

JARDINS FILTRANTES NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE PISCICULTURA: DA AVALIAÇÃO EXPERIMENTAL EM PROTÓTIPO AO DIMENSIONAMENTO DE UM SISTEMA MODULAR

BUILT WETLANDS IN FISH FARMING EFFLUENTS TREATMENT: FROM EXPERIMENTAL EVALUATION IN A PROTOTYPE TO THE SIZING OF A MODULAR SYSTEM

Eliane Rezende Mesquita, elianemesquita@unifeso.edu.br, coordenador do projeto, Docente, Engenharia Civil.

Beatriz Rodrigues Sturm, beatrizsturm@unifeso.edu.br, Docente, Medicina Veterinária.

Paula de Mattos Guttman, paulaguttman@unifeso.edu.br, Docente Medicina Veterinária.

Juliana de Matos Ponte Raimundo, julianaraimundo@unifeso.edu.br, docente, Docente Engenharia Civil.

Leonardo Moraes de Carvalho, mcarvleonardo@gmail.com, Engenheiro Civil.

Gabriel Ueda Mendes, gabrielumendes@gmail.com, Engenheiro Civil.

Ramon Oliveira Araujo Soares Lima, oaslima08@hotmail.com, Discente Medicina Veterinária.

Nycole Mendes do Amorim Alves, nycolemendesalves@gmail.com, Discente, Engenharia Civil.

Isabela Nogueira Nascimento, isabelanogueira01@icloud.com, Discente, Medicina Veterinária.

Anna Julia Cardoso, annacardosou@gmail.com, Discente, Medicina Veterinária.

Anny Ramos Mathias, annyrthias@gmail.com, Discente, Medicina Veterinária.

RESUMO

O crescimento da aquicultura tem intensificado os desafios relacionados ao manejo de efluentes ricos em matéria orgânica e nutrientes, exigindo soluções sustentáveis para minimizar impactos ambientais. Este estudo avaliou a eficiência de um protótipo de jardim filtrante no tratamento de efluentes de tanques de tilápia no Campus Quinta do Paraíso (UNIFESO), bem como realizou o dimensionamento de um sistema modular para recirculação da água. O protótipo híbrido, composto por quatro reservatórios com vermiculita expandida e macrófitas, operou por cinco semanas com monitoramento de parâmetros físico-químicos (pH, temperatura, turbidez, oxigênio dissolvido e sólidos totais dissolvidos) e análise laboratorial de DBO, DQO, fósforo total e nitrogênio amoniacal. Os resultados indicaram redução de DQO (13,5%), fósforo total (43,8%) e nitrogênio amoniacal (56,8%), demonstrando potencial do sistema na remoção de nutrientes e matéria orgânica. O dimensionamento, baseado na metodologia da U.S. Environmental Protection Agency (1993), resultou em área total de 144 m², com tempo de retenção hidráulica estimado em 4,9 dias. Conclui-se que os jardins filtrantes constituem alternativa viável para tratamento e recirculação de água na piscicultura, com potencial aplicação em escala real.

Palavras-chave: aquicultura; jardins filtrantes; recirculação de água.

ABSTRACT

The growth of aquaculture has intensified the challenges related to the management of effluents rich in organic matter and nutrients, requiring sustainable solutions to minimize environmental impacts. This study evaluated the efficiency of a prototype filtering garden in the treatment of effluents from tilapia tanks at the Quinta do Paraíso Campus (UNIFESO), as well as the design of a modular system for water recirculation. The hybrid prototype, composed of four reservoirs with expanded vermiculite and macrophytes, operated for five weeks with monitoring of physicochemical parameters (pH, temperature, turbidity, dissolved oxygen, and total dissolved solids) and laboratory analysis of BOD, COD, total phosphorus, and ammoniacal nitrogen. The results indicated a reduction in COD (13.5%), total phosphorus (43.8%), and ammoniacal nitrogen (56.8%), demonstrating the system's potential for removing nutrients and organic matter. The sizing, based on the methodology of the U.S. Environmental Protection Agency (1993), resulted in a total area of 144 m², with an estimated hydraulic retention time of 4.9 days. It is concluded that filter gardens constitute a viable alternative for water treatment and recirculation in fish farming, with potential application on a real scale.

Keywords: aquaculture; filter gardens; water recirculation.

1. INTRODUÇÃO

Em 2025, o consumo de peixes cresceu 8,2% entre janeiro e setembro. Esse movimento foi fortemente influenciado pela alta nos preços da carne bovina (~25%) e suína (~21,2%), enquanto o preço do peixe subiu apenas 2,1%, tornando-o uma alternativa mais acessível (Scanntech, 2025). A aquicultura vem desempenhando cada vez mais um importante papel na indústria alimentícia e é previsto que a quantidade de consumo humano originado da piscicultura cresça em 58% até 2028 (EMBRAPA, 2020; Tom *et al.*, 2021).

Com o crescimento deste tipo de produção, aumenta-se consequentemente o seu impacto no meio-ambiente. Os efluentes de piscicultura apresentam em sua composição características como alta Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), proteínas, Nitrogênio (N) e Fósforo (P). Esta carga elevada de material orgânico e nutrientes deriva-se das sobras de ração, fezes dos animais, além de proteínas utilizadas em hormônios e suplementos para aumento da produção dos tanques (Embrapa, 2013).

Uma alternativa sustentável ao descarte das águas residuais da piscicultura são os Sistemas de Recirculação Aquícola (RAS), sistemas de tratamento de água fechados que tratam as efluentes e reciclam a água, retornando-a aos tanques de piscicultura limpa (Jenner, 2010). Este método não apenas apresenta uma solução ao descarte das águas residuais como também uma alternativa ao acesso a água limpa para piscicultura em pontos de escassez.

Neste sentido, o método dos jardins filtrantes se apresenta como uma alternativa RAS eficaz a este tipo de tratamento, proporcionando não apenas uma melhoria na qualidade da água mas também um efeito estético e ambiental. Assim, o presente estudo trata-se de um estudo preliminar exploratório e tem como objetivos analisar os parâmetros físicos-químicos de um protótipo de jardim filtrante em escala reduzida e dar subsídio para o dimensionamento de um sistema capaz de filtrar e recircular toda água remanescente do sistema de criação de tilápias no campo didático do Unifeso.

Para alcançar os resultados esperados, foi analisado a eficiência do jardim filtrante em escala protótipo na remoção de matéria orgânica e nutrientes dos efluentes da piscicultura, por meio do monitoramento de parâmetros como pH, temperatura, oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos, turbidez, DBO, DQO, nitrogênio amoniacal e fósforo total; a qualidade da água foi comparada

antes e após o tratamento pelo jardim filtrante, verificando a adequação dos parâmetros analisados aos limites estabelecidos pela Resolução 357 do CONAMA e a viabilidade do reuso da água no sistema de piscicultura. Com essas informações foi possível dimensionar a unidade de jardim filtrante com base em critérios técnicos; e determinar a taxa de fluxo hidráulico e o tempo de retenção da água dentro do sistema.

O presente trabalho se justifica pela crescente demanda por práticas sustentáveis e regulamentação ambiental mais rigorosa. A indústria da piscicultura tem enfrentado um desafio crescente em relação ao manejo dos efluentes gerados em criadouros. Estes efluentes são ricos em poluentes, contendo altos níveis de nutrientes e matéria orgânica provenientes da evacuação e respiração dos peixes, podendo causar impactos ambientais significativos se não forem devidamente tratados. Neste contexto, o sistema de jardins filtrantes se apresenta como uma alternativa promissora no tratamento de efluentes de piscicultura de forma sustentável.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 EFLUENTES DE PISCICULTURA

Assim como outros tipos de efluentes, as originadas pela piscicultura podem gerar impacto significativo caso despejadas na natureza sem o tratamento adequado. No caso da piscicultura, é possível notar uma abundância de matéria orgânica e alta concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo (Silva, 2013).

A alta presença de nutrientes como N e P no efluente pode acarretar num processo denominado eutrofização, na qual a alta densidade de organismos no efluente pode levar a redução considerável de quantidade de oxigênio presente no meio, sendo fatal para os peixes (Schutz, 2022).

Dentre os principais parâmetros de qualidade d'água analisados na piscicultura vale-se destacar: temperatura, pH, alcalinidade, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, temperatura e nutrientes (EMBRAPA, 2013) além da DBO e DQO conforme mencionado anteriormente.

3. DEFINIÇÃO E CLASSIFICAÇÃO DOS JARDINS FILTRANTES CONSTRUÍDOS

Os jardins filtrantes, também conhecidos como sistemas alagados construídos ou *wetlands* construídos, são sistemas para o tratamento de águas residuárias engenhados com o objetivo de replicar os processos bioquímicos presentes em *wetlands* naturais com a finalidade de transformar ou remover agentes poluentes ali presentes (Vymazal, 2022).

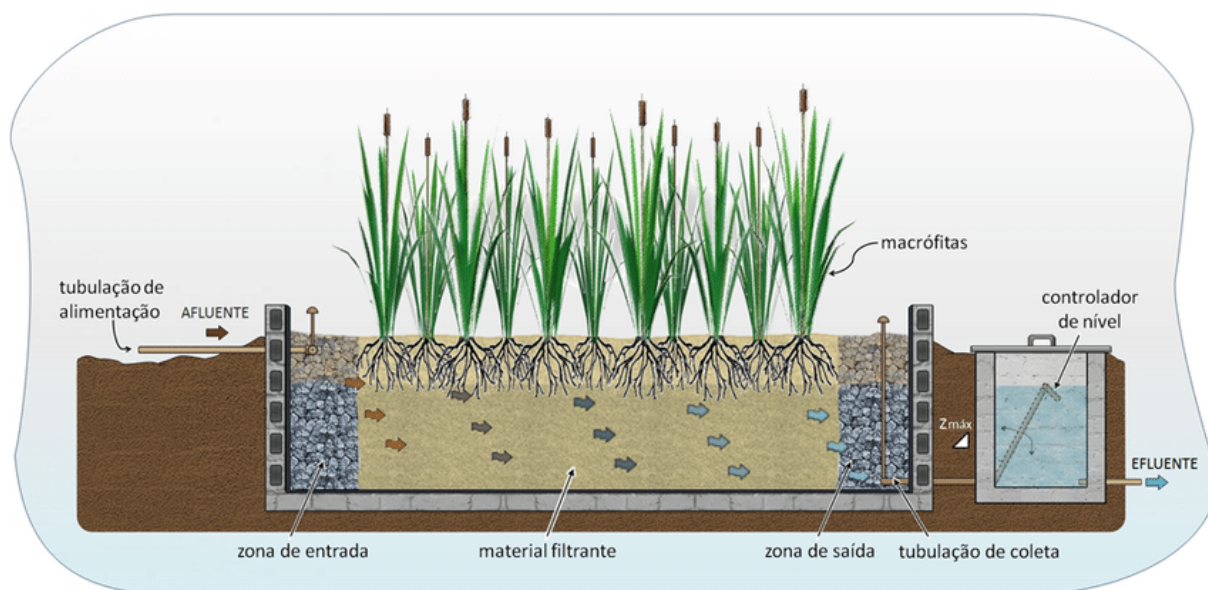
Segundo Vymazal (2022), os jardins filtrantes podem ser divididos em dois grupos de acordo com a posição predominante da água no sistema: os de fluxo superficial e os de fluxo subsuperficial. Os modelos de fluxo subsuperficial podem ainda ser classificados como horizontais, verticais ou híbridos de acordo com a direção de escoamento do líquido tratado.

No caso do sistema de fluxo superficial, o sistema possui maior similaridade às zonas alagadas naturais, com alagamentos acima do nível do solo que se assemelham a regiões pantanosas. Vale ressaltar que este tipo de jardim filtrante possui desvantagens como a exposição de vetores patogênicos do efluente e provê ambiente fértil para insetos vetores de doenças (Sousa, 2022).

Segundo Parde (2020) o sistema de fluxo subsuperficial vertical é um modelo de jardim filtrante no qual o efluente infiltra o topo do sistema e percola até a base, fluindo verticalmente através do substrato. Este método oferece uma condição aeróbica que favorece a nitrificação e remoção de poluentes.

No modelo de Sistema Alagado Construído de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SAC-EHSS) - figura 1, o líquido a ser tratado é inicialmente distribuído na parte inicial do leito, chamada de “zona de entrada”. Esse líquido se desloca lentamente através da área principal do leito, que é preenchida com material filtrante (também conhecido como substrato), e segue até a extremidade oposta alcançando a chamada “zona de saída”. O escoamento do líquido se dá predominantemente de forma horizontal, mantendo-se o nível do líquido abaixo do nível superior do material filtrante (Von Sperling e Sezerino, 2018).

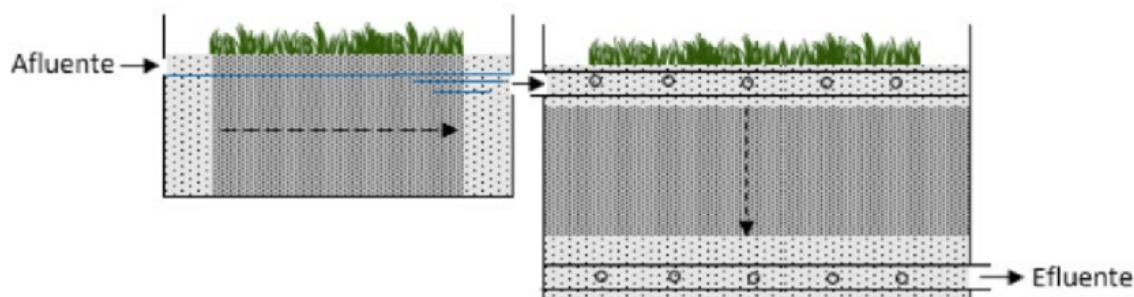
Figura 1 - Seção Longitudinal SAC-EHSS



Fonte: INCT-SbN, 2025

Por fim, ao combinar-se o sistema de escoamento subsuperficial horizontal e vertical, é obtido o sistema de fluxo subsuperficial híbrido, figura 2, no qual as vantagens e desvantagens dos sistemas anteriores se equilibra e é possível produzir um sistema capaz de reduzir Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), nitrato de amônio e sólidos suspensos totais (SST). Este sistema demonstrou possuir um índice de remoção de poluentes mais eficaz que os tipos de jardins filtrantes anteriores. Os diferentes tipos de sistemas alagados construídos possuem eficácias distintas de remoção baseado nas características da efluente (Parde, 2020; Yazdani e Golestani, 2019; Barbera *et al.*, 2014).

Figura 2 - Sistema de Fluxo Subsuperficial Híbrido



Fonte: Resende, 2021

4. SUBSTRATO

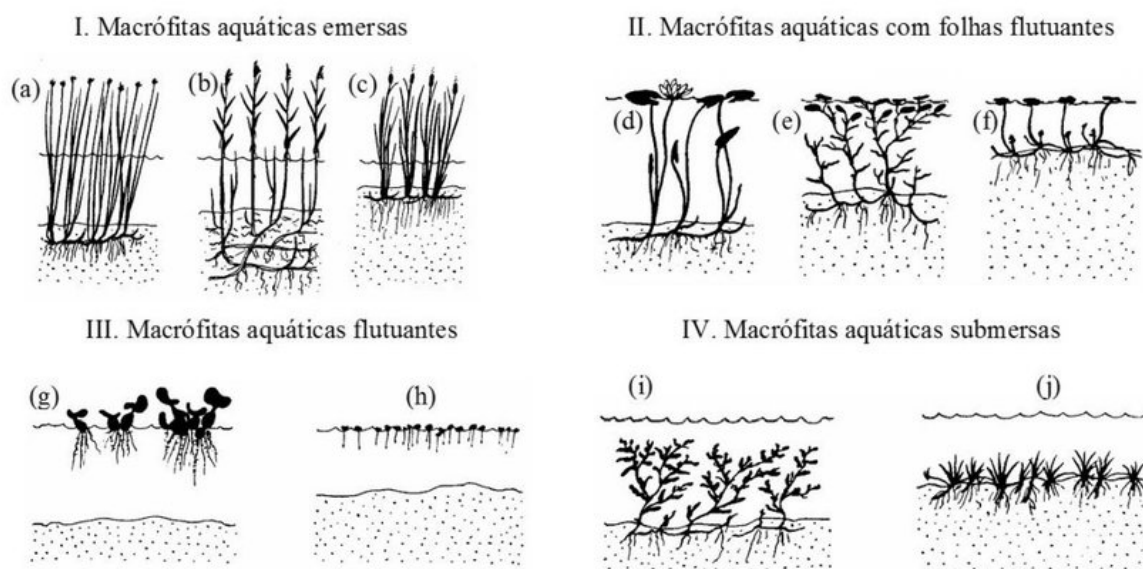
Segundo Wang (2018), o substrato provê as plantas e os microrganismos um meio para crescimento e contribui para a redução de poluentes diretamente através da interceptação, sedimentação, adsorção e precipitação. Os materiais adotados como substrato possuem origens diversas, podendo ser naturais ou criados pelo homem, sendo sua capacidade de adsorção um elemento chave na capacidade na remoção de poluentes em sistemas alagados construídos. Devido a estas diferenças na capacidade de adsorção de diferentes substratos, sua eficiência na remoção de certos poluentes também pode variar, e com a modificação de um substrato, a funcionalidade de um sistema de jardins filtrantes pode ser melhorada consideravelmente.

Dentre os diversos materiais utilizáveis como substrato, a vermiculita (um mineral argiloso com uma estrutura porosa) apresenta grandes vantagens para utilização em sistemas alagados construídos, pois possui grande capacidade de adsorção, além de abundância e baixo custo (Wen, 2013).

4.1 Macrófitas

As plantas que se desenvolvem em ambientes aquáticos ou pantanosos são denominadas macrófitas, e podem ser classificadas de acordo com suas diferentes características físicas e biológicas. Suas propriedades exercem um papel-chave no dimensionamento dos jardins filtrantes, provendo oxigenação, removendo contaminantes, e produzindo um ambiente propício ao desenvolvimento do biofilme (Kochi *et al.* 2020). Suas tipologias podem variar em plantas submersas, emersas, emergentes e flutuantes, figura 3, e devem ser escolhidas de acordo com condições como clima, disponibilidade na região e adaptabilidade conforme necessidades do sistema projetado (Lima, 2022).

Figura 3 - Tipos de macrófitas



Fonte: Totti, 2017 adaptado de Brix e Schierup, 1989

4.2 Importância do dimensionamento de jardins filtrantes

O correto dimensionamento de um jardim filtrante é fundamental para assegurar sua eficiência no tratamento de efluentes, evitando sobrecarga hidráulica e garantindo que os processos físicos, químicos e biológicos ocorram de forma adequada. Um projeto bem dimensionado considera fatores como a vazão de entrada, a carga orgânica, a área necessária, o tipo de substrato, as espécies vegetais utilizadas e o tempo de detenção hidráulica, de modo a maximizar a remoção de poluentes e promover a estabilidade do sistema ao longo do tempo (Vymazal, 2011). Além de melhorar a qualidade da água, um dimensionamento preciso contribui para a durabilidade da estrutura e reduz custos de manutenção, tornando o sistema mais sustentável e eficaz.

Sistemas de tratamento de efluentes residuais através do uso de plantas macrófitas aquáticas, são relativamente baratos para serem construídos, fáceis de manter, fácil manejo de operação e apresentam resultados eficazes e confiáveis para o tratamento (Greenway, 2005; Hadad; Maine; Bonetto, 2006).

Alguns jardins filtrantes usufruem de macrófitas do tipo flutuante, principalmente em países tropicais, devido a sua alta capacidade de absorver e armazenar grandes quantidades de nutrientes, além de seu crescimento elevado (Ran; Agami; Oron, 2004; Costa-Pierce, 1998).

Já a escolha do substrato depende da disponibilidade de cada região, mas deve se considerar, além da facilidade de acesso, o preço do material e a eficiência. A vermiculita expandida tem se mostrado como alternativa eficiente para tratamento de efluentes em jardins filtrantes, pela sua alta capacidade de absorção de água e adsorção de nutrientes (Ugarte *et al*, 2008).

4.3 Fundamentos hidráulicos e hidrológicos de Jardins Filtrantes

4.3.1 Equações de remoção de poluentes

O desempenho dos jardins filtrantes pode ser avaliado por meio de modelos matemáticos que contribuem para a compreensão da dinâmica de remoção de poluentes (Chagas, 2011).

Os modelos mais utilizados para descrever a cinética de remoção de matéria orgânica em jardins filtrantes baseiam-se em equações de primeira ordem, as quais indicam um decaimento exponencial da concentração do afluente, conforme adaptação proposta por Brasil *et al.* (2007), descrita na Equação 1:

$$\frac{C}{C_0} = e^{K_v \times t^n}$$

Equação 1

em que:

C- concentração de efluente, mg L⁻¹

Co- concentração de afluente, mg L⁻¹

Kv- coeficiente de decaimento do poluente, d⁻¹

t- tempo de detenção hidráulica, d.

n- coeficiente associado ao aumento da resistência à degradação do material orgânico remanescente às alterações hidrodinâmicas no sistema, adimensional

Esta adaptação, utilizada no tratamento de esgoto doméstico, é necessária pois o modelo cinético de primeira ordem apresenta limitações, uma vez que pressupõe reações químicas irreversíveis, sob

taxa de reação homogênea, em sistemas hidráulicos estáveis (Kincanon *et al*, 2004), desconsiderando influências como precipitação, evapotranspiração e padrões de escoamento não ideal (Carleton, 2002). Para superar essas limitações, a inclusão do coeficiente n , na equação de remoção, confere maior representatividade à cinética de degradação da matéria orgânica em águas residuárias. No entanto, conforme Brasil *et al.* (2007), o modelo ainda deve ser calibrado para diferentes tipos de águas residuárias e configurações de jardins filtrantes, pois o coeficiente de decaimento K não se mantém constante ao longo do comprimento do sistema, comprometendo a precisão do modelo original.

5. METODOLOGIA

5.1 Para análise do protótipo:

Foi instalado um modelo de jardim filtrante em sistema híbrido com quatro reservatórios individuais alinhados em série em diferentes elevações, o que permite o fluxo vertical e horizontal do efluente tratado. O protótipo foi instalado no terceiro tanque de criação de tilápias do canteiro de atividades práticas do curso de Medicina Veterinária no *Campus* Quinta do Paraíso UNIFESO. Foram utilizadas quatro caixas de polietileno de 56 litros de capacidade interligadas por conexões de tubos de PVC que permitiam o escoamento do fluxo horizontalmente entre as caixas. As caixas foram preenchidas com vermiculita expandida, que foi utilizada como substrato, além de uma fina camada de brita para auxiliar no assentamento de suas partículas. Em cada reservatório foram plantados diferentes tipos de macrófitas, sendo utilizadas as espécies *Pontederia Cordata* (Aguapé), *Iris Pseudacorus* (Íris aquática), *Chrysopogon Zizanioides* (Capim vetiver) e *Canna Indica* (Beri) (figura 2).

Figura 4: protótipo testado



Fonte:acervo do grupo EngVet, 2024.

Foi usada uma bomba d'água submersa de baixa vazão para bombear a água do tanque de tilápias para a primeira caixa, que era preenchida até ser saturada e alcançar o nível da tubulação de passagem para o segundo tanque, e assim sucessivamente até o último tanque, processo auxiliado pelo desnível em série entre os tanques.

A água era transportada do tanque de criação de tilápias para a primeira caixa através de uma bomba d'água submersa de baixa vazão. Esta água preenchia a caixa infiltrando-se através do

substrato e passando pelo biofilme gerado pelas macrófitas, assegurando os critérios necessários para o desenvolvimento de um ambiente propício à redução de matéria orgânica. O sistema operou através de ciclos programados automaticamente, de forma contínua durante cinco semanas, com a bomba d'água sendo acionada por um dispositivo temporizador configurado para realizar a troca da água presente no sistema a cada 3 horas, realizando este processo por 15 minutos.

Foi utilizada uma sonda Horiba (figura 5) para realizar as medições semanais de qualidade geral da água (do tanque e da saída do jardim filtrante), sendo possível determinar os seguintes parâmetros: temperatura (°C), pH, turbidez (NTU), oxigênio dissolvido (mg/L DO), e sólidos dissolvidos totais (g/L TDS). Essas medições foram feitas uma vez por semana, durante 5 semanas.

Figura 5: sonda Horiba



Fonte: Acervo do grupo EngVet,
2024.

Para quantificação da DBO, DQO, níveis de fósforo e nitrogênio amoniacal, foram coletadas amostras da água do tanque de criação de tilápias e da água após o tratamento dos jardins filtrantes. Foi feita apenas uma análise no final das cinco semanas. Essas amostras foram enviadas para o laboratório AMB Clean, onde foram realizados os respectivos ensaios.

5.2 Para dimensionamento do sistema Jardim Filtrantes

Não há uma metodologia normatizada para o dimensionamento de jardins filtrantes. Entretanto, neste trabalho, será utilizada a formulação empírica sugerida pela *U. S. Environmental Protection Agency* (1993), em que o dimensionamento dos jardins filtrantes pode ser baseado em modelos de remoção de DBO por cinética de primeira ordem, como na Equação 2:

$$A = \frac{Q \times (\ln C_0 - \ln C_e)}{K_t \times p \times n}$$

Equação 2

em que:

A: Área superficial do jardim (m²);

Q: vazão do afluente (m³/dia);

Co: concentração do efluente bruto em DBO_{5,20} (mg/L);

Ce: concentração do efluente tratado em DBO_{5,20} (mg/L);

Kt: constante de reação cinética de primeira ordem, dependendo da temperatura;

n: porosidade do substrato;

p: profundidade do filtro (m).

O primeiro passo para realizar o dimensionamento é determinar os parâmetros necessários para o cálculo:

5.3 DBO_{5,20}

Segundo o Portal Tratamento de Água (2017), a Demanda Bioquímica de Oxigênio é obtida através de um teste laboratorial que mede a quantidade de oxigênio consumida por microrganismos durante a decomposição da matéria orgânica em uma amostra de água. O processo envolve a incubação da amostra em condições controladas e a medição da concentração de oxigênio dissolvido antes e após um período de incubação, geralmente durante 5 dias a 20°C.

A DBO_{5,20} do efluente bruto foi definida, por meio de análise laboratorial após coleta da amostra em: 85,7 mg/L na água do tanque de tilápia (ou seja, afluente), enquanto para a do efluente tratado deseja-se 1 mg/L, para se adequar às especificações da Resolução CONAMA n. 357/2005 (Brasil, 2005).

5.4 Porosidade

O substrato utilizado foi a vermiculita, mineral micáceo, constituída por silicato hidratado de magnésio, alumínio e ferro. Por possuir elevada porosidade, grande superfície e carga negativa, a vermiculita é indicada para usos absorventes e carreadores (Aguiar, 2017; Ugarte *et al*, 2008). Embora a literatura afirme sua alta porosidade, não foram encontrados dados numéricos sobre sua capacidade de absorção, dessa forma, a porosidade considerada será 70% para sua capacidade de absorção. Acredita-se que esse valor pode ser ainda maior.

5.5 Vazão afluente

A vazão do afluente ou do efluente bruto é aquela que necessita de tratamento, que chegará ao sistema. Estima-se que 700 m³/mês de água sejam utilizados no abastecimento dos tanques de tilápia. O que resultaria em uma vazão de 23,33 m³/dia para tratamento. Por trata-se de um protótipo decidiu-se realizar o dimensionamento para 50% da vazão do afluente, resultando em 12 m³/dia.

5.6 Profundidade do maciço filtrante

A profundidade é a altura da caixa onde a água irá percorrer e pode variar de 30 a 60 cm (EMBRAPA, 2013). Para o presente estudo a altura utilizada para o maciço será de 60 centímetros.

5.6 Determinação da constante de reação cinética de primeira ordem

Essa constante é função da temperatura do sistema e é calculada de acordo com a Equação 3.

$$K_t = K_{20} \times 1,06^{T-20}$$

Equação 3

em que:

Kt: Constante de reação cinética de primeira ordem, dependendo da temperatura;

K₂₀: Constante de reação cinética de primeira ordem, a 20 °C;

T: Temperatura.

Foi considerada a temperatura média do mês mais frio em Teresópolis, de 15 °C. E a constante a 20 °C foi considerado valor de 1,28 (Begosso, 2009).

Taxa de fluxo hidráulico (HLR, ou carga hidráulica), equação 4: é o volume de água aplicado por unidade de área por dia. E pode ser expresso na seguinte equação (Handbook of Constructed Wetlands, 1995):

$$\text{HLR (m/d)} = \frac{Q \text{ (m}^3\text{/d)}}{A \text{ (m}^2\text{)}}$$

Equação 4

Onde:

Q é a vazão que entrará no sistema por dia.

A é a superfície do maciço de tratamento.

Tempo de retenção hidráulica (HRT), equação 5: tempo médio que a água permanece no maciço, representado pela equação:

$$\text{HRT (dias)} = \frac{V \text{ (m}^3\text{)}}{Q \text{ (m}^3\text{/d)}}$$

Equação 5

Onde:

V é o volume de contato (Volume útil = área*profundidade*porosidade) e

Q o volume que entra no sistema diariamente.

5.7 resultados e discussão

ANÁLISE DO PROTÓTIPO

5.8 Análise do pH

O pH da água tratada pelos jardins filtrantes, (figura 4) manteve-se próximo aos parâmetros ideais para a criação de tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*), que segundo El-Sherif e El-Feky (2009) varia entre 7,0 e 8,0.

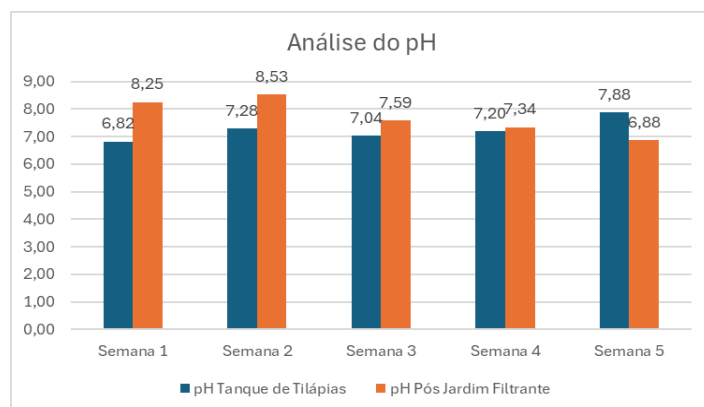


Figura 4: Comparação pH pré e pós-tratamento

5.9 Turbidez

Os valores de turbidez da água tratada pouco variaram em relação ao meio presente no tanque de tilápias (exceto pela semana 5), mantendo-se sempre abaixo do valor de 5 NTU. No entanto, é possível observar que o valor de turbidez, tanto no tanque quanto após a filtração, foi reduzindo ao longo das cinco semanas (figura 5).

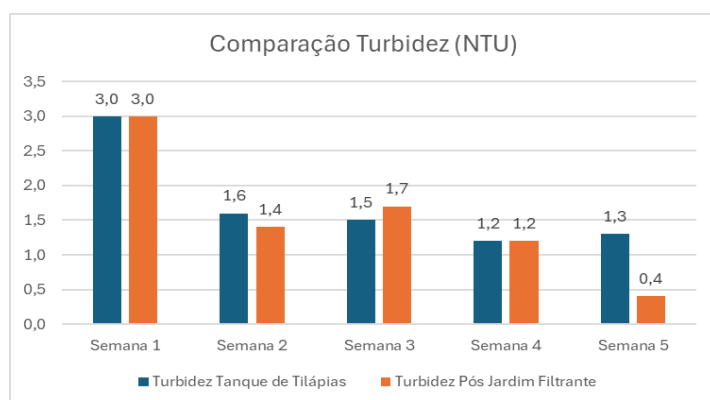


Figura 5: Comparação da turbidez pré e pós-tratamento

5.10 Oxigênio dissolvido

A redução do oxigênio dissolvido (figura 6) em paralelo com a também redução da DBO pode ser considerado um sinal positivo, pois indica que os microrganismos presentes no biofilme encontrado nas raízes das macrófitas estão realizando o processo de biodegradação da matéria orgânica ali presente, o que é um efeito desejado para o tratamento de efluente dos tanques. Sua redução em excesso, porém, demonstra um desafio para a utilização do sistema, pois uma queda acentuada na oxigenação da água seria prejudicial ao ecossistema aquático, apesar das tilápias serem resistentes a baixos índices de oxigênio dissolvido. No caso das tilápias, que são uma espécie de regiões tipicamente quentes, a demanda por oxigênio é consideravelmente baixa, sendo capaz de sobreviver perfeitamente em meios contendo até 1,2 mg/L OD (Ferreira *et al.*, 2011 apud Macedo, 2004).

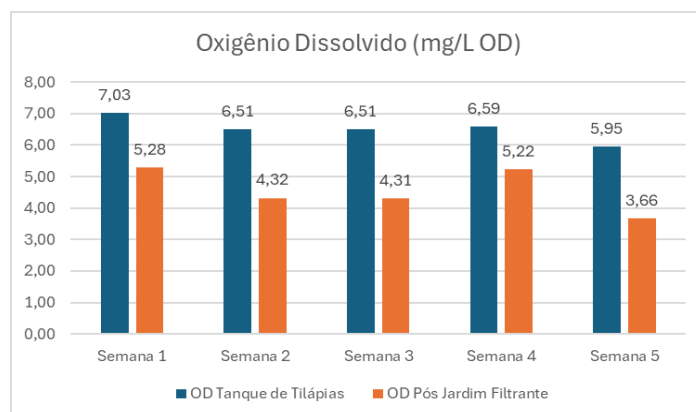


Figura 6. Comparação do oxigênio dissolvido pré e pós tratamento

5.11 Temperatura

A figura 7 abaixo demonstra os valores medidos para a temperatura pré e pós-tratamento, mostrando que não houve variação de temperatura que indique influência do sistema de filtração.

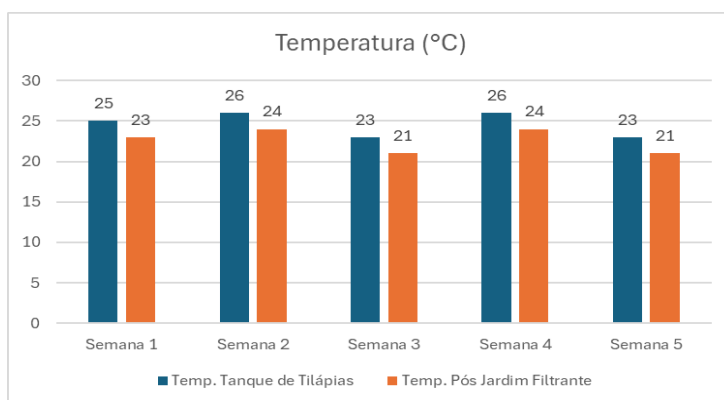


Figura 7: Comparação da temperatura pré e pós-tratamento

5.12 DBO, DQO, nitrogênio amoniacal e fósforo total

Os resultados dos ensaios laboratoriais conduzidos pela empresa AMB Clean, demonstrados na figura 8 abaixo, indicam que o sistema foi capaz de remover os principais poluentes que se encontram no efluente de piscicultura, tendo uma eficácia maior para remoção DQO, fósforo total e nitrogênio amoniacal do que para DBO.

Figura 8: Comparação de DBO, DQO, nitrogênio amoniacal e fósforo total pré e pós-tratamento

Parâmetros	Entrada	Saída	Eficiência (%)
DQO (mg/L)	85,7	74,1	13,5
DBO (mg/L)	37	35,5	4,1
Fósforo total (mg/L)	0,16	0,09	43,8
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	10,2	4,41	56,8

As reduções nos índices de DQO e DBO indicam que houve redução nos níveis de matéria orgânica presentes na água. Os índices de fósforo e nitrogênio amoniacal, dois nutrientes altamente presentes na piscicultura e principais responsáveis pelo processo de eutrofização, também foram removidos significativamente, sendo um resultado que demonstra a eficiência do sistema em remover tais poluentes.

Apesar de mostrar redução nesses parâmetros, os valores ainda não estão dentro dos padrões previstos para águas doces classe II da resolução 357 do CONAMA. Isso indica a necessidade de reavaliação dos critérios de dimensionamento, que consideravam um efluente bruto inicial com carga de 20 mg/L de DBO, o que precisa ser reconsiderado ao se observar os resultados laboratoriais obtidos.

A turbidez manteve-se dentro dos requisitos da OMS para água potável, enquanto pH e temperatura encontram-se na faixa aceitável para a criação de peixes no geral.

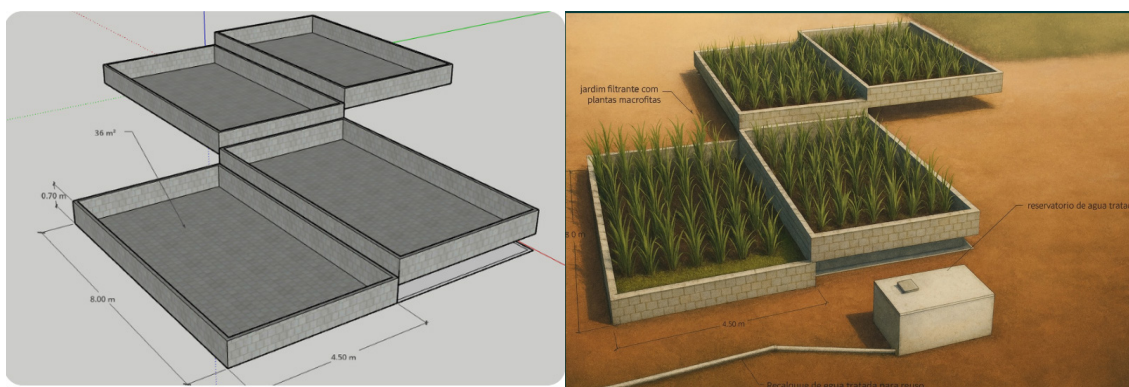
6. DIMENSIONAMENTO DO SISTEMA JARDIM FILTRANTE

Para o dimensionamento, realizado por meio da fórmula proposta pela *U. S. Environmental Protection Agency* (1993), utilizou-se como base a planilha excel, a área mínima necessária para o sistema foi estimada em 132,95 m².

Para melhor fluxo hidráulico e possibilidade de fluxo misto no sistema (vertical e horizontal) optou-se por dividir a área de tanque em 4 tanques menores com dimensões de comprimento igual a duas vezes a largura. Assim, ao final do dimensionamento, chegou-se ao layout de quatro tanques de 4,5 metros x 8 metros, cada tanque com 36 m², totalizando uma área de 144 m².

Dessa forma, a área total utilizada foi de 144,00 m², proporcionando uma margem de segurança que favorece a eficiência do sistema. O dimensionamento proposto encontra-se representado na Figura 8.

Figura 8 : Detalhes das dimensões da cova do Jardim Filtrante.



Fonte: Acervo grupo EngVet (2025).

Diversos materiais são sugeridos na literatura para a construção do tanque destinado à implantação de jardins filtrantes. A escolha deve considerar a facilidade de obtenção na região e o custo no mercado. O modelo mais comum utiliza geomembranas de PEAD (polietileno de alta densidade) em tanques escavados. Contudo, para fins didáticos e com objetivo educacional, recomenda-se a construção em alvenaria.

Para a taxa de fluxo hidráulico (HLR), levou-se em consideração a vazão (Q) igual a 12 m³/de área determinada pela equação 1 proposta por United States Environmental Protection Agency (1993), $A=144\text{m}^2$. Aplicando esses dados à equação 3, obteve-se um valor aproximado de 0,086 m/dia.

Da mesma forma, para o cálculo do tempo de detenção hidráulica (HRT), adotaram-se os valores de volume útil = 58,5m³ (área*profundidade*porosidade = $144*0,6*0,7$) e a mesma vazão de projeto $Q=12\text{m}^3/\text{d}$ e aplicando a equação 3, obteve-se o valor de aproximadamente 4,9 dias. Tempo em que o efluente permanecerá em contato com o sistema (material de suporte, microrganismos e plantas) para remoção adequada da carga poluente.

Segundo Kadlec e Wallace (2009), esse HRT é relativamente elevado para um jardim filtrante de fluxo vertical, pois favorece boa remoção de matéria orgânica e tempo para processos biológicos, mas lembra também que eficiência depende de temperatura, carga orgânica e características do substrato.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os jardins filtrantes representam uma alternativa promissora e ambientalmente sustentável para o tratamento de efluentes da criação de tilápias em tanques, com potencial para remover nutrientes e matéria orgânica de forma eficiente. Sua eficácia, entretanto, depende de fatores como manutenção adequada, escolha apropriada das macrófitas e dimensionamento compatível com o volume e a carga orgânica do efluente, podendo demandar ajustes conforme as condições ambientais e o local de instalação. O protótipo desenvolvido demonstrou resultados positivos, indicando viabilidade de aplicação no tratamento de águas residuais da piscicultura. Ainda assim, são necessários estudos complementares e testes em maior escala para superar desafios operacionais e viabilizar a adaptação dessa tecnologia ao Sistema de Recirculação Aquícola (RAS) dos tanques de tilápia do UNIFESO.

O dimensionamento do sistema de jardim filtrante para tratamento de águas residuais da produção de tilápias no *Campus* Quinta do Paraíso no Unifeso, além de resolver uma questão ambiental, terá caráter didático na implementação de atividades educacionais multidisciplinares.

Além disso, acredita-se que, com a implantação do sistema de jardim filtrante, a água tratada poderá ser recirculada para os tanques de criação de tilápia, reduzindo significativamente a necessidade de utilização da água fornecida pela operadora. Essa prática contribuirá para a diminuição dos custos com abastecimento, além de minimizar a mortalidade dos peixes em períodos de escassez hídrica.

Para potencializar a eficiência do sistema, o tanque de fluxo horizontal poderá ser associado ao tanque de fluxo vertical, permitindo maior capacidade de tratamento e otimização dos processos de remoção de poluentes. A combinação dos dois tipos de fluxo promove diferentes mecanismos de depuração, resultando em um tratamento mais completo e eficaz.

8. REFERÊNCIAS

AGUIAR, A. L. D. **Estudo das propriedades tecnológicas da argamassa de revestimento com incorporação da vermiculita expandida**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil) – UFRN, Natal, RN, 2017.

BARBERA, A. C. *et al.* Carbon dioxide emissions from horizontal sub-surface constructed wetlands in the Mediterranean Basin. **Ecological Engineering** V. 64 57-61, 2014. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0925857413005326>

BEGOSSO, L. (2009). **Determinação de parâmetros de projeto e critérios para dimensionamento e configuração de wetlands construídas para tratamento de água cinza**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) – Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande/MS, 2009.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Diário Oficial da União, Brasília, 2005.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A. Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Thypha sp.*) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.12, p.266-272, 2007.

CARLETON, J. N. Damköhler distributions and constituent removal in treatment wetlands. **Ecological Engineering**, v.19, p.233-248, 2002.

CHAGAS, R. *et al.* Cinética de remoção de matéria orgânica em sistemas alagados construídos cultivados com lírio amarelo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 11, p. 1186-1192, 2011.

COSTA-PIERCE, B. A. Preliminary investigation of an integrated aquaculture-wetland ecosystem using tertiary-treated municipal wastewater in Los Angeles County, California. **Ecological Engineering**, v. 10, n. 4, p. 341-354, 1998.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Aquicultura: manejo e aproveitamento de efluentes**. Documentos 95, 2013 Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/972692/1/Doc95.pdf>. Acesso em: 30 nov. 2025.

EMBRAPA, 2020. Artigo - O protagonismo do Brasil na produção mundial de pescado. Disponível em <<https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/53738345/artigo---o-protagonismo-do-brasil-na-producao-mundial-de-pescado>>.

EL-SHERIF, M. S.; EL-FEKY, A. M. Performance of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) fingerlings fed on different protein levels with or without commercial feed additive. **Aquaculture Research**, v. 40, p. 1365-1374, 2009. Disponível em <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2009.02109.x>.

UGARTE, J. F. O.; SAMPAIO J. A.; FRANÇA S. C. A.. Vermiculita. **Rochas e Minerais Industriais** – CETEM, 2ª Edição CAPÍTULO 38 - 865-887 2008 Disponível em: <<http://mineralis.cetem.gov.br/bitstream/cetem/1142/1/38.%20VERMICULITA%203%20sampaio.pdf>>

FERREIRA, P. M. F. *et al.* Avaliação do consumo de oxigênio da tilápia do nilo submetidas a diferentes estressores. **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca** 6(1): 56-62, 2011 Disponível em: <https://ppg.revistas.uema.br/index.php/REPESCA/article/download/387/370/1368>

GREENWAY, M. The role of constructed wetlands in secondary effluent treatment and water reuse in subtropical and arid Australia. **Ecological engineering**, v. 25, n. 5, p. 501-509, 2005.

HADAD, H. R.; MAINE, M. A.; BONETTO, C. A. Macrophyte growth in a pilot-scale constructed wetland for industrial wastewater treatment. **Chemosphere**, v. 63, n. 10, p. 1744-1753, 2006.

INCT-SBN. **Wetlands Construídos**. 2025. Disponível em: <https://www.inctsbn.com/post/wetlands-constru%C3%ADdos>.

JENNER, P. JENNER, A. Recirculating aquaculture systems: The future of fish farming? **The Chistian Science Monitor**, 2010 Disponível em: <https://www.csmonitor.com/Environment/2010/0224/Recirculating-aquaculture-systems-The-future-of-fish-farming>.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment Wetlands**. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2009.

KINCANON, R.; McANALLY, A. S. Enhancing commonly used model predictions for constructed wetland performance: as built design considerations. **Ecological Modelling**, v.174, p.309-322, 2004.

KOCHI, L. Y.; FREITAS, P. L.; MARANHÃO, L. T.; JUNEAU, P.; GOMES, M. P. Aquatic Macrophytes in Constructed Wetlands: A Fight against Water Pollution. **Sustainability**, v. 12, n. 21, p. 9202, 5 nov. 2020.

LIMA, M. **Remoção de matéria orgânica de efluente secundário em wetland construído utilizando macrófita do cerrado e resíduo da construção civil**. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia. Disponível em: <https://repositorio.ufu.br/bitstream/123456789/37367/1/Remo%C3%A7%C3%A3oMat%C3%A9riaOrg%C3%A2nica.pdf>.

PARDE, D. *et al.* A review of constructed wetland on type, treatment and technology of wastewater. **Environmental Technology & Innovation**, v. 21, p. 101261, 2020.

Portal Tratamento de Água. Determinação da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) Disponível em: <https://tratamentodeagua.com.br/artigo/determinacao-da-demanda-bioquimica-de-oxigenio-dbo/>>.

RAN, N.; AGAMI, M.; ORON, G. A pilot study of constructed wetlands using duckweed. **Water research**, v. 38, n. 9, p. 2241-2248, 2004.

RESENDE, G. C. **Uso de jardim filtrante com sistema de aeração por gravidade para manutenção da qualidade da água de piscicultura**. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/353327133>.

SCANNTECH. **Consumo de peixes 2025**. Disponível em: <https://www.scanntech.com.br/consumo-de-peixes-2025/>. Acesso em: 10 dez. 2025.

SCHUTZ, D. **Estudo da remoção de nitrogênio amoniacal em efluente através do manejo com microalgas**. Trabalho de Conclusão de curso (Química) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2022. Disponível em: <https://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/239895>

SILVA, 2013. **Tratamento de efluentes de tanques de piscicultura aplicando a tecnologia de eletrocoagulação**. Dissertação – Universidade Federal do Ceará. Disponível em: <https://tratamentodeagua.com.br/wp-content/uploads/2016/07/Tratamento-de-efluentes-de-tanques-de-piscicultura-aplicando-a-tecnologia-de-eletrocoagula%C3%A7%C3%A3o.pdf>.

SOUSA, R. **Caracterização de materiais suporte e substrato para sistemas de tratamento de efluentes wetlands**. Disponível em: <https://repositorio.ufu.br/bitstream/123456789/36155/1/Caracteriza%C3%A7%C3%A3oMateriaisSuporte.pdf>.

TOM, A.P.; JAYAKUMAR, J.S.; BIJU, M.; SOMARAJAN, J.; IBRAHIM, M.A. Aquaculture wastewater treatment technologies and their sustainability: A review. **Energy Nexus**, v. 4, p. 100022, dez. 2021. Disponível em <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2021.100022>.

TOTTI, M. C. V. **Tratamento de efluente de bovinocultura leiteira com macrófitas aquáticas**. Trabalho de conclusão de curso (– Instituto Federal do Sul de Minas Gerais.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **Constructed wetlands treatment systems: technical resources for prevention, control, and treatment of contaminated surface water and groundwater**. Cincinnati, OH: EPA, 1993. EPA/625/R-99/010. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-10/documents/constructed-wetlands-handbook.pdf>. Acesso em: 23 jan. 2026.

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P. H. Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. GESAD – Universidade Federal de Santa Catarina, 2018. Disponível em: <https://gesad.ufsc.br>. Acesso em: 10 jun. 2025.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 1, p. 61–69, 2011. <https://doi.org/10.1021/es101403q>

VYMAZAL, J. The Historical Development of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. **Land**, v. 11, n. 2, p. 174, 21 jan. 2022.

WANG, H. X. *et al.* A Review of Research on Substrate Materials for Constructed Wetlands. **Materials Science Forum**, v. 913, p. 917–929, fev. 2018.

WEN, Z. *et al.* Effects of humic acid on phthalate adsorption to vermiculite. **Chemical Engineering Journal**, v. 223, p. 298–303, 1 maio 2013.

YAZDANI, A.; GOLESTANI, M. Advanced treatment of dairy industrial wastewater using vertical flow constructed wetlands. **Desalination and Water Treatment** **162: 149–155(2019)**. Disponível em: https://www.deswater.com/DWT_articles/vol_162_papers/162_2019_149.pdf