

Aplicação de *wetlands* construídos no tratamento de efluente da suinocultura: avaliação comparativa no desempenho entre diferentes espécies de macrófitas

RESUMO

O gerenciamento inadequado dos efluentes provenientes da suinocultura causa impactos ambientais, ressaltando a importância de tecnologias de tratamento, como os *wetlands* construídos (WC). Este estudo avaliou a implantação de WC no tratamento de efluentes de suinocultura. Foram utilizadas três unidades independentes, com volume de 88L, leito filtrante de brita e areia (1:1), porosidade de 45%, tempo de detenção hidráulica de 24h e vazão de 23L/d, variando a macrófita: leito 1 com *Canna indica*, 2 com *Juncus effusus*, e leito 3 como controle. O leito 1 apresentou uma eficiência de 88,56% na remoção de DQO solúvel, superior ao leito 2 de 84,46%, ambos significativamente melhores que o 3 (74,4%). O leito 2 mostrou uma eficiência de 70,06% na remoção de fenóis totais, superior ao leito 1 de 54,46%, o controle (22,92%). Os leitos 1 e 2 removeram 89,5% e 86,78% de nitrogênio amoniacal, semelhantes estatisticamente e superiores ao 3 (72,18%). Na remoção de fósforo, o leito 2 foi mais eficiente (96,48%) que o 1 (93,28%), ambos com desempenho superior ao controle (84,62%).

PALAVRAS-CHAVE: Alagados Construídos. Remoção de nutrientes. Matéria orgânica. Fenóis totais.

Fatima Luana Techy
Universidade Estadual do
Centro-Oeste - UNICENTRO,
Irati, Paraná, Brasil
techyfatimaluana@gmail.com

Guilherme Gavlak
Universidade Estadual do
Centro-Oeste - UNICENTRO,
Irati, Paraná, Brasil
eng.guilhermegavlak@gmail.com

Kely Viviane de Souza
Universidade Estadual do
Centro-Oeste - UNICENTRO,
Irati, Paraná, Brasil
kelyvdesouza@gmail.com

André Aguiar Battistelli
Universidade Estadual do
Centro-Oeste - UNICENTRO,
Irati, Paraná, Brasil
andreambiental@live.com

Carlos Raphael Pedroso
Universidade Estadual do
Centro-Oeste - UNICENTRO,
Irati, Paraná, Brasil
raphaelp6@hotmail.com

**Silvane Carolina Gonçalves
da Rosa de Assis**
Universidade Estadual do
Centro-Oeste - UNICENTRO,
Irati, Paraná, Brasil
silvane.assis02@gmail.com

INTRODUÇÃO

A suinocultura desempenha um papel fundamental na produção de alimentos, posicionando o Brasil como um dos principais exportadores de proteína animal segundo o relatório anual disponibilizado pela Associação Brasileira de Proteína Animal (ABPA, 2024). De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), no ano de 2020 o Brasil ocupou a terceira posição no ranking global de produção de suínos, com aproximadamente 41 milhões de cabeças, se destacando entre outras potenciais mundiais (IBGE, 2021).

Além da sua relevância no abastecimento global de carne suína, a suinocultura também possui forte impacto social e econômico. A cadeia produtiva movimenta setores diversos — como agricultura familiar, cooperativas, frigoríficos, indústrias de ração e transporte — gerando empregos diretos e indiretos no país (MAPA, 2020). Em muitos municípios do interior, essa atividade representa uma das principais fontes de renda e desenvolvimento regional, promovendo a fixação das famílias no campo, a melhoria da qualidade de vida e o fortalecimento das economias locais.

Porém, o crescimento da suinocultura gera preocupações significativas devido à grande quantidade de dejetos produzidos, os quais apresentam um alto potencial poluente. A poluição causada pelos dejetos de suínos supera significativamente a de outras espécies, uma vez que a capacidade poluente de um suíno, quando comparada diretamente, equivale à de 3,5 pessoas. Estima-se que cada animal criado em uma suinocultura produza, em média, 0,0045 m³ de dejetos por dia. Este volume pode ser adicionalmente incrementado devido aos processos de limpeza das baias (ROCHA *et al.*, 2021).

Os efluentes gerados pela suinocultura representam uma ameaça ambiental significativa, superior à do esgoto doméstico, devido às suas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes como nitrogênio e fósforo. Em razão disso, a suinocultura é classificada pela Legislação Ambiental Brasileira (Lei nº 9.605/98 - Lei de Crimes Ambientais) como uma atividade com elevado potencial poluidor na pecuária (BRASIL, 1998). Os impactos associados à suinocultura incluem a eutrofização dos corpos hídricos, alterações na biodiversidade e contaminação por microrganismos patogênicos (LUCA *et al.*, 2017). Além disso, o manejo inadequado dos resíduos pode causar poluição do solo, atribuída à infiltração de nitrogênio e ao escoamento superficial de fósforo (OLIVEIRA e NUNES, 2014; ITO *et al.*, 2019).

Uma alternativa não convencional, mas eficaz para mitigação dos impactos ambientais deste tipo de efluente são os *Wetlands* Construídos, ou, também denominados de Sistemas Alagados Construídos (SACs). Esses sistemas se distinguem dos alagados naturais por sua capacidade de servir como métodos de tratamento de água para reutilização e por serem construídos artificialmente, com projetos e dimensões que simulam as condições naturais. O objetivo é otimizar os processos naturais de tratamento sem causar impactos negativos aos ecossistemas. Os *Wetlands* Construídos são compostos por plantas macrófitas, substrato filtrante e uma variedade de microrganismos que desempenham funções físicas, químicas e biológicas dentro do sistema (SILVA, 2021). O desempenho eficiente dos SACs depende de diversos fatores, como o fluxo de água, o tipo de material de suporte empregado, a seleção de plantas, o tempo de retenção hidráulica e as características da água residual a ser tratada (VYMAZAL,

2007). De acordo com Vymazal (2019), quando projetados e operados corretamente, os *Wetlands* podem manter um desempenho estável, sendo capazes de operar por 20 anos ou mais. Além de apresentarem baixo custo de implantação e manutenção, os *wetlands* são de fácil operação, exigem pouca energia e têm se mostrado eficientes no tratamento de efluentes domésticos (SCHIMITT *et al.* 2016) também de suinoculturas (RAMOS *et al.* 2012).

As macrófitas, ao serem utilizadas para tratamento de efluentes em SACs devem atender a certos requisitos para garantir o bom desempenho do sistema, como a capacidade de resistir a áreas alagadas e de se adaptar a altas cargas e concentrações de contaminantes (ZANELLA, 2008). Essas plantas absorvem os contaminantes presentes e utilizam para seu crescimento, funcionando assim como extratoras de uma considerável quantidade dos macros e micronutrientes, assim como da matéria orgânica presentes na água residuária em processo de tratamento. Nesse sistema, as águas residuárias passam por diversos processos de tratamento, incluindo filtração, decomposição microbológica e assimilação pelas plantas (GARCÍA *et al.*, 2010).

Isso se dá principalmente em função do nitrogênio, convertendo formas orgânicas em formas inorgânicas, além de fornecerem oxigênio para o crescimento microbiano e carbono fixado pela fotossíntese, potencializando a desnitrificação devido a oscilação de zonas aeróbias e anaeróbias (VYMAZAL, 2011; BIALOWIEC *et al.*, 2012). As macrófitas servem ainda como filtros para a redução de odores, minimizam a proliferação de insetos e removem parte dos microrganismos patogênicos, reduzindo o potencial poluidor desses efluentes (DIAS *et al.*, 2016).

O presente estudo objetivou avaliar a eficiência da implementação de um sistema de *wetlands* construídos em batelada na mitigação do potencial poluente do efluente da suinocultura, empregando as macrófitas das espécies *Canna indica* e *Juncus effusus*.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Suinocultura no Brasil

O Brasil tem experimentado um crescimento significativo na produção de carne suína, com um aumento de aproximadamente 46% entre os anos de 2013 e 2022. Conforme reportado pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) em 2023, o país alcançou a quarta posição no ranking global de produção e exportação de carne suína em 2022, com uma produção de 4,983 milhões de toneladas. Destes, cerca de 22% (ou 1,120 milhões de toneladas) foram destinados à exportação. No mercado interno, o consumo de carne suína segue em ascensão, representando 78% da produção nacional (aproximadamente 3,863 milhões de toneladas em 2022). Este aumento no consumo é impulsionado por seu preço relativamente mais baixo, em comparação com as carnes bovina e de frango, cujos preços sofreram aumentos consideráveis durante e após a pandemia de COVID-19. Dados da Associação Brasileira dos Criadores de Suínos (ABCS), com base no censo populacional do IBGE de 2022, indicam que o consumo per capita

de carne suína no Brasil foi de 20,5 kg, um aumento expressivo em relação aos 13,7 kg observados em 2010. Esse crescimento no consumo destaca a importância da carne suína na dieta dos brasileiros, especialmente em um cenário econômico desafiador.

No entanto, o setor enfrenta dificuldades estruturais, como a disparidade entre os preços do suíno vivo e dos grãos utilizados na alimentação dos animais, como milho e soja. Embora as cotações de milho e soja tenham registrado uma queda em 2023, o fenômeno climático "*El Niño*" provocou um aumento nos preços no início de 2024, devido à escassez de chuvas e ao calor extremo que afetaram a safra (CEPEA, 2024). Essas oscilações nos preços dos insumos têm impactado diretamente os suinocultores, que enfrentam desafios econômicos recorrentes, conforme observado por Toigo et al. (2016), que destacam a natureza cíclica das crises enfrentadas pela suinocultura, especialmente nos anos de 2002 e 2012, quando os custos elevados dos grãos e a baixa rentabilidade da venda de suínos resultaram em prejuízos significativos para os produtores.

Em termos geográficos, a região Sul do Brasil é responsável pela maior parte da produção nacional de carne suína, com destaque para o Paraná, que em 2022 foi responsável por 19,21% de toda a carne suína produzida no país, posicionando-se como o terceiro maior produtor e exportador de carne suína (EMBRAPA, 2023). Historicamente, a suinocultura no Paraná era uma atividade de subsistência, mas hoje o cenário é bem diferente. Estima-se que cerca de 80% dos suinocultores na região Sul atuem de forma integrada com grandes cooperativas, utilizando diversos sistemas de confinamento, o que representa uma transição de um modelo de subsistência para um modelo intensivo de criação (PEREIRA, 2018). Essa evolução no sistema de produção reflete as mudanças estruturais e tecnológicas na suinocultura brasileira, que, apesar das dificuldades econômicas e climáticas, continua a se expandir e se adaptar para atender tanto ao mercado interno quanto à demanda externa.

Efluente proveniente da suinocultura

De acordo com Palhares e Jacob (2002), os resíduos gerados pela suinocultura, em especial os dejetos, representam um dos maiores impactos ambientais nos recursos hídricos. Esses dejetos são compostos principalmente por fezes, urina, restos de ração e água. Em um estudo publicado no manual de suinocultura da EMBRAPA, Oliveira (1993) estimou que, em média, cada suíno produz cerca de 7 litros de dejetos por dia.

Considerando os dados mais recentes do IBGE (2024), a região Sul do Brasil, em 2022, abrigava um total de 23.022.431 suínos, dos quais 7.025.138 estavam localizados no Paraná, implicando na geração de um volume significativo de efluentes. No entanto, é importante notar que a quantidade de dejetos gerados pode variar de acordo com a fase de crescimento de cada animal. Em particular, sistemas de confinamento diferentes podem gerar volumes distintos de dejetos, uma vez que a alimentação também varia conforme o tipo de sistema adotado.

Bianco (2011) ressaltou que as matrizes em lactação, devido à necessidade de uma dieta mais rica para sustentar a amamentação, apresentam um volume de produção de dejetos significativamente superior ao de suínos em outras fases de desenvolvimento.

Como a suinocultura é caracterizada pela criação de animais confinados, ela é responsável por um elevado consumo de água, podendo chegar a 92 L por animal por dia. Conseqüentemente, também gera grandes quantidades de efluentes com alta carga poluidora, podendo alcançar até 50,6 L de dejetos por animal por dia (EMBRAPA, 2024). A composição desses efluentes é bastante variável, com destaque para o elevado conteúdo orgânico, representados pela DQO (1000 a 35000 mg L⁻¹) e pela DBO (1000 a 20000 mg L⁻¹), além de nutrientes como nitrogênio total (600 a 2000 mg L⁻¹), nitrogênio amoniacal (790 a 10000 mg L⁻¹) e fósforo total (50 a 300 mg L⁻¹) (DENG *et al.* 2023; EMBRAPA, 2024; ZHOU *et al.* 2024). Algumas tecnologias são comumente implantadas no tratamento deste tipo de água residuária, como biodigestores, lagoas. Porém, uma tecnologia que vem ganhando destaque como complemento nesses sistemas por sua simplicidade operacional, boa eficiência na remoção de nutrientes e caráter sustentável são os *wetlands* construídos (BÔTO, *et al.* 2021).

Wetlands construídos

De acordo com Garcia *et al.* (2010), as *wetlands* construídas (ou Sistemas Alagados Construídos - SAC) são lagoas artificiais impermeabilizadas com materiais isolantes, como lona, para evitar a infiltração do efluente no solo e a contaminação das águas subterrâneas. Essas lagoas são preenchidas com um meio filtrante, tipicamente composto por pedra brita e areia, e nelas são plantadas macrófitas emergentes. O efluente passa por diversos processos de tratamento dentro do sistema, incluindo filtração, decomposição microbiológica e assimilação de nutrientes pelas plantas. Conforme Vymazal (2010), os sistemas de *wetlands* podem ser classificados em fluxo superficial e fluxo subsuperficial, variando também na forma como o efluente é inserido, podendo ser horizontal ou vertical.

Nos sistemas de fluxo horizontal superficial, o efluente é distribuído sobre o solo formando uma lâmina de água, promovendo saturação do substrato e favorecendo processos como sedimentação e degradação microbiana. Embora esse sistema seja eficaz na remoção de sólidos suspensos e matéria orgânica, ele apresenta limitações na remoção de nitrogênio devido à baixa oxigenação na zona radicular, o que compromete a nitrificação completa (VYMAZAL, 2007). Nos sistemas de fluxo horizontal subsuperficial, o efluente é introduzido abaixo da superfície do solo, percolando através do substrato e entrando em contato direto com as raízes das plantas. Esse processo aumenta a retenção de poluentes e a atividade microbiana, mas, devido à oxigenação limitada, a eficiência na remoção de nutrientes, como o nitrogênio, ainda pode ser comprometida (BRIX & SCHIERUP, 1990). Nos sistemas de fluxo vertical, o efluente é distribuído intermitentemente sobre a superfície do leito de tratamento, o que favorece a oxigenação da zona radicular e processos essenciais como a nitrificação. No

entanto, devido à rápida percolação do efluente, o tempo de retenção pode ser insuficiente para uma desnitrificação eficaz, limitando a remoção de nitratos. Embora esses sistemas sejam eficientes na remoção de matéria orgânica e na nitrificação, enfrentam desafios para a desnitrificação devido à restrição de oxigênio (HABERL & LANGERGRABER, 2001).

Existem diversas variantes e configurações desses modelos, aplicados em contextos específicos ou como ensaios com o objetivo de reduzir ainda mais a concentração de contaminantes nos efluentes (VON SPERLING & SEZERINO, 2018). Um estudo realizado por Herazo *et al.* (2021) no México, que tratou efluentes suínos misturados com águas residuais domésticas em um sistema de wetlands, concluiu que o sistema de tratamento foi altamente eficaz na redução das cargas poluentes do efluente analisado.

Macrófitas utilizadas nos *Wetlands* construídos

A seleção de macrófitas adequadas para o tratamento de efluentes em sistemas de *wetlands* é crucial, visto que essas plantas desempenham funções essenciais no processo de purificação da água. Elas são responsáveis por processos como absorção de nutrientes, transporte de oxigênio para a rizosfera, criando condições favoráveis ao crescimento de biofilmes microbianos, além de formar zonas para a decomposição da matéria orgânica e promover a remoção de nitrogênio. Também contribuem para a remoção de metais pesados e ajudam na estabilização de substratos. Esses processos são fundamentais para a eficiência do tratamento de efluentes (GARCIA *et al.*, 2010; VYMAZAL, 2011).

A escolha das macrófitas deve levar em conta diversos fatores que impactam diretamente a eficiência do sistema, como a distribuição geográfica, condições climáticas e de habitat, composição dos efluentes, disponibilidade das plantas em viveiros, e a manutenção a longo prazo do sistema. Leto *et al.* (2013) destacam a importância desses aspectos na escolha das espécies, além de considerar a viabilidade econômica e os custos de gestão agrônômica.

Além das espécies convencionais, também se pode optar por macrófitas ornamentais em sistemas de *wetland*, que, além de agregar valor estético ao ambiente, aumentam a aceitação popular e podem gerar valor econômico adicional, como para comércio de artesanato, produção de biogás ou alimentação animal (CAMPOS & TEIXEIRA FILHO, 2019). Um estudo realizado por Herazo *et al.* (2021) avaliou a eficiência de três espécies de macrófitas em sistemas de wetlands, tanto em monoculturas quanto em policulturas. As espécies testadas foram: *Heliconia latispatha*, *Typha latifolia* e *Cyperus alternifolius*, em diferentes combinações. Além disso, a Biri, uma espécie nativa do Brasil, descrita por André (2020), é amplamente distribuída pelo território nacional e apresenta características que a tornam adequada para sistemas de *wetland*.

O gênero *Canna*, com mais de 40 espécies e alturas que podem atingir até 1,5 metros, também é amplamente utilizado em *wetlands*. Fu *et al.* (2021) observaram que a *Canna* tem uma boa capacidade de adsorção de nitrogênio, especialmente na forma de amônio (NH₄⁺), o que a torna uma escolha eficiente para a remoção de nutrientes. Outra espécie relevante é o *Juncus*, que varia de 60 a 130 cm de altura e é encontrado em ambientes naturais inundados, como várzeas e áreas alagadas. O gênero *Juncus*, com mais de 300 espécies, é

amplamente distribuído pela América do Norte, América do Sul, Europa, Ásia e África, tornando-o uma espécie fácil de ser encontrada em diferentes regiões (PLANTA et al., 2022). Roessing (2007) documenta que o *Juncus* é comumente encontrado em ambientes inundados, como rios, lagos e banhados, o que confirma sua adaptação a essas condições, tornando-a uma excelente candidata para sistemas de *wetland* em regiões alagadas.

Em suma, a seleção de macrófitas para *wetlands* deve ser baseada em uma combinação de características adaptativas das plantas ao ambiente específico dos efluentes, além de considerações econômicas e ambientais, visando otimizar o desempenho do sistema de tratamento.

Influência dos *wetlands* na Ciência, Tecnologia e Sociedade

Os *wetlands* construídos representam uma tecnologia ambiental sustentável que se destaca por sua capacidade de integrar conhecimentos científicos, inovações tecnológicas e impactos positivos na sociedade (SEZERINO, et al. 2015). Do ponto de vista científico, os *wetlands* construídos impulsionam pesquisas interdisciplinares que envolvem áreas como ecologia, microbiologia, engenharia sanitária, química ambiental e agronomia. Estudos sobre as interações entre substrato, microbiota e macrófitas, bem como sobre os mecanismos de remoção de poluentes, têm permitido o aprimoramento contínuo dessa tecnologia, tornando-a cada vez mais eficaz no tratamento de efluentes complexos (ROY, et al. 2025; Li et al. 2020).

No campo tecnológico, os *wetlands* destacam-se como uma alternativa de baixo custo e operação simplificada em comparação a sistemas convencionais de tratamento de efluentes. Sua implementação pode ser adaptada a diferentes escalas — de pequenas propriedades rurais a unidades de maior porte — contribuindo para a democratização do acesso a soluções de saneamento ambiental adequadas. Além disso, os *wetlands* promovem inovação ao incorporar o uso de espécies vegetais nativas ou adaptadas, ampliando sua eficiência e sustentabilidade. (ROY, et al. 2025; ZHOU et al. 2024)

Sob a perspectiva social, a adoção de *wetlands* construídos contribui para a melhoria da qualidade ambiental em áreas rurais, e principalmente reduz a carga poluidora lançada em corpos d'água e podem apresentar potencial de reuso (BÔTO, et al. 2021) Tais benefícios resultam em ganhos indiretos na saúde pública, na proteção de recursos hídricos e na valorização de práticas agropecuárias ambientalmente responsáveis. Ainda, a valorização de tecnologias baseadas em processos naturais contribui para a formação de uma consciência ambiental crítica, reforçando os princípios da sustentabilidade no meio rural. Dessa forma, os *wetlands* construídos não apenas configuram uma tecnologia eficiente e replicável, mas também evidenciam como soluções baseadas na natureza podem transformar positivamente a interface entre ciência, tecnologia e sociedade.

METODOLOGIA

O estudo em questão foi conduzido na Universidade Estadual do Centro-Oeste (UNICENTRO), no *campus* de Irati-PR, onde foi instalado o sistema de tratamento e realizado as análises de monitoramento.

Efluente em estudo

O efluente utilizado foi proveniente de uma suinocultura situada no estado do Paraná, coletado após passar por um tratamento preliminar que envolveu o uso de caixas separadoras seguido de biodigestão em um reator anaeróbio. Para caracterizar o efluente, foram seguidos procedimentos padrões descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017), conforme os parâmetros apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Parâmetros utilizados para caracterização do efluente e sua respectiva metodologia analítica empregada.

Parâmetros	Metodologia empregada
Demanda Química de Oxigênio solúvel (DQOs) (mg/L)	5220D
Fenóis totais (mg/L)	6040C
Nitrogênio amoniacal (NH ₃) (mg/L)	4500-NH3F
Fósforo solúvel (P) (mg/L)	4500B
Cor aparente (uC)	2120C
Turbidez (NTU)	2540B

Fonte: APHA, 2017.

Para realização das análises de DQOs, fenóis totais, nitrogênio amoniacal e fósforo solúvel as amostras foram previamente submetidas a filtração em membrana de acetato com porosidade de 1,2µm.

Aspectos construtivos e dimensionais

O sistema de tratamento consistiu em três unidades independentes, cada uma composta por um reservatório de efluente com capacidade de 50 litros, um sistema de transporte do efluente por meio de tubos de 20 mm de diâmetro, e um recipiente de 100 litros contendo o leito filtrante e as respectivas macrófitas, designado como sistema de *wetlands*. Os tratamentos foram organizados da seguinte forma:

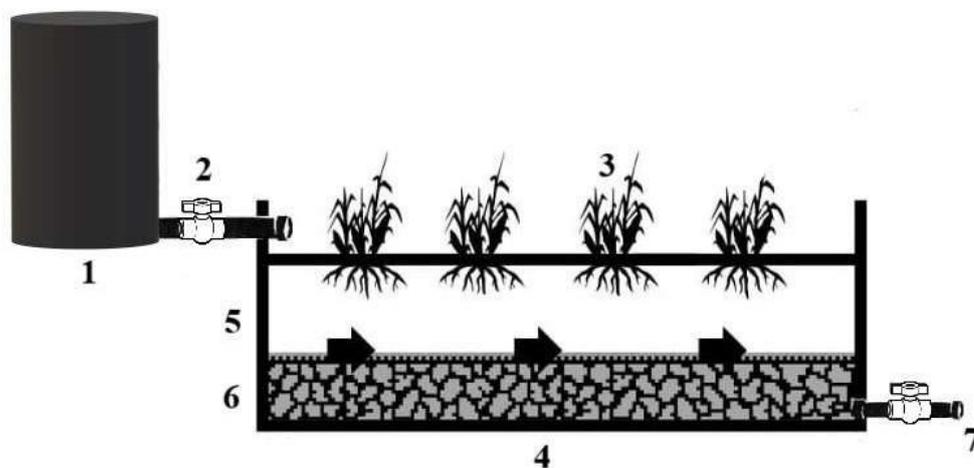
1. Leito filtrante contendo pedra brita, areia e macrófita 1;
2. Leito filtrante contendo pedra brita, areia e macrófita 2;
3. Leito filtrante contendo pedra brita e areia.

Nos leitos filtrantes, exceto no Leito 3, foram plantadas seis macrófitas com espaçamentos definidos de 20x30 cm entre elas. A macrófita 1 utilizada foi da

espécie *Canna indica* (biri), enquanto a macrófita 2 pertence à espécie *Juncus effusus* (junco).

O leito filtrante em todas as unidades foi constituído por uma camada inferior de brita nº 1 e uma camada superior de areia, ambas em proporções iguais (1:1). Para o dimensionamento, foi adotada uma área superficial de 0,440 m² e um volume total do leito de 88 litros. A porosidade do leito, determinada a partir das quantidades de brita e areia utilizadas, foi de 45%, resultando em um volume útil do sistema de 47 litros. O tempo de detenção hidráulica (TDH) adotado para a operação do sistema foi de 24 horas, e a vazão de efluente a ser tratada pelo sistema foi de 23L/d. A esquematização do sistema utilizado está apresentada na Figura 1.

Figura 1 - Representação esquemática do sistema de tratamento proposto.



*1:reservatório do afluente; 2: tubulação de entrada e registro; 3: macrófitas adotadas; 4: estrutura do leito; 5: material filtrante areia; 6: material filtrante brita Nº 1; 7: tubulação de saída e registro.

Operação e monitoramento

O sistema passou por uma fase de aclimação das macrófitas ao material suporte e ao efluente em estudo durante dois meses antes do início da coleta de dados. Após o plantio, as macrófitas foram irrigadas com água durante um mês. No mês seguinte, foram gradualmente aumentadas as proporções de efluente misturado com água, até que a sua total composição, mantendo-se assim por uma semana. Durante esse período, o volume útil dos leitos foi preenchido e permaneceu por 24 horas. Posteriormente, os leitos eram completamente esvaziados e enchidos novamente de forma diária.

Após a aclimação, iniciou-se a coleta dos dados por meio do preenchimento dos leitos 1, 2 e 3 com o efluente em estudo, mantendo-o em contato com o material filtrante e as macrófitas por um período de 24 horas. Depois desse intervalo, amostras do efluente tratado foram coletadas durante o esvaziamento total dos leitos. Este procedimento foi repetido 5 vezes consecutivas para garantir uma amostragem representativa.

Além da caracterização das amostras do efluente tratado, foram realizadas análises do efluente bruto para posterior cálculo de eficiência diária de remoção em cada um dos leitos avaliados em função dos parâmetros estudados. A caracterização os parâmetros: DQOs, nitrogênio amoniacal, fósforo solúvel e fenóis totais, realizadas em triplicata.

Determinação do fator de diluição das amostras

Devido à localização do sistema em uma área aberta, foi necessário calcular o fator de diluição para eventos de precipitação. Para determinação, foram instalados seis pluviômetros, cada um com áreas superficiais iguais, distribuídos estrategicamente e uniformemente na região onde o sistema foi implantado. Para a realização do cálculo, considerou-se o volume médio de água precipitada nos pluviométricos em função da área dos mesmos e posteriormente estimado para a área dos leitos. Em posse dos valores estimados de chuva precipitada nos leitos, realizou-se o cálculo do fator de diluição por meio da Equação 1.

$$\text{Fator de diluição} = \frac{V_{\text{esg.}} + V_{\text{precip.}}}{V_{\text{esg.}}}$$

(Equação 1)

Em que:

Fator de diluição: fator de multiplicação das concentrações dos parâmetros analisados em função da quantidade de chuva no leito do *wetland*.

V_{esg.}: volume de esgoto

V_{precip.}: volume de água estimado que foi precipitado dentro do leito.

Sempre que ocorrido um evento pluviométrico, o fator de diluição era calculado e os valores obtidos nas análises em laboratório eram então ajustados multiplicando-os pelo fator de diluição.

Análise estatística dos dados

A fim de analisar os resultados obtidos nos experimentos, foi conduzida uma avaliação estatística utilizando o *software* STATISTICA 7. Inicialmente, o teste de Bartlett foi empregado para avaliar a homogeneidade dos dados. Em seguida, foi realizada uma análise de variância (ANOVA) para comparar as médias dos diferentes tratamentos, com um nível de significância de 95%. Posteriormente, havendo diferença estatisticamente significativa entre os tratamentos, realizou-se o teste de Tukey HSD. Cabe destacar que não foi necessária a transformação dos dados para a execução das análises.

DESENVOLVIMENTO (RESULTADOS E DISCUSSÕES)

Caracterização do efluente

A caracterização do efluente bruto proveniente da suinocultura está apresentada na Tabela 2.

Tabela 2 – Caracterização do efluente da suinocultura antes dos tratamentos propostos

Parâmetro analisado	Valores médios
Demanda Química de Oxigênio solúvel (mg/L)	803±14
Fenóis totais (mg/L)	13,15±1,05
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	790±10
Fósforo solúvel (mg/L)	27,5 ±2,55
Cor aparente (uC)	3940±53
Turbidez (NTU)	792±11

Embora a DQO não seja especificamente padronizada pela Resolução CONAMA 430/2011, os elevados valores obtidos causariam um impacto negativo significativo nos corpos hídricos. Isso se dá devido à sua associação com a carga orgânica presente no efluente, resultando na redução de oxigênio dissolvido nos corpos d'água por meio do seu consumo devido a degradação aeróbia da matéria orgânica pelos microrganismos, prejudicando a biodiversidade presente nos ecossistemas aquáticos em zonas de degradação e decomposição ativa (SPERLING, 2017).

Em relação aos compostos fenólicos, os mesmos são hidrofóbicos, interagem com tecidos adiposos, formam radicais livres e são ácidos, o que os torna prejudiciais ao meio ambiente, a biodiversidade e a toda cadeia trófica devido ao seu potencial de bioacumulação. Devido as problemáticas ambientais relacionadas ao fenol, a concentração máxima permitida para descarte em corpos hídricos é de 0,5 mg/L, evidenciando grande rigor. Em sistemas de tratamento biológico de efluentes, mesmo em baixas concentrações, o fenol é nocivo aos microrganismos, causando toxicidade e ineficiência dos processos (CETESB, 2017).

De acordo com a Resolução CONAMA 430/2011, a concentração de nitrogênio amoniacal nos efluentes deve atender ao padrão de lançamento de 20,0 mg/L. No entanto, a concentração obtida está acima do permitido por lei. Embora, a resolução não especifique o limite máximo para lançamento de fósforo solúvel, a presença de nitrogênio amoniacal e de fósforo em corpos hídricos pode levar à eutrofização, o que resulta no crescimento excessivo de algas, que dependem do nitrogênio como elemento essencial para sua sobrevivência. Isso afeta diretamente os organismos bentônicos e demais seres aeróbios devido à baixa concentração e disponibilidade de oxigênio e pela obstrução da passagem de luz solar, reduzindo também a troca gasosa da água com a atmosfera, além da poluição visual gerada (SILVA, 2020; CADONÁ *et al.*, 2018).

Altos valores de turbidez afetam esteticamente os corpos hídricos e variam bastante, causados principalmente pelos sólidos suspensos totais (SST), que estão diretamente ligados aos teores de cor aparente, pois a partículas insolúveis de

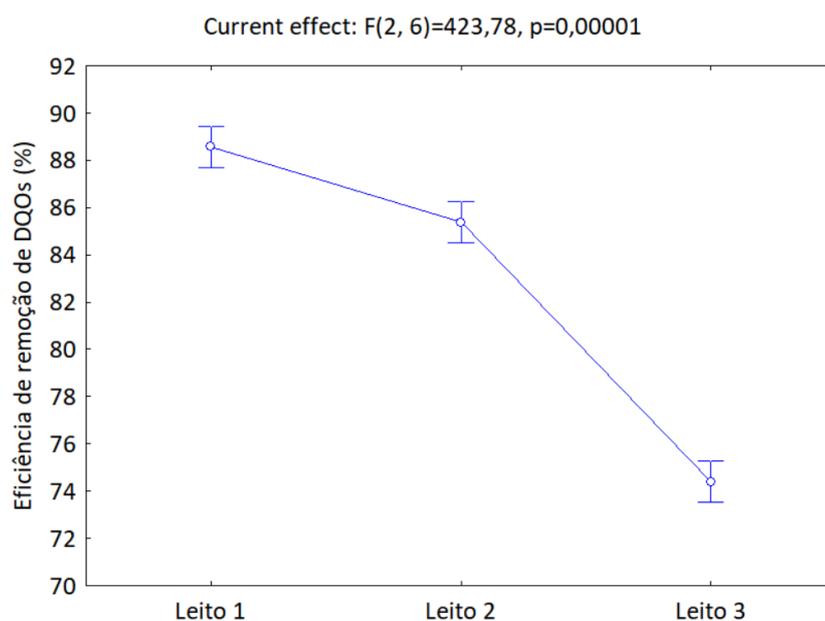
matéria orgânica e microrganismos acabam desviando da luz assim que atinge a água (SILVA JUNIOR, CARVALHO e RAGASSI, 2019; RAMOS *et al.*, 2020).

Segundo a Resolução Conama 430/2011, o limite máximo para lançamento em corpos receptores é de 40 NTU, indicando que o valor de 792 NTU obtido na caracterização está acima do limite. A cor aparente também está associada ao grau de redução de intensidade que a luz sofre ao atravessá-la, sobretudo pela presença de sólidos dissolvidos, principalmente material em estado coloidal orgânico e inorgânico (CAVINATTO, 2003).

Avaliação da eficiência de remoção da demanda química de oxigênio solúvel

As eficiências de remoção de DQOs nos três diferentes tratamentos empregados estão apresentadas na Figura 2.

Figura 2 - Avaliação das eficiências de remoção de DQOs nas diferentes condições de tratamento adotadas.



Observou-se uma maior eficiência de remoção de DQOs ao utilizar o leito 1, com a macrófita *Canna indica* alcançando eficiência média de 88,56±1,41%. Tal fato é comprovado por meio das análises estatísticas executadas, observando diferença entre as médias dos demais tratamentos ($p < 0,05$). O leito 2 apresentou uma eficiência de remoção de 84,46±1,68%, mostrando-se também eficaz, mas se diferenciando do leito 1 segundo o teste de Tukey. Cabe destacar que ambos os tratamentos contendo as macrófitas se diferenciaram do leito 3 ($p < 0,05$) a qual teve uma eficiência de remoção média de 74,40±2,1%.

Resultados semelhantes foram encontrados por Matos *et al.* (2010), que investigaram o tratamento de águas efluente de suinocultura em sistemas de alagados construídos cultivados com taboa, *alternanthera* e tifton, as médias de remoção da DQO variaram entre 87 ± % a 92%. Nos estudos desenvolvidos por Li *et al.* (2019), ao tratarem o efluente suíno utilizando uma *wetland* superficial com

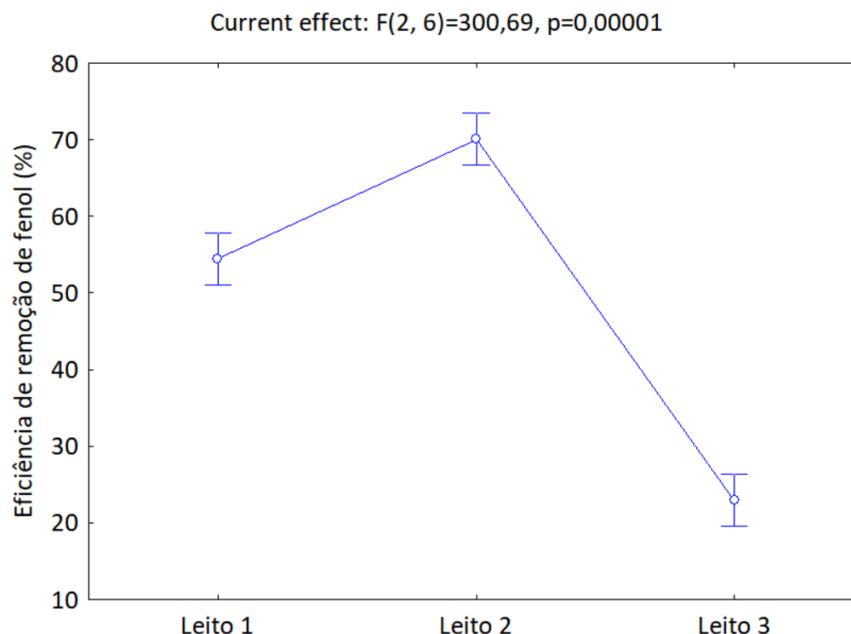
a macrófita da espécie *M. elatinoides*, obtiveram uma remoção de 89% de DQO, valor semelhante a eficiência do leito 1 obtido na presente pesquisa. Já nos estudos elaborados por Ren *et al.* (2021), registraram um valor inferior, removendo cerca de 74% da DQO com um sistema híbrido composto por um sistema de Fluxo Horizontal (FH) e um de Fluxo Vertical (FV).

As elevadas eficiências podem ser atribuídas à rica diversidade microbiana presente no sistema de tratamento utilizado, bem como à presença de macrófitas que desempenham um papel fundamental na degradação e absorção da matéria orgânica, utilizando-a para seu crescimento (MARCELINO; MORAIS, 2022). Além disso, o processo fotossintético das macrófitas, as quais capturam o CO₂ e transportam o oxigênio para suas raízes por meio dos aerênquimas, originando regiões aeróbias, possivelmente resulta num maior índice de degradação (VYMAZAL, 2007, MOSHIRI, 2020).

Avaliação da eficiência de remoção dos fenóis totais

Na Figura 3 são apresentados os dados obtidos em função da eficiência de remoção de fenol presente no efluente por meio dos tratamentos propostos.

Figura 3 - Avaliação das eficiências de remoção de fenol nas diferentes condições de tratamento adotadas.



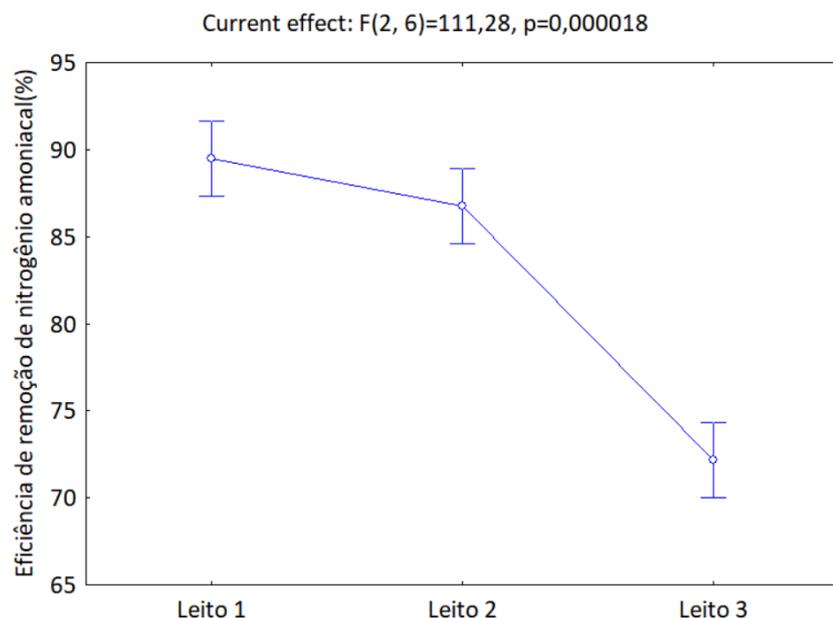
Verificou-se uma melhor eficiência na remoção de fenóis totais utilizando o leito 2, que alcançou uma eficiência média de 70,06±2,2%. As análises estatísticas confirmaram essa observação, evidenciando uma diferença significativa entre as médias dos diferentes tratamentos ($p < 0,05$). O leito 1 apresentou uma eficiência de remoção de 54,46±3,12 %, sendo inferior ao leito 2 e diferindo significativamente dele pelo teste de Tukey. É relevante ressaltar que ambos os tratamentos com macrófitas apresentaram diferenças em relação ao leito controle que apresentou eficiência média de remoção de fenol de 22,92±2,55% ($p < 0,05$).

Devido a inexistência de estudos relacionados à remoção de fenóis totais empregando *wetlands* construídos, acredita-se que as consideráveis remoções se dão por meio da fitorremediação. O Fenol é polar, hidrofílico e solúvel em água com baixo coeficiente de sorção e tendem a ser mais facilmente degradados por microorganismos, ficando disponível e desta forma é assimilado e degradado pelas macrófitas. A fitodegradação é o resultado da ação das plantas e seus microorganismos simbióticos na degradação do fenol, transformando-o em compostos menos tóxicos ou eliminando-o completamente. Tal processo ocorre na rizosfera, onde os compostos são então absorvidos pelas plantas, e transportados para vacúolos ou em outras estruturas dentro das células, além disso, apresentam baixa capacidade de sorção, ocasiona uma maior solubilidade. Ainda, supõem-se que tal remoção se dá também por meio da rizofiltração, processo que envolve a filtração de contaminantes da água por meio das raízes das plantas e pela fotodegradação devido à alta incidência de luz solar nas regiões alagadas (LÓPEZ, *et al.*, 2011, LONE *et al.*, 2008).

Avaliação da eficiência de remoção d nutrientes

Os dados obtidos em relação à eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal presente no efluente estão apresentados na Figura 4.

Figura 4 - Avaliação das eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal nas diferentes condições de tratamento.



A eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal utilizando o leito 1 se igualou estatisticamente ao leito 2 ($p > 0,05$), as eficiências médias obtidas em ambos os tratamentos foram de $89,5 \pm 3,22$ % e $86,78 \pm 4,10$ %, respectivamente. No entanto, é importante destacar que ambos os tratamentos com macrófitas se diferenciaram do leito 3 ($p < 0,05$) que obteve eficiência média de remoção de $71 \pm 3,12$ %.

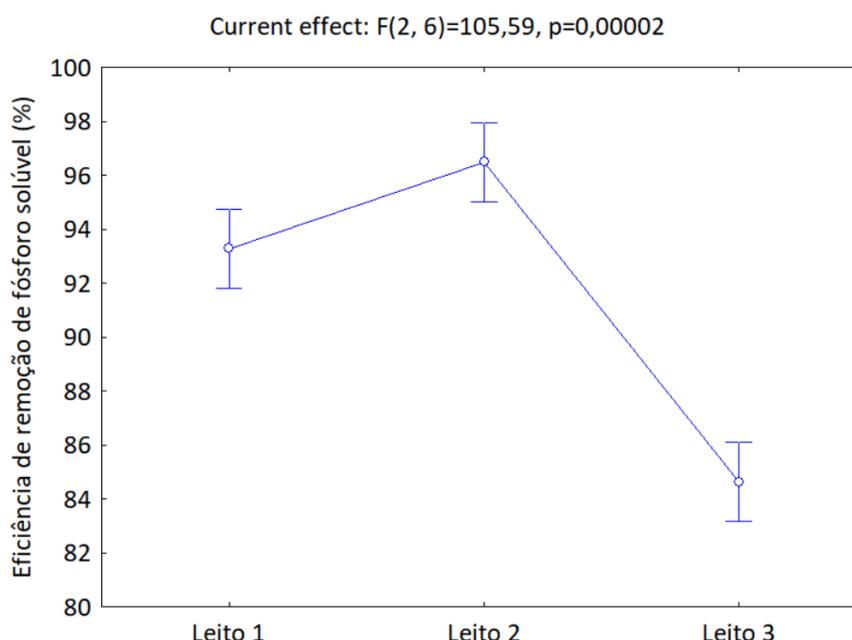
Fia *et al.* (2016), com sistemas alagados construídos (SACs) cultivados com Taboa e capim Tifto, registraram eficiência de remoção de nitrogênio no efluente de suinocultura entre 37% e 40%. Jonas e Hussar (2010) utilizaram leitos cultivados

com *Eichhornia crassipes* no pós-tratamento de efluentes de suinocultura e obtiveram uma remoção de 78,20%, embora este valor seja inferior ao encontrado em estudos como o de Li *et al.* (2019), que alcançaram uma eficiência de 97,9% em um sistema de *wetland* superficial de seis estágios, com um TDH de 32 dias, cultivado por *P. australis* e *A. calamus*.

O resultado obtido foi inferior aos mencionados anteriormente possivelmente devido ao tempo de detenção hidráulica adotado de 24 horas. De acordo com Saeed e Sun (2012), um TDH entre três e dez dias pode ser benéfico para a remoção de nitrogênio em condições aeróbias. No entanto, embora inferiores, as eficiências foram consideradas elevadas. Este fato pode ser atribuído à criação de zonas aeróbias e anaeróbias no sistema devido à presença de macrófitas e à atuação de seus aerênquimas na oxigenação do meio, conforme mencionado anteriormente, favorecendo a nitrificação e desnitrificação dos compostos nitrogenados.

Os dados obtidos sobre a eficiência de remoção de fósforo solúvel no efluente estão representados na Figura 5.

Figura 5 - Avaliação das eficiências de remoção de fósforo solúvel nas diferentes condições de tratamento implementadas.



Foi observado uma melhor eficiência na remoção do fósforo solúvel utilizando o leito 2, obtendo-se uma eficiência média de 96,48±1,04%. As análises estatísticas confirmaram essa observação, indicando uma diferença significativa entre as médias dos diferentes tratamentos ($p < 0,05$). O leito 1, apresentou uma eficiência de remoção de 93,28±1,1 %, sendo estatisticamente inferior ao leito 2. Ambos os tratamentos com macrófitas apresentaram diferenças em relação ao leito 3 o qual obteve uma eficiência de 84,62±1,8%.

A adsorção do fósforo pelo material filtrante desempenha um papel fundamental, sendo favorecida pela baixa mobilidade do nutriente, o que facilita

sua retenção no leito filtrante. Além disso, a presença de um biofilme anaeróbio, que se desenvolve e adere aos materiais constituintes do leito, contribui significativamente para a remoção do fósforo através de processos biológicos de assimilação (VYMAZAL, 2007). Embora a fração disponível deste nutriente seja relativamente baixa, as macrófitas conseguem assimilar uma pequena parte do fósforo contribuindo na porcentagem de fósforo removida.

Nos estudos elaborados por Xu e Shen (2011), utilizando a macrófitas da espécie *Spirodela oligorrhiza*, otiveram uma remoção de aproximadamente 89,4% de fósforo a partir dos dejetos de suínos. FIA *et al.*, (2017), utilizando SACs cultivados com Taboa e Capim tifton removeram em média de 73,5% de fósforo do efluente de suinocultura. Já para Pitaluga (2011), ao utilizarem um sistema de fluxo horizontal, obtiveram um percentual de 93,9% de remoção, quando vegetado com a macrófitas Lírio-do-brejo, estando mais próximo ao resultado obtido nesta pesquisa. Já para Quege (2011), utilizando um SACs de fluxo vertical, cultivado por bambu, *Guadua angustifolia*, o autor obteve uma média de 98,4% na remoção de fósforo. A eficiência de remoção está relacionada às características da efluente utilizado e das plantas adotadas. Pois, quanto maior a concentração de nutrientes na água, maior é o crescimento da biomassa das macrófitas, resultando em um aumento das taxas de remoção destes compostos (TRUE *et al.*, 2004; NOGUEIRA *et al.*, 2022).

Na Tabela 3 estão apresentados os valores médios das concentrações dos parâmetros avaliados após os tratamentos.

Tabela 3 - Valores médios das concentrações obtidas em função dos parâmetros avaliados após os tratamentos propostos.

Parâmetros	Bruto	Leito 1	Leito 2	Leito 3
DQOs (mg/L)	803±11,53	107,7±5,44	123,59±7,31	146±3,14
Fenóis totais (mg/L)	13,15±1,85	4,9±0,51	3,22±0,33	6,79±0,61
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	790±9,65	76±9,65	86,4±6,12	161,2±4,88
Fósforo solúvel (mg/L)	27,5±3,87	1,64±0,11	1,36±0,13	3,97±0,15

É verificado uma redução das concentrações de todos os parâmetros avaliados, minimizando o potencial poluidor do efluente oriundo da suinocultura. No entanto, é importante destacar que os resultados indicam que o efluente tratado ainda não atende aos parâmetros estabelecidos pela CONAMA 430/2011 para o lançamento em corpos d'água. Por isso, recomenda-se adoção de um tratamento complementar, ou, um pré-tratamento.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Conclui-se que o sistema de tratamento por *wetlands* é eficaz na remoção dos poluentes presentes no efluente originado da suinocultura, resultando na redução significativa do seu potencial poluidor.

A presença da macrófitas *Canna indica* no leito filtrante resultou em uma remoção mais eficiente da demanda química de oxigênio solúvel em comparação

com a macrófita *Juncus effusus*. Ambos os leitos contendo as diferentes macrófitas, apresentaram eficiências estatisticamente equivalentes na remoção de nitrogênio amoniacal. Para a remoção de fósforo, a macrófita *Juncus effusus* demonstrou um desempenho superior.

Em relação à remoção de compostos fenólicos, constatou-se a ausência de pesquisas relacionadas sobre o tema. A macrófita *Juncus effusus* demonstrou uma eficiência superior na remoção desses compostos, embora a macrófita *Canna indica* também tenha exibido uma alta eficiência.

Portanto, além dos benefícios ambientais, a implementação de *wetlands* construídos para o tratamento de esgotos da suinocultura também traz vantagens diretas para as comunidades. Ao reduzir a poluição dos corpos d'água, esses sistemas contribuem para a melhoria da qualidade da água, o que, por sua vez, assegura a saúde pública e a proteção da biodiversidade local. Esse tratamento sustentável pode servir como modelo para outras atividades agrícolas, demonstrando que é possível aliar o crescimento da produção rural com a preservação ambiental, gerando benefícios a longo prazo para a sociedade, tanto no âmbito ecológico quanto no social. Sendo assim, os *wetlands* construídos surgem como uma solução eficiente e sustentável para o tratamento desses efluentes, promovendo a redução do potencial poluidor de forma natural e de baixo custo.

Application of constructed wetlands in the treatment of swine wastewater: comparative evaluation of performance among different macrophyte species

ABSTRACT

The inadequate management of wastewater from swine production causes environmental impacts, highlighting the importance of treatment technologies such as constructed wetlands (CW). This study evaluated the implementation of CW in the treatment of swine wastewater. Three independent units were utilized, each with a volume of 88L, a filter bed made of gravel and sand (1:1), a porosity of 45%, a hydraulic retention time of 24 hours, and a flow rate of 23L/day, varying the macrophyte: bed 1 with *Canna indica*, bed 2 with *Juncus effusus*, and bed 3 as a control. Bed 1 showed an efficiency of 88.56% in the removal of soluble COD, higher than bed 2 at 84.46%, both significantly better than bed 3 (74.4%). Bed 2 exhibited an efficiency of 70.06% in the removal of total phenols, superior to bed 1 at 54.46%, and the control (22.92%). Beds 1 and 2 removed 89.5% and 86.78% of ammoniacal nitrogen, statistically similar and higher than bed 3 (72.18%). In phosphorus removal, bed 2 was more efficient (96.48%) than bed 1 (93.28%), both outperforming the control (84.62%).

KEYWORDS: Constructed Wetlands. Nutrient Removal. Organic Matter. Total Phenols.

REFERÊNCIAS

ABCS - Associação Brasileira dos Criadores de Suínos. ABCS celebra recorde de consumo de 20,5 kg/ano de carne suína. 4 set. 2023. Disponível em: <https://abcs.org.br/noticia/abcs-celebra-recorde-de-consumo-de-205-kg-ano-de-carnesuina/#:~:text=O%20consumo%20de%20carne%20suína,censo%20populacional%20realizado%20pelo%20IBGE>. Acesso em: 22 jul. 2025.

ABCS - Associação Brasileira dos Criadores de Suínos. Ano de 2023 marcado por recorde de exportação, estabilização da produção e queda no custo de insumos. 16 jan. 2024. Disponível em: <https://abcs.org.br/noticia/ano-de-2023-marcado-por-recorde-de-exportacao-estabilizacao-da-producao-e-queda-no-custo-de-insumos/>. Acesso em: 22 jul. 2025.

ALMEIDA, M. E. B. de; PEQUENO, L. A. B.; CARVALHO, M. N.; TAVARES, R. G. Conjectura de parâmetros operacionais na remoção de cor aparente e de turbidez de um efluente têxtil por meio da tecnologia de adsorção. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, [S. l.], v. 8, n. 4, p. 324–330, 2023. DOI: 10.24221/jeap.8.4.2023.5645.324-330.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENTAL FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23. ed. 2017.

ANDRÉ, T. 2020. **Cannaceae in Flora do Brasil. 2020**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB110625>. Acesso em: 22 jul. 2025

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL – ABPA. Relatório anual 2024. São Paulo, 2024. Disponível em: https://abpa-br.org/wp-content/uploads/2024/04/ABPA-Relatorio-Anual-2024_capa_frango.pdf.

BIAŁOWIEC, A.; DAVIES, L.; ALBUQUERQUE, A.; RANDERSON, P. F. The influence of plants on nitrogen removal from landfill leachate in discontinuous batch shallow constructed wetland with recirculating subsurface horizontal flow. **Ecological Engineering**, [S. l.], v. 40, p. 44-52, mar. 2012. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2011.12.011.

BIANCO, E. **Apostila de Suinocultura**. Joinville, 2011. Disponível em: <https://www.sossuinos.com.br/ManuaisTecnicos/apostilasuinocultura.pdf>. Acesso em: 22 jul. 2025

BÔTO, M. L.; DIAS, S. M.; CRESPO, R. D.; MUCHA, A. P.; ALMEIDA, C. M. R. Removing chemical and biological pollutants from swine wastewater through constructed wetlands aiming reclaimed water reuse. **Journal of Environmental Management**, v. 326, Part A, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116642>

BRASIL. Lei Federal nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9605.htm.

BRIX, H; SCHIERUP, H. SOIL OXYGENATION IN CONSTRUCTED REED BEDS: the role of macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen transport. *Constructed Wetlands In Water Pollution Control*, [S.L.], p. 53-66, 1990. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-08-040784-5.50010-3>.

CADONÁ, E. A.; LOURENZI, C. R.; SOUZA, E. L. de; RAMPINELLI, E. C.; SANTOS, M. L. dos; SETE, P. B.; SOARES, C. R. F. S. Contaminação por nitrogênio e fósforo de águas destinadas ao consumo humano em região com intensa atividade suinícola. *Geociências*, [S. l.], v. 37, n. 4, p. 883-891, 28 dez. 2018. DOI: 10.5016/geociencias.v37i4.12274.

CAMPOS, J. M.; TEIXEIRA FILHO, J. Balanço de fósforo e nitrogênio em leitos cultivados com *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, [S.L.], 24, n. 1, p. 1-11, fev. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522019133600>. 2019.

CEPEA - Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada. Suíno. 2024. Disponível em: <https://www.cepea.esalq.usp.br/br/indicador/suino.aspx>. Acesso em: 22 jul. 2025.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **P4.261: Risco de acidente de origem tecnológica método para decisão e termos de referência**. São Paulo, dez. 2017.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Brasil). Resolução CONAMA n° 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n° 357, de 17 de março de 2005. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 16 maio 2011.

DE MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; MONACO, P. A. V. L. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. *Ambiente & Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 5, n. 2, p. 119-132, 2010. DOI: 10.4136/ambi-agua.142.

DELGADILLO-LÓPEZ, A. E.; GONZÁLEZ-RAMÍREZ, C. A.; PRIETO-GARCÍA, F.; VILLAGÓMEZ-IBARRA, J. R.; ACEVEDO-SANDOVA, O. Fitorremediación: una alternativa para eliminar la contaminación. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, Mérida, v. 14, n. 2, p. 597-612, 2011. Disponível em: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S187004622011000200002&lng=es&nrm=iso. Acesso em: 26 jul. 2024.

CAVINATTO, V. M. **Saneamento básico: fonte de saúde e bem-estar**. São Paulo: Moderna, 2003.

DENG, L.; ZHENG, D.; ZHANG, J.; YANG, H.; WANG, L.; WANG, W.; HE, T.; ZHANG, Y. Treatment and utilization of swine wastewater – a review on technologies in full-scale application. *Science of The Total Environment*, v. 880, 2023, art. 163223. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163223>

DIAS, F. S.; NASCIMENTO, J. P. A.; MENESES, J. M. Aplicação de macrófitas aquáticas para tratamento de efluente doméstico. **Revista Ambiental**, João Pessoa, v. 2, n. 1, p. 106-115, 2016.

DRIZO, A.; TWOHIG, E.; WEBER, D.; BIRD, S.; ROSS, D. Zonas Úmidas Construídas para Efluentes de Laticínios – Tratamento em Vermont: dois anos de operação. In: **10º Congresso Internacional Conferência sobre Sistemas de Zonas Húmidas para Controle da Poluição da Água**. Lisboa: MAOTDR, 2006. p. 1611-1621.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Algumas espécies de plantas reunidas por famílias e suas propriedades. 1. ed. Rondônia: [s. n.], Fevereiro/2010. 186 p. ISBN 978-85-98654-06-5.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Central de Inteligência de Aves e Suínos - CIAS. 2023. Disponível em: <https://www.embrapa.br/suinos-e-aves/cias/estatisticas>. Acesso em: 22 jul. 2025.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Gestão dos resíduos da produção animal: gestão e tratamento dos dejetos na suinocultura / Airton Kunz, editor técnico. Brasília, DF: Embrapa; Concórdia: Sbera, 2024. 208 p. ISBN 978-65-88155-11-0.

FIA, F. R. L.; MATOS, A. T.; FIA, R.; BORGES, A. C.; CECON, P. R. Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias de suinocultura. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, n. 1, p. 1-9, 2016. DOI: 10.1590/S1413-41522016123972.

FU, D.; RUI, Y.; ZEVENBERGEN, C.; SINGH, R. P. Nitrogen absorption efficiency and mechanism in Arbuscular mycorrhizal fungi - Biri symbiosis. *Chemosphere*, [S.L.], v. 282, 130708, nov. 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130708>.

GARCÍA, J.; ROUSSEAU, D. P. L.; MORATÓ, J.; LESAGE, E.; MATAMOROS, V.; BAYONA, J. M. Contaminant removal processes in subsurface-flow constructed wetlands: a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, [S. l.], v. 40, n. 7, p. 561-661, 2010. DOI: 10.1080/10643380802471076.

HABERL, R.; LANGERGRABER, G. Constructed wetlands for wastewater treatment. **Encyclopedia Life Support Systems (EOLSS)**, 2001. Disponível em: <https://www.eolss.net/Sample-Chapters/C09/E6-199-08.pdf>. Acesso em: 22 jul. 2025.

HERAZO, L. C. S.; ZURITA, F.; NANI, G.; ÁNGEL-CORONEL, O. A.; AGUILAR, F. A. A. Treatment of swine effluent mixed with domestic wastewater and vegetation development in monoculture and polyculture horizontal subsurface flow wetlands. *Ecological Engineering*, [S.L.], v. 173, p. 106432, dez. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106432>.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Paraná. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/panorama>. Acesso em: 22 jul. 2025.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **PPM - Pesquisa da Pecuária Municipal**, 2021. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9107-producao-da-pecuaria-municipal.html>. Acesso em: 29 jul. 2024.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. PPM - Pesquisa Pecuária Municipal, 2022. SIDRA. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/3939>. Acesso em: 22 jul. 2025.

ITO, J, B, B. Wetlands construídas de fluxo vertical como pós-tratamento de reator rahlf utilizando águas residuárias de suinocultura. Dissertação apresentada ao Programa de Pós- Graduação em Recursos Hídricos da Unsidade Federal de Cuiabá, MT. Linha de Pesquisa: Hidráulica e Saneamento. Mato Grosso. Revista gestão e sustentabilidade ambiental. v.8, n.2, p.62, 2019. DOI: 10.19177/rgsa.v8e22019595-611

JONAS, T. C.; HUSSAR, G. J. Utilização do aguapé no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, v. 7, n. 4, p. 20-32, 2010. DOI: 10.19177/rgsa.v8e32019215-234.

LETO, C.; TUTTOLOMONDO, T.; LABELLA, S.; LEONE, R.; LICATA, M.. Effects of plant species in a horizontal subsurface flow constructed wetland – phytoremediation of treated urban wastewater with *Cyperus alternifolius* L. and *Typha latifolia* L. in the West of Sicily (Italy). **Ecological Engineering**, [S.L.], v. 61, p. 282-291, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.09.014>.

LI, H., LIU, F., LUO, P., CHEN, X., CHEN, J., HUANG, Z., PENG, J., XIAO, R., & WU, J. Stimulation of optimized influent C:N ratios on nitrogen removal in surface flow constructed wetlands: Performance and microbial mechanisms. **Science of the Total Environment**, 694, 2019. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.07.381

LI, X., LI, Y., LI, Y., & WU, J. Enhanced nitrogen removal and quantitative analysis of removal mechanism in multistage surface flow constructed wetlands for the large-scale treatment of swine wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 246, p.575-582, 15 September de 2019. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.06.019.

LI, X.; WU, S.; YANG, C.; ZENG, G. Microalgal and duckweed based constructed wetlands for swine wastewater treatment: A review. **Bioresource Technology**, v. 318, 2020, 123858. DOI: 10.1016/j.biortech.2020.123858.

LO MONACO, P.A.V.; SOELA, D.M.; HADDADE, I.R.; OZA, E.F.; SANTOS, M.M. LONE, M. A.; HE, Z.; PETER, J. S.; YANG, X. Phytoremediation of heavy metal polluted soils and water: Progresses and perspectives. **Journal of Zhejiang University SCIENCE B**, Hangzhou, v. 9, n. 3, p. 210-220, abr. 2008. DOI: 10.1631/jzus.B0710633.

LO MONACO, P.A.V.; SOELA, D.M.; HADDADE, I.R.; OZA, E.F.; SANTOS, M.M. Tratamento De Água Residuária De Suinocultura Em Sistemas Alagados Construídos Cultivados Com *Heliconia Psittacorum* e *Hedychium Coronarium*. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG. v.25, n.6, 2017. DOI: 10.13083/reveng.v25i6.788.

LUCA, S. Q. J.; PARADELA, G. J. A. L.; BELI, E. Estudo da eficiência de um sistema de tratamento de efluentes líquidos de suinocultura. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e tecnologia**, Espírito Santo do Pinhal, v. 14, n. 1, p. 72-85, 2017.

MAPA – Secretaria de Inovação, Desenvolvimento Rural e Irrigação. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Suinocultura : uma saúde e um bem-estar. Brasília : AECS, 2020. 500 p.

MARCELINO, G. C.; MORAIS, A. A. Análise de um protótipo de wetlands construídos no tratamento de efluentes industriais de laticínios. **Pesquisa, Sociedade e Desenvolvimento**, [S. l.], v. 11, n. 8, p. e12811830520, 2022. DOI: 10.33448/rsd-v11i8.30520. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/30520>.

MARONEZE, M. M.; ZEPKA, L. Q.; VIEIRA, J. G.; QUEIROZ, M. I.; & JACOB-LOPES, E. A tecnologia de remoção de fósforo: Gerenciamento do elemento em resíduos industriais. **Revista Ambiente e Água**, v.9, n.3, p. 445-458, 2014. DOI: 10.4136/1980-993X

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; MONACO, V. P. A. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 5, n. 2, p. 119-132, 2010. Doi:10.4136/1980-993X.

MOREIRA, N. F. F.; SOUSA, J. M.; MACEDO, G.; RIBEIRO, A. R.; BARREIROS, L.; PEDROSA, M.; FARIA, J. L.; PEREIRA, M. F. R.; CASTRO-SILVA, S.; SEGUNDO, M. A.; MANAIA, C. M.; NUNES, O. C.; SILVA, A. M. T. Photocatalytic ozonation of urban wastewater and surface water using immobilized TiO₂ with LEDs: micropollutants, antibiotic resistance genes and estrogenic activity. **Water Research**, v. 94, p. 10–22, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.02.003>

NOGUEIRA, G. S.; BEZERRA, G. S.; PIANA, PA. Tratamento de efluente de aquicultura com macrófitas flutuantes: revisão sistêmica e meta-análise. **Pesquisa, Sociedade e Desenvolvimento**, [S. l.], v. 11, n. 4, p. e36811426533, 2022. DOI: 10.33448/rsd-v11i4.26533. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/26533>. Acesso em: 20 jun. 2022.

OLIVEIRA, P. A. V. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. EMBRAPA-CNPISA. Documentos, 27, 1993. 188 p.

OLIVEIRA, P. A. V.; NUNES, M. L. A. **Sustentabilidade ambiental na produção de suínos: recomendações básicas**. Embrapa Suínos e Aves, p. 57, 2014.

PALHARES, J.C.P.; JACOB, A.D. Impacto ambiental da suinocultura e da avicultura nos recursos hídricos. In: **SIMPÓSIO SOBRE MANEJO E NUTRIÇÃO DE AVES E SUÍNOS E TECNOLOGIA DE PRODUÇÃO DE RAÇÕES, 2002**, Campinas. Anais... Campinas: CBNA, 2002. p.31-44.

PEREIRA, A. R. Rentabilidade E Risco Na Produção De Suínos Para Abate No Sistema Por Ciclo Completo: Uma Aplicação Da Simulação De Monte Carlo Para Os Estados Da Região Sul Do Brasil. Orientador: Profa. Dra. Cármem Ozana de Melo. 54 p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Gestão e Desenvolvimento Regional – PGDR – da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Francisco Beltrão, 2018.

PITALUGA, D.P.S. Avaliação de diferentes substratos no tratamento de esgoto sanitário por zona de raízes. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente). Universidade Federal de Goiás, Goiânia, p.133, 2011.

PLANTA, J.; LIANG, Y.; XIN, H.; CHANSLER, M. T.; PRATHER, L. A.; JIANG, N.; JIANG, J.; CHILDS, K. L. Chromosome-scale genome assemblies and annotations for Poales species *Carex cristatella*, *Carex scoparia*, *Junco*, and *Juncus inflexus*. **G3 Genes|Genomes|Genetics**, [S.L.], v. 12, n. 10, p. 1-14, 17, 2022. <http://dx.doi.org/10.1093/g3journal/jkac211>.

QUEGE, K.E. Tratamento de esgoto sanitário pelo sistema zona de raízes utilizando plantas de bambu. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente). Escola de Engenharia Civil, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, p. 85, 2011.

RAMOS, M. D. N.; CLAUDIO, C. C.; REZENDE, P. H. V.; CABRAL, L. P.; SANTOS, L. A.; COSTA, G. G.; MESQUITA, P. L.; AGUIAR, A. Análise crítica das características de efluentes industriais do setor têxtil no Brasil. **Revista Virtual de Química**, v. 12, p. 913-929, 2020. Disponível em: <https://s3.sa-east-1.amazonaws.com/static.sites.sbq.org.br/rvq.sbq.org.br/pdf/v12n4a18.pdf>.

RAMOS, N. F. S., BORGES, A. C., GONÇALVES, G. C., MATOS, A. T. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados construídos, com *Chrysopogon zizanioides* e *Polygonum punctatum* cultivadas em leito de argila expandida. **Revista Engenharia na Agricultura**, v. 25, n. 2, p. 129–138, 2012.DOI: 10.1590/S1413-4152201687067

REN, B., WANG, T., & ZHAO, Y. Two-stage hybrid constructed wetland-microbial fuel cells for swine wastewater treatment and bioenergy generation. **Chemosphere**, v. 268, 128803, abril de 2021. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.128803.

ROCHA, J. D.; SOUZA, D. T.; PEDRÃO R. S. Avaliação de um sistema de tratamento de dejetos suínos usando biodigestores no estado de Santa Catarina. Embrapa Territorial (CNPM), P. 16, agosto de 2021. DOI: 10.29327/soberebpc2021.340760.

ROESSING, M. Produção, caracterização morfo-anatômica e ornamental, e uso do *Junco L.* em paisagismo. 2007. 114f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Programa de Pós-graduação em Agronomia da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Passo Fundo, 2007.

SAEED, T., & SUN, G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions, and supporting media. **Journal of**

Environmental Management, v. 112, p. 429-448, 2012. DOI: 10.1016/j.jenvman.2012.08.011.

SCHIMITT, G. T., MODOLO, R. C. E., MORAES, C. A. M., JOHANN, A. D. D., NUNES, T. Uso de cinza de casca de arroz como constituinte da camada de substrato em sistema wetland para tratamento de efluentes. **Revista Tecnologia e Sociedade**. v. 12, n. 26, p. 209–221, 2026.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 2, p. 343–352, 2015. DOI: 10.1590/S1413-41522015020000096615

SILVA JUNIOR, O. P.; CARVALHO, S. L.; RAGASSI, B. 2019. Avaliação da temperatura, turbidez e pH no Córrego das Marrecas-SP. **Revista Científica ANAP Brasil**, v. 12, n. 24, p. 61-70. 2019. DOI: 10.17271/19843240122420191983

SILVA, L, V, Tratamento de efluentes de suinocultura por Wetlands construídos de fluxo ascendente. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor Palotina, PR, Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Tecnologia Ambiental. - Palotina, PR, p. 60, 2021.

SILVA, P. V. S. da. Proposta de método de redução da concentração de nitrogênio amoniacal em efluentes oriundos de indústria de beneficiamento do leite. TCC (Graduação) - Curso de Bacharelado em Química, Departamento de Química Analítica e Físico-Química, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, p.47.2020.
SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2017.

STOTTMEISTER, U., WIEßNER, A., KUSCHK, P., KAPPELMEYER, U., KÄSTNER, M., BEDERSKI, O., MÜLLER, R. A., & MOORMANN, H. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. **Biotechnology Advances**. v. 22, e. 1-2, p. 93-117, 2003. DOI: 10.1016/j.biotechadv.2003.08.010

TOIGO, L. A.; GOLLO, V.; LEITE, M.; KLANN, R. C. ANÁLISE COMPARATIVA DOS CUSTOS DE PRODUÇÃO DE SUÍNOS SOB A ÓTICA DA TEORIA CONTRATUAL. **ABCustos**, [S.L.], v. 10, n. 2, p. 46-68, 12, 2016. <http://dx.doi.org/10.47179/abcustos.v10i2.311>.

TRUE, B.; JOHNSON, W.; CHEN, S. Reducing phosphorus discharge flow through aquaculture I: facility and effluent characterization. **Aquacultural Engineering**. V. 32, n. 1, p.129-144. Dezembro de 2004. DOI: 10.1016/j.aquaeng.2004.08.001.
VON SPERLING, M.; SEZERINO, P.H. (2018). Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. **Boletim Wetlands Brasil, Edição Especial, dezembro/2018**. 65 p. ISSN 2359-0548. Disponível em: <http://gesad.ufsc.br/boletins/>.

VYMAZAL, J. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water*, [S.L.], v. 2, n. 3, p. 530-549, 27 ago. 2010. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w2030530>.

VYMAZAL, J. Is removal of organics and suspended solids in horizontal sub-surface flow constructed wetlands sustainable for twenty or more years? **Chemical Engineering Journal**, v. 378, p. 122117, 2019. DOI: 10.1016/j.cej.2019.122117

VYMAZAL, J. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiologia*, [S.L.], v. 674, n. 1, p. 133-156, 2011. **Springer Science and Business Media LLC**. DOI:10.1007/s10750-011-0738-9

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 380, n. 1-3, p. 48-65, 2007. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2006.09.014.

XU, J.; SHEN, G. Growing duckweed in swine wastewater for nutrient recovery and biomass production. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 848-853, 2011. DOI:10.1016/j.biortech.2010.09.003

ZANELLA, L. Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: wetlandsconstruídos utilizando brita e bambu como suporte. Dissertação (Doutorado Arquitetura e Urbanismo) Universidade Estadual de Campinas-UNICAMP, 219 p. 2008. Disponível em: http://taurus.unicamp.br/bitstream/REPOSIP/258169/1/Zanella_Luciano_D.pdf. Acesso em: 03/09/2024

ZHOU, L.; LIANG, M.; ZHANG, D.; NIU, X.; LI, K.; LIN, Z.; LUO, X.; HUANG, Y. Recent advances in swine wastewater treatment technologies for resource recovery: a comprehensive review. **Science of The Total Environment**, v. 924, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171557>

Recebido 19/10/2024

Aprovado: 30/07/2025

DOI: 10.3895/rts.v21n65.19331

Como citar:

TECHY, Fatima Luana; GAYLAK, Guilherme; SOUZA, Kely Viviane et al. Aplicação de *wetlands* construídos no tratamento de efluente da suinocultura: avaliação comparativa no desempenho entre diferentes espécies de macrófitas.

Rev. Tecnol. Soc., Curitiba, v. 21, n. 65, p.278-303, jul./set., 2025. Disponível em:

<https://periodicos.utfpr.edu.br/rts/article/view/19331>

Acesso em: XXX.

Correspondência:

Direito autoral: Este artigo está licenciado sob os termos da Licença Creative Commons-Atribuição 4.0 Internacional.

