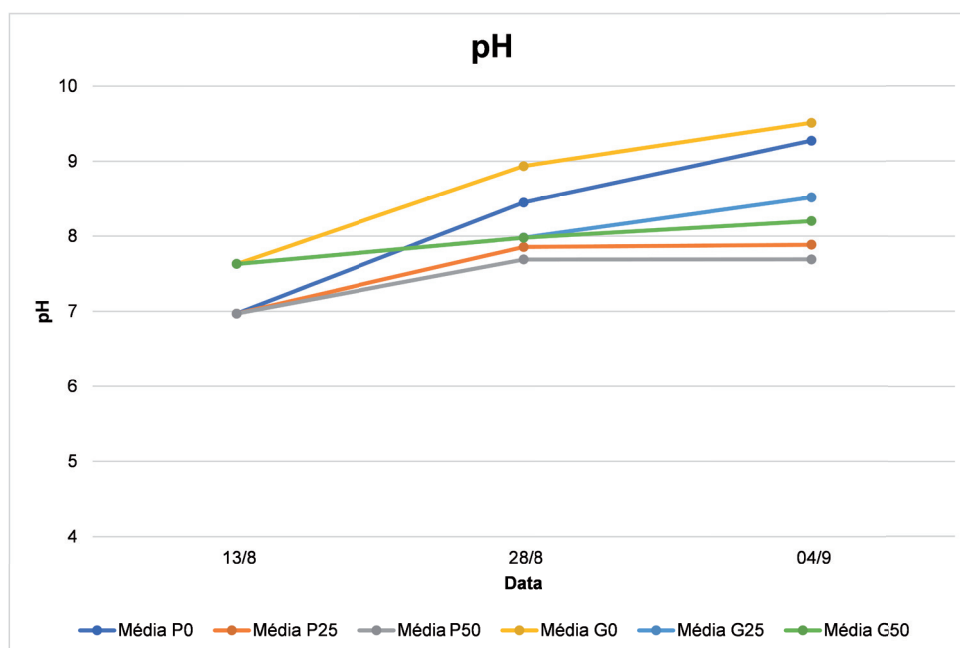


Figura 12. Média dos teores de pH dos 21 dias de experimento com a utilização de 0, 25 e 50% de cobertura de macrófitas para o tratamento de efluentes de peixes (P) e gado (G).

Com relação aos coliformes termotolerantes, o efluente de peixes apresentava pequena contagem de coliformes termotolerantes e ausência de *E. coli* (Fig. 13). As contagens observadas na última medida são próximas ao limite de detecção do método. Acredita-se que possa ter ocorrido alguma contaminação da amostra ao longo do experimento, uma

vez que os recipientes para experimento ficavam abertos e colocados próximos na mesma estufa. Já no efluente de gado observa-se uma redução da contagem de coliformes termotolerantes e *E. coli*, sendo essa redução menor no efluente sem o tratamento com lemnas.

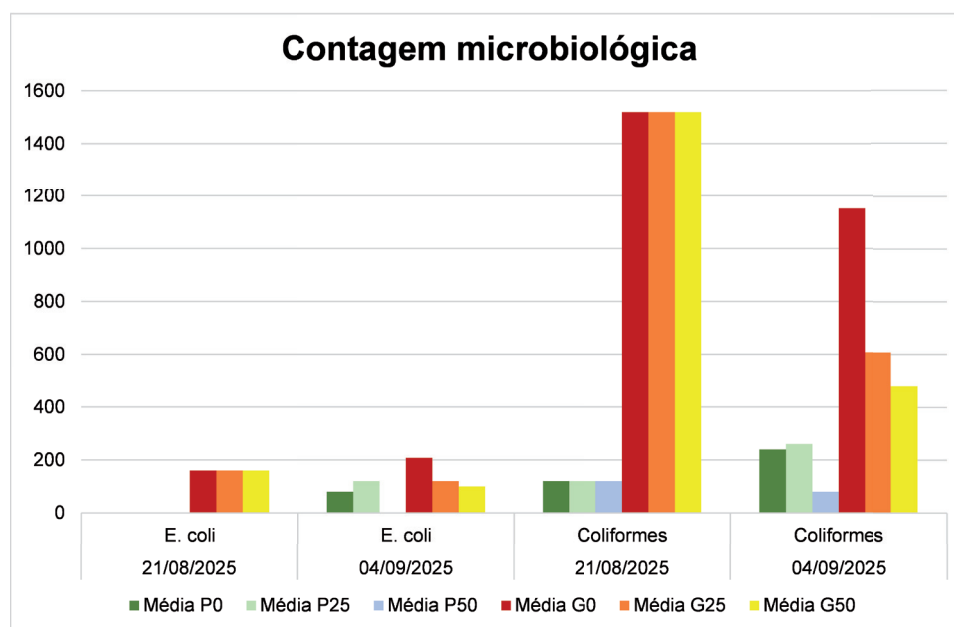


Figura 13. Média da quantidade de coliformes durante as quatro semanas de experimento com a utilização de 0, 25 e 50% de cobertura de macrófitas para o tratamento de efluentes de peixes(P) e gado (G).

Com relação à turbidez, Nascimento et al. (2018) afirmam que a sua remoção pode ocorrer pela filtração física das raízes das macrófitas e também pela sedimentação de sólidos. No caso dos efluentes de peixes, a via de absorção pelas raízes parece ter

ocorrido, enquanto, no caso do gado, o tratamento com 25% de lemnas parece não ter sido efetivo na redução, enquanto a sedimentação parece ter sido a principal via de redução da turbidez no efluente de gado sem o tratamento com macrófitas.

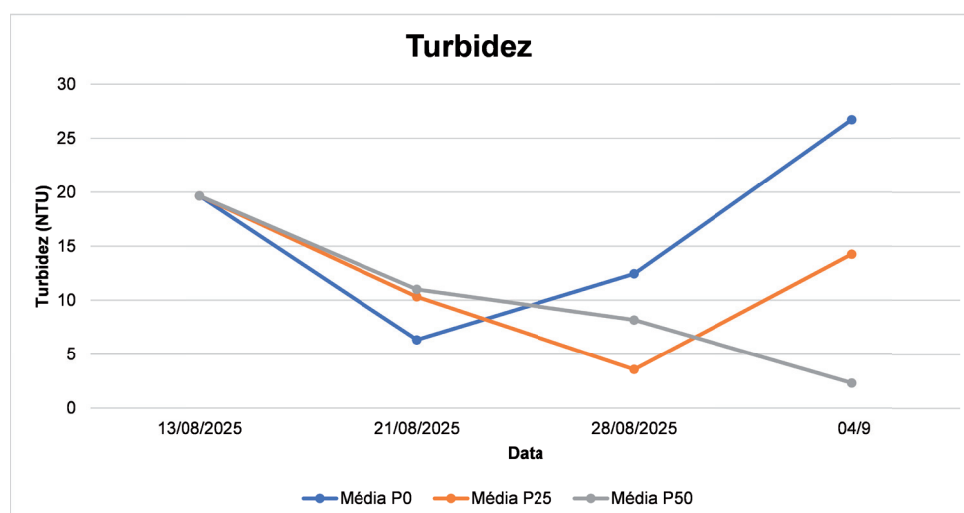


Figura 14. Média da turbidez durante os 21 dias de experimento com a utilização de 0, 25 e 50% de cobertura de macrófitas para o tratamento de efluentes de peixes (P).

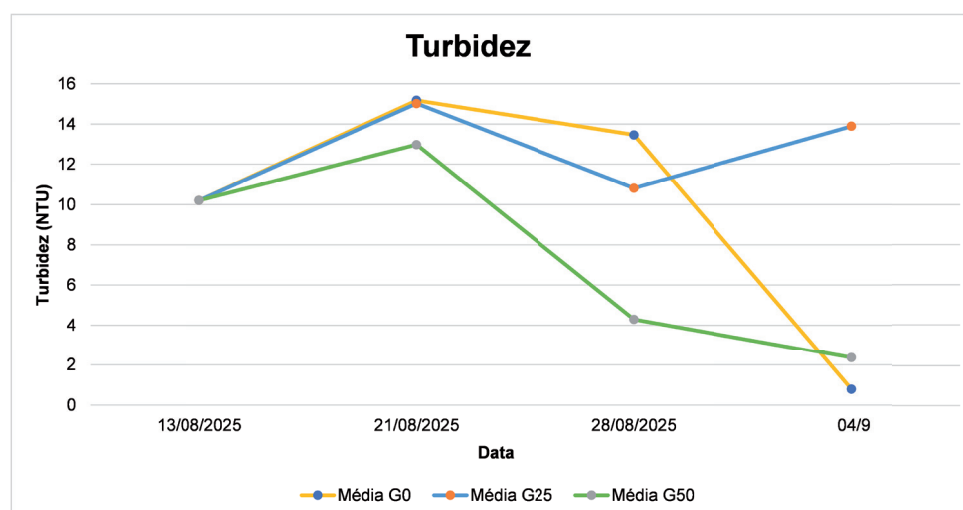


Figura 15. Média da turbidez durante os 21 dias de experimento em efluentes de gado (G) com a utilização de 0, 25 e 50% de cobertura de macrófitas para o tratamento.

A cobertura ótima para a remoção de nutrientes precisa ser melhor compreendida para o uso das lemnas na fitorremediação. Conforme Landesman et al. (2005), a melhor densidade é aquela em que há cobertura completa, mas não sobreposição, possibilitando crescimento das plantas. Neste estudo, o tratamento de efluente de peixe com 50% de cobertura inicial atingiu cobertura plena ao final do ciclo, enquanto o de gado com 25% de cobertura inicial se encontrava completo, mas sem sobreposição. O efluente de peixe com 25% de lemnas no início do experimento no final apresentava ainda áreas livres, enquanto no de gado com 50% já havia sobreposição. O manejo adequado das macrófitas deve ser definido para se buscar pleno aproveitamento do tratamento dos efluentes e da produção de biomassa para diferentes usos.

Conclusões

Nas condições deste estudo, o tratamento com lemnas proporciona melhoria de parâmetros químicos dos efluentes, em diferentes graus. Os parâmetros que melhor respondem aos tratamentos são nitrato, que foi reduzido, atingindo níveis de classe mais restritiva das águas (Classe 1). O fósforo, para o qual se verifica decaimento natural, com o uso de macrófitas é superior, chegando a cerca de 83% para o efluente de piscicultura e 93% para o efluente de gado leiteiro. Ainda assim, os valores se apresentaram superiores aos padrões para o lançamento desses efluentes em corpos d'água. A DQO é parâmetro que também apresenta melhorias, com queda mesmo sem o uso de macrófitas, no caso

dos efluentes de gado leiteiro, porém, para o efluente de peixes, esse parâmetro só atinge níveis compatíveis com o lançamento em recursos hídricos conforme legislação, com o uso de macrófitas, atingindo cerca de 60% de redução.

A macrófita aquática *Lemna valdiviana* possibilita um tratamento facilitado aos efluentes de produção gerados no meio rural, reduzindo o potencial contaminante de importantes parâmetros, porém, o manejo adequado dessa espécie precisa ser definido para que o máximo de aproveitamento seja alcançado.

Referências

- AMARE, E.; KEBEDE, F.; MULATE, W. Wastewater treatment by *Lemna minor* and *Azolla filiculoides* in tropical semiarid regions of Ethiopia. **Ecological Engineering**, v. 120, p. 464–473, 2018. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2018.07.005.
- ANDRADE, L.; KUMMER, A. C. B.; FAZOLO, A.; DASMACHEN, S.; HASAN, S. D. M. Influência de nitrogênio amoniacal e vazão de ar no processo de nitrificação, etapa de tratamento de efluente de abatedouro de peixe. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 1, p. 160–167, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-69162010000100017>.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9648**: estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário: procedimento. Rio de Janeiro, 1986.
- BAEK, G. Y.; SAEED, M.; CHOI, H. K. Duckweeds: their utilization, metabolites and cultivation. **Applied Biological Chemistry**, v. 64, article number 73, 2021. DOI: 10.1186/s13765-021-00644-z.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico; cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.666, de 21 de junho de 1993, e 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; e revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978. 2007. **Diário Oficial da União**: seção 1, 8 jan. 2007. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2007/Lei/L11445.htm. Acesso em: 10 nov. 2025.

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000, para atribuir à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) competência para editar normas de referência sobre o serviço de saneamento, a Lei nº 10.768, de 19 de novembro de 2003, para alterar o nome e as atribuições do cargo de Especialista em Recursos Hídricos, a Lei nº 11.107, de 6 de abril de 2005, para vedar a prestação por contrato de programa dos serviços públicos de que trata o art. 175 da Constituição Federal, a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, para aprimorar as condições estruturais do saneamento básico no País, a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, para tratar dos prazos para a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, a Lei nº 13.089, de 12 de janeiro de 2015 (Estatuto da Metrópole), para estender seu âmbito de aplicação às microrregiões, e a Lei nº 13.529, de 4 de dezembro de 2017, para autorizar a União a participar de fundo com a finalidade exclusiva de financiar serviços técnicos especializados. 2020. **Diário Oficial da União**: seção 1, n. 135, p. 1, 16 jul. 2020. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2020/Lei/L14026.htm#art6. Acesso em: jul. 2025.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Programa nacional de saneamento rural, Ministério da Saúde**. Brasília, DF, 2019. 260 p. Disponível em: <http://www.funasa.gov.br/programa-nacional-de-saneamento-rural>. Acesso em: 10 nov. 2025.

CAVALLI, R. O.; WASIELESKY, W.; FRANCO, C. S.; MIRANDA, K. Evaluation of the short-term toxicity of ammonia, nitrite and nitrate to *Penaeus paulensis* (Crustacea, Decapoda) broodstock. **Arquivos de Biologia e Tecnologia**, v. 39, n. 3, p. 567-575, 1996.

CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (Rio Grande do Sul). Resolução nº 355 de 19 de julho de 2017. Dispõe sobre os 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. 2017. Disponível em: <chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcgclclefindmkaj/https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201707/19110149-355-2017-criterios-e-padroes-de-emissao-de-efluentes-liquidos.pdf>. Acesso em: 10 nov. 2025

CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (Rio Grande do Sul). Resolução nº 419 de 21 de fevereiro de 2020. Estabelece critérios e procedimentos para a utilização de água de reúso para fins urbanos, industriais, agrícolas e florestais no Estado do Rio Grande do Sul. 2020. Disponível em: <chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcgclclefindmkaj/https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/202006/24135755-419-2020-estabelece-criterios-e-procedimentos-para-a-utilizacao-de-agua-de-reuso.pdf>. Acesso em: 10 nov. 2025.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Brasil). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. 2005. Disponível em: <https://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=2747>. Acesso em 11 nov. 2025.

DE FILIPPO, R. Impactos ambientais sobre os ecossistemas aquáticos. **Informe Agropecuário**, v. 21, n. 202, p. 45-53, jan./fev. 2000.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FRANCO, H. A.; THODE FILHO, S.; PÉREZ, D. V.; MARQUES, M. R. C. Aspectos associados à degradação ambiental e ao uso de efluentes na agricultura do Brasil. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, v. 8, n. 2, p. 245-263, 2019. DOI: <https://doi.org/10.21664/2238-8869.2019v8i2.p245-263>.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL (Porto Alegre, RS). **Diretriz técnica referente ao descarte e ao reúso de efluentes líquidos no âmbito do estado do rio grande do sul**. Diretriz técnica Nº. 05/2017 Versão 2 de setembro de 2019.

HEITZMAN, B. S.; BUENO, G. W.; CAMARGO, T. R.; PROENÇA, D. C.; YAEKASHI, C. T. O.; SILVA, R. M. G.; MACHADO, L. P. Duckweed application in nature-based system for water phytoremediation and high-value coproducts at family agrisystem from a circular economy perspective. **Science of the Total Environment**, v. 919, 170714, 2024. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.170714.

KREIDER, A. N.; PULIDO, C. R. F.; BRUNS, M. A.; BRENNAN, R. A. Duckweed as an Agricultural Amendment: Nitrogen Mineralization, Leaching, and Sorghum Uptake. **Journal of Environmental Quality**, v. 21, n. 2, p. 469-475, 2019. DOI: 10.2134/jeq2018.05.0207.

LANDESMAN, L.; PARKER, N. C.; FEDLER, C. B.; KONIKOFF, M. Modeling duckweed growth in wastewater treatment systems. **Livestock Research for Rural Development**, v. 17, n. 6, p. 1-8, 2005.

MARTINEZ, C. B. R.; AZEVEDO, F.; WINKALER, E. U. Toxicidade e efeitos da amônia em peixes neotropicais. In: CYRINO, J. E. P.; URBINATI, E. C. (org.). **Tópicos especiais em biologia aquática e aqüicultura**. Jaboticabal: Sociedade Brasileira de Aqüicultura e Biologia Aquática, 2006. p. 81-95.

MUSTAFA, H. M.; HAYDER, G. Recent studies on applications of aquatic weed plants in phytoremediation of wastewater: a review article. **Ain Shams Engineering Journal**, v. 12, n. 1, p. 355–365, 2021. DOI: 10.1016/j.asej.2020.05.009.

NASCIMENTO, J. M. L.; LACCHINE, P. S.; LIMA, W. L.; QUEIROZ, M. A. A. Viabilidade do uso de água residuária na agricultura familiar. **Revista Semiárido De Visu**, v. 5, n. 3, p. 158-166, 2017. DOI: <https://doi.org/10.31416/rsdv.v5i3.124>.

NASCIMENTO, R. F.; FEITOSA, A. P. A.; GONÇALVES, E. A. P.; TAVARES, M. L. A.; BEZERRA, A. M. N. Pós-tratamento de estações de tratamento de efluentes têxteis com uso de macrófitas. In: SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 14., 2018. **Anais...** Foz do Iguaçu: SIBESA, 2018. Disponível em: https://abes-dn.org.br/anais eletronicos/40_Download/Trabalhos Completos PDF/II-062.pdf Acesso em: 10 nov. 2025.

PALHARES, J. C. P. (ed.). **Produção animal e recursos hídricos**: uso da água nas dimensões quantitativa e qualitativa e cenários regulatórios e de consumo. Brasília, DF: Embrapa, 2021. 323 p.

RICE, E. W.; BAIRD, R. B.; EATON, A. D.; CLESCERI, L. S. (ed.). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22nd. ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2012.

SATIRO, T. M.; ZACARDI, D. M.; ALMEIDA NETO, O. B. Reutilização do efluente de piscicultura para fertirrigação: uma alternativa ambiental e economicamente rentável. **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego**, v. 16, n. 1, p. 161–180, 2022. DOI: 10.19180/2177-4560.v16n12022p161-180. VALENTE, J. P. S.; PADILHA, P. M.; SILVA, A. M. M. Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu – SP. *Eclética Química*, v. 22, n. 1, p. 49-66, 1997. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-46701997000100005>.

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, A. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21 n. 1, p. 29-42, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41520201600100134682>.