



UNIVERSIDADE FEDERAL DO VALE DO SÃO FRANCISCO
BACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

IASMIN DE SOUZA SILVA

APLICAÇÃO DE *WETLANDS* PARA RECUPERAÇÃO DA
QUALIDADE DA ÁGUA DE RIACHOS URBANOS

PETROLINA- PE

2023

IASMIN DE SOUZA SILVA

**APLICAÇÃO DE *WETLANDS* PARA RECUPERAÇÃO DA
QUALIDADE DA ÁGUA DE RIACHOS URBANOS**

Trabalho apresentado a Universidade Federal do Vale do São Francisco – UNIVASF, Campus de Ciências Agrárias, como requisito para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas.

Orientadora: Profa. Dra. Miriam Cleide Cavalcante de Amorim.

PETROLINA- PE

2023



UNIVERSIDADE FEDERAL DO VALE DO SÃO FRANCISCO - UNIVASF

Gabinete da Reitoria

Sistema Integrado de Bibliotecas (SIBI)

Av. José de Sá Maniçoba, s/n, Campus Universitário – Centro CEP 56304-917
Caixa Postal 252, Petrolina-PE, Fone: (87) 2101- 6760, biblioteca@univasf.edu.br

S586a Silva, Iasmin de Souza
Aplicação de wetlands para recuperação da qualidade da água de riachos urbanos / Iasmin de Souza Silva. – Petrolina-PE, 2023.
vi, 74 f.: il.; 29 cm..

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Vale do São Francisco, Campus de Ciências Agrárias, Petrolina-PE, 2023.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Miriam Cleide Cavalcante de Amorim.

Inclui referências.

1. Recursos hídricos. 2. Água - Qualidade. 3. Plantas aquáticas. I. Título. II. Amorim, Miriam Cleide Cavalcante de. III. Universidade Federal do Vale do São Francisco.

CDD 333.91

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema Integrado de Bibliotecas - SIBI/UNIVASF.
Bibliotecária: Andressa Laís Machado de Matos CRB – 4/2240.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO VALE DO SÃO FRANCISCO
CURSO DE GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

FOLHA DE APROVAÇÃO

IASMIN DE SOUZA SILVA

**APLICAÇÃO DE WETLANDS PARA RECUPERAÇÃO DA
QUALIDADE DA ÁGUA DE RIACHOS URBANOS**

Trabalho de conclusão de curso apresentado como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas, pela Universidade Federal do Vale do São Francisco.

Aprovado em: 02 de março de 2023.

Banca Examinadora

Miriam Cleide Cavalcante De Amorim

Miriam Cleide Cavalcante De Amorim (Mar 3, 2023 08:45 GMT-3)

(Miriam Cleide Cavalcante de Amorim, Doutora, Universidade Federal do Vale do São Francisco – Orientadora).

Michely C Diniz

Michely C Diniz (Mar 3, 2023 08:54 GMT-3)

(Michely Correia Diniz, Doutora, Universidade Federal do Vale do São Francisco – 1ª Examinadora).

Paula

Paula Tereza de Souza e Silva (Mar 6, 2023 22:27 GMT-3)

(Paula Tereza de Souza e Silva, Doutora, Embrapa Semiárido – 2ª Examinadora).

Dedico este trabalho a todos que contribuíram para a realização desta pesquisa.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a minha família, em especial aos meus pais Rosângela e Gildázio por todo o amor e dedicação a minha criação, e por, apesar das dificuldades, me proporcionarem as condições para que eu pudesse me dedicar exclusivamente aos estudos e assim ocupar espaços que sempre desejei. Espero sempre poder recompensá-los.

À minha excelente orientadora Prof. Dra. Miriam Cleide Cavalcante de Amorim, pelo acolhimento, paciência, e dedicação. Sua conduta como profissional me trouxe muitos ensinamentos e sempre me servirá de inspiração.

Agradeço também os colegas do grupo PET Saneamento Ambiental, e do Laboratório de Engenharia Ambiental (LEA) pelas contribuições que tornaram possível a realização desta pesquisa.

Agradeço ao PET-MEC e FNDE pelo incentivo financeiro.

À equipe do laboratório de Engenharia mecânica (UNIVASF- campus Juazeiro), em especial ao estagiário Jó Anízio de Sá pelo primoroso auxílio sempre que solicitado.

Ao professor José Aliçandro Bezerra da Silva por ter disponibilizado o viveiro do campus Juazeiro da UNIVASF para a realização de parte dessa pesquisa.

À Pesquisadora da Embrapa Dra. Paula Tereza de Souza e Silva pelas oportunidades que me proporcionou. Bem como a toda equipe do Laboratório Agroambiental (Embrapa semiárido) pela importantíssima ajuda com as análises, em especial à responsável técnica Me. Jacqueline Nascimento Sousa, e a estagiária Ingrid Giovanna.

Agradeço também à discente do curso de Engenharia Agrícola e Ambiental Carla Suana pelo auxílio durante este estudo, dividindo os seus finais de semana comigo no laboratório.

Aos professores e demais servidores da UNIVASF pelas contribuições em minha vida acadêmica, em especial à Prof. Dra. Michely Correia Diniz pelo apoio, incentivo, e por ter me concedido excelentes orientações.

Aos amigos e companheiros de jornada que adquiri no ambiente acadêmico e levarei para vida: Franciêdo e Heloísa.

Por fim, agradeço a família que escolhi: meus amigos de vida Emerson, Jennifer, e Mário, pelas palavras e atos de incentivo ao longo dos anos, e à minha namorada Lívia, pelo amor, compreensão, e grande suporte na realização dessa pesquisa.

"Para ser grande, sê inteiro: nada
Teu exagera ou exclui.
Sê todo em cada coisa. Põe quanto és
No mínimo que fazes.
Assim em cada lago a lua toda
Brilha, porque alta vive". – Fernando Pessoa

RESUMO

Os riachos urbanos brasileiros estão cada vez mais suscetíveis a alterações na sua caracterização natural. Além das modificações na sua geomorfologia por conta do assoreamento, retificação, e canalização, outro fator prejudicial para o equilíbrio desses ecossistemas é o lançamento de cargas poluidoras em seu curso. Com o intuito de promover a recuperação desses ambientes, surgem tecnologias voltadas para a despoluição de riachos e rios urbanos. O objetivo desta pesquisa é avaliar a eficiência de quatro unidades de *wetlands* construídos em escala de bancada na despoluição da água do Riacho das Porteiras, afluente do rio São Francisco, localizado em trecho urbano do município de Petrolina-PE. Com o propósito de conhecer o estado da técnica dos mecanismos para a despoluição de córregos e riachos, foi efetuada uma prospecção tecnológica utilizando a base de dados do Instituto Nacional de Propriedade Industrial (INPI) e os bancos internacionais World Intellectual Property Organization (WIPO) e Espacenet, onde foram buscados os descritores “*streams depollution*” e “despoluição córregos”, “*wetlands*” e “alagados construídos”, e por fim “*macrophytes*” e “macrófitas”. Além disso, foi realizado o monitoramento da qualidade da água em cinco pontos do Riacho das Porteiras, contemplando o período seco e o período chuvoso. Quanto aos protótipos, os *wetlands* 1 e 2 foram vegetadas por *Salvinia auriculata*, com 50% e 75% de cobertura vegetal, respectivamente, enquanto nos *wetlands* 3 e 4 a macrófita utilizada foi *Pistia stratiotes*, com 50% e 75% de densidade, respectivamente. Para avaliar a eficiência dos protótipos ao longo de dez dias, foram monitorados os parâmetros físico-químicos (temperatura, potencial hidrogeniônico - pH, cor, turbidez, condutividade elétrica, e cloreto), matéria orgânica (Demanda Química de Oxigênio - DQO, Demanda Bioquímica de Oxigênio, e Oxigênio Dissolvido), nutrientes (fósforo e nitrogênio) e os metais zinco (Zn), cobre (Cu), manganês (Mn), Ferro (Fe), Níquel (Ni), chumbo (Pb), cromo (Cr), e cádmio (Cd). Os resultados obtidos com a prospecção tecnológica apontaram a escassez de depósitos de patentes relacionadas à “alagados construídos” na base de dados INPI, em comparação às bases WIPO e Espacenet. Os resultados obtidos durante o monitoramento do Riacho das Porteiras foram comparados aos padrões estabelecidos pelo CONAMA na Resolução 357/05 para águas doce de classe 3, essa comparação resultou na não adequação desse corpo hídrico em 11 dos 18 indicadores avaliados. Todos os protótipos apresentaram eficiência na redução de matéria orgânica, com percentuais de remoção DQO de 94,82% e 90, 84% nas unidades 1 e 2, respectivamente, e 86,93% no protótipo 3 e 94,82% no *wetland* 4, após oito dias de tratamento. Além disso, quanto a remoção de nutrientes as taxas de redução do fósforo correspondem a 93,77% em 1, 93,47% em 2, e de 99,62% nos protótipos 3 e 4. Todos os *wetlands* apresentaram maiores taxas de redução dos metais Mn e Fe. Desse modo, foi possível avaliar a eficiência desses protótipos aplicados à água do Riacho das Porteiras, obtendo resultados positivos e semelhantes com as duas espécies de macrófitas aplicadas ao sistema.

Palavras-chave: Despoluição. Rios urbanos. Macrófitas. Fitorremediação.

ABSTRACT

Brazilian urban streams are increasingly susceptible to changes in their natural characterization. In addition to changes in its geomorphology due to silting, rectification and channeling, another factor that is detrimental to the balance of these ecosystems is the release of polluting loads along its path. To promote the recovery of these environments, technologies aimed at depolluting urban streams and rivers. The objective of this research is to evaluate the efficiency of four wet units built on a bench scale in the depollution of the waters of the Riacho das Porteiras, a tributary of the São Francisco River, located in an urban stretch of the municipality of Petrolina-PE. With the aim of knowing the state of the art of stream depollution mechanisms, a technological survey was carried out using the database of the National Institute of Industrial Property (INPI) and of the international banks World Intellectual Property Organization (WIPO) and Espacenet, where the descriptors "streams depollution", "wetlands" and finally "Macrophytes" were searched. In addition, water quality was monitored at five points in Riacho das Porteiras, including the dry and rainy seasons. As for the prototypes, swamps 1 and 2 were vegetated by *Salvinia auriculata*, with 50% and 75% of vegetation cover, respectively, while in swamps 3 and 4 the macrophyte used was *Pistia stratiotes*, with 50% and 75% of density, respectively. . To evaluate the efficiency of the prototypes over ten days, the physical-chemical parameters (temperature, hydrogen potential - pH, color, turbidity, electrical conductivity and chloride), organic matter (Chemical Oxygen Demand - COD, Biochemical Oxygen Demand and dissolved oxygen), nutrients (phosphorus and nitrogen) and metals zinc (Zn), copper (Cu), manganese (Mn), iron (Fe), nickel (Ni), lead (Pb), chromium (Cr) and cadmium (CD). The results obtained with the technological prospection pointed to the scarcity of patent deposits related to "constructed wetlands" in the INPI database, in comparison with the WIPO and Espacenet databases. The results obtained during the monitoring of the Riacho das Porteiras were compared with the standards established by CONAMA in Resolution 357/05 for class 3 fresh water, this comparison resulted in the non-adequacy of this water body in 11 of the 18 evaluated indicators. All prototypes were efficient in reducing organic matter, with COD removal percentages of 94.82% and 90.84% in units 1 and 2, respectively, and 86.93% in prototype 3 and 94.82% in the Pantanal 4, after eight days of treatment. Furthermore, regarding the removal of nutrients, the phosphorus reduction rates correspond to 93.77% in 1, 93.47% in 2 and 99.62% in prototypes 3 and 4. All wetlands showed higher reduction rates of the metals Mn and Fe. Thus, it was possible to evaluate the efficiency of these prototypes applied to the water of the Riacho das Porteiras, obtaining positive and similar results with the two species of macrophytes applied to the system.

Key-words: Depollution. Urban rivers. Macrophytes. Phytoremediation.

LISTAS DE FIGURAS

Figura 1 -	Mapa da localização da Microbacia Hidrográfica do Riacho das Porteiras.	10
Figura 2 -	Fotografias de exemplares de <i>Pistia stratiotes</i> .	17
Figura 3 -	Fotografia de mudas de <i>Salvinia auriculata</i> .	18
Figura 4 -	Mapa da localização dos cinco pontos amostrais.	20
Figura 5 -	Fotografia do ponto de coleta (P2).	23
Figura 6 -	Fotografia dos recipientes utilizados para montagem dos protótipos.	24
Figura 7 -	Fotografia das quatro unidades experimentais montadas.	25
Figura 8 -	Gráfico da classificação IPC dos pedidos de patentes depositados na base WIPO.	28
Figura 9 -	Gráfico da classificação IPC dos pedidos de patentes depositadas na base Espacenet.	29
Figura 10-	Gráfico da classificação IPC das patentes depositadas na base INPI.	30
Figura 11-	Depósito de pedidos de patentes por país ou organização na WIPO.	31
Figura 12 -	Depósito de pedidos de patentes por país ou organização na Espacenet.	32
Figura 13 -	Variação do pH.	42
Figura 14 -	Variação da cor.	43
Figura 15 -	Variação da turbidez.	44
Figura 16 -	Variação da condutividade elétrica.	45
Figura 17 -	Variação de DQO.	46

LISTAS DE TABELAS

Tabela 1 -	Coordenadas geográficas dos cinco pontos amostrais.	20
Tabela 2 -	Classificação do estado trófico para rios segundo índice de Carlson (1977).	22
Tabela 3 -	Parâmetros e frequência de análise ao longo do experimento.	26
Tabela 4 -	Distribuição de patentes em cada base de dados correspondentes aos descritores.	27
Tabela 5 -	Resultados das análises físico químicas do período seco e chuvoso.	34
Tabela 6 -	Resultados das análises de fósforo, nitrogênio, e o índice de estado trófico (IET) dos períodos seco e chuvoso.	36
Tabela 7 -	Resultados das análises de DQO, DBO e OD no período seco e chuvoso.	37
Tabela 8 -	Resultados da determinação de metais durante o período seco em mg/L.	39
Tabela 9 -	Resultados da determinação de metais durante o período chuvoso em mg/L.	40
Tabela 10 -	Valores de DBO e OD das quatro unidades.	48
Tabela 11 -	Concentrações de fósforo, e nitrogênio ao longo do experimento.	48
Tabela 12 -	Porcentagem de redução do fósforo, DQO e DBO.	50
Tabela 13 -	Resultados da determinação de metais.	51

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	7
2. OBJETIVOS	8
2.1 OBJETIVO GERAL.....	8
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	8
3. REFERENCIAL TEÓRICO	8
3.1 ESTUDOS DE PROSPECÇÃO E SUA RELAÇÃO COM ESTUDOS DE REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	8
3.2 ASPECTOS GERAIS DA MICROBACIA DO RIACHO DAS PORTEIRAS, EM PETROLINA-PE	9
3.3 A PROBLEMÁTICA DA DESCARACTERIZAÇÃO DOS RIACHOS URBANOS.....	10
3.4 LEGISLAÇÃO APLICADA AO ESTUDO EM QUESTÃO	11
3.5 <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS	13
3.5.1 Tipos de <i>wetlands</i> construídos	13
3.5.2 Sistemas de <i>wetlands</i> na recuperação da qualidade da água de riachos	14
3.6 MACRÓFITAS AQUÁTICAS	15
3.6.1 <i>Pistia stratiotes</i> L.	16
3.6.2 <i>Salvinia auriculata</i> Aubl.	17
4. METODOLOGIA	19
4.1 PROSPECÇÃO TECNOLÓGICA	19
4.2 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIACHO DAS PORTEIRAS.....	19
4.2.1 Pontos de amostragem	19
4.2.2 Coleta e análise das amostras	20
4.2.3 Análise dos resultados	21

4.3	WETLANDS EM ESCALA DE BANCADA	22
4.3.1	Coleta	23
4.3.2	Montagem do experimento	24
4.3.3	Monitoramento e análise	25
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	27
5.1	PROSPECÇÃO TECNOLÓGICA	27
5.2	MONITORAMENTO DO RIACHO DAS PORTEIRAS	33
5.3	DESEMPENHO DOS WETLANDS	41
5.3.1	Comportamento do pH, cor, turbidez, CE	41
5.3.2	Remoção de matéria orgânica	46
5.3.3	Comportamento dos nutrientes (nitrogênio e fósforo)	48
5.3.4	Percentual de remoção de P, DQO e DBO	50
5.3.5	Comportamento dos metais	51
6.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	53
	REFERÊNCIAS	55

1. INTRODUÇÃO

Os riachos urbanos são ecossistemas aquáticos complexos que integram à paisagem urbana auxiliando na drenagem das águas pluviais, armazenando recursos hídricos, recarregando cursos d'água maiores, além de proporcionar embelezamento estético para as cidades e lazer contemplativo (SILVA, 2018). Todavia, a maioria dos riachos urbanos brasileiros está cada vez mais suscetível a alterações na sua caracterização natural, de acordo com as mudanças do meio onde estão inseridos. Assim, à medida que as cidades se desenvolvem, a ocupação das margens dos cursos d'água também avança (REZENDE *et al.*, 2016).

Além das modificações na sua geomorfologia por conta do assoreamento, retificação, e canalização, outro fator prejudicial para o equilíbrio desses ecossistemas é a poluição oriunda de contribuições indevidas de esgoto bruto, resíduos sólidos, e cargas difusas de áreas agricultáveis próximas ao riacho. Visto que, ao ser lançada no corpo hídrico, a matéria orgânica presente nos esgotos inicia o processo de decomposição, ocorrendo o consumo do oxigênio dissolvido (OD) presente na água. Com a diminuição do OD os rios e riachos urbanos perdem a vida aquática aeróbia, comprometendo a sua biodiversidade (COMETTI *et al.*, 2019).

O lançamento de cargas poluidoras nos riachos também acarreta outros prejuízos como o acúmulo de nutrientes, em especial fósforo (P) e nitrogênio (N) que em excesso contribuem para o processo de eutrofização dos cursos d' água. O nível de eutrofização é classificado com base no estado trófico, uma propriedade importante dos ecossistemas aquáticos, pois reflete a influência antropogênica na qualidade da água e o funcionamento ecológico de rios, lagos e reservatórios (CUNHA *et al.*, 2013).

As consequências das atividades antrópicas nos corpos d' água superficiais podem ser medidas por meio de monitoramento. O acompanhamento da qualidade da água de rios e riachos urbanos é de extrema importância para a realização de um diagnóstico eficaz, visto que essas modificações nos recursos hídricos causam prejuízos não só na biota aquática, mas também na saúde humana (CORDEIRO *et al.*, 2016).

Com o intuito de promover a recuperação desses ambientes, surgem tecnologias voltadas para a despoluição de riachos e rios urbanos. Entre as

tecnologias de fácil aplicabilidade e baixo custo destaca-se o sistema de *Wetlands* construídos, também conhecido como alagados construídos ou jardins filtrantes. Um *wetland* é constituído de uma área úmida com alta atividade biológica, capaz de converter os poluentes comuns em nutrientes essenciais e em produtividade biológica, simulando ecossistemas naturais conhecidos como pântanos, brejos e mangues (KADLEC e WALLACE, 2009; Ferreira *et al.*, 2022).

Vistos os prejuízos causados pela poluição dos riachos urbanos, medidas de despoluição de córregos a partir de soluções alternativas para o tratamento de efluentes baseadas na natureza são opções tecnológicas adequadas para aplicação na remoção de poluentes desses ecossistemas. Essa abordagem é colocada em pauta na comunidade científica há algum tempo, principalmente em países do continente europeu (COMETTI *et al.*, 2019). Contudo, trabalhos com *wetlands* aplicados a recuperação e despoluição de riachos urbanos no Brasil ainda são escassos, sobretudo nas cidades localizadas no semiárido brasileiro. Assim, esta pesquisa busca avaliar o desempenho de *wetlands* na recuperação da qualidade da água do Riacho das Porteiras, no município de Petrolina em Pernambuco.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a eficiência de *wetlands* construídos na despoluição da água oriunda de riacho urbano utilizado como receptor de efluente doméstico.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Realizar uma prospecção tecnológica a fim de conhecer o estado da técnica dos mecanismos para a despoluição de riachos urbanos;
- Monitorar a qualidade da água do Riacho das Porteiras no município de Petrolina-PE;
- Aplicar quatro *wetlands* em escala de bancada à água do Riacho das Porteiras para avaliar sua eficácia quanto à remoção de matéria orgânica, nutrientes e metais.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 ESTUDOS DE PROSPECÇÃO E SUA RELAÇÃO COM ESTUDOS DE REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

De acordo com Gil (2007), a revisão bibliográfica tem caráter exploratório, pois permite maior familiaridade com o problema estudado, e auxilia no aprimoramento de ideias. Esse tipo de estudo está baseado em material já elaborado como livros, artigos e teses. Considerado o primeiro passo para qualquer pesquisa científica, a revisão bibliográfica facilita o desenvolvimento de teoria onde há pesquisa e também auxilia na identificação de áreas onde existem oportunidades para novos estudos (WEBSTER e WATSON, 2002).

Dando continuidade à ideia de inovação, os estudos de prospecção tecnológica são uma forma disciplinada de mapear futuros desenvolvimentos científicos e tecnológicos que prometem influenciar de forma considerável a indústria, a economia e a sociedade como um todo, bem como mostrar o que poderá ter êxito em termos de inovação tecnológica (KUPFER e TIGRE, 2004). Assim, sob a perspectiva da sustentabilidade, a prospecção tecnológica mapeando patentes sobre tecnologias de despoluição de riachos ou córregos urbanos é uma estratégia de levantamento de informações que contribuirá para nortear e embasar a realização de pesquisas que irão contribuir para avanços no tema.

3.2 ASPECTOS GERAIS DA MICROBACIA DO RIACHO DAS PORTEIRAS, EM PETROLINA-PE

O município de Petrolina encontra-se na mesorregião “São Francisco Pernambucano” e pertencente à Região Administrativa Integrada de Desenvolvimento – RIDE Polo Petrolina (PE) / Juazeiro (BA). Distante 722 km da capital Recife, a sede da cidade conta com uma população de 359.372 habitantes (IBGE, 2021), índice pluviométrico anual variando entre 107,20 mm e 1023,50 mm com média de 496,83 mm (LOPES *et al.*, 2018).

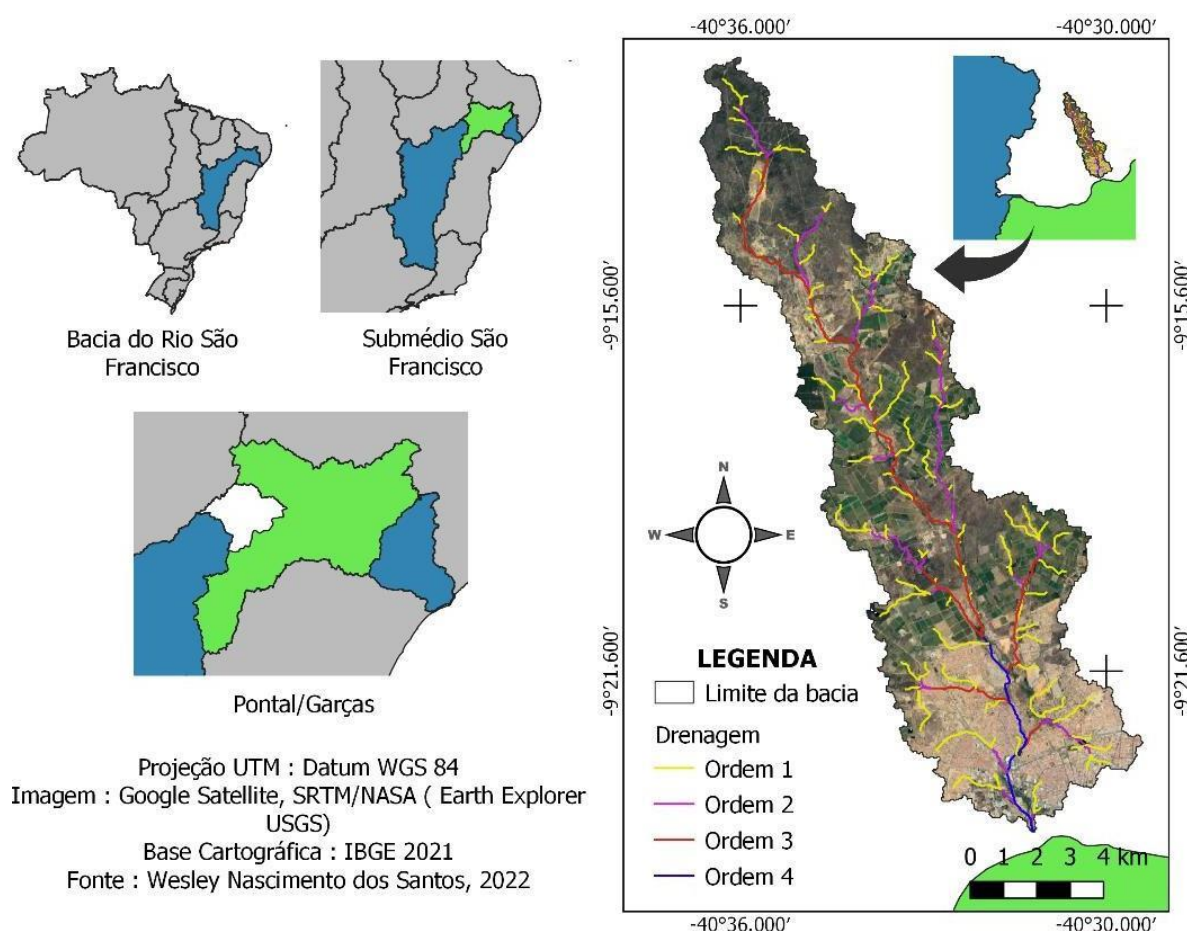
O sistema de macrodrenagem do município é composto por um conjunto de riachos que se estendem de norte a sul, da zona rural à zona urbana, e desaguam no Rio São Francisco. Um desses cursos d'água é o Riacho das Porteiras, afluente da margem esquerda do Rio São Francisco considerado como intermitente, e juntamente com outros riachos menores fazem parte do conjunto de riachos da sub-bacia interiorana do Rio São Francisco em Pernambuco, a UP27.

Com extensão de cerca de 40 quilômetros, o Riacho das Porteiras tem origem no interior do município de Petrolina, sendo um elemento constituinte do sistema de macrodrenagem natural da área urbana do município. Ademais, o riacho

é corpo receptor de efluentes das Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) de bairros da zona norte da cidade e Distrito Industrial, além de receber contribuições de efluentes oriundos do perímetro irrigado Nilo Coelho (BARRETO, 2015).

A microbacia do Riacho das Porteiras está localizada na macrorregião hidrográfica do São Francisco, conforme Figura 1, seguida da mesorregião do Submédio São Francisco e, por fim, da microrregião denominada Pontal/Garças (IBGE, 2021). Possui área de drenagem igual a 107,12 km², inserida entre as longitudes -40°36.000' e -40°30.000' e entre as latitudes -9°21.600' e -9°15.600', além de estar totalmente compreendida no município de Petrolina.

Figura 1 – Mapa da localização da Microbacia Hidrográfica do Riacho das Porteiras.



Fonte: Santos (2022).

3.3 A PROBLEMÁTICA DA DESCARACTERIZAÇÃO DOS RIACHOS URBANOS

Um dos principais elementos dos ecossistemas urbanos são os riachos, esses corpos hídricos tem um papel essencial para a manutenção dos sistemas de macrodrenagem das águas pluviais (NIGRO, 2017). O crescimento rápido e

urbanização das cidades provoca graves impactos nos rios e riachos, como alterações em sua geomorfologia, o assoreamento e a poluição das águas geralmente causada pelo lançamento de resíduos sólidos e esgoto sem tratamento de forma a não serem reconhecidos como riachos, e sim como receptores de esgoto (COMITTI, 2019; CORDEIRO *et al.*, 2016; NIGRO, 2017).

Silva (2018) descreve que grande parte dos riachos urbanos encontra-se poluída e degradada devido ao processo de urbanização e ocupação do solo sem planejamento, além da falta de serviços adequados de drenagem e esgotamento sanitário. A descaracterização de riachos também ocorre ao longo da bacia hidrográfica do São Francisco, grande parte de seus afluentes acaba perdendo o aspecto natural por conta de intervenções antrópicas ao longo do seu curso.

Em virtude de estar situado em um dos grandes polos de fruticultura irrigada do país, o Riacho das Porteiras, é um exemplo de corpo hídrico que sofre com a pressão das atividades antrópicas, visto que se tornou receptor de resíduos agrícolas e/ou agroquímicos, bem como de sedimentos das áreas agricultáveis, contribuindo, assim, para o processo de eutrofização do Rio São Francisco, comprometendo a conservação do equilíbrio natural e provocando impactos negativos no referente à qualidade da água do “Velho Chico” (BARRETO, 2015).

3.4 LEGISLAÇÃO APLICADA AO ESTUDO EM QUESTÃO

No Brasil, a legislação que trata da qualidade das águas superficiais é a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n° 357, de 17 de março de 2005. No documento, o órgão dispõe sobre a classificação dos corpos hídricos e as normas ambientais para o enquadramento, bem como estabelece os requisitos e os padrões de lançamento de efluentes em cursos d’água.

Entre as definições que constam na resolução, o Art. 2° classifica os corpos hídricos, em três classes com base no teor de salinidade, sendo elas: águas doces, salobras e salinas. Além de definir as condições para os ambientes lânticos e lóticos. Os cursos d’ água ainda podem ser classificados de acordo com a qualidade requerida para seu uso. No caso das águas doces, elas podem pertencer a cinco classes distintas, sendo a primeira a classe especial, destinada ao abastecimento para consumo humano, após a desinfecção, além da conservação das comunidades aquáticas, e de ambientes aquáticos em unidades de conservação (BRASIL, 2005).

A legislação estabelece na Seção I da resolução que águas doce classe 1 também podem ser utilizadas para o consumo humano após passar por tratamento simplificado. Além de serem destinadas à proteção das comunidades aquáticas, bem como para a recreação de contato primário (natação, mergulho) e irrigação de hortaliças e frutas consumidas cruas (sem remoção de película) que se desenvolvem rente ao chão. Ademais, são destinadas a proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas (BRASIL, 2005).

As águas doces da classe 2 só podem ser destinadas ao consumo humano após tratamento convencional, entretanto, podem ser utilizadas para a recreação de contato primário, e na proteção das comunidades aquáticas. O CONAMA ainda estabelece que cursos d'água pertencentes a essa classe podem ser designadas à irrigação de hortaliças, e atividades de pesca e aquicultura. Ao passo que, a classe 3 é indicada apenas para a recreação de contato secundário, à irrigação somente de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras, à dessedentação de animais, assim como à pesca amadora. O seu uso para o abastecimento humano só ocorrerá após o tratamento convencional ou avançado. Por fim, as águas da classe 4 são destinadas apenas à navegação, e à harmonia paisagística (BRASIL, 2005).

As classes citadas acima são apenas cinco das treze descritas na resolução. Para cada classe existem parâmetros e padrões que precisam ser analisados para a classificação e o enquadramento dos corpos d'água nas diretrizes ambientais. Esses parâmetros estão associados a aspectos químicos, físicos, e biológicos desses ecossistemas aquáticos. A exemplo do potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), cor verdadeira, cloreto, e turbidez, todos parâmetros físico-químicos de extrema importância para águas superficiais, que estão presentes na legislação.

Outros parâmetros de destaque que constam na resolução são a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO), ambos modos indiretos de quantificar a matéria orgânica do meio. Esses parâmetros se diferenciam, visto que a DBO é a quantidade de oxigênio consumido pelos microrganismos aeróbios durante o processo de oxidação da matéria orgânica. Já a DQO, determina a demanda de oxigênio durante a reação química da matéria, seja ela orgânica ou inorgânica (CÁSPAR, 2020). Assim como o Oxigênio Dissolvido

(OD), essencial para a manutenção da vida aquática, esses parâmetros são excelentes indicadores de poluição do meio hídrico.

Os padrões para a concentração de nutrientes como o nitrogênio (N) e fósforo (P) também são determinados pelo CONAMA. Esses dois compostos são essenciais para a manutenção da vida, contudo, quando suas concentrações excedem o ideal para o ambiente esses nutrientes tornam-se tóxicos para a vida aquática, provocando consequências indesejáveis como a diminuição do OD e a eutrofização do meio (ZOPPAS *et al.*, 2016). Além dos nutrientes, outros elementos cujas concentrações elevadas indicam perigo, são os metais pesados. De acordo com Ribeiro *et al.* (2012), esses elementos, que normalmente são encontrados em pequenas quantidades na natureza, podem causar grandes impactos na fauna e flora aquática, além da saúde humana. Uma das principais fontes de contaminação são as cargas oriundas das atividades industriais, agrícolas, e mineração. Em vista disso, a legislação postula os valores máximos de metais como arsênio (As), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobre (Cu), cromo (Cr), níquel (Ni), manganês (Mn) e mercúrio (Hg).

3.5 WETLANDS CONSTRUÍDOS

Criado pelo pesquisador Käthe Seidel do Instituto Max Planck no ano de 1950 na Alemanha, o sistema de *wetlands* construído tinha como propósito inicial a diminuição da carga orgânica e retirada de fenol do efluente de laticínio (SEZERINO *et al.*, 2015). O sistema de tratamento de águas residuárias conhecido como sistemas de esgoto ecológico ou biológico (*wetlands*), tem como um de seus princípios a utilização de processos que ocorrem nos ecossistemas naturais para o tratamento e recuperação da água e reciclagem de nutrientes (POÇAS, 2015).

As especificações dos sistemas variam de acordo com a localização, o clima, a população e o tipo de vegetação, contudo, um ponto comum é que as águas residuais são passadas através de um ambiente controlado ou construído onde organismos animais e vegetais interagem e transformam os resíduos presentes no efluente a ser recuperado (BOHADANA *et al.*, 2007).

3.5.1 Tipos de *wetlands* construídos

Os *wetlands* podem ser classificados em dois tipos de acordo com seu escoamento. Segundo Pio *et al.* (2013), os sistemas de escoamento superficial têm como sua principal característica apresentar lâmina de água acima da superfície do solo e as plantas enraizadas ou não na camada de sedimento na base da coluna de água, semelhante das áreas alagadas naturais. Enquanto que em sistemas de escoamento subsuperficial, a água residuária flui através de um meio poroso tanto na saída quanto na entrada do equipamento, onde terá contato com as macrófitas. O escoamento subsuperficial pode ter direção horizontal e vertical (KADLAC e WALLACE, 2009; VYMAZAL, 2011).

3.5.2 Sistemas de *wetlands* na recuperação da qualidade da água de riachos

Considerando a problemática que se verifica acerca dos riachos urbanos receberem contribuições indevidas de cargas poluentes, conforme estudos de Nigro (2017), surge a necessidade de encontrar alternativas eficientes que possibilitem a recuperação destes corpos hídricos. Em vista disso, a realização de diagnóstico do meio físico e o monitoramento da qualidade da água dos riachos são essenciais para que se compreenda o estado desses ecossistemas aquáticos em relação aos impactos ambientais associados à expansão da urbanização bem como propor e aplicar alternativas de minimização dos impactos.

O sistema de *wetland* utiliza a fitorremediação tendo como base uma estação de tratamento de poluentes. Esse sistema seleciona suas espécies vegetais de acordo com a região onde será instalado, o potencial de tolerância, as variações de temperatura, os tipos de poluentes absorvidos pela planta, e o consumo de oxigênio para a realização dos processos ao longo do sistema (MARQUES e AMÉRICO-PINHEIRO, 2018).

A tecnologia de *wetland* é utilizada em diversos países durante o tratamento secundário e terciário de esgotos, e na recuperação de rios degradados, sendo vantajoso não só devido a sua eficiência, mas também seu baixo custo se comparado aos sistemas convencionais, além da fácil operação e manutenção (POÇAS, 2015). No contexto nacional, essa tecnologia está em crescimento, contudo, avaliações de desempenho e dados operacionais de longo prazo ainda são escassos, principalmente no que se refere à aplicação em córregos ou riachos urbanos.

Um dos poucos exemplos é o estudo realizado por Roth (2020), que avaliou o desempenho de um sistema de *wetland* construído operando em *tidal flow* (WCTF) no tratamento de água de córrego urbano. Outro estudo de destaque na área é o trabalho desenvolvido por Lopez (2018) que projetou um *wetland* construído de fluxo superficial como estrutura de drenagem urbana sustentável.

3.6 MACRÓFITAS AQUÁTICAS

Estudos de diagnóstico apontam que altas concentrações de nutrientes no meio aquático, oriundos do descarte de esgoto bruto, contribuem para a proliferação de macrófitas aquáticas. Esse grupo vegetal é conhecido por colonizar diferentes tipos de ambientes aquáticos, sendo uma das principais comunidades dos ecossistemas límnicos (ESTEVES, 1998; SCREMIN-DIAS *et al.*, 1999). Em vista disso, são consideradas bioindicadoras de qualidade da água (HEGEL, 2016).

As macrófitas desempenham papéis importantes para o equilíbrio do ambiente, visto que, por serem produtoras primárias auxiliam na clivagem dos nutrientes (ESTEVES e CAMARGO, 1986). Além de serem plantas com morfologia apta ao crescimento em solos saturados de água e nas regiões de transição solo/água conhecidas como “*wetlands* naturais” ou “terras úmidas” (MARQUES, 1999). Segundo Santos *et al.* (2019), alguns processos bioquímicos naturais como a biomagnificação, biotransformação e a bioacumulação desempenham importante função para a identificação e tratamento de áreas contaminadas. Devido essas características, as macrófitas aquáticas são elementos promissores para o tratamento ou recuperação de efluentes.

Quanto ao seu biótipo, Barreto (2011) afirma que as espécies desse grupo vegetal podem ser classificadas de cinco maneiras distintas, primeiro, as macrófitas aquáticas podem ser emersas, cujas folhas permanecem fora da água e raízes fixas no sedimento. Podem também possuir folhas flutuantes, que permanecem na superfície enquanto as raízes são fixas no substrato. Ademais, essas plantas podem ser submersas enraizadas, tendo um crescimento totalmente submerso com raízes fixas. Além de submersas livres, que não se fixam no sedimento e são completamente submersas, as macrófitas podem ser flutuantes, cujas raízes são livres, na maioria das vezes submersas, e suas folhas flutuam no meio.

Na construção dos sistemas de *wetlands* podem ser utilizadas macrófitas dos mais variados hábitos, essas plantas conferem ao sistema o aumento da capacidade de filtração, além da extração de nutrientes e liberação de oxigênio pelo sistema radicular (SANTOS, 2019). Estudos também mostram que os sistemas de *wetlands* são eficientes na remoção de nutrientes, a exemplo de resultados obtidos por Cano *et. al.* (2012) cujas unidades vegetadas apresentaram maiores taxas de remoção de nitrogênio amoniacal e nitrato em relação às duas unidades controle não vegetadas.

Quanto à matéria orgânica, as plantas aquáticas não realizam a remoção diretamente, visto que sintetizam sua própria matéria orgânica durante a fotossíntese, contudo, esses vegetais são responsáveis pela disponibilização de sítios, principalmente no seu sistema radicular, o que possibilita o crescimento de biomassa bacteriana responsável pelos processos de conversão e remoção dos poluentes. Além disso, estudos como os de De Jesus *et al.* (2015) atestam a eficiência desse grupo de plantas como bioacumuladoras de metais pesados, reforçando a sua importância e seu potencial fitorremediador em ambientes aquáticos.

3.6.1 *Pistia stratiotes* L.

Pertencente à família Araceae a macrófita flutuante livre *Pistia stratiotes* possui ampla distribuição nas regiões tropicais, com ocorrência registrada nos principais domínios fitogeográficos do território brasileiro. Conhecida popularmente como alface d'água ou erva de Santa Luzia, essa espécie nativa com hábito herbáceo possui origem incerta, mas especialistas apontam a região sul do continente americano como o local de origem mais provável (DOLABELA *et al.*, 2015).

Entre suas características morfológicas se destaca a filotaxia do tipo rosulada, o que confere a *P. stratiotes* a forma de roseta. Suas folhas flutuantes variam entre 5 e 10 cm, sendo incompletas, com limbo esponjoso. O caule do tipo estolão e as raízes do tipo fasciculata ficam submersas na água, como é possível observar na Figura 2 (HARTHMAN *et al.*, 2019). Durante a primavera e o verão floresce emitindo uma pequena inflorescência do tipo espádice. Essas características fazem com que essa espécie, assim como outras de sua família, seja largamente utilizada para fins paisagísticos.

Figura 2 – Fotografias de exemplares de *Pistia stratiotes*.



Fonte: Autora (2022).

P. stratiotes é também conhecida pela sua rápida propagação. De acordo com Sculthorpe (1967), sua reprodução pode ocorrer de forma assexuada pela produção de estalões, ou de forma sexuada, realizando a dispersão de suas pequenas sementes liberadas em grandes quantidades, o que facilita a sua disseminação por grandes áreas.

Nas últimas décadas essa representante do gênero *Pistia* vem sendo utilizada em estudos que buscam medir o seu desempenho na despoluição de diversos tipos de efluentes, a exemplo dos trabalhos de Tumara (2014), e Santos (2019), empregando efluente nitrogenado e efluente têxtil, respectivamente, atestando a eficiência desse vegetal na remoção de nitrogênio, e na redução da demanda química de oxigênio, e do parâmetro físico-químico cor.

3.6.2 *Salvinia auriculata* Aubl.

Facilmente encontrada em água doce, a pteridófita *Salvinia auriculata* (Figura 3) pertence à família Salviniaceae sendo popularmente conhecida como samambaia aquática. Nativa da América do sul, essa erva aquática com distribuição neotropical possui registros nas cinco regiões do território nacional estando amplamente distribuída. Como descrito por Barbieri *et al.* (2020), *S. auriculata* possui

rizoma delgado com 0,1 cm de diâmetro, e um nó central de onde partem seus folíolos submersos. Seu pecíolo curto pode variar de 1 a 2 cm de comprimento, e suas pequenas folhas chamadas de frondes, são opostas e flutuantes, variando de 1,2 a 2,3 cm de comprimento, e de 1 a 2 cm de largura.

Figura 3 – Fotografia de mudas de *Salvinia auriculata*.



Fonte: Autora (2022).

Conhecida pela sua rápida disseminação, *S. auriculata* possui valor ornamental e é utilizada na composição de jardins e aquários. Seu processo reprodutivo pode ocorrer tanto de maneira assexuada (clonal), por meio de brotamento dos rizomas, quanto de maneira sexuada através de esporocarpos (SOTA, 1962).

No meio científico, seu potencial de tolerância e remoção de poluentes vem sendo explorado por alguns pesquisadores, a exemplo do estudo realizado por Oliveira (1998), que avaliou o efeito do cádmio sobre a absorção, a distribuição e a assimilação de enxofre nessa espécie. Além do ensaio realizado por Coelho (2017), que mediu a remoção de elementos químicos de água residuária proveniente da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) de Botucatu. Contudo, estudos com *S. auriculata* em sistemas de *wetlands* ainda são pouco comuns, principalmente quando essa tecnologia é utilizada para recuperação de cursos d'água.

4. METODOLOGIA

4.1 PROSPECÇÃO TECNOLÓGICA

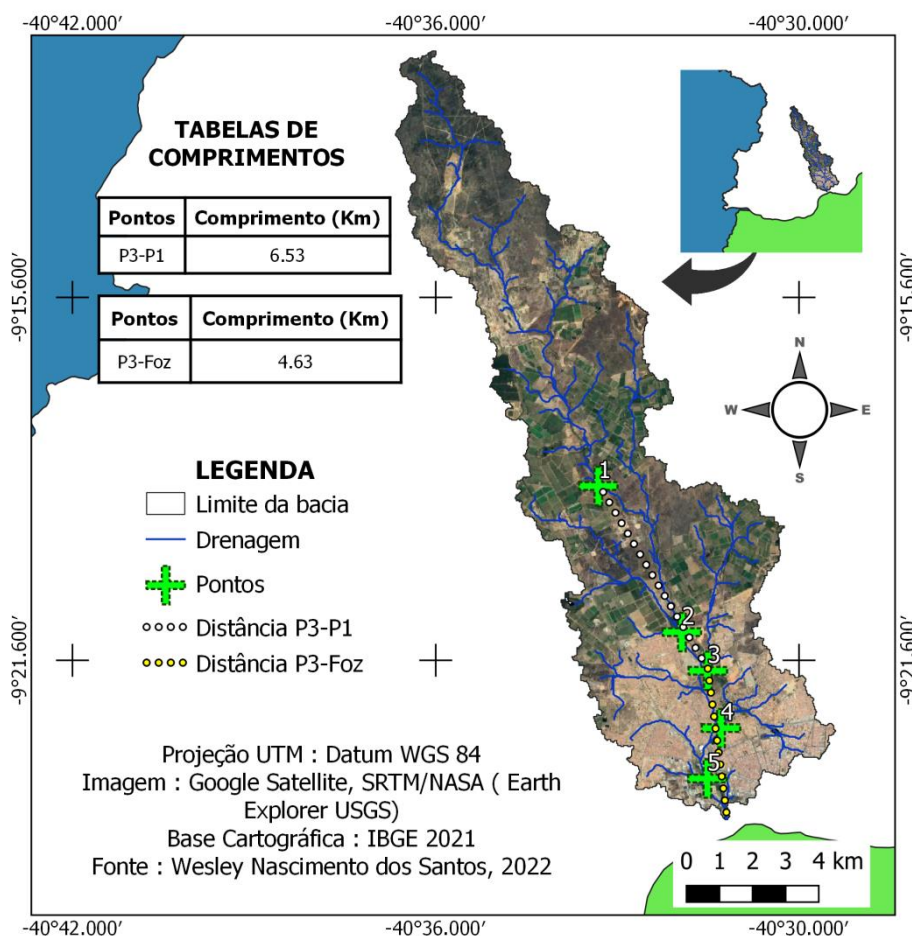
Para a prospecção tecnológica foram realizadas buscas de pedidos de patentes depositados na base de dados do Instituto Nacional da Propriedade Industrial – INPI; e nas bases internacionais Espacenet, e *World Intellectual Organization* (WIPO). A coleta de dados abrangeu o período de 1960 a 2021. Para as buscas nos bancos internacionais foram utilizados os descritores: “*Streams depollution*”, “*Macrophytes*”, e “*Wetlands*”. Para a realização das buscas no INPI foram aplicados os descritores: “Despoluição córregos”, “Macrófitas”, e “Alagados construídos”.

Em todas as bases de dados foi realizada a pesquisa avançada de cada termo, sem a aplicação de filtros. Foram utilizados os operadores booleanos “AND”, “OR”, e “NOT”, a fim de encontrar resultados mais precisos. Dessa forma, foi coletada uma grande quantidade de dados de patentes associadas a cada palavra-chave utilizada na pesquisa, o que possibilitou a realização da prospecção tecnológica de patentes com base nesses dados. Por fim, os resultados obtidos foram analisados e agrupados utilizando os critérios: bases de dados, classificação internacional de patentes (*International Patent Classification - IPC*) e país ou organização depositante.

4.2 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIACHO DAS PORTEIRAS

4.2.1 Pontos de amostragem

O riacho urbano escolhido para o monitoramento foi o Riacho das Porteiras, afluente do rio São Francisco, localizado no município de Petrolina, cidade da mesorregião São Francisco Pernambucano. Para esse estudo foram utilizados cinco pontos de amostragem ao longo do riacho, como mostra a Figura 4. O primeiro ponto (P1) corresponde à chegada do riacho à cidade, antes de percorrer o meio urbano. Enquanto o quinto e último ponto (P5) corresponde à foz do riacho. A Tabela 1 apresenta as coordenadas geográficas dos cinco pontos de amostragem.

Figura 4 – Mapa da localização dos cinco pontos amostrais.

Fonte: Santos (2022).

Tabela 1 – Coordenadas geográficas dos cinco pontos amostrais.

Ponto amostral	Código	Coordenadas geográficas
1 ^o	P1	S 09° 18.675' W 40° 31.513'
2 ^o	P2	S 09° 21.099' W 40° 31.935'
3 ^o	P3	S 09° 21.739' W 40° 31.506'
4 ^o	P4	S 09° 22.686' W 40° 31.289'
5 ^o	P5	S 09° 23.520' W 40° 31.513'

Fonte: Autoria própria (2021).

4.2.2 Coleta e análise das amostras

Para o monitoramento da qualidade da água do Riacho Porteiros, foram efetuadas três campanhas de coleta no ano de 2021 abrangendo o período seco e chuvoso. A primeira e a segunda campanha de coleta (período seco) foram efetuadas nos meses de agosto e setembro, respectivamente. Enquanto a terceira

campanha (período chuvoso) ocorreu em outubro, 48 horas após ocorrência de chuvas na região com precipitação máxima de 15,0 mm, segundo dados meteorológicos do banco de dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

Foram utilizados três tipos de frascos para a coleta das amostras: frasco de polietileno de 1 L para as análises físico-químicas (potencial hidrogeniônico (pH), cor, turbidez, condutividade elétrica (CE), e cloreto); frasco de vidro com volume de 2,5 L para análises de matéria orgânica como a demanda química de oxigênio (DQO), e demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), além dos nutrientes fósforo e nitrogênio amoniacal. Ademais foram coletadas amostras em frascos de rolha esmerilhada, para determinação de oxigênio dissolvido (OD) pelo método de Winkler, por fim, frascos âmbar de 500 ml preparados com ácido nítrico armazenaram amostras para a análise dos metais zinco (Zn), cobre (Cu), manganês (Mn), ferro (Fe), níquel (Ni), chumbo (Pb), cromo (Cr), e cádmio (Cd) pelo método de espectrometria de absorção atômica com chama. A temperatura da água foi obtida *in loco* antes de cada coleta.

Após a coleta, as amostras foram armazenadas em caixas térmicas e transportadas ao Laboratório de Engenharia Ambiental (LEA), no campus Juazeiro da Universidade Federal do Vale do São Francisco (UNIVASF), onde posteriormente foram analisadas. As amostras destinadas as análises de metais foram encaminhadas ao Laboratório Agroambiental da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Semiárido), para realização da análise. Todos os procedimentos analíticos foram adotados do *Standard Methods for Examination Water and Wastewater* (APHA, 2012).

4.2.3 Análise dos resultados

Após o final dos ensaios laboratoriais, os resultados foram tabulados utilizando a ferramenta Microsoft Office Excel e calculadas as médias aritméticas simples das duas coletas realizadas no período seco foi calculada. Em seguida, os valores foram comparados aos padrões preconizados pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA N° 357, de 17 de março de 2005. Os pontos amostrais considerados adequados perante a legislação foram aqueles que apresentaram valores correspondentes ao postulado pelo CONAMA para águas doce de classe 3 nos dois períodos avaliados (seco e chuvoso). Essa classificação

foi adotada com base na qualidade requerida para seu uso e na classificação de ambientes aquáticos semelhantes já descritos na literatura.

Posteriormente foi calculado o índice de estado trófico (IET) de cada ponto do riacho, utilizando a Equação (1) (LAMPARELLI, 2004).

$$\text{IET (PT)} = 10 \left[6 - \frac{(0,42 - 0,36 \times \ln \text{PT})}{\ln 2} \right] - 20 \quad (1)$$

Onde:

PT: Concentração de fósforo total medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$;

ln: Logaritmo natural;

Para classificar o estado trófico do corpo hídrico de acordo com valor da IET foi utilizada a classificação para rios segundo o índice de Carlson (1977), adaptado de Lamparelli (2004), onde são classificados seis graus de trofias, levando em consideração o IET com os valores calculados de fósforo total, como exposto na Tabela 2.

Tabela 2- Classificação do estado trófico para rios segundo índice de Carlson (1977).

Estado Trófico	IET (PT)
Ultraoligotrófico	$\text{IET (PT)} \leq 13$
Oligotrófico	$13 < \text{IET (PT)} \leq 35$
Mesotrófico	$35 < \text{IET (PT)} \leq 137$
Eutrófico	$137 < \text{IET (PT)} \leq 296$
Supereutrófico	$296 < \text{IET (PT)} \leq 640$
Hipereutrófico	$640 < \text{PT}$

Fonte: Adaptado de Lamparelli (2004).

4.3 WETLANDS EM ESCALA DE BANCADA

Foram montados quatro protótipos de *wetlands* em escala de bancada para a realização de ensaios laboratoriais. O experimento foi executado no viveiro do campus Juazeiro da Universidade Federal do Vale do São Francisco (UNIVASF) com o intuito de garantir a incidência de luz solar nas espécies vegetais em um ambiente protegido.

4.3.1 Coleta

A coleta para o abastecimento das quatro unidades de *wetlands* foi realizada no dia 16 de dezembro de 2022 no ponto dois (P2) do Riacho das Porteiras (Figura 5), ponto escolhido devido seu índice de estado trófico durante o período de monitoramento. Com auxílio de baldes e funis de plástico foram coletados em garrafões 130 litros de água destinados ao abastecimento dos quatro protótipos. Além disso, visto que essa é a entrada do sistema, foram coletados também amostras para a realização das análises físico-químicas; matéria orgânica; nutrientes, e metais pesados em frascos específicos para cada uma dessas metodologias. Ao fim da coleta as amostras foram armazenadas em caixas térmicas e encaminhadas ao Laboratório de Engenharia Ambiental da UNIVASF.

Figura 5 – Fotografia do ponto de coleta (P2).



Fonte: Autoria própria (2022).

4.3.2 Montagem do experimento

Para a montagem dos protótipos foram utilizadas quatro caixas plásticas transparentes com capacidade de 60 litros cada e dimensões de 55 cm (C)x 40 cm (L)x 27,5 cm (H) (Figura 6). As unidades foram enumeradas de 1 a 4 para melhor identificação, sendo as unidades 1 e 2 abastecidas com 28,6 L cada da água a ser tratada, enquanto que as unidades 3 e 4 foram abastecidas com 36,3 L cada. A diferença de volume se deu devido às características morfológicas da espécie vegetal que foi adicionada em cada unidade.

Figura 6 – Fotografia dos recipientes utilizados para montagem dos protótipos.



Fonte: Autoria própria (2022).

Nas unidades 1 e 2 foram adicionadas exemplares de *Salvinia auriculata*, espécie que possui um sistema radicular pequeno, em vista disso, essas unidades foram projetadas com uma lâmina d' água menor (13 cm). Enquanto que as unidades 3 e 4 foram vegetadas por *Pistia stratiotes*, que possui o sistema radicular maior e necessita de uma maior lâmina d' água (16,5 cm).

Os protótipos foram operados em batelada e com o intuito de testar a influência da densidade de macrófitas na eficiência do sistema, foram utilizadas duas densidades, sendo as unidades 1 e 3 com cobertura vegetal inicial de 50% da superfície, e as unidades 2 e 4 com densidade inicial referente a 75% da superfície do protótipo. A Figura 7 mostra as quatro unidades logo após a montagem do experimento.

Figura 7 – Fotografia das quatro unidades experimentais montadas.



Fonte: A autoria própria (2022).

4.3.3 Monitoramento e análise

As quatro unidades foram monitoradas diariamente ao longo de dez dias, e para que esse processo fosse realizado de maneira mais eficaz foi desenvolvida uma ficha de monitoria (Anexo A) para cada uma das quatro unidades contendo os seguintes tópicos: data, horário, temperatura do local, temperatura da água, ocorrência de chuva nas últimas 24h, presença de insetos ou outros animais, além de espaço para possíveis observações. O monitoramento foi efetuado duas vezes ao dia, no período matutino e vespertino.

Além dos tópicos já citados observou-se também a taxa de reprodução das macrófitas, a metodologia utilizada nas unidades vegetadas por *Pistia stratiotes* foi a contagem diária do número de mudas, enquanto nas unidades vegetadas por *Salvinia auriculata*, devido ao pequeno diâmetro das mudas, foi medido o aumento da densidade, conforme metodologia de Tumara (2014). Com o auxílio de um bastão de vidro os espécimes de *S. auriculata* foram posicionados lado a lado e utilizando a trena métrica foi possível medir quantos centímetros de cobertura vegetal havia na unidade.

Todas as análises realizadas para determinar a eficiência dos protótipos, bem como a frequência com que foram realizados estão dispostos na Tabela 3.

Tabela 3 – Parâmetros e frequência de análise ao longo do experimento.

Parâmetro	Frequência de coleta e análise
Temperatura	Diariamente
pH	Diariamente
Cor	Diariamente
Turbidez	Diariamente
Condutividade Elétrica (CE)	Diariamente
DQO	Quatro vezes
Nitrogênio amoniacal	Quatro vezes
Fósforo	Cinco vezes
DBO	Duas vezes
Cloreto	Duas vezes
Oxigênio dissolvido	Duas vezes
Metais	Duas vezes
Crescimento da raiz de <i>Pistia stratiotes</i>	A cada dois dias
Número de mudas de <i>Pistia stratiotes</i>	A cada dois dias
Densidade de <i>Salvinia auriculata</i>	A cada dois dias

Observação: Para os parâmetros avaliados duas vezes ao longo do experimento, foram coletadas amostras no primeiro e último dia de funcionamento dos protótipos.

Fonte: Autoria própria (2023).

Para os ensaios diários foram coletados aproximadamente 40 mL de cada unidade e 250 mL para os demais ensaios realizados ao longo do experimento, no décimo e último dia de monitoramento, foram coletados 4,5 L conforme a metodologia de cada análise. Todas as retiradas foram realizadas durante o turno matutino e após homogeneização do meio com auxílio de um bastão de vidro. Assim como na etapa de monitoramento do Riacho das Porteiras, os exames laboratoriais foram efetuados no LEA, Campus Juazeiro (UNIVASF), exceto as análises de metais que foram realizadas no Laboratório Agroambiental da Embrapa Semiárido.

Os dados obtidos com o monitoramento foram tabulados utilizando a ferramenta Microsoft Office Excel e a variação dos parâmetros foi avaliada e comparada com os padrões estabelecidos pela legislação vigente (Resolução CONAMA nº 357/05). Ademais, utilizando os valores de fósforo total foi calculado o IET (PT), utilizando a equação de Lamparelli (2004) (Equação 1).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 PROSPECÇÃO TECNOLÓGICA

Os resultados obtidos com as buscas estão expostos na Tabela 4. A base de dados que apresentou o maior número de resultados foi a WIPO, totalizando 80% dos pedidos de patentes depositados que correspondem aos termos pesquisados. Já a base de dados INPI exibiu o menor número de resultados correspondendo a 1,4% dos resultados obtidos com as buscas. No que diz respeito aos descritores, “*Wetlands*” ou “Alagados construídos” apresentaram o maior número de resultados somando os pedidos das três bases de dados totalizando 87,1%, já os termos “*Streams depollution*” ou “Despoluição córregos” resultaram no menor número de processos sendo 2,23% do total.

Tabela 4 - Distribuição de patentes em cada base de dados correspondentes aos descritores.

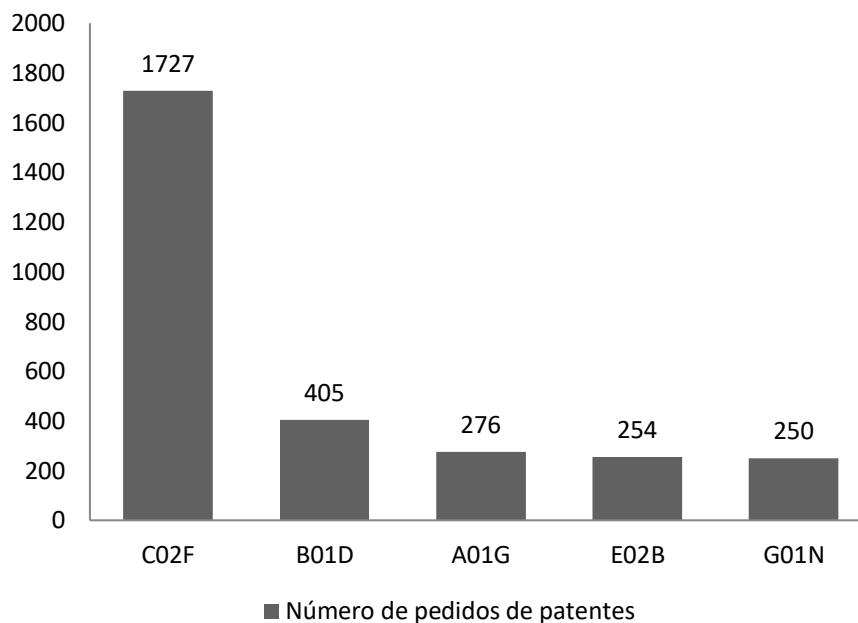
Descritores	WIPO	Espacenet	INPI
<i>Streams depollution</i> ou Despoluição córregos	64	27	43
<i>Wetlands</i> ou Alagados construídos	4.235	892	30
<i>Macrophytes</i> ou Macrófitas	489	124	10
Total de resultados	4.788	1.043	83

Fonte: Autoria própria (2021).

A discrepância nos números de resultados entre as bases de dados está associada às particularidades de cada banco, além da abrangência de mercado, visto que o WIPO é uma plataforma que possui um vasto alcance internacional, enquanto a base Espacenet tem foco nos depositantes do continente europeu, e o Instituto Nacional de Propriedade Intelectual demonstrou uma predominância de registros nacionais.

Criada a partir do Acordo de Estrasburgo (1971) a *International Patent Classification* (IPC) é o sistema de classificação internacional estruturado em classes, subclasses, grupos principais e subgrupos. De acordo com o INPI (2018) a IPC possui cerca de 70 mil grupos. As subclasses encontradas durante as buscas na plataforma WIPO e suas definições estão dispostas na Figura 8.

Figura 8 - Gráfico da classificação IPC dos pedidos de patentes depositados na base WIPO.

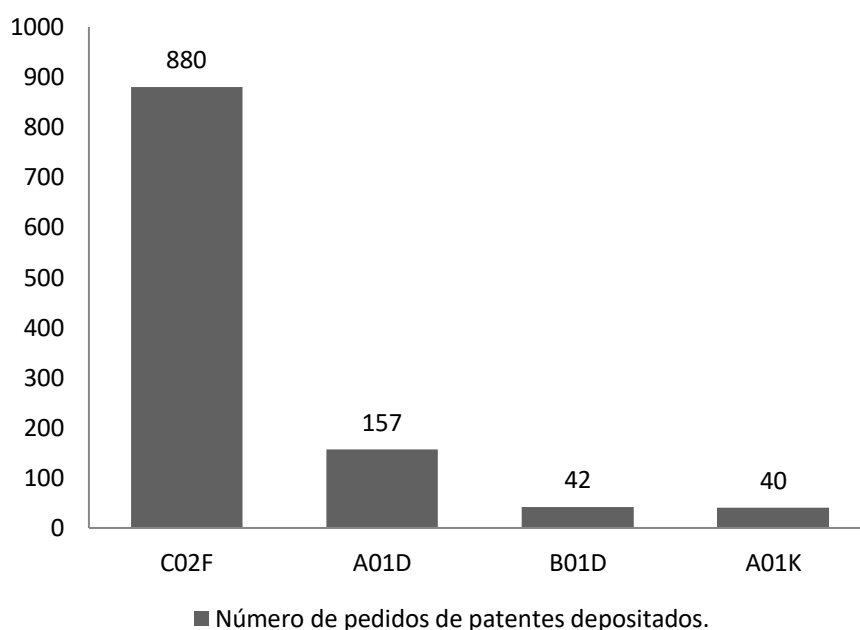


C02F: tratamento de água, águas residuais, esgotos, ou lamas e lodos. B01D: separação, que não a de sólidos de outros sólidos, nos processos ou aparelhos físicos, ou químicos em geral. A10G: horticultura, cultivo de vegetais, flores, frutas, vinhas lúpulos ou alvas, silvicultura, e irrigação. E02B: Engenharia hidráulica. G01N: investigação ou análise dos materiais pela determinação de suas propriedades químicas ou físicas. Fonte: Autoria própria (2021).

A subclasse C02F apresentou o maior número de patentes associadas aos termos pesquisados, com 59,31% dos resultados na base WIPO. Em seguida, o código de classificação B01D foi o segundo mais associado às buscas com 13,91%. Ademais, A10G foi o terceiro código mais associado aos descritores “*Macropytes*”, “*Wetlands*”, e “*Streams depollution*”, correspondendo a 9,48% do total.

O número de pedidos de patentes associados às quatro subclasses que se destacaram na base de dados Espacenet estão presentes na Figura 9. Diferente da plataforma WIPO, a Espacenet apresentou em seus resultados as subclasses A01D e A01K que representaram, respectivamente, 14,03% e 3,57% do total de resultados na base. Essas subclasses estão associadas principalmente à busca utilizando o descritor “*Macropytes*” já que essas espécies vegetais são utilizadas em viveiros de piscicultura.

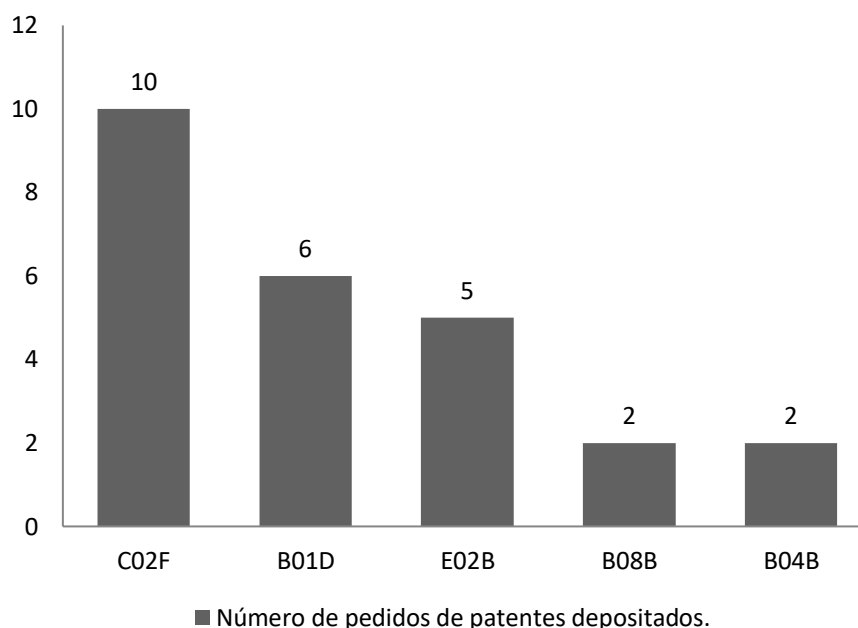
Figura 9 – Gráfico da classificação IPC dos pedidos de patentes depositados na Espacenet.



C02F: tratamento de água, águas residuais, esgotos, ou lamas e lodos. A01D: colheita e segadura no ramo da agricultura. B01D: separação, que não a de sólidos de outros sólidos, nos processos ou aparelhos físicos, ou químicos em geral. A01K: pecuária, tratamento de aves, peixes, insetos, piscicultura, criação ou reprodução de animais. Fonte: Autoria própria (2021).

Na Figura 10, estão as principais subclasses associadas aos três termos pesquisados na base INPI. Com destaque para os códigos B08B e B04B, que não apareceram nas bases internacionais e estão ligados ao termo de “despoluição” pesquisado, ambos os códigos juntos estão relacionadas a 16% dos resultados.

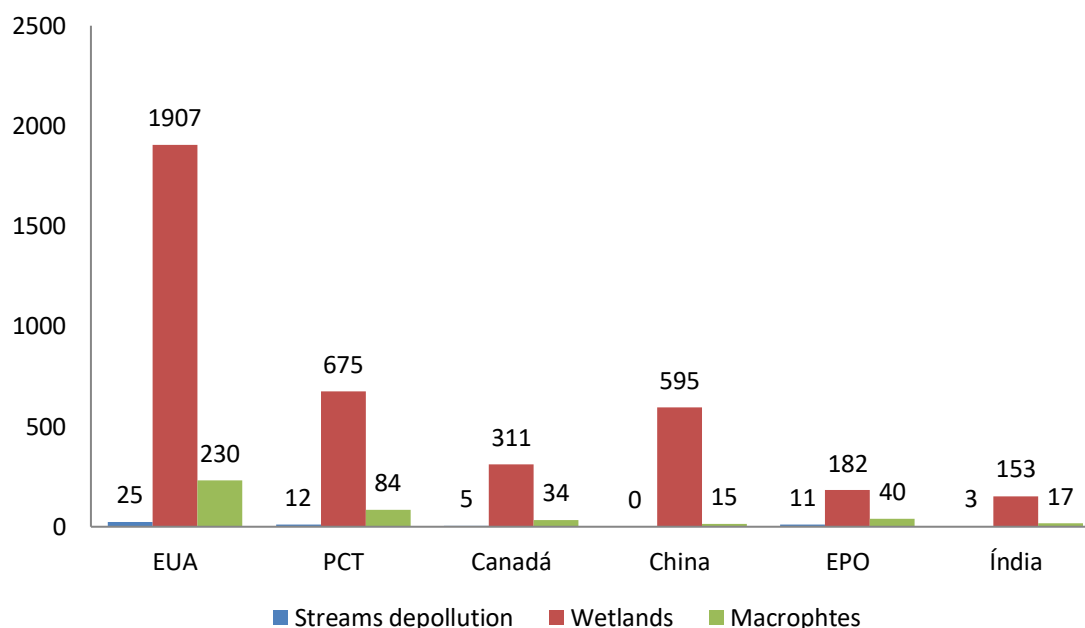
Figura 10 – Gráfico da classificação IPC das patentes depositadas na base INPI.



C02F: tratamento de água, águas residuais, esgotos, ou lamas e lodos. A01D: colheita e segadura no ramo da agricultura. B01D: separação, que não a de sólidos de outros sólidos, nos processos ou aparelhos físicos, ou químicos em geral. E02B: engenharia hidráulica. B08B: tratam de limpeza e prevenção a sujeiras em geral. B04B: máquinas ou aparelhos para separar, misturar, secar, extrair, e purificar ou tratar. Fonte: Autoria própria (2021).

O descritor “*Wetlands*” resultou na maior quantidade de pedidos nas duas bases de dados internacionais, bem como a classificação IPC mais associada aos processos foi à subclasse C02F, que abrange a área de tratamento de água e esgoto. Ambos os resultados são reflexos da tendência mundial de procura por tecnologias alternativas eficientes, de baixo custo e sustentáveis para a melhoria dos sistemas de drenagem, e para a despoluição de águas urbanas, visto que os *wetlands* quando vegetados por plantas ornamentais, agregam também valor estético aos centros urbanos (CALHEIROS *et al.*, 2015; JYOTHI e SURESHKUMAR, 2016).

Outra forma de se avaliar o estado da técnica é analisar os depositantes dos pedidos de patentes. Desse modo, a Figura 11 traz os principais depositantes na base WIPO.

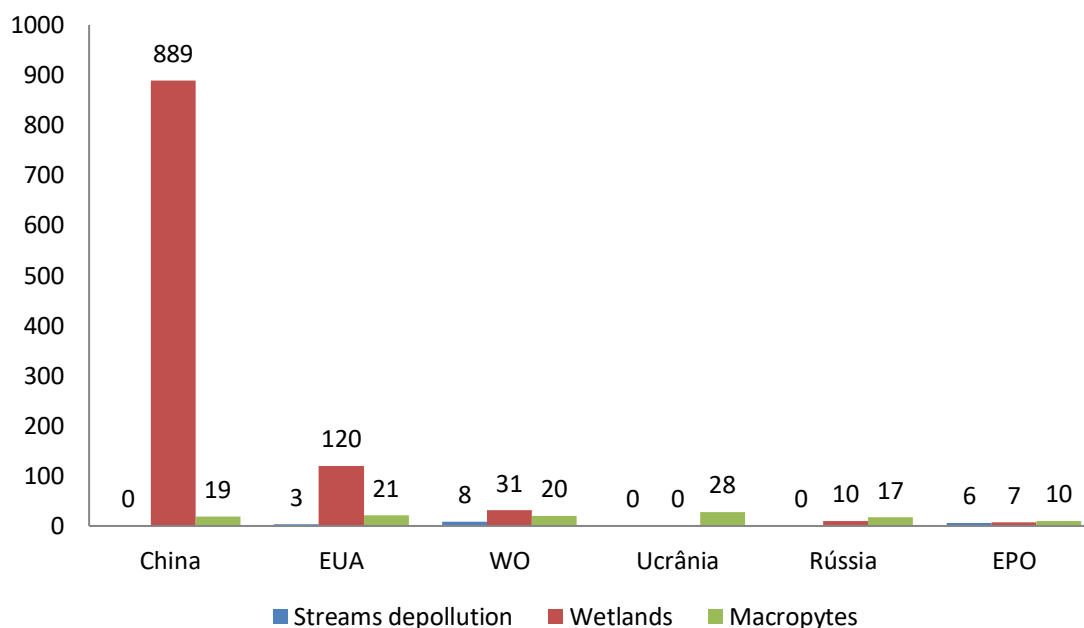
Figura 11 – Depósito de pedidos de patentes por país ou organização na WIPO.

Fonte: Autoria própria (2021).

O maior volume de depósitos pertence aos Estados Unidos da América (EUA), com o total de 2.162 processos de patentes, sendo cerca de 88% desse volume, correspondente a busca por “*Wetlands*”. A organização *Patent Cooperation Treaty* (PCT), com 771 pedidos é o segundo maior depositante. Em terceiro lugar, a China com cerca de 98% dos seus depósitos correspondentes ao termo “*Wetlands*”. Seguida do Canadá, da organização *European Patent Office* (EPO), e da Índia.

Os depositantes que se destacaram nas buscas realizadas no Espacenet e o seus volumes de depósitos estão expostos na Figura 12.

Figura 12 – Depósito de pedidos de patentes por país ou organização na Espacenet.



Fonte: Autoria própria (2021).

Com um total de 908 processos depositados, a China é o país com maior número de resultados, sendo que 98% desse volume equivalem à busca utilizando o descritor “*Wetlands*”. Em segundo lugar com total de 144 depósitos estão os EUA, seguido pela *World Intellectual Property Organization* (WIPO), organização com números mais expressivos. Ademais, Ucrânia, Rússia, e *European Patent Office* (EPO), também apresentaram processos em sua maioria relacionada ao descritor “*Macropytes*”.

Constata-se que entre os depositantes a China e os Estados Unidos possuem os maiores números de processos de patentes correspondentes as buscas. Segundo estudo realizado por Andaku (2021), essa duas nações, seguidas de Japão, Coreia do Sul, e Alemanha possuem a maior quantidade de patentes de invenção, apresentando nas duas primeiras décadas do século XXI os maiores índices de desenvolvimento e inovação tecnológica. Esses indicadores são o reflexo do investimento realizado por esses países. Dados de 2018 do Instituto de Estatística da Organização das Nações Unidas para a Educação, Ciência e a Cultura (UNESCO), apontam que China e EUA juntos são responsáveis por 62% do investimento mundial em pesquisa e desenvolvimento.

Por fim, com base nos resultados obtidos nas bases internacionais, é evidente que o Brasil ainda não possui relevância mundial nesse setor. O pouco investimento em inovação, se comparado a outras nações, pode ser a causa dos poucos depósitos nacionais. Visto que, segundo o Fórum Econômico Mundial (2018), que tem como base dados da UNESCO, o país investe US\$ 42,1 bilhões ao ano em pesquisa e desenvolvimento, valor que corresponde a 2,3% do investimento global.

Na contramão da tendência internacional, no banco INPI o descritor “Alagados construídos”, utilizado como sinônimo de *wetlands*, não resultou em uma quantidade expressiva de pedidos depositados. Desse modo, é possível inferir que essa tecnologia apesar de amplamente difundida em países desenvolvidos, e indicada para países em desenvolvimento pela sua baixa exigência energética e pela facilidade na sua operação e manutenção, esse sistema de tratamento ainda não é largamente aplicado em território nacional (SEZERINO *et al.*, 2015; SEZERINO, 2006).

Contudo, a existência de pedidos de patentes associados ao sistema de alagados construídos retrata o interesse crescente no tema nas últimas décadas, o que faz com que essa seja uma área promissora para o desenvolvimento de pesquisas, e o surgimento de inovações associadas ao tema.

Desse modo, essa prospecção tecnológica foi anteriormente apresentada durante o VI Congresso Baiano de Engenharia Sanitária e Ambiental, realizado em setembro de 2021.

5.2 MONITORAMENTO DO RIACHO DAS PORTEIRAS

Os resultados referentes às análises físico-químicas realizadas durante o monitoramento do Riacho das Porteiras estão dispostos na Tabela 5.

Tabela 5 – Resultados das análises físico-químicas do período seco e chuvoso.

Ponto	pH		Cor (μC)		Turbidez (NTU)		CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)		Cloreto (mg/L)	
	PS	PC	PS	PC	PS	PC	PS	PC	PS	PC
P1	7,02	7,48	41,55	59,5	2,3	2,46	696,65	620,9	231,99	191,09
P2	7,42	7,62	237,55	438	437,5	296	679,8	1099	257,8	276,82
P3	7,20	7,99	432,5	454	719	74,0	769,95	1681	381,99	512,58
P4	7,38	7,81	221,75	284	54,2	39,9	682,5	1245	315,76	342,93
P5	7,40	8,09	37,65	375	249,3	178	774,7	1407	307,6	272,89

PS: Média do parâmetro durante o período seco; PC: Valor do parâmetro no período chuvoso.

Fonte: Autoria própria (2021).

Os valores de pH obtidos em todos os pontos do riacho, tanto no período seco quanto no período chuvoso, estão de acordo com o estabelecido pela legislação. Visto que para manutenção da vida aquática em águas doce de classe 3, o CONAMA determina faixa de pH ideal entre 6,0 e 9,0 (BRASIL, 2005).

O teor de material particulado na água foi avaliado por meio da cor e turbidez. Em relação à cor, apenas P1 exibiu valores menores que 75 mg Pt.L⁻¹ (equivalente a 75 unidade de cor (μC)), o máximo para o parâmetro. P5 no período de estiagem também se adequou ao padrão, contudo, no período chuvoso o valor obtido foi dez vezes maior. A relação entre a precipitação e o aumento desse parâmetro pode ser explicada em razão do transporte de sedimentos que ocorre com as chuvas, principalmente quando há o transbordamento desses corpos hídricos, o que se verifica no Riacho das Porteiras, acarretando na lavagem de regiões terrestres próximas, e por consequência, o carreamento de particulados alóctones para o curso d' água (REBOUÇAS, 2002).

Ainda de acordo com o CONAMA, quanto à turbidez P1 e P4 apresentam valores satisfatórios, os demais pontos não estão adequados à legislação, que postula 100 Unidades Nefelométricas de Turbidez (NTU) como limite para essa classe (BRASIL, 2005). A turbidez elevada é prejudicial ao ambiente aquático conferindo a ele aparência turva, podendo reduzir a penetração da luz dificultando o processo de fotossíntese (ARAÚJO e OLIVEIRA, 2013). Os valores elevados encontrados ao longo do riacho indicam possíveis alterações na dinâmica hidrossedimentométrica, como consequência da erosão, que pode ou não estar relacionada às atividades humanas (LUÍZ; PINTO; SCHEFFER, 2012; SANTOS e CUNHA, 2015). Nota-se também a diminuição da turbidez no período chuvoso em

quatro dos cinco pontos, esse quadro se deu provavelmente pela diluição de detritos orgânicos por consequência da precipitação.

Na legislação brasileira não existem padrões quanto à condutividade elétrica em corpos hídricos, contudo, tendo como base a literatura especializada, valor de CE superior a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pode ser um indicativo de ambientes impactados, já condutividade igual ou acima de 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ é característica de cursos d' água que recebem elevadas cargas de efluentes domésticos e industriais (LIBÂNIO, 2005). Durante o monitoramento, todos os pontos apresentaram alta CE, e em quatro dos cinco pontos houve um aumento durante o período de chuva, com valores superiores a 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, o que pode ser explicado após uma breve análise nos resultados da determinação de metais disponível na Tabela 9. De acordo com Libânio (2005), a CE está associada à presença de compostos dissolvidos que se dissociam em ânions e cátions, geralmente íons de ferro e manganês, ambos os metais que apresentaram maiores concentrações no período chuvoso durante o monitoramento.

Tendo que o valor máximo para cloreto em águas doce de classe 3 é 250 mg/L conforme resolução nº 357/05 do CONAMA (BRASIL, 2005), apenas o P1 exibiu concentrações que correspondem a essa exigência. Os demais pontos possuem valores que excedem o ideal. Uma hipótese para o alto teor de cloreto é a influência das condições climáticas da região, principalmente a alta evaporação devido a longos períodos de estiagem, associada ao curto período chuvoso. Além disso, o lançamento de águas residuais tanto de origem doméstica quanto industrial também contribui para o aumento da salinidade (LIBÂNIO, 2005). O P3 apresentou maiores concentrações de cloretos em ambos os períodos, uma possível consequência de ser ponto receptor de um grande fluxo de cargas, visto que esse ponto encontra-se a montante de duas estações de tratamento de esgotos da cidade, a ETE João de Deus e a ETE do Antônio Cassimiro recebendo seus efluentes tratados.

Na Tabela 6, estão dispostos os valores de fósforo, nitrogênio amoniacal, e o IET dos períodos analisados.

Tabela 6 – Resultados das análises de fósforo, nitrogênio, e o índice de estado trófico (IET) dos períodos seco e chuvoso.

Ponto	Fósforo (mg/L)		IET (PT)		Nitrogênio amoniacal (mg/L)	
	PS	PC	PS	PC	PS	PC
P1	2,3	≤ 0,5	73,3	66,4	18,86	15,31
P2	26,1	7,3	87,0	80,4	61,27	76,53
P3	25,95	6,9	87,0	80,0	70,93	88,85
P4	23,2	2,1	86,4	73,8	51,68	74,48
P5	24,05	4,2	86,6	77,5	50,78	74,67

PS: Média do parâmetro durante o período seco; PC: Valor do parâmetro no período chuvoso.

Fonte: Autoria própria (2021).

Como descrito pelo CONAMA a concentração máxima de fósforo para ambientes lóticos é de 0,15 mg/L. Dito isso, todos os pontos não se adequam como classe 3. Uma das principais razões para a presença desse macronutriente nos ecossistemas aquáticos que sofrem com as ações antrópicas, são as descargas de esgotos sanitários, compostos por detergentes superfosfatados amplamente utilizados nas residências e a própria matéria fecal rica em proteínas (SOUSA *et al.*, 2000). Entre os cinco pontos amostrais, o P1 apresentou a menor concentração de fósforo, um reflexo de sua localização, uma vez que não se encontra no perímetro urbano, e não recebe o mesmo volume de cargas que os demais trechos do riacho.

Os valores ideais de nitrogênio amoniacal variam conforme o pH, quanto mais básico o meio menor será o valor máximo ideal de nitrogênio. Dessa forma, para enquadrar-se como classe 3, os valores desse nutriente durante o período seco não deveriam ultrapassar 13,3 mg/L, e no período chuvoso 5,6 mg/L o que não acontece em nenhum dos pontos, evidenciando a contaminação do riacho por esse parâmetro. De acordo com Vasco (2011), esse macronutriente é também indicador de poluição orgânica doméstica. O alto teor de nitrogênio bem como o de fósforo, podem gerar graves consequências para o equilíbrio do ecossistema aquático, como o processo de eutrofização, provocando um aumento na produtividade do ambiente, como a proliferação excessiva de algas (ESTEVES, 1988).

Tendo como base as concentrações de fósforo foi calculado o Índice de Estado Trófico que classificou o riacho como mesotrófico, sendo todos os índices obtidos inclusos no intervalo entre 35 e 137. De acordo com Lamparelle (2004), esse nível de trofia é caracterizado por uma produtividade intermediária, tendo possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos

casos. Melo *et al.* (2019) avaliando o IET do riacho Queima Pé em Tangará da Serra no Mato Grosso, obteve resultado semelhantes, dos dez pontos avaliados oito foram classificados como mesotróficos e dois como eutróficos.

Mesmo o grau mesotrófico sendo considerado aceitável esse corpo hídrico requer atenção, principalmente levando em consideração a localização do Riacho das Porteiras, região predominantemente agrícola, e como já colocado por Barreto *et al.* (2013), a utilização de adubos químicos ou orgânicos em excesso nas proximidades de rios ou riachos acabam sendo transportados para os cursos d'água, aumentando a concentração dos nutrientes, ocasionando alterações indesejáveis.

Para um melhor diagnóstico do Riacho das Porteiras, é importante quantificar o teor de matéria orgânica no ambiente aquático dispostos na Tabela 7.

Tabela 7 – Resultados das análises de DQO, DBO e OD no período seco e chuvoso.

Ponto	DQO (mgO ₂ /L)		DBO ₅ (mgO ₂ /L)		OD (mgO ₂ /L)	
	PS	PC	PS	PC	PS	PC
P1	40,80	<LD	8,25	0	0,09	0
P2	435,39	172,03	160	87,5	0,04	0
P3	300,07	72,51	57,5	75	0,03	0
P4	139,87	13,04	133,75	46	0	0
P5	236,66	<LD	167,5	47	0	0

PS: Média do parâmetro durante o período seco; PC: Valor do parâmetro no período chuvoso;

Observação: "LD" significa o limite de detecção do método.

Fonte: Autoria própria (2021).

A legislação brasileira não estabelece diretriz quanto à demanda química de oxigênio, embora autores como Chapman e Kimstach (1996) apontam o limite de 20 mgO₂/L de DQO para águas superficiais não poluídas, e sugerem que valores até 200 mgO₂/L são indicadores de águas receptoras de efluentes. Adotando os valores recomendados por Chapman e Kimstach, todos os pontos apresentaram valores acima do aconselhado. P2, P3, e P4 apresentaram DQO superior a 230 mgO₂/L. Os menores valores detectados correspondem ao período chuvoso, com destaque para o P1 e P5 que apresentaram valores ínfimos, diferente de P2, ponto a montante da ETE João de Deus, cuja DQO é a mais alta entre todos os pontos em ambos os períodos. Tozzo (2014) encontraram valores semelhantes em trecho do riacho Japira localizado no meio urbano do município de Apucarana no Paraná o qual apresentou DQO de 525,72 mgO₂/L.

Quanto a Demanda Bioquímica de Oxigênio, o CONAMA (BRASIL, 2005) determina valor máximo para DBO_5 de 10 mgO_2/L , desse modo, apenas P1 está adequado quanto a esse parâmetro, visto que autores como Mcneely *et al.* (1979) e Perez (1992) reforçam esse padrão, relatando que águas superficiais com níveis maiores do que 10 mg/L de O_2 são consideradas como poluídas em função do aporte da quantidade de material orgânico degradável. Quanto à influência da precipitação, quatro dos cinco pontos sofreram uma redução de DBO no PC, com maiores reduções em P1 e P5, com 100% e 71% de diminuição, respectivamente, em relação ao período de estiagem. Quadro semelhante ao observado por Fia *et al.* (2015) ao analisar oito pontos ao longo da Bacia do Ribeirão Vermelho, em Minas Gerais, e os maiores valores de DBO ao longo do monitoramento foram obtidos no período com menor incidência de chuvas. Ainda segundo os autores, isso se deve ao conseqüente aumento na concentração dos poluentes em razão das menores vazões nos cursos de água.

Quanto ao teor de OD, todos os pontos avaliados não se adequam a legislação, pois o valor mínimo estipulado é de 4 mgO_2/L (BRASIL, 2005). Uma observação importante é que na primeira coleta do período seco, o OD foi medido *in loco* utilizando o oxímetro portátil nos três primeiros pontos visitados (P1, P2, e P3), devido a problemas com o equipamento, nas demais coletas a determinação de OD foi realizada por meio do método de Winkler. Nota-se que o maior valor de oxigênio dissolvido detectado se mostrou 44 vezes menor do que o ideal. O baixo teor de OD pode estar relacionado com os elevados valores de nitrogênio amoniacal, visto que concentrações consideráveis do íon amônio provocam a redução do oxigênio dissolvido consumido no processo de nitrificação durante o ciclo do nitrogênio (LIBÂNIO, 2005).

Além do teor de matéria orgânica, outro importante parâmetro é a concentração de metais, principalmente metais pesados. Como colocado por Costa *et al.* (2008), a presença de grande quantidade desses elementos tóxicos no ambiente aquático pode provocar danos em organismos devido à retenção dessas substâncias através do processo de biomagnificação. As concentrações de metais determinadas durante o período seco no Riacho das Porteiras estão dispostas na Tabela 8.

Tabela 8 – Resultados da determinação de metais durante o período seco em mg/L.

Pontos	Zn	Cu	Mn	Fe	Ni	Pb	Cr	Cd
P1	0,049	0,006	0,047	0,019	<LD	<LD	<LD	<LD
P2	0,007	0,003	0,010	0,010	<LD	<LD	<LD	<LD
P3	0,017	0,005	0,015	0,015	<LD	<LD	<LD	<LD
P4	0,021	0,003	0,049	0,290	<LD	<LD	<LD	<LD
P5	0,018	0,011	0,042	0,180	<LD	<LD	<LD	<LD

Observação: “LD” significa o limite de detecção do método.

Fonte: Autoria própria (2021).

As concentrações de todos os metais detectados estão em conformidade com a resolução nº 357/05 do CONAMA (BRASIL, 2005). Foram identificados valores de zinco cujo limite estabelecido é 5 mg/L⁻¹, além do cobre com valor máximo de 0,013 mg/L⁻¹, manganês e ferro, tendo como padrões até 0,5 mg/L⁻¹ e 5,0 mg/L⁻¹, respectivamente. Os valores encontrados apontam a não contaminação do riacho por esses metais durante o período do monitoramento.

Em águas superficiais o zinco é geralmente encontrado preso ao material em suspensão e é considerado essencial para a fauna, em virtude da sua importância para nutrição animal, contudo, sua toxicidade é dada em elevadas concentrações e se amplia se combinado a outros metais em meio aos processos de beneficiamento (extração e concentração de zinco), além de sua presença em efluentes industriais, em especial resíduos de atividades metalúrgicas (FILHO, 2008).

Detectado com teores ainda menores do que Zn, o cobre é um elemento cujas fontes em corpos de águas superficiais podem advir da corrosão de tubulações usadas nos sistemas de distribuição de água (BITTAR, 2008), além da utilização de defensivos químicos próximos a esses cursos d’ água (LUIZ-SILVA, 2006). Durante o período seco, o P5, foz do riacho localizada no distrito industrial do município, apresentou concentração de Cu próxima ao teor limite. Resultados distintos dos encontrados por Araújo e Oliveira (2013) no riacho Cavouco da Universidade Federal de Pernambuco, onde não foram detectados concentrações de Cu e Zn em nenhum dos cinco pontos monitorados durante o período de estiagem.

As concentrações de metais determinadas no Riacho das Porteiras durante o período chuvoso estão expostas na Tabela 9.

Tabela 9 – Resultados da determinação de metais durante o período chuvoso em mg/L.

Pontos	Zn	Cu	Mn	Fe	Ni	Pb	Cr	Cd
P1	0,019	<LD	0,039	0,543	<LD	<LD	<LD	<LD
P2	0,19	<LD	0,112	0,455	<LD	<LD	<LD	<LD
P3	0,021	<LD	0,164	1,529	<LD	<LD	<LD	<LD
P4	0,012	<LD	0,103	1,673	<LD	<LD	<LD	<LD
P5	0,027	<LD	0,100	1,902	<LD	<LD	<LD	<LD

Observação: “LD” significa o limite de detecção do método.

Fonte: Autoria própria (2021).

Durante o período chuvoso apenas três metais foram detectados, sendo eles zinco, manganês e ferro. Todas as concentrações enquadram-se no preconizado pelo CONAMA (Resolução nº 357/05), contudo é perceptível uma discrepância entre os valores encontrados no período de estiagem e período chuvoso, principalmente nos valores de ferro e manganês, o que corrobora com o aumento da condutividade elétrica durante esse mesmo período.

No que se refere ao teor de manganês no riacho, quatro pontos apresentaram uma maior concentração de Mn no período em que ocorreram as precipitações, exceto em P1, ponto cujo teor desse metal sofreu uma diminuição de aproximadamente 15,4%. Por outro lado, os pontos P2 e P3 apresentaram uma média de aumento de cerca de 90%, enquanto P4 e P5 possuem média de aumento de 55% neste mesmo período. Tendo como base os resultados de todas as coletas, é possível inferir que a fonte de Mn presente nesse corpo hídrico não está próxima ao primeiro ponto do riacho (P1) localizado na zona rural, sendo assim, é uma contribuição do meio urbano. Os valores detectados são superiores aos encontrados por Ribeiro *et al.* (2012) durante a análise da contaminação de metais pesados nas águas superficiais do rio São Francisco em Minas Gerais, o ponto monitorado pela autora estava à jusante de um local com atividades industriais metalúrgicas, e foram encontrados valores de $0,0149 \text{ mg/L}^{-1}$ Mn.

De acordo com Leal (2013), o manganês tem como suas principais fontes antrópicas os produtos agrícolas, e a fusão de aço e resíduos de baterias. A mesma

autora correlaciona o Mn com Fe, afirmando que a presença de ambos os metais em concentrações elevadas conferem odor, cor, e sabor desagradáveis à água. Detectado nos dois períodos analisados, o ferro apresentou maiores concentrações durante o período chuvoso, todos os pontos apresentaram aumento desse elemento, sobretudo P3 com aproximadamente 99% de Fe a mais do que no PS. Neste mesmo período, P1 e P3 apresentaram uma média de aumento de 97% deste metal, já P4 com 82% e P5 com 90% tiveram os menores aumentos. Essas variações apontam as mudanças nas condições ambientais durante os períodos, refletindo a influência da precipitação no comportamento dos metais, assim sendo, o aumento das concentrações pode advir dos processos de lixiviação e carreamento comuns na estação chuvosa.

Dentre os metais detectados, o que apresentou menores concentrações foi o zinco, havendo a diminuição de sua concentração em P1 e P4, e um aumento que varia entre 33% e 96% nos pontos P2, P3, e P5.

Com base nos parâmetros do grupo de metais, o Riacho das Porteiras enquadrou-se como classe 3 de acordo com as exigências do CONAMA (BRASIL, 2005). Metais considerados mais perigosos com elevado teor de toxicidade como níquel, chumbo, cromo, e cádmio não foram detectados no corpo hídrico durante o monitoramento, o que é um bom sinal para a saúde desse ambiente.

5.3 DESEMPENHO DOS *WETLANDS*

Após o monitoramento do Riacho das Porteiras, o ponto escolhido cuja amostra foi aplicada aos protótipos de *wetlands*, foi o P2, em decorrência de seus elevados índices de matéria orgânica, e nutrientes, além de sua localização estratégica, próxima a ETE João de Deus, sendo o ponto receptor do seu efluente.

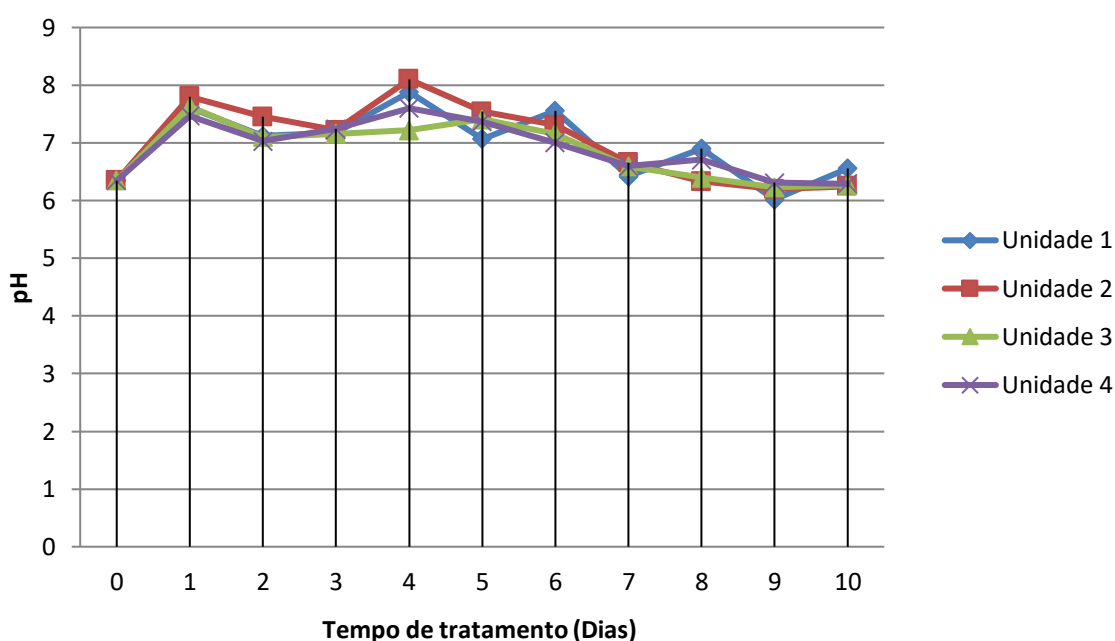
Devido à escassez de trabalhos utilizando *Pistia stratiotes* e *Salvinia auriculata* para despoluição de ambientes aquáticos naturais, os resultados obtidos com essa pesquisa foram comparados com estudos que utilizaram as espécies vegetais aqui avaliadas na remoção de poluentes de diferentes efluentes.

5.3.1 Comportamento do pH, cor, turbidez, CE

O potencial hidrogeniônico se comportou de forma semelhante nas quatro unidades ao longo do experimento (Figura 13). No primeiro dia é possível observar um aumento do pH em todos os *wetlands*. No quarto dia o mesmo acontece em três

dos quatro protótipos uma vez que a unidade 3 manteve valor próximo ao medido no dia anterior. Essas pequenas variações podem ser explicadas com a mudança de temperatura, visto que a temperatura da água no dia 0 era de 31° C, já nos dias 1 e 4 a temperatura do meio aquático no momento da coleta era de 26° C e 22° C, respectivamente.

Figura 13 –Variação do pH.



Fonte: Autoria própria (2022).

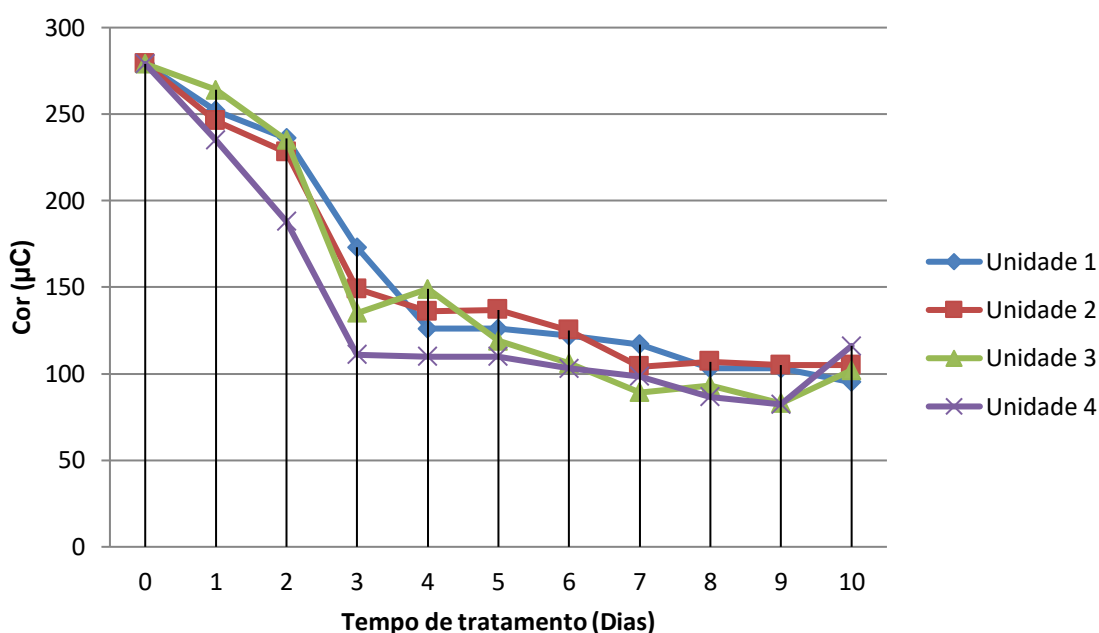
Posteriormente, o pH diminuiu gradativamente, variando entre 7 e 6 e ao final do experimento os protótipos 1 e 2 apresentaram, respectivamente, pH 6,56 e 6,25, enquanto os *wetlands* 3 e 4 mostraram valores de 6,27 e 6,29. Todos os resultados finais são semelhantes à água de entrada do sistema, com potencial hidrogeniônico inicial de 6,35. Resultados parecidos foram encontrados por Turama (2014), que avaliou a eficiência de *P. stratiotes* aplicada a efluente sintético, e constatou que os valores de pH não apresentaram grandes variações, tendendo sempre a neutralidade.

Quanto ao comportamento de *S. auriculata*, o estudo realizado por Coelho (2017), mediu a eficácia da espécie na remoção de elementos químicos em água residuária da ETE de Botucatu em São Paulo, encontrou média de pH de 6,6 durante a primeira semana de experimento, resultado próximo ao encontrado durante o mesmo tempo de tratamento no *Wetland* 1 com pH de 6,42 e *Wetland* 2,

com valor de 6,66. Todos os valores encontrados para esse indicador estão dentro dos padrões estabelecidos pelo CONAMA para águas doces de classe 3 (BRASIL, 2005).

O segundo parâmetro monitorado foi a cor, com valor inicial de 279 μC , houve diminuição desde o primeiro dia, com drástica redução a partir do dia três (Figura 14). Bem como o pH, não houve uma discrepância entre os valores de cor das quatro unidades ao decorrer dos dez dias.

Figura 14 – Variação da cor.



Fonte: Autoria própria (2022).

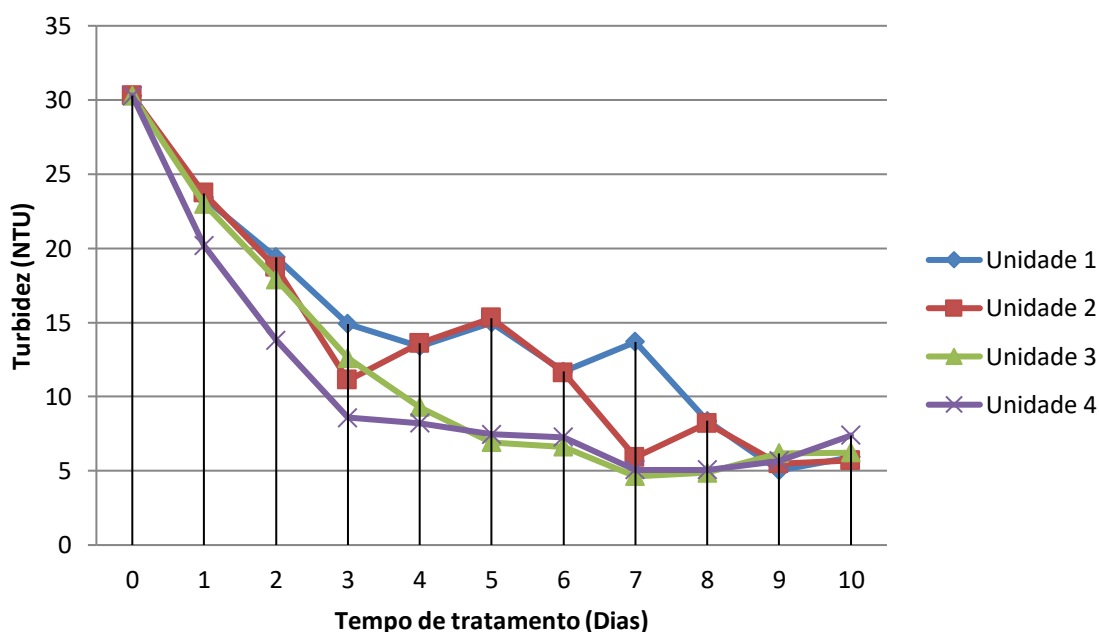
Como resultado final, a unidade 1 teve maior redução de cor, com 95,1 μC e 65,91% de remoção, enquanto a 2, com 105 μC , obteve 62,37% de eficiência. Ademais, os protótipos vegetados por *P. stratiotes* exibiram como valores finais 102 μC no wetland 3 com 63,44 % de redução, e wetland 4 tendo 116 μC e 59,41% de remoção. Esses percentuais podem ser considerados satisfatórios, uma vez que a eficiência dessa macrófita na redução da cor foi avaliada em trabalho realizado por Santos (2019), no qual a espécie vegetal demonstrou uma eficiência de 54,32% na redução da cor presente em efluente têxtil.

Nota-se que os menores valores de cor, e consequentemente as maiores reduções se deram nas unidades cuja partida do reator foi realizada com 50% de cobertura vegetal, podendo existir uma correlação entre a densidade de plantas

aquáticas e os valores de cor. *S. auriculata* mostrou maior potencial de remoção do que *P. stratiotes*. Contudo, os valores de cor nas amostras coletadas após o tratamento não se enquadram ao limite máximo para águas doce de classe 3 de acordo com a Resolução 357/05 do CONAMA (BRASIL, 2005).

Acerca da turbidez, a Figura 15 trata da variação desse parâmetro. A amostra de entrada nos sistemas possuía valor inicial de 30,3 NTU, sofrendo redução desse parâmetro desde o primeiro até o terceiro dia, período em que a turbidez se comportou de maneira semelhante em todos os *wetlands*.

Figura 15 – Variação da turbidez.



Fonte: Autoria própria (2022).

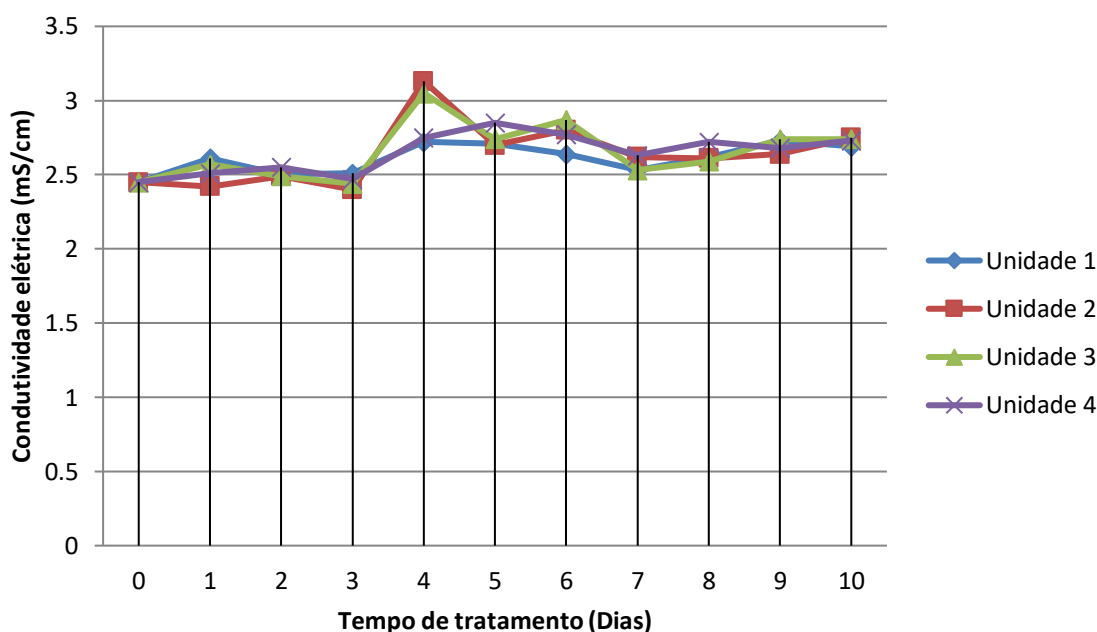
Posteriormente, do quarto ao sexto dia foi perceptível a semelhança entre as unidades vegetadas pela mesma espécie, sendo os protótipos com *P. stratiotes* com valores mais baixos de turbidez, quadro que se manteve até o oitavo dia com média de 83,6 % de redução da turbidez. Esse percentual é levemente maior ao observado por Santos (2019), com diminuição de 79,6 % da turbidez do efluente utilizando a mesma espécie de macrófita.

Ao final, os valores de turbidez nos quatro *wetlands* foram de 5,93 NTU (unidade 1) 5,69 NTU (unidade 2), 6,24 NTU (unidade 3), e 7,4 NTU (unidade 4), apontando eficiência dos protótipos na redução da turbidez do meio aquático. De acordo com Thomaz *et al*, (1999) existe uma correlação entre o aumento da taxa

reprodutiva das macrófitas e a diminuição da turbidez. Segundo esse autor, o aumento no número de espécimes diminui a interferência do vento no meio aquático o que favorece a sedimentação do material particulado em suspensão. Além disso, a redução da turbidez também está relacionada com a retenção de sólidos suspensos no sistema radicular das macrófitas (HENARES, 2008).

Outro parâmetro monitorado foi a condutividade elétrica (CE). Na Figura 16, consta a variação de CE ao longo dos dez dias de monitoramento, onde é observado o aumento da CE no dia quatro do experimento em todas as unidades, destacando-se os *wetlands* 2 e 3 com os maiores aumentos.

Figura 16 – Variação da condutividade elétrica.



Fonte: Autoria própria (2022).

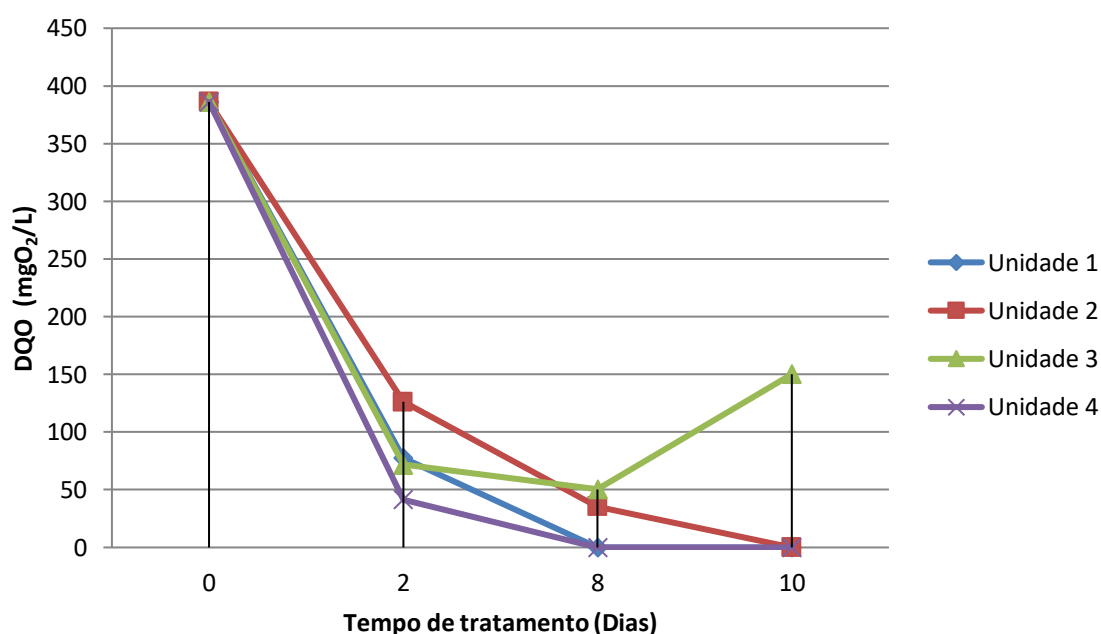
Esse comportamento aponta que os valores para esse parâmetro não estão atrelados à espécie ou a densidade de plantas aquáticas, visto que essas unidades são vegetadas por espécies diferentes e com densidades distintas. A partir do dia cinco, a CE esteve relativamente estável se mantendo na faixa entre 2,5 e 3,0 mS/cm, nos quatro *wetlands*. Ao final do experimento, a CE que inicialmente era 2,45 mS/cm apresentou valor de 2,69 mS/cm no protótipo 1, sendo esse o menor valor para condutividade elétrica após o tratamento, e 2,75 mS/cm na unidade 2. Os *wetlands* 3 e 4 apresentaram 2,74 mS/cm e 2,73 mS/cm, respectivamente.

Desse modo, não ocorreu redução de sais durante nenhum dos quatro tratamentos, e sim um leve aumento desses compostos, o reflexo disso, pode ser observado também nos resultados das determinações de cloreto, com concentração inicial de 721,33 mg/L os valores desse indicador aumentaram cerca de 16% em todos os *wetlands* após os dez dias de tratamento. O aumento da CE também foi observado por Santos (2019) desde o primeiro dia de seu experimento em unidades utilizando *P. stratiotes*. Todavia, essa característica parece não ser restrita a essa espécie, em estudo realizado por Gentelini *et al.* (2008), *Egeria densa* também provocou aumento da condutividade elétrica no meio aquático. Esse fenômeno pode ser justificado pela perda de biomassa sofrida pelas macrófitas ao longo do seu ciclo de vida, esse processo disponibiliza sais para o meio aquático durante o processo de decomposição dos vegetais (MARTINS e PITELLI, 2005).

5.3.2 Remoção de matéria orgânica

A remoção de matéria orgânica foi calculada de maneira indireta a partir dos indicadores DQO, DBO e OD. A variação da demanda química de oxigênio está disposta na Figura 17.

Figura 17- Variação de DQO.



Fonte: Autoria própria (2022).

Observa-se uma forte redução de DQO em todos os *wetlands* já no dia dois. A DQO medida nesse intervalo apresentou valores de remoção de 79,88% na unidade 1, 67,36% em 2, sendo a maior redução ocorrendo no *wetland* 4 com uma DQO 89,28% menor do que a inicial, seguido da unidade 3 com 81,45% de diminuição. Os resultados apontaram que até essa etapa do experimento os protótipos com maior eficiência na redução desse indicador foram os vegetados por *P. stratiotes*.

A partir do dia oito, na unidade 3 se observou um aumento de DQO, que pode ter sido causado pelo acúmulo de matéria orgânica advindo do processo de decomposição de partes das próprias macrófitas. Com esses resultados, nota-se que o período de remoção pode ser fixado em oito dias para todos os *wetlands*, visto que os menores valores para esse parâmetro, e por consequência os maiores percentuais de remoção (Tabela 12), foram encontrados nesse dia.

Ademais, após a água oriunda do Riacho das Porteiras, com DQO inicial de 386,05 mgO₂/L, ser aplicada aos tratamentos durante oito dias, as unidades 1 e 4 apresentaram DQO inferior a 20 mgO₂/L, valor considerado limite para ambientes aquáticos não poluídos (CHAPMAN e KIMSTACH, 1996), mostrando assim, o potencial desses tratamentos na redução da matéria orgânica. Resultados semelhantes aos verificados por Vasconcelos (2018) ao testar sete tratamentos com diferentes espécies de plantas aquáticas em efluentes de aquicultura durante sete dias, e constatar a redução da DQO em 71% por *Pistia stratiotes*, e 74,1% de redução ao utilizar uma representante do gênero *Salvinia*, a *S. molesta*.

A Tabela 10 mostra os valores iniciais e finais de DBO e OD, em cada uma das unidades. A demanda bioquímica de oxigênio apresentou as maiores reduções nos *wetlands* 1 e 4, ao final do tratamento, apenas a unidade 2 não estava em concordância quanto os padrões impostos pelo CONAMA para DBO (BRASIL, 2005).

Tabela 10 – Valores de DBO e OD das quatro unidades.

<i>Wetland</i>	DBO (mgO ₂ /L)		OD (mgO ₂ /L)	
	Inicial	Final	Inicial	Final
Unidade 1	40	<LD	0	0
Unidade 2	40	12	0	0,50
Unidade 3	40	8	0	0,42
Unidade 4	40	4	0	0

Observação: “LD” significa o limite de detecção do método.

Fonte: Autoria própria (2022).

Os protótipos 2 e 3 apresentaram oxigenação do meio aquático após os dez dias do experimento. O aumento no teor de OD, provavelmente incorporado ao meio em função do processo de fotossíntese, vai na contramão de estudos como os de Biudes (2007), Henry e Camargo (2008), e Vasconcelos (2018), que conduziram experimentos utilizando macrófitas para o tratamento de efluentes e observaram redução nas concentrações de OD no meio aquático. Apesar de ser um bom indicativo, visto que esse parâmetro é fundamental para vida aquática e indicador de qualidade, o teor de oxigenação ocorrido não é suficiente para a classificação como água doce do tipo 3 pelo CONAMA (BRASIL,2005).

5.3.3 Comportamento dos nutrientes (Nitrogênio e fósforo)

As concentrações de nitrogênio e fósforo em todas as unidades estão dispostas na Tabela 11, onde pode ser observada a redução na concentração dos nutrientes desde o dia dois, em todos os *wetlands*. Os protótipos que apresentaram maiores reduções de nitrogênio amoniacal foram 2 e 3, com ambas as unidades obtendo uma taxa de remoção de 79,96% no dia dez.

Tabela 11 – Concentrações de fósforo e nitrogênio ao longo do experimento.

<i>Wetland</i>	Fósforo (mg/L)					Nitrogênio amoniacal (mg/L)			
	Dia 0	Dia 2	Dia 5	Dia 8	Dia 10	Dia 0	Dia 2	Dia 5	Dia 10
Unidade 1	6,58	5,74	0,39	0,41	≤0,025	9,33	7,47	4,85	2,99
Unidade 2	6,58	5,11	0,89	0,43	≤0,025	9,33	5,97	4,48	1,87
Unidade 3	6,58	2,47	≤0,025	≤0,025	≤0,025	9,33	2,8	5,6	1,87
Unidade 4	6,58	1,72	≤0,025	≤0,025	≤0,025	9,33	3,73	4,48	3,36

Fonte: Autoria própria (2022).

Desse modo, as duas espécies avaliadas demonstraram potencial para remoção desse composto do meio aquático, na medida que o *wetland 2* foi vegetado por *S. auriculata* com densidade inicial de 75% da superfície de macrófitas, e o *wetland 3* vegetado por *P. stratiotes* com 50% da superfície inicialmente coberto pelas plantas. Isso corrobora com o observado por Vieira (2014), ao examinar a utilização dessas mesmas espécies na remoção de nitrogênio em efluente doméstico, e observar que não ocorreu uma diferença significativa entre a eficiência de ambas quanto à remoção desse composto.

Os percentuais de remoção de nitrogênio amoniacal em 1 e 4 são respectivamente, 67,95 % e 63,99%. A eficiência de remoção de nutrientes em tratamentos utilizando espécies vegetais se dá devido à adição de oxigênio no afluente realizada pelas raízes das plantas, esse oxigênio será utilizado durante o metabolismo de bactérias nitrificantes, acopladas aos sítios disponíveis também nos sistemas radiculares, que irão oxidar o nitrogênio amoniacal (ABRANTES, 2009; MENDONÇA, 2010).

Ademais, as concentrações de nitrogênio no décimo dia estão em conformidade com o exigido pelo CONAMA para águas superficiais classe 3 (BRASIL, 2005). Quanto ao fósforo, seus níveis no décimo dia em todas as unidades atingiram valores iguais ou inferiores ao 0,025 mg/L, concentração mínima detectável na análise. Sendo assim, os quatro tratamentos demonstraram eficiência para remoção desse nutriente no meio aquático, com taxa de redução próxima a 99,62%. Reforçando o observado por Gopal (1990) em seus estudos onde *Salvinia auriculata* em condições naturais proporcionou reduções significativas nas concentrações de N e P no efluente.

O fósforo é um nutriente de extrema importância vegetal, de acordo com Escosteguy *et al.* (2008) o teor de nutrientes do efluente influencia no crescimento das macrófitas, e por consequência na sua capacidade de reprodução. Dito isso, os wetlands 3 e 4 apresentaram baixas concentrações de fósforo desde o dia cinco, foi observado também, que entre os dias quatro e cinco, ambas as unidades obtiveram suas maiores taxas reprodutivas, com uma média de 30,67% mais mudas de *P. stratiotes* no dia cinco, se comparado ao dia anterior. Posteriormente, nos dias seguintes o percentual médio foi de 6,29% mais mudas a cada dia, essa redução pode estar relacionada com a diminuição da disponibilidade de fósforo no meio, o que pode causar uma redução na atividade metabólica das macrófitas.

A capacidade dessas plantas aquáticas em reter os nutrientes, possibilita que uma das alternativas para o reuso da sua biomassa após retiradas dos sistemas *wetlands* seja a produção de fertilizantes (SOUSA *et al.*, 2000; MAZZOLA *et al.*, 2005; MEES *et al.*, 2009).

Para o cálculo do índice de estado trófico, o valor de fósforo adotado após o tratamento foi de 0,025 mg/L para todos os protótipos. No que diz respeito ao IET (PT) inicial o resultado foi 79,9, e final de aproximadamente 50,7, ambos os valores classificam o ambiente em estado trófico mesotrófico, mesma classe atribuída ao Riacho das Porteiras durante a fase de monitoramento.

5.3.4 Percentual de remoção de P, DQO e DBO

Sendo fixado em oito dias o período de remoção de fósforo e redução de DQO, foi calculado o percentual de diminuição desses indicadores após esse período, os resultados estão dispostos na Tabela 12, bem como o percentual da redução de DBO após os dez dias.

Tabela 12 – Porcentagem de redução do fósforo, DQO e DBO.

<i>Wetland</i>	Fósforo Dia 8	DQO Dia 8	DBO Dia 10
Unidade 1	93,77%	94,82%	<LD
Unidade 2	93,47%	90,84%	70%
Unidade 3	99,62%	86,93%	80%
Unidade 4	99,62%	94,82%	90%

Observação: "LD" significa o limite de detecção do método.

Fonte: Autoria própria (2023).

As maiores reduções de fósforo ocorreram nas unidades 3 e 4, contudo os protótipos 1 e 2 também se mostraram bastante eficientes. Reduções significativas também foram observadas por Coelho (2017) em seu experimento obtendo 71,21% de remoção de P pela *P. stratiotes* e 75,16% por *S. auriculata*.

Quanto a DQO, as maiores diminuições foram realizadas nos protótipos 1 e 4, apontando eficiência nas duas espécies de macrófitas. O potencial de *P. stratiotes* na remoção de DQO também foi avaliado por Sales (2011), e apresentou redução de 80,60%, quando aplicada ao tratamento de resíduos de cervejaria. Quanto a *S. auriculata*, Pinaffi (2017), em seu estudo sobre o desempenho

de plantas aquáticas na minimização da carga poluente em dejetos líquidos de suinocultura, observou eficiência de 87,2% dessa espécie na remoção de DQO.

Corroborando com os resultados descritos acima, a DBO também sofreu maiores reduções nos tratamentos presentes nos protótipos 1 e 4, todavia, todas as unidades apresentaram eficiência quanto a redução de matéria orgânica. Ainda conforme o estudo de Pinaffi (2017), *S. auriculata* e *P. stratiotes* apresentaram 88,2% e 82,2%, de redução de DBO, respectivamente. Esses resultados apontam a eficiência dessas espécies quando a redução nos teores de matéria orgânica, processo que ocorre em grande parte devido à simbiose entre os microorganismos e as plantas (SHAH *et al.*, 2015).

5.3.5 Comportamento dos metais

As concentrações de metais em cada unidade após os dez dias de experimento, são exibidas na Tabela 13. Sete metais foram detectados na amostra de entrada do sistema, após o tratamento ocorreu redução significativa na concentração de alguns desses compostos, a exemplo do Fe, cujos valores estavam menores que o limite de detecção do método em todos os *wetlands*.

Tabela 13 – Resultados da determinação de metais.

Amostras	Zn	Cu	Mn	Fe	Ni	Pb	Cr	Cd
RP	0,067	0,042	0,648	0,076	0,076	0,131	0,002	<LD
Unidade 1	0,094	0,039	0,164	<LD	0,061	0,042	0,006	<LD
Unidade 2	0,081	0,034	0,160	<LD	0,061	0,015	0,007	<LD
Unidade 3	0,067	0,019	<LD	<LD	0,049	<LD	0,008	<LD
Unidade 4	0,065	0,007	<LD	<LD	0,052	0,063	0,000	<LD

RP: Amostra de entrada dos sistemas, coletada no P2 do Riacho das Porteiras.

Observação: “LD” significa o limite de detecção do método.

Fonte: Autoria própria (2022).

O manganês teve maiores reduções nos tratamentos das unidades 3 e 4, além disso, os protótipos 1 e 2 também realizaram redução considerável na concentração de Mn, com percentual de remoção de 74,69% e 75,30%, respectivamente. A remoção quase completa desse metal por *P. stratiotes*, também

foi relatada por Cruz *et al.* (2009), e Miretzky *et al.* (2004), que observou a remoção desse metal já nas primeiras 24 horas de tratamento.

As concentrações de cobre sofreram redução em todas as unidades, sendo de forma significativa nos *wetlands* 3 e 4, ocorrendo nesse último a maior redução desse composto com taxa de 83,33%. A capacidade de remoção desse elemento por *P. stratiotes* também foi avaliada por Mota (2022), que obteve diminuição da concentração de Cu em efluente sintético da indústria do papel, com percentuais de 100% em um valor inicial de 2,68 mg/L e 97,22% em 10,29 mg/L de Cu.

Quanto ao chumbo, sua concentração sofreu redução em todos os protótipos, com destaque para a unidade 3 onde o teor desse elemento foi inferior ou igual ao limite de detecção do método. Ademais, o níquel apresentou pequena diminuição nos *wetlands* 1 e 2, sendo as unidades 3 e 4 mais eficientes na sua remoção. Uma menor retenção do Ni, se comparada com a redução de outros metais, não é uma característica isolada de *S. auriculata*, em estudo realizado por Demarco (2016), foi avaliado o Fator de Bioconcentração (BCF) da macrófita *H. grumosa* para cinco metais diferentes, o menor BCF apresentado pelo vegetal foi para o níquel.

O teor de zinco não sofreu redução considerável nos protótipos 3 e 4, resultado distinto do encontrado por Rodrigues (2016), no seu estudo, que relatou a capacidade de remoção dos metais pesados Zn e Cd por *P. stratiotes*. Essa mesma autora relata que a redução da concentração dos metais é proporcional ao tempo de cultivo das plantas e aos níveis de contaminação do meio aquático, fatores que podem ter influenciado a remoção de Zn da água oriunda do riacho. Ademais, nas unidades 1 e 2 ocorreu um aumento de Zn, fato também observado nas concentrações de Cr e podem ter a mesma explicação.

Segundo Martin (2008), *S. auriculata* e *P. stratiotes* são bioacumuladoras de cromo. Ao analisar o comportamento desse elemento nos protótipos observa-se um aumento em três das quatro unidades, uma possível explicação é que assim como o Zn, a liberação desse metal, tenha decorrido por conta do processo de decomposição de parte das macrófitas, que podem ter absorvido esses elementos anteriormente ao período de adaptação.

De acordo com os valores de metais postulados pelo CONAMA, a unidade 1 está em conformidade com a legislação quanto às concentrações de Zn,

Mn, e Fe, enquanto o *wetland* 2 está adequado quanto aos teores de Zn, Mn, Fe e Pb. Ao compara as duas unidades, o cromo teve maior redução no tratamento com maior densidade inicial de *S. auriculata*.

No protótipo 3 as concentrações de Zn, Mn, Fe, e Pb estão dentro do limite legal estabelecido para águas doce de classe 3. Já na unidade 4, Zn, Cu, Mn, Fe, e Cr, possuem valores que correspondem aos limites estabelecidos pela legislação vigente, sendo a unidade que melhor se adequou a esses parâmetros.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com os resultados obtidos com a prospecção tecnológica foi possível conhecer o estado da técnica dos mecanismos voltados para a despoluição de córregos e riachos, bem como perceber que os sistemas *wetlands* ainda são uma tecnologia pouco explorada no Brasil, principalmente aplicadas à despoluição de córregos. Desse modo, se revelando uma temática promissora para o desenvolvimento e realização de pesquisas.

Ao monitorar o Riacho das Porteiras, sendo o primeiro estudo com essa abordagem nesse corpo hídrico, foi possível descrever a conformidade dos parâmetros analisados com as diretrizes e padrões postulados pela Resolução CONAMA 357/05. Ao concluir essa etapa, se constatou que o riacho não se enquadra como água doce de classe 3 em 11 dos 18 parâmetros analisados, o que é reflexo da necessidade da adoção de medidas para minimizar os impactos antrópicos sofridos por esse afluente do Rio São Francisco, manancial hídrico extremamente importante para a região.

Ademais, foi possível determinar que as amostras coletadas no P2 foram as mais adequadas a serem aplicadas aos protótipos de *wetlands*, em consequência dos altos níveis de matéria orgânica e elevadas concentrações de nutrientes detectados durante o monitoramento.

Todos os *wetlands* em escala de bancada apresentaram grande potencial. Contudo, a unidade 1 foi a que melhor contribuiu para a adequação dos indicadores físico-químicos à legislação. Quanto a remoção de matéria orgânica, os protótipos 1 e 4, tiveram melhor desempenho, demonstrando a eficiência das duas espécies avaliadas (*Salvinia auriculata* e *Pistia stratiotes*). Em relação aos nutrientes, a unidade 3 teve maior redução, mostrando a eficiência de *Pistia stratiotes*. Quanto à redução das concentrações de metais, os protótipos

apresentaram expressivas taxas de remoção para Fe e Mn, em especial as unidades 3 e 4.

Com isso, foi possível avaliar a eficiência dos sistemas de *wetlands* quanto à remoção de poluentes da água do Riacho das Porteiras, mostrando que essa tecnologia pode auxiliar na recuperação de corpos hídricos.

REFERÊNCIAS

- ABRANTES, L.L.M. **Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construí-dos utilizando *Typha angustifolia* e *Phragmites australis***. 2009. 140 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) - Escola de Engenharia Civil, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2009.
- ANDAKU, E. **As marcas e patentes na reprodução do espaço desigual: estados unidos e china**. 2021. Tese (Doutorado em Geografia Humana) - Departamento de Geografia da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo, São Paulo - SP, 2021.
- APHA, **Standard Methods for the examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association – APHA, 22th ed. Washington – USA, 2012.
- ARAÚJO, M. C.; OLIVEIRA, M. B. M. Monitoramento da qualidade das águas de um riacho da Universidade Federal de Pernambuco, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 8, ed. 3, p. 247-257, 1 nov. 2013.
- BARBIERI, R.; LIMA, L. B. C.; CORREIA, M. M. F. Distribuição, morfologia e anatomia de Monilófitas (Samambaias) aquáticas de pequenas lagoas na área Itaqui-Bacanga, ilha de São Luís – MA. **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, São Luís, v. 30, n. 2, 2020.
- BARRETO, A. B. **A seleção de macrófitas aquáticas com potencial para remoção de metais em fitorremediação**. 2011. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.
- BARRETO, L.V. *et al.* Eutrofização em rios brasileiros. **Enciclopédia Biosfera**, Centro Científico Conhecer, Goiânia, v.9, n.16; p. 2013.
- BARRETO, R. D. **Uso e ocupação do solo às margens do Rio São Francisco no Município de Petrolina-PE: impactos ambientais no canal fluvial**. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife – PE, 2015.

BITTAR, D. B.. **Determinação dos metais pesados Cd, Cu, Cr e Pb nas águas do Rio Uberabinha e proposta de adsorção por adsorventes naturais**. 2008, 71 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Exatas e da Terra) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2008.

BIUDES, J. F. V. **Uso de *Wetlands* construídas no tratamento de efluentes de carcinicultura**. 2007. 103 p. Tese (doutorado em aquicultura) - Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2007.

BOHADANA, I. P. B. *et al.* **Estratégias mais sustentáveis aplicadas ao projeto do condomínio Harmonia Residencial Park, Harmonia – RS**. In: **Encontro latino-americano sobre edificações e comunidades sustentáveis**, nº 2, 2007, São Leopoldo. Anais. São Leopoldo: [s.n.], 2007. p. 703-712.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 357**, de 15 de junho de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>> Acesso em: 23 nov. 2021.

CALHEIROS, C. S. C. *et al.* Constructed wetland with a polyculture of ornamental plants for wastewater treatment at rural tourism facility. **Ecological Engineering**, v. 79, p. 1 –7. jun. 2015.

CANO, V. *et al.* **Pós-tratamento de efluentes de reator uasb com wetlands construídos: avaliação do desempenho**. In: XXXIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental – AIDIS, Salvador-BA. Anais, 2012.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology. And Oceanography**. v. 22, n. 2, p. 361-369, 1977.

CÁSPAR, I. E. S. **O paisagismo em *wetlands* construídos**. 2020. Dissertação (Mestrado Recursos Hídricos) - Sustentabilidade em Recursos Hídricos – Universidade Vale do Rio Verde, Três Corações – MG, 2020.

CHAPMAN, D; KIMSTACH, V. **Selection of water quality variables**. In: CHAPMAN, D. Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. 2 ed. Cambridge: UNESCO/WHO/UNEP, 1996.

COELHO, J. C. **Macrófitas aquáticas flutuantes na remoção de elementos químicos de água residuária**. 2017. Dissertação (Mestrado em Agronomia, Irrigação e drenagem) - Faculdade de Ciências Agronômicas da UNESP, Campus de Botucatu, 2017.

COMETTI, J. L. S.; CABRAL, J. J. P. S.; CONCEIÇÃO, T. M. Indicadores de pressão-estado-resposta para avaliação da conservação ambiental de riachos urbanos. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.10, p.194-205, 2019.

CORDEIRO, G. G. *et al.* Avaliação rápida da integridade ecológica em riachos urbanos na bacia do rio Corumbá no Centro-Oeste do Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, n. Rev. Ambient. Água, 2016 11(3), 2016.

COSTA, C. R. *et al.* A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, v. 31, n. 7, p 1820-1830, 2008.

CRUZ, M. B. *et al.* **Absorção de metais pesados presentes em efluente de mineração por *Pistia stratiotes***. In: **CONGRESSO LATINO AMERICANO DE ECOLOGIA, 3.; CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL**, 7 out. 2009.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSI tsr). **Ecological Engineering**, v. 2013, p. 126-134, 2013.

DE JESUS, T. B. *et al.* Avaliação da Potencialidade de Utilização de Espécies de Macrófitas como Acumuladoras de Metais Pesados. **Revista Virtual Química**, v. 7, ed. 4, p. 1102-1118, 24 maio 2015. DOI 10.5935/1984-6835.20150061. Disponível em: <<https://rvq.sub.sbq.org.br/index.php/rvq/issue/view/44>>. Acesso em: 24 nov. 2022.

DEMARCO, C. F. **Seleção de macrófitas aquáticas com potencial de fitorremediação no arroio Santa Bárbara, município de Pelotas/RS**. 2016. 52 f. Trabalho de conclusão de curso (Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária) - Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2016.

DOLABELA, M. F. *et al.* Uma revisão bibliográfica sobre Araceae com foco nos gêneros Pistia, Philodendron e Montrichardia: aspectos botânicos, fitoquímicos e atividades biológicas. **Revista Fitos**, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, v. 8, n. 2, p. 79–93, 2015.

EPO – EUROPEAN PATENT OFFICE. [Base de dados – Internet]. [2021]. Disponível em: <http://worldwide.espacenet.com>. Acesso em: 22 jun. 2021.

ESCOTEGUY, P. A. V. *et al.* Extração de nutrientes por macrófitas cultivadas com lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 4, 2008.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência; FINEP, 1998.

ESTEVES, F. A.; CAMARGO, A. F. M. Papel das macrófitas aquáticas na estocagem e ciclagem de nutrientes. **Acta Limnológica Brasileira**, v. 1, p. 273-298, 1986.

FERREIRA, M. A., LOPES, T. C., NASCIMENTO, D. N. O. & CATRO, A. P. S. Macrófitas e seu potencial fitorremediativo em estações de tratamento de esgoto: uma revisão bibliográfica. **Research, Society and Development**. n. 2, v. 11. 2022.

FIA, R. *et al.* Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 1, p. 267-275, 2015.

FILHO, H. B.. **Contribuições naturais e antropogênicas para a concentração e distribuição de metais pesados em água superficial e sedimento de corrente na Bacia do Rio do Formoso, município de Buritizeiro - MG**. 2008. 234 p. Tese (Doutorado em Geologia do Instituto de Geociências) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte - MG, 2008.

GENTELINI, A. L. *et al.* Produção de biomassa das macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* (Aguapé) e *Egeria densa* (Egeria) em sistema de tratamento de efluente de piscicultura orgânica. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 29, n. 2, p. 441-448, abr./jun. 2008.

GIL, A. C. **Como elaborar projetos de pesquisa**. 4ª ed. São Paulo: Editora Atlas, 2007.

GOPAL, B. **Aquatic weed problems and management in Asia**. In: PIETERSE, A. H.; MURPHY, K. J. Aquatic weeds: the ecology and management of nuisance aquatic vegetation. Oxford: Oxford University, p. 318-340, 1990.

HARTHMAN, V. C. *et al.* Morfoanatomia da raiz, caule e folha de *Pistia stratiotes* L. **SaBios-Revista De Saúde E Biologia**, v. 14, n. 2, p. 42–47, 2019. Recuperado de: <<https://revista2.grupointegrado.br/revista/index.php/sabios/article/view/2930>>. Acesso em: 30 nov. 2022.

HEGEL, C. G. Z.; MELO, E. F. R. Q. Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade da água dos arroios RPPN Maragato. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v.9, n.3, p.673-693, 2016.

HENARES, M. N. P. **Utilização de macrófitas aquáticas flutuantes no tratamento de efluentes de carcinicultura**. 2008. 81 p. Dissertação (mestrado em Aquicultura) - Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2008.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 37, n. 2, fev. 2008.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2021.

INPI – INSTITUTO NACIONAL DA PROPRIEDADE INDUSTRIAL. [Base de dados – Internet]. [2021]. Disponível em: http://www.inpi.gov.br/portal/artigo/busca_de_patentes. Acesso em: 22 jun. 2021.

Instituto Nacional De Meteorologia Do Brasil – Inmet. **Dados Meteorológicos**. Disponível em: <<https://portal.inmet.gov.br/>>. Acesso: 13 de nov. 2021.

JYOTHI, P.V.; SURESHKUMAR S. Aquatic Ornamental Macrophytes in Kole Wetlands: An Untapped Resource for Sustainable Utilisation. **Journal of Functional And Environmental Botany**, v. 6, 2016.

KADLEC R. H., WALLACE S. D. **Treatment Wetlands**, Second Edition. Boca Raton, Florida: CRC Press, 2009.

KUPFER, D.; TIGRE, P.B. Modelo SENAI de Prospecção: Documento Metodológico. Capítulo 2: Prospecção Tecnológica. In: **Organizacion Internacional Del Trabajo CINTERFOR Papeles de La Oficina**, Montevideo, 2004.

LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, Departamento de Ecologia, 2004.

LEAL, M. J. C. **Remoção de matéria húmica aquática, ferro e manganês de águas para abastecimento por meio de coagulação, floculação, sedimentação e filtração com membranas**. 2013. 159 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Florianópolis, 2013.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3. ed. rev. Campinas, São Paulo: Átomo, 2010. 486 p.

LOPES, I.; GUIMARÃES, M. J. M.; MELO, J. M. M. de; RAMOS, C. M. C. Balanço hídrico em função de regimes pluviométricos na região de Petrolina-Pe. **Irriga**, [S. l.], v. 22, n. 3, p. 443–457, 2017.

LOPEZ, Rafaela del Rosario Beretta. **Pré-projeto de um wetland construído de escoamento superficial como estrutura de drenagem urbana sustentável**. 2018. 115 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação Engenharia Sanitária e Ambiental.) - Universidade Federal de Santa Catarina. Centro Tecnológico, Florianópolis, 2018.

LUÍZ, Â. M. E; PINTO, M. L. C.; SCHEFFER, E. W. O. Parâmetros de cor e turbidez como indicadores de impactos resultantes do uso do solo, na bacia hidrográfica do Rio Taquaral, São Mateus do Sul-PR. **Revista RA´E GA**, v. 24, p. 290-310, 2012.

LUIZ-SILVA, W. et al. Variabilidade espacial e sazonal da concentração de elementos-traço em sedimentos do sistema estuarino de Santos-Cubatão (SP). **Química Nova**, São Paulo, v. 29, n. 2, p. 256-263, 2006.

MARQUES D.M. **Terras Úmidas Construídas de Fluxo Subsuperficial**. In: **Campos, J.R., coordenador. Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. 1ª ed. Rio de Janeiro (RJ): ABES, p. 409-435, 1999.

MARQUES, M. B. L.; AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P. Wetlands: uma alternativa ecológica para o tratamento de efluentes. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, v. 6, n. 41, 2018.

MARTIN, N. **Hexavalent chromium detoxification by living aquatic macrophytes root-based biosorption using high resolution x-ray fluorescence**. 2008. 122 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento de Processos) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2008.

MARTINS, A. T; PITELLI, R. A. Efeitos do manejo de *Eichhornia crassipes* sobre a qualidade da água em condições de mesocosmos. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 23, n. 2, p. 233-242, 2005.

MAZZOLA, M.; ROSTON, D. M. Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**, v. 9, n. 2, 2005.

McNEELY, R. N.; NEIMANIS, V. P.; DWYER, L. **Water Quality Sourcebook. A Guide to Water Quality Parameters**. Ottawa: Environment Canada, 1979.

MEES, J. B. R.; Removal of organic matter and nutrients from slaughterhouse wastewater by using *Eichhornia crassipes* and evaluation of the generated biomass composting. **Engenharia Agrícola**, v. 29, n. 3, p. 466-473, 2009.

MELO, M. T. *et al.* Variabilidade das classes de água e índice de estado trófico do Riacho Queima Pé. **Engenharia na Agricultura**, v. 27, n. 1, p. 68–79, 2019.

MENDONÇA, E. A. **Disposição de efluentes de estação de tratamento de esgoto industrial em solo vegetado com bambu**. 2010. 128 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2010.

MIRETZKY, P.; SARALEGUI, A.; FERNANDEZ C. Aquatic macrophytes potential for the simultaneous removal of heavy metals (Buenos Aires, Argentina). **Chemosphere**, v. 57, n. 8, p. 997-1005, 2014.

MOTA, J. M. N. **Estudo do potencial de remoção do cobre pela *Pistia Stratiotes* L. em efluente sintético da indústria de papel e celulose**. 2022. 47 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, MG, 2022.

NIGRO, M. **Dos riachos aos canais: o desprezo pela natureza na cidade em ambiente semiárido no Brasil (Juazeiro-BA)**. 2017. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2017.

OLIVEIRA, J. A. de. **Efeito do cádmio sobre a absorção, a distribuição e a assimilação de enxofre em aguapé (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) e salvinia (*Salvinia auriculata* Aubl.)**. 1998. 116 p. Tese (Doutorado em Fisiologia Vegetal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1998.

PEREZ, G. R. **Fundamentos de Liminologia Neotropical**. Medellín: Editora da Universidade de Antioquia, 1992.

PINAFFI, C. D. **Desempenho de plantas aquáticas na minimização da carga poluente de dejetos líquidos de suinocultura**. 2017. 137 f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional) - Universidade do Oeste Paulista, Presidente Prudente, 2017.

PIO, M.C.S.; ANTONY, L.P.; SANTANA, G.P. Wetlands Construídas (Terras Alagadas): Conceitos, Tipos e perspectivas para remoção de metais potencialmente tóxicos de água contaminada: Uma Revisão. **Scientia Amazonia**, v. 2, n. 1, p 28-40, 2013.

POÇAS, C. D. **Utilização da tecnologia de *wetlands* para tratamento terciário: controle de nutrientes**. Dissertação (Mestrado) – Pós-graduação Ambiente, Saúde e Sustentabilidade, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

REBOUÇAS, A. C. **Águas Doces no Brasil: Capital Ecológico, uso e conservação**. 2. ed. São Paulo: Escrituras Editora, São Paulo, 2002.

REZENDE, G. B. M.; ARAÚJO, S. M. S. As cidades e as águas: ocupações urbanas nas margens de rios. **Revista de Geografia**, Recife, v.33, n.2, p.119-135, 2016.

RIBEIRO, E. V. *et al.* Níveis de contaminação por metais pesados em águas superficiais do rio São Francisco em Pirapora e sua relação com as atividades industriais. **Geonomos**, v. 20, n. 1, p. 49-63, 2012.

RODRIGUES, A. C. D. **Potencial da Alface-d'água (*Pistia stratiotes*) para descontaminação de águas contaminadas por Zn e Cd**. 2016. Tese (Doutorado Programa De Pós-Graduação em Ciência, Tecnologia e Inovação em Agropecuária) - Universidade Federal Rural do Rio De Janeiro, Seropédica, RJ, 2016.

ROTH, J.J. **Influência do tempo de cheia em um sistema de wetland construído tidal flow tratando água de córrego antropizado na remoção de poluentes e na comunidade bacteriana**. 2020. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2020.

SALES, C. V. **Use of two species of aquatic macrophytes *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* for treatment of waste brewery in the city of Toledo / PR**. 2011. 41 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2011.

SANTOS, A.B dos (org.). Caracterização, tratamento e gerenciamento de subprodutos de correntes de esgotos segregadas e não segregadas em empreendimentos habitacionais. Fortaleza: **Impreco**, 2019.

SANTOS, E. S.; CUNHA, A.C. Análise de cenários hidrossedimentométricos para estimar taxas de assoreamento e vida útil do reservatório da UHE Cachoeira Caldeirão no Rio Araguari/AP-Brasil. **Biota Amazônia**, v. 5, n. 3, p. 88-97, 2015.

SANTOS, JULIANA ROCHA. **Tratamento de efluente têxtil com uso de macrófita flutuante do gênero *Pistia stratiotes***. 2019. 47 p. Trabalho de Conclusão de Curso (curso de graduação em Engenharia civil) - Universidade Federal de Pernambuco - Campus Acadêmico do Agreste, Caruaru-PE, 2019.

SANTOS, W. N. **Localização dos cinco pontos amostrais** [mapa]. (1: 400 000). Petrolina, Pernambuco, 2022.

SANTOS, W. N. **Localização da Microbacia Hidrográfica do Riacho das Porteiras** [mapa]. (1: 400 000). Petrolina, Pernambuco, 2022.

SCREMIN-DIAS, E. *et al.* **Nos jardins submersos da Bodoquena: guia para identificação de plantas aquáticas de Bonito e região**. Campo Grande: UFMS, 1999.

SCUTHORPE, C.D. **The biology of aquatic vascular plants**. London: Edward Arnold Ltd. 1967.

SEZERINO, P. H. *et al.* Experiências brasileiras com *wetlands* construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 20, n.1, p. 151-158, mar. 2015.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos Filtros Plantados com Macrófitas (*Constructed Wetlands*) no Pós-Tratamento de Lagoas de Estabilização sob Condições de Clima Subtropical**. 2006. 171 p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

SHAH, M. *et al.* Performance assessment of aquatic macrophytes for treatment of municipal wastewater. **Journal of the South African Institution of Civil Engineering**, v. 57, n. 3, p. 18-25, 2015.

SILVA, S. P. **O uso da wetland paisagística como elemento para despoluição de rios e requalificação urbana**. 2018. 93 f. Dissertação

(Mestrado em Gestão Ambiental) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco, Recife – PE, 2018.

SOTA, E. R. del la. Contribución al conocimiento de las Salviniaceae neotropicales, II: *Salvinia auriculata* Aublet. **Darwiniana**, Buenos Aires, v. 12, p. 499–513, 1962.

SOUSA, J. T. *et al.* Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas *wetlands* construídos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 4, n. 1, p. 87- 91, 2000.

TAMURA, M. M. *Wetland* construído tipo lagoa de macrófita flutuante empregado na remoção de nitrogênio. 2014. 46 f. Trabalho de Conclusão de Curso - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2014.

THOMAZ, S. M. *et al.* Estudo das macrófitas aquáticas no reservatório de Itaipú: monitoramento e fatores ecológicos relacionados com as alterações da biomassa. Maringá: **UEM/Nupélia**. 83 p, 1999.

TOZZO, R. A. Análise físico-química da água do Riacho Japira, localizado no município de Apucarana-PR. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 7, n. 3, p. 296–307, 2014.

UNESCO, Organização das Nações Unidas para Educação, a Ciência e a cultura. **Relatório de ciências da UNESCO 2014 – 2018**. Instituto de estatística. França, 2018. Disponível em: <www.unesco.org>. Acesso: 24 jun. 2021.

VASCO, A. N. *et al.* Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 6, n.1, p.118- 130, 2011.

VASCONCELOS, V. M. **Avaliação do uso de macrófitas aquáticas flutuantes para tratamento de efluentes da aquicultura**. 2018. Dissertação (Pós- Graduação em Ambiente, Tecnologia e Sociedade) - Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró, RN, 2018.

VIEIRA, M. C. **Potencial de remoção de nutrientes de efluente doméstico por plantas aquáticas flutuantes**. 2014. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade do Oeste Paulista, 2014.

VYMAZAL, J. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: five Decades of Experience. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 1, p. 61-69, 2011.

WEBSTER, J.; WATSON, J.T. Analyzing the past to prepare for the future: writing a literature review. **MIS Quarterly & The Society for Information Management**, v. 26, n. 2, p. 13-23, 2002.

WIPO – WORLD INTELLECTUAL PROPERTY ORGANIZATION. [Base de dados – Internet]. [2021]. Disponível em:

<http://www.wipo.int/patentscope/search/en/search.jsf>. Acesso em: 22 jun. 2021.

WORLD ECONOMIC FORUM. The Global Competitiveness Report 2018- 2009. Geneva, 2018. Disponível em: <www.weforum.org>. Acesso: 23 jun. 2021.

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, Á. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 21, ed. 1, p. 29-42, 2016.

