



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
FACULDADE DE ARQUITETURA, ENGENHARIA E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS

CINTIA DA SILVA SERRANO

**DINÂMICA DA QUALIDADE DA ÁGUA E PROPOSTA DE MANEJO
DE UM SISTEMA HÍDRICO EM UM PARQUE URBANO**

CUIABÁ – MT

2024

CINTIA DA SILVA SERRANO

**DINÂMICA DA QUALIDADE DA ÁGUA E PROPOSTA DE MANEJO
DE UM SISTEMA HÍDRICO EM UM PARQUE URBANO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos (PPGRH), da Faculdade de Arquitetura, Engenharia e Tecnologia (FAET), da Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), como requisito para a obtenção de título de mestre em Recursos Hídricos.

Área de concentração: Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos.

Orientadora: Profa. Dra. Eliana Freire Gaspar de Carvalho Dores

Coorientadora: Profa. Dra. Daniela Maimoni de Figueiredo

CUIABÁ – MT

2024

Dados Internacionais de Catalogação na Fonte.

S487d Serrano, Cintia da Silva.

Dinâmica da qualidade da água e proposta de manejo de um sistema hídrico em um parque urbano [recurso eletrônico] / Cintia da Silva Serrano. -- Dados eletrônicos (1 arquivo : 95 f., il. color., pdf). --2024.

Orientadora: Eliana Freire Gaspar de Carvalho Dores.

Coorientadora: Daniela Maimoni De Figueiredo.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Mato Grosso, Faculdade de Arquitetura, Engenharia e Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Cuiabá, 2024.

Modo de acesso: World Wide Web: <https://ri.ufmt.br>.

Inclui bibliografia.

1. Macrófitas aquáticas. 2. Qualidade da água. 3. Eutrofização. I. Dores, Eliana Freire Gaspar de Carvalho, *orientador*. II. Figueiredo, Daniela Maimoni de, *coorientador*. III. Título.

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Permitida a reprodução parcial ou total, desde que citada a fonte.



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
PRÓ-REITORIA DE ENSINO DE PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS

FOLHA DE APROVAÇÃO

TÍTULO: Dinâmica da Qualidade da Água e Proposta de Manejo de um Sistema Hídrico em um Parque Urbano

AUTORA: MESTRANDA Cíntia da Silva Serrano

Dissertação defendida e aprovada em 06 de agosto de 2024.

COMPOSIÇÃO DA BANCA EXAMINADORA

1. Doutor Eliana Freire Gaspar de Carvalho Dores (Presidente Banca/Orientadora)

Instituição: Universidade Federal de Mato Grosso

2. Doutora Daniela Maimoni de Figueiredo (Coorientadora)

Instituição: Universidade Federal de Mato Grosso

3. Doutor Ernandes Sobreira Oliveira Júnior (Examinador Externo)

Instituição: Universidade do Estado Mato Grosso

4. Doutor Eduardo Beraldo de Moraes (Examinador Interno)

Instituição: Universidade Federal de Mato Grosso

5. Doutor Ibraim Fantin da Cruz (Examinador Suplente)

Instituição: Universidade Federal de Mato Grosso

Cuiabá, 06 de agosto de 2024.



Documento assinado eletronicamente por **ELIANA FREIRE GASPAR DE CARVALHO DORES**, **Docente da Universidade Federal de Mato Grosso**, em 07/08/2024, às 10:45, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **EDUARDO BERALDO DE MORAIS**, **Docente da Universidade Federal de Mato Grosso**, em 07/08/2024, às 12:45, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **DANIELA MAIMONI DE FIGUEIREDO**, **Usuário Externo**, em 07/08/2024, às 13:33, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Ernandes SOBREIRA OLIVEIRA JUNIOR**, **Usuário Externo**, em 07/08/2024, às 15:07, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site http://sei.ufmt.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **7018836** e o código CRC **CC3F3389**.

“Viva como se você fosse morrer amanhã. Aprenda como se fosse viver para sempre”
Mahatma Gandhi.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela proteção e bênçãos concedidas ao longo desta jornada, me permitindo realizar todas as minhas metas e sonhos. À minha família, dedico este trabalho com todo o meu amor e gratidão. Aos meus pais, Eneo Ribeiro Serrano e Juracy Maria da Silva Serrano, pelo amor incondicional, apoio e ensinamentos que sempre me fortaleceram e incentivaram a buscar meus sonhos. Às minhas irmãs, pelo companheirismo e carinho constantes, e à minha filha, fonte inesgotável de inspiração e alegria, por sempre estarem ao meu lado em todas as circunstâncias, essenciais para a realização de todas as minhas conquistas, minha gratidão eterna.

Expresso minha mais profunda gratidão à minha orientadora, Prof.^a Dr.^a Eliana Freire Gaspar de Carvalho Dores, e à minha coorientadora, Prof.^a Dr.^a Daniela Maimoni de Figueiredo. Suas orientações, dedicação e apoio incondicional foram fundamentais para a realização deste trabalho. A Prof.^a Eliana, com sua vasta experiência e sabedoria, sempre me inspirou a buscar o melhor em mim, proporcionando um ambiente de aprendizado enriquecedor e motivador. A Prof.^a Daniela, com sua ampla experiência, conhecimento técnico e incentivo constante, foi essencial para o desenvolvimento e concretização deste projeto. Agradeço por acreditarem em meu potencial, por suas valiosas contribuições e por me guiarem com tanto carinho e paciência ao longo desta jornada. Suas sugestões e críticas construtivas foram cruciais para aprimorar este trabalho e para meu crescimento acadêmico e pessoal. Sem o suporte e a confiança de ambas, não teria sido possível alcançar os resultados que apresento hoje. Meu sincero obrigado por tudo! Espero continuar merecendo a confiança e o respeito de ambas, levando comigo os ensinamentos que me foram transmitidos. Este trabalho é tão meu quanto de vocês, e sou eternamente grato por terem feito parte dessa caminhada.

Ao Professor Doutor Ibraim Fantin da Cruz, que me auxiliou imensamente, com os levantamentos de dados importantes para o desenvolvimento desse trabalho, por contribuir com seus conhecimentos em sala de aula, transmitindo ensinamentos valiosos sobre a vida profissional, essenciais para o nosso crescimento profissional e pessoal. Obrigada por tudo, professor!

À Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural Sustentável (SEMMADRS), agradeço por permitir minhas pesquisas no Centro Ecológico Municipal de Recreação e Lazer Bernardo Berneck e pelo incentivo para o desenvolvimento desta pesquisa.

À equipe do parque, que esteve disponível e disposta a fornecer todo o suporte necessário, meu muito obrigada.

Agradeço aos meus colegas e companheiros de mestrado do PPGRH/UFMT, que foram mais que simples colegas, foram verdadeiros pilares nessa trajetória. Ganhei amigos para toda vida! E a todos os meus amigos, que de uma forma ou de outra, sempre estiveram ao meu lado em todos os momentos, me impulsionando e me fortalecendo para persistir em todos os meus sonhos. Sem vocês, não teria sido capaz de chegar tão longe! Um agradecimento especial à Roseli Port, Elisangela Ferrarez, Karytany Dalla Costa, Valdenir Santana e Edson Cunha, por contribuírem de alguma forma para o desenvolvimento deste trabalho. Adriana Alves, minha gratidão por sua disposição em ficar até mais tarde no trabalho, oferecendo apoio e companhia indispensáveis para a elaboração deste trabalho. Sua presença e assistência foram fundamentais e extremamente apreciadas. Muito obrigada!

A todos vocês, meu mais sincero agradecimento. Este trabalho é fruto de um esforço coletivo e do apoio de cada um de vocês. Obrigada!

RESUMO

A expansão urbana, impulsionada pelo crescimento populacional, exige um planejamento eficaz para garantir a qualidade de vida e a preservação ambiental, especialmente em relação aos recursos hídricos. As leis urbanísticas desempenham um papel fundamental na regulação desse processo, considerando aspectos ambientais, sociais e econômicos. A falta de um planejamento adequado resulta em urbanização desordenada, caracterizada por ocupações irregulares e infraestrutura insuficiente, causando sérios problemas, incluindo a degradação dos recursos hídricos. Este estudo teve como objetivo avaliar a dinâmica limnológica do sistema hídrico no Centro Ecológico Municipal de Recreação e Lazer Bernardo Berneck, em Várzea Grande - MT, além de propor um manejo do ecossistema aquático para reduzir a carga de nutrientes e controlar a proliferação de macrófitas. A região enfrenta um crescimento acelerado, que agrava problemas como a falta de saneamento básico e desigualdade social, em um contexto de planejamento urbano deficiente. A metodologia utilizada incluiu a realização de cinco campanhas de coleta de amostras de água, distribuídas em períodos de chuva e estiagem, e duas coletas de sedimentos. O levantamento batimétrico foi realizado com um ADCP e um GPS para coletar dados sobre o nível da água. As coletas de água seguiram normas específicas, com análise de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos em laboratório acreditado. Os dados sobre precipitação e vazão foram monitorados para entender a dinâmica do sistema hídrico. Os dados obtidos foram submetidos a análises estatísticas, como testes de comparação de médias entre períodos e locais, além de análises de cluster para agrupar os pontos de amostragem. Os resultados deste estudo revelaram elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal e nitrato na entrada do sistema hídrico, com redução nas lagoas, embora os valores ainda estejam acima dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n. 357/2005. O fósforo total e o ortofosfato também apresentaram níveis máximos na lagoa 1, em parte devido à decomposição de macrófitas, que contribuem para altos níveis de DBO e baixos níveis de oxigênio dissolvido (OD), indicando um estado de eutrofização. A análise microbiológica demonstrou contaminação fecal significativa, com coliformes totais e *E. coli* ultrapassando os padrões de qualidade, o que representa riscos à saúde pública. Além disso, a batimetria variada e a composição dos sedimentos mostraram-se ricas em nutrientes, impactando a dinâmica da qualidade da água e a saúde do ecossistema aquático. Esses resultados evidenciam a necessidade de ações de manejo e conservação no sistema hídrico estudado.

Palavra chave: macrófitas aquáticas, qualidade da água, eutrofização.

ABSTRACT

Urban expansion, driven by population growth, requires effective planning to ensure quality of life and environmental preservation, especially in relation to water resources. Urban planning laws play a fundamental role in regulating this process, considering environmental, social and economic aspects. The lack of adequate planning results in disorderly urbanization, characterized by irregular occupations and insufficient infrastructure, causing serious problems, including the degradation of water resources. This study aims to evaluate the limnological dynamics of the water system in the Bernardo Berneck Municipal Ecological Center for Recreation and Leisure, in Várzea Grande - MT, in addition to proposing a management of the aquatic ecosystem to reduce the nutrient load and control the proliferation of macrophytes. The region faces accelerated growth, which aggravates problems such as the lack of basic sanitation and social inequality, in a context of deficient urban planning. The methodology used included the implementation of five water sampling campaigns, distributed during rainy and dry seasons, and two sediment collections. The bathymetric survey was conducted using an ADCP and a GPS to collect water level data. Water collections followed specific standards, with analysis of physical, chemical and microbiological parameters in an accredited laboratory. Data on precipitation and flow were monitored to understand the dynamics of the water system. The data obtained were subjected to statistical analyses, such as tests to compare averages between periods and locations, in addition to cluster analyses to group the sampling points. The results of this study revealed high concentrations of ammonia nitrogen and nitrate at the entrance to the water system, with a reduction in the lagoons, although the values are still above the limits established by CONAMA Resolution n. 357/2005. Total phosphorus and orthophosphate also showed maximum levels in lagoon 1, in part due to macrophyte decomposition, which contributes to high BOD levels and low dissolved oxygen (DO) levels, indicating a state of eutrophication. Microbiological analysis demonstrated significant fecal contamination, with total coliforms and *E. coli* exceeding quality standards, which poses risks to public health. Furthermore, the varied bathymetry and sediment composition proved to be rich in nutrients, impacting the dynamics of water quality and the health of the aquatic ecosystem. These results highlight the need for management and conservation actions in the water system studied.

Keywords: aquatic macrophytes, water quality, eutrophication

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 Desenho esquemático do ciclo do nitrogênio em ecossistemas aquáticos continentais.....	21
Figura 2 Principais tipos biológicos de macrófitas aquáticas.....	24
Figura 3 Métodos de controle de plantas aquáticas.....	27
Figura 4 Localização da microbacia do córrego Traíras, no município de Várzea Grande (MT).	42
Figura 5 Localização da área de estudo, Lagoa do Parque Berneck na microbacia do córrego Traíras, no município de Várzea Grande (MT).	43
Figura 6 Mapa de localização do córrego Traíras, com destaque para a região da nascente e ocupações irregulares as margens do córrego.	44
Figura 7 Mapa das redes de esgoto, no entorno da área de estudo na microbacia do córrego Traíras, no município de Várzea Grande (MT).	46
Figura 8 Mapa de localização e indicação dos pontos de coletas entrada, meio e saída da Lagoa do Parque Berneck.....	48
Figura 9 Precipitação mensal acumulada de janeiro de 2022 a dezembro de 2023 no município de Cuiabá-MT, Estação Meteorológica Cuiabá (A901).	49
Figura 10 Gráfico demonstrando a vazão (m ³ /s) medida em diferentes pontos (P1, P2, P3 e P7) da área de estudo, com base nas coletas realizadas em 5 campanhas: 3 durante o período chuvoso (dez/2022, fev e abr/2023) e 2 no período de estiagem (jul e out/2023).....	54
Figura 11 Mapa batimétrico da Lagoa 2 do Parque Bernardo Berneck (2022).....	56
Figura 12 Gráfico demonstrando a relação entre a cota e o volume de água da lagoa.	57
Figura 13 Lagoas nos períodos de chuva e estiagem: (a) Lagoa 1 totalmente coberta por macrófitas em dez/22; (b) Lagoa 2 livre de macrófitas (chuva) em dez/22; (c) Lagoa 1 (aos fundos) e o canal de comunicação entre as lagoas (P5) em out/23; (d) Lagoa 2 e o canal de comunicação em out/23.	62
Figura 14 Box plot das variáveis de qualidade de água (pH, OD, SDT e Turbidez) comparando em a) os resultados da entrada (os pontos de contribuição) e lagoas (lagoa 1, canal de comunicação e lagoa 2) e em b) os resultados da entrada e da lagoa 1 e lagoa 2 (lagoa 2 e saída da lagoa).	63
Figura 15 Box plot das variáveis de qualidade de água (CE, Cor Verdadeira e DBO) comparando os resultados da entrada (os pontos de contribuição) e lagoas (lagoa 1, canal de comunicação) e lagoa 2 (lagoa 2 e saída da lagoa).....	66

Figura 16 Box plot das variáveis de qualidade de água (Ortofosfato, Fósforo Total, Nitrato e Nitrito) comparando os resultados da entrada (os pontos de contribuição) e lagoas (lagoa 1, canal de comunicação) e lagoa 2 (lagoa 2 e saída da lagoa).	67
Figura 17 Box plot das variáveis de qualidade de água (Nitrogênio Amoniacal, Nitrogênio Kjeldahl e Nitrogênio Orgânico) comparando os resultados da entrada (os pontos de contribuição) e lagoas (lagoa 1, canal de comunicação) e lagoa 2 (lagoa 2 e saída da lagoa). 69	69
Figura 18 Box plot das variáveis de qualidade de água (pH, OD, CE, Cor Verdadeira, Sólidos Dissolvidos Totais e Turbidez) comparando os resultados obtidos no ambiente das lagoas. ..	71
Figura 19 Box plot das variáveis de qualidade de água (DBO, ortofosfato e fósforo total, nitrato e nitrito, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total e nitrogênio orgânico) comparando os resultados obtidos no ambiente das lagoas.	74
Figura 20 Box plot das variáveis de qualidade de água (pH, OD, Condutividade Elétrica, Cor Verdadeira, SDT, Trubidez e DBO) comparando os resultados nos períodos de chuva e estiagem.	75
Figura 21 Box plot das variáveis de qualidade de água (Ortofosfato, Fósforo Total, Nitrato, Nitrito, Nitrogênio Amoniacal, Nitrogênio Total e Nitrogênio Orgânico) comparando os resultados obtidos nos períodos de chuva e estiagem.....	77
Figura 22 Dendrograma da análise de cluster da qualidade da água com base na concentração de nutrientes em diferentes pontos de amostragem.	78
Figura 23 Mapa de ocupação de macrófitas aquáticas presentes na lagoa 1 (P4) do Parque Bernardo Berneck.	79

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Descrição e coordenadas dos pontos de coleta de água e sedimentos no sistema hídrico do Parque Berneck, Várzea Grande (MT).....	47
Tabela 2 - Variáveis da qualidade da água analisadas em campo.	50
Tabela 3 - Variáveis da qualidade da água analisadas em laboratório de acordo com métodos padronizados (APHA, 2017).	51
Tabela 4 - Nutrientes determinados em sedimento de fundo da Lagoa do Parque Berneck que foram analisadas em laboratório de acordo com métodos padronizados.	52
Tabela 5- Concentrações de fósforo e nitrogênio nos sedimentos das lagoas, por período de coleta.....	59
Tabela 6 - Variáveis microbiológicas da qualidade da água da lagoa do Parque Berneck que serão analisadas em laboratório de acordo com métodos padronizados.	81

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

μ S	Micro Siemens
ADCP	<i>Acoustic Doppler Current Profilers</i>
ANA	Agência Nacional de Águas
APHA	Associação Americana de Saúde Pública
APP	Área de Preservação Permanente
CE	Condutividade Elétrica
CETESB	Companhia de Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DAE	Departamento de Águas e Esgoto
DBO	Demanda Bioquímica de oxigênio
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
FUNASA	Fundação Nacional de Saúde
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
INMETRO	Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia
NA	Nível d'água
OD	Oxigênio Dissolvido
PMSB	Plano Municipal de Saneamento Básico
pH	potencial Hidrogeniônico
RH	Região Hidrográfica
SECOM	Secretaria Municipal de Comunicação
SEMA	Secretaria Estadual de Meio Ambiente
SD	Sem Denominação
SMWW	<i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater</i>
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
ZCP	Zona de Conservação e Preservação Ambiental
ZPP	Zona de Proteção do Parque Berneck

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO GERAL	16
1.1 ASPECTOS GERAIS.....	16
1.2 REFERENCIAL TEÓRICO.....	19
1.2.1 Nitrogênio.....	19
1.2.2 Fósforo.....	21
1.2.3 Variação na concentração de nitrogênio e fósforo em corpos hídricos.....	22
1.2.4 Concentração de fósforo em sedimentos	23
1.2.5 O papel das macrófitas aquáticas.....	24
1.2.6 Remoção da carga orgânica.....	25
1.2.7 Manejo das macrófitas aquáticas.....	26
1.2.8 Batimetria	27
1.3 ESCOPO E ESTRUTURAÇÃO DA DISSERTAÇÃO.....	28
1.4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	29
CAPÍTULO 2.....	37
2.1 INTRODUÇÃO	38
2.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	41
2.2.1 Área de Estudo	41
2.2.2 Topobatimetria da Lagoa.....	46
2.3 AMOSTRAGEM	47
2.3.1 Periodicidade da coletas e distribuição dos pontos de coletas.....	47
2.3.2 Precipitação e Vazão.....	48
2.3.3 Amostragem de água	49
2.3.4 Amostragem de Sedimentos	52
2.3.5 Retenção de nutrientes pelas macrófitas aquáticas.....	52
2.4 TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS	53
2.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
2.5.1 Dados Pluviométricos e Vazão.....	53
2.5.2 Batimetria e Nível da Água	55
2.5.3 Sedimentos.....	58
2.5.4 Caracterização da Qualidade da Água.....	62
2.5.4.1 Caracterização da qualidade da água nas entradas e na lagoa.....	62

2.5.4.2 <i>Macrófitas Aquáticas</i>	78
2.5.4.3 <i>Análises Microbiológicas</i>	81
2.6 CONCLUSÃO.....	82
2.7 REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICAS.....	85

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO GERAL

1.1 ASPECTOS GERAIS

A expansão urbana devido ao crescimento da população é um processo antrópico que requer planejamento do território, sendo primordial para garantir a qualidade de vida da população e do meio ambiente, sobretudo, em relação aos recursos hídricos (OLIVEIRA-JUNIOR *et al.*, 2021). As leis urbanísticas desempenham um papel crucial na compreensão e regulação da expansão urbana, podendo tanto mitigar quanto potencializar esse processo. A decisão de expandir legalmente o perímetro urbano de um município deve ser embasada em um projeto específico, conforme estabelecido na Lei nº 10.257/2001, que dispõe sobre o Estatuto da Cidade (BRASIL, 2001). O Estatuto da Cidade estipula que a expansão urbana é considerada levando em conta três questões fundamentais que permeiam sua extensão: ambiental, social e econômica. Em outras palavras, essa diretriz busca assegurar que a expansão urbana somente ocorra quando houver um equilíbrio entre essas três áreas temáticas. No entanto, o que ocorre comumente é a urbanização desordenada, caracterizada pelas ocupações irregulares e a ausência de infraestrutura adequada, que tem acarretado sérios problemas sociais, econômicos e ambientais, dentre estes a degradação dos recursos hídricos (SALLES *et al.*, 2013; LIMA *et al.*, 2019).

Os padrões em constante evolução de uso e ocupação do solo urbano são intrinsecamente ligados a questões sociais e ambientais, exercendo influência significativa sobre os níveis de risco e vulnerabilidade enfrentados tanto pela comunidade quanto pelo meio ambiente (SALLES *et al.*, 2013; SILVA *et al.*, 2018). Sendo assim, o ambiente urbano tem sido uma área de crescimento, desenvolvimento e contradições. É notório que os conceitos de crescimento e desenvolvimento são distintos quando se trata de questões ambientais e econômicas. Enquanto o crescimento econômico foca no aumento da produção e consumo de bens e serviços, o desenvolvimento sustentável busca equilibrar esse crescimento com a preservação ambiental e o bem-estar social. No entanto, na prática, as considerações econômicas muitas vezes superam as ambientais. Por exemplo, em muitas regiões, projetos de infraestrutura, como a construção de estradas ou barragens, são priorizados devido ao seu potencial de gerar emprego e impulsionar a economia local, mesmo que isso signifique desmatamento, perda de biodiversidade e poluição dos recursos hídricos. Esse tipo de decisão demonstra como os aspectos econômicos frequentemente predominam em detrimento das questões sociais e ambientais, comprometendo a sustentabilidade e a qualidade de vida a longo prazo (CABRAL; CANDIDO, 2019; ABREU, *et al.*, 2020).

Somadas aos impactos ambientais causados pelo crescimento populacional desordenado

e ocupação irregular do solo, estão a falta de saneamento básico e a desigualdade social, juntamente com o descaso do poder público quanto ao planejamento e políticas públicas que visem integrar o uso, manejo e a conservação dos recursos naturais com políticas sociais de habitação. Em um contexto global cada vez mais urbanizado, o crescimento populacional aumenta de forma exponencial, exacerbando as desigualdades e desafios relacionados à infraestrutura, saneamento, distribuição de água e acesso a serviços essenciais de saúde, cruciais para a sustentação da vida (UNITED NATIONS, 2014).

Os danos causados ao meio ambiente têm se tornado cada vez mais perceptíveis e isso ocorre devido aos anos de descaso do poder público e da própria sociedade com seus mananciais hídricos, comprometendo drasticamente a quantidade e qualidade da água. Dentre os problemas ambientais que afetam os recursos hídricos destacam-se: supressão de vegetação das áreas de preservação permanente, redução da biodiversidade local, erosão das margens dos rios e córregos, assoreamento do leito dos corpos hídricos, enchentes, inundações, deterioração da qualidade da água, entre outros. Cruz *et al.* (2017) afirmam que se trata de uma negligência latente que permeia todas as fases do ciclo da água, desde as fontes que abastecem o sistema de distribuição, ou seja, os córregos e rios que cortam as cidades.

Esse desinteresse se torna evidente com o descarte de resíduos irregular, que seguem para os bueiros e riachos, contribuindo para enchentes e a preocupante constatação quanto ao esgoto coletado sendo lançado de volta ao meio ambiente sem qualquer tratamento. A ineficiência do poder público, principalmente os municipais, decorre tanto da falta de capacitação e planejamento, como também da omissão de políticos, resultando em diversos assentamentos informais, como resultado da falta de moradias adequadas e da desigualdade social, que por muitas vezes, ocupam áreas ambientalmente protegidas por lei (CAMPOS, 2007; CARDOSO, 2010; NICOLLIER, *et al.*, 2023). Tal panorama ressalta a importância da gestão integrada dos recursos hídricos para o desenvolvimento sustentável das cidades, enfatizando os desafios decorrentes da urbanização acelerada e da falta de planejamento urbano (TUCCI, 2005; SOUZA; GHILARDI, 2016; MEDEIROS; LUCENA, 2023).

A inexistência ou falhas no esgotamento sanitário é fato preocupante. Embora o Brasil possua uma política sólida e abrangente para o saneamento, sua implementação ainda deixa muito a desejar. Muitos projetos públicos e políticos são propostos para a correta destinação dos resíduos, mas a maioria não é executada de forma eficaz ou não consegue atingir os resultados esperados. Isso reflete a disparidade entre a formulação de políticas e a sua efetiva aplicação, comprometendo a melhoria das condições de saneamento e, conseqüentemente, a saúde pública e a preservação ambiental. Em grande parte do território brasileiro, a situação do

saneamento é considerada crítica por não possuir redes coletoras de esgoto sanitário e sistema de tratamento (CASTANHETTI, 2017). Dessa forma, esse esgoto é direcionado para fossas rudimentares, ligadas clandestinamente em galerias de águas pluviais, que alcançam os corpos d'água ou ainda é despejado diretamente nesses ambientes.

Os esgotos domésticos lançados nos corpos d'água urbanos contêm nitrogênio (N) e fósforo (P), que estão presentes em urinas, fezes, restos de alimentos, detergentes e outros. Em geral, a entrada desses nutrientes nos mananciais hídricos é intensificada em regiões onde há o adensamento populacional, devido ao aporte de efluentes domésticos e industriais que é lançado nos corpos hídricos (CHEIS, 2014).

O nitrogênio e fósforo são considerados elementos biogênicos, essenciais à vida e manutenção dos ecossistemas aquáticos, no entanto, o excesso desses nutrientes pode desencadear o processo de eutrofização, que consiste no enriquecimento de nutrientes nos corpos d'água naturais (BARCELLOS *et al.*, 2005; VIEIRA, 2017).

Várzea Grande, assim como muitos municípios brasileiros, também vem sofrendo com o crescimento acelerado, que aumentou 18,67% entre 2010 e 2022, segundo dados do IBGE (2022). Esse crescimento resultou em expansão urbana sem planejamento, que tem resultado em ocupações irregulares, invasões em áreas de interesse ambiental, moradias em área de risco de alagamento, ausência de equipamentos públicos, infraestrutura, além da precariedade no saneamento básico (MORAES *et al.*, 2023).

O córrego Traíras é um dos principais cursos d'água urbano do município, com aproximadamente 11 km de extensão. Ele desempenha um papel crucial na diluição dos efluentes domiciliares provenientes das Estações de Tratamento de Efluentes (ETE) de empreendimentos residenciais e indústrias, outorgados pela Secretaria de Estado de Meio Ambiente (SEMA/MT, 2024). O sistema hídrico analisado neste estudo está inserido na microbacia do Córrego Traíras e inclui lagoas artificiais provenientes do barramento do curso d'água que integram a paisagem de contemplação do Centro Ecológico Municipal de Recreação e Lazer Bernardo Berneck, popularmente conhecido como Parque Berneck. A área a montante do parque se caracteriza por vários empreendimentos residenciais, empresas nas diversas atividades comerciais, serviços e indústrias. As lagoas recebem uma grande carga de efluentes tratados e *in natura* (BARROS, 2017). O excesso da matéria orgânica lançada nesse ambiente tem resultado na proliferação de macrófitas aquáticas e eutrofização, que podem ser observados *in loco*.

As macrófitas aquáticas são reconhecidas por promoverem a remoção de nitrogênio e fósforo, desempenhando desta forma, suas funções ecossistêmicas. O crescimento excessivo

desses vegetais está associado às ações antrópicas, principalmente com o aumento de nutrientes provenientes dos efluentes domésticos e industriais, favorecendo o seu desenvolvimento, com consequentes efeitos na qualidade da água, podendo ocasionar a diminuição de oxigênio dissolvido, pH, formação de gases, entre outros (LIMA, 2019; De PAULA *et al.*, 2023). O processo de eutrofização e o aumento da demanda bioquímica de oxigênio podem ser agravados nesses ambientes, devido a decomposição desses vegetais que estão em fase de senescência, implicando, portanto, na necessidade de manejo, juntamente com a redução das cargas de nutrientes. Para Pompêo (2017), é necessário ter conhecimento dos agentes determinantes da proliferação das macrófitas, para então propor medidas de controle e manejo.

Para o controle das macrófitas, geralmente são utilizados três métodos: mecânicos, químicos e biológicos, podendo ser manuais ou mecanizados (MARIA, 2017). Todavia, é necessário o cuidado para que não haja a erradicação desses vegetais, uma vez que a sua ausência, também resulta em perda nos serviços ecossistêmicos e na qualidade da água.

Desta forma, considerando a importância de se avaliar a dinâmica dos nutrientes em mananciais hídricos urbanos, especificamente quanto às variações temporais na concentração desses nutrientes e sua influência no processo de eutrofização, objetiva-se com o presente trabalho avaliar a dinâmica limnológica do sistema hídrico do Centro Ecológico Municipal de Recreação e Lazer Bernardo Berneck, no município de Várzea Grande – MT e propor o manejo do ecossistema aquático, visando a redução da carga de nutrientes e o controle das plantas aquáticas.

1.2 REFERENCIAL TEÓRICO

1.2.1 Nitrogênio

O nitrogênio (N) é um dos principais elementos químicos da natureza, essencial para a vida dos organismos vivos para formar proteínas, ácidos nucleicos e outros componentes das células, no entanto, pode ser limitante à produção primária em ecossistema aquáticos e terrestres (VIEIRA, 2017). A principal fonte natural de N para os ecossistemas aquáticos continentais é a fixação biológica de nitrogênio (ESTEVES, 2011).

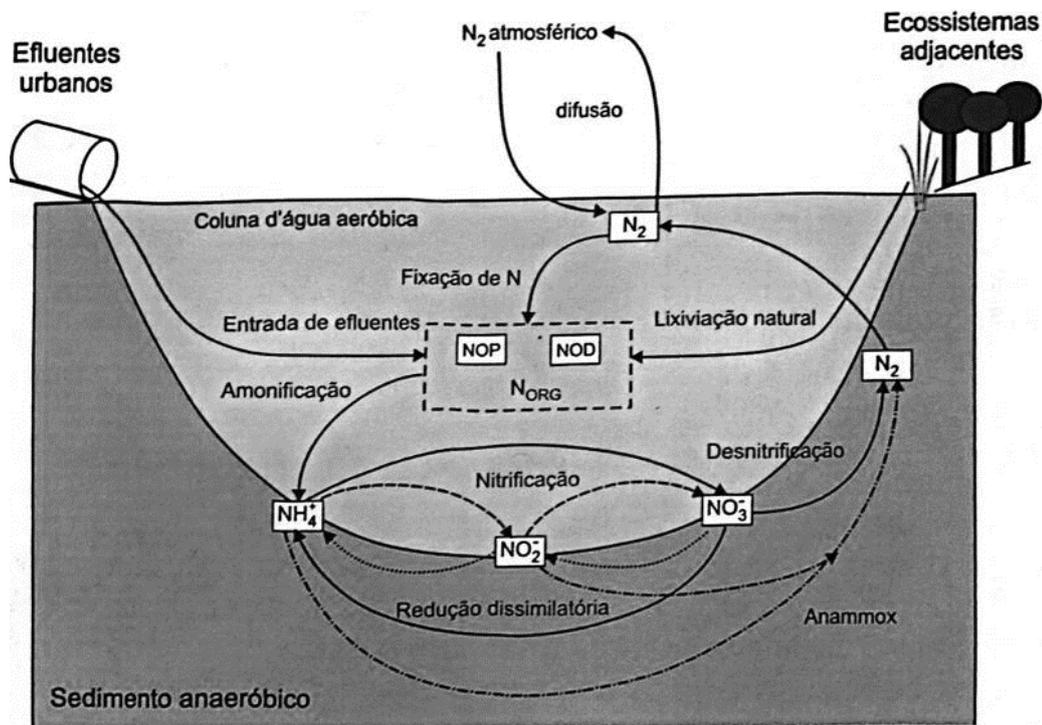
No ambiente aquático, o nitrogênio está presente em várias formas, sendo elas: nitrato, nitrito, amônia, íon amônio, óxido nitroso, nitrogênio molecular, nitrogênio orgânico dissolvido, nitrogênio orgânico particulado (ESTEVES, 2011).

O ciclo do nitrogênio garante a ciclagem deste elemento, devolvendo-o para o ambiente em forma de outros compostos nitrogenados, como observado na Figura 1. As etapas desse ciclo compreendem os seguintes processos: i) fixação do nitrogênio (N₂), que é catalisado por

um sistema de enzimas nitrogenase, transformando o nitrogênio do estado gasoso em amônio ou nitrato. Em ambientes aquáticos continentais, considera-se as cianobactérias os principais organismos fixadores de nitrogênio; ii) amonificação, que consiste em um conjunto de reações químicas, gerado pela atividade de organismos heterotróficos, tendo como produto a amônia (NH_3). O sedimento é o principal sítio de amonificação e hidrólise de ureia ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$), em meio aquático e a formação da amônia dependerá do pH; iii) nitrificação é um processo em que o nitrogênio amoniacal (NH_4^+), ou seja, o íon amônio (forma reduzida de nitrogênio inorgânico) formada no processo de amonificação, é oxidada na presença de oxigênio a nitrito e nitrato (forma mais estável do nitrogênio) e; iv) Processo dissimilatório anaeróbico, redução do nitrato para nitrito. A partir do nitrito é possível ocorrer três processos distintos, sendo eles: redução dissimilatória do nitrito a amônia, a desnitrificação e anammox (processo de oxidação anaeróbia de amônia) (ESTEVES, 2011). Esse autor afirma que os processos de redução dissimilatória do nitrito a amônia, desnitrificação e anammox são considerados dissimilatórios, uma vez que, embora causem transformações químicas nas formas inorgânicas, não levam à assimilação desses compostos pelos organismos. Em vez disso, geram energia (processos análogos à respiração) para o metabolismo microbológico.

A presença de nitrogênio nas formas de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato em colunas d'água e sedimento está ligada diretamente aos processos de produção e decomposição (ESTEVES, 2011). Como resultado, a distribuição vertical nesses compartimentos pode ser influenciada pelo comportamento térmico (estratificação e desestratificação) e pela dinâmica dos gases, especialmente do oxigênio. O autor afirma que em ecossistemas, cuja coluna d'água não apresenta estratificação térmica e de oxigênio dissolvido, as concentrações de nitrogênio amoniacal geralmente são reduzidas uma vez que, quando liberado no sistema através da decomposição da matéria orgânica, essa forma do nitrogênio é prontamente convertida em nitrito e nitrato por meio do processo de nitrificação. Esse cenário pode levar a uma concentração mais alta de nitrato. Para Vidal e Capelo Neto (2013), o enriquecimento de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, desencadeia um processo de eutrofização, promovendo um crescimento excessivo das plantas aquáticas.

Figura 1 Desenho esquemático do ciclo do nitrogênio em ecossistemas aquáticos continentais.



Fonte: Esteves, 2011

De acordo com Esteves (2011), o processo de eutrofização pode ser natural, onde ocorre de forma mais lenta e contínua ou pode ser artificial, este por sua vez ocorre por ação antrópica. A eutrofização ocorre principalmente em ambientes lênticos, como lagos e reservatórios e seus principais efeitos estão associados a anaerobiose do corpo hídrico, toxicidade de algas, mortandade da fauna, entre outros (TRINDADE; MENDONÇA, 2014).

1.2.2 Fósforo

Entre os ciclos biogeoquímicos, o do fósforo (P) se apresenta como o mais simples em relação ao nitrogênio. Para Esteves (2011), é importante para os sistemas biológicos, tendo em vista que este componente essencial participa dos processos fundamentais para os seres vivos, como armazenamento de energia (na forma de ATP), estruturação da membrana celular (através de fosfolípidios), transferência da informação genética e metabolismo celular.

No ambiente aquático, o fósforo pode estar presente nas águas como fósforo particulado (orgânico e inorgânico), fósforo dissolvido (orgânico e inorgânico). A presença de fosfato em ambientes aquáticos, também se dá de forma natural e artificial. A origem do fosfato por fontes naturais ocorre pela deterioração das rochas e pela ação de intemperismo. O fosfato é carregado para os corpos hídricos, por meio do escoamento superficial das águas. Já as fontes artificiais

de fósforo estão associadas a esgoto domésticos e industriais. O crescimento não planejado das atividades industriais e o aumento populacional têm levado à liberação de uma grande quantidade de compostos químicos na biosfera. Frequentemente, o ambiente aquático é o destino final principal para esses contaminantes (PANTANO *et al.*, 2016).

A determinação das concentrações de fósforo na água e sedimentos é importante para o monitoramento e controle da eutrofização artificial, assim como para o conhecimento dos padrões de ciclagem nos ambientes aquáticos (ESTEVES, 2011).

A concentração de fósforo em ambientes aquáticos é um parâmetro importante que pode afetar a qualidade da água e a saúde dos ecossistemas aquáticos. De acordo com Pantano *et al.* (2016), o esgoto doméstico e industrial são as principais fontes artificiais de fósforo, juntamente com o nitrogênio. O fósforo é uma substância inorgânica essencial para vários metabolismos presentes na fauna e flora, inclusive para plantas e outros organismos aquáticos, mas em concentrações elevadas no ambiente aquático, esta substância se torna em um poluente, podendo causar o desequilíbrio no oxigênio dissolvido, devido ao elevado crescimento de algas (VENDRAMEL *et al.*, 2019).

1.2.3 Variação na concentração de nitrogênio e fósforo em corpos hídricos

A vazão de um corpo hídrico pode variar ao longo do tempo e do espaço devido a diversos fatores, como precipitação, evaporação, infiltração, uso humano da água, entre outros. A vazão de um rio ou canal é influenciada pela sua bacia hidrográfica, que é a área de captação de água que contribui para o fluxo em um ponto específico. As características físicas, geológicas e climáticas da bacia hidrográfica afetam a forma como a água é captada, armazenada, liberada e transportada pela bacia, influenciando assim a vazão do corpo hídrico. Quando há um aumento da vazão de pico no corpo hídrico uma grande extensão do canal pode ser fisicamente alterada, em consequência dos processos erosivos causados ao leito e bordas dos rios (RODRIGUES-JUNIOR, 2019).

A variação na vazão de um corpo hídrico pode afetar a concentração de nitrogênio e fósforo. Em condições de baixa vazão, como durante períodos de estiagem, a concentração de nitrogênio e fósforo tende a aumentar devido à redução do volume de água disponível para diluir esses nutrientes. Por outro lado, em condições de alta vazão, como durante períodos de chuva intensa, a concentração de nitrogênio e fósforo pode diminuir devido à diluição dos nutrientes no maior volume de água que está sendo transportado. No entanto, em algumas situações, a alta vazão pode aumentar a carga de nutrientes nos corpos hídricos, devido ao carreamento de nutrientes das áreas terrestres adjacentes para os corpos d'água. Para De Paula

(2011), a vazão de um corpo hídrico em período de estiagem prolongada, ou seja, vazão mínima, influencia diretamente na capacidade de autodepuração dos cursos de água e a manutenção dos ecossistemas aquáticos.

1.2.4 Concentração de fósforo em sedimentos

A concentração de fósforo em sedimentos é um indicador importante da qualidade da água e dos processos biogeoquímicos que ocorrem em ambientes aquáticos. O fósforo nos sedimentos pode ser encontrado em diferentes formas, fósforo orgânico e fósforo inorgânico, e sua disponibilidade para os organismos aquáticos pode variar dependendo das condições ambientais. Todavia, o excesso desse nutriente no sedimento também pode levar à eutrofização, resultando em problemas como crescimento acelerados de algas e plantas aquática, conseqüentemente a diminuição da qualidade da água, uma vez que, os sedimentos podem funcionar como um reservatório de diversos contaminantes (JIN *et al.*, 2020; SASABUCHI *et al.*, 2023). Os ecossistemas aquáticos se destacam por sua alta exposição a poluentes que podem afetar a sobrevivência dos organismos que habitam esses ambientes. O fósforo é um nutriente essencial que, em concentrações elevadas, torna-se um dos poluentes mais dinâmicos, desempenhando um papel crucial nos estudos sedimentares de rios e pode dificultar os esforços para melhorar a qualidade da água e, conseqüentemente, a saúde das espécies aquáticas. Portanto, é crucial compreender os impactos causados pelo excesso deste nutriente nos sedimentos (SCHINDLER *et al.*, 2016; FANG *et al.*, 2018).

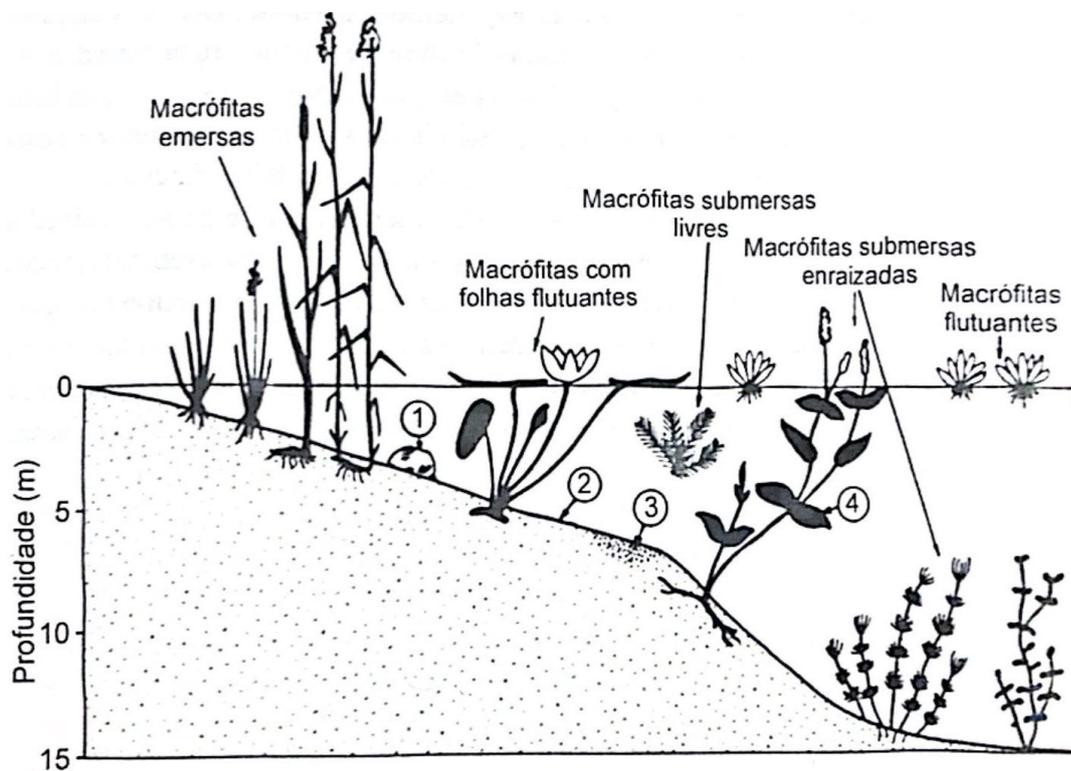
Wiegand *et al.* (2014) afirmam que os sedimentos do ecossistema de água doce constituem um compartimento ambiental importante devido à sua capacidade de armazenar e/ou liberar compostos para a coluna de água. Estudos têm investigado a concentração de fósforo em sedimentos em diferentes tipos de ambientes aquáticos, desde lagos e lagoas até rios e estuários. Esses estudos têm demonstrado que a concentração de fósforo nos sedimentos é resultante de uma série de fatores, incluindo o tipo de sedimento, a atividade biológica, a disponibilidade de nutrientes na água e as condições de oxigenação (OLIVI *et al.*, 2008; PANTANO *et al.*, 2016).

Os sedimentos são utilizados cada vez mais na avaliação da qualidade dos ecossistemas aquáticos, por constituírem uma matriz capaz de estocar nutrientes e outros contaminantes, sendo disponibilizado para a biota e/ou coluna d'água por meio de processos biogeoquímicos (BERBEL, 2008)

1.2.5 O papel das macrófitas aquáticas

As macrófitas aquáticas são plantas que podem ser vistas a olho nu e se dividem nos seguintes grupos ecológicos: angiospermas e gimnospermas, que por sua vez, podem ser fixas ao substrato ou com raízes livres (Figura 2), ou seja, macrófitas submersas (enraizadas e livres), macrófitas com folhas flutuantes e ou flutuantes livres e emersas (ESTEVEES, 2011; XAVIER *et al.*, 2021; NISHIMURA, 2020).

Figura 2 Principais tipos biológicos de macrófitas aquáticas.



Fonte: Esteves, 2011

Um dos principais fatores que estão ligados a estruturação dos habitats aquáticos é a presença de vegetação, que desempenha um importante papel para este ecossistema, uma vez que influencia na dinâmica dos nutrientes e afeta a diversidade ecológica.

Os ecossistemas aquáticos brasileiros são propícios à ocorrência de macrófitas aquáticas que, por sua vez, desempenham importantes funções no fornecimento de alimento, abrigo para fauna aquática, além de possuir habilidade de acumular e acelerar a ciclagem de nutrientes. Esses vegetais aquáticos possuem importância ecológica, pois além de participar do funcionamento dos ecossistemas, ainda é capaz de estabelecer ligações entre o sistema aquático e o ambiente terrestre, funcionando como indicadores da qualidade da água (BIUDES; CAMARGO, 2008; TRINDADE *et al.*, 2010).

De acordo com Esteves (2011), as macrófitas integram uma das principais comunidades de ecossistemas límnicos, tanto por contribuir para a diversidade biológica, quanto por apresentarem elevada biomassa e alta produtividade, ciclagem de nutrientes e fluxo de energia. O autor afirma que os principais parâmetros analisados para verificar a eficiência das plantas no tratamento de efluentes incluem variáveis limnológicas importantes, como oxigênio dissolvido, fósforo, nitrogênio e enxofre, além de elementos-traço, como metais pesados, e matéria orgânica dissolvida. Essas variáveis são essenciais para a manutenção dos sistemas aquáticos e, se não forem reduzidas durante o tratamento de efluentes antes de serem lançadas nos corpos d'água, podem contribuir para a eutrofização artificial.

1.2.6 Remoção da carga orgânica

A poluição dos recursos hídricos está estreitamente ligada à falta de saneamento adequado, resultando no lançamento direto de efluentes em corpos d'água. Isso não apenas causa problemas ambientais, mas também de saúde pública. Entre os impactos ambientais mais frequentes estão a redução dos níveis de oxigênio devido à carga orgânica, além da proliferação de algas e plantas aquáticas, estimulada pela presença de nutrientes (SILVA *et al.*, 2019).

Para Leitão-Junior *et al.* (2007) devido à necessidade de altas concentrações de nutrientes para seu desenvolvimento, as macrófitas aquáticas são utilizadas com sucesso na recuperação de rios e lagos poluídos. Suas raízes podem absorver grandes quantidades de substâncias tóxicas e formam uma densa rede capaz de reter as partículas mais finas em suspensão. As macrófitas desempenham papéis essenciais no tratamento de esgoto, fornecendo oxigênio aos microrganismos na rizosfera e melhorando a condutividade hidráulica. Além disso, o Brasil possui diversas espécies vegetais com grande potencial para a fitorremediação (SILVA, 2007).

Entre as espécies de macrófitas mais endêmicas no Brasil, destacam-se a *Pistia stratiotes*, conhecida como alface d'água, e a *Eichhornia crassipes*, popularmente chamada de aguapé. Essas espécies são comuns em reservatórios de climas tropicais e sua abundância indica uma alta concentração de nutrientes (MOURA *et al.*, 2009; NISHIMURA, 2020).

As espécies *Pistia stratiotes*, conhecida popularmente como Erva de Santa Luzia, Flor d'água, repolho d'água e alface d'água é uma planta oportunista de boa resistência e de propagação rápida. Diversas pesquisas têm sido realizadas em todo o mundo sobre o emprego no tratamento de efluentes e biorremediação. Dentre as espécies, a *Pistia stratiotes* tem demonstrado ser capaz de reter significativas quantidades de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo em suas raízes e nas camadas de biofilme associadas. A capacidade da

planta de reter esses nutrientes está relacionada com vários fatores, como a densidade populacional da planta, a concentração de nutrientes na água e a disponibilidade de luz e oxigênio (ZIMMELS; KIRZHNER, 2006; NISHIMURA, 2020).

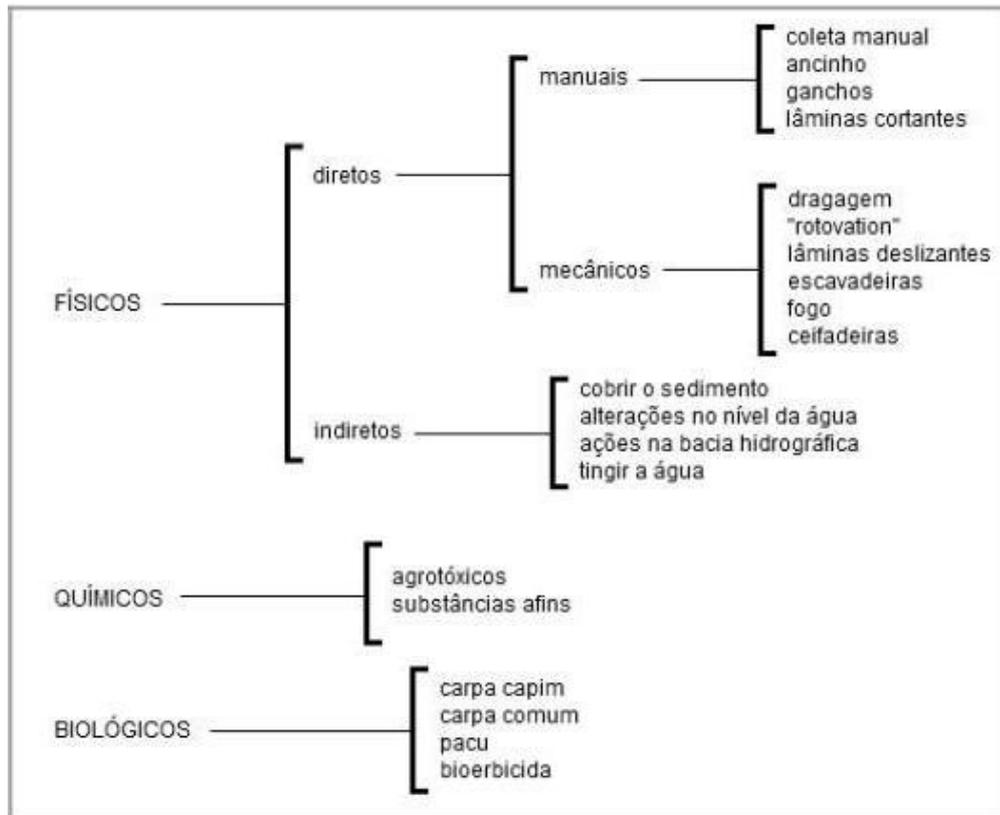
Eichhornia crassipes, conhecida como aguapé desempenha um papel importante para a absorção e remoção de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, pois estas espécies possuem a capacidade de atuar como filtradoras, absorvendo esses compostos da água através de suas raízes e folhas. Essas plantas têm um sistema radicular denso que permite a absorção eficiente de nutrientes da água circundante (PINTO *et al.*, 2007). A China utiliza a fitorremediação para controle da contaminação e as espécies de *Eichhornia crassipes*, em conjunto com *Pistia stratiotes* são bastante utilizadas na remoção de poluentes nos rios (SELVA-FILHO, 2021). O autor afirma ainda que diversos estudos demonstram que as macrófitas, em especial as aguapés, são eficientes na remoção de metais pesados, além da alta capacidade de remover fósforo e nitrogênio amoniacal de efluentes.

1.2.7 Manejo das macrófitas aquáticas

Para o manejo e controle do crescimento das macrófitas aquáticas é necessário conhecer a dinâmica do reservatório, sua biota e particularidades, de modo a entender como as espécies vegetais presentes neste ambiente se desenvolvem (XAVIER *et al.*, 2021). De acordo com os autores, muitas hidrelétricas no Brasil vêm monitorando e realizando a remoção das macrófitas aquáticas. Para o controle dessas espécies vegetais, podem ser realizados isoladamente ou combinados, os procedimentos manuais, mecânicos, químicos e biológicos. Os autores afirmam ainda que nenhuma das técnicas utilizada está livre de impacto ambiental, havendo atributos tanto positivos quanto negativos. Desta forma, para o manejo efetivo é necessário o planejamento considerando as particularidades de cada ambiente.

Pompêo (2017) corrobora afirmando que há diversos procedimentos de controle das macrófitas aquáticas, métodos estes sintetizados na Figura 3.

Figura 3 Métodos de controle de plantas aquáticas.



Fonte: Pompêo, 2017.

Para qualquer técnica utilizada para o manejo das macrófitas aquáticas devem ser observados os seguintes critérios: a forma mais adequada para a espécie manejada e que os impactos decorrentes da ação sejam mínimos. Outro fator importante está relacionado ao descarte da biomassa, uma vez que o descarte irregular desse material pode ocasionar eventuais transtornos ao local de disposição. O procedimento mais usual para o descarte desse material é a disposição em aterro sanitário, no entanto, há outras formas de aproveitamento dessa biomassa que se mostraram viáveis, como bioissorção, fitorremediação, biogás, fertilizantes para tanques de pisciculturas e para vegetação, entre outros (XAVIER, 2021).

1.2.8 Batimetria

A dinâmica de um corpo hídrico depende em grande parte de sua forma e capacidade de armazenamento de água e vazão. A batimetria é o conjunto dos princípios, métodos e convenções usados para determinar a medida do contorno, da dimensão relativa da superfície submersa dos mares, rios, lagos, represas e canais. Essa técnica consiste na medição e mapeamento de profundidades para representar a topografia do fundo dos corpos d'água (GAGG, 2016; BATISTA, 2016). Para Garcia (2019), o estudo batimétrico é uma mensuração

topográfica, que tem por objetivo coletar dados sobre o perfil de elevação em diferentes ambientes, sendo fundamental para diversas aplicações, como o monitoramento da qualidade da água, gestão e conservação dos corpos hídricos e a preservação dos ecossistemas aquáticos.

Para Souza e Pinto (2020), os levantamentos batimétricos auxiliam na compreensão da dinâmica hídrica dos corpos d'água. Os autores destacam que esses levantamentos são necessários para as modelagens hidrodinâmicas, além de fornecer informações importantes sobre os processos de sedimentação e assoreamento em qualquer corpo hídrico, sendo, desta forma, possível identificar áreas com maior potencial de degradação ambiental.

Segundo Jawak *et al.* (2015), com os levantamentos batimétricos e a obtenção de mapas de profundidade, é possível garantir maior segurança nas tomadas de decisões que visem o uso e a gestão sustentável de corpos hídricos, como estudos aquícolas, navegação, dragagem, práticas da atividade pesqueira ou lazer, bem como estudos que auxiliam na determinação da capacidade de suporte desses mananciais.

Para entender as origens dos lagos e sua forma é necessário, primeiramente determinar sua batimetria (FERNANDES, 2012). Esses estudos, atualmente, são realizados com aparelhos de eco-sondagem e com sistemas de posicionamento geográfico para determinar a posição exata de cada ponto.

1.3 ESCOPO E ESTRUTURAÇÃO DA DISSERTAÇÃO

O objetivo principal desta dissertação é avaliar a dinâmica limnológica do sistema hídrico do Centro Ecológico Municipal de Recreação e Lazer Bernardo Berneck, localizado em Várzea Grande, MT, e propor um manejo adequado do ecossistema aquático para a redução da carga de nutrientes e controle das plantas aquáticas. A metodologia adotada inclui análises de água, concentrações de nutriente em sedimento e macrófitas. As análises seguiram as metodologias descritas nos "*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*", e os resultados foram comparados aos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/05.

No Capítulo 2, é apresentado o artigo e a metodologia deste estudo, incluindo resultados e mapas elaborados. as conclusões e recomendações gerais resultantes deste trabalho.

1.4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, E. L. *et al.* O processo de expansão urbana e seus impactos na Estação Ecológica de Ribeirão Preto, SP. **Revista Ciência e Natura, Santa Maria** v.42, e 43, p. 1 – 25, 2020.

Disponível em:

<https://www.researchgate.net/publication/344762681_O_processo_de_expansao_urbana_e_s_eus_impactos_na_Estacao_Ecologica_de_Ribeirao_Preto_SP>. Acesso em 05 mar 2024.

DOI: 10.5902/2179460X40783

BARCELLOS, R. L. *et al.* Distribuição e características do fósforo sedimentar no sistema estaurino lagunar de Cananéia-Iguapé, Estado de São Paulo, Brasil. **Eochim. Brasil.**, v. 19, n. 1, p. 022- 036, 2005. Disponível em:

<<https://www.geobrasiliensis.org.br/geobrasiliensis/article/view/220/pdf>>. Acesso 08 jul 2022.

BARROS, F. de A. **Avaliação dos impactos da urbanização na microbacia do Córrego Traíras, Várzea Grande – MT, 2017.** 104 pag. Dissertação de Mestrado em Recursos Hídricos – Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT. Cuiabá?MT, 2017. Disponível em:

Disponível em: <<https://drive.google.com/file/d/1wC39UkFRMdgt1VslEc6gm5q18fZq5fvM/view>>. Acesso em 08 mar 2024.

BATISTA, P. V. G. **Modelagem de erosão hídrica e métodos de interpolação de batimetria fluvial na bacia do Alto Rio Grande (MG), 2016.** 106 pag. Dissertação de Mestrado em Ciências do Solo – Recursos Ambientais – Universidade Federal de Lavras – UFLA. Lavras/MG, 2016. Disponível em:

<<https://www.semanticscholar.org/paper/Modelagem-da-eros%C3%A3o-h%C3%ADdrica-e-m%C3%A9todos-de-de-fluvial-Batista/65276a4d4799e1b85ea0eccdf74eb4b750ca51bf>>.

Acesso 10 fev 2023.

BERBEL, G. B. B. **Estudo do fósforo sedimentar e de suas especiações químicas em dois sistemas costeiros e Plataforma Continental Sudestes (Brasil) e Baía do Almirantado (região antártica) considerando suas relações biogeoquímicas, 2008.** 95 pag. Tese de Doutorado em Ciências – Oceanografia Química e Geológica – Universidade de São Paulo – USP. São Paulo/SP, 2008. Disponível em:

<<https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/21/21133/tde-25062008-152427/publico/Glaucia.pdf>>. Acesso em: 05 jul 2022.

BIUDES, J. F. V.; CAMARGO, A. F. M. Estudos dos fatores limitantes à produção primária por macrófitas aquáticas no Brasil. **Oecol. Bras**, v. 12, n. 1, p. 7-19, 2008.

BRASIL, **Lei nº 10.257, de 10 de julho de 2001.** Regulamenta os arts. 182 e 183 da Constituição Federal, estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providência.

Disponível em <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/LEIS_2001/L10257.htm>. Acesso em: 10 jul 2024.

CABRAL, L. do N.; CANDIDO, G. A. Urbanização, vulnerabilidade, resiliência: relações conceituais e compreensões de causa e efeito. **urbe, Revista Bras Gest Urbana**, p. 1 – 13, 2019. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/urbe/a/b6W57J68KwHWXbbHRGvG8gG/?format%3Dpdf%26lang%3Dpt#>>. Acesso em 05 mar 2024. DOI: 10.1590/2175-3369.011.002.AO08

CAMPOS, F. L. M. O planejamento da ocupação urbana integrada à preservação e à gestão dos recursos hídricos locais. **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego**, v. 1, n. 2, jul/dez. 2007. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/276227286_O_planejamento_da_ocupacao_urbana_integrado_a_preservacao_e_a_gestao_dos_recursos_hidricos_locais>. Acesso em 10 mar 2024. DOI: 10.5935/2177-4560.20070020

CARDOSO, P. de M. **Democratização do acesso à propriedade pública no Brasil: Função social e regularização fundiária**, 2010. 260 pag. Dissertação de Mestrado em Direito Urbanístico – Pontifícia Universidade Católica de São Paulo – PUC-SP. São Paulo/SP, 2010. Disponível em: <https://www.livrosgratis.com.br/ler-livro-online-100369/democratizacao-do-acesso-a-propriedade-publica-no-brasil--funcao-social-e-regularizacao-fundiaria#google_vignette>. Acesso 05 jul 2022.

CASTANHETTI, F. J. **A falta de sistema de tratamento de esgoto doméstico em zona rural e suas conseqüências**, 2017. 34 pag. Trabalho de Conclusão de Curso – TCC – Universidade do Sul de Santa Catarina – UNISUL. Içara/SC, 2017. Disponível em <<https://repositorio.animaeducacao.com.br/items/b6973c0a-4d31-4e39-9c10-763b13365f48>> Acesso 07 jul 2022.

CHEIS, D. Remoção de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, no tratamento de esgoto. **Revista TAE**. Ed.18. Ano 3 - abril/maio de 2014. Disponível em: <<https://www.revistatae.com.br/Artigo/566/remocao-de-nutrientes-como-fosforo-e-nitrogenio-no-tratamento-de-esgotos>>. Acesso em 15 fev 2024.

CRUZ, B. B. *et al.* Mananciais paulistas como prioridade na agenda pública: identificação de áreas críticas e proposta de zoneamento. **Instituto Democracia e Sustentabilidade (IDS) e Laboratório de Geoprocessamento da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (Labgeo/Poli/USP)**. São Paulo, SP. 2017. 33p. Disponível em: <https://www.idsbrasil.org/wp-content/uploads/2021/11/Mananciais_paulistas_-_SumC3A1rio_Executivo_-_2017_Corrigido_3_24_10-1.pdf>. Acesso em 15 abr 2024.

DE PAULA, L. M. **Avaliação da qualidade da água e autodepuração do Rio do Rio Jordão, Araguari (MG), 2011**. 177 pag. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil – Universidade Federal de Uberlândia – UFMG. Uberlândia/MG, 2011. Disponível em:

<<https://repositorio.ufu.br/bitstream/123456789/14157/1/d.pdf>> Acesso 05 jul 2022.

SOUZA, M. C. da S. A.; GHILARDI, H. T. Avaliação ambiental estratégica no planejamento da gestão de recursos hídricos: uma necessidade para o equilíbrio do meio ambiente. **Revista de Direito Ambiental e Socioambientalismo**, v. 2, n. 1, p.190 – 209. Jan/jun. 2016.

Disponível em:

<https://www.researchgate.net/publication/322621207_A_Avaliacao_Ambiental_Estrategica_No_Planejamento_da_Gestao_de_Recursos_Hidricos_Uma_Necessidade_para_o_Equilibrio_do_Meio_Ambiente>. Acesso em 05 mar 2024. DOI: 10.21902/

ESTEVES, F. A. **Fundamentos da limnologia**. 826 p. 3. Ed. Rio de Janeiro – RJ, 2011.

FANG, L. *et al.* Magnetite/Lanthanum hydroxide for phosphate sequestration and recovery from lake and the attenuation effects of sediment particles, **Water Research**, 243–254, 2018.

Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135417310035>>. Acesso em 16 jun 2024. DOI.org/10.1016/j.watres.2017.12.008

FERNANDES, D. P. **Avaliação de degradação ambiental em um reservatório oligotrófico (reservatório de Serra Azul, MG – Brasil): avaliação limnológica, morfometria, batimetria e modelagem hidrodinâmica, 2012**. 103 pag. Dissertação de Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre – Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG. Belo Horizonte/MG, 2012. Disponível em:

<https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/BUOS-92YP4X/1/disserta__o__denise.pdf>. Acesso 05 mar 2024.

GAGG, G. **Apostila de Levantamentos Hidrográficos** – Noções Gerais. IGEO – Instituto De Geociências. Departamento de Geodésia. UFRGS. 41 p. 2016. Disponível em <<https://lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/157210/001020445.pdf?sequence=1&isAllowed=y>> Acesso 10 mar 2023.

GARCIA, L. C. **Proposta de um modelo de chicana para lagoas facultativas utilizando ferramenta de fluidodinâmica computacional, 2019**. 60 pag. Dissertação de Mestrado em Inovação Tecnológica – Universidade Federal do Paraná – UFPR. Campo Mourão/PR, 2019. Disponível em:

<<https://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/5154/3/chicanalagoasfluidodinamicacomputacional.pdf>> Acesso 10 fev 2023.

JAWAK, S. D.; VADLAMANI S. S.; LUIS, A. J. A Synoptic Review on Deriving Bathymetry Information using Remote Sensing Technologies: Models, Methods and Comparisons. **Advances in Remote Sensing**, [S./l.], v. 4, p. 147-162, 2015.

JIN. G. *et al.*, Response of sediments and phosphorus to catchment characteristics and human activities under different rainfall patterns with Bayesian Networks, **Journal of Hydrology**, v. 584, 2020, 124695. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0022169420301554>>. Acesso em 16 jun 2024. DOI.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124695

LEITÃO-JUNIOR, A. M. *et al.* Sistema de tratamento alternativo de efluentes utilizando macrófitas aquáticas: um estudo de caso do tratamento de efluentes frigoríficos por *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*. **Revista Caminhos de Geografia**. v. 8, n. 23, p. 8 – 19, 2007. Disponível em:

<<https://seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/15659/8858>>. Acesso em 17 jun 2024.

LIMA, M. V. De A. **Estudo sobre a dinâmica de crescimento e práticas de manejo de macrófitas aquáticas na PCH Santa Rosa II (Bom Jardim/RJ)**, 2019, 99 pág. Trabalho de Conclusão de Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária – Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis/SC, 2019. Disponível em:

<https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/202777/TCC_VF_%20Maria%20Vitar%20de%20Abreu%20Lima.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso 18 agos 2022.

MARIA, M. A. **Avaliação da utilização do glifosato para manejo de macrófitas aquáticas**, 2017, 148 pag. Tese de Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos – Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte/MG, 2017. Disponível em: <https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/BUBD-AW5NLZ/1/marina_a_maria_tese.pdf>. Acesso 21 agos 2022.

MATO GROSSO. Secretaria de Estado de Meio Ambiente – SEMA. **Geoportal** – outorga_2024. Disponível em: <<https://geoportal.sema.mt.gov.br/#/>>. Acesso 21 mar 2024

MEDEIROS, K. T. de B.; LUCENA, M. M. A. de. Gestão dos recursos hídricos: uma revisão sob a perspectiva dos objetivos do desenvolvimento sustentável. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental, Palhoça**, v. 12, p. 1-14, 2023. Disponível em:

<https://www.researchgate.net/publication/372479585_GESTAO_DOS_RECURSOS_HIDRICOS_UMA_REVISAO_SOB_A_PERSPECTIVA_DOS_OBJETIVOS_DO_DESENVOLVIMENTO_SUSTENTAVEL_GESTION_DE_LOS_RECURSOS_HIDRICOS_UNA_REVISION_DESDE_LA_PERSPECTIVA_DE_LOS_OBJETIVOS_DE_DESARROLL>. Acesso em 05 abr 2024.

MORAES, G. da S. *et al.* Urbanização em assentamentos precários: o caso do assentamento Carrapicho em Várzea Grande – MT. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**. v. 19, n. 5, 2023. Disponível em:

<https://publicacoes.amigosdanatureza.org.br/index.php/forum_ambiental/article/view/4447>. Acesso em 20 mar 2024. DOI: <https://doi.org/10.17271/1980082719520234447>

MOURA, M. A. M. *et al.* Manejo integrado de macrófitas aquáticas. **Revista Biológico**. v. 71, n. 1, p. 77 – 82, 2009. Disponível em:

<http://www.biologico.agricultura.sp.gov.br/uploads/docs/bio/v71_1/moura.pdf>. Acesso em 17 jun 2004.

NICOLLIER, V.; KIPERSTOK, A.; BERNARDES, M. E. C. A governança das águas no Brasil: qual o papel dos municípios? **Revista Cidades e tecnologias • Estud.** av. 37 (109) • Set-Dez 2023. Disponível em:

<<https://www.scielo.br/j/ea/a/SVDPHh74bVQJRpf86M4mfYp/#>>. Acesso em 05 mar 2024.
DOI: 10.1590/s0103-4014.2023.37109.017

NISHIMURA, A. S. **Avaliação da remoção dos macronutrientes nitrogênio e fósforo de efluente de abatedouro por fitorremediação, 2020.** 51 pag. Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Ambiental – Universidade Federal de Uberlândia – UFMG. Uberlândia/MG, 2020. Disponível em: <<https://repositorio.ufu.br/handle/123456789/30931>>. Acesso 05 jul 2022.

OLIVI, P. *et al.* A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Revista Química Nova.** v. 31, n. 7, p. 1820 – 1830, 2008. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/qn/a/X6sRQb5cdDnHxgPJvZR33PN/?format=pdf&lang=pt>>. Acesso em 16 jun 2024.

PANTANO, G. *et al.* Sustentabilidade no uso do fósforo: uma questão de segurança hídrica e alimentar. **Revista Química Nova,** v. 39, n. 6, p. 732 – 740, 2016. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/qn/a/YLbww37mZWK7qJLr4SxGnFP/>>. Acesso em 16 jun 2024.
DOI.org/10.5935/0100-4042.20160086

PINTO, F. de R., *et al.* Remoção de *Escherichia coli* de efluentes de carcinocultura por macrófitas aquáticas flutuantes (*eichhornia crassipes* e *Salvinia molesta*). In: XVII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2007, São Paulo. **Anais.** São Paulo: ABHIDRO, 2007. Disponível em: <https://abrh.s3.sa-east-1.amazonaws.com/Sumarios/19/71358befb28fdd7af5249af30c57b121_80274dde0838c850a57b364b7391f2c5.pdf>. Acesso 12 ago. 2022.

POMPÊO, M. **Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros.** São Paulo; Instituto de Bio-ciências da USP, 138 p. 2017. Disponível em: <http://ecologia.ib.usp.br/portal/macrophytas/all_book.pdf> Acesso 21 agos 2022.

RODRIGUES-JUNIOR, R de. **Determinação da vazão máxima da Bacia Hidrográfica do Rio do Campo utilizando o software HEC-HMS, 2019.** 76 pag. Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Ambiental – Universidade Tecnológica Federal de Paraná. Campos Mourão – UFPR. Curitiba/PR, 2019. Disponível em: <<https://riut.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/7075/1/vazaobaciahidrograficahechms.pdf>>. Acesso 05 jul 2022.

SALLES, M. C. T.; GRIGIO, A. M.; DA SILVA, M. R. F. Expansão urbana e conflito ambiental: uma descrição da problemática do município de Mossoró, RN – Brasil. **Revista Sociedade & Natureza, Uberlândia,** v. 25, n. 2, p. 281-290, 2013. DOI:10.1590/S1982-45132013000200006. Disponível em

<<https://www.scielo.br/j/sn/a/v4mnYQbXBCfr9ymynmywwZR/?format=pdf>>. Acesso em 05 mar 2024.

SASABUCHI, I. T. M.; KRIEGER, K. S.; NUNES, R. S.; FERREIRA, A. C.; XAVIER, G. T. M.; URZEDO, A. L.; CARVALHO, W. A.; FADINI, P. S. Sustentabilidade no uso de fósforo: uma revisão bibliográfica como foco na situação atual do Estado de São Paulo, Brasil **Revista Química Nova**, v. 46, n. 2, p. 185-198, 2023. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.21577/0100-4042.20170967>>. Acesso 12 ago. 2022.

SCHINDLER, D.W. *et al.* Reducing Phosphorus to Curb Lake Eutrophication is a Success. **Environmental Science & Technology**, v. 50, p. 8923 – 8929, 2016. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.6b02204>>. Acesso em 16 jun 2024.
DOI:10.1021/acs.est.6b02204

SELVA-FILHO, A. A. P. **Aplicação da *Eichhornia crassipes* no tratamento de ambientes contaminados por petroderivados, 2021.** 192 pag. Dissertação de Mestrado em Desenvolvimento de Processos Ambientais – Universidade Católica de Pernambuco – UNICAP. Recife/PE, 2021. Disponível em: <http://tede2.unicap.br:8080/bitstream/tede/1407/5/Ok_alexandre_augusto_paredes_selva_filho.pdf>. Acesso 10 fev 2024.

SILVA, A. P. S., *et al.* **Impactos ambientais em mananciais urbanos e a qualidade da água.** DOI: 10.4322/978-85-455202-1-4-18. Acesso em 05 mar 2024.

SILVA, S. C. **Wetlands contruídos de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos.** Tese de Doutorado – Universidade de Brasília. DF, 2007. Disponível em: <<http://ptarh.unb.br/wp-content/uploads/2017/05/tese-doutorado-Selma.pdf>>. Acesso em 17 jun 2024.

SILVA, L. A. M. *et al.* Uso sustentável de macrófitas no tratamento de efluentes: uma revisão sistemática. **Revista Journal of Environmental Analysis and Progress**. v. 4, n. 4, p. 228 – 238, 2019. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/335010811_Uso_sustentavel_de_macrofitas_no_tratamento_de_efluentes_uma_revisao_sistematica>. Acesso em 16 jun 2024.
DOI:10.24221/jeap.4.4.2019.2590.228-238

SOUZA, D. F. de; PINTO, A. L. Levantamento batimétrico automatizado em ambiente lacustre brasileiro: o estudo de caso da Lagoa Maior. **Revista Cerrados (Unimontes)**, v. 18, n. 02, p. 535-550, 2020. Disponível em: <<https://www.redalyc.org/journal/5769/576962806025/576962806025.pdf>>. DOI: <https://doi.org/10.46551/rc24482692202028>. Acesso 20 fev 2024.

TRINDADE, P. B. C. B.; MENDONÇA, A. S. F. Eutrofização em reservatórios – estudo de caso: reservatório de Rio Bonito (ES). **Revista Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 19, n.

13, p. 275-282, 2014. Disponível em:

<<https://www.scielo.br/j/esa/a/zM9W9yNqs6fvt76Q9HQ7TPC/?lang=pt&format=pdf>>. DOI: 10.1590/S1413-41522014019000000537. Acesso 05 jul 2022.

TRINDADE, T. R. C.; PEREIRA, A. S.; ALBERTONI, F. E.; PALMA-SILVA, C.

Caracterização e importância das macrófitas aquáticas com ênfase nos ambientes límnicos do campus Carreiros – FURG, Rio Grande, RS. **Cadernos de ecologia aquática**, v. 5, n. 2, p. 1- 22, 2010. <Disponível em: <http://repositorio.furg.br/handle/1/436>>. Acesso em: 07 jul 2022.

TUCCI, C. E. M. **Gestão de águas pluviais urbanas**. Ministério das Cidades Global Water Partnership. Edição em arquivo digital. Brasília, 2005.

<https://files.cercomp.ufg.br/weby/up/285/o/Gest%C3%A3o_de_Aguas_Pluviais__.PDF?1370615799>. Acesso 05 jul 2022.

UNITED NATIONS, **Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2015). World Urbanization Prospects: The 2014 Revision**, (ST/ESA/SER.A/366).

Disponível em: <<https://population.un.org/wup/publications/files/wup2014-report.pdf>>. Acesso em 20 mar 2024.

VENDRAMEL, S. M. R.; MAUAD, C. R.; COSTA, J. J. C. R. da; LIN YE, A. C. Otimização da determinação de fósforo em águas naturais poluídas pelo método ácido fosfórico vanadato-molibdato. *In: 30º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*, Rio Grande de Norte – RN, **Anais**. 2019. Disponível em: <https://abes-dn.org.br/anais eletronicos/45_Download/TrabalhosCompletoPDF/IV-219.pdf> Acesso 05 jul 2022.

VIDAL, T. F.; CAMPELO NETO, J. Dinâmica de nitrogênio e fósforo em reservatório na região semiárida utilizando balanço de massa. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 4, p. 402-407, 2013. Disponível em:

<<https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/mBHRHFFwMScJPQkwB45skrg/abstract/?lang=pt>>. Acesso 05 jul 2022.

VIEIRA, R. F. Ciclo do nitrogênio em sistemas agrícolas, 2017. **Embrapa Meio Ambiente, Brasília, DF, 2017**. Disponível em:

<<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/175460/1/2017LV04.pdf>>. Acesso 05 jul 2022.

WIEGAND, M. C.; RIBEIRO, D. C.; NASCIMENTO, IA. T. P. do.; ARAÚJO, C. de.

Sedimento como fonte de fósforo em açudes eutrofizados do semiárido. *In: XI ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS, João Pessoa – PB, 2014*.

Disponível em: < [https://abrh.s3.sa-east-](https://abrh.s3.sa-east-1.amazonaws.com/Sumarios/170/d529e6f2c04fd81f42797a9de80c2f5c_088e327951345f77c90f5d6c85e2276a.pdf)

[1.amazonaws.com/Sumarios/170/d529e6f2c04fd81f42797a9de80c2f5c_088e327951345f77c90f5d6c85e2276a.pdf](https://abrh.s3.sa-east-1.amazonaws.com/Sumarios/170/d529e6f2c04fd81f42797a9de80c2f5c_088e327951345f77c90f5d6c85e2276a.pdf)>. Acesso 05 jul 2022

XAVIER, *et al.* **Macrófitas aquáticas: caracterização e importância em reservatórios hidrelétricos**. Belo Horizonte. Ceming, 2021. 96 p. il.fot. Disponível em: <<https://www.cemig.com.br/wp-content/uploads/2021/03/livro-macrofitas-cemig-2021.pdf>>. Acesso 21 agos 2022.

ZIMMELS, Y.; KIRZHNER, F.; MALKOVSKAJA, A. Application of *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* for treatment of urban sewage in Israel. **Journal of Environmental Management**, v. 81, n. 4, p. 420-428, 2006. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.11.014>>. Acesso 21 agos 2022.

CAPÍTULO 2

DINÂMICA DA QUALIDADE DA ÁGUA E PROPOSTA DE MANEJO DE UM SISTEMA HÍDRICO EM UM PARQUE URBANO

RESUMO

O crescimento acelerado das cidades sem planejamento gera problemas sociais, econômicos e ambientais, incluindo o lançamento de esgoto sem o devido tratamento nos corpos d'água, que leva ao excesso de nutrientes nos ambientes aquáticos e, conseqüentemente, a eutrofização. Conhecer a dinâmica dos nutrientes em mananciais hídricos é essencial para ações de mitigação ou prevenção. Este estudo teve como objetivo avaliar a dinâmica limnológica do sistema hídrico do Centro Ecológico Municipal de Recreação e Lazer Bernardo Berneck, em Várzea Grande – MT, e propôr manejo para reduzir a carga de nutrientes e controlar a proliferação de macrófitas, incluindo a remoção sistemática das macrófitas para evitar a decomposição excessiva e a conseqüente demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Foram realizadas cinco campanhas de coleta de água (três no período chuvoso e duas na estiagem) e duas de sedimentos (uma em cada período). As análises seguiram metodologias do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, e os resultados foram comparados com os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA n. 357/05. O estudo revelou que durante períodos chuvosos, a diluição dos poluentes reduziu as concentrações de fósforo nos sedimentos e na água, enquanto na estiagem, essas concentrações aumentaram devido à menor renovação da água, promovendo a acumulação de nutrientes. As lagoas apresentaram comportamentos distintos quanto aos níveis de fósforo e à proliferação de macrófitas aquáticas, que retêm nutrientes, mas aumentam a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e consomem oxigênio durante a decomposição. As análises mostraram que os parâmetros em conformidade com a Resolução CONAMA n. 357/2005 foram nitrato, sólidos totais dissolvidos e pH, enquanto que a DBO, fósforo total, nitrito, nitrogênio amoniacal, cor verdadeira, oxigênio dissolvido (OD) e *Escherichia coli* estavam fora dos limites. A redução gradual de nutrientes, sólidos, DBO, turbidez, cor e *E. coli*, juntamente com o aumento do OD ao longo do sistema lagunar, sugere que as lagoas atuam como mecanismos de retenção e mineralização de nutrientes, ajudando a mitigar a eutrofização.

Palavra chave: macrófitas aquáticas, qualidade da água, eutrofização.

WATER QUALITY DYNAMICS AND MANAGENT PROPOSAL OF A WATER SYSTEM IN AN URBAN PARK

ABSTRACT

The accelerated unplanned growth of cities generate social, economic and environmental problems, including the discharge of sewage without proper treatment into water bodies, which leads to excess nutrients in aquatic environments and, consequently, eutrophication. Knowing the dynamics of nutrients in water sources is essential for planning mitigation or prevention actions. This study aimed to evaluate the limnological dynamics of the water system of the Municipal Ecological Center for Recreation and Leisure Bernardo Berneck, in Várzea Grande – MT, and propose management to reduce nutrient load and control the proliferation of macrophytes, including the systematic removal of macrophytes to avoid excessive decomposition and the consequent biochemical oxygen demand (DBO). Five water sampling campaigns were carried out (three in the rainy season and two in the dry season) and two sediment sampling campaigns (one in each period). The analyzes followed the *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater methodologies*, and the results were compared with the standards established by CONAMA Resolution n. 357/05. The study revealed that during rainy period, the dilution of pollutants reduced phosphorus concentrations in sediments and water, while during drought, these concentrations increased due to less water renewal, promoting the accumulation of nutrients. The lakes showed different behaviors in terms of phosphorus levels and the proliferation of aquatic macrophytes, which retain nutrients, but increase biochemical oxygen demand (BOD) and consume oxygen during decomposition. The analyzes showed that the parameters in accordance with the CONAMA Resolution n. 357/2005 were nitrate, total dissolved solids and pH, while BOD, total phosphorus, nitrite, ammonia nitrogen, true color, dissolved oxygen (DO) and *Escherichia coli* were outside the limits. The gradual reduction of nutrients, solids, BOD, turbidity, color and *E. coli*, along with the increase in DO throughout the lagoon system, suggests that lagoons act as nutrient retention and mineralization mechanisms, helping to mitigate eutrophication.

Keywords: aquatic macrophytes, water quality, eutrophication

2.1 INTRODUÇÃO

A expansão urbana devido ao crescimento populacional é um processo antrópico que requer planejamento territorial essencial para garantir a qualidade de vida da população e a preservação do meio ambiente, especialmente no que se refere aos recursos hídricos. As leis urbanísticas desempenham um papel crucial na compreensão e regulação desse crescimento, podendo tanto mitigar quanto potencializar os impactos negativos. A decisão de expandir legalmente o perímetro urbano de um município deve ser embasada em um projeto específico, conforme estabelecido na Lei nº 10.257/2001 (BRASIL, 2001), que dispõe sobre o Estatuto da Cidade (MOCCI; LEONELLI, 2021). No entanto, a urbanização desordenada, caracterizada por ocupações irregulares e ausência de infraestrutura adequada, tem acarretado sérios

problemas sociais, econômicos e ambientais, incluindo a degradação dos recursos hídricos (SALLES *et al.*, 2013; LIMA *et al.*, 2019).

Os padrões de uso e ocupação do solo urbano estão intrinsecamente ligados a questões sociais e ambientais, com o crescimento desordenado da população, causa um dos problemas mais significativos observados nas grandes cidades brasileiras. Este fenômeno resulta da carência de planejamento urbano e da ineficiência de políticas públicas (SPETH *et al.*, 2020). Os autores afirmam que a expansão urbana desregulada frequentemente leva à ocupação das Áreas de Preservação Permanente (APPs), comprometendo a proteção ambiental dessas regiões.

Nesse contexto, o saneamento desempenha um papel crucial, pois é um conjunto de ações que visam melhorar o meio ambiente para prevenir doenças, promover a saúde e aumentar a qualidade de vida e a produtividade das pessoas. No Brasil, o saneamento básico é um direito constitucional e, segundo a Lei nº 11.445/2007, inclui serviços de abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana, drenagem urbana e manejo de resíduos sólidos e de águas pluviais (GARCIA; FERREIRA, 2017; CARCARÁ *et al.*, 2019; LEITE *et al.*, 2022). De acordo com os autores, a precariedade dos serviços de saneamento básico contribui diretamente para problemas de saúde pública e para a degradação ambiental. A ausência de infraestrutura adequada nessas áreas é uma das principais responsáveis pela deterioração das bacias hidrográficas no Brasil, especialmente nas grandes metrópoles, onde o crescimento urbano intensifica esses efeitos negativos..

As atividades humanas relacionadas ao uso do solo pressionam os recursos naturais, reduzindo a qualidade das bacias hidrográficas (TELES *et al.*, 2022). Consequentemente, a contaminação dos lençóis freáticos, o desmatamento e a alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente levam à perda da qualidade da água e à diminuição da biodiversidade ao redor dos corpos hídricos (VASCONCELOS; SOUZA, 2011). Além disso, ainda persistem indefinições quanto ao papel fundamental do município na formulação e implementação de políticas urbanas que impactam os recursos hídricos.

Essas políticas deveriam ser estabelecidas por meio de planos diretores, leis de uso e ocupação do solo, zoneamentos, códigos de obras, parcelamentos do solo e políticas de regularização fundiária urbana. No entanto, a ausência formal ou prática desses instrumentos evidencia a ineficiência do poder público, especialmente em nível municipal. Essa ineficiência decorre da falta de capacitação, planejamento e omissão política, resultando na formação de assentamentos informais e na ocupação de áreas protegidas (CARNEIRO *et al.*, 2010; NICOLLIER *et al.* 2023; MEDEIROS; LUCENA, 2023). Os autores ressaltam ainda a

importância da gestão integrada dos recursos hídricos para o desenvolvimento sustentável das cidades, buscando estabelecer relações entre as formas de uso e ocupação do solo urbano e os problemas envolvendo as inundações urbanas e ambientais.

O município de Várzea Grande, assim como muitos municípios brasileiros, sofre com o crescimento acelerado e a expansão urbana sem planejamento, resultando em ocupações irregulares, invasões em áreas ambientais, moradias em áreas de risco, ausência de infraestrutura e precariedade no saneamento básico (SANTOS *et al.*, 2019). O Córrego Traíras é um dos principais cursos d'água urbanos do município, com aproximadamente 11 km de extensão, responsável pela diluição dos efluentes domiciliares das Estações de Tratamento de Efluentes (ETE) de empreendimentos residenciais e indústrias, outorgados pela Secretaria de Estado de Meio Ambiente (SEMA/MT, 2024). As lagoas artificiais no Centro Ecológico Municipal de Recreação e Lazer Bernardo Berneck, que integram a microbacia do córrego traíras, recebem grande carga de efluentes tratados e *in natura*, resultando na proliferação de macrófitas aquáticas e eutrofização (BARROS, 2017).

O nitrogênio e o fósforo nos rios e lagos são nutrientes essenciais para a cadeia alimentar. No entanto, quando presentes em altas concentrações em águas superficiais e combinados com boas condições de luminosidade, provocam o enriquecimento do meio. Esse fenômeno é conhecido como eutrofização (BARRETO *et al.*, 2013). A eutrofização, um dos principais problemas dos ambientes aquáticos, resulta do excesso de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo. Esses nutrientes provêm predominantemente de esgotos sanitários urbanos, efluentes industriais e escoamentos superficiais urbanos, que enriquece os corpos d'água com nutrientes e causando danos aos ecossistemas aquáticos, como a proliferação de macrófitas e algas nocivas (SMITH; SCHINDLER, 2009; PANTANO *et al.*, 2016; VIEIRA, 2017).

As macrófitas são essenciais nos ecossistemas aquáticos, atuando como produtores primários na cadeia alimentar, absorvendo nutrientes dos sedimentos e liberando-os na água, fornecendo habitat para pequenos animais e criando sombra para espécies sensíveis à luz solar. No entanto, o seu crescimento excessivo, associado ao aumento de nutrientes provenientes dos efluentes, pode afetar negativamente a qualidade da água, diminuindo o oxigênio dissolvido e alterando o pH (POMPÊO, 2017; LIMA, 2019).

Pompêo (2017) afirma que programas de monitoramento e gestão de macrófitas aquáticas são essenciais para orientar as ações de controle pelos tomadores de decisão. Assim, esses programas devem ser incluídos em qualquer iniciativa de gestão da qualidade da água e dos sedimentos dos reservatórios. O manejo das macrófitas geralmente envolve métodos

mecânicos, químicos e biológicos, que podem ser manuais ou mecanizados (MARIA, 2017). É crucial evitar a erradicação total dessas plantas, pois sua ausência também resulta em perda de serviços ecossistêmicos e qualidade da água. Além disso, a biomassa das macrófitas pode ser reaproveitada para a geração de energia, avaliando-se seu teor de celulose e óleo para a produção de biocombustíveis (GRECO, 2010; XAVIER, *et al.*, 2021).

Este estudo tem como objetivo avaliar a dinâmica limnológica do sistema hídrico do Centro Ecológico Municipal de Recreação e Lazer Bernardo Berneck, em Várzea Grande – MT, e propor estratégias de manejo do ecossistema aquático, visando a redução da carga de nutrientes, que pode causar eutrofização, e o controle eficaz das plantas aquáticas, garantindo um equilíbrio ecológico sustentável e a melhoria da qualidade da água.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Área de Estudo

A Região Hidrográfica (RH) do Paraguai, é uma das 12 regiões hidrográficas brasileiras, abrangendo uma área total de 1.135.000 km², dos quais 4,3% (aproximadamente 362.380 km²) estão localizados no Brasil, principalmente nos Estados de Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, incluindo a maior parte do Pantanal Mato-grossense (ANA, 2015; RABELO *et al.*, 2021;). A bacia hidrográfica do Rio Cuiabá, que integra essa região, está situada entre as latitudes 14°18' e 17°00' Sul e longitudes 54°40' e 56°55" Oeste, com importantes afluentes como os rios Marzagão, Manso, Acorizal, Coxipó-Açú, Coxipó-Mirim, Aricá Açú, Aricá Mirim Mutum e São Lourenço pela margem esquerda, e os rios Chiqueirão, Jangada, Espinheiro e Piraim pela margem direita (MATO GROSSO, 2012).

O município de Várzea Grande está inserido a Região Metropolitana do Vale do Rio Cuiabá, no Estado do Mato Grosso. Está situado na margem direita do Rio Cuiabá, limitando-se com os municípios de Cuiabá, Acorizal, Jangada, Santo Antônio do Leverger e Nossa Senhora do Livramento. Seu território possui uma área de 724,279 km² e seu perímetro urbano com 163,18 km² (FUNASA, 2013; SILVA, 2016; VÁRZEA GRANDE, 2021). É a segunda cidade mais populosa do Estado tendo, com 300.078 habitantes em 2022, com economia diversificada, englobando o comércio, serviços, indústria, agricultura familiar e construção civil (IBGE, 2022).

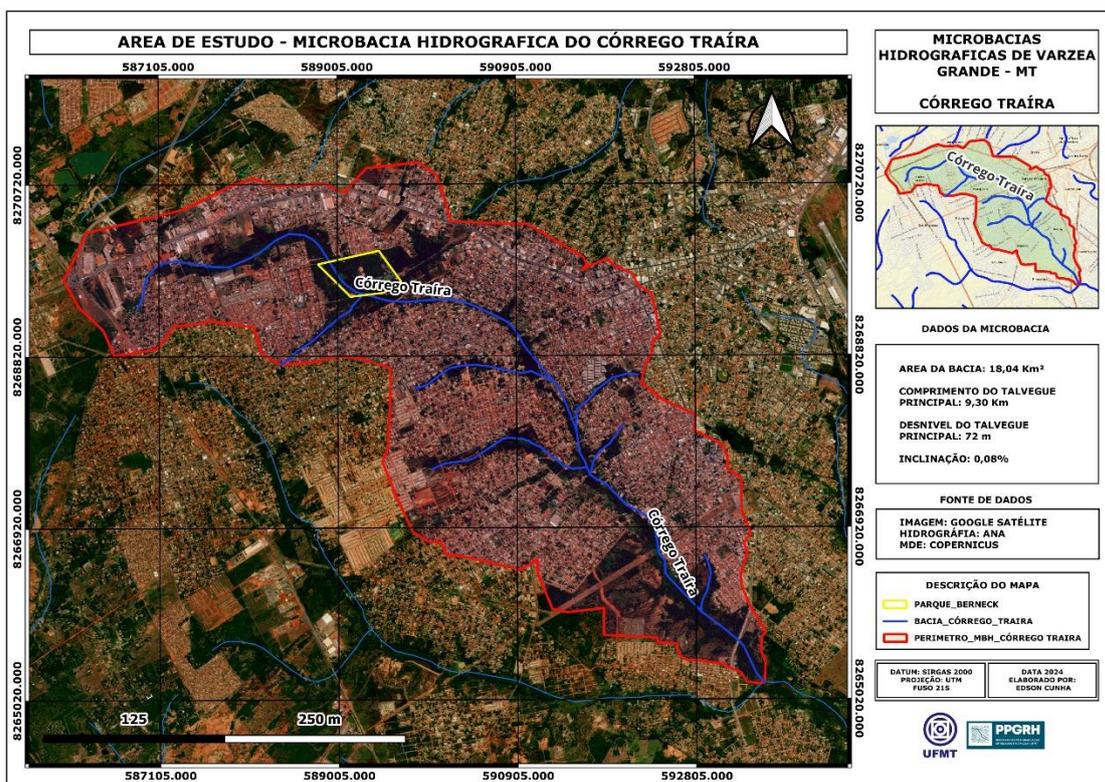
A vegetação predominante na região é o cerrado, com presenças de capoeira e mata ciliar densa às margens de rios e áreas úmidas (OLIVEIRA, 2008; BARROS, 2017). O clima é predominantemente tropical continental úmido e seco (classificação de Köppen - Aw savana), com temperatura média anual de 26 °C, sendo médias mínimas de 13 °C em julho e médias

máximas superiores a 32 °C em outubro. Segundo o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), em 2023 foram registradas para a região mínimas de 9,8 °C em junho e máximas de 44,2 °C em outubro. A umidade relativa do ar tem média anual de 74%, e a precipitação pluviométrica média anual é de 1.450 mm, com maior intensidade de chuvas em janeiro, fevereiro e março, embora o período chuvoso comece entre outubro e novembro e se estenda até abril (FUNASA, 2013; TARIFA, 2011; PMSB, 2014).

A geologia predominante em Várzea Grande é caracterizada por rochas do Grupo Cuiabá, apresentando solos muito argilosos com fragmentos angulosos de quartzo leitoso, oriundos da desagregação dos veios de quartzo que cortam as litologias desse grupo, a permeabilidade é baixa o que favorece a dissecação fluvial e a erosão laminar (EMBRAPA, 2006; SIG CUIABÁ, 2006).

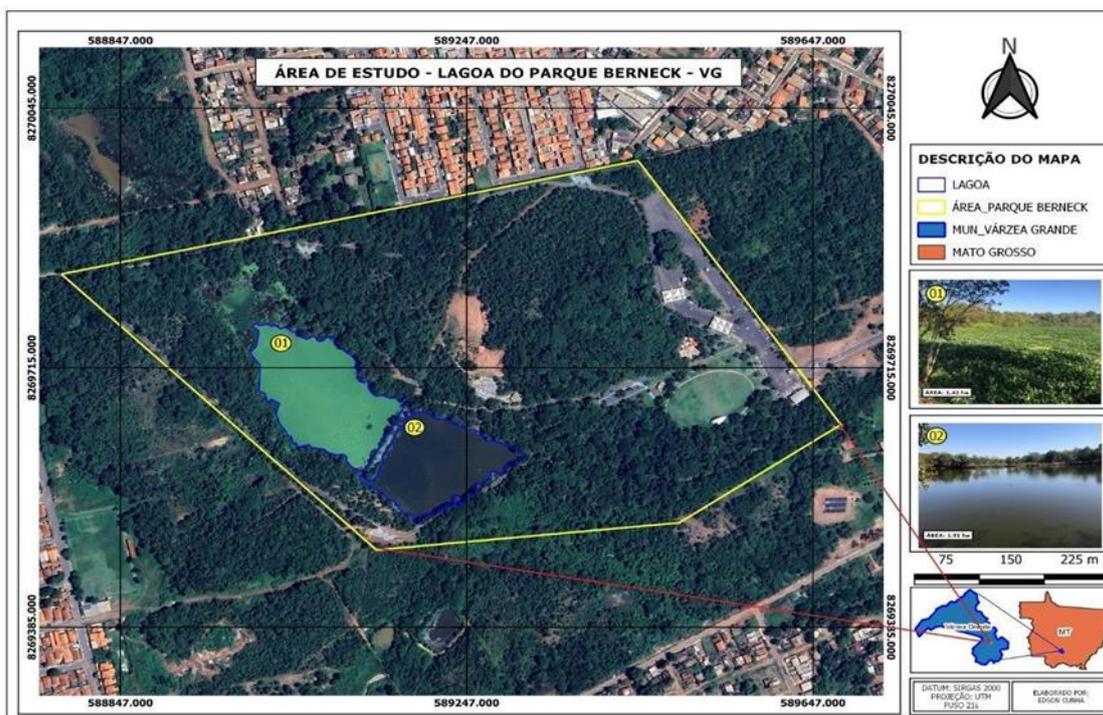
Em termos hidrográficos, a microbacia do córrego Traíras (Figura 4), onde foi realizado este estudo, pertence à bacia do rio Cuiabá. Parte da microbacia, na sua porção alta, forma um sistema hídrico semi-lêntico (lagoa) localizado no Centro Ecológico Municipal de Recreação e Lazer Bernardo Berneck “Parque Berneck”, criado pela Lei nº 4.330/2017 que, conta com uma área total de 28 hectares (Figura 5)

Figura 4 Localização da microbacia do córrego Traíras, no município de Várzea Grande (MT).



Fonte: Elaborado pela autora, 2024

Figura 5 Localização da área de estudo, Lagoa do Parque Berneck na microbacia do córrego Traíras, no município de Várzea Grande (MT).

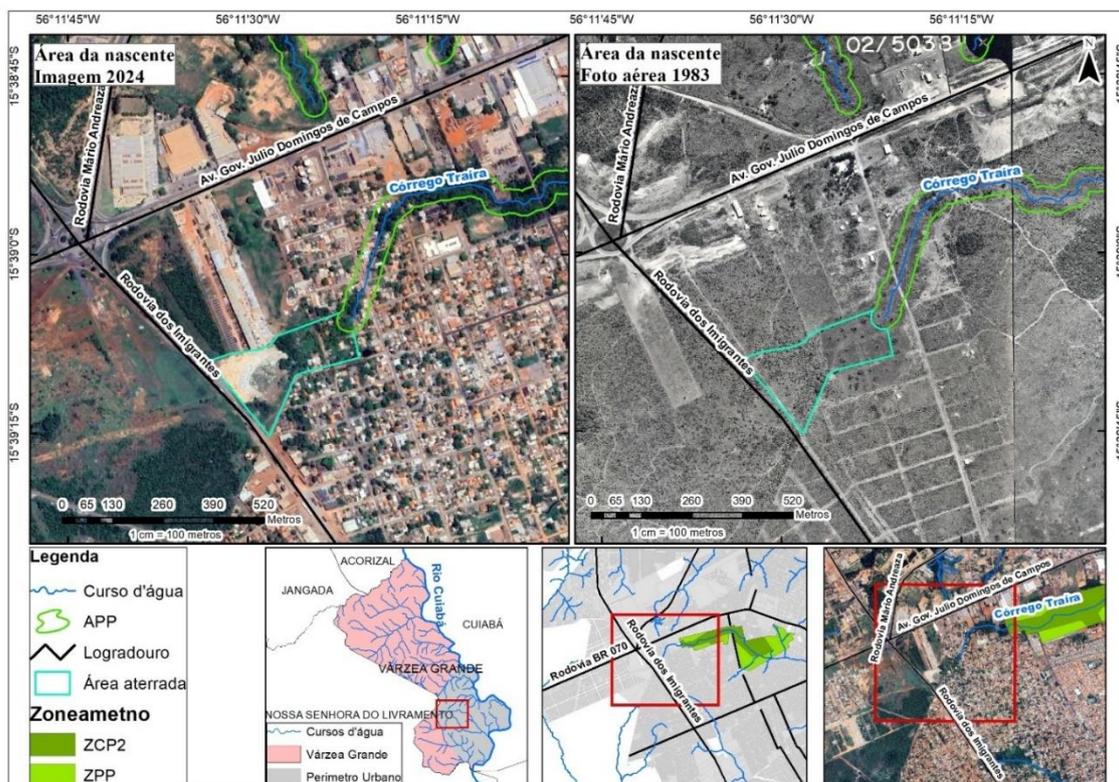


Fonte: Elaborado pela autora, 2023

A lagoa existente no local é proveniente do barramento do Córrego Traíras, que por sua vez é subdivida por um talude transversal que se estende da margem esquerda da lagoa até próximo a margem a direita (havendo entre elas um canal de comunicação), formando duas lagoas, aqui denominadas de lagoa 1 (superior) e lagoa 2 (inferior). Essas lagoas eram utilizadas anteriormente pela empresa madeireira Berneck & CIA para a conservação de madeiras. Após a desativação da empresa, a área foi doada ao município para a implantação do parque (SECOM, 2017) desde então as lagoas passaram a integrar o ecossistema local, configurando em habitat de uma diversa fauna de pássaros, répteis e mamíferos além de compor a paisagem para contemplação dos usuários do parque.

Devido à ocupação acelerada e desordenada, a região de nascente do Córrego Traíras localizada próximo à Rodovia do Imigrantes (BR070) encontra-se aterrada e edificada. Com a pressão antrópica, o afloramento do nível freático atualmente ocorre a jusante da área da nascente. Somado a isso, ao longo do curso d'água, observam-se inúmeras moradias nas margens do curso d'água, estrangulando-o em alguns pontos (Figura 6).

Figura 6 Mapa de localização do córrego Traíras, com destaque para a região da nascente e ocupações irregulares as margens do córrego.



ZCP2 – Zona de Conservação e Preservação Ambiental 2.

ZPP - Zona de Proteção do Parque Berneck

Fonte: Elaborado pela autora, 2024.

De acordo com a Lei Complementar nº 4.700/2021, que regula o Zoneamento de Uso e Ocupação do Solo Urbano do Município, as zonas de conservação e preservação ambiental (ZCP) correspondem às áreas urbanas que mantêm características naturais, ambientais e cênicas relevantes. Estas zonas são subdivididas em ZCP1 e ZCP2, sendo a ZCP2 a mais restritiva, destinada exclusivamente à preservação da natureza e minimizando interferências humanas. Além disso, foi criada a Zona de Proteção do Parque Berneck (ZPP), que abrange a área circundante do Parque Berneck com a finalidade de amortizar possíveis impactos negativos resultantes da impermeabilização do solo em suas proximidades. Nesta área, é permitido apenas o uso residencial, adotando-se parâmetros urbanísticos de ocupação do solo que respeitam essa condicionante (VÁRZEA GRANDE, 2021).

As áreas de proteção e conservação ao redor do Parque Berneck foram criadas com o objetivo de preservar e proteger os recursos naturais e ambientais do parque. A principal finalidade dessas zonas é mitigar os impactos negativos da urbanização e desenvolvimento nas proximidades do parque. Ao estabelecer áreas de proteção, como as Zonas de Conservação e

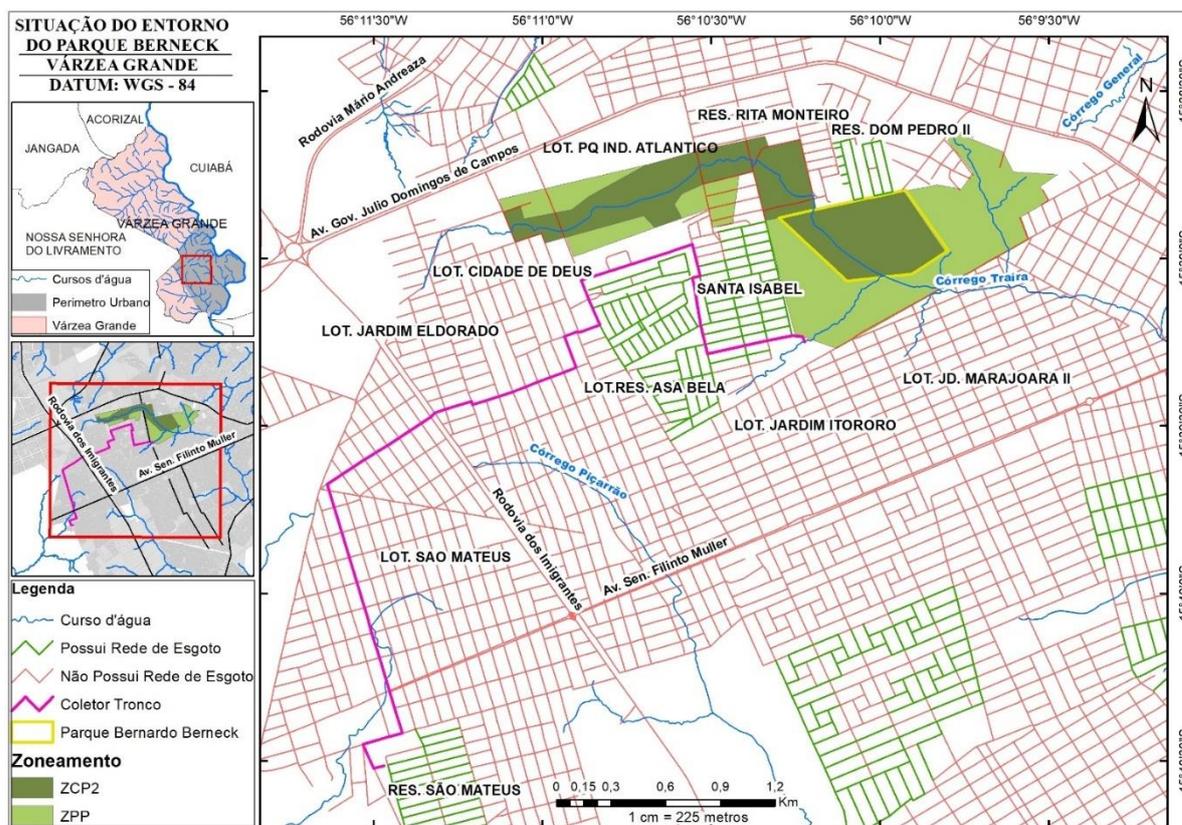
Preservação Ambiental (ZCP) e a Zona de Proteção do Parque Berneck (ZPP), a Prefeitura Municipal de Várzea Grande - MT busca a preservação da natureza, amortização de impactos urbanos, proteção dos recursos hídricos, manutenção da biodiversidade e uso sustentável do solo.

Essas medidas são essenciais para assegurar que o Parque Berneck desempenhe seu papel ecológico, social e recreativo de maneira sustentável, beneficiando tanto o meio ambiente quanto a comunidade local.

Várzea Grande, assim como vários municípios brasileiros sofre com a precariedade e/ou ausência de saneamento básico. No *ranking* do saneamento, a cidade, tem apenas 29,88% do esgoto produzido coletado, estando entre as 20 piores cidades brasileiras com acesso a esse serviço e muito abaixo da média nacional de 45% (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2022).

De acordo com as informações das bases de dados do Departamento de Água e Esgoto – DAE do Município (DAE, 2024) e a plataforma *Geocloud* (2024), a região da área de estudo está localizada na Sub-bacia 02. Atualmente, somente os Núcleos habitacionais Santa Isabel, Asa Branca e os Residenciais Rita Monteiro e Dom Pedro II, possuem rede de esgoto. Além desses, os Residenciais São Benedito e São Mateus possuem rede de esgoto que estão interligados na mesma rede (Figura 7).

Figura 7 Mapa das redes de esgoto, no entorno da área de estudo na microbacia do córrego Traíras, no município de Várzea Grande (MT).



Fonte: Elaborado pela autora, 2024

2.2.2 Topobatimetria da Lagoa

O levantamento batimétrico da lagoa foi realizado com uso do ADCP (Acoustic Doppler Current Profilers), Modelo M9 SonTek/YSI River Surveyor. Para o levantamento topográfico foi utilizado um GPS com sistema RTK para coleta de dado do Nível da Água (NA) nas margens da lagoa e em locais com profundidades menores que 0,30 m. O levantamento foi realizado com leituras diretas com receptor GNSS Global Navigation Satellite System no Sistema Geodésico Brasileiro SIRGAS 2000.

O levantamento foi realizado no período de estiagem (setembro/2022), apenas na Lagoa 2. A densidade de macrófitas aquáticas impediu o deslocamento do barco e a execução da topobatimetria na Lagoa 1. O mapa topobatimétrico foi gerado no Qgis (2021), pelo método da krigagem.

2.3 AMOSTRAGEM

2.3.1 Periodicidade da coletas e distribuição dos pontos de coletas

Para cumprir o objetivo proposto, foram realizadas cinco campanhas para as coletas de amostras de água, sendo, três campanhas no período chuvoso (dezembro/2022, fevereiro e abril/2023), e duas campanhas no período de estiagem (junho e outubro/2023). A definição das épocas do ano foi feita com base nos dados de precipitação na bacia, os quais foram fornecidos pelo INMET. A coleta das amostras de sedimentos foi realizada em duas campanhas, sendo uma em período chuvoso (fevereiro/2023) e outra na estiagem (outubro/2023). Foram sete pontos amostrais para coleta de água e três pontos amostrais para coleta de sedimentos de fundo da lagoa (Tabela 1). Os pontos de coletas estão representados na Figura 8.

Tabela 1 - Descrição e coordenadas dos pontos de coleta de água e sedimentos no sistema hídrico do Parque Berneck, Várzea Grande (MT).

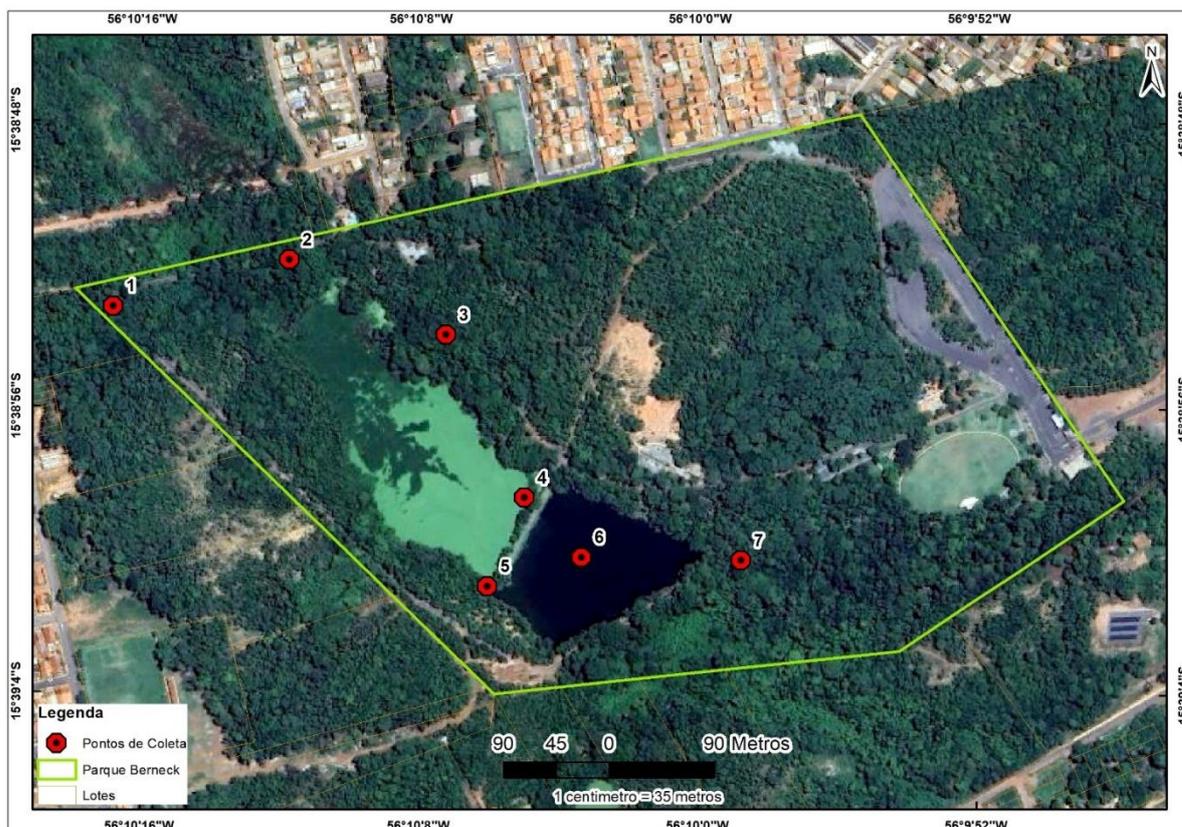
Ponto de Coleta	Descrição/Ponto	Latitude (S)	Longitude (O)
P1	Galeria de Águas Pluviais	15°38'53.19"	56°10'16.90"
P2	Córrego Traíras	15°38'51.88"	56°10'11.85"
P3	Curso d'água SD ¹	15°38'53.97"	56°10'7.34"
P4*	Lagoa 1	15°38'58.53"	56°10'5.10"
P5*	Canal de comunicação das lagoas	15°39'1.06"	56°10'6.17"
P6*	Lagoa 2	15°39'0.19"	56°10'3.44"
P7	Saída da lagoa 2	15°39'0.26"	56° 9'58.86"

* Pontos de coletas de sedimento.

¹ SD – Sem Denominação.

Fonte: Elaborado pela autora, 2024

Figura 8 Mapa de localização e indicação dos pontos de coletas entrada, meio e saída da Lagoa do Parque Berneck.



Fonte: Elaborado pela autora, 2024

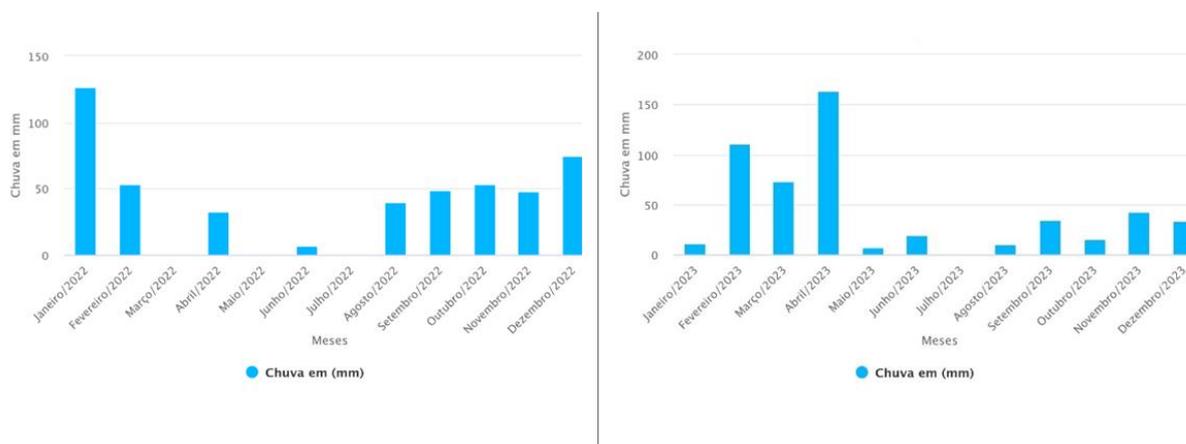
2.3.2 Precipitação e Vazão

Para a medição do nível da água foram instaladas duas réguas graduadas, sendo uma a montante da lagoa, no Córrego Traíras (P1) e uma na lagoa 2, próxima barragem que divide as duas lagoas (P6). A medição ocorreu em todas as campanhas para verificar a variação do volume de água ao longo do ano.

A medição de vazão foi realizada com auxílio de um fluxômetro e ocorreu nos pontos de contribuintes das lagoas (Pontos, 1, 2 e 3) e na saída (Ponto 7).

Os dados de precipitação pluviométrica, no período de janeiro de 2022 a dezembro de 2023, foram obtidos junto ao banco de dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2024), relativos à Estação meteorológica automática de Cuiabá – MT A901, a estação disponível mais próxima da área de estudo (Figura 9). Esses dados permitiram definir as épocas do ano de cada uma das cinco amostragens de água e sedimento e relacionar as variações temporais da qualidade da água com as épocas do ano.

Figura 9 Precipitação mensal acumulada de janeiro de 2022 a dezembro de 2023 no município de Cuiabá-MT, Estação Meteorológica Cuiabá (A901).



Fonte: Adaptado Instituto Nacional de Meteorologia – INMET, 2024.

A partir dos dados coletados, foi discutida a influência dos períodos de chuva e estiagem na vazão e qualidade da água, utilizando os dados de precipitação como base para entender as dinâmicas hidrológicas e suas implicações ecológicas.

2.3.3 Amostragem de água

Os procedimentos para as coletas, seguiram as orientações do Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (CETESB, 2011) e encaminhadas para o laboratório acreditado pelo Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (INMETRO) para análise. A determinação dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos em amostras de água foi realizada conforme metodologias descritas nas Tabelas 2 e 3. Em campo foram medidos a temperatura da água e do ar, o pH, o oxigênio dissolvido, os sólidos dissolvidos totais e a condutividade elétrica usando sonda multiparamétrica YSI.

A análise das demais variáveis físicas, químicas e microbiológicas da água foi realizada de acordo com os métodos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017). A Resolução CONAMA n. 357/2005 estabelece a classificação dos corpos de água em diferentes classes, cada uma com parâmetros específicos de qualidade. Essas classificações são essenciais para proteger a saúde pública e o meio ambiente, além de assegurar a viabilidade dos diversos usos dos recursos hídricos. Os corpos d'água seguem as seguintes classificações: para águas doce são classes especiais, classe 1, classe 2, classe 3 e classe 4. Com exceção da classe 4, todos são destinados ao consumo humano com tratamentos simples e outros com tratamento convencionais ou avançados. As demais classes são para águas salinas

e salobras, possuindo classe 1 e classe 2 (BRASIL, 2005).

Os resultados das análises de água foram comparados com os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA n. 357/2005 para corpos d'água de Classe 2. Segundo o artigo 42 dessa resolução, na ausência de classificação formal, o corpo d'água deve ser considerado de Classe 2, garantindo um nível mínimo de qualidade para abastecimento humano, proteção das comunidades aquáticas, recreação de contato primário e irrigação.

Tabela 2 - Variáveis da qualidade da água analisadas em campo.

Parâmetros	Unidade	Equipamento	Referência Normativa CONAMA 357 Art. 15
Temperatura da Água	°C		não definido
pH			6 a 9
Condutividade elétrica	µS/cm	Sonda Multiparamétrica	não definido
Oxigênio Dissolvido	mg/L O ₂		>5
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L		<500
Temperatura do ar	°C	Termômetro	não definido

Fonte: Elaborado pela autora, 2024

Tabela 3 - Variáveis da qualidade da água analisadas em laboratório de acordo com métodos padronizados (APHA, 2017).

Parâmetros	Unidade	Método	Referência Normativa CONAMA 357 Art. 15
Cor Verdadeira	mg Pt-Co/L	Espectrofotômetro/ SMWW ^a 2120	75
Ortofosfato	mg/L (PO ₄) ³⁻	SMWW 4500 P – E	não definido
Fósforo Total	mg/L	Espectrofotômetro/ SMWW 4500 P E	lótico (0,1), intermediário (0,05), lêntico (0,03)
Nitrito	mg NO ₃ ⁻ N/L	ABNT NBR 12620	1
Nitrato	mg/L NO ₂ ⁻ N	SMWW 4500 NO ₂ – B	10
Nitrogênio Total		SMWW 4500-Norg B	não definido
Nitrogênio Amoniacal	mg/L	SMWW 4500 NH ₃ – F	3,7 (pH ≤ 7,5); 2,0 (7,5 < pH ≤ 8,0); 1,0 (8,0 < pH ≤ 8,5); 0,5 (pH > 8,5)
Nitrogênio orgânico		SMWW 4500 N	não definido
DBO		SMWW 5210 – B	<5
Turbidez	NTU	Turbidímetro/ SMWW 2130 B	100
Coliformes totais	NMP/100		não definido
<i>Escherichia coli</i>	mL	SMWW 9223 B	100

^a SMWW = *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Fonte: APHA, 2017.

Fonte: Elaborado pela autora, 2024

As coletas das amostras de água para análises biológicas foram realizadas nos mesmos dias das coletas de água e sedimentos para análises físicas e químicas, visando correlacionar os dados obtidos. Foram registradas todas as medições de vazões durante a coleta nos pontos de contribuição da lagoa e saída. As amostras foram devidamente preservadas e encaminhadas para análises em laboratório acreditado pelo INMETRO. Os parâmetros medidos em campo foram: oxigênio dissolvido (OD), potencial Hidrogeniônico (pH) e temperatura da água e do ar (°C), nas coletas realizadas em dezembro/2022 e fevereiro/2023. Em abril/2023 foram medidos em campo somente oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (°C), em julho/2023 foram medidos o potencial Hidrogeniônico (pH), sólidos dissolvidos totais (SDT), condutividade elétrica e

temperatura da água e do ar (°C) e em outubro/2023 foram realizadas as medições dos parâmetro de oxigênio dissolvido (OD), potencial Hidrogeniônico (pH), sólidos dissolvidos totais (SDT), condutividade elétrica e temperatura da água e do ar (°C). Essas variações nas leituras dos parâmetros medidos em diferentes períodos se devem ao uso de diferentes sondas paramétricas fornecidas pelo laboratório, que possuíam capacidades distintas de medição.

Os resultados das análises de água e sedimentos foram tabulados e analisados com o auxílio do *software Excel*. Neste estudo, os dados foram organizados em tabelas e gráficos separados e agrupados para cada tipo de análise, permitindo uma análise comparativa e integrada dos resultados.

2.3.4 Amostragem de Sedimentos

Foram definidos três pontos amostrais para a coleta dos sedimentos, sendo um ponto na lagoa 1, próximo ao pier, devido a dificuldade de acessar o centro da lagoa com a presença das macrófitas, um ponto no canal de comunicação entre as lagoas e um ponto no centro da lagoa 2. As coletas foram realizadas com auxílio de um barco (para os pontos 5 e 6) e coletores do tipo “draga e arrasto”, que permite manter uma profundidade padrão em todos os pontos (cerca de 15 cm) e conhecer o volume coletado.

Os sedimentos foram amostrados no período de chuva (março/2023) e de estiagem (outubro/2023), considerando que neste compartimento as variações são mais lentas, conforme Cetesb (2011). As amostras coletadas foram encaminhadas para um laboratório acreditado para análises das concentrações de fósforo total, nitrogênio total e nitrogênio amoniacal por unidade de medida de sedimento (kg), seguindo métodos descritos no Manual de Métodos de Análise de Solo (EMBRAPA, 1997), conforme representados na Tabela 4.

Tabela 4 - Nutrientes determinados em sedimento de fundo da Lagoa do Parque Berneck que foram analisadas em laboratório de acordo com métodos padronizados.

Parâmetros	Unidade	Metodologias
Fósforo total		
Nitrogênio total	g/kg	EMBRAPA (1997).
Nitrogênio amoniacal		

Fonte: Elaborado pela autora, 2024

2.3.5 Retenção de nutrientes pelas macrófitas aquáticas

Para avaliar a retenção de nutrientes pelas macrófitas aquáticas, foi realizada,

inicialmente, a identificação das espécies que ocorrem no local, por meio de levantamento *in loco*. Posteriormente, foi realizado o mapeamento da área da lagoa por meio do uso do drone modelo DJI Phantom 4 RTK multispectral. Após o voo, as imagens foram tratadas e processadas, para confecção de um mapa demonstrando a área estimada da superfície da lâmina d'água, ocupada por cada espécie de macrófitas. Estudos realizados demonstram que macrófitas aquáticas têm sido amplamente utilizadas no tratamento de efluentes por meio de sistemas de *wetlands* construídos, destacando-se especialmente as espécies *Eichhornia crassipes* (aguapé) e *Pistia stratiotes* (alface-d'água). Essas plantas são eficazes na remoção de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, dos efluentes, contribuindo significativamente para a melhoria da qualidade da água e para o controle da eutrofização em corpos hídricos. Esses estudos indicam que *Eichhornia crassipes* pode remover em média até 80% do nitrogênio e 70% do fósforo, enquanto *Pistia stratiotes* é capaz de remover até 75% do nitrogênio e 70% do fósforo, tornando essas macrófitas opções viáveis e eficientes para a fitorremediação em ambientes aquáticos. A partir desses estudos já realizados sobre a concentração média de nitrogênio e fósforo presente em cada espécie em ambientes similares (FARIA; ESPÍNDOLA, 2005; WEIRICH *et al.*, 2009; NUNES HENRIQUE *et al.*, 2019; RIBEIRO *et al.*, 2019; NISHIMURA, 2020), foram estimadas as cargas de nutrientes que estas plantas retêm na lagoa ao longo do ano.

2.4 TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS

Os resultados de qualidade de água foram analisados estatisticamente usando:

- Testes de comparação de média:
 - entre os parâmetros de qualidade da água nos períodos de chuva e estiagem.
 - entre os pontos de entrada de água nas lagoas e os pontos nas lagoas.
 - entre os pontos das duas lagoas.
- Análise de cluster para agrupar os pontos de amostragem, por meio do método Ward com distância euclidiana.

Os resultados de cada variável da qualidade da água e do sedimento foram apresentados em gráficos do tipo box-plot.

2.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

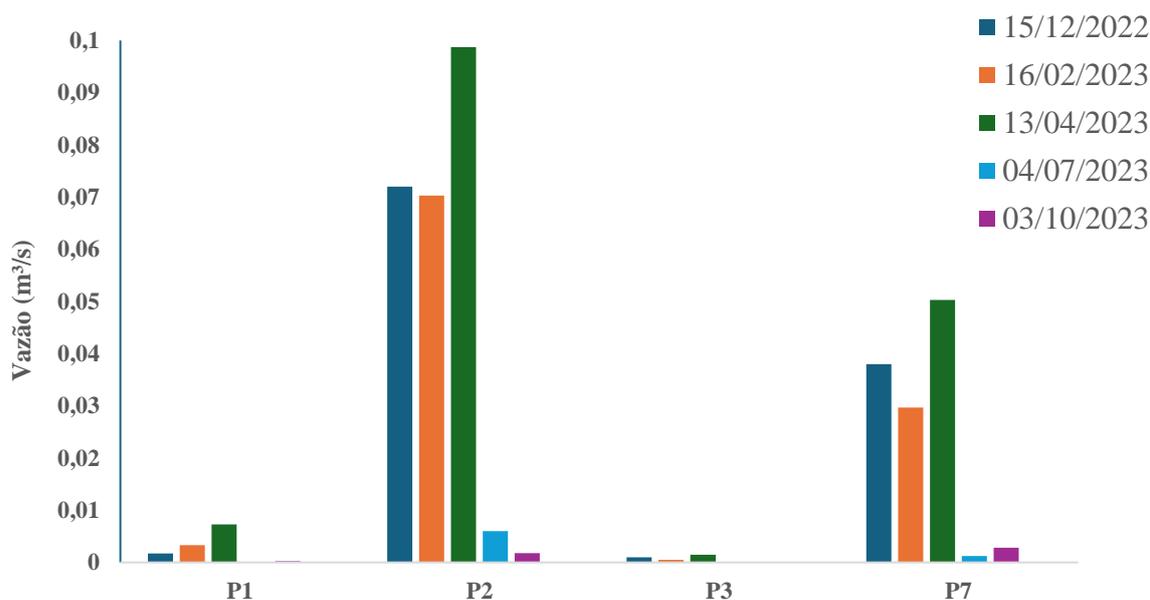
2.5.1 Dados Pluviométricos e Vazão

No presente estudo, os dados pluviométricos foram coletados e analisados para

caracterizar os períodos de chuva e estiagem ao longo do ano. Essa análise é fundamental para avaliar como as variações sazonais de precipitação que influenciam a vazão e a qualidade da água do sistema hídricos em estudo. A precipitação mensal máxima de 163,2 mm observada ocorreu em abril de 2023 e a ausência de precipitação em julho de 2023.

Dessa forma, para efeito de avaliação da influência dos períodos de chuva e estiagem, os meses de dezembro/2022, fevereiro/2023 e abril/2023 foram considerados chuvosos com um pico de 163,2 mm em abril de 2023. Esse aumento na precipitação resultou em maior vazão dos corpos hídricos contribuintes, aumentando o volume de entrada de água e contribuindo para a recarga da lagoa, potencialmente elevando seus níveis de água. Em contraste, julho/2023 e outubro/2023 foram caracterizados como meses de estiagem (Figura 10).

Figura 10 Gráfico demonstrando a vazão (m^3/s) medida em diferentes pontos (P1, P2, P3 e P7) da área de estudo, com base nas coletas realizadas em 5 campanhas: 3 durante o período chuvoso (dez/2022, fev e abr/2023) e 2 no período de estiagem (jul e out/2023).



Fonte: Elaborado pela autora, 2024.

Os dados pluviométricos desempenham um papel crucial na análise e compreensão dos ecossistemas aquáticos, influenciando diretamente na vazão e na qualidade da água. A precipitação é a principal fonte de recarga hídrica para lagos, rios e outros corpos d'água, determinando a disponibilidade de água e a dinâmica hidrológica de uma região (SOARES *et al*, 2019; SOUZA *et al*, 2021). Durante períodos de chuva, o aumento do escoamento superficial pode transportar nutrientes, sedimentos e poluentes para os corpos d'água, afetando suas

propriedades físico-químicas. Por outro lado, períodos de estiagem podem reduzir significativamente a vazão e a renovação da água, levando à concentração de substâncias presentes e alterando as condições do habitat aquático (OLIVEIRA *et al*, 2012; SOUSA *et al*, 2020).

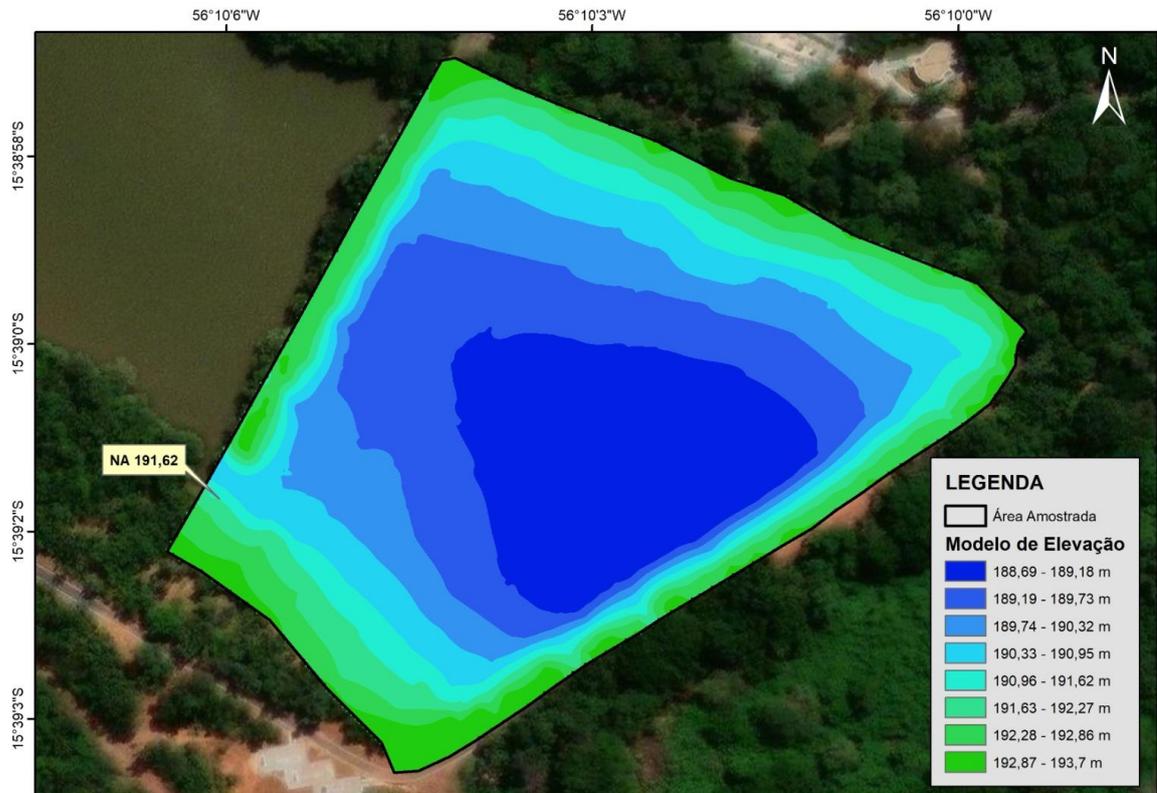
A precipitação e a estiagem influenciaram diretamente no sistema hídrico, com as maiores vazões observadas durante os períodos chuvosos, especialmente em abril/2023, resultando no aumento do nível da água da lagoa. Em contrapartida, durante os períodos de estiagem, como em julho e outubro/2023, as vazões foram substancialmente menores, reduzindo a entrada de água na lagoa.

As coletas realizadas nos dias 04 de julho e 03 de outubro de 2023 apresentaram dificuldades específicas para a medição da vazão no ponto P3, onde o nível de água estava insuficiente ou completamente seco. Essas condições refletem a sazonalidade hídrica do clima da região, indicando que o curso d'água é possivelmente intermitente. Por outro lado, o Ponto 2 (Córrego Traíras) demonstrou ampla variação na vazão, com valores mínimos de 0,0060 m³/s durante a estiagem em julho e máximos de 0,0987 m³/s no auge do período chuvoso em abril. Essa oscilação destaca a influência das condições climáticas sobre a dinâmica hídrica local.

2.5.2 Batimetria e Nível da Água

O mapa batimétrico da Lagoa 2 ilustra as classes de profundidade com intervalos de aproximadamente 0,58 m, com elevação variando de 188,69 a 193,70 m, o que corresponde a uma profundidade máxima de nível de 5,01 m e uma área de 12.139,42m² (Figura 11).

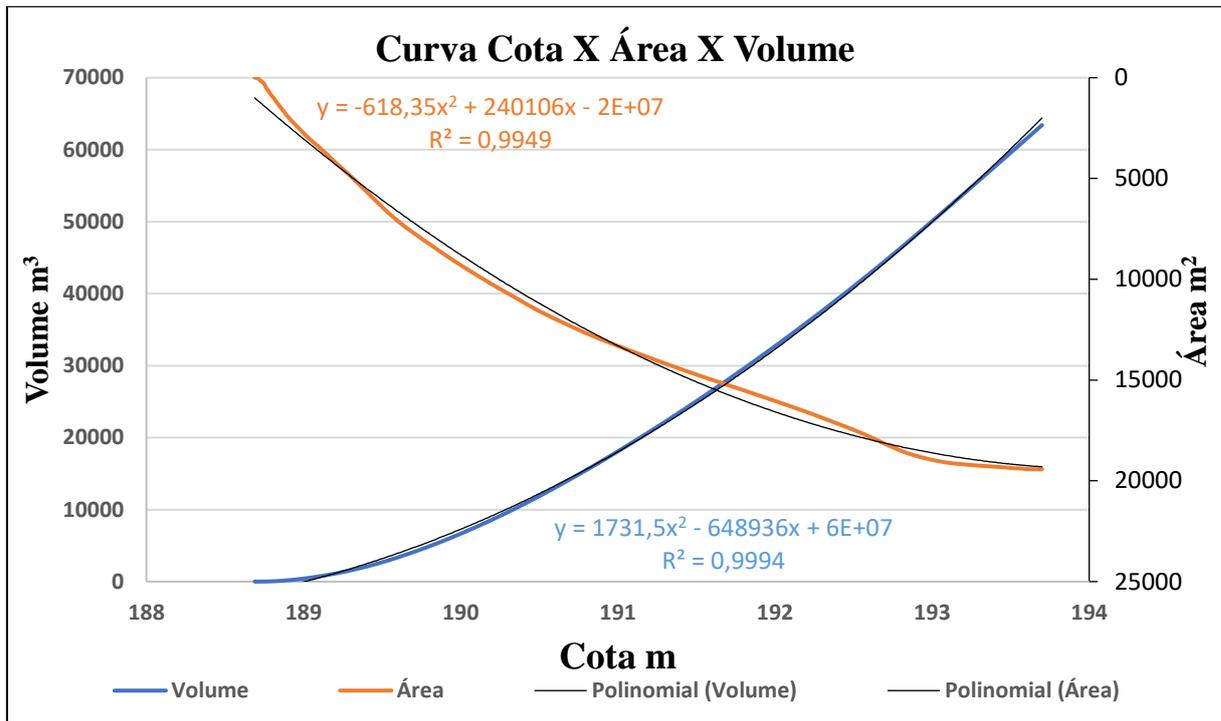
Figura 11 Mapa batimétrico da Lagoa 2 do Parque Bernardo Berneck (2022).



Fonte: Elaborado pela autora, 2023

Observa-se no mapa batimétrico da lagoa, que as margens são regulares, ingrimas, com gradientes regular e fundo plano, típico de lagoas construídas. Na Figura 12 é possível observar que a medida que a cota da lagoa aumenta, o volume de água também aumenta, corroborando os dados apresentados no mapa batimétrico.

Figura 12 Gráfico demonstrando a relação entre a cota e o volume de água da lagoa.



Fonte: Elaborado pela autora, 2023

Para a lagoa em estudo, a batimetria revelou variações significativas de profundidade, essas informações são essenciais para a gestão ambiental da lagoa, ajudando a determinar zonas de acumulação de nutrientes e poluentes, bem como áreas críticas para proliferação de macrófitas aquáticas. Além disso, a compreensão da batimetria auxilia na avaliação dos impactos de eventos climáticos, como períodos de chuva e estiagem e, na dinâmica hídrica da lagoa. De acordo com Fantin-Cruz *et al.* (2008), comunidades aquáticas tendem a apresentar respostas diretas às variações limnológicas, uma vez que, a morfometria das lagoas e os níveis de conectividade definem um padrão de eutrofização natural durante o período de estiagem e outro durante a enchente e cheia. Os autores afirmam que a elevação dos níveis d'água redireciona o processo, pois dilui os nutrientes e reduz a produtividade primária fitoplanctônica e, por conseguinte, ameniza o processo de eutrofização.

Para Souza e Pinto (2020), a análise batimétrica permite a criação de um mapa de profundidade, proporcionando maior segurança na tomada de decisões corretas para o uso e gestão sustentável de um corpo hídrico. Esta ferramenta permite identificar áreas mais profundas e rasas, que influenciam a distribuição de organismos aquáticos, a circulação da água, e a sedimentação de materiais.

Conhecer a dinâmica interna da lagoa é crucial para a gestão, especialmente para

projetos de conservação, controle de qualidade da água e mitigação de problemas como a eutrofização. Para intervenções como dragagem, remoção de sedimentos ou instalação de estruturas, a batimetria fornece informações essenciais sobre onde essas atividades seriam mais eficazes, fornecendo uma base para uma melhor compreensão da dinâmica da lagoa e para a implementação de medidas de gestão adequadas.

Os dados obtidos pelo levantamento batimétrico são fundamentais para a gestão da lagoa do Centro Ecológico Municipal de Recreação e Lazer Bernardo Berneck. O mapeamento batimétrico da Lagoa 2, revela intervalos de profundidade e elevações bem definidos, que permitem uma compreensão detalhada da morfologia do fundo, essencial para avaliar a dinâmica hidrológica e a capacidade de armazenamento de água. A observação de margens regulares e íngremes, junto a um fundo plano, característico de lagoas construídas, oferece *insights* significativos sobre a estabilidade estrutural e as características físicas do corpo d'água. Além disso, a correlação observada entre a cota da lagoa e o volume de água, ilustrada na Figura 12, valida os dados batimétricos, corroborando a eficácia do mapeamento. Esses dados indicam que a lagoa apresenta uma condição relativamente estável, com a dinâmica de sedimentação controlada, o que sugere que intervenções de desassoreamento podem não ser necessárias no momento. Entretanto, a monitorização contínua é essencial para identificar alterações que possam comprometer essa estabilidade.

Em casos de acúmulos significativos de sedimentos ou alterações na qualidade da água, ações como dragagem e remoção de sedimentos podem ser planejadas com base nas informações batimétricas, realizadas em locais estratégicos. Assim, a análise batimétrica não apenas fundamenta uma compreensão mais profunda da dinâmica da lagoa, mas também orienta a implementação de medidas de manejo e conservação, promovendo a preservação ambiental e o uso sustentável dos recursos hídricos na região.

2.5.3 Sedimentos

Ambientes eutrofizados retêm grandes quantidades de nutrientes nos sedimentos. Mesmo quando as fontes externas de entrada são interrompidas, os sedimentos continuam liberando fósforo para a coluna de água através de fluxos internos, podendo persistir por períodos que podem ultrapassar séculos (SASABUCHI *et al.*, 2023). Esses autores afirmam que os sedimentos podem atuar como um reservatório de diversos contaminantes, incluindo o fósforo.

Os resultados obtidos com as análises de sedimentos, foram tabulados entre os períodos de chuvas e período de estiagem, conforme representados na Tabela 5.

Tabela 5- Concentrações de fósforo e nitrogênio nos sedimentos das lagoas, por período de coleta.

Ponto de coleta	Período de coleta	Fósforo Total g/kg	Nitrogênio Total g/kg	Nitrogênio Amoniacal g/kg
P4	chuva	1,849	0,286	2,335
P5		0,930	0,850	0,780
P6		0,068	0,061	0,065
P4	estiagem	1,666	3,078	3,556
P5		1,100	1,380	1,100
P6		0,047	0,058	0,050

Fonte: Elaborado pela autora, 2024.

Os resultados demonstraram que está ocorrendo a redução de nutrientes no sedimento de montante para jusante, ou seja, está havendo retenção de fósforo e nitrogênio no sedimento das lagoas. O sistema hídrico desse estudo tem três contribuições de água, sendo dois altamente poluídos, um no Córrego Traíras (P2), onde há lançamento de esgoto doméstico *in natura*, supressão da mata ciliar e ocupações irregulares a montante, e o outro ponto é uma drenagem urbana (galeria de águas pluviais) que possui ligações clandestinas de efluentes (P1), além do terceiro ponto de contribuição de água, que trata-se de um afluente intermitente, que nasce dentro do Parque Berneck (P3). Esses fatores impactam diretamente a dinâmica dos nutrientes. As análises de fósforo e nitrogênio nos sedimentos das lagoas, tanto no período chuvoso quanto na estiagem, refletem essa complexa interação entre processos hidrológicos e a acumulação de nutrientes, evidenciando a influência das diferentes fontes de água na qualidade do ambiente aquático.

Percebe-se que, no período chuvoso, o P4 apresentou as maiores concentração de fósforo total (1,849 g/kg) e nitrogênio amoniacal (2,335 g/kg), devido a alta carga de compostos orgânicos, oriundos do córrego Traíras e da decomposição de macrófitas aquáticas. Esses dados sugerem que este local está sob forte influência de processo de lixiviação, possivelmente associados ao escoamento superficial, que transporta nutrientes de áreas adjacentes. O nitrogênio total em P4 (0,286 g/kg) é relativamente baixo em comparação ao nitrogênio amoniacal, indicando uma predominância de formas disponíveis de nitrogênio, mais prontamente assimilados por organismos aquáticos. No P5, as concentrações de fósforo total (0,930 g/kg) e nitrogênio total (0,850 g/kg) são mais altos em relação ao P6, que apresentou valores mais baixos. Essa disparidade sugere que o P6 é menos impactado por poluição ou que

possui uma capacidade maior de filtração e retenção de nutrientes. Observa-se redução nas concentrações de fósforo entre os pontos amostrais P5 e P6, tanto no período de chuva, quanto de estiagem, devido às diferentes características morfológicas das lagoas, e a barragem entre as duas lagoas, que está funcionando como uma barreira ao fluxo de água e sedimento, além da presença de macrófitas aquáticas na lagoa 1 (P4), que, por um lado, retém os nutrientes, mas por outro também são fonte de nutrientes quando entram em senescência e decomposição.

Durante o período de estiagem, observou-se um aumento nas concentrações de nitrogênio total e amoniacal em P4, evidenciando uma acumulação de nutrientes, possivelmente devido à redução da renovação hídrica e à consequente concentração dos poluentes. Em P5, embora o fósforo total tenha diminuído, as concentrações de nitrogênio total e amoniacal permanecem elevadas, indicando que a lagoa continua a reter nutrientes, o que pode ser preocupante em termos de eutrofização. Por outro lado, P6 mostrou uma tendência de redução nas concentrações de nutrientes durante a estiagem, com fósforo total em 0,047 g/kg e nitrogênio total em 0,058 g/kg. Essa estabilidade em P6 pode indicar eficiência de autodepuração ou uma menor contribuição externa de nutrientes.

Shan (2017) afirma que a eutrofização era um sério problema nos lagos da China, atribuída à alta concentração de fósforo nos sedimentos. Yuan *et al.* (2020) também observaram que a grande proliferação de algas nocivas estava ocorrendo devido à elevada concentração de fósforo nos sedimentos do lago. Marinho *et al.* (2016) destacam como os estágios avançados na produção de algas podem ter impactos significativos nos ecossistemas aquáticos. A redução na penetração de luz devido ao aumento de algas, como observado *in loco* nas lagoas do sistema hídricos estudado, pode limitar o crescimento de macrófitas aquáticas. Além disso, o acúmulo de detritos orgânicos altera a composição e estrutura do sedimento, promovendo condições favoráveis para processos anaeróbicos à medida que a matéria orgânica se decompõe, diminuindo os níveis de O₂ no ambiente. Esse fenômeno pode desencadear mudanças biológicas significativas nos ecossistemas aquáticos.

No Brasil, Araújo *et al.* (2020) realizaram um estudo sobre o fracionamento de fósforo em sedimentos superficiais na bacia hidrográfica do Rio do Canto, na Paraíba, e classificaram o estado trófico da bacia com base na concentração de fósforo. Assim, a análise de sedimentos, a partir da quantificação de fósforo, é um excelente meio para controle e garantia da qualidade ambiental.

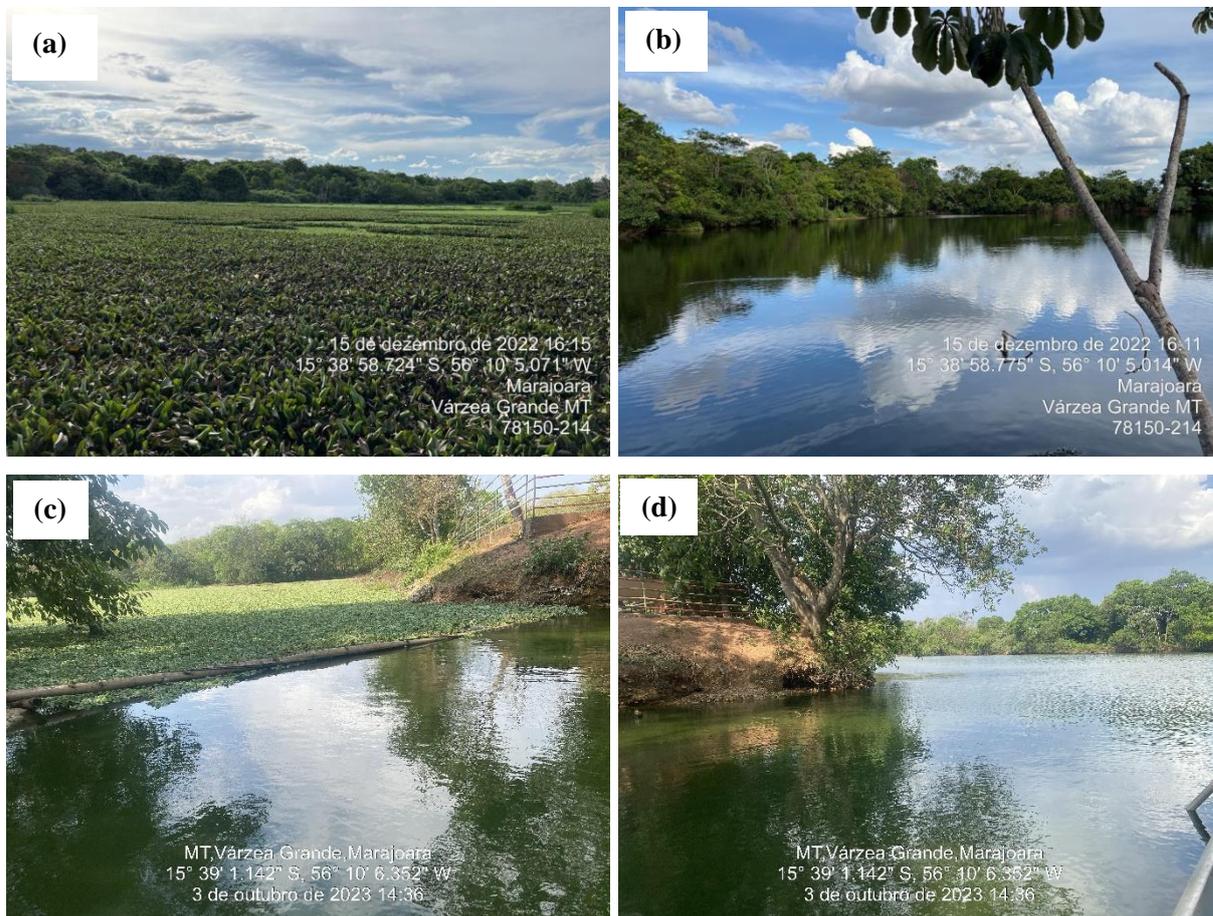
A situação das duas lagoas apresenta um contraste significativo em relação aos níveis de fósforo e à proliferação de algas. Na Lagoa 1, observa-se elevados valores de fósforo, o que resulta em uma intensa proliferação de algas e, principalmente, de macrófitas aquáticas. Esse

fenômeno indica um ambiente eutrofizado, onde o excesso de nutrientes, particularmente o fósforo, estimula o crescimento desenfreado desses organismos, podendo levar a problemas como a redução de oxigênio dissolvido e a deterioração da qualidade da água. Em contrapartida, na Lagoa 2, a concentração de fósforo é bem mais baixa, o que impede a proliferação excessiva de algas e de macrófitas. Esse contraste evidencia a influência direta da concentração de fósforo na saúde e dinâmica dos ecossistemas aquáticos.

Esses resultados ressaltam a necessidade de monitoramento contínuo e da implementação de práticas de gestão que visem a redução da carga de nutrientes, especialmente nas lagoas mais impactadas, como P4 e P5. Intervenções como o controle da entrada de nutrientes e o manejo de vegetações aquáticas são essenciais para mitigar os efeitos da eutrofização e promover a saúde ecológica das lagoas.

A Figura 13 mostra imagens fotográficas das duas lagoas nos meses de dezembro/2022 (período de chuva) e de outubro/2023 (período de estiagem). Em ambos os períodos, nota-se a presença excessiva de macrófita somente na Lagoa 1.

Figura 13 Lagoas nos períodos de chuva e estiagem: (a) Lagoa 1 totalmente coberta por macrófitas em dez/22; (b) Lagoa 2 livre de macrófitas (chuva) em dez/22; (c) Lagoa 1 (aos fundos) e o canal de comunicação entre as lagoas (P5) em out/23; (d) Lagoa 2 e o canal de comunicação em out/23.



Fonte: A autora, 2024.

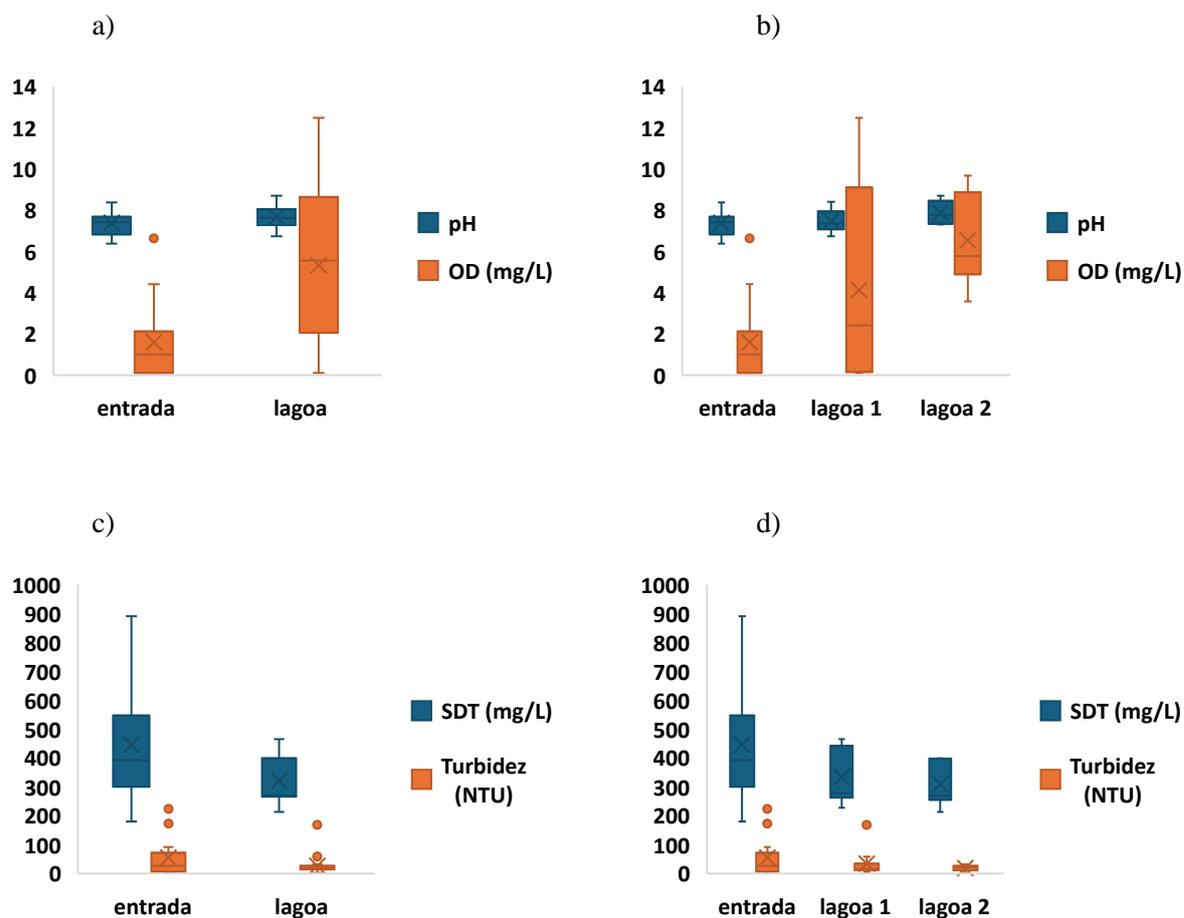
2.5.4 Caracterização da Qualidade da Água

A discussão sobre a qualidade da água foi dividida em três subitens, como detalhado a seguir.

2.5.4.1 Caracterização da qualidade da água nas entradas e na lagoa

Os resultados de pH, oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos e turbidez das amostras de água coletadas nos pontos três pontos de contribuição (P1, P2 e P3) e nas lagoas (P4, P5 e P6) estão ilustrados na Figura 14.

Figura 14 Box plot das variáveis de qualidade de água (pH, OD, SDT e Turbidez) comparando em a) os resultados da entrada (os pontos de contribuição) e lagoas (lagoa 1, canal de comunicação e lagoa 2) e em b) os resultados da entrada e da lagoa 1 e lagoa 2 (lagoa 2 e saída da lagoa).



Fonte: Elaborado pela autora, 2024.

O potencial hidrogeniônico (pH) é um parâmetro importante a ser considerado nas análises de águas, principalmente dos corpos hídricos, tendo em vista que este parâmetro influencia direta e ou indiretamente nos ecossistemas aquáticos naturais (ALMEIDA *et al.*, 2019) pois possui um efeito direto sobre o metabolismo e os processos fisiológicos de peixes e outros organismos aquáticos.

Os valores de pH não apresentaram diferença expressiva entre pontos de entrada e as lagoas. As variações de pH estão intimamente relacionadas à matéria orgânica, aos seres vivos, à água e até mesmo à matéria inerte encontrada em cada ambiente (ROBERTO *et al.*, 2017).

Para Nascimento *et al.* (2007), as condições biológicas são muito melhores em águas com pH sensivelmente constantes do que com variações consideráveis. Os maiores valores pH ocorreram no mês de dezembro/2022, sendo 8,69 para o P1 (entrada) e P7 (saída). A Resolução CONAMA n. 357/2005 (BRASIL, 2005) estabelece como padrões de referência para qualidade de água superficial valores de pH entre 6,0 e 9,0 para classe 2, na qual está enquadrada todo o sistema hídrico estudado. Com isso, todos os valores de pH estão em conformidade com essa legislação.

De acordo com a Resolução CONAMA n. 357/05 os valores estabelecidos para oxigênio dissolvido deve ser igual ou maior do que 5 mg/L O₂. As análises de concentração de OD apresentaram-se menor na entrada em relação a lagoa, como se observa na Figura 14a. O mesmo comportamento em relação ao pH é observado quando analisados os agrupamentos dos pontos de contribuição, em relação a Lagoa 1 (que compreende os pontos P4 e P5) e Lagoa 2 (pontos P6 e P7 – Figura 14b). Nota-se na lagoa 1 a concentração de OD é muito baixa, já a lagoa 2 apresenta maiores teores do OD. Isso ocorre devido às altas concentrações de matéria orgânica na lagoa 1 que levam a uma maior demanda bioquímica de oxigênio (DBO), onde os microrganismos consomem oxigênio durante a decomposição da matéria orgânica, reduzindo os níveis de OD. Além disso, a presença de sedimentos orgânicos ricos em matéria orgânica também pode promover processos de decomposição anaeróbica, onde o oxigênio é consumido mais rapidamente do que pode ser repostado, resultando em níveis mais baixos de OD.

O oxigênio é um recurso indispensável aos seres vivos aeróbicos, assim, os níveis baixos de oxigênio na água afeta toda biota aquática (MENDES *et al.*, 2021). Os autores afirmam que o OD é o principal parâmetro químico para caracterizar os efeitos da poluição causada por despejos orgânicos nas águas, uma vez que é essencial para os organismos aeróbicos. O processo de respiração biológica das bactérias resulta na oxidação da matéria orgânica e no consumo do OD, levando à redução de sua concentração no meio, como observado nas contribuições de entrada do sistema hídrico estudado. Se o consumo de OD for muito elevado, pode causar a morte de diversos seres aquáticos, incluindo peixes; caso o consumo de OD seja total, o meio se torna anaeróbico (VON SPERLING, 2005), condição observada principalmente no córrego Traíras (P2) e na lagoa 1 (P4).

Os sólidos dissolvidos totais (SDT) e a turbidez são parâmetros importantes para a caracterização da qualidade da água. A turbidez da água está relacionada à quantidade de partículas inorgânicas e de detritos orgânicos em suspensão, que podem que reduzir a sua transparência e diminuir a transmissão da luz no meio (RILEY *et al.*, 2022).

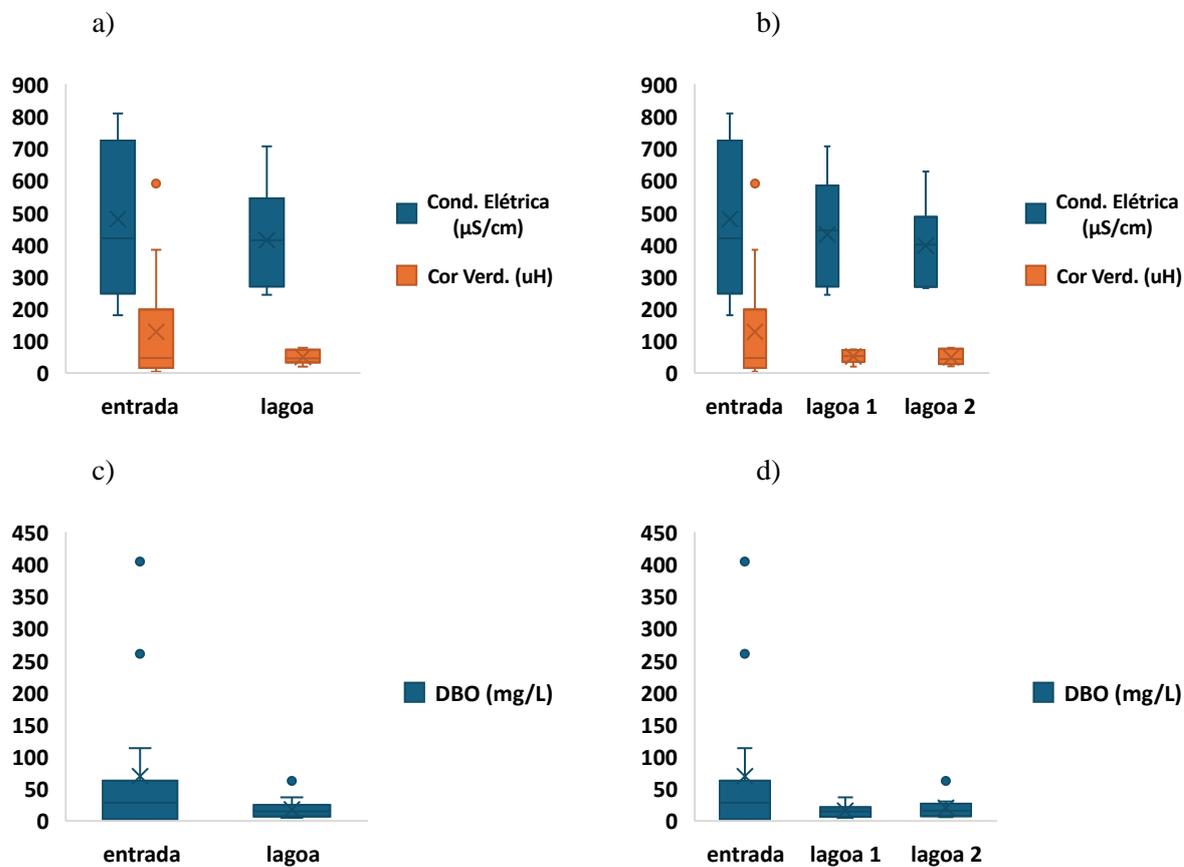
Os SDT apresentam maiores concentrações nos pontos de entrada, com pouca diferença

nos agrupamentos analisados, reduzindo a concentração nos ambientes das lagoas, principalmente na lagoa 2, acompanhando a variação da turbidez (Figuras 14c e 14d). Silva *et al.* (2014) mencionam que a turbidez da água pode ser alterada pela presença de materiais em suspensão, como partículas de solo, resíduos orgânicos e inorgânicos provenientes do lançamento de esgotos domésticos ou industriais, além da presença de algas e pequenos animais. Para Garcia *et al.* (2015) o lançamento de sólidos no corpo hídrico pode resultar no assoreamento, elevação da turbidez e alteração da coloração, podendo assim afetar a fauna e flora aquática em decorrência da dificuldade de penetração de luz na coluna d'água. As contribuições no sistema hídricos do Parque Berneck, principalmente dos pontos P1 e P2, são ricas em compostos orgânicos do esgoto doméstico, que levaram ao aumento da turbidez e da concentração de SDT. Porém, as lagoas estão retendo essas partículas que influenciam nessas variáveis, tendo em vista a gradual redução dos resultados nas lagoas.

Comparando os valores encontrados para turbidez e SDT com a Resolução CONAMA n. 357/2005 (BRASIL, 2005) somente o ponto de entrada (P1) e da lagoa (P4) apresentaram valores acima de 100 NTU e 500 mg/L, respectivamente, limites máximos destes parâmetros para corpos d'água da classe 2.

A Figura 15 demonstra os resultados obtidos de condutividade elétrica, cor verdadeira e DBO para os pontos de contribuição (P1, P2 e P3) e da lagoa 1 e canal de comunicação entre as lagoas (P4 e P5) e lagoa 2 e saída da lagoa (P6 e P7). Observa-se que a condutividade elétrica apresenta valores maiores nos pontos de entrada, em torno de 200 a 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$. A cor verdadeira apresenta valores elevados nos pontos de entrada da lagoa e redução nas lagoas 1 e 2, acompanhando as variações observadas nos resultados de SDT e turbidez.

Figura 15 Box plot das variáveis de qualidade de água (CE, Cor Verdadeira e DBO) comparando os resultados da entrada (os pontos de contribuição) e lagoas (lagoa 1, canal de comunicação) e lagoa 2 (lagoa 2 e saída da lagoa).



Fonte: Elaborado pela autora, 2024.

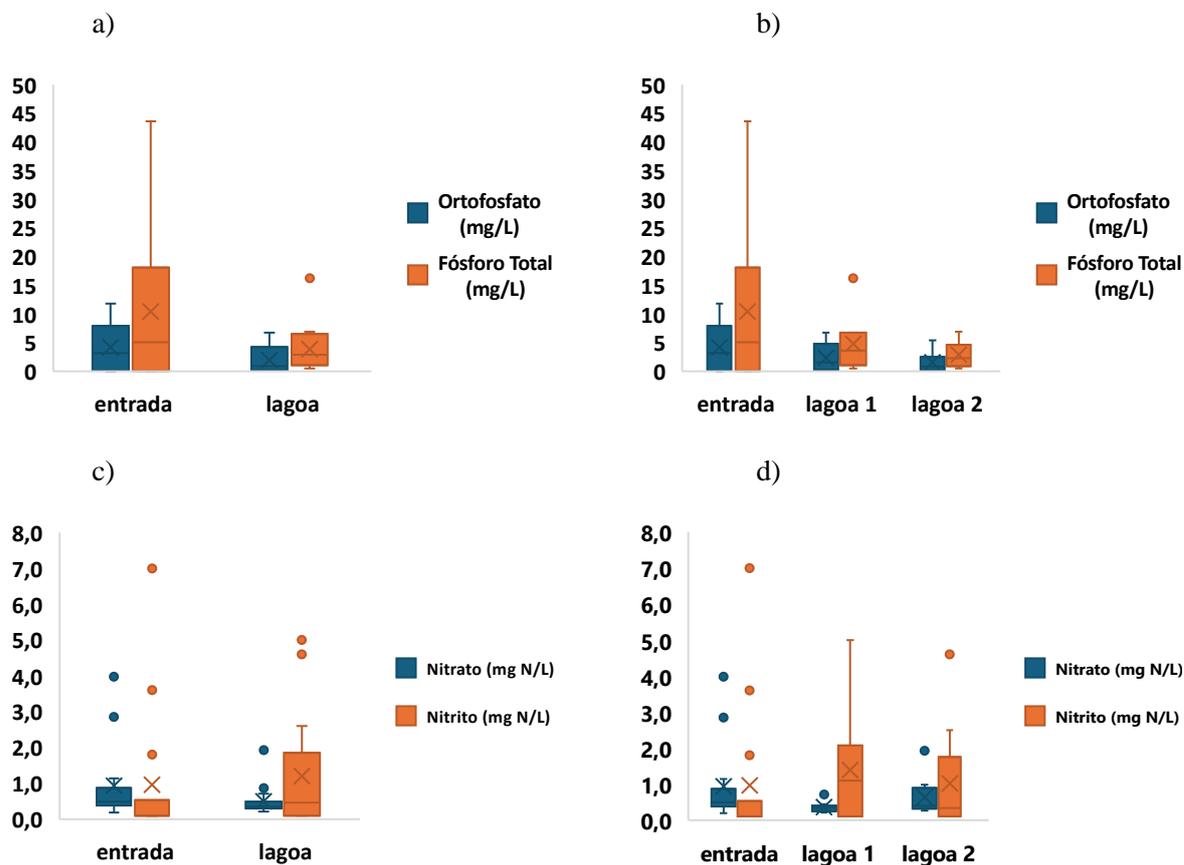
A DBO apresentou valores elevados na entrada da lagoa (Figura 15c e d). De acordo com FUNASA (2015), a DBO varia entre 200 e 400 mg/L nos esgotos domésticos apesar de poderem atingir valores bem mais elevados dependendo da região e características do esgoto. Nos pontos de entrada, o valor máximo de DBO obtido foi superior a 400 mg/L mostrando que está havendo a entrada de esgoto bruto na área da lagoa. Observa-se que na lagoa 2 (Figura 15d), a concentração de DBO também é alta. A DBO alta sugere que há uma demanda ativa por oxigênio devido à decomposição de matéria orgânica pelos microrganismos. Os valores apresentados para a DBO ultrapassaram os limites de referência estabelecidos pela Resolução CONAMA n. 357/2005 para todas os pontos de coleta em todas as amostragens, que é de 5,0 mg/L.

A concentração elevada de matéria orgânica, como resíduos industriais, esgoto doméstico não tratado ou efluentes agrícolas, resulta no aumento da DBO, o que pode levar a

uma redução significativa de oxigênio dissolvido na água. Para a degradação da matéria orgânica, os microrganismos consomem oxigênio e o aumento no teor de matéria orgânica pode induzir à completa extinção do oxigênio na água (CETESB, 2009). Concentrações de oxigênio dissolvido próximo a zero foram observados principalmente nos pontos de entrada que também foram os que apresentaram valores de DBO mais elevados.

Os parâmetros ortofosfato, fósforo total, nitrato e nitrito analisados nas amostras de águas para os pontos de entrada de água, as lagoas e saída da lagoa estão representadas na Figura 16.

Figura 16 Box plot das variáveis de qualidade de água (Ortofosfato, Fósforo Total, Nitrato e Nitrito) comparando os resultados da entrada (os pontos de contribuição) e lagoas (lagoa 1, canal de comunicação) e lagoa 2 (lagoa 2 e saída da lagoa).



Fonte: Elaborado pela autora, 2024.

O fósforo total (P) também assume fundamental importância na classificação da qualidade da água e é o principal fator limitante ao desenvolvimento do fitoplâncton e de macrófitas aquáticas em ambientes límnicos. Entre as formas de fósforo, o ortofosfato ou

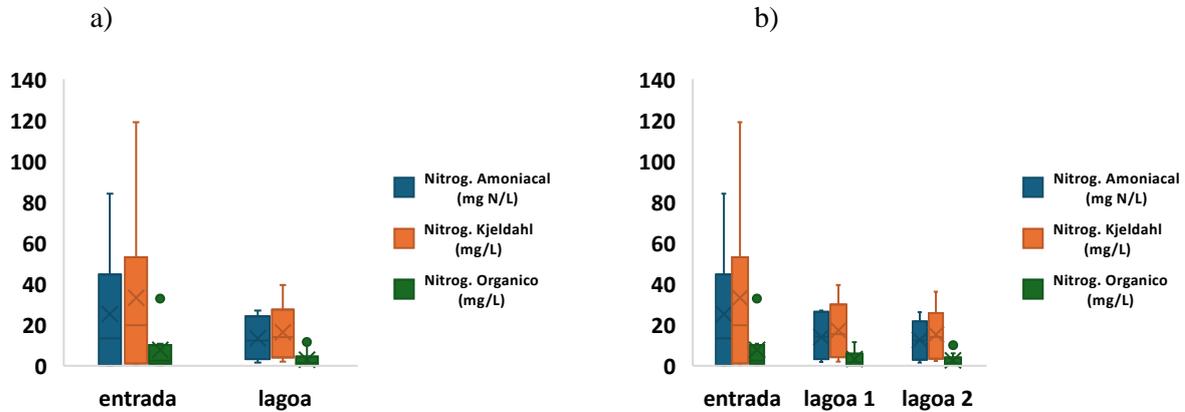
fósforo reativo assume maior relevância por ser a principal forma assimilada por vegetais aquáticos (SILVA, 2016). O fósforo reativo foi diminuindo dos pontos de entrada para as lagoas 1 e 2 (Figuras 16a, b, c e d), o mesmo ocorre com o fósforo total, indicando retenção no sedimento e absorção pelas plantas aquáticas e fitoplâncton das lagoas, principalmente na lagoa 1. Os valores aceitáveis para fósforo total estabelecidos pela Resolução CONAMA n. 357/2005 para ambientes lóticos é de 0,1 mg/L, enquanto que para ambientes lênticos é de 0,03 mg/L. Desta forma, para o córrego Traíras, a saída das lagoas e demais contribuições, o limite é de ambientes lóticos (0,1 mg/L) e para as duas lagoas e o canal o limite é de 0,05 mg/L, supondo que são ambientes semi-lênticos, com tempo de residência da água de no mínimo 2 dias e no máximo 40 dias. Sendo assim, com base nos resultados obtidos, nota-se que os todas as amostras analisadas neste estudo ficaram acima dos valores definidos pela resolução.

Os valores para nitrito e nitrato também estão diminuindo ao longo do gradiente do sistema hídrico. Nota-se que o nitrito e nitrato apresentam maiores valores na entrada e uma redução na lagoa 2 (Figura 16c e d). Na Figura 16d observa-se essa redução gradativa, porém, a lagoa 1 apresenta alto valor de concentração de nitrito, provavelmente devido a presença de muito nitrogênio orgânico não oxidado completamente, de forma semelhante ao observados com os resultados de DBO.

Comparando com os padrões da Resolução CONAMA n. 357/2005, os valores máximos de nitrato e de nitrito, tanto nas contribuições como nas lagoas, ultrapassaram os limites da legislação (10 mg N/L e 1,0 mg N/L, respectivamente).

Os limites aceitáveis para nitrogênio amoniacal estabelecido pela legislação é de 3,7 mg/L, que também ficou em desacordo com a resolução, em praticamente todas os pontos de coleta e épocas do ano. Os valores encontrados para os pontos estudados apresentam valores maiores nas entradas e reduzindo nas lagoas 1 e 2 (Figuras 17a e b).

Figura 17 Box plot das variáveis de qualidade de água (Nitrogênio Amoniacal, Nitrogênio Kjeldahl e Nitrogênio Orgânico) comparando os resultados da entrada (os pontos de contribuição) e lagoas (lagoa 1, canal de comunicação) e lagoa 2 (lagoa 2 e saída da lagoa).



Fonte: Elaborado pela autora, 2024.

O nitrogênio é um dos contaminantes mais importantes presentes nas águas residuais, ocorrendo numa multiplicidade de formas e estados de oxidação (HULTH *et al.*, 2005). Esses autores afirmam que o nitrogênio orgânico e amoniacal são as formas predominantes em águas residuais. O nitrogênio orgânico é convertido em amoniacal em condições anaeróbias e aeróbias. A remoção do nitrogênio amoniacal contribui para a remoção do nitrogênio total, sendo que a temperatura e o pH afetam os processos de bioatividade e volatilização. Nitrogênio amoniacal, nitrato e nitrito são compostos que estão relacionados diretamente a processos de produção e decomposição (ESTEVES, 2011).

Na Figura 17b, estão apresentadas as concentrações de diferentes formas de nitrogênio (nitrogênio amoniacal, nitrogênio Kjeldahl e nitrogênio orgânico) em três pontos distintos: entrada, lagoa 1 e lagoa 2. O nitrogênio amoniacal apresenta maior variabilidade e concentrações mais altas, com valores próximos a 80 mg N/L, indicando que o processo de decomposição ainda está incompleto. Nas lagoas 1 e 2, a concentração é visivelmente menor, com uma redução significativa comparada à entrada, mas ainda é elevado e indicador de ambiente eutrofizado. O nitrogênio Kjeldahl, também apresenta uma concentração elevada na entrada, mas com menor variabilidade em comparação ao nitrogênio amoniacal. A lagoa 1 mostra uma redução significativa em relação à entrada, indicando um processo de transformação por meio de processos biológicos, onde ocorre a nitrificação, com amônia (NH_4^+) sendo convertida em nitrito (NO_2^-) e posteriormente em nitrato (NO_3^-). Esses processos reduzem sua concentração ou remoção de nitrogênio, por meio da absorção de N por plantas aquáticas, como parte de seu ciclo de crescimento e metabolismo, adsorção a partículas sólidas

presentes no sedimento que contribui para a remoção de nitrogênio da coluna d'água, degradação de matéria orgânica envolvendo processos onde compostos nitrogenados são mineralizados e convertidos em formas mais simples que podem ser assimiladas por microrganismos ou adsorvidas nos sedimentos ou ainda por processos de sedimentação, onde partículas contendo nitrogênio podem se depositar no fundo da lagoa 1, resultando em uma redução na concentração de nitrogênio na água superficial. Essa concentração continua diminuindo na lagoa 2, embora com menor variabilidade que a observada na lagoa 1.

O nitrogênio orgânico apresenta a menor concentração dentre as três formas de nitrogênio. A lagoa 1, mostra uma pequena redução em relação à entrada, sendo ainda menor na lagoa 2, com uma variação muito pequena. Isso demonstra que a maior parte do nitrogênio presente na água é oriunda do esgoto doméstico lançado no córrego Traíras e no canal de escoamento (P1) está sendo convertido em nitrogênio amoniacal e nitrato, demandando assim OD da água.

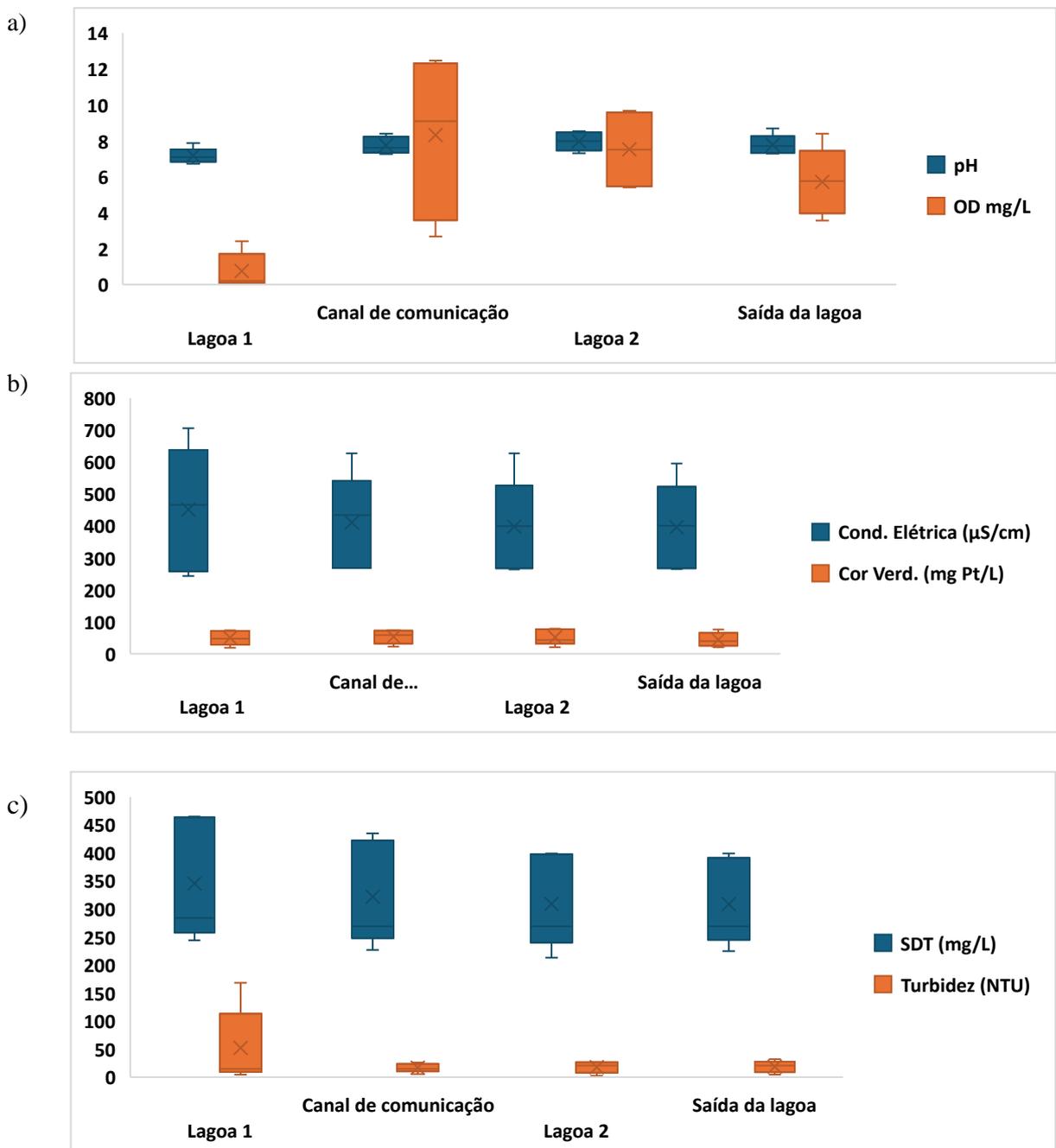
As reduções observadas nas concentrações de nitrogênio orgânico e amoniacal entre a entrada e as lagoas 1 e 2 sugerem que a lagoa está atuando efetivamente na remoção dessas formas de nitrogênio. Este processo pode ocorrer devido à assimilação por plantas aquáticas, atividades microbiológicas, e sedimentação. Zoppas *et al.*, (2016) afirmam que maioria dos processos de oxidação do amônio a nitrito e nitrato depende do consumo de oxigênio. Portanto, o lançamento de grandes quantidades de nitrogênio amoniacal em um corpo d'água pode resultar em uma queda acentuada nas concentrações de oxigênio dissolvido (OD), causando sérios prejuízos ao ambiente aquático, como foi observado no sistema hídricos do Parque Berneck. Contudo, a diminuição das concentrações de nitrogênio ao longo do sistema de lagoas indica uma melhoria na qualidade da água. Isso é importante para amenizar a eutrofização do sistema, que pode causar redução do oxigênio dissolvido em todas as lagoas, afetando negativamente a fauna aquática.

As variações observadas nas diferentes formas de nitrogênio também refletem os processos biogeoquímicos que ocorrem no sistema de lagoas, como a nitrificação e a desnitrificação, que contribuem para a transformação e remoção do nitrogênio, além da retenção no sedimento. Esses resultados sugerem que as lagoas estão desempenhando um papel crucial na redução das concentrações de nitrogênio, melhorando assim a qualidade da água e contribuindo para a mitigação da eutrofização.

Este estudo permite entender a variação da qualidade da água ao longo do sistema, identificando os impactos de processos internos do metabolismo aquático causados pelo lançamento de esgoto doméstico a montante, como sedimentação e trocas hídricas entre as

diferentes áreas, como demonstrado na Figura 18. A análise desses pontos fornece um panorama abrangente das condições ambientais da lagoa, essencial para subsidiar a proposição da gestão e manejo do ecossistema aquático.

Figura 18 Box plot das variáveis de qualidade de água (pH, OD, CE, Cor Verdadeira, Sólidos Dissolvidos Totais e Turbidez) comparando os resultados obtidos no ambiente das lagoas.



Fonte: Elaborado pela autora, 2024.

Comparando o comportamento na dinâmica limnológica no gradiente da lagoa 1 com a lagoa 2 observou-se que houve pouca variação do pH em todos os pontos amostrados (P4, P5, P6 e P7), demonstrando um sistema lagunar relativamente estável quanto a esta variável, não sendo fortemente influenciado por variações de matéria orgânica ou processos biológicos. A concentração de OD na lagoa 1 é baixa, que pode ser indicativo de alta atividade biológica ou decomposição de matéria orgânica, consumindo o oxigênio disponível, esta concentração varia um pouco no ponto P5, possivelmente devido à mistura de águas entre as duas lagoas. A lagoa 2 apresenta maior concentração de OD, sugerindo condições mais favoráveis para a oxigenação, como menor carga de matéria orgânica ou melhor circulação da água e oxigenação pela ação do vento. No entanto, a concentração de OD volta a reduzir na saída da lagoa (Figura 18a) indicando novamente um consumo de oxigênio possivelmente devido à decomposição de matéria orgânica acumulada nas partes mais rasas da lagoa próximas ao canal de saída, e redução da ação do vento nesse local, que está mais protegido pela vegetação. A variação na concentração de OD ao longo do sistema indica zonas de alta e baixa atividade biológica. A lagoa 1, com baixa concentração de OD, está recebendo uma maior carga de matéria orgânica, como observado também nos resultados de turbidez e cor verdadeira (Figura 18a, 18b e 18c). Essa lagoa está funcionando como uma primeira etapa de um sistema de tratamento de esgoto, retendo no sedimento e nas macrófitas a matéria orgânica, estando sua superfície completamente coberta de macrófitas impedindo a atividade fotossintética na coluna d'água e portanto dificultando a produção de oxigênio. Já a lagoa 2 tem a superfície da água completamente exposta a luz solar o que contribui para a produção fotossintética de oxigênio e permitindo a continuidade da degradação da matéria orgânica por via aeróbica e, portanto, refinando parte desse processo de tratamento, mas de forma incompleta.

A condutividade elétrica e os sólidos dissolvidos totais apresentam certa similaridade ao longo dos pontos amostrados, exceto na lagoa 1 (Figura 18b e 18c). A cor verdadeira e a turbidez também apresentam pouca variação entre os pontos amostrados. No entanto, destaca-se que a turbidez é maior na lagoa 1, devido à entrada de sedimentos ou material orgânico em suspensão (Figura 18c)

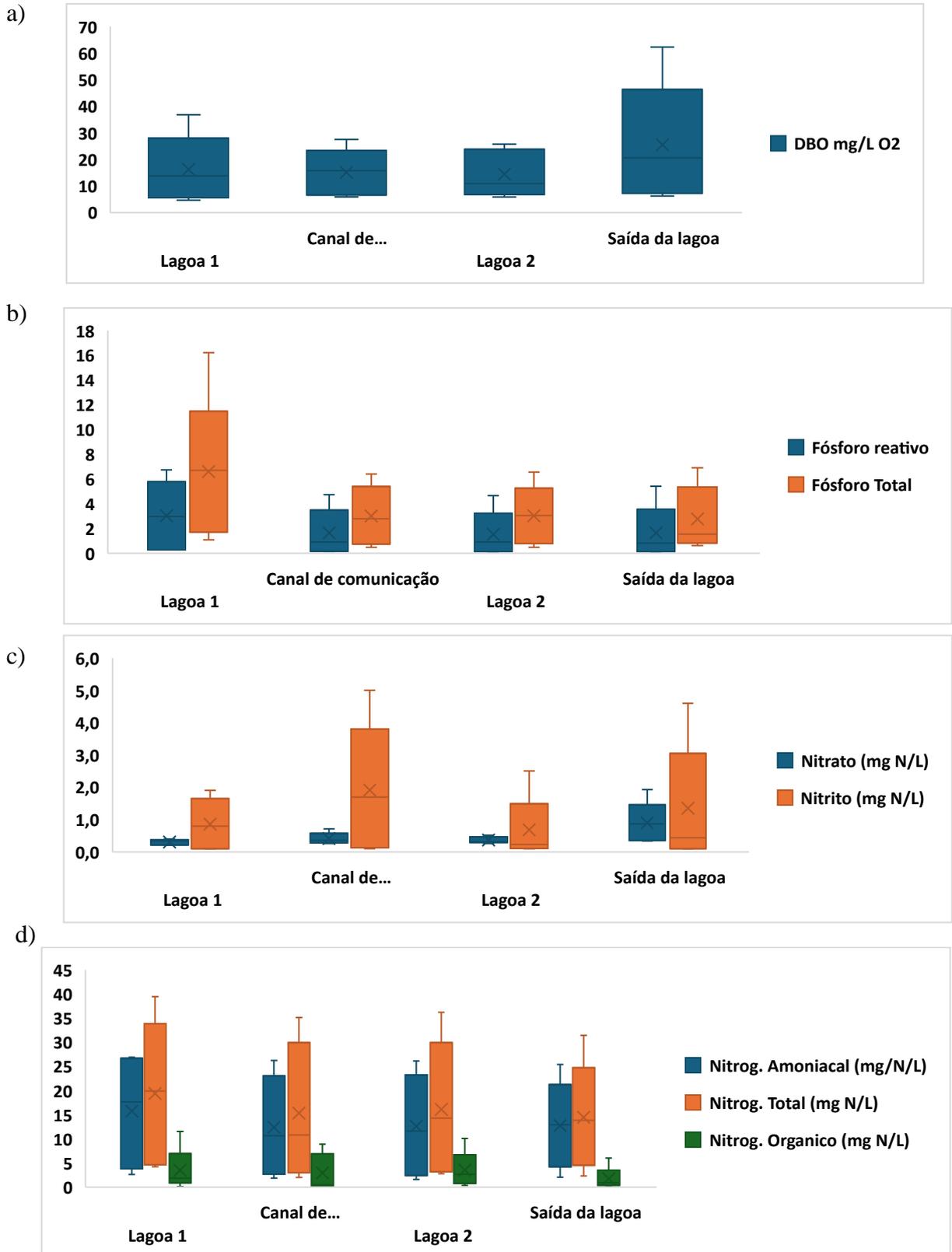
Na Figura 19 estão representados os resultados obtidos para os parâmetros DBO, ortofosfato e fósforo total, nitrato e nitrito, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total e nitrogênio orgânico.

A DBO apresentou valores altos para todos os pontos amostrados das lagoas, porém, entre a lagoa 1, canal de comunicação e a lagoa 2 os valores são relativamente estáveis, com uma leve diminuição. Na saída da lagoa 2, a DBO aumenta significativamente, sugerindo uma acumulação de matéria orgânica ao longo do percurso da água dentro do sistema lagunar. O aumento significativo da DBO na saída da lagoa 2 (P7) pode ser atribuído à acumulação de matéria orgânica ao longo do percurso da água, devido ao excesso de macrófitas observadas durante as coletas. Essas plantas aquáticas contribuem para a carga orgânica ao se decompor, elevando a DBO necessária para sua degradação. Esse manejo, embora necessário para controlar a proliferação das macrófitas, pode inadvertidamente contribuir para o aumento da DBO ao introduzir grandes quantidades de matéria orgânica no sistema de maneira rápida, resultando na elevação dos níveis de DBO à medida que essa matéria orgânica é processada ao longo do percurso da água na lagoa.

As concentrações de ortofosfato são maiores na lagoa 1, havendo redução gradativa desses valores nos demais pontos amostrados da lagoa (Figura 19b). O mesmo ocorre para os valores de fósforo total. Observa-se que os valores de nitrogênio total são mais elevados em todos os pontos amostrados, enquanto o nitrogênio orgânico apresenta valores bem baixos (Figura 19d).

Os resultados das análises de água, realizadas durante os períodos de chuva e estiagem, revelaram a dinâmica de qualidade da água em diferentes condições climáticas. Durante o período de chuvas, observou-se frequentemente um aumento na diluição de poluentes devido ao maior volume de água, enquanto no período de estiagem houve maior concentração de nutrientes e SDT devido à redução da vazão. Os resultados obtidos, sugerem que a qualidade da água na lagoa é fortemente influenciada pela sazonalidade, a exemplo da DBO, que tende a ser mais alta durante a estiagem devido à menor capacidade de diluição e maior concentração de matéria orgânica, enquanto, durante o período chuvoso, a DBO tende a ser mais baixa devido à diluição dos poluentes e maior volume de água.

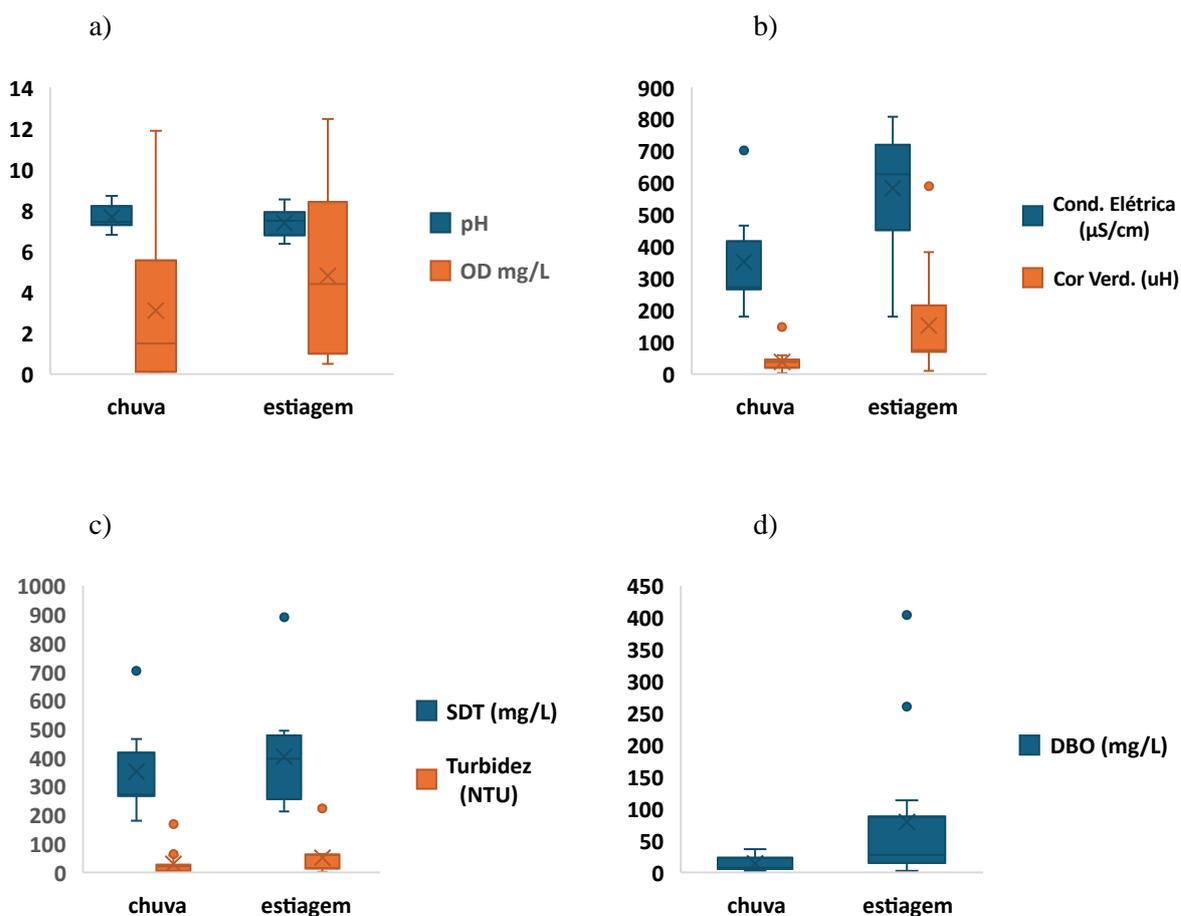
Figura 19 Box plot das variáveis de qualidade de água (DBO, ortofosfato e fósforo total, nitrato e nitrito, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total e nitrogênio orgânico) comparando os resultados obtidos no ambiente das lagoas.



Fonte: Elaborado pela autora, 2024.

A seguir, serão apresentados os dados das variações sazonais, para avaliar como os diferentes parâmetros de qualidade da água se comportam em resposta às mudanças nos níveis de precipitação (Figura 20).

Figura 20 Box plot das variáveis de qualidade de água (pH, OD, Condutividade Elétrica, Cor Verdadeira, SDT, Turbidez e DBO) comparando os resultados nos períodos de chuva e estiagem.



Fonte: Elaborado pela autora, 2024.

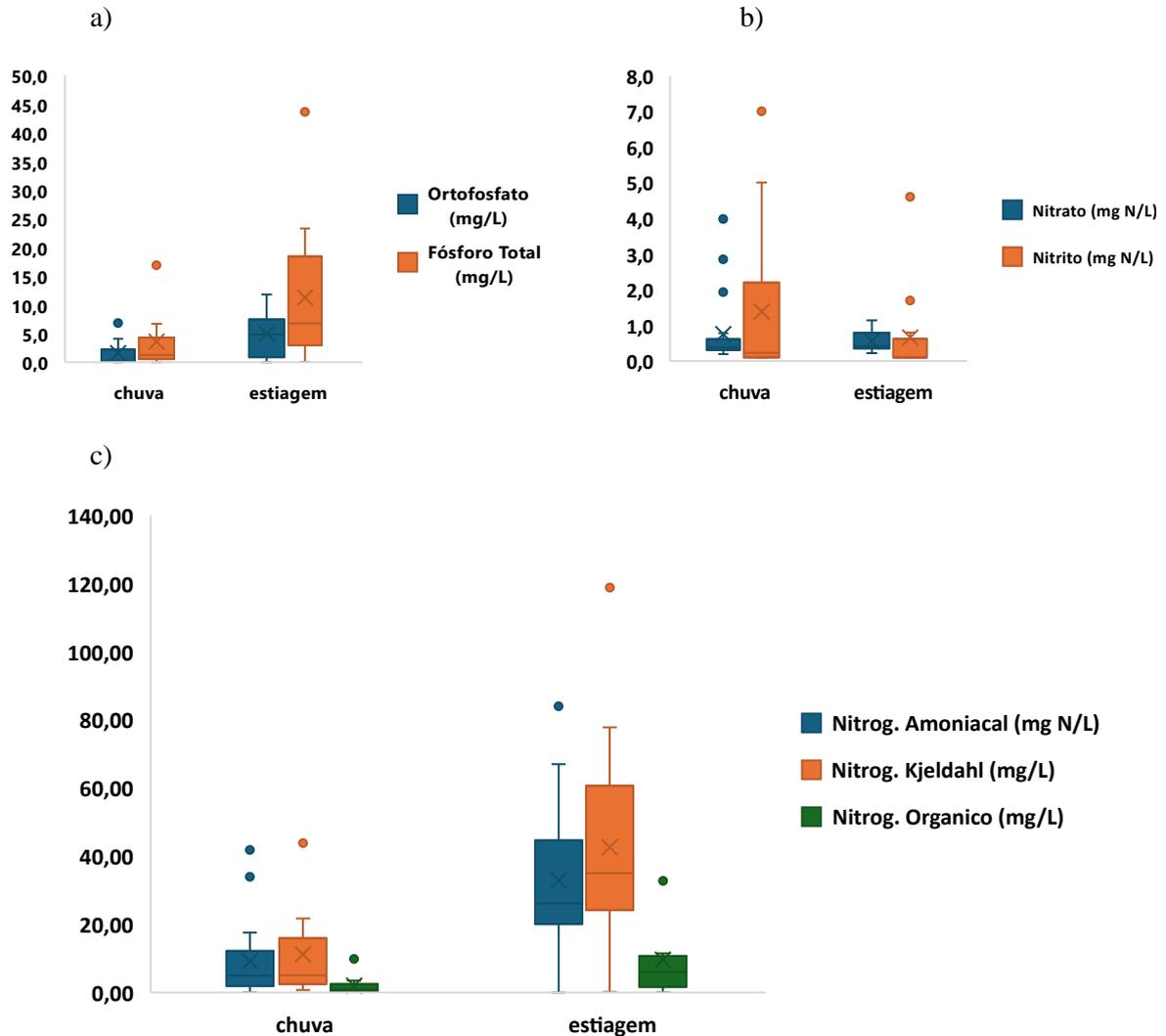
O pH não apresenta grandes variações entre os períodos de chuva e de estiagem. O OD apresenta maiores variabilidade dos valores de OD no período de estiagem (Figura 20a). No entanto, os níveis médios de OD parecem ser ligeiramente mais altos durante a chuva em comparação com a estiagem, sugerindo que a presença de água de chuva pode ajudar a manter níveis mais estáveis e elevados de oxigênio dissolvido.

No período chuvoso a cor verdadeira tende a ser menor, devido ao efeito de diluição (KREISCHER *et. al.*, 2012). No entanto, por outro lado o aumento das chuvas, aumentam o

transporte de material orgânico e inorgânico, que podem influenciar no aumento da cor (PIRATOBA *et al.*, 2017). Os mesmos autores também afirmam que a sazonalidade, juntamente com a localização dos pontos de amostragem e a interação entre esses dois fatores, exercem uma influência significativa na cor. Na Figura 20b, observa-se que a cor verdadeira é baixa durante o período de chuva, o que indica menos matéria orgânica ou outros componentes dissolvidos na água. Já durante o período de estiagem, a cor verdadeira aumenta, sugerindo uma maior presença de matéria orgânica. Isso pode ocorrer devido à menor renovação da água, resultando na acumulação de compostos orgânicos. A condutividade elétrica (CE) também é maior durante a estiagem comparada ao período de chuva, devido à menor diluição da matéria orgânica durante a estiagem, resultando em uma maior concentração de íons que aumentam a CE.

O mesmo padrão se repete para SDT e turbidez (Figura 20c), no período de chuva, a água é mais diluída, resultando em níveis moderados de SDT e baixa turbidez. Já no período de estiagem, há uma maior concentração de sólidos dissolvidos e uma variação mais ampla de SDT. Essa menor diluição também contribui para uma maior turbidez, com mais partículas em suspensão na água. Os valores de concentração da DBO são altos tanto para o período de estiagem quanto para o período chuvoso. No entanto, no período de estiagem estes valores são ainda maiores (Figura 20d). Este comportamento é observado para os parâmetros analisados ortofosfato, fósforo total, nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total e nitrogênio orgânico (Figura 21). No período de estiagem, a concentração de matéria orgânica lançada na lagoa é mais elevada, frente ao volume de água.

Figura 21 Box plot das variáveis de qualidade de água (Ortofosfato, Fósforo Total, Nitrato, Nitrito, Nitrogênio Amoniacal, Nitrogênio Total e Nitrogênio Orgânico) comparando os resultados obtidos nos períodos de chuva e estiagem.

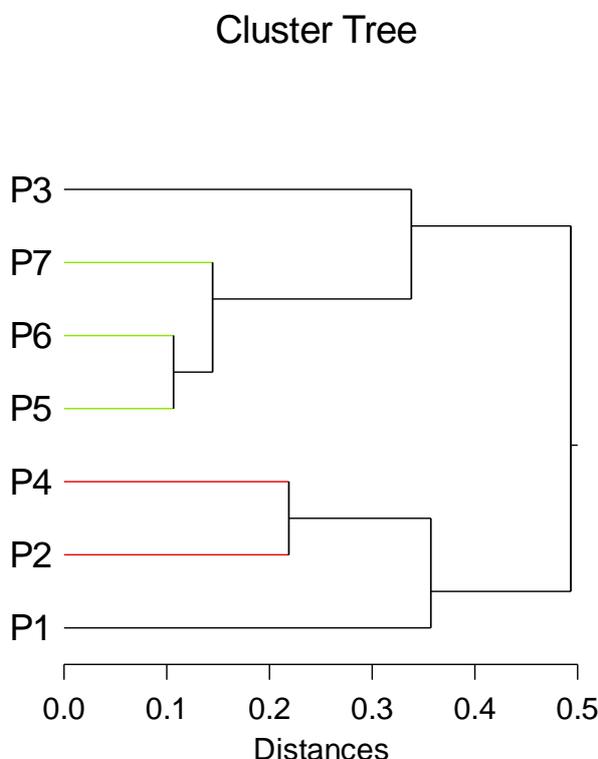


Fonte: Elaborado pela autora, 2024.

Com relação a similaridade e dissimilaridade entre os pontos amostrais, foi possível notar que, com base no dendrograma (Figura 22) para uma altura de corte de aproximadamente 0,3, distinguem-se quatro grupos, sendo cluster 1 representado pelo ponto P1 (galeria de águas pluviais), neste ponto observou presença de escoamento superficial tanto no período de chuva, quanto de estiagem, devido, principalmente, às concentrações altas de nutrientes e baixas ou ausência de oxigênio. O cluster 2, representado pelos pontos P2 e P4 (córrego Traíras e lagoa 1), também apresentam alta similaridade na concentração de nutrientes, provenientes tanto dos efluentes domésticos, quanto da decomposição das macrófitas. O cluster 3 inclui os pontos P5, P6 e P7 (canal de comunicação, lagoa 2 e saída da lagoa), estes pontos possuem concentrações

de nutrientes semelhantes. Os pontos P5 e P6 representam uma zona de transição, com menores concentrações de nutrientes, devido ao processo de absorção desses nutrientes na biomassa das macrófitas presentes na lagoa 1. O ponto P7 apesar de apresentar certa similaridade, a DBO é elevada neste ponto, que provavelmente se deu pela presença de matéria orgânica em decomposição no local. O cluster 4 é representado pelo ponto P3 (afluente sem denominação), sendo sua nascente localizada na área do parque e por não receber qualquer tipo de lançamento de efluentes, possui menores concentrações de nutrientes.

Figura 22 Dendrograma da análise de cluster da qualidade da água com base na concentração de nutrientes em diferentes pontos de amostragem.

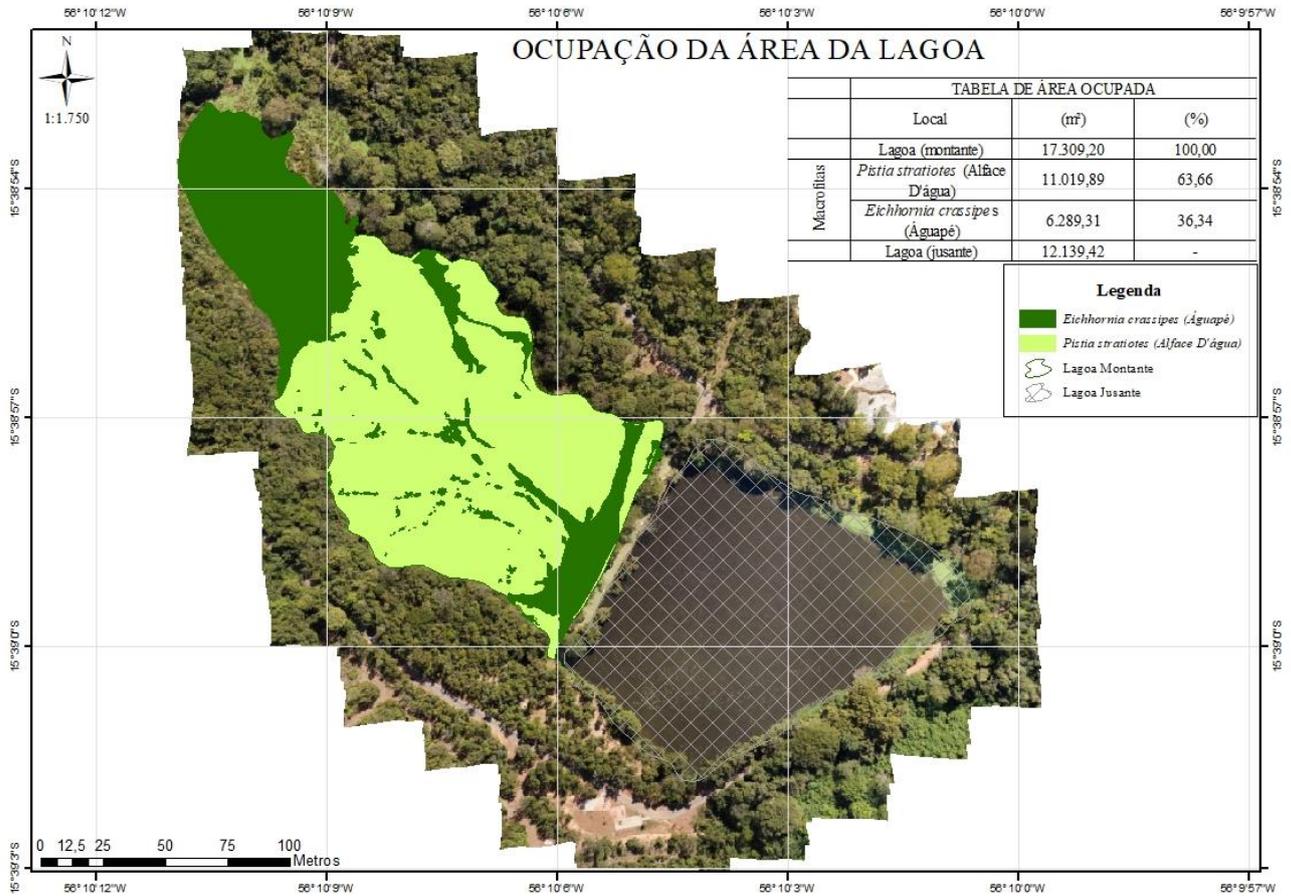


2.5.4.2 Macrófitas Aquáticas

As macrófitas são plantas aquáticas essenciais para os ecossistemas de lagos, rios e pântanos. Podendo ser submersas, flutuantes ou enraizadas, elas mantêm a saúde ecológica ao oferecer habitat e refúgio para organismos aquáticos, contribuindo para a biodiversidade. Além disso, estabilizam os sedimentos do fundo, prevenindo a erosão e a ressuspensão de partículas (XAVIER *et al.*, 2021).

Os resultados da área ocupada por cada espécie de macrófitas na lagoa 1 (P4) estão ilustradas na Figura 23.

Figura 23 Mapa de ocupação de macrófitas aquáticas presentes na lagoa 1 (P4) do Parque Bernardo Berneck.



Fonte: Elaborado pela autora, 2024

Durante o estudo realizado, observou-se que a lagoa 1 estava totalmente coberta por macrófitas. Em cada período de coleta, a lagoa apresentava características distintas em relação às espécies presentes. No entanto, nos levantamentos realizados no dia 05 de junho de 2023, as espécies predominantes eram *Pistia stratiotes* (alface d'água) e *Eichhornia crassipes* (aguapé). A lagoa 1 possui uma área de 17.309,20 m², da qual 11.019,89 m² (63,66%) é ocupado pela espécie *Pista stratiotes* e 6.289,31 m² (36,34%) *Eichhornia crassipes*. Com base em estudos realizados por diversos pesquisadores (REIDIL *et al.*, 2005; SILVA *et al.*, 2019; NISHIMURA, 2020) sobre a remoção de nutrientes por macrófitas das espécies *Eichhornia crassipes* (aguapé) e *Pistia stratiotes* (alface-d'água), e considerando a área ocupada por cada espécie, estima-se que, em média, a *Pistia stratiotes* remove 56,7% do nitrogênio total e 58,3% do fósforo total, enquanto *Eichhornia crassipes* remove 43,2% do nitrogênio total e 41,6% do fósforo total.

Essas macrófitas aquáticas influenciam a dinâmica hídrica ao reduzir a velocidade do fluxo da água e a circulação de oxigênio, além de estabilizarem os sedimentos e melhorarem a

qualidade da água por meio da absorção de nutrientes como nitrogênio e fósforo, assimilando-as e incorporando-as à sua biomassa. Isso contribui para a redução da eutrofização e oferece habitat para diversos organismos aquáticos (XAVIER *et al.*, 2021). As raízes dessas plantas ajudam a reduzir a turbidez ao remover sólidos suspensos, como observado no presente estudo. O material adsorvido pelas raízes cria um ambiente ideal para o desenvolvimento de fungos e bactérias que decompõem a matéria orgânica. Os produtos mineralizados por esse processo são, em parte, absorvidos pelas plantas, atendendo à demanda de nutrientes necessários para o seu crescimento (SILVA, 2007).

Leitão-Junior *et al.* (2007) afirmam que devido à sua necessidade de altas concentrações de nutrientes para o desenvolvimento, as macrófitas aquáticas são utilizadas com sucesso na recuperação de rios e lagos poluídos. Suas raízes podem absorver grandes quantidades de substâncias tóxicas e formar uma densa rede capaz de reter até as partículas mais finas em suspensão.

Por outro lado, as elevadas concentrações de ortofosfato e fósforo total na lagoa 1 são também devido ao excesso de macrófitas, que liberam esses nutrientes durante sua decomposição, além do aporte desses nutrientes pelo córrego Traíras (P2) e rede pluvial (P1). O nitrogênio total é alto em todos os pontos amostrados, enquanto o nitrogênio orgânico é baixo, indicando que as macrófitas estão utilizando eficientemente o nitrogênio orgânico. Assim, a presença e decomposição das macrófitas explicam os altos níveis de nutrientes na lagoa 1 em comparação à lagoa 2.

Para o manejo das macrófitas, é crucial avaliar se sua remoção ou manutenção é mais benéfica para o ecossistema. As macrófitas desempenham um papel importante na absorção de nutrientes, ajudando a reduzir os níveis de nitrogênio e fósforo na água. Por outro lado, sua decomposição contribui para o aumento das concentrações de ortofosfato e fósforo total. Como sugestão de manejo, pode-se considerar a remoção controlada das macrófitas, realizando a remoção seletiva e gradual para evitar a liberação súbita de nutrientes durante a decomposição. As macrófitas removidas devem ser dispostas de forma adequada em outro local, para evitar a reintrodução de nutrientes no sistema, podendo ser utilizadas na compostagem ou como biomassa para fins agrícolas como opções viáveis. Além disso, é essencial implementar um programa de monitoramento contínuo para avaliar os níveis de nutrientes e a biomassa das macrófitas, permitindo ajustes nas estratégias de manejo, conforme necessário.

Outra abordagem é o controle biológico, com a introdução de espécies herbívoras nativas que possam ajudar a controlar o crescimento das macrófitas de maneira natural e sustentável, sem a necessidade de remoção manual intensiva, a exemplo das capivaras. Manter

um número controlado de macrófitas é benéfico para o ambiente aquático, uma vez que elas desempenham a função de filtragem de nutrientes. Além disso, é fundamental que sejam adotadas ações para a redução das fontes de poluição, como os lançamentos de esgoto no córrego Traíras. A combinação de remoção controlada, monitoramento contínuo, controle biológico e a manutenção estratégica das macrófitas pode ser uma abordagem eficaz para melhorar a qualidade da água de todo o sistema hídrico.

Todavia, para a redução efetiva das fontes de poluição, é prioritária a implementação de sistemas eficazes de tratamento de esgoto e drenagem urbana, visando reduzir a entrada de nutrientes nos corpos d'água. Embora seja uma medida a médio e longo prazo, é essencial para a sustentabilidade do ecossistema. Concomitantemente, as ações educativas e o engajamento comunitário são fundamentais para o êxito das ações

2.5.4.3 Análises Microbiológicas

Os pontos de coletas para análise das variáveis foram o ponto de contribuição (P2 e P6) e um ponto na saída da lagoa (P7). Os dados foram tabulados nos períodos chuvoso e de estiagem. As amostras de águas apresentam altos valores de coliformes totais e *Escherichia coli* tanto no período chuvoso, quanto no período de estiagem, com maiores concentrações no ponto P2 para os dois períodos (chuva $>2,4 \times 10^5$; $1,7 \times 10^4$ e $>4,8 \times 10^4$; estiagem $2,8 \times 10^4$; $>2,4 \times 10^5$), conforme demonstrado na Tabela 6

Tabela 6 - Variáveis microbiológicas da qualidade da água da lagoa do Parque Berneck que serão analisadas em laboratório de acordo com métodos padronizados.

Parâmetros	Chuva			Estiagem	
	Dez-22	Fev-23	Abr-23	Jul-23	Out-23
	Ponto 2				
Coliformes totais	$> 2,4 \times 10^5$	$> 2,4 \times 10^4$	$> 4,8 \times 10^4$	$> 4,8 \times 10^4$	$> 2,4 \times 10^5$
<i>E. coli</i>	$> 2,4 \times 10^5$	$> 1,7 \times 10^4$	$> 4,8 \times 10^4$	$> 2,8 \times 10^4$	$> 2,4 \times 10^5$
	Ponto 6				
Coliformes totais	$> 1,1 \times 10^4$	$> 1,4 \times 10^4$	$> 4,8 \times 10^4$	$4,0 \times 10^4$	$> 4,8 \times 10^4$
<i>E. coli</i>	$> 6,4 \times 10^2$	$> 7,7 \times 10^3$	$5,6 \times 10^2$	$3,4 \times 10^2$	$1,3 \times 10^3$
	Ponto 7				
Coliformes totais	$3,5 \times 10^4$	$2,0 \times 10^4$	$> 4,8 \times 10^4$	$2,4 \times 10^4$	$> 4,8 \times 10^4$
<i>E. coli</i>	$2,8 \times 10^2$	$1,0 \times 10^4$	$8,0 \times 10^2$	$8,2 \times 10^1$	$2,4 \times 10^4$

Fonte: Elaborado pela autora, 2024.

As bactérias do grupo coliformes totais são encontradas comumente nos ambientes e mesmo não havendo um parâmetro de qualidade estabelecido em normativas, essas bactérias

são importantes indicadores para verificar a qualidade da água. É possível observar que os valores para Coliformes Totais foram bastante elevados para todos os pontos de coletas, apresentando valores $>1,1 \times 10^4$ a $>4,8 \times 10^4$ no período chuvoso e $>2,4 \times 10^5$ a $>4,8 \times 10^4$ no período de estiagem.

A densidade de *Escherichia coli* nos pontos amostrais apresentou variações entre os períodos chuvoso e de estiagem. Os resultados indicam que durante o período chuvoso, a densidade de *E. coli* nos pontos amostrais variou amplamente, atingindo valores extremamente elevados, especialmente no ponto 2. Durante o período de estiagem, a densidade também apresentou uma grande variação, com alguns pontos mostrando níveis alarmantes de contaminação fecal.

A detecção de coliformes totais e *Escherichia coli* em ambientes aquáticos indica contaminação fecal da água e o potencial risco de patógenos, que podem transmitir doenças infecciosas. Esses indicadores são considerados cruciais para avaliar a qualidade da água, sendo específicos para identificar contaminação fecal recente e sugerir a presença de bactérias patogênicas no ambiente (AMARAL, 2007; PEIL *et al.*, 2015). Com base nos valores de referência estabelecidos pela Resolução CONAMA n. 357/2005, para *E. coli* que corresponde ao limite máximo de 1.000 NMP/100 mL, todas as amostras em ambos os períodos estão em desacordo com os padrões de qualidade para águas doces de classe 2. Essas elevadas concentrações de *E. coli* indicam a contaminação do ambiente aquático por esgoto doméstico assim como as avaliações das demais variáveis de qualidade da água.

2.6 CONCLUSÃO

O estudo analisou a dinâmica hidrológica e a qualidade da água em um sistema hídrico afetado por fatores sazonais e antrópicas. A variabilidade pluviométricos influenciou as vazões dos pontos de contribuições (P1, P2 e P3) e o volume das lagoas, com chuvas aumentando a vazão e estiagem resultando em secas críticas, especialmente no ponto do afluente intermitente.

Durante as chuvas, houve diluição dos poluentes, resultando em menores concentrações de fósforo total, nitrogênio total e nitrogênio amoniacal. Em contraste, na estiagem, essas concentrações aumentaram, indicando que a baixa vazão e a menor renovação da água favoreceram a acumulação de nutrientes.

As lagoas analisadas apresentaram comportamentos distintos em relação aos níveis de fósforo e proliferação de macrófitas aquáticas. A lagoa 1 mostrou altos teores de fósforo, com indicativo de hipereutrofização e intensa proliferação de macrófitas, enquanto a lagoa 2, com menores concentrações de fósforo, também está eutrofizada, destacando a necessidade de

controle de nutrientes para a saúde do sistema hídrico.

O estudo também destacou a importância das macrófitas aquáticas na dinâmica dos nutrientes. Na lagoa 1, as macrófitas retêm nutrientes, mas sua decomposição aumenta a demanda biológica de oxigênio (DBO). A lagoa 2, com menor cobertura de macrófitas, apresentou melhores condições de oxigenação.

As análises físicas, químicas e biológicas demonstraram que os parâmetros como nitrato, sólidos totais dissolvidos e pH atenderam aos valores de referências estabelecidos pela Resolução CONAMA n. 357/2005. Em contraste, a DBO, fósforo total, nitrito, nitrogênio amoniacal, cor verdadeira, oxigênio dissolvido e *Escherichia coli* estavam em desacordo. A redução gradual dos nutrientes e o aumento de oxigênio dissolvido indicam que as lagoas atuam como mecanismo de retenção e mineralização, essenciais para mitigar a eutrofização.

Os altos níveis de DBO nos pontos de entrada e na lagoa 1 indicam uma alta carga de matéria orgânica proveniente de esgoto doméstico, principal causa da alteração na qualidade da água. A lagoa 2, embora afetada, demonstrou melhor capacidade de recuperação, apresentando níveis mais altos de OD devido a processos que vem ocorrendo na lagoa 1.

A concentração de sólidos dissolvidos totais (SDT) e turbidez foi maior nas entradas, diminuindo nas lagoas, o que reforça a função de retenção nesses ambientes. A condutividade elétrica também foi alta nas entradas, e diminuindo nas lagoas, o que reforça a influência de fatores antrópicos e transformações bioquímicas.

Os níveis de fósforo total e ortofosfato superaram os limites permitidos, indicando um processo contínuo de eutrofização, que demanda intervenções para reduzir as cargas de nutrientes. A análise das diferentes formas de nitrogênio revelou uma tendência de redução, com a lagoa 1 atuando como um importante local de remoção, retenção e mineralização.

O estudo enfatiza a necessidade de uma gestão integrada do sistema hídrico do Parque Bernardo Berneck, com foco na redução das fontes de poluição, principalmente esgoto doméstico. Sugere-se a implementação de barreiras naturais, proteção das zonas ripárias e manejo adequado das macrófitas, proponho um plano abrangente com medidas preventivas e corretivas.

As medidas preventivas para melhorar a qualidade da água no Parque Bernardo Berneck incluem a recuperação e proteção das zonas ripárias com o plantio de vegetação nativa, criando zonas tampão que filtram nutrientes e sedimentos. É importante identificar e delimitar as Áreas de Proteção Permanente (APPs) para evitar desmatamento e as ocupações irregulares. Redes de retenção de sólidos devem ser instaladas em pontos estratégicos da drenagem urbana acompanhadas de limpeza e manutenção regular.

O manejo das macrófitas aquáticas deve contar com monitoramento contínuo para detectar a proliferação excessiva das macrófitas e, se necessário, utilizar do controle biológico através da introdução de espécies herbívoras nativas. Em casos de infestação intensa, recomenda-se a remoção manual ou mecânica, garantindo a disposição adequada das plantas removidas. Quando o controle mecânico não for suficiente, pode-se considerar o uso de herbicidas seletivos, sempre seguindo as regulamentações ambientais.

Um programa de gestão integrada é essencial, com diretrizes claras para o monitoramento e manejo das macrófitas, e engajamento comunitário é fundamental para promover educação ambiental e práticas sustentáveis. O monitoramento contínuo das condições hidrológicas e da qualidade da água deve focar em períodos de chuva e estiagem.

A pesquisa também ressalta a necessidade de implementar políticas públicas de saneamento básico integradas ao planejamento urbano, garantindo a infraestrutura necessária para o tratamento de esgoto e a gestão adequada de resíduos sólidos. O cumprimento das normas ambientais é fundamental para assegurar a saúde pública, a preservação dos ecossistemas aquáticos e a qualidade da água, elementos vitais para a biodiversidade e o bem-estar humano.

2.7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: regiões hidrográficas brasileiras** – Edição Especial. – Brasília: ANA, 2015.

Disponível em: <<https://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/regioeshidrograficas2014.pdf>> Acesso em 04 mar 2024.

ALMEIDA, M. C.; SILVA, M. M.; PAULA, M. de. Avaliação do desempenho de uma estação de tratamento de água em relação à turbidez, cor e pH da água. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologia Ambientais**. v. 5, n. 1, p. 25-40, 2017. Disponível em:

<https://www.researchgate.net/publication/319157191_AVALIACAO_DO_DESEMPENHO_DE_UMA_ESTACAO_DE_TRATAMENTO_DE_AGUA_EM_RELACAO_A_TURBIDEZ_COR_E_PH_DA_AGUA>. Acesso em 19 mar 2024.

AMARAL, A. L. P. **Microorganismos indicadores de qualidade de água. Especialização em Microbiologia**, 2007, 40p. Programa de Pós-Graduação em Microbiologia, UFMG.

Disponível em: <<http://www.microbiologia.icb.ufmg.br/esp/monografias/25.PDF>>. Acesso. 26 mar 2024.

APHA, **Standard Methods for the examination of Water and Wastewater** – SMEWW.

American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, Washington, 23 ed., 2017.

ARAÚJO, M. C. S. P. *et al.* Fracionamento de fósforo em sedimento límnicos em microbacia hidrográfica (Nordeste, BRASIL). **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, Maringá (PR). v. 13, n. 2, p. 645–658, 2020. Disponível em:

<https://www.researchgate.net/publication/340986330_Fracionamento_de_fosforo_em_sedimentos_limnicos_em_microbacia_hidrografica_Nordeste_Brasil>. Acesso 15 mar 2024.

BARROS, F. de A. **Avaliação dos impactos da urbanização na microbacia do Córrego Traíras, Várzea Grande – MT, 2017**. 104 pag. Dissertação de Mestrado em Recursos Hídricos – Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT. Cuiabá/MT, 2017. Disponível em:

Disponível em: <<https://drive.google.com/file/d/1wC39UkFRMdgt1VslEc6gm5q18fZq5fvM/view>>. Acesso em 08 mar 2024.

BRASIL, **Lei nº 10.257, de 10 de julho de 2001**. Regulamenta os arts. 182 e 183 da Constituição Federal, estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providência.

Disponível em <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/LEIS_2001/L10257.htm>. Acesso em: 10 jul 2024.

BRASIL, Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de Saneamento/Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde**, 4 ed., Brasília,

FUNASA, 2015. 642p.

BRASIL. CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/RESOLUCAO_CONAMA_n_357.pdf> Acesso em 04 jul 2022.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. **1ª Caderno de pesquisa em engenharia de saúde pública**. Fundação Nacional de Saúde, Brasília, FUNASA, 2013. 244 p. Disponível em: <<https://www.funasa.gov.br/documents/20182/39040/1%C2%BA+Caderno+de+pesquisa+de+engenharia+de+sa%C3%BAde+p%C3%BAblica+2013.pdf>>. Acesso em: 04 mar. 2024.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia – MME. Secretaria de Geologia, Mineração e Transformação Mineral. **Sistema de Informação Geoambiental de Cuiabá, Várzea Grande e Entorno – SIG CUIABÁ – 2006**, v. 1. Organizado por THOMÉ – FILHO, J. J. Goiania/GO, 2006.

CARCARÁ, M. S. M.; SILVA, E. A.; MOITA NETO, J. M. Saneamento básico como dignidade humana: entre o mínimo existencial e a reserva do possível. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.24, n. 3, p. 493-500, 2019. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/esa/a/6jszjffmQtkmPhmpzWvKF5t/>>. Acesso 20 mar 2024. DOI: 10.1590/S1413-41522019183905

CARNEIRO, P. R. F. *et al.* A gestão integrada de recursos hídricos e do uso do solo em bacias urbano – metropolitanas: o controle de inundações na bacia dos rios Iguaçu/Sarapuí, na baixada Fluminense. **Revista Ambiente & Sociedade**, v. XIII, n. 1, p. 29–49, 2010. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/asoc/a/wRF8cRjR59gMQhbMhLmYrHy/>>. Acesso 03 jul 2024.

CETESB. **Guia nacional de coleta de preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. Brasília, DF: ANA; São Paulo: CETESB, 2011. 327 p. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2021/10/Guia-nacional-de-coleta-e-preservacao-de-amostras-2012.pdf>> Acesso em 04 jul 2022.

CETESB. **Índices de qualidade das águas Apêndice D**. Brasília, DF: ANA; São Paulo: CETESB, 2009. 32 p. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Ap%C3%AAndice-D-%C3%8Dndices-de-Qualidade-das-%C3%81guas.pdf>> Acesso em 04 jul 2022.

DAE, Departamento de Água e Esgoto de Várzea Grande. **Redes de Esgoto**. Disponível em: <<https://varzeagrande.saneamento40.com.br/>>. Acesso 18 jun 2024.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de**

solos. 2. Ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI, 2006.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo** \ Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 2.ed.rev.atual.-Rio de Janeiro,1997. 89p.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos da limnologia**. 826 p. 3. Ed. Rio de Janeiro – RJ, 2011.

FANTIN-CRUZ, I.; LOVERDE-OLIVEIRA, S.; GIRARD, P. Caracterização morfológica e suas implicações na limnologia de lagoas do Pantanal Nortelagoas do Pantanal Norte. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 30, n. 2, p. 133 – 140, 2008. Disponível em: <<https://periodicos.uem.br/ojs/index.php/ActaSciBiolSci/article/view/3628/2532>>. Acesso 24 jun 2024.

FARIA, O. B.; ESPINDOLA, E. L. G. Produção de adobe com biomassa de macrófitas aquáticas: uma alternativa para retirada e encapsulamento de poluentes de lagos e reservatórios. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 01, p. 07-17, 2005. Disponível em: <https://www.rbciamb.com.br/Publicacoes_RBCIAMB/article/view/49>. Acesso em: 20 fev 2024.

GARCIA, M. S. D.; FERREIRA, M.de P. Saneamento básico: meio ambiente e dignidade humana. **Dignidade Re-Vista**, [S.l.], v. 2, n. 3, p. 12, July 2017. ISSN 2525-698X. Disponível em: <<https://periodicos.puc-rio.br/index.php/dignidaderevista/article/view/393>>. Acesso 20 jun 2024.

GARCIA, R. A. L. *et al.* Aspectos ambientais do Córrego do Barbado em Cuiabá-MT. **Revista Enciclopédia Biosfera**, v. 11, n. 22, p.243-263, 2015. Disponível em: <<https://www.conhecer.org.br/enciclop/2015c/agrarias/Aspectos%20ambientais.pdf>>. Acesso 18 mar 2024.

GIS Development Team. QGIS Geographic Information System. Open-Source Geospatial Foundation Project.2021.

GRECO, M. F. P. de S. **Estudo exploratório de macrófitas aquáticas: potencial de fitorremediação (N-NH₃) e de aproveitamento de biomassa**. 2010. 99P. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) – Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul, 2010. Disponível em: <<http://www.dominiopublico.gov.br/download/texto/cp132617.pdf>>. Acesso 05 mar 2024.

HULTH, S.; ALLER, R.C.; CANFIELD, D.E.; DALSGAARD, T.; ENGSTRÖM, P.; GILBERT, F.; SUNDBÄCK, K.; THAMDRUP, B. Nitrogen removal in marine environments: recent findings and future research challenges. **Marine Chemistry**, v. 94, n. 1-4, p. 125-145, 2005. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304420304002439>>. Acesso 10 fev

2023. DOI.org/10.1016/j.marchem.2004.07.013

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mt/varzea-grande/panorama>>. Acesso em: 04 jul. 2022.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Ranking do Saneamento 2022**. Disponível em . <<https://tratabrasil.org.br/ranking-do-saneamento-2022/>>. Acesso 07 jul 2024.

KREISCHER, T. C. V.; GONÇALVES, D. M. M.; VALENTINI, C. M. A. Aspectos hidroambientais do Córrego Barbado em Cuiabá-MT. **Holos**, v. 28, n. 1, p. 86-109, 2012. Disponível em: < <https://www2.ifrn.edu.br/ojs/index.php/HOLOS/article/view/697/521>>. Acesso em 15 mar 2024. <http://dx.doi.org/10.15628/holos.2012.697>

LEITÃO-JUNIOR, A. M. *et al.* Sistema de tratamento alternativo de efluentes utilizando macrófitas aquáticas: um estudo de caso do tratamento de efluentes frigoríficos por *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*. **Revista Caminhos de Geografia**. v. 8, n. 23, p. 8 – 19, 2007. Disponível em: <<https://seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/15659/8858>>. Acesso em 17 jun 2024.

LEITE, C. H. P.; MOITA NETO, J. M.; BEZERRA, A. K. L. Novo marco legal do saneamento básico: alterações e perspectiva. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 27, n. 5, p. 1041 – 1047, 2022. Disponível em: < <https://www.scielo.br/j/esa/a/c9q3cL4bMT4L4KP7zCMxzCP/>>. Acesso 10 mar 2024. Doi.org/10.1590/S1413-415220210311.

LIMA, M. V. De A. **Estudo sobre a dinâmica de crescimento e práticas de manejo de macrófitas aquáticas na PCH Santa Rosa II (Bom Jardim/RJ)**, 2019, 99 pág. Trabalho de Conclusão de Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária – Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis/SC, 2019. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/202777/TCC_VF_%20Maria%20Vitar%20de%20Abreu%20Lima.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 18 agos 2022.

MARIA, M. A. **Avaliação da utilização do glifosato para manejo de macrófitas aquáticas**, 2017, 148 pag. Tese de Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos – Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte/MG, 2017. Disponível em: <https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/BUBD-AW5NLZ/1/marina_a_maria_tese.pdf>. Acesso em: 21 agos 2022.

MARINHO, C. C.; ESTEVES, F. A.; FONSECA, A. S. Impactos antrópicos nas lagoas costeiras do norte do estado do Rio de Janeiro: uma revisão sobre a eutrofização artificial e gases de efeito estufa, **Revista RBPG**, v. 13, n. 32, p. 703 – 728, 2016. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/315380287_Impactos_antropicos_nas_lagoas_costeiras_do_norte_do_estado_do_Rio_de_Janeiro_uma_revisao_sobre_a_eutrofizacao_artificial>

_e_gases_de_efeito_estufa>. Acesso 06 jul 2024.

MATO GROSSO. Secretaria de Estado de Meio Ambiente – SEMA. **Geoportal – outorga_2024**. Disponível em: <<https://geoportal.sema.mt.gov.br/#/>>. Acesso em: 21 mar 2024

MATO GROSSO. Secretaria de Estado de Meio Ambiente – SEMA. Superintendência de Monitoramento de Indicadores Ambientais. **Relatório de monitoramento da qualidade da água da região hidrográfica do Paraguai – 2012 e 2014**. Organizado por FIGUEIREDO, S. B. *et al.* Cuiabá: SEMA/MT; SRMA, 2016. Disponível em: <<file:///C:/Users/Suporte/Downloads/Regia%CC%83o%20Hidrogra%CC%81fica%20do%20Paraguai%202012%20a%202014.pdf>>. Acesso em: 05 mar 2024.

MEDEIROS, K. T. de B.; LUCENA, M. M. A. de. Gestão dos recursos hídricos: uma revisão sob a perspectiva dos objetivos do desenvolvimento sustentável. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental, Palhoça**, v. 12, p. 1-14, 2023. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/372479585_GESTAO_DOS_RECURSOS_HIDRICOS_UMA_REVISAO_SOB_A_PERSPECTIVA_DOS_OBJETIVOS_DO_DESENVOLVIMENTO_SUSTENTAVEL_GESTION_DE_LOS_RECURSOS_HIDRICOS_UNA_REVISION_DESDE_LA_PERSPECTIVA_DE_LOS_OBJETIVOS_DE_DESARROLL>. Acesso em 05 abr 2024.

MENDES, T. A.; ALVES, F. C. R.; FERREIRA, D.; MENDES, D.; CUBA, R. M. F. e. Avaliação de diferentes técnicas de medição do oxigênio dissolvido para o saneamento básico. **Fronteira: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, v. 10, n. 01, p. 406-426, 2021. Disponível em: <<https://periodicos.unievangelica.edu.br/index.php/fronteiras/article/view/4531>>. Acesso em: 20 fev 2024.

MOCCI, M. A.; LEONELLI, G. C. V. Expansão urbana na legislação urbana brasileira: uma revisão temporal. **Revista Brasileira de Direito. Urbanístico – RBDU**, ano 7, n. 13, p. 61-80, jul./dez. 2021, Belo Horizonte. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/358477325_Expansao_urbana_na_legislacao_brasileira_uma_revisao_temporal>. Acesso 05 mar 2024.

NASCIMENTO, T. S. R.; BOIJINK, C. L.; PÁDUA, D. M. C. Efeito do ph da água no equilíbrio iônico de alevinos de *Piaractus mesopotamicus*. In: 1º Congresso Brasileiro de Produção de peixes nativos de água doce. **Anais**. 2007. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/115054/1/QAGUA-06.pdf>>. Acesso 26 jun 2024.

NICOLLIER, V.; KIPERSTOK, A.; BERNARDES, M. E. C. A governança das águas no Brasil: qual o papel dos municípios? **Revista Estudos Avançados**, v. 37, n. 109, p. 279 – 302, 2023. Disponível em:

<https://www.researchgate.net/publication/374931115_A_governanca_das_aguas_no_Brasil_qual_o_papel_dos_municipios>. Acesso 26 abr 2024. DOI: 10.1590/s0103-4014.2023.37109.017

NISHIMURA, A. S. **Avaliação da remoção dos macronutrientes nitrogênio e fósforo de efluente de abatedouro por fitorremediação, 2020**. 51 pag. Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Ambiental – Universidade Federal de Uberlândia – UFMG. Uberlândia/MG, 2020. Disponível em: <<https://repositorio.ufu.br/handle/123456789/30931>>. Acesso 05 jul 2022.

NUNES HENRIQUE, I. *et al.*, Fitorremediação utilizando macrófitas aquáticas no tratamento de efluentes de esgoto doméstico. **In:** 30º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, Natal – RN, 2019. Disponível em: <https://abes-dn.org.br/analseletronicos/45_Download/TrabalhosCompletoPDF/II-376.pdf>. Acesso em 21 jul 2024.

OLIVEIRA, G. H.; PINTO, A. L.; SOUZA, D. F. A precipitação e sua influência na quantidade e qualidade da água da bacia do córrego Bom Jardim, Brasilândia/MS. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 8, n. 2, 2012. Disponível em: <https://publicacoes.amigosdanatureza.org.br/index.php/forum_ambiental/article/view/262/261>. Acesso 23 jun 2024.

OLIVEIRA, P.E.A.M. 2008. Fenologia e biologia reprodutiva das espécies do Cerrado. **In: Ecologia e flora**. Embrapa, Brasília, pp. 275-286.

PANTANO, G. *et al.* Sustentabilidade no uso do fósforo: uma questão de segurança hídrica e alimentar. **Revista Química Nova**, v. 39, n. 6, p. 732–740, 2016. Disponível em: <<https://quimicanova.sbq.org.br/pdf/RV20150854>>. Acesso 16 jun 2024. DOI.org/10.5935/0100-4042.20160086

PEIL, G. H. S.; KUSS, A. V.; GONÇALVES, M. C. F. Avaliação da qualidade bacteriológica da água utilizada para abastecimento público no município de Pelotas - RS – Brasil. **Revista Ciência e Natura**, v. 37, n. 1, p. 79–84, 2015. Disponível em: <<https://periodicos.ufsm.br/cienciaenatura/article/view/14941/pdf>> . Acesso 07 jul 2024. DOI:10.5902/2179460X14941

PIRATOBA, A. R. A.; RIBEIRO, H. M. C.; MORALES, G. P.; GONÇALVES, W. G. e., Caracterização de parâmetros da qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, Brasil. **Revista Ambiente e Água**. v. 12, n. 3, p. 435 – 456, 2017. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/ambiagua/a/f45JMMTdfXvPWLmM6mbDX6K/?format=pdf>>. Acesso em 12 fev. 2024.

POMPÊO, M. **Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros**. São Paulo; Instituto de Bio-ciências da USP, 2017. 138 p.: il.

Disponível em: <http://ecologia.ib.usp.br/portal/macrophytas/all_book.pdf> Acesso em 21 ago 2022.

RABELO, M. O.; FIGUEIREDO, D. M. De; ARRUDA, J. C. de.; SILVA, C. J. Da. Participação social no diagnóstico e prognóstico do Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica do Paraguai. **Research, Society and Development**, [S. L.], v. 10, n. 10, p. e507101018137, 2021 DOI: 10.33448/rsd-v10i10.18137. Disponível em: <<https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/18137>>. Acesso em: 05 mar 2024.

RIBEIRO, A. L. V. *et al.* Contribuição da macrófita aquática *Eichhornia crassipes* na remoção de nitrogênio amoniacal de efluentes sanitários. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 8, n. 3, p. 215 – 234, 2019. Disponível em: <https://portaldeperiodicos.animaeducacao.com.br/index.php/gestao_ambiental/article/view/7052/4545>. Acesso 21 jul 2024.

REIDIL, A. *et al.* Utilização de efluente de frigorífico, tratado Utilização de efluente de frigorífico, tratado com macrófit com macrófita aquática, no cultiv a aquática, no cultivo de tilápia do Nilo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, p. 181 – 185, 2005. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/MLcngh9zC63sjkZbM39vMWn/?format=pdf&lang=pt>>. Acesso 21 jul 2024.

RILEY, M. C. *et. al.*, Análise da qualidade da água superficial das lagoas grande e salgada em Feira de Santana-BA. **Cadernos Prudentino de Geografia**, v. 1, n. 44, p. 162- 193, 2022. <<https://revista.fct.unesp.br/index.php/cpg/article/view/8117/6407>>. Acesso em: 19 mar 2024.

ROBERTO, M. C. *et al.* Avaliação do ph, turbidez e análise microbiológica da água do córrego guará velho em guará, estado do tocantins. **Revista Desafios**, v. 04, n. 04, 2017, Disponível em: <<https://betas.uft.edu.br/periodicos/index.php/desafios/article/view/4108/11811>>. Acesso 26 jun 2024. DOI: <https://doi.org/10.20873/uft.2359-3652.2017v4n4p3>.

SALLES, M. C. T.; GRIGIO, A. M.; DA SILVA, M. R. F. Expansão urbana e conflito ambiental: uma descrição da problemática do município de Mossoró, RN – Brasil. **Revista Sociedade & Natureza, Uberlândia**, 25 (2): 281-290. DOI:10.1590/S1982-45132013000200006. Disponível em <<https://www.scielo.br/j/sn/a/v4mnYQbXBCfr9ymynmywwZR/?format=pdf>>. Acesso em 05 mar 2024.

SANTOS, C.C.P. dos *et al.* Efeitos negativos da ocupação irregular nos serviços ecossistêmicos aquáticos do município de Várzea Grande – MT *In: II Simpósio Nacional de Gestão e Engenharia Urbana*, 2019, São Paulo. **Anais**. Porto Alegre: ANTAC, 2019. Disponível em: <<https://www.proceedings.blucher.com.br/article-details/efeitos-negativos-da>>

ocupao-irregular-nos-servios-ecossistmicos-aquaticos-do-municpio-de-vrzea-grande-mt-34023>. Acesso em 12 ago. 2022.

SASABUCHI, I. T. M.; KRIEGER, K. S.; NUNES, R. S.; FERREIRA, A. C.; XAVIER, G. T. M.; URZEDO, A. L.; CARVALHO, W. A.; FADINI, P. S. Sustentabilidade no uso de fósforo: uma revisão bibliográfica como foco na situação atual do Estado de São Paulo, Brasil **Revista Química Nova**, v. 46, n. 2, p. 185-198, 2023.

Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.21577/0100-4042.20170967>>. Acesso em 12 ago. 2022.

SHAN, B. *et al.* Characteristics of phosphorus components in the sediments of main rivers into the Bohai Sea, **Revista Ecological Engineering**, v. 97, p.426–433, 2016. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0925857416305705>>. Acesso 25 jun 2024.

SILVA, A. M. S. V. da. *et. al.*,Relação entre as concentrações de fósforo total e de clorofila A em cursos de água do Alto Rio Paraná, Estado de Goiás. *In: VII SIMPÓSIO NACIONAL DE CIÊNCIAS E MEIO AMBIENTE. Anais Eletrônicos – PPSTMA – UniEvangélica – 2016. Anápolis/Goiás, 2016.* Disponível em:

<http://ppstma.unievangelica.edu.br/sncma/anais/anais/2016/2016_st02_005.pdf> Acesso em: 05 mar 2024.

SILVA, A. V. **Formação do espaço urbano e as formas de habitação na cidade de Várzea Grande, 2016.** 87 pag. Dissertação de Mestrado em Ambiente e Desenvolvimento Regional – Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT. Cuiabá/MT, 2016. Disponível em: <https://ri.ufmt.br/bitstream/1/1231/1/DISS_2016_Adriane%20Vieira%20da%20Silva.pdf>. Acesso em: 10 fev 2024.

SILVA, G. S. *et al.* Avaliação integrada da qualidade de águas superficiais: grau de trofia e proteção da vida aquática nos rios Anil e Bacanga, São Luís (MA). **Revista Engenharia Sanitária Ambiental**, v.19. n. 3, 2014, p. 245-251. Disponível em:

<<https://www.scielo.br/j/esa/a/ttPBpP8MtnXbbCnv7XvZdqk/?format=html>>. Acesso 16 jun 2024. DOI: 10.1590/S1413-41522014019000000438

SILVA, L. A. *et al.* Uso sustentável de macrófitas no tratamento de efluentes: uma revisão sistemática. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 4, n. 4, p. 228 – 238, 2019. Disponível em:

<<https://www.journals.ufrpe.br/index.php/JEAP/article/view/2590/482483108>>. Acesso 21 jul 2024.

SILVA, S. C. **Wetlands contruídos de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos.** Tese de Doutorado – Universidade de Brasília. DF, 2007. Disponível em: <<http://ptarh.unb.br/wp-content/uploads/2017/05/tese-doutorado-Selma.pdf>>. Acesso em 17 jun 2024.

SMITH, V. H.; SCHINDLER, D. W. Eutrophication science: where do we go from here? **Revista Trends in Ecology & Evolution**, v. 24, n. 4, p. 201 – 207, 2009. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/24043370_Eutrophication_science_Where_do_we_go_from_here>. Acesso 20 jun 2024. DOI.org/10.1016/j.tree.2008.11.009.

SOARES, R. D. B.; CRUZ, R. W. L.; SILVA, C. E. A influência da precipitação na variabilidade da qualidade da água do rio Parnaíba. **Brazilian Journal of Development.**, v. 5, n. 9, p. 16643-16672, 2019. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/336270750_A_influencia_da_precipitacao_na_variabilidade_da_qualidade_da_agua_do_rio_Parnaiba>. Acesso 23 jun 2024.

SOUSA, K. A. S.; ESPINDOLA, G. M.; SILVA, C. E. Análise de atributos limnológicos em reservatórios do semiárido nordestino. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.14, n.1, p. 357-371, 2020. Disponível em: <<https://periodicos.ufpe.br/revistas/index.php/rbgfe/article/view/246370/38193>>. Acesso 23 jun 2024.

SOUZA, A. M. P.; SANTOS, I. I.; OLIVEIRA, L. L. A relação da chuva com a recarga de água em uma nascente urbana em Santarém-PA, Amazônia, Brasil. **Revista Nature and Conservation**, v. 14, n. 3, 2021. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/336270750_A_influencia_da_precipitacao_na_variabilidade_da_qualidade_da_agua_do_rio_Parnaiba>. Acesso 23 jun 2024. DOI:10.34117/bjdv5n9-204.

SOUZA, D. F. de; PINTO, A. L. Levantamento batimétrico automatizado em ambiente lacustre brasileiro: o estudo de caso da Lagoa Maior. **Revista Cerrados (Unimontes)**, v. 18, n. 02, p. 535-550, 2020. Disponível em: <<https://www.redalyc.org/journal/5769/576962806025/576962806025.pdf>>. DOI: <https://doi.org/10.46551/rc24482692202028>. Acesso em: 20 fev 2024.

SPETH, G. *et al.* Land use conflicts in permanent preservation areas in Candelária (RS, Brazil). **Revista Ciência e Natura**, 42, e13, 2020. Disponível em: <<https://periodicos.ufsm.br/cienciaenatura/article/view/e13-%2040485>>. <https://doi.org/10.5902/2179460X40485>. Acesso 20 mar 2024.

TARIFA, J. R.; SILVA, M. P. Ritmo da temperatura no clima local da cidade de Cuiabá - Várzea Grande (MT): Uma análise secular (1912 a 2012). **Revista Biodiversidade**, v. 16, n. 2, p. 2 – 20, 2017. Disponível em: <<https://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/biodiversidade/article/download/5597/3700>>. Acesso 05 jul 2024.

TELES, I. B. *et al.* Análise da qualidade das águas do rio Mogi-Guaçu por meio de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 11, e73111133285, 2022. Disponível em:

<https://www.researchgate.net/publication/361959716_Uso_antropico_dos_solos_no_entorno_de_recursos_naturais>. Acesso 10 jun 2024. DOI:10.33448/rsd-v11i9.31764

VÁRZEA GRANDE, **SIIGVG smartgis – Geocloud**. Disponível em:
<<https://app.geocloud.com.br/v2/entrar>>. Acesso 18 fev 2024.

VÁRZEA GRANDE. **Lei Municipal Complementar n. 4.696 de 22 de janeiro de 2021**. Dispõe sobre a delimitação do Perímetro Urbano da cidade de Várzea Grande – sede municipal, Estado do Mato Grosso, e dá outras providências. Disponível em:
<<http://www.varzeagrande.mt.gov.br/storage/Arquivos/5f74653793d7ac5191efdabc5b034db4.pdf>>. Acesso em: 05 mar 2024.

VÁRZEA GRANDE. **Plano Municipal de Saneamento Básico – PMSB**. Diagnóstico da Situação do Saneamento Básico: caracterização do Município, 2014. Disponível em:
<https://persmt.setec.ufmt.br/wp-content/uploads/2020/09/PMSB_VA%CC%81RZEA-GRANDE.pdf>. Acesso em: 05 mar 2024.

VÁRZEA GRANDE. **Secretaria Municipal de Comunicação Social – SECOM**. Área ambiental Berneck se torna em definitivo o maior parque municipal de Várzea Grande, 2017. Disponível em: <<http://www.varzeagrande.mt.gov.br/conteudo/16745/parque-municipal-bernardo-berneck-agora-pode-legalmente-receber-investimentos-pblicos>>. Acesso em: 05 mar 2024.

VASCONCELOS, V. M. M.; SOUZA, C. F. Caracterização dos parâmetros de qualidade da água do manancial Utinga, Belém, PA, Brasil. **Revista Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 6, n. 2, p. 305-324, 2011. Disponível em:
<<https://www.redalyc.org/pdf/928/92819767021.pdf>>. Acesso 05 jun 2024.

VIEIRA, R. F. Ciclo do nitrogênio em sistemas agrícolas, 2017. **Embrapa Meio Ambiente, Brasília, DF, 2017**. Disponível em:
<<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/175460/1/2017LV04.pdf>>. Acesso 05 jul 2022.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**; vol. 1. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 452p. 2005.

WEIRICH, C. E.; COSTA, J. M.; KLOZOVSKI, E. S.; FEIDEN, A.; BOSCOLO, W. R..Produção Sazonal de biomassa de duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*) em sistema de tratamento de efluentes. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 4, n. 2, p. 2970-2973, 2009. Disponível em:
<<https://revista.aba-agroecologia.org.br/rbagroecologia/article/view/8877/6222>>. Acesso em: 05 mar 2024.

XAVIER *et. al.* **Macrófitas aquáticas**: caracterização e importância em reservatórios

hidrelétricos. Belo Horizonte: Ceming, 2021. 96 p. il.fot. Disponível em:
<<https://www.cemig.com.br/wp-content/uploads/2021/03/livro-macrofitas-cemig-2021.pdf>>.
Acesso em: 21 agos 2022.

YUAN, F. *et al.*, Variability of sedimentary phosphorus fractions in the western and Sandusky basins of Lake Erie. **Revista Journal of Great Lakes Research**, v.46, p. 976 – 988, 2020. Disponível em:
<<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0380133020301209?via%3Dihub>>.

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, A. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Revista Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 21, n. 1, p. 29 – 42, 2016. Disponível em:
<<https://www.scielo.br/j/esa/a/hWQTNJv7sPvTfXFCdkMRSvQ/#>>. Acesso 26 jun 2024.