



REVISTA  
Casa da

ISSN 2316-8056

**GEOGRAFIA**  
de Sobral

## **AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE JARDINS FILTRANTES NA REMOÇÃO DE POLUENTES EM RIACHO URBANO NO SEMIÁRIDO CEARENSE**

**Evaluation of the Efficiency of Constructed Wetlands in Pollutant Removal from an Urban Stream in the Semi-Arid Region of Ceará**

**Evaluación de la Eficiencia de Jardines Filtrantes en la Remoción de Contaminantes en un Arroyo Urbano del Semiárido Cearense**

 <https://doi.org/10.35701/rcgs.v28.1160>

Antônia Gleিকেle Alves<sup>1</sup>

Letícia Lacerda Freire<sup>2</sup>

Marcus Vinicius Freire Andrade<sup>3</sup>

### Histórico do Artigo:

Recebido em 28 de junho de 2025

Aceito em 27 de janeiro de 2026

Publicado em 11 de maio de 2026

### RESUMO

O presente trabalho avaliou a eficiência de jardins filtrantes implantados no município de Sobral, com base em 15 campanhas de monitoramento conduzidas pelo poder público municipal. As variáveis analisadas incluíram pH, turbidez, oxigênio dissolvido, demanda biológica e química de oxigênio (DBO e DQO), nitrogênio total, fósforo total e coliformes totais. Os resultados indicaram pH próximo da neutralidade nas águas afluentes e efluentes ao sistema. No entanto, as elevadas concentrações de DBO, DQO, nutrientes, turbidez e coliformes indicam possíveis ligações clandestinas de esgoto. Embora os sistemas apresentem boas taxas de remoção em algumas campanhas, essas não se mantêm de forma consistente, sugerindo falhas operacionais. A variabilidade nas eficiências de remoção e a baixa concentração de oxigênio dissolvido em algumas amostras (abaixo de 2 mg/L) indicam sobrecarga orgânica e necessidade de melhorias na operação. As maiores eficiências foram registradas no período seco. O estudo reforça a importância dos jardins filtrantes como soluções baseadas na natureza, complementares às obras de esgotamento sanitário e drenagem pluvial. Tais sistemas, se bem geridos, podem contribuir significativamente para a melhoria da qualidade da água

<sup>1</sup> Mestranda em Geografia pela Universidade Estadual Vale do Acaraú (UVA). E-mail: agkelealves@gmail.com

 <https://orcid.org/0000-0002-6568-9780>

<sup>2</sup> Doutoranda em Engenharia Civil (Recursos Hídricos) pela Universidade Federal do Ceará (UFC).

E-mail: leticia.l.arquivos@gmail.com

 <https://orcid.org/0000-0002-1555-4722>

<sup>3</sup> Doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo (USP).

E-mail: marcus.andrade@ifce.edu.br

 <https://orcid.org/0000-0002-0791-9197>



em rios urbanos, servindo de subsídio para políticas públicas voltadas ao controle de poluição e ao planejamento ambiental urbano.

**Palavras-Chave:** Bacia hidrográfica. Qualidade da Água. Riacho Pajeú.

#### ABSTRACT

This study evaluated the efficiency of constructed wetlands implemented in the municipality of Sobral, based on 15 monitoring campaigns conducted by the municipal government. The analyzed variables included pH, turbidity, dissolved oxygen, biochemical oxygen demand (BOD), chemical oxygen demand (COD), total nitrogen, total phosphorus, and total coliforms. The results indicated that both influent and effluent waters had pH values near neutrality. However, the high concentrations of BOD, COD, nutrients, turbidity, and coliforms suggest the presence of illegal sewage connections. Although the systems showed good removal rates in some campaigns, these were not consistent, indicating potential operational failures. The variability in removal efficiencies and the low levels of dissolved oxygen in some samples (below 2 mg/L) point to organic overload and the need for operational improvements. The highest removal efficiencies were observed during the dry season. The study reinforces the importance of constructed wetlands as nature-based solutions, which complement conventional sanitation and stormwater drainage infrastructure. When properly managed, such systems can significantly contribute to improving the water quality of urban rivers, serving as a valuable tool to support public policies aimed at controlling pollution and promoting urban environmental planning.

**Keywords:** Watershed. Water quality. Pajeú Stream.

#### RESUMEN

Este estudio evaluó la eficiencia de los jardines filtrantes implementados en Sobral, con base en 15 campañas de monitoreo realizadas por el gobierno municipal. Las variables analizadas incluyeron pH, turbidez, oxígeno disuelto, demanda biológica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno total, fósforo total y coliformes totales. Los resultados indicaron valores de pH cercanos a la neutralidad tanto en las aguas afluentes como efluentes. Sin embargo, las altas concentraciones de DBO, DQO, nutrientes, turbidez y coliformes sugieren la existencia de conexiones clandestinas de aguas residuales. Aunque los sistemas mostraron buenas tasas de remoción en algunas campañas, estas no se mantuvieron de forma constante, lo que indica posibles fallas operativas. La variabilidad en las eficiencias de remoción y las bajas concentraciones de oxígeno disuelto en algunas muestras (por debajo de 2 mg/L) indican una sobrecarga orgánica y la necesidad de mejoras operativas. Las mayores eficiencias de remoción se registraron durante la estación seca. El estudio refuerza la importancia de los jardines filtrantes como soluciones basadas en la naturaleza, complementarias a las obras de alcantarillado sanitario y drenaje pluvial. Bien gestionados, estos sistemas pueden contribuir significativamente a mejorar la calidad del agua en ríos urbanos, sirviendo como apoyo para políticas públicas orientadas al control de la contaminación difusa y a la planificación ambiental urbana.

**Palabras clave:** Cuenca hidrográfica. Calidad del agua. Río Pajeú.

## INTRODUÇÃO

A interferência antrópica nos processos tradicionais de urbanização apresenta tendências de mudança que têm o potencial de agravar as consequências da degradação na região semiárida do Brasil (Lima; Silva, 2015; De Brito; Rufino; Djordjević, 2021). Nesse contexto, destaca-se a importância de compreender e abordar os impactos associados às interações entre atividades humanas e o ambiente.

As regiões com maior vulnerabilidade ambiental, como o semiárido brasileiro, devem ser priorizadas na compreensão e aplicação de ferramentas tecnológicas para o desenvolvimento de estratégias sustentáveis (Lima, 2012). Tais iniciativas buscam mitigar os efeitos adversos da urbanização

e promover a preservação do equilíbrio geoambiental nessas áreas específicas (Ribeiro; Barros; Lima, 2019).

As arquiteturas paisagística e ecológica, com Soluções baseadas na Natureza (SbN), ainda não estão amplamente difundidas e aplicadas (Pellizzaro *et al.*, 2017). No entanto, nota-se um aumento significativo na busca por experimentos e iniciativas que tenham como objetivo a restauração, valorização e expressão da conservação da biodiversidade em contextos urbanos (Mello; Pastore, 2021).

O segmento do naturalismo paisagístico contemporâneo reflete uma crescente conscientização acerca da necessidade de incorporar práticas sustentáveis e estratégias inovadoras no desenvolvimento urbano. Essa percepção é bastante destacada por estudiosos (Oudolf; Kingsbury, 2013; Zhao; Li; Yan; Zhang, 2022) ao longo do século 21, mostrando crescimento exponencial no número de artigos a partir de 2009 e destacando a importância de estabelecer tecnologias e resultados entre arquitetura, ecologia e biodiversidade. Essa abordagem surge como fundamental para garantir uma qualidade positiva em ambientes urbanos, constituindo-se como um elemento essencial na busca por soluções urbanísticas mais integradas e sustentáveis (Siqueira *et al.*, 2021).

Com base nas investigações conduzidas por Krauze e Wagner (2019), os ecossistemas aquáticos situados em ambientes urbanos, ao serem modificados por SbN, demonstram a implementação de práticas exemplares no gerenciamento de recursos hídricos urbanos, alinhadas à perspectiva da utilização de processos naturais em consonância com a dinâmica de oferta e demanda de serviços.

As tecnologias baseadas na natureza visam restaurar e conservar o ambiente na dinâmica das cidades. Com base na análise de mais de cinquenta estudos de casos sobre a aplicabilidade de SbN, conduzida e discutida por Kolokotsa *et al.* (2020), evidencia-se que a integração desses sistemas ao ambiente urbano, representada por parques, áreas verdes, espaços aquáticos e biodiversidade, oferece benefícios significativos. Tais tecnologias, como por exemplo os jardins filtrantes, potencializam impactos positivos na saúde e no bem-estar da população, porém lacunas no gerenciamento dessas unidades podem trazer problemas severos aos sistemas implantados.

O crescimento tradicional urbano adicionou às unidades geoambientais de planícies fluviais condições hidrológicas, concentrações de componentes físico-químicos e alterações na dinâmica ecológica da micro e macrofauna. O semiárido brasileiro possui rios intermitentes com elevada vulnerabilidade ambiental, estando mais suscetível à poluição hídrica por diferentes agentes (Freire, 2020). Desse modo, tecnologias baseadas na natureza estão sendo implantadas nos cursos dos rios urbanos para acelerar a autodepuração.

Portanto, faz-se necessário conhecer e possuir ferramentas para mensurar as transformações geradas por esses sistemas no controle da poluição hídrica. A presente proposta se justifica por abordar aspectos de sistemas de jardins filtrantes implantados em escala real, em planície fluvial, cujas premissas de implantação buscavam melhorar a qualidade das águas para fomentar ambientes mais sustentáveis para o semiárido.

Entre os elementos inclusos nos sistemas mencionados, destacam-se: a seleção de plantas reconhecidas por sua eficácia na filtragem de poluentes, a implementação de sistemas de irrigação e a execução de ações abrangentes para despoluir rios, riachos e lagoas na cidade de Sobral, Ceará (Hidrobotânica, 2018). Diante desse cenário, o presente trabalho propõe-se a avaliar uma SbN, na remoção de poluentes por meio de jardins filtrantes implantados no Parque Pajeú, localizado no referido município.

## **ASPECTOS CONCEITUAIS SOBRE JARDINS FILTRANTES PARA O CONTROLE DA POLUIÇÃO HÍDRICA**

As intervenções estruturadas com base em mecanismos da natureza, cujo propósito consiste em otimizar o uso eficiente de recursos podem ser consideradas SbN (Haaland; Bosch, 2015). Restaurar e implementar adaptações que propiciem soluções para o desenvolvimento integrado sustentável em ambientes urbanizados, são características de sistemas de SbN (Emilsson; Sang, 2017; Kabisch *et al.*, 2017).

Os enquadramentos das SbN podem ocorrer por meio de diversas perspectivas, integrando processos naturais aliados a práticas sustentáveis, construídos para a melhoria de qualidade de vida, regeneração dos ecossistemas e enfrentamento dos desafios urbanos brasileiros relacionados ao saneamento e à gestão ambiental (Osaka; Bellamy; Castree, 2021; Oliveira *et al.*, 2023; Vieira *et al.*, 2024). O compartilhamento de boas práticas e dados de monitoramento pode transformar percepções, promovendo maior aceitação e benefícios ecológicos, socioeconômicos e financeiros (Perales-Momparler *et al.*, 2017).

Os jardins filtrantes – estruturas concebidas para otimizar o tratamento de esgoto e o controle de poluição hídrica – incorporam grânulos e plantas aquáticas específicas, cuja capacidade de extrair matéria orgânica e poluentes do líquido residual é fundamental para o funcionamento do sistema (Silva, 2014; Lima, 2016).

Estes dispositivos também podem ser classificados como *wetlands* construídos (WC) ou sistemas alagados construídos, que constituem métodos avançados de tratamento de águas residuárias,

compartilhando princípios fundamentais de remoção de poluentes e patógenos (Monteiro, 2014; Lima, 2016; Dotro *et al.*, 2017; Benassi, 2018).

Contextualizando a classificação dos tipos de WC, os jardins filtrantes podem ser considerados uma de suas categorias, conforme destacado por Lilian Hengleng de Gregori, diretora-geral da Phytorestore Brasil, uma das principais empresas projetistas de *wetlands*, a nível global (Rubim, 2017). No Brasil, o grupo de estudos *Wetlands Brasil*, publicou, após ampla consulta aos especialistas na área de sistemas alagados construídos, a consolidação do dimensionamento e critérios de projetos de três principais categorias desses sistemas. Esse material pode ser acessado na publicação de Von Sperling e Sezerino (2018). Os três principais sistemas, cujos dimensionamentos foram considerados consolidados, estão apresentados no Quadro 1.

**Quadro 1:** Sistemas alagados construídos com critérios de projeto consolidados no Brasil.

Sistemas alagados construídos	Características
<i>Wetland</i> construído de escoamento horizontal subsuperficial	Recebe esgoto pré-tratado; o afluente ao sistema é lançado sob um leito com material filtrante (meio suporte), escoando subsuperficialmente, em sentido horizontal, e saindo em extremidade oposta ao seu lançamento.
<i>Wetland</i> construído de escoamento vertical	Recebe esgoto pré-tratado; o líquido é lançado de forma distribuída no leito e percola em trajetória vertical, onde é coletado na região inferior do leito.
<i>Wetland</i> construído de escoamento vertical (com sistema Francês)	Recebe esgoto bruto; formado por dois estágios: um para o esgoto bruto e outro para o esgoto proveniente do primeiro estágio; o escoamento ocorre em trajetória vertical.

**Fonte:** Adaptado de Von Sperling e Sezerino (2018).

Pesquisas anteriores destacaram a fitorremediação por sistemas alagados construídos como uma estratégia eficaz para o tratamento de poluentes, evidenciando que o sistema utilizado é uma alternativa viável e é aplicável também para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários, mantendo a eficiência média acima de 50% (Zimmels; Kirzhner; Malkovskaja, 2006; Preussler, 2008; Truu; Juhanson; Truu, 2009; Cavalheiro *et al.*, 2014).

Conforme pesquisa conduzida por Sezerino *et al.* (2015), que analisou 42 estudos publicados no Brasil entre 1988 e 2011, as macrófitas mais frequentemente aplicadas nos processos de tratamento por *wetlands* incluem *Typha spp.*, *Eleocharis spp.* e *Zizaniopsis spp.* Essas plantas

demonstraram ser promissoras na remediação de contaminantes, evidenciando a viabilidade e eficácia da fitorremediação como uma abordagem ecologicamente sustentável para melhorar a qualidade da água (Mahler; Matta; Tavares, 2007; Sezerino *et al.*, 2015).

Há uma contribuição significativa nesse âmbito, abordando temáticas frequentemente destacadas por pesquisadores, como a busca pela mitigação das alterações climáticas. No entanto, cabe ressaltar que tais soluções podem apresentar riscos, demandar elevados investimentos financeiros, adotar abordagens tecnocráticas e exibir limitada capacidade de manutenção efetiva no contexto proposto (Bradfer-Lawrence *et al.*, 2021).

Algumas abordagens têm sido investigadas para enfrentar desafios relacionados à fitorremediação no controle da poluição hídrica. Destacam-se os estudos conduzidos por Pinotti (2022), que descreve a implementação exitosa de um projeto de extensão na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (FCAV). Este projeto incluiu a construção de dois jardins filtrantes para águas cinzas, onde o autor destacou a importância do controle de crescimento da vegetação e do risco de afluência de outros tipos de águas residuárias ao sistema.

Lima (2015) adotou uma abordagem análoga ao enfrentar o desafio da identificação de um sistema financeiramente viável e de fácil aplicação para controle de poluição hídrica no riacho de Águas do Ferro. O objetivo era assegurar que o riacho desaguasse na praia de Lagoa da Anta sem causar prejuízos ao ecossistema costeiro e marinho. A convergência de práticas entre os Jardins Filtrantes, implementados no riacho de Águas do Ferro, e as estratégias adotadas reforça a importância de projetos que avaliem essas abordagens em diversos cenários.

Uma pesquisa realizada em Santa Catarina revelou que a eficiência do tratamento está diretamente relacionada aos arranjos tecnológicos adotados, às características da água residuária afluente e às cargas orgânicas e hidráulicas aplicadas (Machado *et al.*, 2017). Esses fatores são determinantes para assegurar que a carga orgânica e a área superficial mantenham uma taxa de aplicação compatível com melhores resultados de eficiência, refletindo diretamente nos percentuais de remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) (Sousa *et al.*, 2024)

Essa tecnologia nem sempre pode ser considerada de baixo custo, devido aos elevados gastos com terraplanagem, como apontado por Tenenbaum (2004) e Salomão *et al.* (2021). Além disso, os investimentos iniciais em *wetlands* podem ser elevados devido às despesas com impermeabilização do leito, aquisição de materiais filtrantes e custos de transporte (Tanner; Headley, 2011; Vymazal, 2022).

Um exemplo notável dessa realidade foi registrado no Nepal, durante a década de 1990 (Laber *et al.*, 1990).

Contudo, a implementação dessas soluções requer adaptações específicas às condições locais, levando em conta variáveis como o clima, as características do efluente e os custos operacionais (Tenenbaum, 2004; Vymazal, 2022). As soluções baseadas na natureza possuem relações intrínsecas à morfologia das cidades e necessita do aprimoramento tecnológico para aumentar a participação popular e a efetividade em regiões de maior vulnerabilidade às secas, como as regiões semiáridas (Moreno *et al.*, 2024). Em estudos realizados com a aplicação de *wetlands* no semiárido brasileiro, Ceballos *et al.* (2001) identificaram que a eficiência desses sistemas na remoção de poluentes depende também do tempo de detenção hidráulica, da formação de biofilme e do crescimento da vegetação implantada, podendo representar um método de baixo custo e com viabilidade de aplicação nessa região. A partir dessa realidade e das diferentes análises de avaliação sobre esses sistemas, destaca-se a importância de pesquisas complementares para aprimorar sua aplicação e maximizar a eficiência.

## **RIOS DO SEMIÁRIDO: INTERMITÊNCIA E VULNERABILIDADE À POLUIÇÃO**

A qualidade da água é caracterizada por variáveis influenciadas por fatores naturais e antrópicos, diretamente relacionados às atividades de uso e manejo do solo, como os processos de urbanização e a agricultura (Medeiros *et al.*, 2016; Duarte *et al.*, 2021). Tal fato pode refletir na complexidade da dinâmica hidrológica e ecossistêmica, principalmente em regiões onde predominam rios e riachos intermitentes (Tundisi; Tundisi, 2008; Lima *et al.*, 2020).

Os rios da região semiárida do Nordeste brasileiro são majoritariamente temporários, com fluxo superficial restrito aos períodos chuvosos, enquanto na estiagem cessam o fluxo (Araújo, 2011; Andrade *et al.*, 2023). A concentração populacional predominantemente urbana contribui como fonte geradora, significativa, de águas residuárias dispostas em ambientes aquáticos (Freire, 2017), o que evidencia a vulnerabilidade desses corpos hídricos à poluição (Malveira; Araújo; Güntner, 2012; Freire; Costa; Lima Neto, 2023).

A variabilidade interanual, sazonal e espacial das chuvas, o elevado índice de aridez e a intermitência dos rios podem intensificar as variações das concentrações de parâmetros de qualidade das águas, contribuindo para a eutrofização e tornando os recursos hídricos do semiárido mais vulneráveis às diversas fontes de poluição (Santana *et al.*, 2016; Soares *et al.*, 2021; Freire; Costa; Lima Neto, 2023).

A perda de biodiversidade e redução dos serviços ecossistêmicos podem ser evidenciadas pela degradação da qualidade da água, principalmente nessa região (Sarmiento-Soares *et al.*, 2018; Terra *et al.*, 2021). Os rios e as planícies fluviais são responsáveis por diversos serviços ecossistêmicos, tais como a ciclagem de nutrientes, o abastecimento de água, a produção de alimentos, atividades de recreação e ecoturismo, além das relações culturais e paisagísticas (Petsch *et al.*, 2022). A investigação dos rios sazonais no semiárido revela sua significância e fragilidade frente a garantir a manutenção do abastecimento humano e demais usos da água (Santos, 2024).

## CONTEXTUALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O município de Sobral abrange uma extensão territorial de 2.068,474 km<sup>2</sup>, com uma área urbanizada correspondente a 31,17 km<sup>2</sup> e uma população de 203.023 habitantes, culminando em uma densidade demográfica de 98,15 hab/km<sup>2</sup> (Brasil, 2022). O clima no referido município é caracterizado como sertão semiárido (Cogerh, 2022).

De acordo com dados do IPECE (2020), Sobral está entre os nove municípios com média-alta vulnerabilidade, principalmente por questões climatológicas. A precipitação média anual no município de Sobral, segundo dados oficiais das normais climatológicas da Funceme equivale a 821,6mm, onde os meses considerados como chuvosos correspondem ao período de fevereiro a abril (Muniz; Caracristi, 2023). De acordo com o Plano de Arborização de Sobral (Sobral, 2018), a vegetação predominante no município pertence ao bioma Caatinga, que resiste a longos períodos de estiagem e a elevadas temperaturas. Segundo esse mesmo documento, na sede do município, apesar de haver grande quantidade de espécies exóticas, algumas árvores nativas se destacam e possuem grande importância ambiental, tais como Pau-branco, Ipê-roxo e Oiticica (Sobral, 2018).

Dentro do perímetro urbano, entre os riachos, destaca-se o riacho Pajeú, que perpassa quatro bairros distintos (Campos dos Velhos, Expectativa, Alto da Brasília e Coração de Jesus) até afluir para o rio Acaraú (Sobral, 2023). O rio Acaraú assume papel central como principal curso d'água na bacia hidrográfica do Acaraú, que representa 10% do território do Estado do Ceará, abrangendo 14.416 km<sup>2</sup> (Cogerh, 2023). Essa bacia desempenha um papel crucial para atender diversas demandas, incluindo o abastecimento urbano e rural, práticas de irrigação, dessedentação animal, atividades industriais e mineração, conforme apontado pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) em 2017.

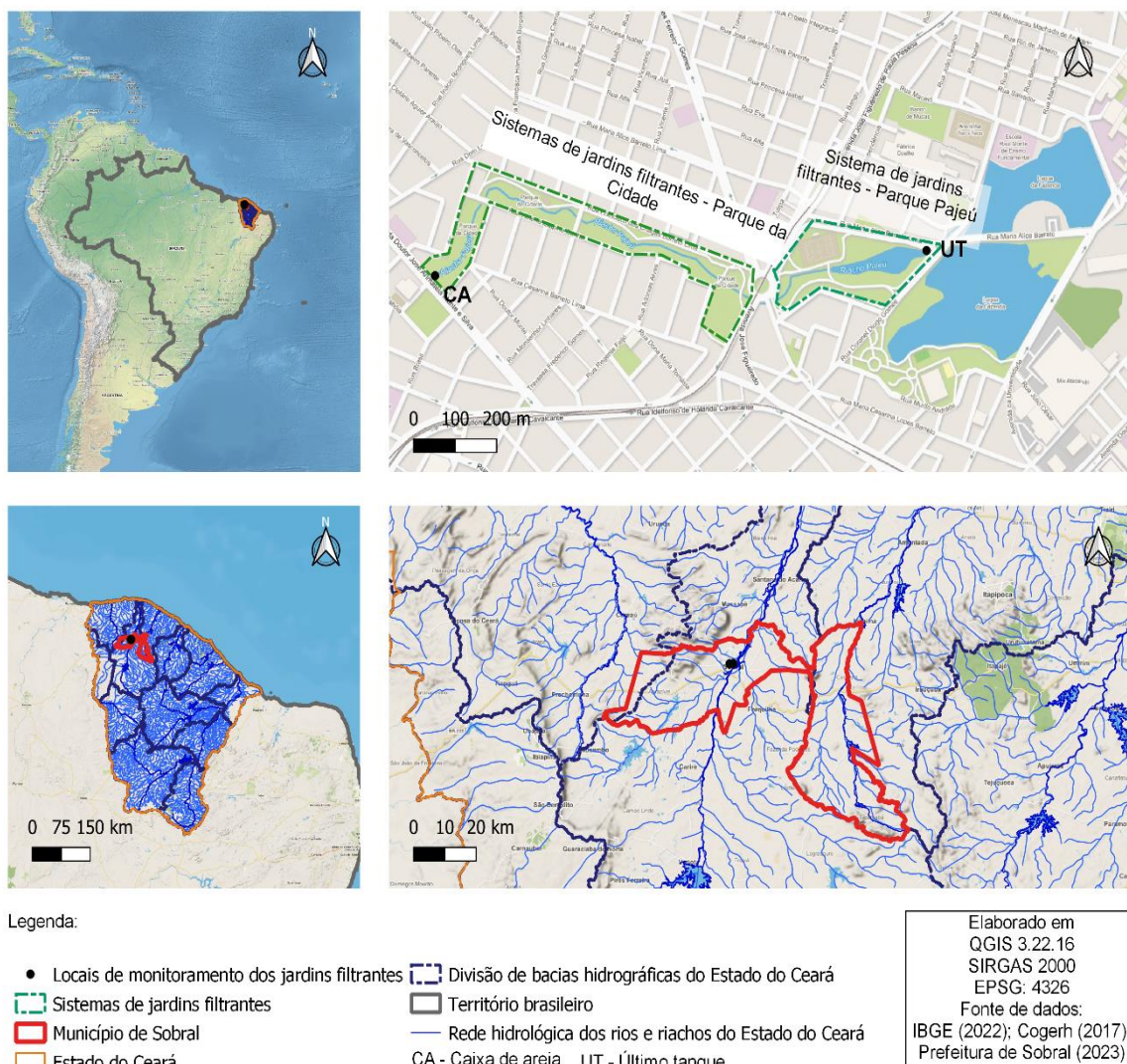
No curso d'água do rio Acaraú e seus afluentes, localizados no estado do Ceará e inseridos em contexto climático semiárido, há uma notável descaracterização da vegetação ribeirinha, em razão de frequentes processos de desmatamento, resultando no fenômeno de assoreamento nas áreas mais

baixas (Lima, 2004). Segundo Eunice *et al.* (2007), na bacia hidrográfica do Alto Acaraú, os fatores que explicam cerca de 88% das variações de parâmetros de qualidade da água estão relacionados com solubilidade de sais, por questões naturais, e concentração de nutrientes e transporte de sedimentos por questões antrópicas.

A aplicação do Índice de Qualidade da Água (IQA) na bacia hidrográfica do rio Acaraú apresenta classes de regular a boa, com maior variabilidade espacial do que temporal e condição mais deteriorada no médio Acaraú (Lopes *et al.*, 2008). Nas proximidades da área urbana do município de Sobral, o rio Acaraú apresenta elevadas concentrações de fósforo e coliformes, em razão de despejos irregulares de águas residuárias (Duarte; Araújo; Araújo, 2023). De acordo com Gomes e Paula (2019), as variáveis oxigênio dissolvido, DBO, amônia, fósforo total e coliformes totais são as que mais influenciam no índice de qualidade das águas do rio Acaraú, impactadas pelas atividades antrópicas.

A implantação dos jardins filtrantes avaliados, apresentados na Figura 1, objetivou a melhoria da qualidade da água do riacho Pajeú e, conseqüentemente, contribuir também para a melhoria da qualidade da água do rio Acaraú, onde o riacho deságua, conforme afirmado anteriormente. A operacionalização desse sistema é realizada de forma integrada com meio de Sistemas de Alagados Naturais (SANs) e Sistemas Alagados Construídos (SACs), ocupando uma extensão total de 12.000 m<sup>2</sup> (ANA, 2023).

**Figura 1:** Localização dos jardins filtrantes, no município de Sobral – Ceará.



**Fonte:** Os Autores (2024).

Nesse sentido, o projeto de concepção dos jardins filtrantes de Sobral foi realizado em 2018 pela Prefeitura de Sobral e projetado pelo escritório Hidrobotânica Ambiental, sendo executado por meio do Programa de Desenvolvimento Socioambiental de Sobral (Prodesol), financiado pelo Banco de Desenvolvimento da América Latina (CAF).

Os jardins filtrantes possuem fluxo superficial horizontal composto por um total de 15 tanques alagados construídos no Parque da Cidade e 5 tanques no parque Pajeú, que estão conectados. As dimensões de projeto de cada um dos tanques estão apresentadas na Tabela 1.

**Tabela 1:** Dados de projeto da área ocupada pelos sistemas alagados construídos (SACs) dos jardins filtrantes do município de Sobral.

<i>Parque da Cidade</i>		<i>Parque Pajeú</i>			
<i>Identificação do tanque</i>	<i>Área (m<sup>2</sup>)</i>	<i>Identificação do tanque</i>	<i>Área (m<sup>2</sup>)</i>	<i>Identificação do tanque</i>	<i>Área (m<sup>2</sup>)</i>
SACs 1	1053,00	SACs 9	355,00	SACs 1	463,86
SACs 2	88,00	SACs 10	439,00	SACs 2	643,68
SACs 3	284,00	SACs 11	499,00	SACs 3	980,35
SACs 4	219,00	SACs 12	392,00	SACs 4	1855,17
SACs 5	381,00	SACs 13	508,00	SACs 5	1438,58
SACs 6	140,00	SACs 14	185,00		
SACs 7	1031,00	SACs 15	973,00		
SACs 8	918,00				

Fonte: Adaptado de Hidrobotânica (2018).

## CLASSIFICAÇÃO DA PESQUISA, OBTENÇÃO E ANÁLISE DE DADOS

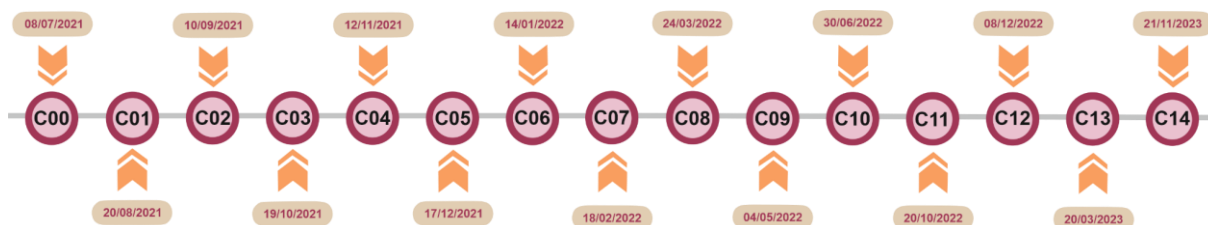
De acordo com as definições sobre metodologia científica reunidas por Silva (2024), a presente pesquisa pode ser classificada como aplicada, quanto à natureza, sob abordagem quantitativa e de finalidade exploratória sobre a avaliação da eficiência de jardins filtrantes. As etapas metodológicas consistiram no levantamento e organização dos dados; determinação da eficiência do sistema sobre a remoção de poluentes monitorados e realização de tratamento estatístico; análise sazonal e interanual dos dados, a partir de questões ambientais e com base em literatura especializada publicada em livros e periódicos e na legislação nacional (Resolução CONAMA n°357/2005 e Resolução CONAMA n°430/2011).

Os dados referentes às concentrações de poluentes se caracterizam como secundários e foram disponibilizados pelo programa de monitoramento dos jardins filtrantes realizado pela Prefeitura Municipal de Sobral, através da Diretoria de Parques e Jardins – unidade gestora dos referidos sistemas no período de abrangência da pesquisa. Considerou-se as 15 campanhas realizadas entre 2021 e 2023, conforme apresentado na Figura 2.

Em cada campanha, foram analisados os dados de dois locais de monitoramento fixados como pontos de amostragem nos laudos analíticos: (CA) caixa de areia (início do sistema), para caracterizar o afluente ao sistema e (UT) efluente do último tanque dos sistemas alagados construídos.

Os dois locais de coleta estão nas coordenadas UTM, Zona 24 M: CA (349408mN e 9593167mE) e UT (350550mN e 9593195mE), conforme já apresentados anteriormente na Figura 1.

**Figura 2:** Distribuição temporal do monitoramento qualitativo dos jardins filtrantes, em Sobral.



**Fonte:** Os Autores, 2024.

Os dados de monitoramento qualitativo incluíram as seguintes variáveis: demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), fósforo total (PT), nitrogênio total (NT), oxigênio dissolvido (OD), potencial hidrogeniônico (pH), turbidez e coliformes totais (CT). Na Tabela 2 estão apresentados os métodos de ensaios físico-químicos, que seguiram o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA et al., 2017) e foram realizadas por laboratório externo.

Na Tabela 2 também foi apresentado o padrão indicado para águas doces com classe II, regulamentada pela Resolução CONAMA nº 357 de 2005 (Brasil, 2005). Além deles, também foram verificadas para fins de comparação, as concentrações para águas residuárias tratadas, conforme a Resolução CONAMA nº430/2011 (Brasil, 2011).

**Tabela 2:** Metodologias dos ensaios e legislação aplicada nos laudos analíticos.

Analito	Método	Legislação (Resolução CONAMA nº 357/2005)
DBO (mg/L)	Método Iodométrico	Até 5 mg/L O <sub>2</sub>
DQO (mg/L)	Oxidante de Cromato	-
PT (mg/L)	Método Vanadomolibdico	Até 0,030 mg/L (ambientes lênticos); até 0,050 mg/L (ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico)
NT (mg/L)	Método 4500 N C	-
OD (mg/L)	Método Iodométrico	> 5 mg/L O <sub>2</sub>
pH	Eletrométrico	Entre 6,0 e 9,0

---

Turbidez (NTU)	Método 2130 B.	Até 100
----------------	----------------	---------

---

CT	Método 9223 B	-
----	---------------	---

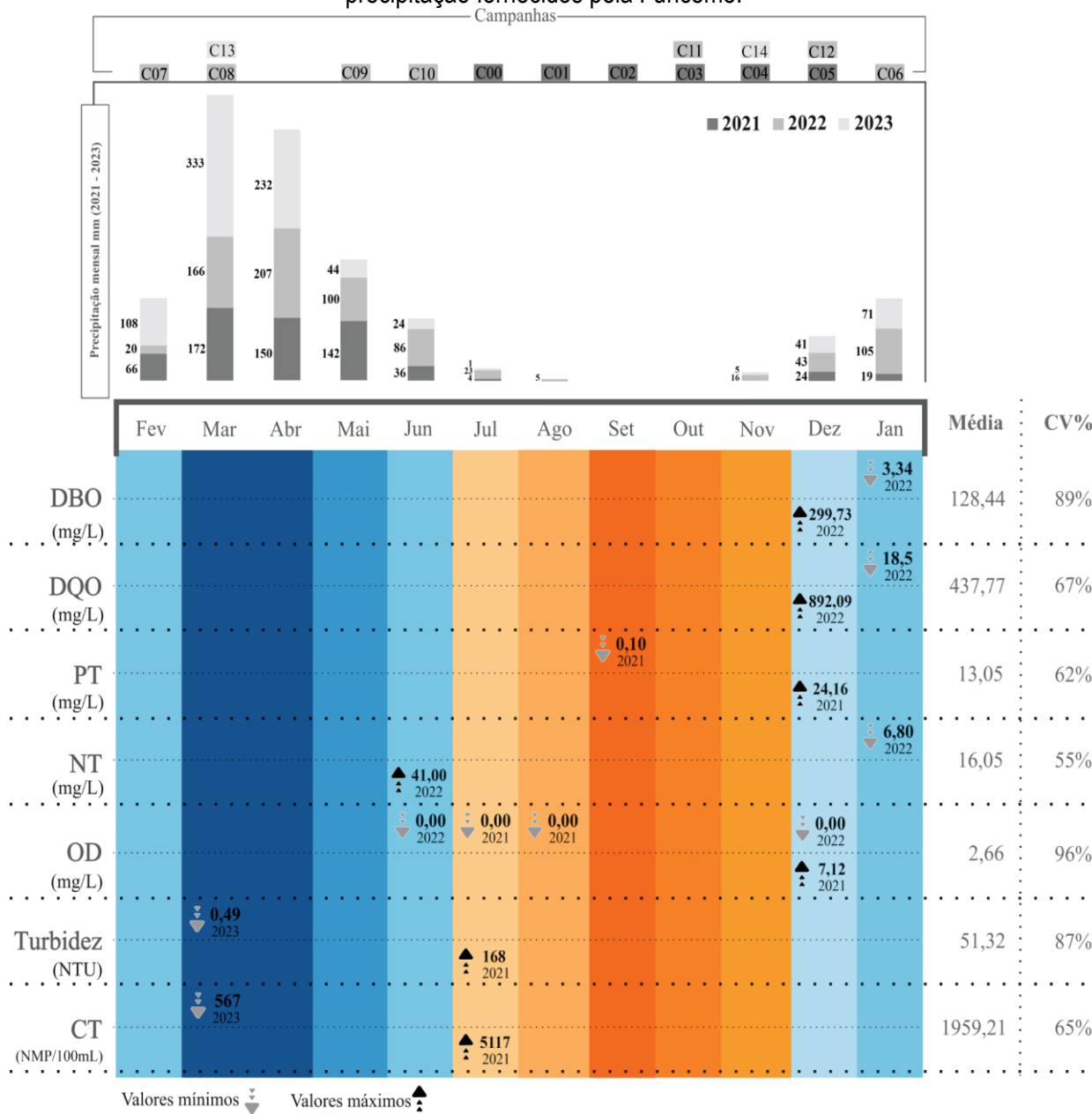
**Fonte:** Relatório de ensaio do laboratório QUALITEC.

Os dados de concentrações afluentes aos sistemas foram contrastados aos valores de precipitação obtidos no Portal Hidrológico da Funceme (<http://www.funceme.br/hidro-ce-zend/>). As eficiências de remoção dos sistemas de jardins filtrantes também foram discutidas em termos de sazonalidade das chuvas no referido município.

### **CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS AFLUENTES AOS SISTEMAS DE JARDINS FILTRANTES DE SOBRAL**

As características físico-químicas e microbiológicas dos afluentes aos sistemas de tratamento e/ou polimento de águas e águas residuárias são fundamentais para eficiência dessas tecnologias (Metcalf; Eddy, 2003). As condições das águas afluentes aos sistemas de jardins filtrantes estão condicionadas aos diversos usos a que foram submetidas, uma relação vinculada à variabilidade econômica e à cultura socioambiental da comunidade em que o curso hídrico se insere, bem como ao esgotamento sanitário nos municípios que integram a bacia hidrográfica (Von Sperling, 2005; Freire *et al.*, 2023). A estatística descritiva das concentrações afluentes aos sistemas avaliados está apresentada na Figura 3.

**Figura 3:** Estatística descritiva do afluente ao sistema de jardins filtrantes em contraste aos dados de precipitação fornecidos pela Funceme.



Fonte: Os Autores, 2024.

A qualidade natural da água no riacho Pajeú deveria refletir os padrões estabelecidos para rios e riachos. Entretanto, o memorial descritivo do projeto (Hidrobotânica, 2018) destaca a presença de ligações irregulares ao trecho do riacho Pajeú, seja devido à ausência de interligação à rede coletora de esgoto e/ou à existência de ligações clandestinas que transportam águas residuárias ao manancial. Isso corrobora ao identificado durante o período de monitoramento, onde a concentração média para DBO, por exemplo, supera em três vezes a concentração para águas Classe II, de 5 mg/L (BRASIL, 2005).

As variáveis monitoradas para DBO e DQO indicaram que as águas afluentes aos jardins filtrantes se aproximaram de águas residuárias de baixa biodegradabilidade, pois a DQO média tende a ser 3,41 vezes maior que a DBO. Nesse caso, a relação DQO/DBO se classificou como intermediária, possibilitando afirmar que a fração biodegradável não é elevada (Von Sperling, 2005). Além disso, não foi detectado OD, em quatro campanhas das 15 campanhas realizadas, sendo duas no período seco e as demais no chuvoso. As condições de concentração de OD reduzidas em rios e riachos também estão associadas à presença de cargas poluidoras de águas residuárias.

Quanto à variabilidade das concentrações de poluentes afluentes aos jardins filtrantes, o coeficiente de variação (CV) manteve-se acima de 50% para todos os parâmetros, exceto para o pH, que registrou um percentual de 10% com uma média de 7,41, estando nas faixas de neutralidade para águas superficiais (Brasil, 2005). Os valores mínimo e máximo do pH, respectivamente, 6,13 e 9,09, ambos no período seco.

Observou-se que os parâmetros com maior variabilidade foram OD, DBO e turbidez. Os níveis máximos DBO e DQO foram registrados na C12 durante o mês de dezembro de 2022. O fósforo também alcançou seus valores máximos no mesmo mês, porém no ano anterior, bem como os OD. Este fenômeno pode ser evidenciado pela possível influência direta da concentração de fósforo sobre a demanda por oxigênio na área de estudo. Segundo os dados da Funceme, dezembro é um período inicial das chuvas, caracterizado pelo possível transporte de materiais retidos na superfície por ação do escoamento superficial (Freire; Costa; Lima Neto, 2021).

Durante os períodos de chuvas mais intensas, observou-se que os níveis de turbidez e CT atingiram seus valores mais baixos no mês de março, na campanha C13. Essa diminuição pode ser atribuída à diluição significativa da água durante esse período.

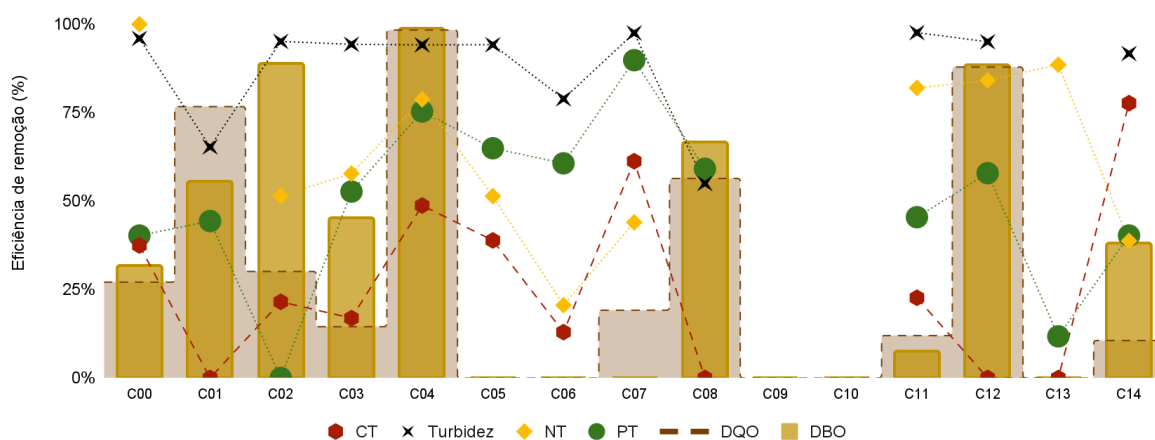
À medida que a intensidade das chuvas diminuiu, observou-se um aumento significativo nos valores de NT, turbidez e CT, provavelmente devido ao lançamento de águas residuárias por ligações clandestinas e início de um período mais quente.

Destaca-se ainda que os sistemas foram projetados com base na concentração de DBO, considerando uma afluência de 329 mg/L. Apesar dos valores máximos se apresentarem inferiores ao considerado no projeto, no período com dados avaliados por esse trabalho, não foi avaliada a variabilidade da vazão afluente, o que pode alterar consideravelmente a carga a ser recebida pelos jardins filtrantes. Cabe ressaltar que o memorial descritivo dos sistemas alagados construídos já considerava a possibilidade de ligações clandestinas de águas residuárias (Hidrotônica, 2018).

## EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO E QUALIDADE DO EFLUENTE FINAL

Na Figura 4 estão apresentados os valores das eficiências dos jardins filtrantes em cada uma das campanhas de monitoramento e por variável. Uma avaliação dos valores médios e do CV dessas eficiências (Figura 5) também foi realizada para auxiliar na discussão.

**Figura 4:** Eficiências de remoção de poluentes por variável avaliada.



Fonte: Os Autores (2024).

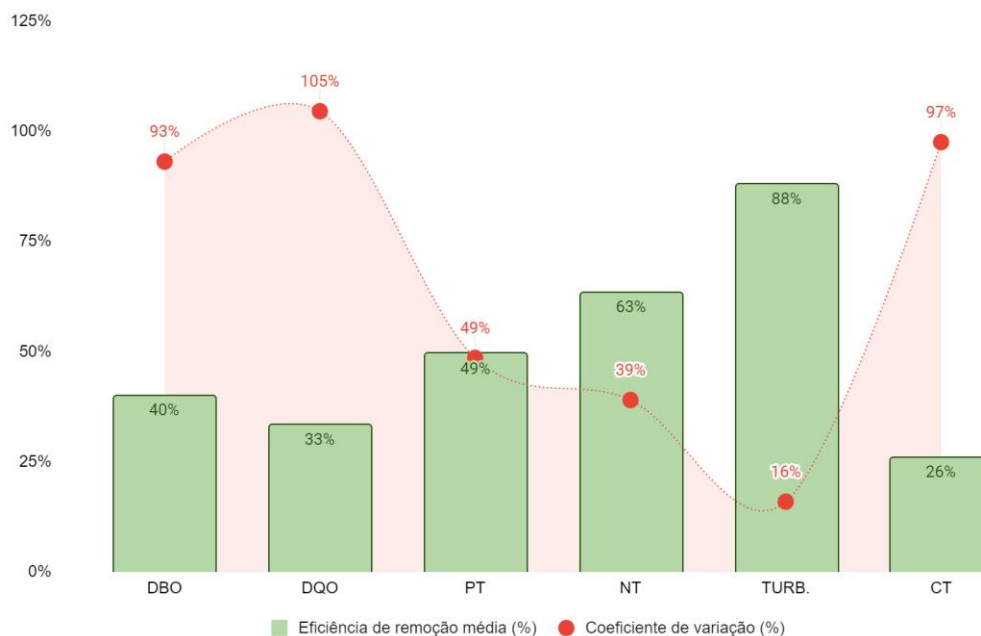
Nas campanhas C05, C06 e C13, as eficiências para remoção de DBO e DQO foram negativas, pois os valores nas amostras coletadas na caixa de areia foram inferiores aos do último tanque. Do mesmo modo, ocorreu em C07, para DBO. Em C09 e C10 não foram analisadas as variáveis para o efluente final, não sendo, portanto, apresentadas as eficiências para essas campanhas.

Destaca-se que as principais lacunas de monitoramento ocorrem por problemas no próprio sistema, como a impossibilidade da coleta no último tanque, seja por baixos valores de vazão ou obstruções e/ou infiltrações nos tanques que compõem o projeto.

Ao analisar a variabilidade dos valores de eficiência de remoção na Figura 5, apenas três variáveis apresentaram o CV acima de 50%. Nesse sentido, a DQO demonstra uma alta dispersão, com um CV de 105%, sugerindo uma considerável variabilidade nos valores em relação à média. Outros parâmetros como PT e NT apresentaram CV relativamente menores, correspondentes a 49% e 39%, respectivamente. Notavelmente, a Turbidez destacou-se com um CV de apenas 16%, indicando uma

menor dispersão dos dados sobre a média, o que pode refletir uma maior uniformidade do comportamento do sistema com relação a essa variável.

**Figura 5:** Valores médios e coeficientes de variação das eficiências de remoção de poluentes por variável avaliada.



**Fonte:** Os Autores (2024).

Por outro lado, o CT apresentou um CV de 97%, destacando uma variabilidade significativa nos dados. Com relação ao pH, o efluente final permaneceu na faixa da neutralidade (6 a 9). Para o oxigênio dissolvido, as concentrações foram menores ou iguais a 2mg/L em cinco campanhas (C01, C03, C11, C12, C13). Nessas campanhas, a DBO do efluente final esteve entre 9,62mg/L a 215mg/L, apresentando uma elevada variabilidade e valores superiores à Resolução CONAMA 357/2005 para águas classe II (Brasil, 2005).

As eficiências de remoção de DBO e DQO apresentaram um valor médio de 40% e 33%, respectivamente, as quais estão inferiores aos valores indicados na literatura para sistemas alagados construídos, conforme Von Sperling (2005) e Ribeiro, Blauth e Beati (2020), que indicaram eficiências entre 75% e 85% para remoção de DQO, e 80% a 90% para remoção de DBO. Além disso, conforme o projeto dos jardins filtrantes aplicado em Sobral, o sistema deveria remover cerca de 80% da concentração de DBO afluente, resultando em uma concentração final de 65 mg/L ao término do processo.

Em apenas três campanhas, o valor de eficiência para DQO esteve conforme o estipulado pela literatura (Von Sperling, 2005) e avaliados em outros sistemas semelhantes (Lourenço, 2017), enquanto, em três campanhas, o mesmo ocorreu para a DBO, sendo duas coincidentes à DQO. Observou-se que as melhores eficiências para essas variáveis ocorreram no período seco.

Considerando as eficiências máximas (C04) alcançadas pelos sistemas tanto para DQO como para DBO, os valores atenderiam com eficácia ao projeto, tendo em vista remoções de 98% a 99% e um efluente final com 11,50 mg/L e 3,41 mg/L, respectivamente.

As menores eficiências para remoção de DQO e DBO ocorreram no período chuvoso, provavelmente em razão do transporte de matéria orgânica pelo escoamento superficial, gerando eficiências negativas. Em março de 2023, por exemplo, as concentrações do efluente final corresponderam a 714 mg/L e 215 mg/L para DQO e DBO, respectivamente. O valor para DBO foi três vezes superior ao determinado pelo projeto, sendo também superior ao limite para águas brutas classe II (Brasil, 2005) e águas residuárias tratadas (Brasil, 2011).

Por outro lado, em outra campanha C05, também no período chuvoso, apesar de apresentarem eficiências negativas, a DBO do efluente final se aproximou de águas classe III, para esse parâmetro, apresentando 8 mg/L. Portanto, a qualidade do efluente final esteve relacionada tanto às questões sazonais de precipitação e condições operacionais dos sistemas, bem como à qualidade do afluente.

Detectou-se que a eficiência na remoção de PT foi significativamente inferior à remoção de NT, corroborando com Matos e Matos (2017). É amplamente reconhecido que uma proporção considerável das perdas de NT em sistemas de águas residuárias é atribuída à remoção por ação das plantas, lixiviação, erosão e volatilização (Terra; Florentino; Landgraf, 2022), enquanto o PT apresenta reduções substancialmente menores devido à ausência de perdas por componentes voláteis em seu ciclo biogeoquímico.

Na campanha C02, a eficiência na remoção de PT foi negativa, com o valor na amostra coletada na caixa de areia sendo inferior ao do último tanque. As eficiências médias para a remoção de PT e NT, correspondentes a 49% e 63%, respectivamente, estão dentro dos intervalos encontrados na literatura para SACs, conforme indicado no estudo de Von Sperling (2005) e Lourenço (2017), onde a eficiência média de remoção para PT é reportada como sendo pelo menos de 35%, e para NT, pelo menos de 60%. Em onze campanhas, o desempenho da eficiência do parâmetro PT atendeu aos padrões estabelecidos pela literatura mencionada.

Similarmente, a eficiência do tratamento na remoção de NT foi observada nas campanhas C00, C04, C11, C12 e C13, sendo quatro delas coincidentes com as campanhas de PT. Notavelmente, a maioria dos índices de eficiência para ambas as variáveis foi registrada durante o período seco, o que pode estar relacionado às maiores concentrações afluentes e maior remoção pelo sistema, seja por absorção pelas plantas, transformações bioquímicas nas zonas de raízes e no leito filtrante.

Nas campanhas C07 e C00, foram alcançadas eficiências máximas tanto no PT quanto em NT, com eficiência de 90% a 100%, respectivamente. Como resultado, os efluentes finais apresentaram concentrações notavelmente baixas, atingindo valores mínimos de 1,93 mg/L para o PT e sendo não detectado em três campanhas (C00, C01 e C08) para o NT.

As eficiências de remoção de nutrientes identificadas nos sistemas avaliados são semelhantes ao encontrado por Ucker, Almeida e Kemerich (2012) ao utilizarem capim vetiver (*Vetiveria zizanioides*) em um sistema de tratamento do tipo alagados construídos. A espécie citada também pode ser encontrada no sistema de alagados construídos da presente pesquisa.

Durante o período chuvoso, foi evidenciada uma média de concentrações do efluente final de PT mais elevadas, comparativamente ao período seco, cujos valores médios corresponderam a 6,53 mg/L e 5,86 mg/L, respectivamente para o período chuvoso e seco. Por outro lado, as concentrações de NT apresentaram uma tendência oposta, sendo mais elevadas durante o período seco, com médias correspondendo a 4,09 mg/L, e 3,52 mg/L, durante o período chuvoso.

Embora a Resolução CONAMA nº 357/2005 não estabeleça valores específicos para a concentração de NT, constatou-se que os valores verificados na saída dos sistemas dos jardins filtrantes são inferiores à soma dos limites das frações inorgânicas de NT (amônia, nitrito e nitrato). Isso sugere que, se a distribuição das frações de nitrogênio permanecer dentro dos limites estabelecidos para cada categoria, tais valores poderiam estar conforme os critérios de nitrogênio estipulados por essa Resolução.

Com relação ao PT, durante o monitoramento, observou-se que as concentrações excederam os limites regulamentares em todas as campanhas, tanto para ambientes lênticos como para ambientes lóticos. Apesar disso, os sistemas apresentaram eficiência de remoção superior ao esperado pela literatura, equivalente a 35%.

A espécie de planta predominante ao longo do sistema de alagados construídos foi a *Canna indica*, ocupando cerca de 20% da área de plantio, sua eficácia na remoção de nutrientes é amplamente reconhecida em diversos estudos (Konnerup *et al.*, 2009; Santos *et al.*, 2015; Calheiros *et al.*, 2015).

As concentrações de coliformes totais podem ser expressas em unidades logarítmicas, para compreender de maneira mais adequada as variações nas escalas entre 90 e 99,999% (Oliveira *et al.*, 2020).

Segundo Von Sperling (2005), sistemas alagados construídos podem alcançar a remoção de 3 a 4 unidades logarítmicas, e, considerando esse sistema empregado para esgoto doméstico, as concentrações no efluente podem variar entre  $10^4$  e  $10^5$  NMP/100mL. Em outros estudos, como os realizados por Lourenço (2017) foi identificada a remoção de duas unidades logarítmicas de coliformes totais.

No entanto, para os sistemas avaliados, as remoções permaneceram inferiores a uma unidade logarítmica, tendo em vista que a maior eficiência correspondeu a 78% (em C14). Apesar disso, as concentrações de saída estão abaixo do esperado para águas residuárias, onde os valores máximo, mínimo e médio correspondem a 3976 NMP/100mL, 504NMP/100mL e 1789NMP/100mL, respectivamente. Os valores menos elevados na saída, apesar das baixas eficiências de remoção, podem estar associados, principalmente, às concentrações iniciais, aos processos relacionados à fitorremediação e exposição à incidência solar e elevadas temperaturas.

Os níveis mais elevados de eficiência na remoção de turbidez foram observados durante as campanhas ocorridas no período seco. O valor médio da eficiência de remoção dessa variável foi de 88%. Este resultado é consistente com as descobertas de Ormonde (2012), que destacaram uma capacidade de remoção de turbidez entre 92,7% e 95,4% utilizando uma das espécies de planta predominantes ao longo do sistema de alagados construídos do estudo em questão (*Canna indica*). Além disso, em todas as campanhas, os níveis de turbidez permaneceram abaixo dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

As águas afluentes aos jardins filtrantes, apesar de estarem em leito natural de rio, possuem concentrações de matéria orgânica e nutrientes próximas às características de águas residuárias, o que pode ser um indicativo da existência de ligações clandestinas de esgoto. De modo geral, as eficiências de remoção de poluentes foram maiores no período seco. Apesar de, em alguns períodos, as eficiências de remoção de DBO e DQO superarem 80%, a qualidade do efluente final continua muito degradada, quando considerados os valores para águas classe II. Além disso, foram verificadas concentrações de OD inferiores a 2 mg/L tanto no afluente como no efluente final, podendo esse ser um indicativo de sobrecarga de matéria orgânica aos sistemas.

Os valores médios da eficiência de remoção de poluentes dos jardins filtrantes foram maiores para turbidez, seguidos de nitrogênio total, DBO, fósforo total, DQO e, por fim, coliformes. A remoção de coliformes não foi satisfatória quando comparada a outros sistemas alagados construídos.

Apesar das eficiências de remoção de fósforo atenderem ao esperado pela literatura, as concentrações no efluente final foram superiores ao esperado para águas doces, classe II, pela legislação nacional. No caso do nitrogênio total, como não foram avaliadas as frações segregadas, não foi possível estabelecer relação direta com as águas classe II. No entanto, destaca-se que os valores no efluente final estão inferiores ao somatório dos limites da fração inorgânica de nitrogênio para a classe mencionada anteriormente.

Conclui-se, portanto, que os jardins filtrantes se apresentam como uma tecnologia de grande potencial para a remoção de poluentes em bacias hidrográficas do semiárido, mas necessitam de manutenção contínua para que a eficiência dos processos seja mantida. Nesse sentido, as eficiências de remoção de poluentes apresentam elevada variabilidade, o que atribui aos sistemas baixa confiabilidade em virtude de aspectos operacionais e da carga de poluição afluente. Desse modo, a implantação de SbN deve ser cuidadosamente acompanhada de planos de monitoramento e melhoria contínua para alcance de eficiências satisfatórias, promovendo a qualidade ambiental e a integração de elementos naturais ao desenvolvimento urbano.

Trabalhos futuros podem investigar a eficiência de remoção individual em cada um dos tanques para um entendimento mais completo do sistema em sua totalidade e para identificação de problemas operacionais específicos em cada tanque. Além disso, tais trabalhos podem verificar as variações de vazão afluente, e inserir o monitoramento de outras variáveis como os sólidos totais.

## REFERÊNCIAS

ANDRADE, Eunice M. de et al. Seleção dos indicadores da qualidade das águas superficiais pelo emprego da análise multivariada. **Engenharia Agrícola**, [S.L.], v. 27, n. 3, p. 683-690, dez. 2007. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-69162007000400011>.

ANDRADE, José Hamilton Ribeiro et al. **Mudanças morfológicas na seção transversal de um rio com alta açudagem: estudo de caso no rio Jaguaribe no município de Quixeré - Ceará**. **Boletim de Geografia**, [S.L.], v. 40, p. 385-398, 14 fev. 2023. Universidade Estadual de Maringá. <http://dx.doi.org/10.4025/bolgeogr.v40.a2022.e63261>.

ARAÚJO, Sergio Murilo de. A região Semiárida do Nordeste do Brasil: questões ambientais e possibilidades de uso sustentável dos recursos. **Rios Eletrônica- Revista Científica da FASETE**. V. 5 n. 5. 2011. Disponível em: <https://www.publicacoes.unirios.edu.br/index.php/revistarios/issue/view/29>. Acesso em 28 out. 2023.

BENASSI, R. F. (Coord.). **Manual de sistemas de Wetlands construídas para o tratamento de esgotos sanitário: implantação, operação e manutenção**. Editora Copiart, 2018.

BRADFER-LAWRENCE, Tom; FINCH, Tom; BRADBURY, Richard B.; BUCHANAN, Graeme M.; MIDGLEY, Andrew; FIELD, Rob H. The potential contribution of terrestrial nature-based solutions to a national 'net zero' climate target. **Journal of Applied Ecology**, [S.L.], v. 58, n. 11, p. 2349-2360, 6 set. 2021. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.14003> .

BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **Atlas irrigação: uso da água na agricultura irrigada**. Agência Nacional de Águas. Brasília: ANA, 2017.

BRASIL. INSTITUTO DE PESQUISA E ESTRATÉGIA ECONÔMICA DO CEARÁ. IPECE. **Índice de Desenvolvimento Municipal. 2020**. Disponível em: <http://ipecedata.ipece.ce.gov.br/ipece-data-web/>. Acesso em: 01 fev. 2024.

BRASIL. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA ESTATÍSTICA . **IBGE Cidades: Sobral. 2022**. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ce/sobral/panorama> . Acesso em: 15 jan. 2024.

BRITO, Higor Costa de; RUFINO, Iana Alexandra Alves; DJORDJEVIĆ, Slobodan. Cellular automata predictive model for man-made environment growth in a Brazilian semi-arid watershed. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S.L.], v. 193, n. 6, p. 327, 4 maio 2021. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-021-09108-9> .

CALHEIROS, C. S. C., BESSA, V. S., MESQUITA, R. B. R., BRIX, H., RANGEL, A. O. S. S., & CASTRO, P. M. L. Constructed wetland with a polyculture of ornamental plants for wastewater treatment at a rural tourism facility. **Ecological Engineering**, 79, 2015.p.1–7. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.03.001> .

CAVALHEIRO et al. Avaliação do desempenho do sistema de wetlands empregado no aterro sanitário da Caximba, Curitiba, PR, Brasil, para pós-tratamento de lixiviado. In: IV Seminário sobre Gestão de Recursos Hídricos e 5º Fórum do Observatório Ambiental, 4. São Paulo. **Anais [...]**. Essentia Editora Fluminense, 2014.

CEBALLOS, B.S.O. DE; OLIVEIRA, H.; MEIRA, C.M.B.S.; KONIG, A.; GUIMARÃES, A.O.; SOUZA, J.T. de. River water quality improvement by natural and constructed wetland systems in the tropical semi-arid region of Northeastern Brazil. **Water Science and Technology**, [S.L.], v. 44, n. 11-12, p. 599-605, 1 dez. 2001. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2001.0886> .

COGERH. COMPANHIA DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS. (org.). **Diagnóstico da Região Hidrográfica do Acaraú. 2022**.

DOTRO, Gabriela *et al.* **Treatment Wetlands**. Londres, Uk: Iwa Publishing, 2017. 7 v. (Biological Wastewater Treatment Series). Disponível em: [www.iwapublishing.com](http://www.iwapublishing.com). Acesso em: 01 jan. 2023.

DUARTE, Maria Rita Nascimento et al. Dinâmica limnológica em reservatório artificial e rio intermitente na região semiárida em função do uso e ocupação do solo. **Revista Ciência Agronômica**, [S.L.], v. 51, n. 1, p. 1-10, 27 abr. 2021. GN1 Sistemas e Publicacoes Ltd.. <http://dx.doi.org/10.5935/1806-6690.20210010> .

DUARTE; I. J. M.; Araújo, G. M.; Araújo, S. A. M. A. Qualidade da água em um trecho urbano do rio Acaraú localizado na cidade de Sobral - CE. Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. In: **Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 20º**. Bento Gonçalves - RS, 2013.

EMILSSON, Tobias; SANG, Åsa Ode. Impacts of Climate Change on Urban Areas and Nature-Based Solutions for Adaptation. **Theory and Practice of Urban Sustainability Transitions**, [S.L.], p. 15-27, 2017. Springer International Publishing. [http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-56091-5\\_2](http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-56091-5_2) .

FREIRE, L. L. **Panorama dos sistemas de esgotamento sanitário da região metropolitana do Cariri – Ceará**. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso de Bacharelado em Engenharia Ambiental), Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, 2017.

FREIRE, Letícia L.; COSTA, Alexandre C.; LIMA NETO, Iran E. Effects of rainfall and land use on nutrient responses in rivers in the Brazilian semiarid region. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S.L.], v. 195, n. 6, 9 maio 2023. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-023-11281-y> .

GOMES, F. B. M. G.; PAULA, D. P. de. Os efeitos da sazonalidade climática e da urbanização na qualidade das águas do rio Acaraú em Sobral (CE). *Revista Caminhos de Geografia*, v. 20, n. 69. Uberlândia - MG, 2019.  
<http://dx.doi.org/10.14393/RCG206941479>.

HAALAND, C; BOSCH, C. K. V. D. Challenges and strategies for urban green-space planning in cities undergoing densification: a review. *Urban For Urban Green*, 14(4), 2015. 760–771.

IPECE. Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. **Índices de Desenvolvimento**. Disponível em: <http://ipecedata.ipece.ce.gov.br/ipece-data-web/module/paineldinamico.xhtml>. Acesso em: 16/02/2024.

KABISCH, N., STADLER, J., KORN, H. Nature-Based Solutions To Climate Change Adaptation in Urban Areas: Linkages Between Science, **Policy and Practice**, 1st ed. 2017.

KOLOKOTSA, D.; LILLI, Aikaterini A.; LILLI, Maria A.; NIKOLAIDIS, Nikolaos P.. On the impact of nature-based solutions on citizens' health & well being. *Energy and Buildings*, [S.L.], v. 229, p. 110527, dez. 2020. Elsevier BV.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.enbuild.2020.110527>.

KONNERUP, D., KOOTTATEP, T., BRIX, H. Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with Canna and Heliconia. *Ecol. Eng.* 35, 2009. p.248–257

KRAUZE, Kinga; WAGNER, Iwona. From classical water-ecosystem theories to nature-based solutions — Contextualizing nature-based solutions for sustainable city. *Science of the Total Environment*, [S.L.], v. 655, p. 697-706, mar. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.187>.

LABER, Johannes et al. Two-Stage Constructed Wetland for Treating Hospital Wastewater in Nepal. *Water Science and Technology*, [S.L.], v. 40, n. 3, p. 317-324, 1 ago. 1999. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.1999.0177>.

LIMA, E. C. **Planejamento ambiental como subsídio para gestão ambiental da bacia de drenagem do açude Paulo Sarasate Varjota-Ceará**. 2012. 271 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2012.

LIMA, R. F. S. **Potencialidades dos Wetlands Construídos empregados no pós-tratamento de esgotos: experiências brasileiras**. Dissertação - Programa de Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

LOPES, F. B.; TEIXEIRA, A. S.; ANDRADE, E. M.; AQUINO, D. N.; ARAUJO, L. F. P. Mapa de qualidade da água do rio Acaraú, pelo emprego do IQA e Geoprocessamento. *Revista Ciência Agronômica*, v. 39, n. 3, p. 392-402, jul-set, 2008

LOURENÇO, L.S. **Remoção de matéria orgânica e nutrientes de esgoto doméstico por wetland na Estação de Tratamento Aparecida – Campos Novos**. Dissertação. Centro de Ciências Agroveterinárias. Universidade do Estado de Santa Catarina. Programa de Pós-graduação em Ciência do solo. Lages, SC. 2017. 88p.

MACHADO, A.I. et al. Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil. *Journal of Environmental Management*, [S.L.], v. 187, p. 560-570, fev. 2017. Elsevier BV.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.015>.

MAHLER, Julio Cesar da Matta e Andrade, Sílvio Roberto de Lucena Tavares, Cláudio Fernando; MATTA, Julio Cesar Da; TAVARES, Sílvio Roberto de Lucena. Fitorremediação: **O uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental**. [s.l.] : Oficina de Textos, 2007.

MALVEIRA, Vanda Tereza Costa; ARAÚJO, José Carlos de; GÜNTNER, Andreas. Hydrological Impact of a High-Density Reservoir Network in Semiarid Northeastern Brazil. *Journal of Hydrologic Engineering*, [S.L.], v. 17, n. 1, p. 109-117, jan. 2012. American Society of Civil Engineers (ASCE). [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)he.1943-5584.0000404](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0000404).

MATOS, A. T.; MATOS, M. P. **Disposição de águas residuárias no solo e em sistemas alagados construídos**. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2017

- MEDEIROS, Samyly Ruana Marinho de et al. Índice de qualidade das águas e balneabilidade no Riacho da Bica, Portalegre, RN, Brasil. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, [S.L.], v. 11, n. 3, p. 711, 23 jun. 2016. Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrograficas (IPABHi). <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1833>.
- MELLO, Soraia Silva de; PASTORE, Júlio Barêa. Ornamental flora of the Cerrado in land scape architecture: a portrait of its practical application. **Ornamental Horticulture**, v. 27, n. 1, p. 78-87, 2021.
- METCALF; EDDY Inc. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**, 4 ed. McGraw-Hill Inc, New York. 2003.
- MONTEIRO, V. R. C. **Wetlands Construídos empregados no tratamento descentralizado de águas cinzas residencial e de escritório**. Dissertação - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2014.
- MORENO, Thais Matos; CÂNDIDO, Maria Eduarda Pinto; SANTO, Emerson Nogueira dos; ARAËJO, Indira Gurgel Jucá de; OLIVEIRA, Marcus Vinícius Teixeira de. Tecnologia da informação como suporte para a implantação de Soluções Baseadas na Natureza (SBN). **Revista de Morfologia Urbana**, [S.L.], v. 12, n. 2, 22 jan. 2025. Revista de Morfologia Urbana. <http://dx.doi.org/10.47235/rmu.v12i2.425>.
- MUNIZ, Francisco Gerson Lima; CARACRISTI, Isorlanda. CARACTERIZAÇÃO CLIMÁTICA DA CIDADE DE SOBRAL/CE A PARTIR DE DADOS OFICIAIS. **Okara: Geografia em debate**, [S.L.], p. 77-88, 18 out. 2023. Universidade Federal da Paraíba. <http://dx.doi.org/10.22478/ufpb.1982-3878.2023v17n1.66026>.
- OLIVEIRA, G. M. D. **Proposta de uma Estação de Tratamento de Esgoto para o município de Poço Branco/RN**. Trabalho de Conclusão de Curso. Departamento de Engenharia Civil. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, RN. 2020. 80p.
- OLIVEIRA, João Vitor Mendes Marques de et al. A Agroecologia e saneamento ecológico como soluções baseadas na natureza para problemas do urbanismo brasileiro. **Revista Brasileira de Agroecologia**, [S.L.], v. 18, n. 5, p. 502-522, 7 nov. 2023. Associação Brasileira De Agroecologia. <http://dx.doi.org/10.33240/rba.v18i5.51213>.
- ORMONDE, V. S. S. **Avaliação de wetlands construídos no pós-tratamento de efluente de lagoa de maturação**. Dissertação. Programa de Pós-graduação em Engenharia de Edificações e Ambiental. Universidade Federal de Mato Grosso. Cuiabá, MT. 2012.
- OSAKA, Shannon; BELLAMY, Rob; CASTREE, Noel. Framing “nature-based” solutions to climate change. **Wires Climate Change**, [S.L.], v. 12, n. 5, 15 jul. 2021. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/wcc.729>.
- LOUDON, Piet; KINGSBURY, Noel. **Planting: a new perspective**. 1. ed. Timber Press, 2013. Oxford University Press, 2019
- PELLIZZARO, Keiko Fueta; CORDEIRO, Alba O. O.; ALVES, Monique; MOTTA, Camila P.; REZENDE, Gustavo M.; SILVA, Raissa R. P.; RIBEIRO, José Felipe; SAMPAIO, Alexandre B.; VIEIRA, Daniel L. M.; SCHMIDT, Isabel B.. “Cerrado” restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. **Brazilian Journal of Botany**, [S.L.], v. 40, n. 3, p. 681-693, 4 mar. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s40415-017-0371-6>.
- PERALES-MOMPARLER, Sara et al. The role of monitoring sustainable drainage systems for promoting transition towards regenerative urban built environments: a case study in the valencian region, spain. **Journal of Cleaner Production**, [S.L.], v. 163, n. 1, p. 113-124, out. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.153>.
- PETSCH, Danielle Katharine; CIONEK, Vivian de Mello; THOMAZ, Sidinei Magela; SANTOS, Natalia Carneiro Lacerda dos. Ecosystem services provided by river-floodplain ecosystems. **Hydrobiologia**, [S.L.], v. 850, n. 12-13, p. 2563-2584, 21 jun. 2022. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-022-04916-7>
- PINOTTI, Luís Rodrigo Ribon. **Uso de jardins filtrantes como alternativa de tecnologia social para o saneamento rural**. 2022. 37 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Agrônômica, Unesp, Jaboticabal, 2022.

PREUSSLER, K. H. **Avaliação da eficiência do tratamento de uma área alagável natural adotada no Aterro Sanitário de Guaratuba, PR, Brasil para o pós-tratamento do chorume**. Curitiba, 2008. 142p. Dissertação (Mestrado em Gestão Ambiental) - Universidade Positivo, 2008.

R.V.; TEIXEIRA, C.e.P.; MENEZES, M.O.B.; PINHEIRO, L.S.; VIANA, M.B.; FEITOSA, C.V.. Challenges and perspectives for the Brazilian semi-arid coast under global environmental changes. **Perspectives in Ecology and Conservation**, [S.L.], v. 19, n. 3, p. 267-278, jul. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pecon.2021.06.001>.

RIBEIRO, B.F.; BLAETH, G.P.; BEATI, A. A. G. F. **Estudo da efetividade dos jardins filtrantes no tratamento de efluentes sanitários**. Trabalho de Conclusão de Curso. Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária. Universidade São Francisco, Campinas, 2018. 21p.

RIBEIRO, José Kelton; BARROS, Renato Oliveira; LIMA, Ernane Cortez. Uso e ocupação do solo através de técnicas de geoprocessamento na cidade de Sobral-ce. **Revista da Casa da Geografia de Sobral (RCGS)**, [S.L.], v. 21, n. 2, p. 540-549, 30 set. 2019. <http://dx.doi.org/10.35701/rcgs.v21n2.594>.

RUBIM, Cristiane. Tratamento De Efluentes Com Wetlands e Jardins Filtrantes Construídos Artificialmente. **Revista TAE**, Santo André, Sp, v. 6, n. 34, p. 10-19, jan. 2017. Anual. Disponível em: <https://www.revistatae.com.br/Edicao/34/dezembrojaneiro-de-2017>. Acesso em: 10 nov. 2023.

SALOMÃO, André Luís de Sá et al. Dimensionamento de uma estação descentralizada de tratamento de efluentes com tecnologia-social para uma escola municipal. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, [S.L.], v. 12, n. 9, p. 161-174, 22 ago. 2021. Companhia Brasileira de Produção Científica. <http://dx.doi.org/10.6008/cbpc2179-6858.2021.009.0013>.

SANTANA, L. M.; MORAES, M. E. B.; SILVA, D. M. L.; FERRAGUT, C.. Spatial and temporal variation of phytoplankton in a tropical eutrophic river. **Brazilian Journal of Biology**, [S.L.], v. 76, n. 3, p. 600-610, 19 abr. 2016. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.18914>.

SANTOS, S. de S. REDE HIDROMÉTRICA NO SEMIÁRIDO BAIANO: DESAFIOS E POSSIBILIDADES. **Sitientibus**, [S. I.], n. 54, 2020. <http://dx.doi.org/10.13102/sitientibus.v0i54.5955>.

SANTOS-JUNIOR, R., DA SILVA, J. G., & MARTINS, R. Estrutura da comunidade arbórea em uma floresta paludosa de restinga na planície costeira do sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, 13(2), 2015. p.55-63.

SARMENTO-SOARES, L.M., SANTOS, A.C.A., MARTINSPINHEIRO, R.F., TAKAKO, AK. E-letters **Science**, 361: 6404, 2018. pp. 748–750.

SEZERINO, Pablo Heleno; BENTO, Alessandra Pellizaro; DECEZARO, Samara Terezinha; MAGRI, Maria Elisa; PHILIPPI, Luiz Sérgio. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S.L.], v. 20, n. 1, p. 151-158, mar. 2015. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-4152201502000096615>.

SILVA, W. T. L. **Saneamento básico rural**. Brasília, DF: Embrapa, 2014.

SIQUEIRA, M. de M. et al. Paisagismo e Cerrado: jardins para celebrar savanas e campos brasileiros. **Paisagem e Ambiente**, [S. I.], v. 32, n. 48, p. e158266, 2021. DOI: 10.11606/issn.2359-5361.paam.2021.158266. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/paam/article/view/158266>. Acesso em: 13 nov. 2023.

SOARES, M.O. et al. Challenges and perspectives for the Brazilian semi-arid coast under global environmental changes. **Perspectives In Ecology And Conservation**, [S.L.], v. 19, n. 3, p. 267-278, jul. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pecon.2021.06.001>.

SOBRAL. PREFEITURA DE SOBRAL. Secretaria do urbanismo, habitação e meio ambiente. Cartilha de Arborização Urbana de Sobral. 2018. 23p.

SOBRAL. PREFEITURA DE SOBRAL. Secretaria do urbanismo, habitação e meio ambiente. **Mapoteca**. 2023. Disponível em: <https://seuma.sobral.ce.gov.br/iinformativos/mapoteca>. Acesso em: 11 fev. 2024.



SOUSA, Arielle da Rosa et al. Effluent quality and reuse potential of wastewater treated in constructed wetlands in Southern Brazil. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**, [S.L.], v. 14, n. 5, p. 377-388, 1 maio 2024. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/washdev.2024.306>.

TANNER, Chris C.; HEADLEY, T. R.. Components of Floating Emergent Macrophyte Treatment Wetlands Influencing Removal of Stormwater Pollutants. **Ecological Engineering**, [S.L.], v. 37, n. 3, p. 474-486, mar. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.12.012>.

TERRA, Ana Beatriz Carvalho; FLORENTINO, Ligiane Aparecida; LANDGRAF, Paulo Roberto. Wetlands in Brazil: classification, floristic composition and biological nitrogen fixation. **Research, Society and Development**, [S.L.], v. 11, n. 2, 29 jan. 2022. Research, Society and Development. <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v11i2.25787>.

TERRA, Bianca de Freitas *et al.* ECOLOGIA DE PEIXES DE RIACHOS INTERMITENTES. **Oecologia Australis**, [S.L.], v. 25, n. 02, p. 605-619, 16 jun. 2021. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.23>.

TRUU, M.; JUHANSON, J.; TRUU, J. Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. Institute of Molecular and Cell Biology, Faculty of Science and Technology, Tartu, Estonia. **Science of the Environment**, v. 407, n. 3, p. 3958-3971. 2009.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 632p.

UCKER, F. E.; ALMEIDA, R. A.; KEMERICH, P. D. C. Remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário em um sistema de alagados construídos utilizando o capim vetiver. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 7, n. 3, p. 87-98, 2012. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.925>

VIEIRA, José Moacir de Sousa et al. Soluções baseadas na natureza para o esgotamento sanitário: vantagens da implementação de sistemas individuais descentralizados em zonas rurais, favelas e comunidades urbanas. **Revista Caderno Pedagógico – Studies Publicações Ltda**, Curitiba, v. 21, n. 7, p. 01-16, 7 dez. 2024. Caderno Pedagógico. <http://dx.doi.org/10.54033/cadpedv21n7-225>.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: DESA/UFMG. v. 1. 2005. 452 p.

VON SPERLING, M; SEZERINO, P. H. Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. Documento de consenso entre pesquisadores e praticantes. Grupo de Estudos em Sistemas Wetlands Construídos Aplicados ao Tratamento de Águas Residuárias. **Boletim Wetlands Brasil**. Edição Especial. Dezembro, 2018. ISSN 2359-0548.

VYMAZAL, Jan. The Historical Development of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. **Land**, [S.L.], v. 11, n. 2, p. 174, 21 jan. 2022. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/land11020174>.

ZHAO, Xuancheng; LI, Fengshi; YAN, Yongzhi; ZHANG, Qing. Biodiversity in Urban Green Space: a bibliometric review on the current research field and its prospects. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, [S.L.], v. 19, n. 19, p. 12544, 1 out. 2022. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph191912544>.

ZIMMELS, Y.; KIRZHNER, F.; MALKOVSKAJA, A. Application of Eichhornia crassipes and Pistia stratiotes for treatment of urban sewage in Israel. **Journal Environmental Management**, v. 81, p.420-428. 2006.