

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS
Centro de Desenvolvimento Tecnológico
Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos



Tese

**Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água do reservatório da
barragem Santa Bárbara, Pelotas/RS**

Karen Gularte Peres Mendes

Pelotas, 2024

Karen Gularte Peres Mendes

**Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água do reservatório da
barragem Santa Bárbara, Pelotas/RS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, do Centro de Desenvolvimento Tecnológico da Universidade Federal de Pelotas, como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Hugo Alexandre Soares Guedes

Co-orientador: Prof. Dr. Felipe de Lucia Lobo

Pelotas, 2024

Universidade Federal de Pelotas / Sistema de Bibliotecas
Catalogação da Publicação

M538i Mendes, Karen Gularte Peres

Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água do reservatório da barragem Santa Bárbara, Pelotas/RS [recurso eletrônico] / Karen Gularte Peres Mendes ; Hugo Alexandre Soares Guedes, orientador ; Felipe de Lucia Lobo, coorientador. — Pelotas, 2024.
173 f. : il.

Tese (Doutorado) — Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Centro de Desenvolvimento Tecnológico, Universidade Federal de Pelotas, 2024.

1. Ceratium. 2. Clorofila-a. 3. Eutrofização. 4. Sensoriamento remoto. I. Guedes, Hugo Alexandre Soares, orient. II. Lobo, Felipe de Lucia, coorient. III. Título.

CDD 627

Karen Gularte Peres Mendes

**Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água do reservatório da
barragem Santa Bárbara, Pelotas/RS**

Tese aprovada, como requisito parcial, para obtenção do grau de Doutor em Recursos Hídricos, Centro de Desenvolvimento Tecnológico, Universidade Federal de Pelotas.

Data da Defesa da Tese: 13 de novembro de 2024

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Hugo Alexandre Soares Guedes (Orientador)

Doutor em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Viçosa, Brasil

Prof. Dr. Felipe de Lucia Lobo (Co-orientador)

Doutor em Geografia pela University of Victoria, Canadá

Prof^a. Dra. Rosiméri da Silva Fraga

Doutora em Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Pelotas, Brasil

Prof^a. Dra. Rubia Flores Romani

Doutora em Eng. Química pela Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil

Prof^a. Dra. Juliana Pertille da Silva

Doutora em Ciências na área de Geoquímica pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil



DEFESA DE TESE

Aluno	20103860 - KAREN GUILARTE PERES MENDES		
CPF	69123179015	Nacionalidade	BRASILEIRA
Naturalidade			
Ingresso	SELEÇÃO PÓS-GRADUAÇÃO - 2020/1		
Programa	PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS		
Curso	8108 - RECURSOS HÍDRICOS	Nível	DOUTORADO
Modalidade	PRESENCIAL		

Dados pessoais dos membros da banca examinadora

Nome completo	Documento	Nasc	Titulação		
			Área	Local	Ano
RUBIA FLORES ROMANI	00241047013	1979	ENGENHARIAS I	UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA	2012
HUGO ALEXANDRE SOARES GUEDES	06988791639	1984	ENGENHARIAS I	UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA	2013
FELIPE DE LUCIA LOBO	31391444825	1983	GEOGRAFIA	UNIVERSIDADE DE VICTORIA	2015
JULIANA PERTILLE DA SILVA	00333554019	1984	CEOCIÊNCIAS	UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL	2015
DANIELLE DE ALMEIDA BRESSIANI	36848485810	1988	ENGENHARIAS I	UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO	2016
ROSIMERI DA SILVA FRAGA	508.191.270-00	1966	ENGENHARIAS I	UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS	2020
ABRAHAO ALEXANDRE ALDEN ELESBON	072.635.307-83	1978	ENGENHARIA AGRÍCOLA	UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA	2012

Membros da banca examinadora	Título	Assinatura
00241047013 - RUBIA FLORES ROMANI	DOUTORADO	
06988791639 - HUGO ALEXANDRE SOARES GUEDES	DOUTORADO	
31391444825 - FELIPE DE LUCIA LOBO	DOUTORADO	
00333554019 - JULIANA PERTILLE DA SILVA	DOUTORADO	
36848485810 - DANIELLE DE ALMEIDA BRESSIANI	DOUTORADO	
508.191.270-00 - ROSIMERI DA SILVA FRAGA	DOUTORADO	
072.635.307-83 - ABRAHAO ALEXANDRE ALDEN ELESBON	DOUTORADO	

Ao(s) 13 dia(s) do mês de Novembro de 2024 os membros acima nomeados para a defesa da TESE do estudante KAREN GUILARTE PERES MENDES matriculado no PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS, consideram Aprovada, estabelecendo o título definitivo da TESE como sendo Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água do reservatório da barragem Santa Bárbara, Pelotas/RS, e estabelecendo um prazo máximo de 30 dia(s) para as correções e entrega da versão definitiva.

Eu, Hugo Alexandre Soares Guedes, atesto que o(s) membro(s) da banca listado(s) acima sem assinatura participou/aram da sessão de forma remota e/ou por parecer.

Presidente da Banca

Dedico esse trabalho ao meu esposo Fabiano, aos meus filhos Miguel e Filipe e aos meus pais Rodinei (*in memorian*) e Alda Maria.

AGRADECIMENTOS

A experiência do doutorado foi uma jornada repleta de diferentes emoções, um tempo de autoconhecimento e de amadurecimento não somente profissional, mas também pessoal. Assim, agradeço:

À Deus, rico em amor e misericórdia, presente na minha vida desde a juventude, me abençoando muito mais do que jamais sonhei, cumprindo sua promessa: *“Buscai em primeiro lugar o reino de Deus e a sua justiça e todas essas coisas vos serão dadas em acréscimo.”* (Mt 6,33)

À minha família (de nascimento e de casamento), pela paciência, incentivo, questionamentos, orações e votos de sucesso;

Aos amigos que conquistei e me conquistaram ao longo da vida: na juventude, no IFSul, nos movimentos da igreja e na Paróquia Nossa Senhora Aparecida;

Ao SANEP, pela parceria, e a todos os envolvidos nesse trabalho, em especial às amigas Letícia e Dani, companheiras nos estudos, na troca de ideias e nos momentos de esperança e de desânimo;

Ao IFSul, pela oportunidade de aprimoramento via afastamento docente;

Ao PPG Recursos Hídricos, por toda a competência e gentileza com as quais fui acolhida, bem como aos PPGs Ciências Ambientais e MACSA pelas disciplinas ofertadas com igual dedicação;

A TODOS os colegas do PPG pelo apoio e parceria, em especial Elisandra, Henrique, Marcelo, Juca, Gabriel, Marlon, Luli, Bárbara, Nelva, Paula Josyane, Ângelo, Cássia e à amiga Rosiméri, que me apresentou o PPG e sempre me incentivou;

Aos meus orientadores, professores Hugo e Felipe, por todo o suporte técnico e emocional, pela compreensão e por acreditarem em mim e trilharem esse caminho comigo. Muito obrigada!!

“O anjo do Senhor acampa em redor dos que o temem, e os salva. Provai e vede como o Senhor é bom. Feliz o homem que se refugia junto dele.” Sl 33, 8-9

Resumo

MENDES, Karen Gularte Peres. **Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água do reservatório da barragem Santa Bárbara, Pelotas/RS.** 2024. 173f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos) - Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Centro de Desenvolvimento Tecnológico, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2024.

Os usos indiscriminados e não racionalizados dos recursos hídricos vêm provocando a degradação da qualidade, ameaçando a disponibilidade, dificultando o tratamento e aumentando os riscos à saúde humana pelo consumo. Dessa forma, é essencial zelar pela promoção de condições adequadas principalmente para uso como fonte de abastecimento público. Sendo assim, o objetivo desse trabalho foi avaliar a influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água do reservatório da barragem Santa Bárbara, Pelotas/RS e investigar a ocorrência de florações de *Ceratium furcoides* utilizando sensoriamento remoto orbital. Para tanto, foram executados os seguintes passos: caracterização do uso e ocupação da área de drenagem que contém o reservatório através de sensoriamento remoto orbital; avaliação de parâmetros físico-químicos de qualidade da água do reservatório e de seus principais tributários (dados de 2016 a 2022); análise de dados de concentração de Clorofila-a no reservatório (disponíveis de 2010 a 2022) associada aos registros locais de pluviosidade, nível e contagem de fitoplâncton de 2016 a 2022, com ênfase na identificação de facilitadores à ocorrência de florações de *Ceratium furcoides*; decomposição clássica de Séries Temporais das concentrações de Clorofila-a e do Índice de Diferença Normalizada de Clorofila-a (NDCI) de 2016 a 2024 e, após pareamento temporal, geração de uma equação preditiva de Clorofila-a a partir do NDCI. Foram identificadas como regiões mais antropizadas (práticas agrícolas e urbanização) as áreas drenadas para os tributários Sanga da Barbuda e Santa Terezinha, cuja análise de qualidade da água os revelou como portadores dos maiores teores de nutrientes, destacando-os como prioritários no gerenciamento das condições sanitárias dos aportes ao reservatório. Apesar disso, o tributário Passo do Cunha foi revelado como o preditor de maior importância na concentração de Fósforo Total do reservatório, mostrando a necessidade da preservação de sua área de drenagem para manutenção das boas condições de diluição existentes. A ocorrência de florações de *Ceratium furcoides* foi associada, além dos fatores bióticos e abióticos favoráveis ao desenvolvimento fitoplanctônico em geral, a perturbações provocadas por intervenções operacionais necessárias em períodos de intensa estiagem. A análise das séries temporais revelou similaridade no comportamento temporal da concentração de Clorofila-a e do NDCI, mesmo em presença de *Ceratium furcoides*, demonstrando que o NDCI pode ser usado na detecção remota de Clorofila-a em ambientes sujeitos a esse organismo na ausência de um índice hiperespectral específico para ele. Essa similaridade respaldou a obtenção de uma equação preditiva de Clorofila-a a partir do NDCI visando auxiliar o monitoramento hidrobiológico do reservatório, a qual teve o melhor ajuste ($R^2=0,64$) através de regressão polinomial de 2ª ordem. Embora o *Ceratium furcoides* geralmente não seja associado a toxicidade, as alterações que ele provoca na dinâmica dos ecossistemas aquáticos sugerem que seja avaliado com técnicas mais robustas em pesquisas futuras.

Palavras-chave: *Ceratium*; clorofila-a; eutrofização; sensoriamento remoto.

Abstract

MENDES, Karen Gularte Peres. **Influence of land use and cover on water quality in the Santa Bárbara dam reservoir, Pelotas/RS**. 2024. 173f. Thesis (Doctor Degree em Recursos Hídricos) - Postgraduate Program in Water Resources, Center for Technological Development, Federal University of Pelotas, Pelotas, 2024.

The indiscriminate and non-rationalized use of water resources has been causing degradation of quality, threatening availability, hindering treatment and increasing risks to human health due to consumption. Therefore, it is essential to ensure the promotion of adequate conditions, especially for use as a source of public supply. Therefore, the objective of this study was to evaluate the influence of land use and occupation on the water quality of the Santa Bárbara dam reservoir, Pelotas/RS, and to investigate the occurrence of *Ceratium furcoides* blooms using orbital remote sensing. To this end, the following steps were performed: characterization of the use and occupation of the drainage area containing the reservoir through orbital remote sensing; evaluation of physical-chemical parameters of water quality in the reservoir and its main tributaries (data from 2016 to 2022); analysis of data on Chlorophyll-a concentration in the reservoir (available from 2010 to 2022) associated with local records of rainfall, level and phytoplankton count from 2016 to 2022, with an emphasis on identifying facilitators of the occurrence of *Ceratium furcoides* blooms; perform classical decomposition of Time Series of Chlorophyll-a concentrations and the Normalized Difference Chlorophyll-a Index (NDCI) from 2016 to 2024 and, after temporal pairing, generation of a predictive equation for Chlorophyll-a from the NDCI. The areas drained by the Sanga da Barbuda and Santa Terezinha tributaries were identified as the most anthropized regions (agricultural practices and urbanization), whose water quality analysis revealed them as having the highest nutrient contents, highlighting them as priorities in the management of the sanitary conditions of the contributions to the reservoir. Despite this, the Passo do Cunha tributary was revealed as the most important predictor of the reservoir's Total Phosphorus concentration, showing the need to preserve its drainage area to maintain the existing good dilution conditions. The occurrence of *Ceratium furcoides* blooms was associated, in addition to the biotic and abiotic factors favorable to phytoplankton development in general, with disturbances caused by operational interventions necessary in periods of intense drought. The analysis of the time series revealed similarity in the temporal behavior of Chlorophyll-a concentration and NDCI, even in the presence of *Ceratium furcoides*, demonstrating that NDCI can be used in the remote detection of Chlorophyll-a in environments subject to this organism in the absence of a specific hyperspectral index for it. This similarity supported the development of a predictive equation for Chlorophyll-a from the NDCI to aid in the hydrobiological monitoring of the reservoir, which had the best fit ($R^2=0.64$) through second-order polynomial regression. Although *Ceratium furcoides* is not generally associated with toxicity, the changes it causes in the dynamics of aquatic ecosystems suggest that it should be evaluated with more robust techniques in future research.

Keywords: *Ceratium*; chlorophyll-a; eutrophication; remote sensing.

Lista de Figuras

Figura 1	Classes de uso e ocupação do solo (Projeto MapBiomias) identificadas na área de estudo.....	33
Figura 2	Mapa de localização do município de Pelotas e da BHASB-M	46
Figura 3	Mapa de localização das sub-bacias hidrográficas do município de Pelotas.....	48
Figura 4	Mapas Litológico e Pedológico da BHASB-M	51
Figura 5	Domínios Hidrogeológicos aos quais pertence a BHASB-M	51
Figura 6	Mapa de localização do reservatório da BSB, ETAs e ETEs do município de Pelotas.....	55
Figura 7	Vista aérea do reservatório e ETA Santa Bárbara (esquerda) e ETA Santa Bárbara (direita).....	55
Figura 8	Mapa de localização da BHASB-M e seus principais afluentes....	57
Figura 9	Imagem do local de captação da BSB para a ETA Santa Bárbara	58
Figura 10	Imagens dos locais de coleta de amostras dos principais tributários da BSB.....	58
Figura 11	Mapa dos locais de coleta dos tributários Sítio Floresta (SF) e Sanga da Barbuda (SgB)	60
Figura 12	Imagem do local de coleta do tributário Sítio Floresta	60
Figura 13	Abordagem metodológica para determinação do panorama de qualidade da água	61
Figura 14	Abordagem metodológica para determinação da equação para estimar Clorofila-a a partir do NDCI	63
Figura 15	Procedimento para delimitação da BHASB-M e sub-bacias	65
Figura 16	Exemplo de filtros do <i>toolkit</i> para obtenção das cenas no MapBiomias	66
Figura 17	Procedimento para obtenção dos mapas de uso e cobertura do solo	67
Figura 18	Painel principal da interface do aplicativo <i>AlgaeMAP</i>	73
Figura 19	Procedimento para análise estatística dos dados limnológicos ...	75
Figura 20	Sub-bacias dos afluentes da Barragem Santa Bárbara.....	78

Figura 21	Detalhe da Área de contribuição difusa e da APP de 30m ao redor do reservatório da BSB.....	79
Figura 22	Mapas de uso e cobertura do solo para os anos 2000 e 2022.....	80
Figura 23	Área identificada como cultura de arroz pelo MapBiomas nesse estudo (polígonos de cor rosa) e registrada no SNIRH (polígonos de cor laranja) em imagens do ano de 2022.....	81
Figura 24	Reclassificação do Uso e Cobertura do Solo para os anos de 2000 e 2022.....	82
Figura 25	Mapa de localização dos testemunhos (T1 a T5) de Korb (2006) em relação ao reservatório e as sub-bacias da BHASB-M.....	90
Figura 26	Imagem orbital de frigorífico na SBASB adquirida em 31/12/2022	90
Figura 27	Imagem orbital de pedreira ativa na SBASB adquirida em 31/12/2022.....	91
Figura 28	Imagem orbital de infraestrutura urbana na SBST adquirida em 07/05/2023.....	91
Figura 29	Atividades cadastradas no SEMA e na FEPAM presentes na área de estudo	92
Figura 30	Gráficos Box-plot dos resultados das concentrações dos parâmetros analisados	101
Figura 31	Distribuição temporal das médias anuais de Fósforo Total (a) todos os tributários e BSB (b) apenas locais com teores menores do que 0,8 mgP.L ⁻¹	103
Figura 32	Distribuição temporal das médias anuais de Nitrogênio Amoniacal Total (a) todos os tributários e BSB (b) apenas locais com teores menores do que 2,5 mgNH ₃ .L ⁻¹	103
Figura 33	Distribuição temporal das médias anuais de DBO _{5,20} (a) todos os tributários e BSB (b) apenas locais com teores menores do que 25,0 mgO ₂ .L ⁻¹	104
Figura 34	Médias mensais de Clorofila-a no reservatório da BSB de 2010 a 2022	108
Figura 35	Imagens do dinoflagelado <i>Ceratium furcoides</i>	109
Figura 36	Precipitação acumulada e nível mensal do reservatório de 2016 a 2022.....	110

Figura 37	Vertedouro de extravasamento do excesso de água bruta (a) período de cheia e (b) período de seca	112
Figura 38	Sistemas de captação de água bruta para a ETA Santa Bárbara por gravidade (ao fundo) e por bombeamento (à frente). Destaque para o aspecto da superfície da água próximo à margem, característico de floração de cianobactérias	113
Figura 39	Bombeamento para dentro da torre de captação por gravidade ...	114
Figura 40	Bomba de captação de água bruta inserida em poço escavado no reservatório	114
Figura 41	Médias mensais de Clorofila-a e Nível mínimo do reservatório da BSB de 2016 a 2022	115
Figura 42	Médias mensais de Clorofila-a com e sem <i>Ceratium furcoides</i>	117
Figura 43	Séries Temporais de Clorofila-a e NDCI	118
Figura 44	Decomposição clássica da Série Temporal de Clorofila-a pelo método aditivo	120
Figura 45	Decomposição clássica da Série Temporal de NDCI pelo método aditivo	120
Figura 46	Parcela de tendência das séries temporais de Clorofila-a e NDCI	121
Figura 47	Gráfico de dispersão dos pares de Clorofila-a e NDCI de janeiro de 2016 a julho de 2024	122
Figura 48	Plotagem das concentrações de Clorofila-a originais e calculadas em função do NDCI	125

Lista de Tabelas

Tabela 1	Parâmetros e padrões físico-químicos e hidrobiológicos de qualidade das águas doces para a classe 2 da Resolução CONAMA 357/2005	31
Tabela 2	Situação documental do reservatório da BSB	53
Tabela 3	Geolocalização dos locais de coleta dos principais contribuintes da BSB	57
Tabela 4	Parâmetro e período de aquisição de dados conforme o tipo de análise executada	70
Tabela 5	Áreas conforme o tipo de uso e cobertura do solo na BHASB-M para os anos de 2000 e 2022.....	83
Tabela 6	Áreas conforme o tipo de uso e cobertura do solo para as sub-bacias da BHASB-M nos anos de 2000 e 2022.....	86
Tabela 7	Comparação entre as sub-bacias em 2022.....	88
Tabela 8	Processos minerários ativos.....	92
Tabela 9	Processos industriais cadastrados pela Fepam.....	95
Tabela 10	Licenças ambientais dos processos industriais cadastrados pela Fepam.....	96
Tabela 11	Análise descritiva da captação da BSB e comparação com a classe 2 da Resolução CONAMA 357/2005.....	97
Tabela 12	Análise descritiva do tributário EPA e comparação com a classe 2 da Resolução CONAMA 357/2005.....	98
Tabela 13	Análise descritiva do tributário PC e comparação com a classe 2 da Resolução CONAMA 357/2005.....	98
Tabela 14	Análise descritiva do tributário SgB e comparação com a classe 2 da Resolução CONAMA 357/2005.....	98
Tabela 15	Análise descritiva do tributário ST e comparação com a classe 2 da Resolução CONAMA 357/2005.....	99
Tabela 16	Locais que não possuem diferença significativa conforme a ANOVA	102
Tabela 17	Principais resultados do panorama de qualidade da água das sub-bacias	107

Tabela 18	Modelos de regressão	123
Tabela 19	Resultados dos modelos de regressão aplicados aos dados brutos	123

Lista de abreviaturas

BHASB-M	Bacia Hidrográfica do Arroio Santa Bárbara a montante
BSB	Barragem Santa Bárbara
Chla	Clorofila-a
COA	Constituinte Opticamente Ativo
ETA	Estação de tratamento de água
ETE	Estação de tratamento de esgoto
EPA	Tributário Epaminondas
GEE	Google Earth Engine
GMS	Grau, minuto e segundo
MAE	Mean absolute error
MAPE	Mean absolute percentual error
MDE	Modelo Digital de Elevação
NAT	Nitrogênio Amoniacal Total
NDCI	Índice de Diferença Normalizada de Clorofila-a
PC	Tributário Passo do Cunha
PT	Fósforo Total
R ²	Coefficiente de determinação
RF	Randon Forest
RMSE	Root mean square error
SANEP	Serviço Autônomo de Saneamento de Pelotas
SF	Tributário Sítio Floresta
SgB	Tributário Sanga da Barbuda
ST	Tributário Santa Terezinha
SBDI	Sub-bacia do Distrito Industrial
SBAM	Sub-bacia do Arroio do Meio
SBASB	Sub-bacia do Arroio Santa Bárbara
SBSB	Sub-bacia da Sanga da Barbuda
SBST	Sub-bacia da Santa Terezinha
TG	Taxa de variação global
VMP	Valor máximo permitido

SUMÁRIO

1 Introdução	19
2 Objetivos e Hipótese	24
2.1 Objetivo Geral	24
2.2 Objetivos Específicos	24
2.3 Hipótese	24
3 Revisão de Literatura	25
3.1 O processo de Eutrofização em reservatórios artificiais	27
3.2 Parâmetros de qualidade das águas doces de classe 2 da Resolução CONAMA 357/2005	30
3.3 Aplicações de Sensoriamento Remoto Orbital associado ao mapeamento do uso do solo e qualidade da água	31
3.3.1 Delimitação de bacias hidrográficas	31
3.3.2 Uso e cobertura da terra	32
3.3.3 Monitoramento da qualidade da água	35
3.4 Análise estatística	37
3.5 <i>Machine Learning</i>	41
3.6 Decomposição de Séries Temporais	44
4 Área de estudo	46
5 Metodologia	61
5.1 Delimitação da BHASB-M e sub-bacias	63
5.2 Uso e cobertura do solo de acordo com o Projeto MapBiomas	65
5.3 Identificação dos empreendimentos com exigências ambientais legais presentes na BHASB-M	68
5.4 Dados limnológicos do SANEP	69
5.5 Dados de NDCI do aplicativo AlgaeMAp	72
5.6 Análise estatística	75
5.6.1 Panorama da qualidade da água na BSB	75
5.6.2 Determinação de uma equação para estimar a concentração de Clorofila-a	76

6 Resultados e discussões	78
6.1 Delimitação da BHASB-M e sub-bacias	78
6.2 Uso e cobertura do solo da BHASB-M e sub-bacias	79
6.3 Características qualitativas do reservatório da BSB e principais tributários	97
6.4 Ocorrência de florações de <i>Ceratium furcoides</i> no reservatório da BSB ...	107
6.5 Comparação do comportamento da concentração de Clorofila-a na BSB na presença de <i>Ceratium furcoides</i> e simulando sua ausência	116
6.6 Séries temporais de Clorofila-a e NDCI	118
6.7 Equação para estimar a concentração de Clorofila-a no reservatório da BSB	122
7 Conclusões	126
8 Considerações finais	128
Referências	130
Apêndices	151

1 Introdução

A preservação e o uso consciente dos recursos ambientais do planeta são essenciais para a manutenção da vida de maneira sustentável. Dentre eles, destacam-se os recursos hídricos, especialmente as águas doces superficiais disponíveis aos usos antrópicos, cuja exploração é financeiramente mais acessível para a maioria dos países do que as alternativas de extração e tratamento a partir de outras fontes hídricas. Embora seus usos múltiplos sejam importantes para viabilizar as necessidades da sociedade moderna, cabe especial atenção o abastecimento público.

A poluição hídrica indica a ocorrência de alterações prejudiciais ao meio aquático, podendo ser pontual, isto é, concentrada no espaço, ou difusa; natural ou antrópica. Quando provocada por atividade antrópica pode ser por ação direta, como um derramamento de combustível, ou pela potencialização ou aceleração de fenômenos naturais, como o assoreamento ou a eutrofização, pelo uso inadequado da terra, por lançamentos de esgotos domésticos e industriais ou pela lixiviação de insumos agrícolas (LIBÂNIO, 2010).

Uma das consequências da poluição que compromete a qualidade dos recursos hídricos é a eutrofização, ou seja, o enriquecimento das águas com nutrientes, favorecendo a proliferação de algas e cianobactérias, potenciais produtoras de toxinas com efeitos adversos à saúde (LAMPARELLI, 2004; CORADI; FIA; PEREIRA-RAMIREZ, 2009; LIBÂNIO, 2010; MALTHUS *et. al.*, 2019; MISHRA *et al.*, 2020).

Carlson (1977) desenvolveu o Índice de Estado Trófico (IET) como forma de avaliar o grau de trofia de um corpo hídrico. Ele propôs equações matemáticas independentes, porém relacionadas entre si, a partir das concentrações de Fósforo Total (nutriente, ou seja, promotor de eutrofização), Clorofila-a (pigmento presente no fitoplâncton que se propaga em consequência da eutrofização) e da profundidade do Disco de Secchi (medida da penetração da luz solar, que diminui devido à eutrofização). Diferentes faixas de concentração desses compostos foram associadas a uma escala empírica do grau de eutrofização, variando de oligotrófica a hipereutrófica, em ordem crescente. Com a evolução dos métodos de análise e a observação das características particulares de diferentes sistemas aquáticos,

Lamparelli (2004) modificou o IET de Carlson resultando no IET atualmente utilizado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB (CETESB, 2020).

O monitoramento sistemático da qualidade da água é essencial na gestão de recursos hídricos. Tradicionalmente, ele é feito através de amostragem *in situ* seguida de análises durante a coleta e/ou laboratoriais. Porém, a estrutura necessária para coleta e análise dos parâmetros de qualidade da água costuma ter um custo elevado, além da necessidade de mão-de-obra especializada, laboratório e metodologia adequados à legislação pertinente. Neste contexto, ainda que permaneça a necessidade do monitoramento tradicional para calibração e validação dos modelos, técnicas de sensoriamento remoto orbital oferecem vantagens, como abrangência espacial e temporal, diminuição do risco de erros de amostragem e menor custo operacional quando comparadas às campanhas de campo tradicionais, já que é possível a obtenção de imagens gratuitas fornecidas pelas entidades responsáveis pelas plataformas orbitais (GHOLIZADEH; MELESSE; REDDI, 2016; BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019; MALTHUS *et al.*, 2019; WIECZOREK *et al.*, 2024).

O sensoriamento remoto orbital é utilizado para diversas aplicações, incluindo o mapeamento do uso e cobertura do solo (BERNARDI *et al.*, 2014; LEANDRO, 2021; WANG; MUNKHNASAN; LEE, 2021; DA SILVA; ORLANDA, 2024; SANTOS *et al.*, 2024; PINHEIRO, 2024) e o monitoramento de sistemas aquáticos (WATANABE *et al.*, 2017, 2019; ALCÂNTARA *et al.*, 2021). Os valores de reflectância podem ser adquiridos a partir de bandas espectrais individuais ou através de índices espectrais, formados por bandas ou relações de bandas escolhidas a partir da resposta espectral do componente que está sendo investigado à interação com a radiação solar. Por serem baseados em um comportamento espectral, esses índices podem ser associados a dados de sensoriamento remoto para o ajuste de modelos semi-empíricos para determinação do elemento em estudo (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019). Dentre os algoritmos utilizados em estudos de sistemas aquáticos destaca-se o Índice de Diferença Normalizada de Clorofila-a – NDCI (MISHRA; MISHRA, 2012), expresso pela razão normalizada entre as bandas do vermelho (665nm) e do infravermelho próximo – *red-edge* (cerca de 708nm). A escolha das bandas baseia-se no comportamento espectral do fitoplâncton, cujo pigmento Clorofila-a exibe alta absorção da radiação solar na banda do vermelho e alto espalhamento celular no infravermelho próximo. Mishra; Mishra (2012) aplicaram o NDCI a imagens do sensor MERIS (*Medium-Resolution Imaging Spectrometer*) (ESA, 2024) e obtiveram um

modelo semi-empírico com ajuste polinomial para a determinação da concentração de Clorofila-a em águas interiores turvas. Lobo *et al.* (2021) relataram que o NDCI também foi eficaz na detecção de uma ampla faixa de concentrações de Clorofila-a utilizando imagens do sensor MSI (*Multi Spectral Instrument*) da missão Sentinel-2 (ESA, 2024). Conhecer a concentração de Clorofila-a é uma das formas para determinar o grau de trofia de um sistema aquático utilizando o Índice de Estado Trófico (IET), geralmente a forma adotada em sensoriamento remoto.

Dados ambientais quantitativos, sejam laboratoriais ou de sensoriamento remoto, podem ser caracterizados utilizando estatística descritiva e ter suas inter-relações exploradas, por exemplo, através da geração de matrizes de correlação e análise de regressão, métodos disponíveis em *softwares* estatísticos, como o *software* livre JAMOVI (JAMOVI, 2022) e ambientes de programação, como o RStudio (R CORE TEAM, 2021) e o Google Colab (CARNEIRO *et al.*, 2018). Com o aumento da capacidade de processamento computacional, métodos mais sofisticados envolvendo inteligência artificial, como *Machine Learning* (aprendizado de máquina) e análise de séries temporais passam a estar mais disponíveis para a comunidade científica em geral, permitindo grandes avanços nas pesquisas ambientais e de gestão da qualidade da água, como mostrado nos trabalhos de Sun; Scanlon (2019), Khullar; Singh (2021) e Zhu; Yang; Ren (2023), dentre outros.

A barragem Santa Bárbara é um reservatório superficial artificial inserido em área urbana do município de Pelotas/RS, cuja presença de florações de algas e cianobactérias desde a década de 1970 revela a predominância de condições eutróficas (PIEDRAS *et al.*, 2006). Sua localização a torna vulnerável ao aporte de efluentes domésticos, industriais e agropecuários, escoamento superficial e assoreamento, especialmente através dos tributários Sanga da Barbuda e Santa Terezinha, que drenam áreas densamente urbanizadas, potenciais promotoras de degradação da qualidade de suas águas (FIA *et al.*, 2015; MARTINS, 2022; DA SILVA; ALMEIDA; KNAPIK, 2024). Além disso, a considerável diminuição do nível do reservatório em períodos de estiagem também pode comprometer sua qualidade.

A diminuição do nível da água na barragem contribui para dificultar o seu tratamento: parâmetros como cor e turbidez aumentam, exigindo condições de tratamento mais rígidas (maior consumo de produtos químicos); o fitoplâncton prolifera (dependendo da intensidade na redução do nível) prejudicando as etapas de clarificação, além de oferecer possibilidade de risco sanitário; frequentemente ocorre

necessidade de captação por bombeamento para o tratamento (devido à baixa profundidade do reservatório), geralmente associado ao aprofundamento do leito através de escavação para inserção da bomba, ressolubilizando e/ou ressuspendendo metais como ferro e manganês depositados no sedimento, compostos fosfatados e organofosfatados e cistos de hibernação de algumas espécies de fitoplâncton (LIBÂNIO, 2010).

Sendo assim, este estudo busca apresentar um panorama da qualidade da água do reservatório da barragem Santa Bárbara levando em consideração a influência do uso e cobertura do solo em sua área de drenagem, o aporte de seus tributários e a ocorrência de florações de *Ceratium furcoides*, bem como fornecer uma equação para estimar sua concentração de Clorofila-a a partir do NDCI. Considerando as características opticamente ativas do pigmento Clorofila-a, presente em todas as espécies de fitoplâncton e amplamente usado como indicador do estado trófico de um ambiente, o sensoriamento remoto orbital apresenta-se como uma alternativa plausível como auxiliar no monitoramento espaço-temporal do processo de eutrofização das águas da barragem Santa Bárbara.

Em relação a equação para estimar a concentração de Clorofila-a, a similaridade entre as séries temporais de Clorofila-a e NDCI é um incentivo ao desenvolvimento de estudos envolvendo NDCI e *Ceratium furcoides*, visto que durante a pesquisa na literatura, não foram encontrados trabalhos nos quais o NDCI tenha sido usado na presença de *Ceratium sp.* Os trabalhos que obtiveram bom desempenho na recuperação de altas concentrações de Clorofila-a a partir do NDCI atribuem sua presença somente a florações de cianobactérias, tais como Mishra; Mishra (2012), Watanabe *et al.* (2017) e Alcântara *et al.* (2021). Da mesma forma, os trabalhos que atribuem as altas concentrações de Clorofila-a à presença de *Ceratium sp.*, abordam aspectos relacionados a composição e taxonomia do fitoplâncton, sem análises envolvendo índices espectrais, tais como Gil *et al.* (2012) e Daga; Belmonte; Reyna (2020). Considerando que o *Ceratium sp.* não tem o mesmo apelo para pesquisa científica que as cianobactérias, devido à ausência de toxicidade, sendo sua presença relacionada principalmente à inconvenientes operacionais e estéticos (DAGA; BELMONTE; REYNA, 2020), enquanto não houver amplo acesso a imagens hiperespectrais para captar sua assinatura espectral específica, aprimorando os dados para modelagem, o NDCI, obtido através de sensores orbitais multiespectrais, se apresenta como uma alternativa disponível.

Desta forma, a equação proposta, gerada a partir de dados secundários históricos de monitoramento tradicional e dados secundários paralelos de sensoriamento remoto orbital, é apresentada como uma ferramenta complementar ao acompanhamento da evolução da concentração de Clorofila-a no reservatório, de forma alguma visando substituir o monitoramento convencional.

2 Objetivos e Hipótese

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água do reservatório da barragem Santa Bárbara, Pelotas/RS, e investigar a ocorrência de florações de *Ceratium furcoides* utilizando sensoriamento remoto orbital.

2.2 Objetivos Específicos

- Analisar a evolução temporal do uso e ocupação do solo nas bacias hidrográficas que compõem o reservatório da barragem Santa Bárbara;
- Caracterizar a contribuição de cada sub-bacia ao reservatório a partir dos parâmetros de qualidade da água de seus respectivos tributários, buscando identificar os riscos em potencial à qualidade de suas águas;
- Obter uma equação para estimar a concentração de Clorofila-a no reservatório utilizando de dados de sensoriamento remoto, para ser usada como ferramenta complementar ao monitoramento tradicional em ambientes sujeitos a florações de *Ceratium furcoides*.

2.3 Hipótese

- As sub-bacias Santa Terezinha e Sanga da Barbuda, que drenam áreas mais urbanizadas, contribuem em maior grau para a degradação da qualidade da água do reservatório.

3 Revisão de Literatura

Os sistemas aquáticos continentais são fundamentais na manutenção da biodiversidade, na regulação biogeoquímica, na sobrevivência dos seres vivos e no ciclo hidrológico (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019). Entretanto, a intensificação dos usos antrópicos, em função do crescimento populacional, associada aos usos não-racionalizados dos recursos hídricos, tem resultado na poluição e degradação dos sistemas aquáticos, perturbando ecossistemas naturais, ameaçando sua disponibilidade e dificultando seu tratamento para o consumo humano (GHOLIZADEH; MELESSE; REDDI, 2016; MUÑOZ-NÁJERA *et al.*, 2020).

Historicamente, reservatórios artificiais foram construídos inicialmente para irrigação, prevenção de cheias, navegação, abastecimento de água potável, pesca, abastecimento industrial e, mais recentemente, geração de energia elétrica e recreação. Eles são ecossistemas aquáticos que interagem com as bacias hidrográficas em aspectos de natureza ecológica, econômica e social, sendo fundamental seu monitoramento permanente para conhecimento da qualidade de suas águas e avaliação de futuros impactos em função de seus usos múltiplos (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Sistemas de água doce são ameaçados por causas naturais e atividades humanas, inclusive mudanças climáticas de origem antropogênica. O fornecimento de água para a produtividade econômica costuma ser acompanhado por danos aos ecossistemas e à biodiversidade, porém, o sucesso das estratégias de gestão da água depende de um equilíbrio entre o uso e a proteção (VÖRÖSMARTY *et al.*, 2010).

Um dos efeitos da poluição antrópica dos recursos hídricos é a aceleração do processo de eutrofização, definido como o enriquecimento de um corpo d'água por nutrientes (LAMPARELLI, 2004). A eutrofização pode ocorrer de forma natural, cuja escala é geológica, ou ser acelerada para uma escala de décadas pela ação antrópica, geralmente associada ao lançamento de efluentes (OSTI *et al.*, 2024). Os nutrientes podem vir de fonte pontuais, tais como esgotos domésticos e industriais ou de fontes difusas, como agricultura e drenagem urbana; uma vez presentes, eles estimulam o crescimento do fitoplâncton e das plantas aquáticas (KHAN; MOHAMMAD, 2014).

A proliferação do fitoplâncton resultante da eutrofização pode levar a restrições nos usos possíveis das águas. Von Sperling (1996) cita dentre outros efeitos indesejáveis: problemas estéticos e de navegação, anaerobiose, mortandade de peixes, dificuldade e aumento dos custos de tratamento para abastecimento e para uso industrial, e liberação de toxinas de certos tipos de algas. Sendo assim, o monitoramento periódico dos recursos hídricos é essencial para prover uma gestão hídrica adequada (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019; WIECZOREK *et al.*, 2024), pois permite avaliar o estado ambiental de determinado local, sua vulnerabilidade às poluições e, com os dados gerados, elaborar políticas de gerenciamento e estratégias de gestão (SILVA; ARAÚJO, 2017).

Tradicionalmente, o monitoramento da qualidade da água é realizado através de amostragem *in situ* seguida de análises laboratoriais, porém, além do alto custo e tempo demandados, a variabilidade espaço-temporal dos parâmetros avaliados pode não ser representada corretamente em amostras pontuais, a continuidade do monitoramento em regiões remotas ou de difícil acesso é inviável, e existe o risco de sub-amostragem em situações episódicas como a proliferação de algas (GHOLIZADEH; MELESSE; REDDI, 2016; BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019; MALTHUS *et al.*, 2019).

Nesse contexto, técnicas de sensoriamento remoto são uma alternativa para superar as limitações dos métodos convencionais e auxiliar no monitoramento de sistemas aquáticos (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019; MALTHUS *et al.*, 2019; WIECZOREK *et al.*, 2024), mesmo permanecendo necessária sua associação a métodos tradicionais de amostragem *in situ* para melhorar a precisão do sensoriamento remoto (GHOLIZADEH; MELESSE; REDDI, 2016). Dentre os avanços obtidos nas ciências espaciais e na computação nas últimas décadas (GHOLIZADEH; MELESSE; REDDI, 2016), cabe destacar o surgimento da plataforma *Google Earth Engine* (GEE), cujo armazenamento e processamento de dados em nuvem (GORELICK *et al.*, 2017; WANG *et al.*, 2020) elimina a necessidade de recursos computacionais mais potentes por parte do usuário. Seu catálogo de dados públicos contém vários petabytes de conjuntos de dados geoespaciais, em sua maior parte compostos por imagens de sensoriamento remoto de observação da Terra de coleções Landsat, Sentinel-1, 2 e 3, MODIS, previsões climáticas, dados de cobertura do solo e muitos outros conjuntos de dados ambientais, geofísicos, socioeconômicos, imagens pré-processadas e índices de vegetação, entre outros. Além disso, o GEE

permite que o usuário desenvolva e implemente aplicativos interativos apoiados em seus recursos, através de uma interface de programação de aplicativos (*Application Programming Interface* – API) via internet e de um ambiente de desenvolvimento interativo (*Interactive Development Environment* – IDE) associado a WEB (GORELICK *et al.*, 2017; KUMAR; MUTANGA, 2018). Dentre os aplicativos podemos citar o *Algae Bloom Monitoring Application* – AlgaeMAp (LOBO *et al.*, 2021) e o *MapBiomias User Toolkit 1.19.0 – Land Use and Land Cover* da Plataforma MapBiomias para GEE (SIQUEIRA, 2021).

Dados obtidos pelas rotinas de monitoramento ou de análises pontuais, tanto *in natura* como na forma de índices de qualidade das águas, ao serem associados ao conhecimento sobre os usos do solo, favorecem a identificação de fontes de pressão antropogênica e/ou condições naturais que possam influenciar na qualidade da água do manancial (COSTA *et al.*, 2022). Segundo Von Sperling (1996), o grau de eutrofização de um corpo hídrico usualmente está associado ao uso e ocupação do solo predominantes em sua área de drenagem, tornando relevante o conhecimento dessas características na análise da qualidade de suas águas. De acordo com Wieczorek *et al.* (2024), igualmente importante para a avaliação da qualidade de um corpo hídrico é o conhecimento sobre seus tributários. Eles estudaram a variabilidade espaço-temporal da qualidade da água de um importante rio polonês e seus afluentes, concluindo que dependendo das condições climáticas e hidrológicas predominantes o rio estudado pode ter sido poluído pela contribuição dos seus afluentes.

A seguir são apresentados diferentes aspectos abordados na elaboração desse estudo visando subsidiar sua execução.

3.1 O processo de Eutrofização em reservatórios artificiais

A eutrofização pode ser definida como a fertilização de um corpo hídrico através do aporte de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo (BRASIL, 2014). Quando ocorre naturalmente, é um processo que pode levar centenas de anos, pois depende de um equilíbrio dinâmico natural da bacia hidrográfica. Entretanto, o aumento da demanda por água para diferentes usos, devido ao crescimento populacional, acelera o processo de eutrofização, seja pela descarga de efluentes, seja pelo aporte de

insumos agrícolas através do escoamento superficial e da lixiviação, implicando na degradação da qualidade da água e na perda da diversidade biológica (VON SPERLING, 1996; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; LIBÂNIO, 2010).

Dentre as diversas consequências da eutrofização, tais como anoxia, elevação do teor de matéria orgânica e diminuição da biodiversidade, destaca-se o favorecimento à proliferação de algas e cianobactérias, muitas das quais produtoras de toxinas (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Cianobactérias são micro-organismos procarióticos autotróficos, também denominados cianofíceas, capazes de ocorrer em qualquer manancial superficial, especialmente naqueles com elevados níveis de nutrientes, podendo produzir toxinas com efeitos adversos à saúde (BRASIL, 2005).

Ecossistemas de água doce, como os reservatórios para abastecimento público, são propícios ao desenvolvimento de cianobactérias, pois a maioria das espécies apresenta melhor crescimento em águas neutroalcalinas com pH de 6 a 9, temperatura entre 15°C e 30°C e com alta concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo (CALIJURI, 2006). Condições favoráveis podem levar ao intenso crescimento desses micro-organismos, formando uma densa camada de células chamada floração ou “*bloom*”, cuja formação e intensidade são influenciadas principalmente pela carga de nutrientes, tempo de retenção da água, temperatura e estratificação da coluna d’água (BRASIL, 2014).

Além das cianobactérias, nas últimas décadas, outro organismo tem causado preocupação: a presença de dinoflagelados do gênero *Ceratium*, inicialmente associados a ambientes marinhos, tem sido relatada em águas doces no Brasil (MATSUMURA-TUNDISI *et al.*, 2010; SILVA *et al.*, 2012; CASSOL, 2014; CAVALCANTE *et al.*, 2016; ROCHA, 2016; FILHO *et al.*, 2017; DA SILVA *et al.*, 2019), principalmente em reservatórios (ROCHA, 2016), sendo considerada uma espécie invasora em ambientes tropicais e subtropicais (SILVA *et al.*, 2012).

Os organismos do gênero *Ceratium* tem alta adaptabilidade ecofisiológica, são capazes de movimentação vertical em busca de condições fóticas e nutricionais favoráveis (devido à presença de flagelos), são resistentes ao pastoreio pelo zooplâncton, são capazes de formar cistos de repouso e têm preferência por ambientes estáveis e termicamente estratificados, algumas vezes surgindo após um histórico de florações de cianobactérias e outras vezes coexistindo com elas (POLLINGHER, 1988; OLRİK, 1994; SILVA *et al.*, 2012; GIL *et al.*, 2012;

CAVALCANTE *et. al.*, 2013; CAVALCANTE *et. al.*, 2016). Embora não sejam produtores de toxinas, podem dificultar o tratamento para potabilização da água devido à sua grande mobilidade e tamanho, diminuindo a eficiência da decantação e entupindo os filtros (DAGA; BELMONTE; REYNA, 2020).

Entre os componentes das cianobactérias e do *Ceratium sp.* encontra-se o pigmento Clorofila-a, cuja determinação é usada para estimar a biomassa de fitoplâncton (APHA, 2005), funcionando como um indicador do estado trófico, da produtividade primária e da disponibilidade de nutrientes em um ambiente aquático (ARABI *et al.*, 2016; ANSPER; ALIKAS, 2019; BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019), pois além de ser comum a todos os organismos fotossintéticos, é relativamente rápido e fácil quantificá-lo (FELIP; CATALAN, 2000).

Cassol (2014) estudou o impacto da espécie invasora *Ceratium furcoides* (levander) *langhans* 1925 em duas represas do alto Jacuí, RS, a primeira e a quarta de um sistema em cascata contendo 5 represas utilizadas para geração de energia elétrica. A autora observou que condições de temperatura média da água em 20°C e aumento do tempo de residência, proporcionando estabilidade da coluna, foram fatores importantes para a proliferação da espécie. Observou também que níveis baixos de fosfato pareceram não ser limitantes ao seu desenvolvimento, e o aumento da pluviosidade interferiu negativamente no crescimento.

Gil *et al.* (2012) estudaram a dinâmica horizontal e temporal de *Ceratium furcoides* e os fatores que as influenciaram no reservatório Riogrande II (Colômbia), identificando alta variabilidade espacial e temporal. Os autores obtiveram altas correlações positivas entre a densidade de *Ceratium furcoides* com a concentração de Clorofila-a, a estabilidade da coluna d'água, o Nitrogênio Amoniacal Total e a direção do vento, e altas correlações negativas com a atenuação da luz, a Alcalinidade e as concentrações de Nitratos, Silicatos e Oxigênio Dissolvido. O aumento da densidade de *Ceratium furcoides* foi favorecido por períodos mais quentes e de alta estabilidade térmica, condições eutróficas (principalmente altas concentrações de Nitrogênio Amoniacal Total), baixa penetração da luz, baixa alcalinidade e baixa concentração de Nitrato, coincidindo com o início da estação chuvosa na região. As maiores concentrações de Clorofila-a foram encontradas concomitantemente às maiores densidades de *Ceratium furcoides*.

Daga; Belmonte; Reyna (2020) ao avaliarem o estado trófico do reservatório San Roque (Argentina) através de índices de estado trófico e indicadores biológicos, concluíram que o reservatório se encontrava em estado eutrófico, sendo o dinoflagelado *Ceratium furcoides*, organismo relatado pela primeira vez no local em 1999/2000, sendo o componente dominante do fitoplâncton. Os autores encontraram as maiores concentrações de Clorofila-a associadas a maior abundância de *Ceratium furcoides* e aos maiores biovolumes celulares, embora não correspondendo ao maior número de células individuais. Eles atribuíram esse fenômeno ao maior volume celular do gênero *Ceratium* quando comparado a outros organismos fitoplanctônicos, comportando maior quantidade de Clorofila-a.

Nesse contexto, a concentração de Clorofila-a será a peça chave no estudo do panorama da qualidade da água do reservatório da barragem Santa Bárbara (BSB).

3.2 Parâmetros de qualidade das águas doces de classe 2 da Resolução CONAMA 357/2005

Os parâmetros de qualidade das águas brutas e seus respectivos padrões são definidos pela Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), que classifica os corpos hídricos em diferentes classes para águas doces, salobras e salinas em função dos usos preponderantes atuais e futuros de um recurso hídrico, entre outras atribuições. De acordo com a referida resolução, as águas doces, ou seja, com salinidade menor ou igual a 0,5‰, da classe especial à 3, podem ser utilizadas para abastecimento público mediante diferentes graus de tratamento, conforme a classe. Levando em conta que para os recursos hídricos que ainda não possuem enquadramento deve ser atribuída a classe 2, seus respectivos padrões, exceto os parâmetros inorgânicos, orgânicos, microbiológicos e agrotóxicos, serão considerados nesse estudo, conforme a Tabela 1:

Tabela 1 – Parâmetros e padrões físico-químicos e hidrobiológicos de qualidade das águas doces para a classe 2 da Resolução CONAMA 357/2005

Parâmetro	Padrão para a classe 2 (CONAMA 357/2005)
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO _{5,20})	até 5mg O ₂ .L ⁻¹
Oxigênio Dissolvido (OD)	não inferior a 5mg O ₂ .L ⁻¹
Turbidez	até 100 UNT
Cor Verdadeira	até 75mg Pt.L ⁻¹
pH	6,0 ≤ pH ≤ 9,0
Fósforo Total (PT)	até 0,030mg.L ⁻¹ (ambiente lântico)
Nitrogênio Amoniacal Total (NAT)	até 2mg.L ⁻¹ (predominância de 7,5 < pH ≤ 8,0)
Clorofila-a (Chla)	até 30µg.L ⁻¹

Fonte: Adaptada da Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005)

3.3 Aplicações de Sensoriamento Remoto Orbital associado ao mapeamento do uso do solo e qualidade da água

Segundo Jensen (2009) “Sensoriamento remoto é a arte e a ciência de obter informação sobre um objeto sem estar em contato físico direto com ele”. Existem diversas aplicações para técnicas de sensoriamento remoto orbital, dentre as quais foram utilizadas: a delimitação de bacias hidrográficas, o estudo do uso e cobertura do solo com evolução temporal, e o monitoramento da qualidade de águas interiores.

3.3.1 Delimitação de bacias hidrográficas

Uma das aplicações de imagens orbitais de sensoriamento remoto é a delimitação de bacias hidrográficas e a extração de suas características a partir de Modelos Digitais de Elevação – MDE (JOJI; NAIR; BAIJU, 2013; ISMAIL *et al*, 2022; KHATOON; JAVED, 2022; MAZAHIR; JAVED; KHANDAY, 2022; SINABARIGUI *et al.*, 2022; SHARMA *et al.*, 2022; RIBEIRO; BORGES; FERNANDES, 2022). A Bacia Hidrográfica é a área definida topograficamente que capta naturalmente os fluxos de água originados a partir da precipitação e, através de suas superfícies vertentes e cursos d’água, direciona os escoamentos para um único ponto de saída, chamado

exutório (TUCCI, 2002; CARVALHO; MELLO; SILVA, 2007; COLLISCHONN; TASSI, 2008). Na natureza, sua função é transformar uma entrada concentrada no tempo (precipitação) em uma saída relativamente distribuída no tempo (escoamento) (COLLISCHONN; TASSI, 2008). O estudo do sistema de drenagem, formado pelo rio principal e tributários, indica a velocidade com que a água deixa a bacia hidrográfica. O padrão de drenagem depende da estrutura geológica do local (diretamente relacionada à infiltração, armazenamento da água no solo e suscetibilidade a erosão), do tipo de solo, da topografia, do relevo e do clima (CARVALHO; MELLO; SILVA, 2007; TEIXEIRA *et al.*, 2012). As condições físicas e bióticas de uma bacia hidrográfica influenciam o ciclo hidrológico em aspectos como infiltração, deflúvio, evapotranspiração e escoamentos superficial e subsuperficial (VILLELA; MATTOS, 1975; TONELLO, 2005; TONELLO *et al.*, 2006).

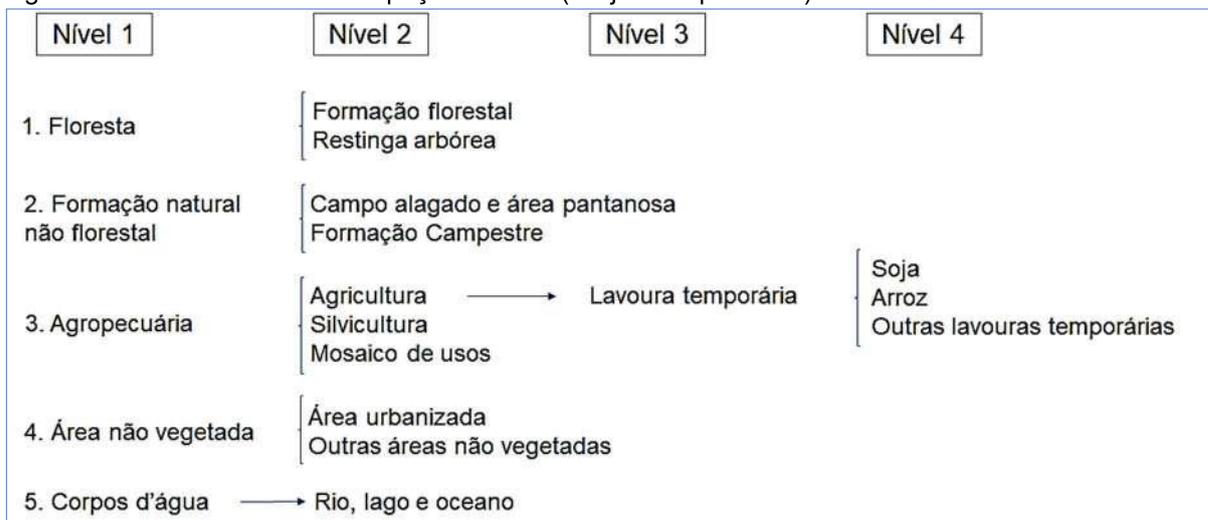
3.3.2 Uso e cobertura da terra

Outra aplicação de imagens orbitais de sensoriamento remoto amplamente utilizada, são os estudos de uso e cobertura da terra (BORGES; OLIVEIRA, 2021; PREIS; FRANCO; VARELA, 2021; ZHANG *et al.*, 2022; OBAID; ADAM; ALI, 2023). Destaca-se o projeto MapBiomas (Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil), iniciado em julho de 2015 com o propósito de entender o uso do solo no Brasil e em outros países tropicais. Sendo uma iniciativa do SEEG/OC (Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa do Observatório do Clima), é produzido por uma rede colaborativa de cocriadores, formada por ONGs, universidades e empresas de tecnologia. Para revelar cientificamente a dinâmica das transformações do uso e cobertura do solo e torná-las acessíveis em busca da conservação ambiental e combate às mudanças climáticas, o MapBiomas produz mapeamento anual da cobertura e uso da terra desde 1985, valida e elabora relatórios para cada evento de desmatamento detectado no Brasil desde janeiro de 2019 e monitora a superfície de água e cicatrizes de fogo mensalmente desde 1985 (MAPBIOMAS, 2023).

Trabalhando em conjunto com instituições responsáveis por diferentes biomas (Amazônia, Mata Atlântica, Caatinga, Cerrado, Pantanal e Pampa) e temas transversais (Pastagem, Agricultura, Zona Costeira e Áreas Urbanas) tem seu processamento através da Plataforma *Google Earth Engine* – GEE (GORELICK *et al.*, 2017). Os produtos gerados são apresentados em Coleções, lançadas à medida que o Projeto evolui, disponibilizados na forma de mapas de cobertura e uso do solo no formato matricial (pixel de 30x30m); mosaicos de imagens de satélite (LandSat) para cada ano da série histórica com resolução espacial máxima de 30m, contendo até 105 camadas de informação, incluindo as bandas espectrais, frações e índices, conforme a região, tema ou bioma; e plataforma Web de consulta pública com imagens, mapas e estatísticas das coleções do MapBiomas (MAPBIOMAS, 2023).

A Coleção 8, lançada em agosto de 2023, apresenta o mapeamento de 29 classes para o período de 1985 a 2022, distribuídas em 4 diferentes níveis, dentre as quais foram identificadas 12 classes na área de estudo (Figura 1).

Figura 1 – Classes de uso e ocupação do solo (Projeto MapBiomas) identificadas na área de estudo



Fonte: Adaptado de MAPBIOMAS (2023)

O primeiro nível divide-se em 5 categorias: Floresta, Formação Natural Não Florestal, Agropecuária, Área Não Vegetada e Corpos D'água. Elas serão descritas, de forma geral, a seguir:

- a) Categoria Floresta: compreende vegetação lenhosa com espécies arbóreas ou arbóreo-arbustivas, com predomínio de dossel contínuo (Formação Florestal) e formações florestais estabelecidas sobre solos arenosos (Restinga Arbórea). Formação Florestal e Restinga Arbórea são as classes pertencentes ao segundo nível de classificação presentes na área de estudo (MAPBIOMAS, 2023);
- b) Categoria Formação Natural Não Florestal: engloba áreas pantanosas (banhados), plantas aquáticas emergentes, submersas ou flutuantes (Campo Alagado e Área Pantanosa) e vegetação graminóide, na maioria dos casos correspondendo à vegetação nativa, mas também podem ocorrer manchas de vegetação exótica invasora ou de pastagem plantada (Formação Campestre) (MAPBIOMAS, 2023). Novamente, Campo Alagado e Área Pantanosa e Formação Campestre pertencem ao segundo nível de classificação da categoria. Cabe destacar que de acordo com Souza *et al.* (2020), no bioma Pampa a área de Formação Campestre é utilizada para criação de animais;
- c) Categoria Agropecuária: no bioma Pampa é formada pelas classes de segundo nível Agricultura (composta por lavouras temporárias, nível 3), Silvicultura e Mosaico de Usos. Na classe Agricultura encontram-se os cultivos de soja, arroz irrigado e cultivos agrícolas de curta ou média duração, os que após a colheita necessitam de novo plantio para produzir, identificadas como Outras lavouras temporárias, todas pertencentes ao quarto nível de classificação. A Silvicultura é composta por espécies arbóreas plantadas para fins comerciais e o Mosaico de Usos pode incluir áreas de cultivos, pastagens, horticultura e pousio (MAPBIOMAS, 2023);
- d) Categoria Área Não Vegetada: é formada pelas classes Área Urbanizada (contendo densidade significativa de edificações e vias) e Outras Áreas Não Vegetadas, classe mista que contempla áreas naturais formadas por superfícies arenosas, e áreas antropizadas, contendo solo exposto e superfícies não permeáveis, como infraestrutura, expansão urbana ou mineração. Área Urbanizada e Outras Áreas Não Vegetadas são as classes de segundo nível dessa categoria (MAPBIOMAS, 2023);
- e) Categoria Corpos D'água: engloba em segundo nível a classe Rio, Lago e Oceano no que se refere à área de estudo (MAPBIOMAS, 2023).

3.3.3 Monitoramento da qualidade da água

A aplicação do sensoriamento remoto ao estudo e monitoramento de ambientes aquáticos ocorre através da captação por um sensor passivo, geralmente em uma plataforma orbital (satélite), da energia solar refletida após incidir e interagir (absorção e espalhamento seletivo) com a água e seus constituintes, principalmente na região entre 400 e 900 nm do espectro eletromagnético. Os compostos que afetam o comportamento espectral da água são chamados de Constituintes Opticamente Ativos (COAs), dentre os quais os Sólidos Suspensos Totais, os pigmentos fotossintetizantes (por exemplo, a Clorofila-a) e a Matéria Orgânica Dissolvida Colorida são usados como indicadores de qualidade da água (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019).

Associando dados das imagens de satélite a dados obtidos através de coletas de água durante a passagem do mesmo, é possível modelar a concentração dos COAs desejados. Após calibração e validação estatística, o modelo que apresentar o melhor ajuste pode ser inserido em um programa computacional para ser utilizado na previsão do comportamento da concentração do parâmetro avaliado a partir de novas imagens de satélite como dado de entrada do programa (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019).

Sagan *et al.* (2020) analisaram diferentes abordagens para a determinação de parâmetros de qualidade em águas interiores através de sensoriamento remoto, relacionando dados de monitoramento de coletas *in situ* com imagens hiperespectrais de sensores remotos *in situ* e imagens multiespectrais de sensores remotos orbitais. Os autores compararam algoritmos de razão de bandas, de forma espectral, de estimativa empírica e de estimativa bio-óptica, concluindo que para sua pesquisa os métodos empíricos, em geral, apresentaram melhor desempenho, principalmente quando associados a *Deep Learning* (aprendizagem profunda). Eles atribuíram esse comportamento à otimização sofisticada, utilizada principalmente pelos algoritmos de aprendizado profundo dentre os métodos de *Machine Learning* (aprendizado de máquina), para minimizar a diferença entre os erros de previsão quando dados de treinamento suficientes são fornecidos durante a modelagem.

Resumidamente, conforme Sagan *et al.* (2020):

- os métodos de razão de bandas usam uma abordagem semiempírica, através da proporção matemática entre a refletância de duas ou mais bandas espectrais, sendo mais indicados para águas dominadas pelo fitoplâncton, onde o sinal espectral é menos impactado pela turbidez e matéria suspensa;
- os algoritmos hiperespectrais utilizam propriedades distintas da absorção e reflectância para isolar a assinatura espectral do parâmetro em questão, porém, geralmente exigem alta resolução, limitando o uso de satélites multiespectrais;
- os métodos empíricos buscam identificar relações (lineares ou não) entre parâmetros de qualidade da água medidos e valores de reflectância espectral de bandas individuais ou combinação de bandas captados pelo sensor remoto, utilizando, muitas vezes, modelagem de regressão multivariada devido à complexidade óptica das águas interiores. Sua desvantagem reside, porém, na dificuldade em generalizá-los para outros ambientes;
- as técnicas de modelagem bio-óptica utilizam a equação de transferência radiativa, portanto, requerem informações dos constituintes opticamente ativos da água dentro da região alvo, o que exige o uso de sensores específicos para medir propriedades ópticas inerentes, raramente disponíveis.

A Clorofila-a está presente em todas as espécies de fitoplâncton e por ser um componente opticamente ativo, pode ter sua concentração monitorada através de sensoriamento remoto. A Clorofila-a apresenta forte absorção da radiação solar nas bandas espectrais do azul (~430nm) e do vermelho (~665nm), sendo o principal modelador da forma do espectro de absorção pelo fitoplâncton (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019). Entre os algoritmos semiempíricos para determinação da concentração de Clorofila-a presentes na literatura, podemos citar os propostos por Gitelson *et al.*, 2008, Mishra; Mishra, 2012 e Le *et al.*, 2013 (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019).

Mishra; Mishra (2012) propuseram um Índice de Diferença Normalizada de Clorofila (NDCI) para estimar a Clorofila-a em águas turvas produtivas utilizando sensoriamento remoto. Os autores obtiveram o melhor ajuste do modelo com uma função quadrática para uma faixa de concentração de Clorofila-a de 1 a 60mg.m⁻³, embora o modelo tenha funcionado bem quando aplicado pelos autores para concentrações até 105mg.m⁻³ (Lago Apopka, FL, EUA).

De acordo com Lobo *et al.* (2021), o NDCI associado a imagens Sentinel-2 tem sido eficaz na detecção de uma ampla faixa de concentrações de Clorofila-a em águas ricas em fitoplâncton. Além do intervalo de concentração de Clorofila-a variando de 0,6 a 435,7mg.m⁻³ relativo à sua área de estudo, os autores citam Watanabe *et al.* (2017) cuja faixa de Clorofila-a nas amostras variou de 17,7 a 797,8mg.m⁻³. Outro exemplo é o estudo de Alcântara *et al.* (2021), que investigaram o efeito do bloqueio da COVID-19 sobre a proliferação de algas em dois reservatórios urbanos de abastecimento público do estado de São Paulo, Guarapiranga e Billings, através do mapeamento espaço-temporal dos pigmentos Clorofila-a e ficocianina. Para recuperação de Clorofila-a, que variou de 29,53 a 164,26mg.m⁻³ no Guarapiranga e de 30,74 a 587,63mg.m⁻³ no Billings, os autores aplicaram o modelo proposto por Watanabe *et al.* (2019), que utiliza o NDCI.

3.4 Análise estatística

Compreender as variações espaço-temporais na qualidade da água e avaliar quantitativamente a tendência a mudanças são importantes ferramentas de gestão dos recursos hídricos (WANG *et al.*, 2015; BENKOV *et al.*, 2023). Para que isso seja feito de forma sistemática, recomenda-se submeter os dados à análise estatística, utilizando métodos adequados aos objetivos almejados. Porém, previamente à aplicação de testes estatísticos, é recomendado um pré-processamento dos dados, como por exemplo examiná-los para avaliar a existência e o impacto de dados perdidos, identificar a presença de observações atípicas e testar suposições inerentes às técnicas (HAIR *et al.*, 2009).

Na avaliação quanto aos dados perdidos, o pesquisador pode optar por utilizar apenas os dados válidos, mesmo que isso implique na redução do tamanho da amostra, ou aplicar medidas corretivas, como substituir os dados faltantes por dados estimados a partir dos valores válidos de outras variáveis ou casos na amostra, como média ou mediana, por exemplo (HAIR *et al.*, 2009).

Para identificar observações atípicas é possível utilizar a Estatística Descritiva, pois ela auxilia na observação da magnitude e da forma de distribuição dos dados, que podem ser apresentados na forma de tabela ou graficamente, como, por exemplo,

em gráficos de caixa (*box-plot*). Neles a informação pode ser resumida através da representação gráfica da mediana, quartis, máximo e mínimo e valores discrepantes (*outliers*), quando presentes (NAGHETTINI; PINTO, 2007; VIEIRA, 2019). Caso detectada a presença de *outliers*, o pesquisador decidirá sobre a retenção ou exclusão de cada observação atípica individualmente, considerando suas características e os objetivos da análise (HAIR *et al.*, 2009).

Para testar suposições inerentes às técnicas, é necessário observar que os métodos estatísticos têm pressupostos a serem cumpridos para sua utilização, geralmente sendo recomendados pela maioria dos métodos: Normalidade, Homoscedasticidade, Linearidade e independência dos resíduos. O não cumprimento dos pressupostos não impede, necessariamente, a aplicação de uma técnica, porém, sinaliza a necessidade de avaliar os resultados com cautela. Hair *et al.* (2009) recomendam que o pesquisador deva entender as implicações de cada premissa em relação à técnica de interesse, buscando um equilíbrio entre satisfazer as suposições versus a robustez da técnica e o contexto da pesquisa.

Dentre os pressupostos, destaca-se a Normalidade, considerada atendida quando a distribuição dos dados se aproxima da distribuição normal ou Gaussiana. Quando os dados seguem a distribuição normal, são recomendados os métodos paramétricos, caso contrário, recomenda-se a transformação dos dados ou a utilização de métodos não paramétricos. Os métodos paramétricos são aqueles cujo modelo de distribuição dos dados é conhecido ou previamente especificado, como por exemplo a distribuição normal. Os não paramétricos, por sua vez, geralmente não são formulados a partir das observações amostrais propriamente ditas, mas de suas características, tais como sua ordem de classificação (NAGHETTINI; PINTO, 2007; FIRMINO, 2015). Sempre que possível, deve-se optar pelos testes paramétricos, pois são mais potentes do que os não paramétricos (LAPA, 2021). Tamanhos de amostra até 30 observações necessitam apresentar distribuição normal para que possam ser aplicados os métodos paramétricos, acima desse valor, sua distribuição deve se aproximar o suficiente da normalidade (FIRMINO, 2015), o que geralmente ocorre (ZHENG, 2015).

Para inferir sobre uma característica de uma população a partir de informações extraídas de suas amostras, são utilizados os Testes de Hipóteses. Considerando a dimensão da amostra e a distribuição da variável, eles são usados para verificar a veracidade das hipóteses formuladas. A hipótese a ser testada é chamada Hipótese

nula (H_0) e remete à igualdade, ao estado atual ou conhecido; a Hipótese alternativa (H_1) é formulada para refletir o resultado esperado na questão de pesquisa, podendo ser expressa na forma direcional (maior ou menor que) ou na forma não direcional (diferente de) (SCHUMACKER; TOMEK, 2013; FIRMINO, 2015; ZHENG, 2015; LAPA, 2021).

Por tratar-se de estimar uma probabilidade de ocorrência frente à uma distribuição amostral, uma decisão em um teste de hipóteses pode levar a dois erros distintos: (a) Erro Tipo I: rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira, e (b) Erro Tipo II: não rejeitar a hipótese nula quando ela é falsa. O erro tipo I está associado à probabilidade α , chamada Nível de significância do teste, cujo valor deve ser definido previamente. O menor valor de α a partir do qual se rejeita H_0 é chamado valor p , portanto, H_0 só deve ser rejeitada se $p \leq \alpha$. O erro tipo II, por sua vez, está associado à probabilidade β , cujo inverso, ou seja, a probabilidade de não cometer um erro Tipo II ($1-\beta$) é chamada Potência do teste (FIRMINO, 2015).

Para verificar se há diferenças significativas estatisticamente entre mais de dois grupos amostrais pode ser usada a Análise de variância (ANOVA de uma via) como método paramétrico ou o Teste de Kruskal-Wallis, para dados não paramétricos. Ambos indicam se há ou não diferença entre os grupos, mas não indicam entre quais grupos; para isso, é necessário aplicar um teste de Post-hoc (*a posteriori*) (SCHUMACKER; TOMEK, 2013). No menu de verificação de pressupostos da ANOVA de uma via no *software* JAMOVI (JAMOVI, 2022) há diferentes opções de métodos conforme a homogeneidade ou não das variâncias, verificada utilizando o teste de Levene do próprio menu. Para variâncias homogêneas a ANOVA é calculada com o ajuste de Fisher, caso contrário se utiliza o ajuste de Welch. Quando revelada diferença significativa entre os grupos, para determinar quais grupos são diferentes, para variâncias homogêneas se utiliza o teste de Tuckey e para variâncias heterogêneas, o teste de Games-Howell. Em relação ao teste de Kruskal-Wallis o JAMOVI disponibiliza como Post-hoc o teste de Comparações múltiplas de Dwass-Steel-Critchlow-Fligner (DSCF) (JAMOVI, 2022).

Para avaliar o grau de associação entre duas variáveis aleatórias se utiliza o Coeficiente de correlação, cujos valores extremos -1 e +1 indicam perfeita correlação e o valor zero indica ausência de correlação. Valores positivos significam que os parâmetros variam no mesmo sentido, ou seja, quando um aumenta o outro também aumenta, e valores negativos indicam que os parâmetros variam em sentido oposto.

Para variáveis que seguem distribuição normal, se utiliza o Coeficiente de correlação de Pearson (r). Como alternativa não paramétrica, pode ser usado o Coeficiente de correlação de Spearman (ρ) (DALGAARD, 2008; NETTO, 2021).

Quando existe dependência entre as variáveis métricas, muitas vezes deseja-se obter o valor de uma delas, chamada variável dependente, a partir de outra, chamada variável independente. Para isso, pode ser usada a análise de Regressão, classificada como Regressão Simples quando existe somente uma variável dependente e uma variável independente, ou Regressão Múltipla quando existe uma variável dependente e mais de uma variável independente (HAIR *et al.*, 2009). Além de simples ou múltipla, a regressão pode ser linear ou não linear, dependendo da estrutura de dependência entre as variáveis.

Quanto à avaliação dos modelos de regressão, Zhu; Yang; Ren (2023) recomendam a utilização de mais de uma métrica, destacando o RMSE (*root mean square error*) e o coeficiente de determinação R^2 como as principais métricas utilizadas em problemas de regressão, seguidos pelo MAE (*mean absolute error*) e pelo MAPE (*mean absolute percentual error*).

De acordo com Zheng (2015), embora sensível a grandes *outliers*, o método de avaliação mais usado em análises de regressão é o RMSE, definido como a raiz quadrada do quadrado médio da distância entre o valor real (y_i) e o valor predito (\hat{y}_i), ou raiz quadrada do erro médio, com a unidade na mesma escala do dado original (Equação 1):

$$RMSE_{(y,\hat{y})} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2} \quad (1)$$

O coeficiente de determinação R^2 (Equação 2) representa o percentual da variância dos dados explicado pelo modelo (OLIVEIRA JÚNIOR, 2024), ou seja, o quão bem a previsão se ajusta aos dados verdadeiros (ZHU; YANG; REN, 2023):

$$R^2_{(y,\hat{y})} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2} \quad (2)$$

O MAE (erro absoluto médio) mede a diferença entre o valor real (y_i) e o valor predito (\hat{y}_i) em módulo e possui unidade na mesma escala do dado original. Sua vantagem é não ser afetado pelos outliers (Equação 3):

$$MAE_{(y,\hat{y})} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |y_i - \hat{y}_i| \quad (3)$$

Semelhante ao MAE, porém expresso em porcentagem, o MAPE (erro percentual absoluto médio) mostra a porcentagem de erro em relação aos valores reais (Equação 4):

$$MAPE_{(y,\hat{y})} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{|y_i - \hat{y}_i|}{|y_i|} \quad (4)$$

As Equações 1 a 4 foram escritas conforme Oliveira Júnior (2024).

3.5 *Machine Learning*

Machine Learning – ML (Aprendizado de máquina) é a ciência que utiliza uma série de procedimentos e algoritmos para identificar padrões, agrupamentos ou tendências de forma automatizada, e assim, extrair informações úteis para a análise de dados (NETTO, 2021). Os algoritmos de aprendizagem podem ser de Classificação ou Regressão. Os algoritmos de Classificação são treinados a partir de uma classificação prévia para identificar a que classe pertence um novo dado e lhe atribuir um rótulo correspondente. Os algoritmos de Regressão são utilizados quando as variáveis são contínuas e dependentes, ou seja, a variação em uma provoca mudança na outra, e são usados para tentar prever características numéricas dos dados. Dentre os algoritmos utilizados para regressão, pode-se citar Regressão Linear, Regressão Polinomial, Árvore de Decisão e *Random Forest* (Floresta Aleatória) (NETTO, 2021). Os modelos gerados são basicamente funções matemáticas que representam a relação entre diferentes aspectos dos dados (ZHENG, 2015).

A aprendizagem pode ser dos tipos supervisionada, não supervisionada, semisupervisionada ou por reforço. A aprendizagem supervisionada é definida como aquela que utiliza algoritmos específicos para desenvolver modelos preditivos

baseados em dados reais da variável a ser prevista. Nela são chamados de parâmetros os coeficientes aprendidos ou estimados internamente pelo modelo puramente a partir dos dados, e de hiperparâmetros, as configurações externas do modelo que facilitam a determinação dos parâmetros e cuja otimização serve para formular um modelo mais preciso e robusto (ZHU; YANG; REN, 2023).

Tendo em consideração que métodos estatísticos também podem utilizar abordagem supervisionada, para diferenciá-los dos métodos de aprendizagem de máquina, Zhu; Yang; Ren (2023) caracterizam o aprendizado de máquina como sendo os métodos que dependem fortemente de hiperparâmetros, tem aprendizado iterativo mais explícito e/ou menor interpretabilidade, tais como o método *Random Forest* – RF (Floresta Aleatória).

Uma prática comum em *Machine Learning* é a separação da base de dados em base de treinamento (dados vistos) e base de teste (dados não vistos), pois ao ser validado em dados que não foram usados no treinamento, além de prevenir a possibilidade de *Overfitting* (sobreajuste) e *Underfitting* (sub-ajuste), é possível ter uma ideia de quão bem o modelo pode ser generalizado para novos dados (ZHENG, 2015; NETTO, 2021).

Um conceito interessante para separação das bases é a Validação Cruzada *k-fold*, que consiste em separar os dados de treinamento e validação em múltiplos subconjuntos diferentes (*k-fold*) que abranjam todo o conjunto de dados original (ZHENG, 2015; NETTO, 2021). Cada um dos *k* conjuntos gerados é utilizado como base de validação após o treinamento do modelo com os *k-1* conjuntos restantes, sendo o desempenho geral a média do desempenho de cada *k-fold*. Essa técnica é particularmente útil para bases com poucos dados, nas quais separar uma parte dos dados somente para teste diminuiria mais ainda seu tamanho (ZHENG, 2015).

Para Zhu; Yang; Ren (2023) é possível a utilização de validação cruzada em todo o conjunto de dados sem a separação prévia de uma parte deles para teste, pois essa abordagem pode ser considerada uma versão avançada da estrutura treinamento-teste na qual todos os dados são usados para generalização. Entretanto, os autores alertam para a perda de confiabilidade na validação do modelo devido à dificuldade em integrar a otimização de hiperparâmetros em sua estrutura quando se opta por esse caminho.

Dentre as aplicações de *Machine Learning* associadas a sensoriamento remoto, podemos citar os estudos a seguir.

Peterson *et al.* (2019) utilizaram correlação canônica como técnica de fusão em nível de recurso para tratar dados de reflectância de sensoriamento remoto proximal que foram associados a dados pareados de variáveis de qualidade da água na geração de diferentes modelos regressivos de *Machine Learning*. Na sequência, os autores usaram um método de prioridade ponderada para fusão em nível de decisão dos resultados dos modelos e compararam essa abordagem com os resultados de cada modelo de regressão individualmente, concluindo que a fusão em nível de decisão foi capaz de aprimorar os modelos preditivos obtidos através de *Machine Learning*.

Pahlevan *et al.* (2020) desenvolveram um modelo de redes neurais da classe *Mixture Density Network* (MDN) para a geração de uma base de dados contínua de concentrações de Clorofila-a em águas interiores e costeiras através de um único algoritmo para processamento de dados dos sensores MSI (*Multispectral Instrument*) e OLCI (*Ocean and Land Color Imager*), a bordo das constelações Sentinel-2A/B e Sentinel-3A/B, respectivamente. Os autores utilizaram para o treinamento/validação do modelo uma base composta por 2.943 medições de Clorofila-a e dados radiométricos hiperespectrais *in situ* reamostrados para simular os sensores MSI e OLCI. Para teste, usaram imagens de ambos os sensores submetidas a diferentes processos de correção atmosférica, identificados como o principal obstáculo na geração de produtos de Clorofila-a de qualidade, levando a pelo menos 30% de redução no desempenho do algoritmo proposto.

Da Silva; Gass (2023) investigaram o potencial de uso do algoritmo *Random Forest* aplicado a 12 imagens Landsat entre os anos 2000 e 2018 para o mapeamento e análise da dinâmica de áreas de arenização na região sudoeste do Rio Grande do Sul, provocadas por ação pluvio-erosiva, obtendo acurácias globais entre 93,57% e 99,85% na classificação.

Lin *et al.* (2023) utilizaram *Machine learning* (*Random Forest*) e diferentes índices espectrais na análise dinâmica espaço-temporal da turbidez no delta do rio Yangtze (China), associados a dados de uso e cobertura do solo, temperatura média anual, precipitação total anual e velocidade média anual do vento. Os autores concluíram que sem mudanças significativas nas variáveis climáticas, a urbanização e a diminuição das descargas de águas residuais foram os fatores dominantes nas tendências de variação da turbidez. No entanto, recomendam explorar condições meteorológicas extremas em estudos futuros.

3.6 Decomposição de Séries Temporais

As séries temporais são conjuntos de observações ordenadas no tempo, cujas observações vizinhas são dependentes entre si (MORETTIN; TOLOI, 2006; EHLERS, 2007). Um dos objetivos da análise de séries temporais é a descrição das propriedades, por exemplo, qual padrão de tendência, se existe sazonalidade, ocorrência de alterações estruturais etc. (EHLERS, 2007), através da identificação de padrões não aleatórios provocados por um sistema causal mais ou menos constante e relacionado com o tempo (REIS, 2024).

As séries temporais podem ser decompostas pelo chamado método Clássico em três componentes não observáveis: tendência, sazonalidade e uma componente aleatória (ou ruído), que podem estar unidas pelo método associativo ou pelo método multiplicativo (MORETTIN; TOLOI, 2006; EHLERS, 2007). No método associativo considera-se a soma das componentes para obtenção da variável, e no método multiplicativo, o produto. Brownlee (2020) esclarece que um modelo aditivo é linear, ou seja, as mudanças ao longo do tempo ocorrem na mesma quantidade, enquanto um modelo multiplicativo é não linear (por exemplo quadrático ou exponencial), onde as mudanças aumentam ou diminuem com o tempo. De acordo com Reis (2024), quando o objetivo é a geração de um modelo preditor, o pesquisador pode aplicar ambas as técnicas de decomposição e escolher o melhor método utilizando métricas de acurácia, como o Coeficiente de determinação (R^2), para avaliar o ajuste das previsões aos dados originais (REIS, 2024).

A componente tendência indica mudanças de longo prazo no nível médio da série, podendo ser crescente, decrescente ou constante, sendo geralmente descrita por diferentes tipos de funções polinomiais, lineares ou não lineares (EHLERS, 2007). Podem ser observadas oscilações irregulares na componente tendência, chamadas ciclos. Às vezes são necessárias décadas de monitoramento para que um comportamento cíclico possa ser identificado (REIS, 2024). A componente sazonalidade caracteriza-se por oscilações periódicas que ocorrem em intervalos de tempo regulares, ao contrário dos ciclos (CARRASCO GUTIÉRREZ, 2003). O ruído são as flutuações inexplicáveis, resultado de fatos inesperados. Nem sempre uma série temporal apresentará todas as componentes (REIS, 2024).

De acordo com Ehlers *et al.* (2007), outra aplicação das séries temporais é a previsão de valores futuros com base nos valores passados, como exemplificado pelos estudos a seguir.

Bayer; Castro; Bayer (2012) analisaram séries temporais de médias mensais de vazão do rio Potiribu, afluente do rio Jacuí no Rio Grande do Sul, utilizando métodos da classe ARIMA (*AutoRegressive Integrated Moving Average*), obtendo para o modelo com melhor ajuste coeficiente de Nash-Sutcliffe de 0,68 na fase de calibração do modelo e de 0,81 na fase de previsão.

Veerendra *et al.* (2024) desenvolveram modelos de previsão para diversos parâmetros de qualidade da água em diferentes corpos hídricos do Delta de Krishna, sudoeste da Índia, utilizando os métodos ARIMA e VAR (*Vector Auto-Regression*). Os autores concluíram que o método ARIMA teve desempenho global em média 20% superior ao método VAR ao analisarem o coeficiente de determinação R^2 .

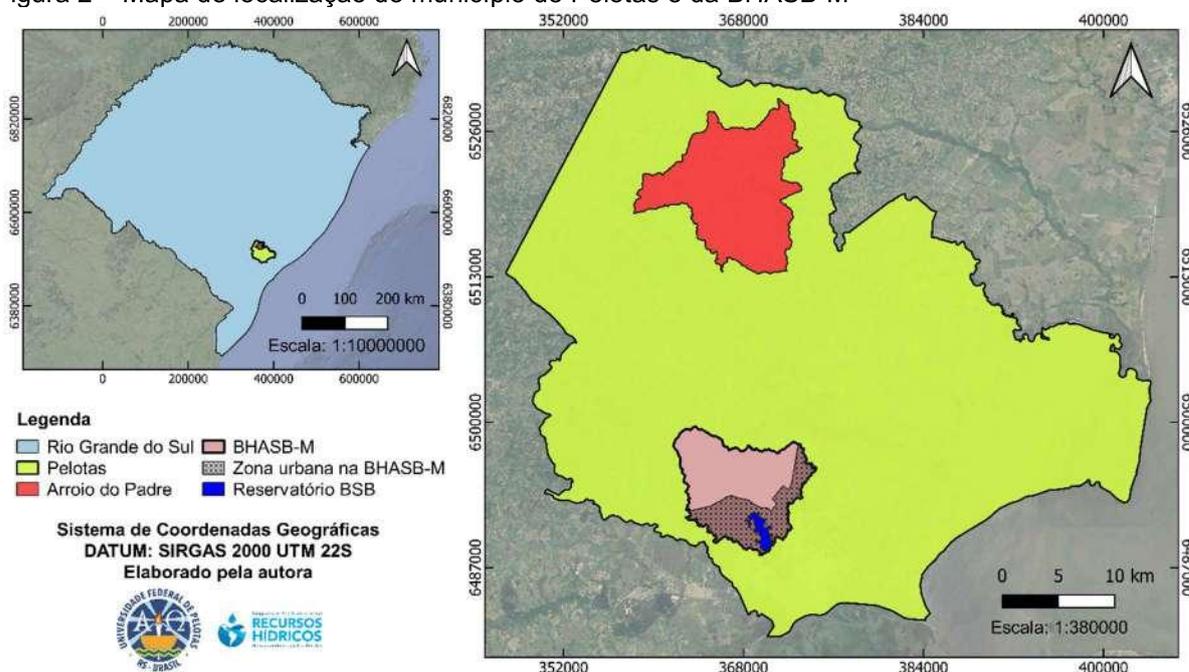
Niknam *et al.* (2024) realizaram a previsão do índice de qualidade da água no rio Dez, Irã, utilizando o método ARIMA e diferentes modelos de *Deep Learning* (aprendizagem profunda), ramo do aprendizado de máquina centrado em redes neurais. A partir das métricas RMSE, MSE, MAE e MAPE os autores concluíram que os métodos de aprendizagem profunda empregados forneceram resultados melhores do que o método ARIMA.

4 Área de estudo

Localizado entre as latitudes 31°28' e 31°48' Sul e longitudes 52°00' e 52°45' Oeste (ROSA, 1985) e com área territorial de 1.608,780 km², o município de Pelotas possui população estimada em 325.689 habitantes, conforme o Censo de 2022, e Índice de Desenvolvimento Humano Municipal – IDHM em 2010 igual a 0,739 (IBGE, 2022); situa-se na região sudeste do estado, distante aproximadamente 250 km da capital Porto Alegre (CORADI; FIA; PEREIRA-RAMIREZ, 2009). Sua base econômica é formada pela indústria, comércio e agricultura (SANEP, 2023).

A Figura 2 mostra a localização dos municípios de Pelotas e Arroio do Padre, a bacia hidrográfica do arroio Santa Bárbara a montante (BHASB-M) do barramento que originou o reservatório da barragem Santa Bárbara (BSB) e o reservatório.

Figura 2 – Mapa de localização do município de Pelotas e da BHASB-M



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

A área de estudo compreende o Bioma Pampa, caracterizado por paisagens naturais variadas com predominância de campos nativos, matas ciliares, matas de encosta, formações arbustivas, banhados, afloramentos rochosos etc, flora e fauna

próprias e grande biodiversidade, destacando-se as aves e os mamíferos terrestres, além de diferentes espécies endêmicas e outras ameaçadas de extinção (BRASIL, 2022). De acordo com Souza *et al.* (2020) os usos predominantes das terras do bioma Pampa são a agricultura, a produção pecuária em pastagens naturais, a plantação florestal e a urbanização.

O clima na região do município de Pelotas é caracterizado como temperado, mesotérmico brando, com temperatura média entre 10 e 15°C, super-úmido e sem seca (IBGE, 2002). Considerando as Normais climatológicas de 1991-2020, a precipitação pluviométrica acumulada anual registrada na Estação Agroclimática de Pelotas (Capão do Leão) foi de 1382,4 mm (INMET, 2023).

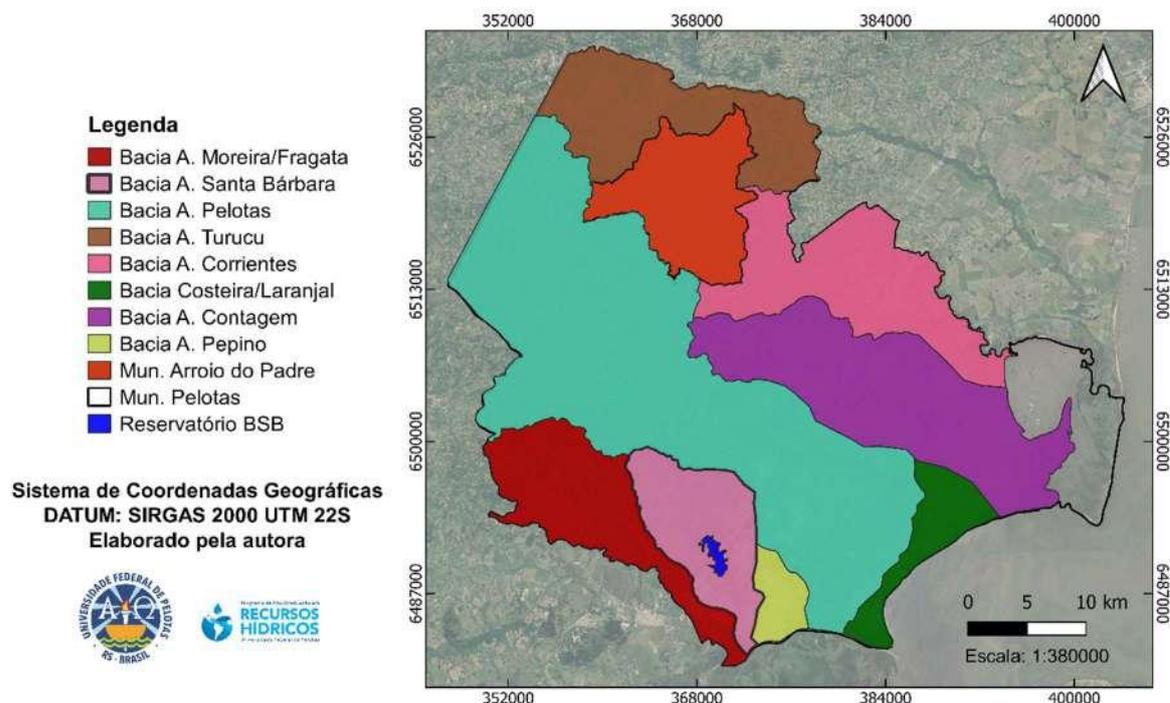
Rosa (1985) descreve detalhadamente as características fisiográficas do município e destaca o quanto a geologia e a localização influenciaram o relevo, clima e uso da terra, consequentemente influenciando as atividades e características étnicas predominantes dos moradores em diferentes distritos, além do desenvolvimento econômico, social e cultural no estado e no país.

Xavier (2010; 2017), utilizando diferentes fontes de informação e ambiente de sistemas de informação geográfica (SIG), elaborou o mapeamento geotécnico do município de Pelotas (RS) para ser utilizado como ferramenta de auxílio ao planejamento e controle do uso e ocupação do solo de cidades costeiras. O autor elaborou um levantamento detalhado de dados do meio físico, bem como suas informações derivadas, com ênfase à avaliação do crescimento urbano e mapeamento das áreas de expansão (vazios urbanos), os quais foram identificados e tiveram as unidades geotécnicas caracterizadas. Xavier (2017) é o principal autor referenciado e um dos responsáveis pelo Portal GEOPELOTAS – Portal de Informações Geográficas da Prefeitura de Pelotas, que apresenta informações sobre o território e o cadastro urbano da cidade, além de diversos mapas temáticos e informações geográficas e culturais (GEOPELOTAS, 2022).

O município de Pelotas está dividido em 9 distritos: Sede ou Área Urbana (1º), Colônia Z3 (2º), Cerrito Alegre (3º), Triunfo (4º), Cascata (5º), Santa Silvana (6º), Quilombo (7º), Rincão da Cruz (8º) e Monte Bonito (9º); sua sede está dividida em 7 regiões administrativas: Areal, Barragem, Centro, Fragata, Laranjal, São Gonçalo e Três Vendas (PELOTAS, 2008; GEOPELOTAS, 2022) e seu território em oito sub-bacias: arroios Pelotas, Pepino, Moreira/Fragata (ou Fragata), Santa Bárbara, Contagem, Corrientes, Turuçu, e Costeira/Laranjal (ou Litoral-Praias) (OLIVEIRA,

2017; XAVIER, 2017; SEMA, 2020), das quais estão presentes em área urbana as 4 primeiras (SILVA, 2007). A Figura 3 mostra a localização das sub-bacias hidrográficas do município de Pelotas de acordo com Xavier (2017).

Figura 3 – Mapa de localização das sub-bacias hidrográficas do município de Pelotas



Fonte: Adaptado de XAVIER (2017) e GEOPELOTAS (2022); IBGE (2019)

De acordo com a Lei N° 10.350/1994 (LEGIS, 2023), o RS possui 3 regiões hidrográficas divididas em 25 bacias: a região do rio Uruguai, que coincide com a bacia do Uruguai, a região do Guaíba e a região do Litoral, que coincidem com a bacia do Atlântico Sudeste. Compreendida pela região hidrográfica do Litoral, a Bacia Hidrográfica Mirim-São Gonçalo possui área de 28.499 km² e população estimada de 770.308 habitantes (2020), com 684.202 habitantes em áreas urbanas e 86.106 habitantes em áreas rurais, sendo os principais usos das suas águas destinados à irrigação, abastecimento humano e dessedentação animal. Entretanto, ela ainda não possui plano de recursos hídricos (SEMA, 2023a).

Pelotas pertence à região hidrográfica Litoral com 90% do território compreendido pela Bacia Mirim-São Gonçalo (L040) e 10% pela Bacia do rio Camaquã (L030) (SEMA, 2023a). O relatório SIOUT RS *online* por município,

consultado em julho de 2023, revela que para o município de Pelotas 81,6% das intervenções cadastradas estão em águas superficiais e 18,4%, subterrâneas. Dos recursos hídricos superficiais 54,9% são usados para irrigação, 16,06% para dessedentação animal, 5,19% para piscicultura e/ou aquicultura e 4,62% para consumo humano, dentre outros. Em relação às intervenções subterrâneas 71,5% correspondem a poços tubulares e escavados (RIO GRANDE DO SUL, 2023).

Inserido na região fisiográfica “Encosta do Sudeste”, o município de Pelotas estende-se da encosta oriental da Serra dos Tapes até a Planície Costeira do Rio Grande do Sul na margem ocidental do Canal São Gonçalo, na qual encontra-se a maior porção do município, incluindo a zona urbana. Desta forma, identifica-se a existência de duas paisagens distintas: uma “serrana”, mais elevada e ondulada, tendo originalmente mata como vegetação natural, correspondente à policultura e à colonização alemã, e uma de planície, tendo originalmente campo como vegetação natural, correspondendo à pecuária e orizicultura e de composição étnica variada (ROSA, 1985; SIMON, 2007; XAVIER, 2010). Essas feições resultam dos domínios geomorfológicos, Escudo Sul-Riograndense e Planície costeira, sobre os quais localiza-se o município, formados, respectivamente, pelas rochas graníticas do Batólito Pelotas (especialmente da Suíte Intrusiva Pinheiro Machado) e rochas sedimentares e sedimentos inconsolidados dos Depósitos Litorâneos (CERQUEIRA *et al.*, 2019).

O município de Pelotas compreende dois sistemas aquíferos: o Sistema Aquífero Embasamento Cristalino II (porção centro-noroeste do município) e o Sistema Aquífero Quaternário Costeiro II (porção centro-sudeste do município) (MACHADO; FREITAS, 2005).

O Sistema Aquífero Embasamento Cristalino II é caracterizado como um aquífero fraturado, formado predominantemente por rochas granito-gnáissicas. O movimento da água no subsolo ocorre por percolação através das fraturas e falhas de origem tectônica e subordinadamente por fraturas de alívio resultantes de processos de alívio de pressão, típicas de intemperismo físico (TEIXEIRA *et al.*, 2012). O relevo sobre o domínio fissural resulta da dissecação de rochas pré-cambrianas do Escudo Cristalino Sul Rio-Grandense, possuindo altimetria de 100 a 200m (IBGE, 2021), com ocorrência predominante de solos dos tipos Argissolo Amarelo e Argissolo Vermelho-Amarelo de profundidade média a rasa e fertilidade química variável (SIMON, 2005). Segundo AGEITEC (2022) Argissolos Amarelos e Argissolos Vermelho-Amarelos

geralmente são ácidos, ocorrem em relevos menos suaves, podem apresentar baixa fertilidade e susceptibilidade à erosão.

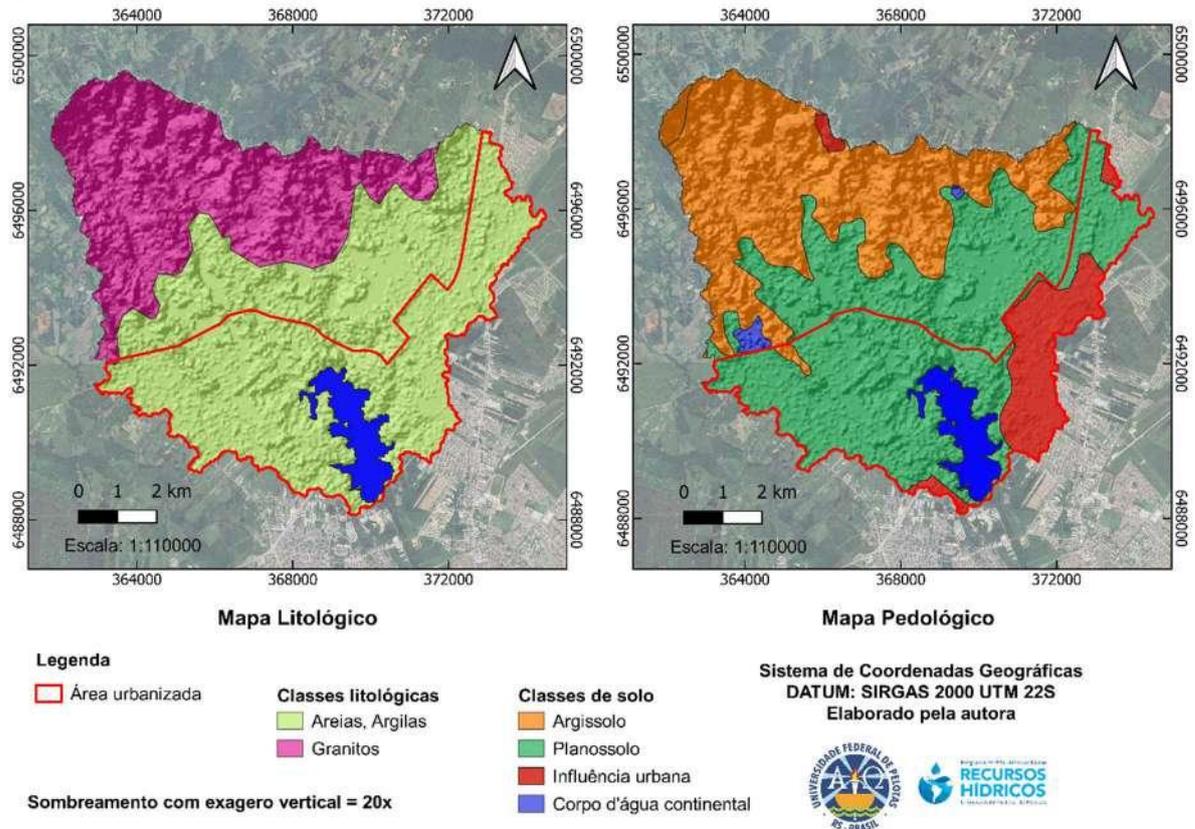
O Sistema Aquífero Quaternário Costeiro II, por sua vez, caracteriza-se como um aquífero granular, formado por depósitos de sedimentos inconsolidados, como areia, silte e turfa. A estrutura marcada por porosidade primária permite maior permeabilidade e movimentação da água no subsolo (TEIXEIRA *et al.*, 2012). Sobre esse aquífero, cuja altimetria varia de 5 a 20m, encontram-se superfícies de terras baixas, formadas através de processos fluviais e gravitacionais, dando origem a Planossolos Háplicos de profundidade variável (IBGE, 2021), imperfeitamente ou mal drenados e com permeabilidade lenta ou muito lenta (JACOMINE, 2008), predominantemente compostos por areia e areia siltosa (IBGE, 2021). Planossolos Háplicos costumam ter alto valor nutricional, porém, podem ser susceptíveis à erosão. No Rio Grande do Sul são bastante utilizados para pastagem e cultura de arroz AGEITEC (2022). Segundo Korb (2006), os planossolos predominantes na porção noroeste desse domínio são favoráveis aos cultivos anuais irrigados devido ao seu relevo plano, embora existam restrições quanto a sua drenabilidade.

Considerando o interesse desse estudo na qualidade da água da barragem Santa Bárbara, optou-se pela delimitação da bacia hidrográfica à montante da saída do reservatório, denominada Bacia Hidrográfica do Arroio Santa Bárbara à Montante – BHASB-M, com exutório localizado próximo ao curso original do arroio Santa Bárbara, antes do barramento.

A caracterização morfométrica, cuja execução está detalhada no Apêndice L, revelou que a BHASB-M e sub-bacias tem baixa tendência a enchentes e baixa densidade de drenagem, com infiltração favorecida pela presença de rochas permeáveis e pela baixa velocidade de escoamento superficial (declividade média de 4,67%). A BHASB-M possui relevo variando de plano a suave ondulado em 82,96% de sua superfície, a qual encontra-se 73,47% abaixo de 40m de altitude. As características morfométricas das sub-bacias são proporcionais às áreas que ocupam na BHASB-M.

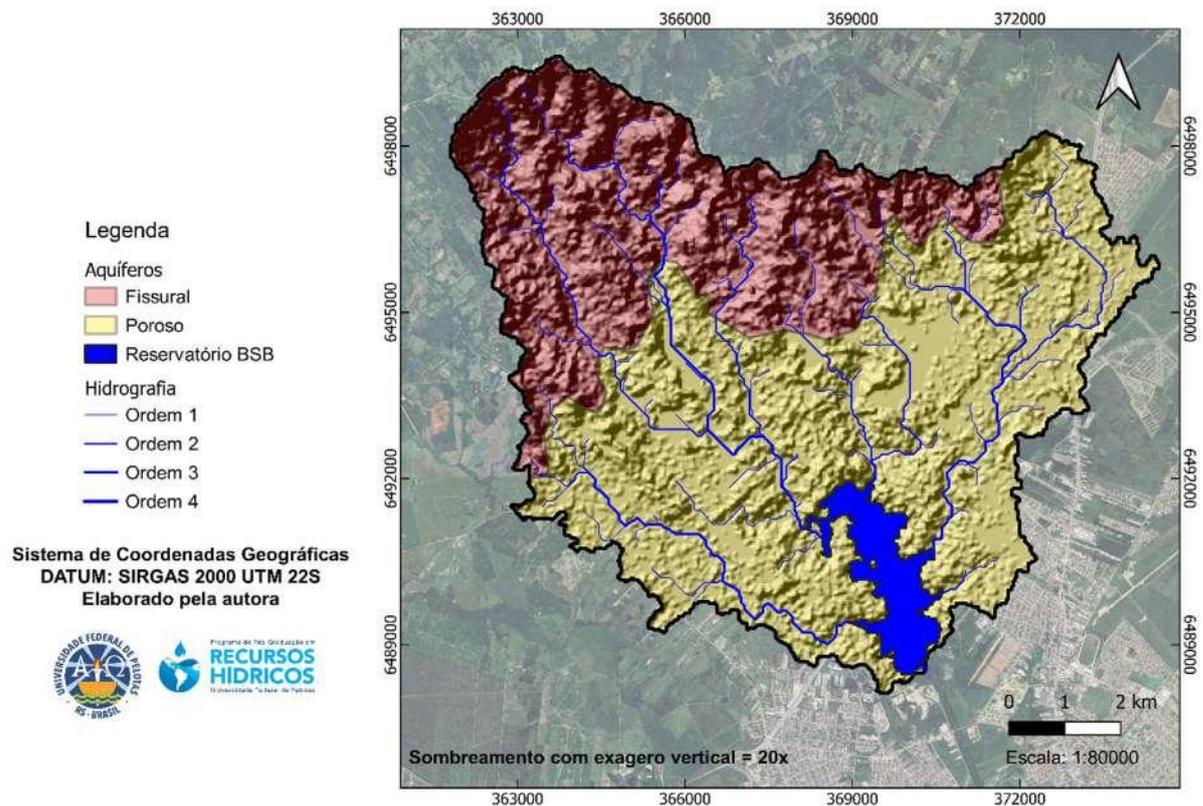
A Figura 4 mostra os mapas Litológico e Pedológico e a Figura 5 os Domínios Hidrogeológicos sobre os quais está localizada a BHASB-M, bem como o reservatório da barragem Santa Bárbara.

Figura 4 – Mapas Litológico e Pedológico da BHASB-M



Fonte: IBGE (2019); EC JRC/Google

Figura 5 – Domínios Hidrogeológicos aos quais pertence a BHASB-M



Fonte: IBGE (2019); EC JRC/Google

Quanto aos serviços de saneamento básico, a Lei do Saneamento - Lei nº 11.445/2007) (BRASIL, 2007) os classifica em quatro categorias: abastecimento público (que inclui captação, tratamento e distribuição de água potável), coleta e tratamento de esgotos sanitários, coleta, tratamento e destinação de resíduos sólidos urbanos e drenagem pluvial. Criada pela Lei nº 2.838/1984 a partir do originalmente Serviço Autônomo de Água e Esgotos – SAAE (Lei nº 1.474/1965), a autarquia atualmente chamada Serviço Autônomo de Saneamento de Pelotas – SANEP, é a prestadora de todas as categorias dos serviços de saneamento para o município de Pelotas (SANEP, 2022).

O SANEP possui 6 Sistemas de Abastecimento de Água em operação, denominados pelas Estações de Tratamento de água (ETAs) em operação (Moreira, Sinnott, Santa Bárbara, Quilombo, São Gonçalo e ETA Móvel) todas situadas na bacia Mirim-São Gonçalo. A ETA Móvel utiliza Ultrafiltração e as demais utilizam Tratamento Convencional para a potabilização da água (SANEP, 2023). A ETA Santa Bárbara, responsável pelo abastecimento de aproximadamente metade da zona urbana do município e a única a captar água bruta represada, oriunda da barragem Santa Bárbara (BSB) (SANEP, 2022). Com o objetivo de evitar cheias na área urbana de Pelotas, bem como proporcionar reserva para abastecimento público de água potável, a barragem Santa Bárbara foi inaugurada pelo Departamento Nacional de Obras e Saneamento (DNOS) em outubro de 1968 (SANEP, 2022).

O Plano Diretor Municipal de Pelotas instituído pela Lei nº 5.502/2008 visando o ordenamento e desenvolvimento territorial do município, enquadra o reservatório da BSB dentro do perímetro urbano do município, como Área Especial de Interesse Ambiental – AEIA (PELOTAS, 2008). Ainda estabelece que é uma área sujeita a regramento especial como instrumento de gestão em razão de suas características naturais, ou dos interesses públicos delas decorrentes, apresentando diferentes níveis de proteção (usos proibidos, restritos, limitados ou controlados) (PELOTAS, 2008).

Em relação ao Modelo Urbano, o reservatório está situado na categoria matriz verde-azul urbana, cuja proposta do Plano Diretor Municipal é a redefinição dos limites de urbanização através da criação de parques naturais para proteger o ambiente natural e garantir o uso adequado pela população. A região a montante compreende as categorias Distrito Industrial, Eixo Agroindustrial, Zona Rururbana e Distrito para Pequenas e Médias Empresas (GEOPELOTAS, 2022). Cabe salientar, que embora em zona urbana, a área de drenagem não se encontra predominantemente

impermeabilizada artificialmente, critério utilizado por Silveira (2005) em seus estudos sobre tempo de concentração, para a diferenciação entre bacias urbanas e rurais.

Por se tratar de um reservatório artificial, a área marginal ao redor do reservatório, chamada Área de Preservação Permanente – APP, é regulamentada pela Resolução CONAMA 302/2002 (BRASIL, 2002a), que, entre outras atribuições, determina a elaboração de um Plano Ambiental de Conservação e Uso do Entorno de Reservatório Artificial – PACUERA, formado por um conjunto de diretrizes e proposições para disciplinar a conservação, recuperação, uso e ocupação do entorno do reservatório artificial, respeitadas as normas aplicáveis, tais como a Lei Federal Nº 12.651/2012 (BRASIL, 2012) e a Resolução CONAMA 303/2002 (BRASIL, 2002b). A situação documental atual do reservatório da BSB pode ser observada no Tabela 2:

Tabela 2 – Situação documental do reservatório da BSB

Documento	Identificação	Situação	Responsável	Legislação
Outorga para armazenamento	Processo 2019/024.406	Vigente	SEMA RS / SIOUT RS	Lei estadual 10.350/1994
Outorga para captação	Processo 02501.002558/2012	Vigente	ANA	Constituição Federal 1988
Licença de Operação	LO 00846/2020	Vigente	FEPAM	Lei estadual 10.350/1994
Enquadramento	-	Não possui	FEPAM	CONAMA 357/2005
PACUERA	-	Em desenvolvimento	FEPAM	CONAMA 302/2002

Fonte: Elaborado pela autora (2023)

O Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB) de Pelotas, instituído pelo Decreto Nº 6.114/2018 (SANEP, 2023), engloba como anexos relatórios de diferentes períodos, contendo diagnóstico e prognóstico para os elementos que compõem o saneamento básico: água, esgoto, drenagem urbana e resíduos sólidos. Ao informar que corpos hídricos naturais, dentre eles o arroio Santa Bárbara, fazem parte do sistema de drenagem pluvial do município, o PMSB alerta para a degradação da cobertura vegetal das margens desses cursos nas áreas rurais, indicando como responsáveis as lavouras e as pastagens para o gado. Além disso, destaca a presença

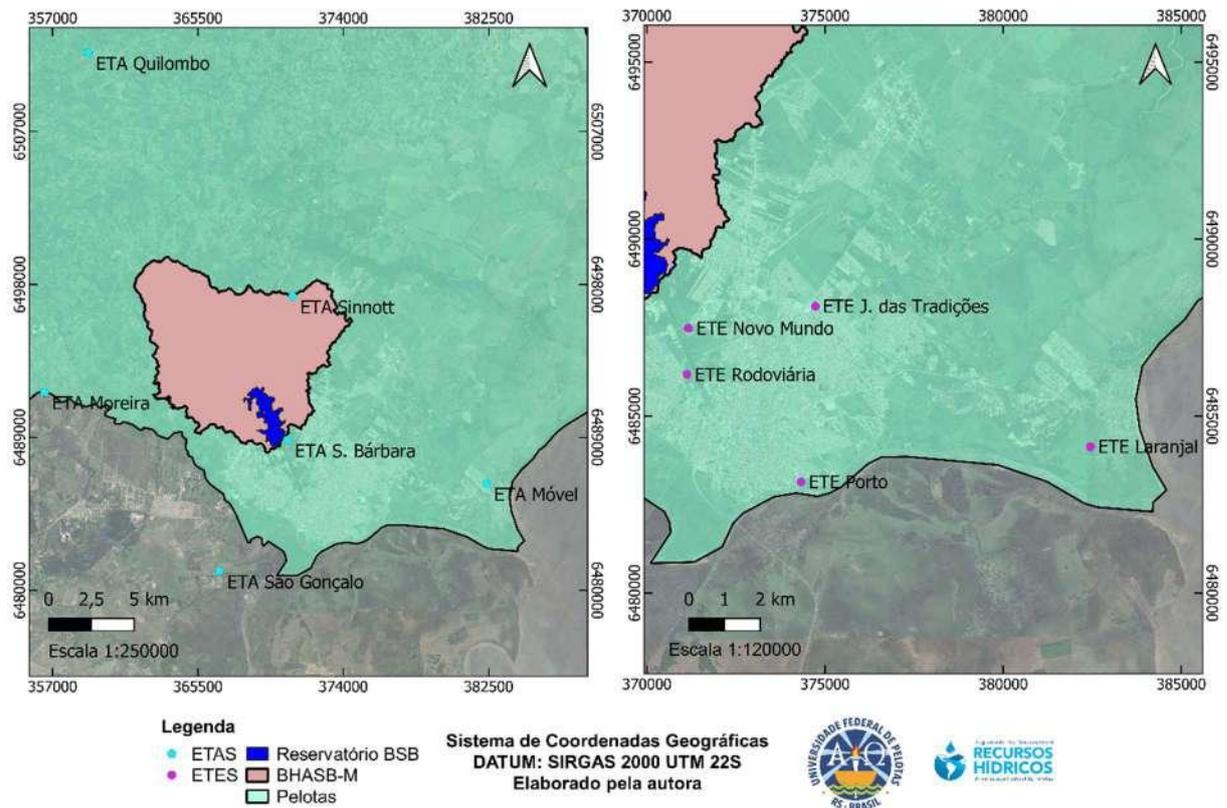
de assoreamento (pela erosão resultante da degradação das matas ciliares), o risco de deslizamento das margens em bacias rururbanas devido à ausência de cobertura de proteção adequada (considerando a característica arenosa do solo), os lançamentos de esgotos sanitários e a contaminação das águas, promovidas pela ocupação das APPs e usos do solo incompatíveis com o Plano Diretor Municipal, resultando, por exemplo, na eutrofização do reservatório da barragem Santa Bárbara.

Segundo IBGE (2022), no ano de 2010 Pelotas possuía 82,4% de esgotamento sanitário adequado. De acordo com o Diagnóstico do Sistema de Esgotamento Sanitário (SES) presente no Plano Diretor de Esgotamento Sanitário do Município de Pelotas – RS, um dos anexos que compõem o Plano Municipal de Saneamento Básico (SANEP, 2023), o SES de Pelotas atende com coleta, transporte e tratamento de efluente sanitário, aproximadamente 50% da demanda municipal. O SANEP possui 4 Estações de Tratamento de Efluentes (ETEs) construídas, 19 Estações Elevatórias de Esgoto (SE) e aproximadamente 384km de rede coletora implantada. A ETE Rodoviária, é a mais antiga (1983), consistindo em uma Lagoa Facultativa de Estabilização; a ETE Porto, cujas obras foram concluídas em 2000, é do tipo Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado – RALF; a ETE Laranjal, inaugurada em 2007 é composta por um reator tipo RALF, seguido por um Filtro aeróbio e uma Lagoa de polimento construída) e, a ETE Jardim das Tradições, implantada para atender ao conjunto habitacional de mesmo nome, também é do tipo RALF. Em áreas não atendidas pela rede coletora existem como alternativas de tratamento os sistemas “fossa negra” ou “fossa e sumidouro” (SANEP, 2023). Atualmente encontra-se em fase de instalação a ETE Novo Mundo, na zona Norte do município (SANEP, 2024). A Figura 6 mostra a localização das ETAs e ETEs de Pelotas, bem como o reservatório da barragem Santa Bárbara.

O reservatório da barragem Santa Bárbara (BSB) possui área de inundação de 352 hectares, área de proteção de 359 hectares e profundidade média de 3 a 4m na bacia de acumulação, cujo volume de água é estimado em 10 bilhões de litros (SANEP, 2022). Desde sua construção em 1968, tem sido o principal reservatório para abastecimento do município de Pelotas/RS (KORB, 2006), alimentando ETA Santa Bárbara, a qual fornece água potável para aproximadamente metade da população residente em área urbana (Figura 7) (SANEP, 2022).

O reservatório da BSB está localizado na área central da Bacia Hidrográfica do Arroio Santa Bárbara (BHASB), que apresenta um dos maiores índices de ocupação urbana entre os sistemas hídricos do município (SIMON; TRENTIN; DA CUNHA, 2010).

Figura 6 – Mapa de localização do reservatório da BSB, ETAs e ETEs do município de Pelotas



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Figura 7 – Vista aérea do reservatório e ETA Santa Bárbara (esquerda) e ETA Santa Bárbara (direita)



Fonte: Acervo SANEP

Ao longo de seus estudos, Simon (2005, 2007, 2010) apresentou detalhadamente a composição e evolução da geografia física e ambiental da microbacia do Arroio Santa Bárbara da seguinte forma:

- descrevendo suas características fisiográficas, incluindo em sua análise a influência dos principais aspectos da expansão demográfica do município e apresentando uma classificação para o uso e ocupação da terra no local (SIMON, 2005);
- descrevendo como as características geomorfológicas locais influenciaram os processos de ocupação e uso da terra no município e, principalmente, na BHASB, em âmbito histórico, econômico e social, desde 1758;
- e classificando o uso e ocupação da terra para o período de 1953 a 2006 (SIMON, 2007, 2010).

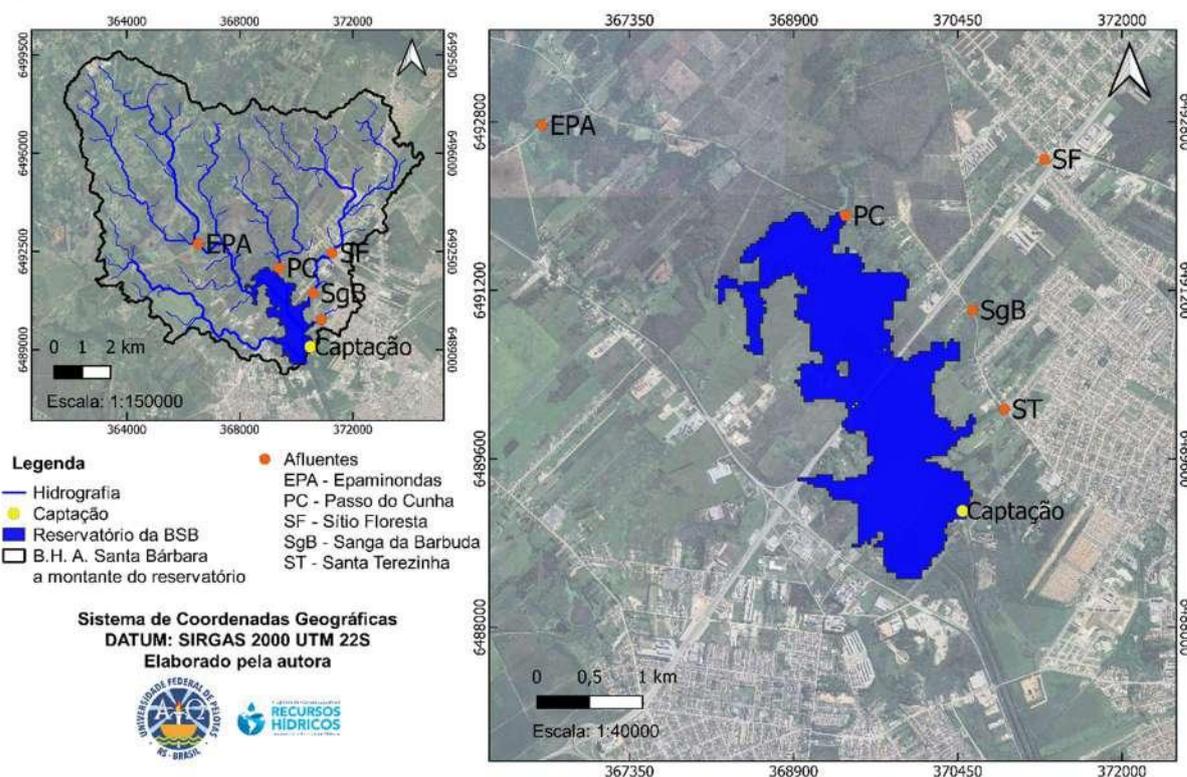
Destaca-se uma caracterização esquemática dos aspectos geográficos de todo o território gaúcho, a partir da qual podem ser classificadas com maior detalhamento as regiões fisiográficas onde encontra-se a BHASB apresentada em Simon (2007).

Korb; Suertegaray (2014) caracterizaram o entorno do reservatório como um local de expansão urbano-industrial (bairros urbanos, ocupações irregulares, distrito industrial) e de atividades agropecuárias, como florestamento de eucalipto, orizicultura e, em menor escala, fruticultura. A fim de verificar as condições atuais da área de drenagem a montante da barragem Santa Bárbara, foi realizada uma inspeção visual em imagens de 07 de maio de 2023, através do *Google Earth Pro* (GOOGLE EARTH, 2009). As imagens indicaram a presença de atividades de mineração, serviços de terraplanagem, criação de equinos, indústrias de alimentos, frigoríficos, madeireira, engenho e beneficiamento de arroz, chácaras e pousadas e área urbanizada residencial com comércio em geral, oficinas mecânicas e postos de combustíveis.

A ETA Santa Bárbara executa monitoramento regular do reservatório no ponto de captação e nos seus principais contribuintes para que, após tratamento convencional, a água distribuída atenda ao padrão de potabilidade preconizado na Portaria GM/MS N° 888/2021 (BRASIL, 2021).

Os principais tributários da BSB são os arroios Epaminondas (EPA) e Passo do Cunha (PC), e os córregos Sítio Floresta (SF), Sanga da Barbuda (SgB) e Santa Terezinha (ST). A Figura 8 e a Tabela 3 mostram, respectivamente, a localização dos pontos de coleta da captação e dos tributários da BSB e sua geolocalização. As Figuras 9 e 10 mostram imagens dos pontos de coleta.

Figura 8 – Mapa de localização da BHASB-M e seus principais afluentes



Fonte: EC JRC/Google

Tabela 3 – Geolocalização dos locais de coleta dos principais contribuintes da BSB

Manancial	Longitude		Latitude	
	GMS	X UTM (m)	GMS	Y UTM (m)
1. Captação (BSB)	52°22'8,69"O	369293,44	31°43'33,02"S	6569593,68
2. Epaminondas (EPA)	52°24'30"O	366525,66	31°41'33,6"S	6492768,06
3. Passo do Cunha (PC)	52°22'41,6"O	369392,54	31°42'2,6"S	6491909,42
4. Sítio Floresta (SF)	52°21'30"O	371271,35	31°41'46"S	6492445,46
5. Sanga da Barbuda (SgB)	52°21'56"O	370590,72	31°42'32"S	6491013,53
6. Santa Terezinha (ST)	52°21'45,6"O	370890,26	31°43'2,9"S	6490071,50

Legenda: GMS – graus, minutos e segundos; UTM – Projeção Universal Transversa de Mercator
 Fonte: Elaborado pela autora (2023)

Figura 9 – Imagem do local de captação da BSB para a ETA Santa Bárbara



Fonte: Acervo SANEP

Figura 10 – Imagens dos locais de coleta de amostras dos principais tributários da BSB



Fonte: Acervo SANEP

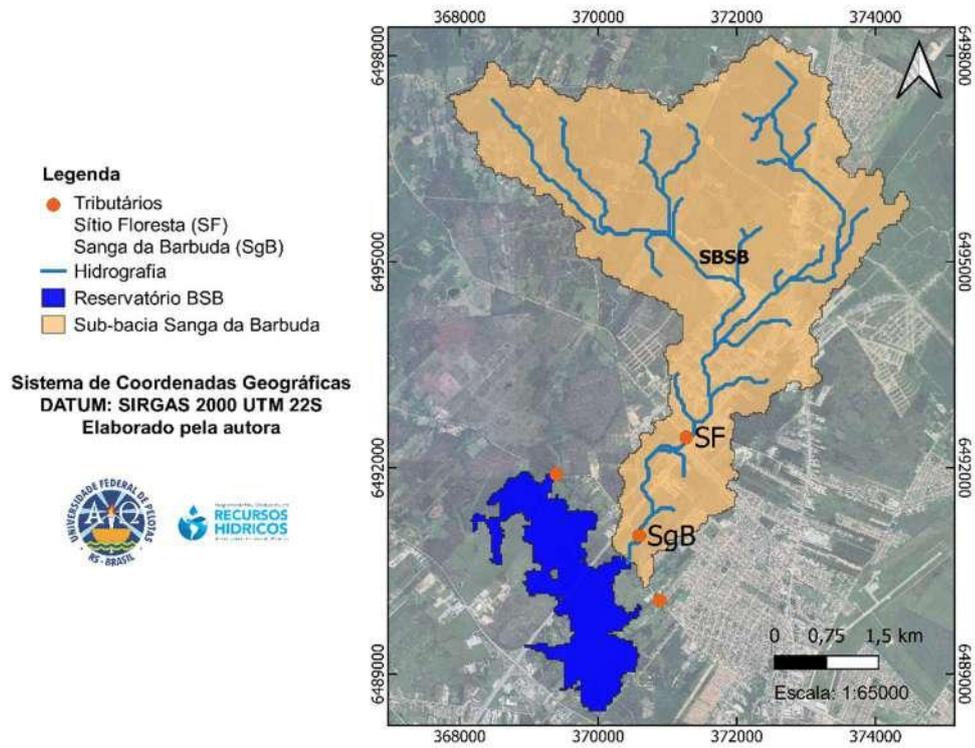
O afluente arroio Epaminondas (EPA) é um dos principais contribuintes para o reservatório da BSB, consistindo em um córrego intermitente que drena a porção noroeste da bacia hidrográfica e descrito por Korb (2006) como um local de natureza relativamente bem preservada. Sampaio; Winckler (2017) analisaram 18 nascentes do EPA para seu enquadramento de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005, identificando 8 pontos como pertencentes às classes 1 a 3, que permitem diferentes graus de tratamento para abastecimento humano e 10 pontos pertencentes à classe 4, inadequada a esse propósito. Nunes *et al.* (2017) ao analisarem o arroio a montante do ponto de coleta do SANEP relativo a esse tributário, concluíram que ele não apresenta interferência antrópica significativa, enquadrando-se adequadamente na classe 2.

O arroio Passo do Cunha (PC), também um dos principais afluentes da BSB, é um arroio perene cujo entorno possui influência urbana e agrícola (pecuária leiteira, fruticultura, avicultura e florestamento) e é utilizado para uso recreativo (KORB, 2006; PIEDRAS *et al.*, 2006). Caracteriza-se pela presença de fazendas, pousadas e doma de equinos em sua área de drenagem.

A Sanga da Barbuda (SgB) recebe aporte da porção nordeste da BHASB-M, incluindo o córrego Sítio Floresta (SF), mostrado nas Figuras 11 e 12. A denominação SgB refere-se, portanto, ao aporte de toda a área de drenagem da Sanga da Barbuda, a qual inclui de forma intrínseca a contribuição do SF. Toda a região encontra-se fortemente urbanizada, contribuindo com efluente doméstico e drenagem pluvial dos bairros residenciais, e com efluente industrial proveniente de engenho e indústrias de beneficiamento de arroz, indústrias e distribuidoras de alimentos, agro insumos e oficinas mecânicas. É identificada por Korb (2006) como uma área com aporte de esgoto, drenagem superficial (incluindo trechos da BR-116) e agricultura.

O tributário Santa Terezinha recebe aporte de caráter predominantemente residencial, composto por efluente doméstico e drenagem urbana. De acordo com Korb (2006), além do esgoto e da drenagem superficial, recebe ainda a contribuição de pequenos empreendimentos de pecuária.

Figura 11 – Mapa dos locais de coleta dos tributários Sítio Floresta (SF) e Sanga da Barbuda (SgB)



Fonte: Elaborado pela autora (2023)

Figura 12 – Imagem do local de coleta do tributário Sítio Floresta

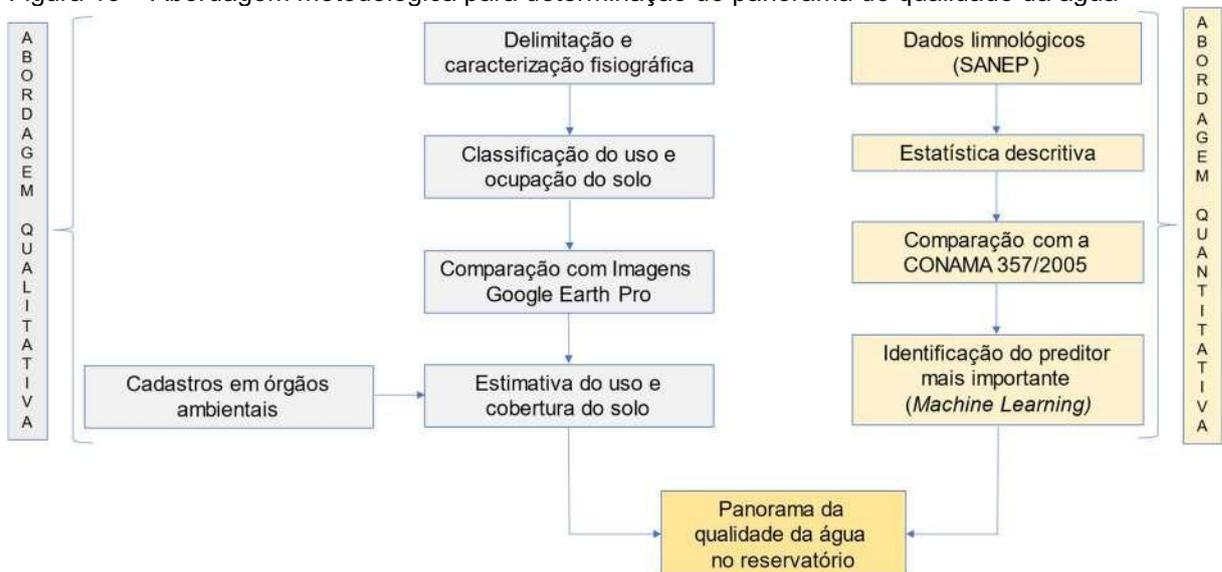


Fonte: Acervo SANEP

5 Metodologia

Para obtenção do panorama de eutrofização do reservatório da BSB foram utilizadas, basicamente, duas abordagens: uma qualitativa, baseada no uso e ocupação do solo e uma quantitativa, baseada na análise estatística dos dados históricos secundários de parâmetros de qualidade da água, como pode ser observado na Figura 13.

Figura 13 – Abordagem metodológica para determinação do panorama de qualidade da água



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

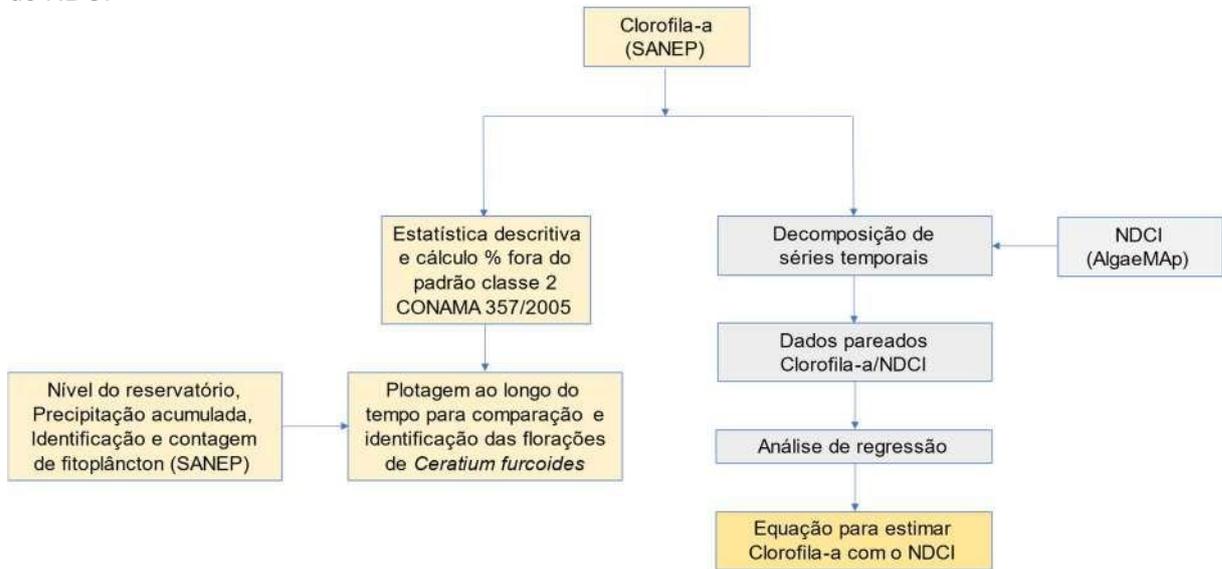
Na abordagem qualitativa, após delimitação da BHASB-M e sub-bacias, sua área de drenagem foi submetida à classificação não supervisionada de acordo com o Projeto MapBiomas. Na sequência, 20 polígonos foram selecionados para comparação com imagens *Google Earth* dos anos em análise e reclassificação, caso necessário. Após avaliar a evolução temporal do uso e cobertura do solo na BHASB-M, a classificação final para o ano de 2022, associada a informações sobre o cadastro de empreendimentos registrados em órgãos ambientais, forneceu uma estimativa qualitativa das características de uso e cobertura da terra na BHASB-M (Figura 13).

Na abordagem quantitativa, os dados históricos de qualidade da água de 2016 a 2022 para o reservatório e seus contribuintes fornecidos pelo SANEP, foram analisados através de estatística descritiva, comparados à legislação pertinente, e submetidos à análise de regressão utilizando *Machine Learning* para identificação do tributário de maior influência na qualidade da água considerando o parâmetro Fósforo Total como indicador do estado trófico em função da ausência de dados de Clorofila-a para os tributários. A avaliação das conclusões obtidas a partir das duas abordagens descritas permitiu estimar um panorama da qualidade da água no reservatório da BSB (Figura 13).

Em um segundo momento, conforme mostrado na Figura 14, dados limnológicos do SANEP e dados de NDCI de sensoriamento remoto (AlgaeMAP) foram analisados visando proporcionar uma ferramenta complementar no monitoramento da qualidade da água no reservatório da BSB. Inicialmente, em uma abordagem exploratória, as concentrações de Clorofila-a no período de 2010 a 2022 foram plotadas ao longo do tempo e calculados a média, o desvio padrão e a porcentagem de casos acima do VMP para a classe 2 da Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005). Na sequência, elas foram comparadas com as séries históricas de Nível do reservatório, Precipitação acumulada e Identificação e contagem de fitoplâncton no período de 2016 a 2022, com a finalidade de identificar visualmente a ocorrência de alterações nas concentrações de Clorofila-a a partir de variações nesses parâmetros.

Paralelamente, as concentrações de Clorofila-a e o NDCI foram submetidos à decomposição de séries temporais para verificar a presença ou ausência de correspondência temporal, além da observação da sua componente de tendência. Identificado o comportamento temporal semelhante entre as duas séries, foi elaborada uma base de dados com os pares Clorofila-a/NDCI para imagens sem nuvens com até três dias de diferença entre a coleta *in situ* e a passagem do satélite no período de 2016 a 2024. Na sequência, essa base foi submetida a diferentes métodos de regressão, com respectiva análise de suas métricas de erro, para obtenção de uma equação que possibilite estimar a Clorofila-a a partir do NDCI. A equação geradora do maior coeficiente de determinação R^2 entre os dados previstos e *in situ* foi selecionada como a mais adequada para estimar a Clorofila-a com o NDCI como variável preditora (Figura 14).

Figura 14 – Abordagem metodológica para determinação da equação para estimar Clorofila-a a partir do NDCI



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

O detalhamento dos procedimentos metodológicos utilizados na execução de cada etapa descrita nas Figuras 13 e 14 é mostrado a seguir.

5.1 Delimitação da BHASB-M e sub-bacias

Conforme descrito, considerando o interesse principal desse estudo na qualidade da água da barragem Santa Bárbara, optou-se pela delimitação e caracterização da área de drenagem afluente à mesma, ou seja, à montante da barragem. Desta forma, o exutório da Bacia Hidrográfica do Arroio Santa Bárbara a Montante – BHASB-M, aqui delimitada, foi posicionado no limite do barramento (taipa) próximo ao curso original do arroio Santa Bárbara (Coordenadas planas X UTM 370313,972m; Y UTM 6488556,118m). Durante a delimitação da bacia hidrográfica foram identificados cinco contribuintes principais ao reservatório a partir de sua rede de drenagem, sendo suas respectivas sub-bacias delimitadas e caracterizadas de forma semelhante à BHASB-M.

A BHASB-M e as sub-bacias de suas principais contribuições foram delimitadas utilizando o *software* livre QGIS (QGIS DEVELOPMENT, 2022) versão 3.16.16 *with* GRASS 7.8.5, a partir do Modelo Digital de Elevação da missão *Shuttle Radar*

Topography Mission (SRTM) com aproximadamente 30m de resolução espacial disponibilizado pela *United States Geological Survey* – USGS (USGS, 2022). Após aquisição do SRTM, o mesmo foi recortado para a camada de máscara do município de Pelotas (IBGE, 2019) e o recorte foi submetido às seguintes etapas de pré-processamento: (a) correção de valores negativos, utilizando a ferramenta de processamento *SAGA/Raster Calculus/Raster Calculator* com a fórmula “*ifelse(a<0,0,a)*”; (b) preenchimento de pixels sem dados com a função da barra de menu *Raster/Análise/Preencher sem dados*; e (c) preenchimento de depressões espúrias com a ferramenta de processamento *SAGA/Terrain Analysis – Hidrology/Fill sinks* (Wang and Liu). A camada resultante foi o MDE corrigido do município de Pelotas.

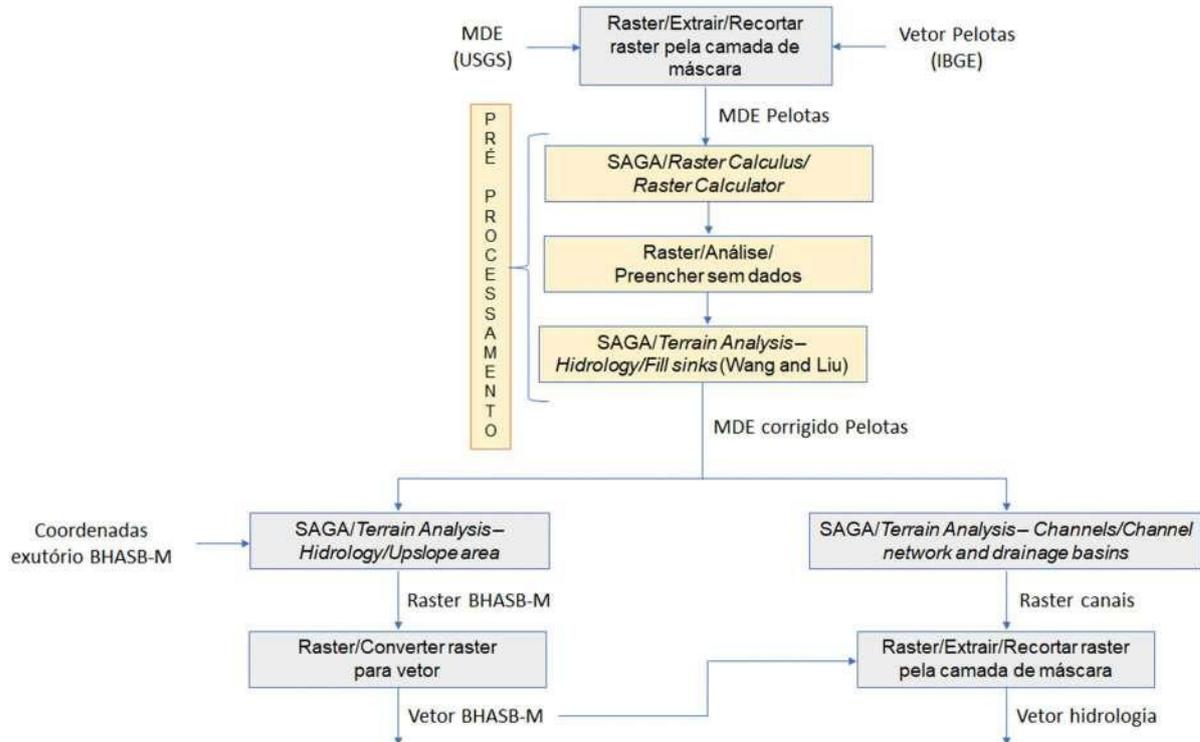
Para delimitação da BHASB-M e de suas sub-bacias foi utilizada a ferramenta de processamento *SAGA/Terrain Analysis – Hidrology/Upslope area* sobre o MDE corrigido de Pelotas, informando as coordenadas definidas para os respectivos exutórios. As camadas raster resultantes foram então convertidas em camadas vetoriais utilizando a função da barra de menu *Raster/Converter/Raster para vetor* (poligonizar).

Para gerar a rede de canais da área de estudo foi usada a ferramenta de processamento *SAGA/Terrain Analysis – Channels/Channel network and drainage basins* sobre o MDE corrigido de Pelotas com as condições padrão do algoritmo, ou seja, “Limite” = 5. A seguir, foram geradas as redes de canais da BHASB-M e de suas sub-bacias recortando a camada de canais de Pelotas a partir de suas respectivas camadas vetoriais. O procedimento para delimitação da BHASB-M e sub-bacias é mostrado na Figura 15.

Devido à variação sazonal do espelho d’água do reservatório da barragem Santa Bárbara, optou-se pela geração de sua camada representativa a partir do arquivo raster “*Occurrence*” do *dataset* para Água Superficial Global de 1984 a 2021 fornecido pelo *Joint Research Centre* (PEKEL *et al.*, 2016). Esse arquivo contém a frequência de ocorrência da água superficial considerando sua variabilidade intra e interanual. Após *download*, foi recortado um quadrante compreendendo o reservatório e selecionados somente os pixels com 80 a 100% de ocorrência de água com a ferramenta de processamento *SAGA/Raster Calculus/Raster Calculator* com a fórmula “*ifelse(80>a>101,1,0)*”. A seguir, a camada resultante foi vetorizada utilizando a

função da barra de menu Raster/Converter/Raster para vetor (poligonizar), gerando o reservatório da barragem Santa Bárbara.

Figura 15 – Procedimento para delimitação da BHASB-M e sub-bacias



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

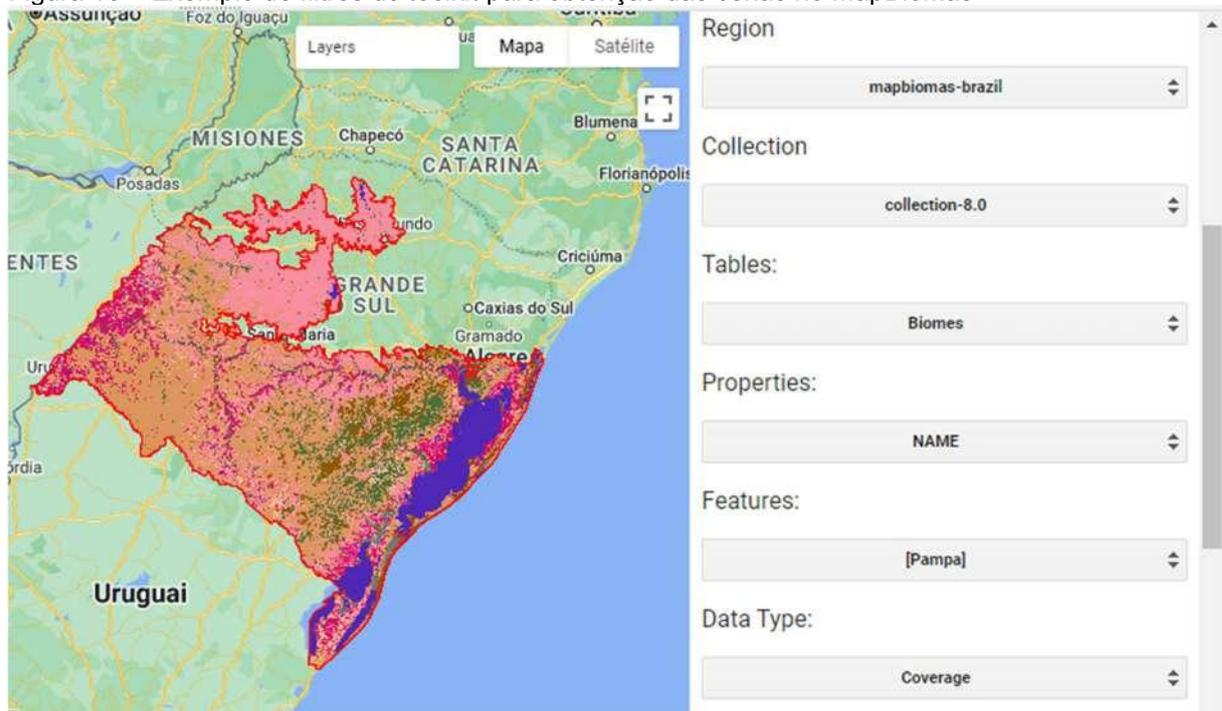
5.2 Uso e cobertura do solo de acordo com o Projeto MapBiomias

Para análise da evolução temporal do uso e cobertura do solo na BHASB-M, foi utilizado o *MapBiomias User Toolkit 1.19.0 – Land Use and Land Cover* da Plataforma MapBiomias para *Google Earth Engine (GEE)* (SIQUEIRA, 2021) na obtenção das cenas de interesse, posteriormente tratadas utilizando os recursos do *software* livre QGis para elaboração dos mapas.

Para obtenção dos arquivos no formato *raster*, foram usados os seguintes filtros: *Region: mapbiomas-brazil; Collection: collection8.0; Tables: biome; Properties: name_pt_br; Features: PAMPA; Data Type: Coverage; Buffer: none; Layers: "PAMPA 2000" e "PAMPA 2022"*, para seleção dos anos 2000 e 2022, respectivamente. Embora dados de uso e cobertura do solo sejam disponibilizados pelo MapBiomias

anualmente desde 1985, foi escolhido para análise um intervalo maior do que um ano para facilitar a detecção das alterações que possam ter ocorrido na área de estudo, pois essas mudanças são menos perceptíveis em períodos curtos (OBAID; ADAM; ALI, 2023). Os resultados obtidos foram cenas com resolução espacial de 30 metros e banda única, referentes ao mapeamento de uso e cobertura do solo no bioma Pampa exportadas para o Google Drive, geradas pelo algoritmo a partir da média das reflectâncias de todas as imagens sem nuvens do ano para cada pixel. A Figura 16 mostra a visão geral do bioma Pampa para o ano de 2022 e parte da interface para seleção dos filtros.

Figura 16 – Exemplo de filtros do *toolkit* para obtenção das cenas no MapBiomas

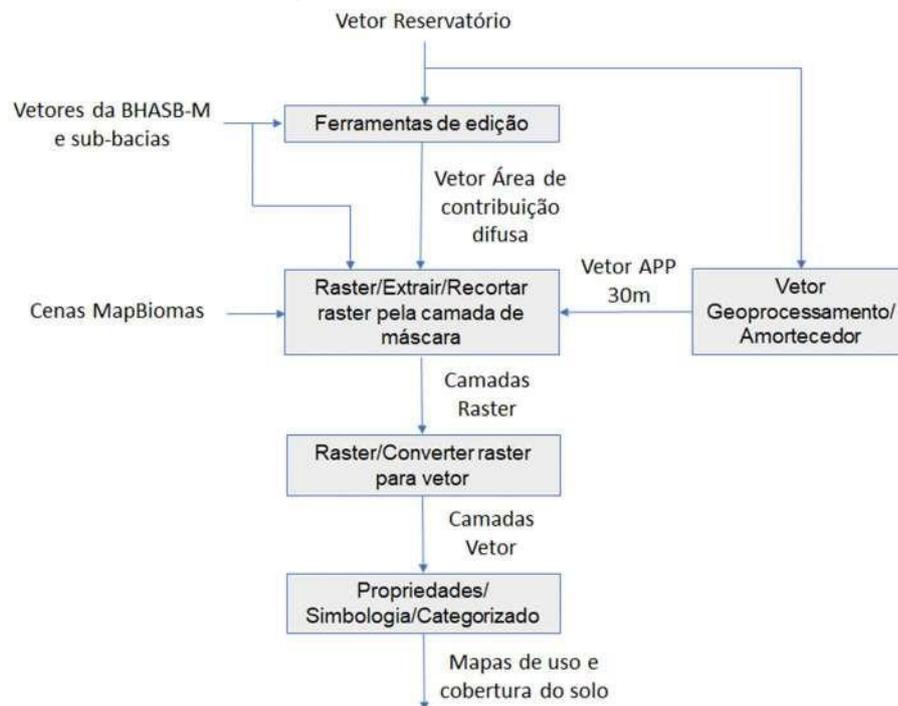


Fonte: Google Earth Engine (2024)

A seguir, utilizando o *software* livre QGis, foram extraídos os arquivos raster referentes às sub-bacias, Área de Preservação Permanente (APP) e Área de Contribuição Difusa utilizando suas respectivas camadas *shapefile* como máscara. As camadas *shapefile* das sub-bacias foram delimitadas como descrito anteriormente, a camada da APP foi gerada utilizando a ferramenta do menu Vetor Geoprocessamento/Amortecedor sobre a camada vetorial do reservatório para geração de um *buffer* de 30m e a camada da Área de Contribuição Difusa foi criada e

ajustada utilizando as ferramentas de edição. Destaca-se que a Lei Federal Nº 12.651/2012 (BRASIL, 2012), que dispõe sobre a vegetação nativa no país, orienta a adoção de faixa de preservação de 15 a 30m no entorno de reservatórios d'água artificiais decorrentes de barramento de cursos d'água naturais situados em zona urbana. Optou-se, neste trabalho, pela distância de 30m. As camadas raster geradas foram vetorizadas através da função da barra de menu Raster/Converter/Raster para vetor (poligonizar) e os vetores gerados tiveram sua simbologia ajustada para categorizado (aba propriedades), na qual foram identificadas as classes de uso e cobertura do solo conforme a legenda da Coleção 8 do Projeto MapBiomias. Esse procedimento está representado na Figura 17.

Figura 17 – Procedimento para obtenção dos mapas de uso e cobertura do solo



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

A comparação das classes obtidas com imagens do complemento *Quick Map Services/Google/Google Satellite* do software QGis para os respectivos locais revelou que algumas classes não correspondiam à realidade. Para confirmar se as classes foram identificadas corretamente pelo Projeto MapBiomias, foram selecionadas imagens dos respectivos locais para os anos de 2000 e 2022 no *Google Earth Pro*

(GOOGLE EARTH, 2009) para comparação visual. As áreas que não foram identificadas corretamente, foram então reclassificadas de acordo com sua aparência utilizando as ferramentas do *software* QGIS. Finalmente, as áreas foram extraídas para cada classe utilizando a ferramenta Vetor/Analisar/Campo para estatística básica do menu principal do *software* QGIS.

Uma forma de comparar a evolução de cada classe de uso e cobertura do solo ao longo do tempo é através do cálculo da Taxa de variação global (TG) (MAHAMBA *et al.*, 2022), mostrada na Equação 5:

$$TG = \frac{S_2 - S_1}{S_1} \times 100 \quad (5)$$

Sendo: S_1 a área da classe na data 1, em km^2 ;

S_2 a área da classe na data 2, em km^2 .

Valores de TG próximos a zero indicam que a área da classe permaneceu relativamente estável no período avaliado, valores positivos indicam aumento na área da classe e valores negativos indicam diminuição da área.

5.3 Identificação dos empreendimentos com exigências ambientais legais presentes na BHASB-M

Para complementar a caracterização da área de drenagem e averiguar a possibilidade da existência de fontes de poluição não identificadas pelas demais abordagens, as bases governamentais relacionadas à regulamentação e preservação do meio ambiente, tais como ANA, SEMA, FEPAM, SIOUT, IEDE, etc, foram pesquisadas em busca de cadastros de empreendimentos e de informações geoespaciais disponíveis na região de estudo.

É atribuição do Departamento de Recursos Hídricos – DRH, vinculado à FEPAM (LEGIS, 2023), a elaboração de relatório anual sobre a situação dos recursos hídricos no estado, sendo a versão apresentada em 2021 sua atualização mais completa. Nela está disponível o arquivo Shapes_RARH_2021 (SEMA, 2023a), que

possui 71 camadas no formato *shapefile* contendo diversas informações coletadas em sistemas como o SIOUT RS, concessionárias de abastecimento, FEPAM, IBGE, etc. Elas foram comparadas com os *shapefiles* da BHASB-M e suas sub-bacias utilizando o *software* QGIS a fim de determinar as atividades cadastradas pelo SEMA presentes na área de estudo. Dentre elas, foram consideradas pertinentes aos objetivos desse estudo as camadas referentes à Demanda hídrica subterrânea, Processos minerários ativos e Indústrias. Na sequência, as licenças ambientais desses empreendimentos foram pesquisadas junto à FEPAM (FEPAM, 2023), obtendo-se as coordenadas de lançamento dos efluentes líquidos industriais tratados, tendo sido identificadas 5 indústrias com autorização para lançamento na rede pública de esgoto, das quais apenas 3 possuem coordenadas geográficas cadastradas nas respectivas licenças.

5.4 Dados limnológicos do SANEP

Os dados limnológicos disponibilizados pelo SANEP possuem frequência de obtenção variável, dependendo do local de coleta e do parâmetro em estudo. Os parâmetros DBO_{5,20}, Fósforo Total (PT), Nitrogênio Amoniacal Total (NAT), Oxigênio Dissolvido (OD), pH e Turbidez são coletados mensalmente próximo à captação do reservatório (BSB) e nos tributários. As medições de Nível do reservatório e Precipitação acumulada são executadas diariamente (somente na BSB) e foram transformadas em médias mensais. A concentração de Clorofila-a e a identificação e contagem de fitoplâncton, executadas somente na BSB, podem ter frequência variando desde coletas semanais até ausência de coletas em meses sequenciais ou intercalados. Esses parâmetros foram utilizados de forma pontual quando formados por uma única medição ou transformados em médias mensais. A Tabela 4 mostra os parâmetros utilizados e o período de aquisição de dados para cada análise realizada.

Tabela 4 – Parâmetro e período de aquisição de dados conforme o tipo de análise executada

Local	Período	Parâmetros e tipo de análise
BSB e tributários	2016 - 2022	OD, pH e Turbidez: Métricas descritivas e Box-plot; NAT e DBO _{5,20} : Métricas descritivas, Box-plot e evolução das médias anuais ao longo do tempo; PT: Métricas descritivas, Box-plot, evolução das médias anuais ao longo do tempo e determinação do preditor mais importante em seu aporte à BSB.
	2010 - 2022	Clorofila-a: Série histórica de Clorofila-a e métricas descritivas.
BSB	2016 - 2022	Nível, Precipitação e Fitoplâncton: Discussão da série de Clorofila-a; Clorofila-a e NDCI: Séries temporais de Clorofila-a e NDCI.
	2016-2024	Clorofila-a e NDCI: Elaboração da equação preditiva.

Legenda: BSB – Reservatório da barragem Santa Bárbara próximo a captação; OD – Oxigênio Dissolvido; NAT – Nitrogênio Amoniacal Total; PT - Fósforo Total; Nível – Nível do reservatório (m); Precipitação – Precipitação acumulada (mm); Fitoplâncton – Identificação e contagem do fitoplâncton (Cianobactérias e *Ceratium furcoides*); NDCI – Índice de diferença normalizada de clorofila-a (obtido com o aplicativo AlgaeMAp).

Para caracterização da qualidade da água do reservatório foram aplicadas aos dados da BSB e tributários estatística descritiva, gráficos Box-plot e cálculo da porcentagem de casos fora do padrão CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) e observada a evolução das médias anuais de cada parâmetro ao longo do tempo, considerando as variáveis Fósforo Total (PT), Nitrogênio Amoniacal Total (NAT) e DBO_{5,20} como representativas do aporte de nutrientes e de carga orgânica, respectivamente, às águas do reservatório.

Para identificação do preditor com maior influência entre os tributários sobre a concentração de PT no reservatório foi utilizado *Machine Learning* através da análise de regressão com o método *Random Forest* no *software R*, pacote *Caret*, métrica *importance*.

Para análise histórica exploratória da concentração de Clorofila-a, dados desse parâmetro foram tabulados para os anos de 2010 a 2022 através de médias mensais e calculadas a média, o desvio padrão e a porcentagem de casos fora do VMP CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005). Os diferentes gêneros de fitoplâncton tem maior facilidade para se desenvolverem em ambientes com intensidade luminosa e transparência da coluna d'água favoráveis à fotossíntese (BRASIL, 2014), condições que ocorrem com maior frequência no período de verão para a área em estudo. Desta

forma, as campanhas de monitoramento de Clorofila-a são intensificadas pelo SANEP nesse período, ocorrendo semanalmente ou quinzenalmente, enquanto nas outras estações do ano as coletas podem ter frequência mensal ou mesmo não serem realizadas em determinados meses. Sendo assim, optou-se pela tabulação das médias mensais dos dados e substituição dos dados faltantes, equivalentes a 17,86% do total, pela respectiva média anual e redefinição da série para o período de 2016 a 2022 para observar os resultados mediante dados complementares (Identificação e contagem de fitoplâncton, Nível do reservatório, Precipitação acumulada e Normais Climatológicas de 1991 a 2020), disponíveis nesse intervalo temporal.

Paralelamente ao monitoramento de Clorofila-a, especialmente quando próximo ao Valor Máximo Permitido (VMP) preconizado pela legislação (BRASIL, 2021), são coletadas amostras para identificação, contagem e taxonomia do fitoplâncton. Nesse estudo, foram considerados para análise os registros de cianobactérias em geral e de *Ceratium furcoides*.

A medição do Nível do reservatório é realizada diariamente através de régua limimétrica, considerando-se o extravasamento do vertedouro como nível zero (valor máximo) e os valores de nível abaixo do nível zero são registrados como valores negativos. A precipitação diária é registrada através de um pluviômetro tipo cunha instalado na ETA Santa Bárbara.

Para avaliar a capacidade de detecção de Clorofila-a do NDCI na presença de florações de *Ceratium furcoides*, após aquisição dos dados de sensoriamento remoto de NDCI próximo à captação da ETA utilizando o aplicativo AlgaeMAp, foram elaboradas as séries temporais de ambos os parâmetros. Verificada a similaridade temporal, os dados foram submetidos à Decomposição de Séries temporais pelo método clássico aditivo para observação de sua componente de tendência.

Para elaboração da equação preditiva de Clorofila-a a partir do NDCI, os dados de ambas as variáveis no período de 2016 a 2024 foram pareados temporalmente com até 3 dias de diferença entre a coleta *in situ* e a passagem do satélite e submetidos a diferentes métodos de regressão, cujos resultados foram comparados a partir do Coeficiente de determinação (R^2) e métricas de erro.

Todos os parâmetros disponibilizados pelo SANEP foram coletados e analisados (quando aplicável) pela Divisão de Laboratório (DLA) do SANEP conforme APHA (2005), BRANCO (1978) para identificação e contagem do fitoplâncton e

BICUDO; MENEZES (2017), SANT'ANNA (2006) e FRANCESCHINI *et al.* (2010) para taxonomia do fitoplâncton.

5.5 Dados de NDCI do aplicativo AlgaeMAP

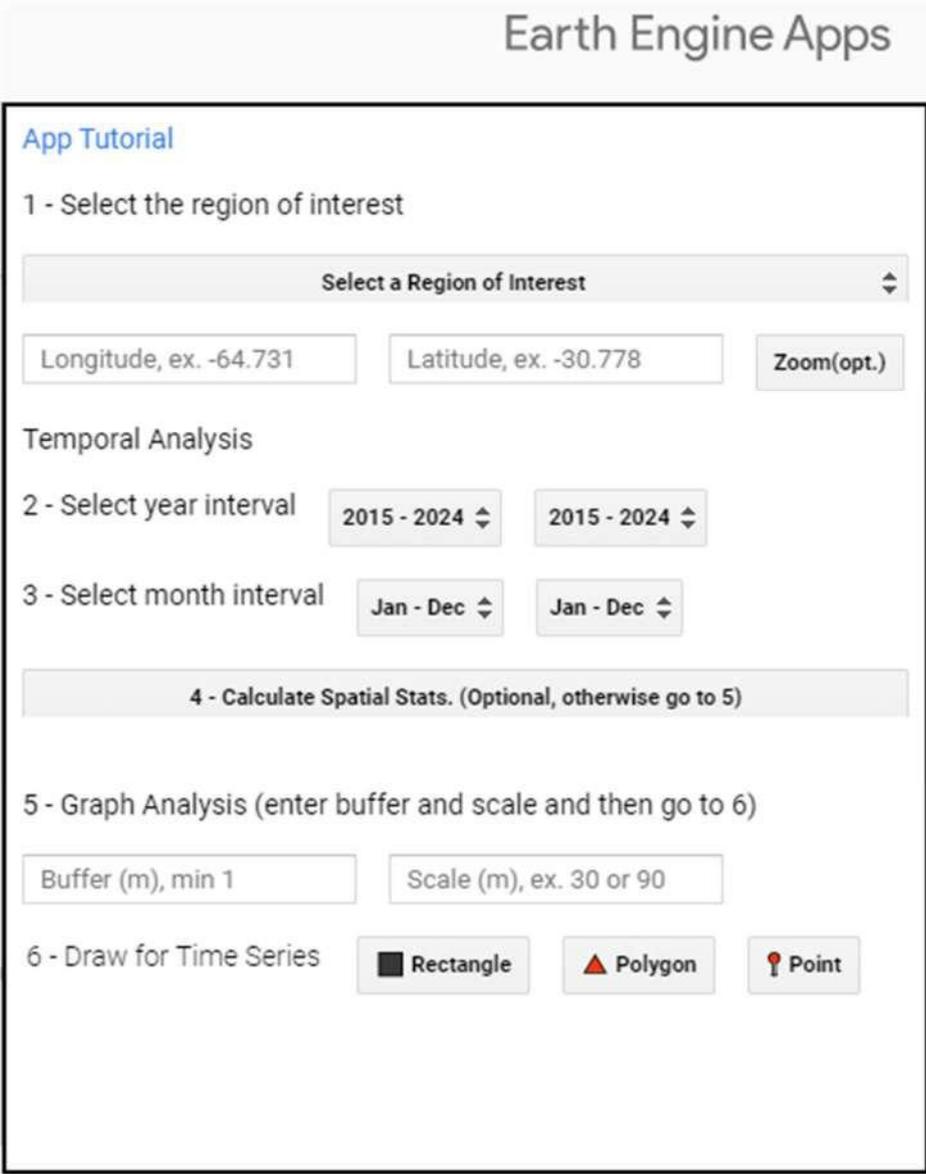
Para obtenção dos dados de NDCI que foram utilizados na análise temporal da concentração de Clorofila-a do reservatório, foi utilizado o aplicativo *Algae Bloom Monitoring Application* – AlgaeMAP (LOBO *et al.*, 2021), primeira plataforma online construída dentro da plataforma GEE que oferece alta resolução espacial dos parâmetros de qualidade da água. Utilizando imagens Sentinel-2 da *European Space Agency* – ESA – corrigidas para efeitos atmosféricos e de reflexo solar os autores geraram uma coleção de imagens do Índice de Clorofila de Diferença Normalizada – NDCI (MISHRA; MISHRA, 2012). Na sequência, Lobo *et al.* (2021) utilizaram o NDCI gerado para estimar concentração de Clorofila-a, com base em um modelo de ajuste não linear, e o Índice de Estado Trófico (IET), com base em uma classificação do modelo de decisão em árvore em cinco classes, cujo critério para considerar floração algal foi concentração de Clorofila-a acima de $30,55 \mu\text{g.L}^{-1}$, correspondendo às classes supereutrófico e hipereutrófico (LOBO *et al.*, 2021).

Os produtos disponibilizados pelo aplicativo podem ser adquiridos na forma de séries históricas espaço-temporais de NDCI, Clorofila-a ou IET (Índice de estado trófico) mensalmente desde 2015 (dependendo da área de cobertura do satélite) e na forma de gráficos ou planilhas, para recursos hídricos naturais ou artificiais presentes no Brasil, Uruguai, Argentina e Peru. É possível, ainda, selecionar uma data específica de passagem do satélite e consultar as estatísticas espaciais dos parâmetros citados para diferentes coordenadas, bem como verificar a ocorrência ou não de floração algal, ambas com resolução espacial de 30 ou 90m (LOBO *et al.*, 2021).

Por ser um índice espectral, o NDCI é calculado basicamente em função das características de absorção e reflexão da luz em diferentes comprimentos de onda (MISHRA; MISHRA, 2012), ou seja, não depende de dados coletados *in situ*. A concentração de Clorofila-a, por sua vez, é modelada a partir do NDCI considerando dados de verdade terrestre, sejam eles espectrais ou analíticos. Sendo assim, a concentração de Clorofila-a fornecida pelo AlgaeMAP foi obtida por Lobo *et al.* (2021)

utilizando o NDCI associado a um *dataset* de verdade terrestre específico para a área de estudo dos autores. Portanto, como o intuito desse estudo é obter uma equação para estimar a concentração de Clorofila-a específica para as características da BSB, optou-se pelo uso do NDCI, ao invés de utilizar diretamente as concentrações de Clorofila-a fornecidas pelo AlgaeMAP. A Figura 18 ilustra o principal painel do aplicativo para interação com o usuário.

Figura 18 – Painel principal da interface do aplicativo *AlgaeMAP*



Earth Engine Apps

App Tutorial

1 - Select the region of interest

Select a Region of Interest

Longitude, ex. -64.731 Latitude, ex. -30.778 Zoom(opt.)

Temporal Analysis

2 - Select year interval 2015 - 2024 2015 - 2024

3 - Select month interval Jan - Dec Jan - Dec

4 - Calculate Spatial Stats. (Optional, otherwise go to 5)

5 - Graph Analysis (enter buffer and scale and then go to 6)

Buffer (m), min 1 Scale (m), ex. 30 or 90

6 - Draw for Time Series Rectangle Polygon Point

Fonte: LOBO *et al.* (2021)

Para a obtenção da série histórica do NDCI, foi selecionada como região de interesse a localidade “BR/RS/Reservatório Santa Bárbara” no campo número 1 da interface do programa. A seguir, foram informadas as coordenadas em graus decimais -52,36908; -31,72584, localizadas próximo à captação do reservatório para adução à ETA Santa Bárbara. A escolha de coordenadas relativamente afastadas das margens e dentro do espelho d'água perene do reservatório, cujo perímetro varia conforme as condições climáticas, objetiva evitar efeitos de borda e assegurar a pureza espectral dos dados. A ocorrência permanente de água no local selecionado foi verificada utilizando o *dataset* para Água Superficial Global de 1984 a 2021 fornecido em acesso aberto pelo *Joint Research Centre* do Programa Copernicus (ESA), gerado de acordo com a metodologia proposta por Pekel *et al.* (2016) (EC JRC/Google, 2023).

Nos campos 2 e 3 do aplicativo foi selecionado o período de interesse: janeiro de 2016 a julho de 2024. No campo número 5, foi configurado um *buffer* de 1m e escala de 30m e no campo 6, após seleção da geometria ponto, foi solicitada a geração do gráfico de NDCI médio, disponível para *download* nos formatos CSV, SVG e PNG. Destaca-se que os produtos fornecidos são os valores do parâmetro de interesse no período selecionado para cada dia de passagem do satélite no qual foi possível a aquisição e tratamento da imagem pelo aplicativo.

As datas de passagem do satélite contendo valores de NDCI foram então comparadas às datas de coleta de amostras de Clorofila-a *in situ* pelo SANEP, selecionando-se os pares com diferença de até ± 3 dias. Após, as imagens RGB do aplicativo para as datas de interesse foram observadas individualmente para verificar se havia presença de nuvens, sendo excluídos os casos com nuvens.

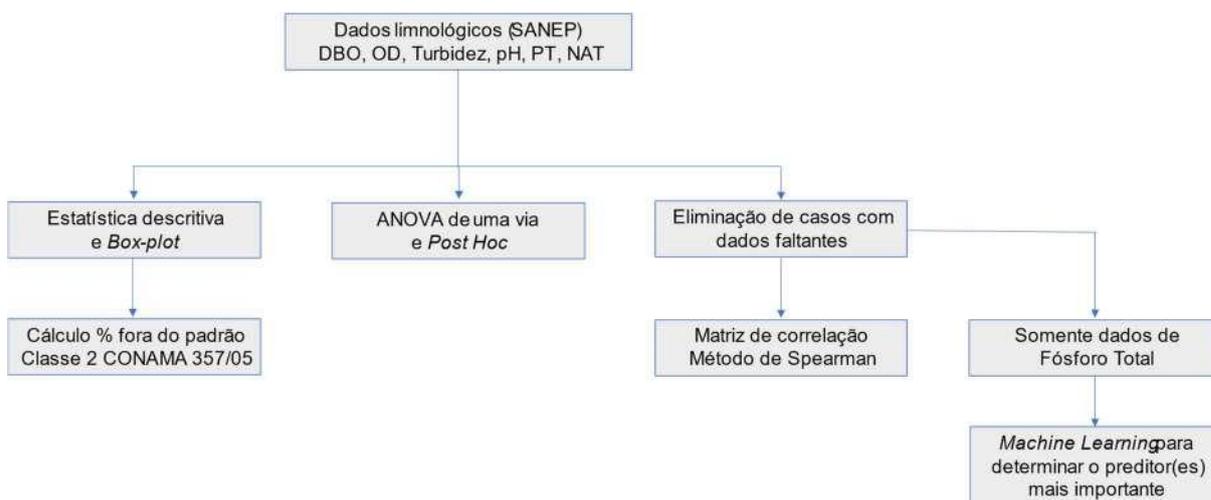
Optou-se pela utilização do NDCI fornecido pelo AlgaeMAp, pois além do tratamento aprimorado para correção atmosférica e de reflexão solar desenvolvido por seus autores, o aplicativo possui acesso aberto e relativa facilidade de utilização, dado que a intenção é que os técnicos do SANEP possam consultar o NDCI para as coordenadas e data de interesse diretamente no aplicativo e estimar a concentração de Clorofila-a através da equação de ajuste gerada e validada nesse estudo conforme as características da barragem Santa Bárbara.

5.6 Análise estatística

5.6.1 Panorama da qualidade da água na BSB

Para subsidiar as etapas metodológicas da abordagem quantitativa da determinação do panorama de eutrofização da BSB os dados limnológicos do SANEP foram submetidos à análise estatística conforme mostrado na Figura 19.

Figura 19 – Procedimento para análise estatística dos dados limnológicos



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Para os dados da captação da BSB e dos tributários EPA, PC, SgB e ST no período de 2016 a 2022, foram calculados os valores da média, desvio padrão, máximo, mínimo, e porcentagem de amostras fora do padrão conforme a Classe 2 da Resolução CONAMA 357/2005, bem como elaborados gráficos *box-plot*, utilizando Excel.

Para avaliar a diferença estatisticamente significativa entre grupos, optou-se pelo uso da ANOVA de uma via e para elaborar as matrizes de correlação foi utilizado o método de Spearman, ambos calculados com o *software* JAMOVI (JAMOVI, 2022).

Para verificar qual(is) o(s) tributário(s) com maior influência no aporte de Fósforo Total para a BSB optou-se pela aplicação de *Machine Learning*. O treinamento/validação foi realizado com as funções *trainControl* e *train* do pacote

Caret do *software* RStudio (R CORE TEAM, 2021), utilizando, respectivamente, o método de validação cruzada k-fold ($k = 10$) e o método *Random Forest* (Floresta Aleatória) com 500 árvores (padrão). Esse algoritmo possui uma métrica chamada “*importance*” que indica a importância relativa entre os preditores, objetivo de usar essa metodologia para determinar o grau de importância de cada preditor.

5.6.2 Determinação de uma equação para estimar a concentração de Clorofila-a

A primeira etapa na determinação de uma equação para estimar a concentração de Clorofila-a a partir do NDCI foi verificar a capacidade de detecção de Clorofila-a pelo NDCI no reservatório da BSB, pois registros sobre a influência de florações de *Ceratium furcoides* sobre esse índice não foram encontrados na literatura. Isso foi realizado através da comparação do comportamento temporal das séries históricas de Clorofila-a e NDCI, através da decomposição de cada série temporal no ambiente *Google Colab* utilizando a linguagem *Python* versão 3.10 e a função *seasonal_decompose* da biblioteca *statsmodel*.

Embora a previsão de valores futuros seja uma das principais aplicações na análise de séries temporais, esse não foi o enfoque desse estudo, no qual apenas a decomposição de séries temporais pelo método clássico foi utilizada para verificar a presença ou ausência de similaridade temporal entre as séries de Clorofila-a do monitoramento *in situ* e de NDCI do sensoriamento remoto.

Comprovada a similaridade temporal, os valores dessas variáveis foram pareados no tempo para o período de janeiro de 2016 a julho de 2024, com diferença de até ± 3 dias entre a coleta *in situ* e a passagem do satélite.

Na sequência, os pares de dados foram submetidos a regressão linear simples, regressão não linear polinomial de 2ª ordem e regressão não linear de potência, utilizando o *software OriginPro Trial Version* (ORIGINPRO, 2024), para geração de diferentes equações de ajuste para estimar a Clorofila-a a partir do NDCI.

As equações geradas para cada método foram, então, aplicadas à base de dados original para a geração dos valores previstos e subsequente cálculo do coeficiente de determinação e das métricas de erro para cada método: RMSE, MAE e MAPE.

Buscando melhorar a precisão dos resultados, optou-se pela aplicação de *Machine Learning* utilizando alguns dos métodos disponíveis no pacote *caret* do *software* RStudio, dos quais foi selecionado o método *Random Forest*. Através das funções *trainControl* e *train* do pacote *Caret*, utilizando o método de validação cruzada *k-fold* ($k = 10$), o hiperparâmetro $mtry = 2$ e a função *predict* do pacote *Stats* para geração dos valores previstos de Clorofila-a, foram testados: a separação ou não das bases em treinamento/validação e teste (função *sample.split* do pacote *caTools* com 80% das observações para treinamento/validação e 20% para teste), e o número de árvores que retorna o menor valor para a Raiz quadrada do erro médio (RMSE) em comparação à utilização do valor padrão de 500 árvores. Os valores preditos para as diferentes configurações foram, então, inseridos no *software* Origin para obtenção das equações de ajuste para os três métodos de regressão analisados, cujas formulações foram utilizadas para a obtenção do R^2 e das métricas de erro.

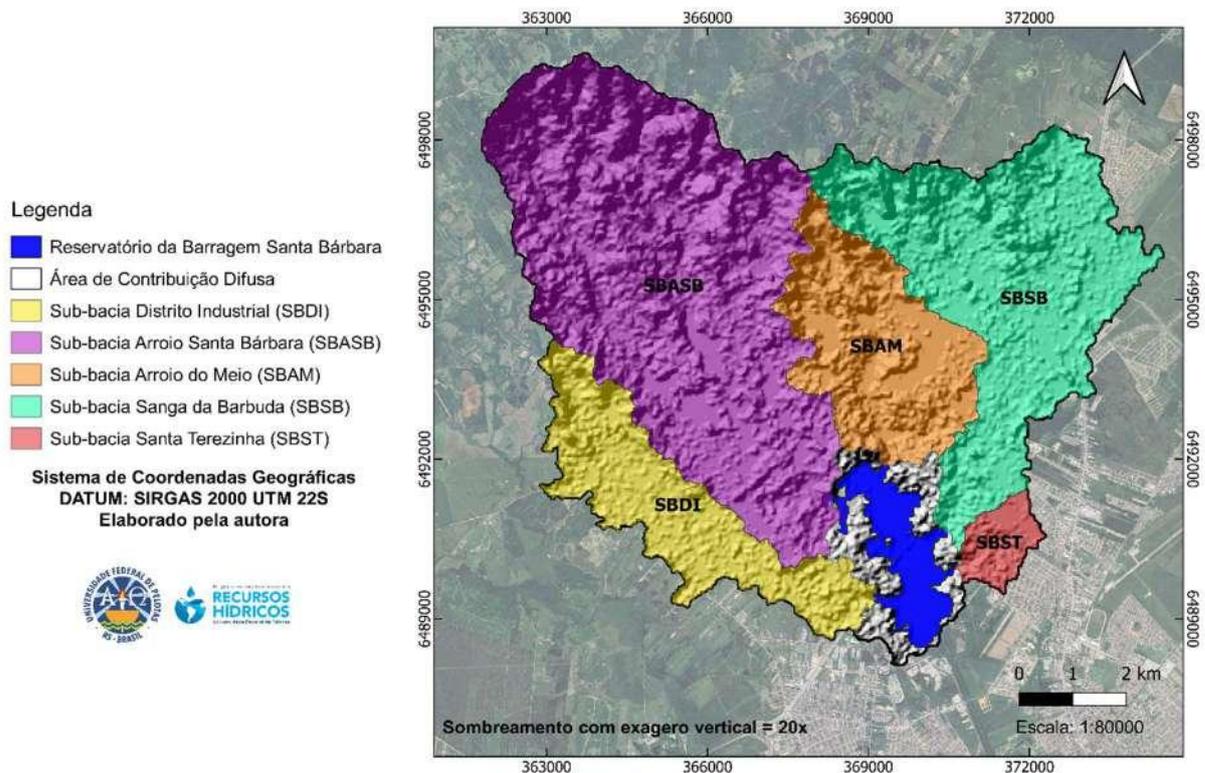
Dentre os resultados aplicando métodos de regressão diretamente aos dados originais ou aplicando previamente *Machine Learning*, a equação que apresentou o maior coeficiente de determinação e os menores erros foi selecionada como mais adequada para estimar a concentração de Clorofila-a a partir do NDCI.

6 Resultados e discussões

6.1 Delimitação da BHASB-M e sub-bacias

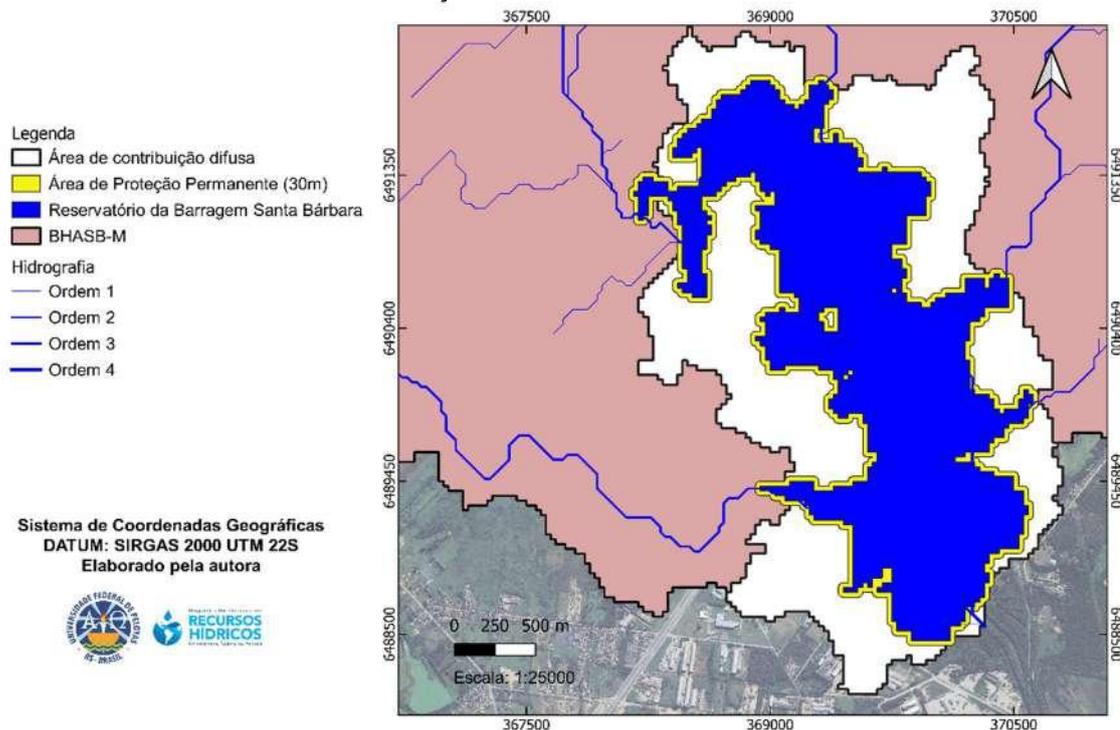
A Figura 20 mostra as sub-bacias delimitadas na área de estudo. É possível observar a presença de uma área de contribuição difusa no entorno do reservatório, cuja drenagem escoar diretamente para ele. A Figura 21 apresenta essa região em detalhe, bem como a APP de 30m no entorno do reservatório, medida recomendada para reservatórios artificiais em zona urbana.

Figura 20 – Sub-bacias dos afluentes da Barragem Santa Bárbara



Fonte: EC JRC/Google

Figura 21 – Detalhe da Área de contribuição difusa e da APP de 30m ao redor do reservatório da BSB



Fonte: EC JRC/Google

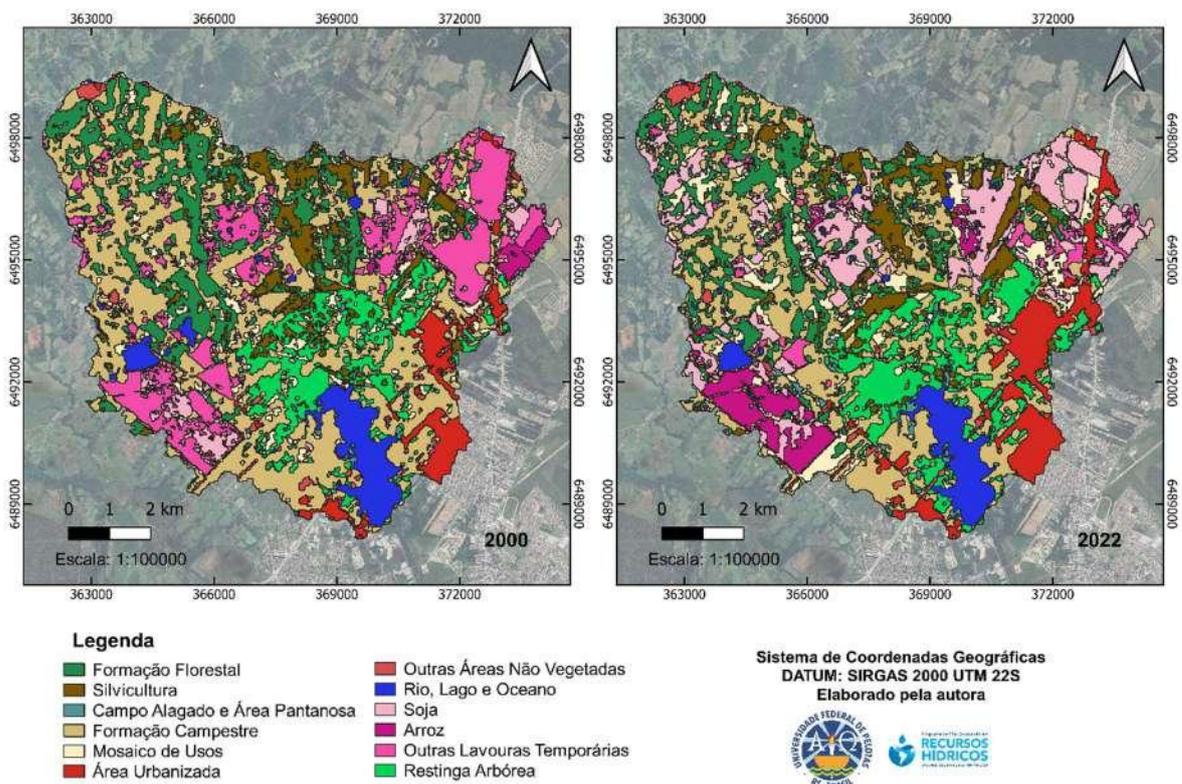
Avaliando a área superficial de cada sub-bacia em relação à BHASB-M, constatou-se que a SBASB é a sub-bacia mais extensa, ocupando 40,82% (35,73Km²) da área total da BHASB-M (87,54Km²). Na sequência, encontra-se a SBSB com 24,25% (21,22Km²), a SBAM com 12,96% (11,37Km²), a SBDI com 12,03% (10,56Km²) e a SBST com 2,04% (1,80Km²). Os 7,90% restantes são ocupados pelo reservatório da BSB e pelas drenagens que desembocam diretamente no mesmo, denominada Área de Contribuição Difusa (Figuras 20 e 21).

6.2 Uso e cobertura do solo da BHASB-M e sub-bacias

A Figura 22 mostra os mapas de uso e cobertura do solo para os anos 2000 e 2022. Para verificar se a identificação das classes estava correta foram selecionadas imagens do *Google Earth Pro* de 28 de março de 2022, para comparação com a classificação para o ano de 2022, e de 23 de setembro de 2002 para comparação com a classificação para o ano de 2000. Considerando a proximidade dos anos de 2000 e

2002, entre os quais não há alterações significativas nas imagens, optou-se pelas imagens de 2002 pela sua melhor nitidez. Essas imagens são relativas as coordenadas representativas das diferentes classes, definidas arbitrariamente a partir dos polígonos gerados pelo Projeto MapBiomias para os dois anos em análise. Os resultados são mostrados nos Apêndices A a J, os quais contém para cada uma das 20 amostras selecionadas um identificador (ID), suas coordenadas (GMS), a classe e exemplo de polígono identificado na análise de 2022 pelo projeto MapBiomias e as imagens correspondentes classificadas para os anos de 2002 e 2022 através do *Google Earth Pro*.

Figura 22 – Mapas de uso e cobertura do solo para os anos 2000 e 2022



Fonte: Elaborado pela autora (2023)

A observação dos Apêndices A a J revela que os polígonos classificados como Formação Florestal, Silvicultura, Formação Campestre, Soja, Outras Lavouras Temporárias, Outras Áreas Não Vegetadas, Área Urbanizada, Rio, Lago e Oceano, Mosaico de Usos e Campo Alagado e Área Pantanosa corresponderam de forma

satisfatória ao uso e cobertura observados nas imagens de satélite para os anos analisados. Além disso, na maioria dos polígonos observados, a classe Mosaico de Usos ocorre próxima às classes associadas à Agricultura, principalmente nos seus limites com outras classes. Também ocorre próximo às Formações Florestal e Campestre, Silvicultura e Restinga Arbórea, consistindo como sugere seu nome, em uma mistura de diferentes feições.

Os polígonos classificados como Restinga Arbórea, entretanto, correspondem a Silvicultura, considerando as imagens de satélite (Apêndice J). Sabendo que a vegetação de restinga é característica de regiões litorâneas, essa confusão espectral pode ter ocorrido porque Pelotas faz parte dos municípios costeiros do Brasil (CIRM, 1997), sendo aplicável a ele essa classe de uso e ocupação do solo.

A classe Arroz, cuja área mais expressiva foi identificada na SBDI (coordenadas GMS 52°25'22.11"O; 31°42'26.35"S), está representada na Figura 23 pelos polígonos de cor rosa, correspondendo às imagens de satélite. A consulta aos metadados do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos – SNIRH (SNIRH, 2024) indica como cultura de arroz para a área de estudo a região delimitada pelos polígonos de cor laranja, confirmando a classificação do Projeto MapBiomias apenas para uma parte da área. Uma pequena porção da SBSB também foi classificada como Arroz nesse estudo, porém, não se encontra na base de dados do SNIRH (Apêndice I, ID 18).

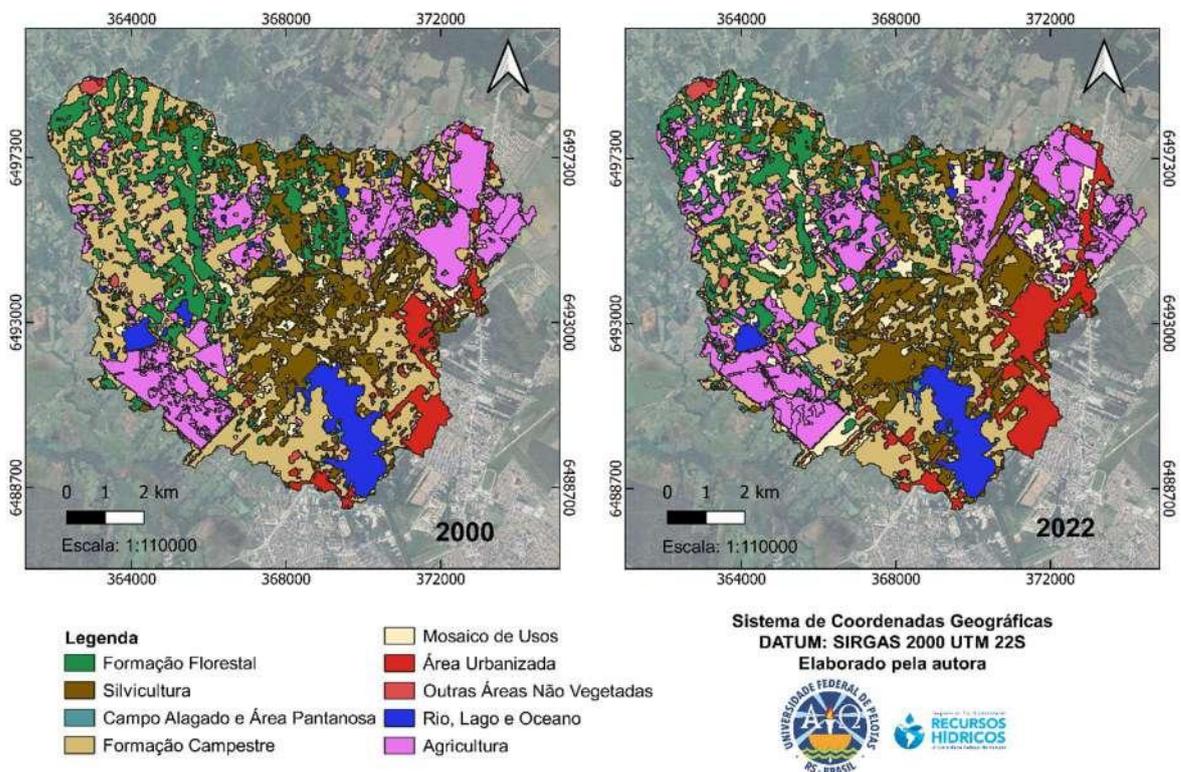
Figura 23 – Área identificada como cultura de arroz pelo MapBiomias nesse estudo (polígonos de cor rosa) e registrada no SNIRH (polígonos de cor laranja) em imagens do ano de 2022



Fonte: Elaborado pela autora (2023)

De posse dessas informações, optou-se pela reclassificação da classe Restinga Arbórea como Silvicultura e da união das classes Soja, Arroz e Outras Lavouras Temporárias em sua classificação de nível 2, denominada Agricultura, para os dois anos analisados. Sendo assim, a área de estudo passou a conter as seguintes classes: Formação Florestal, Silvicultura, Campo Alagado e Área Pantanosa, Formação Campestre, Agricultura, Mosaico de Usos, Área Urbanizada, Outras Áreas Não Vegetadas e Rio, Lago e Oceano (Figura 24).

Figura 24 – Reclassificação do Uso e Cobertura do Solo para os anos de 2000 e 2022



Fonte: Elaborado pela autora (2023)

A Tabela 5 apresenta as áreas em km² a partir dos mapas mostrados na Figura 24, as porcentagens relativas para cada tipo de uso e cobertura do solo e a porcentagem de aumento ou diminuição da área de cada classe no período analisado (Taxa de Variação Global, TG, %) para a BHASB-M.

Tabela 5 – Áreas conforme o tipo de uso e cobertura do solo na BHASB-M para os anos de 2000 e 2022

Tipo de uso e cobertura do solo	2000		2022		Taxa de Variação Global, TG (%)
	(Área em Km ²)	% em relação à área total	(Área em Km ²)	% em relação à área total	
Formação Florestal	12,42	14,13	11,48	13,08	-7,52
Silvicultura	12,73	14,49	14,25	16,22	11,91
Campo Alagado e Área Pantanosa	0,59	0,68	1,09	1,24	83,33
Formação Campestre	31,93	36,34	23,68	26,97	-25,83
Mosaico de Usos	5,23	5,96	8,15	9,28	55,74
Área Urbanizada	3,32	3,78	5,97	6,80	80,01
Outras Áreas Não Vegetadas	1,58	1,80	1,33	1,52	-15,65
Rio, Lago e Oceano	4,18	4,75	3,75	4,27	-10,20
Agricultura	15,89	18,08	18,12	20,63	14,04
Total	87,86	100,00	87,82	100,00	

Fonte: MAPBIOMAS (2023)

Conforme a TG (Tabela 5), apresentaram aumento de área, em ordem decrescente, as classes: Campo alagado e área pantanosa (83,33%), Área urbanizada (80,01%), Mosaico de Usos (55,74%), Agricultura (14,04%) e Silvicultura (11,91%); e redução de área as classes: Formação campestre (-25,83%), Outras áreas não vegetadas (-15,65%), Rio, lago e oceano (-10,20%) e Formação florestal (-7,52%). Embora com redução no período avaliado, Formação Campestre continua sendo a classe predominante na BHASB-M, abrangendo 26,97% de sua área total em 2022. Cabe destaque o aumento da Área Urbanizada em 80,01%. De acordo com Khan; Mohammad (2014) áreas naturais como florestas e zonas úmidas são fundamentais para a ciclagem de nutrientes, e quando há redução nessas áreas, os nutrientes são perdidos para os sistemas aquáticos em maior escala, favorecendo o processo de eutrofização dos recursos hídricos. Observando os resultados mostrados na Tabela 5, mesmo com o maior aumento tendo ocorrido para a classe Campo alagado e área pantanosa, as demais classes que aumentaram estão associadas não só a maior impermeabilização do solo, como também ao maior aporte de nutrientes, como as classes Área Urbanizada e Agricultura, com provável contribuição de esgoto doméstico e defensivos agrícolas, respectivamente. Além disso, houve redução na

classe Formação Florestal, igualmente importante na prevenção do transporte de sedimentos através de escoamento superficial.

As classes Formação Florestal, Campo Alagado e Área Pantanosa e Formação Campestre juntas ocupavam 51,15% da BHASB-M em 2000, correspondendo a uma área de 44,94km². Em 2022 essa área foi reduzida para 36,25km², passando a ocupar 41,28% da bacia. Desconsiderando as classes citadas e a classe Rio, Lago e Oceano que sofreu uma redução menor do que 0,5km², as demais classes juntas ocupavam 38,74km² (44,10%) em 2000, passando para 47,81km² (54,45%) em 2022. Ao considerar as primeiras como formações naturais e as últimas como formações não naturais, podemos dizer que esses resultados evidenciam um aumento da influência de ações antrópicas na BHASB-M, mesmo com a situação relativamente confortável de permanência de mais de 40% de sua área coberta por formações naturais.

Disconzi *et al.* (2016) ao compararem o uso e ocupação do solo da BHASB aplicando classificação supervisionada em imagens únicas dos anos de 1999, 2010 (Landsat 5) e 2016 (Landsat 8) concluíram que entre 1999 e 2016 houve aumento nas classes pedreira, urbano, cultivado e campo e diminuição nas classes reservatórios e mata. Os autores atribuíram o aumento na classe urbano ao desenvolvimento natural da região, e o aumento nas classes cultivado e campo e diminuição na classe mata ao retorno do produtor rural e desmatamento do eucalipto reflorestado. Quanto à diminuição na classe reservatórios, os autores acreditam que esteja associada com a data de aquisição das imagens de satélite utilizadas, sendo a do ano de 1999 do mês de agosto (período úmido) e a do ano de 2016 do mês de fevereiro (período seco). Cabe salientar que a análise de Disconzi *et al.* (2016) se refere à BHASB, cujo exutório se localiza no Canal São Gonçalo, e não somente à BHASB-M, cujo exutório se localiza próximo ao barramento que formou o reservatório Santa Bárbara. De qualquer forma, o aumento das classes pedreira, urbano, cultivado e campo, que podem ser consideradas de influência antrópica, concorda com as conclusões desse estudo citadas no parágrafo anterior.

A Tabela 6 mostra o quanto cada classe de uso e cobertura do solo ocupa (áreas em %) nas sub-bacias da BHASB-M nos anos de 2000 e 2022, bem como suas Taxas de variação global no período avaliado. Ocupando 40,82% da BHASB-M (Figura 20), a SBASB é a maior sub-bacia, concentrando, portanto, as maiores extensões da maioria das classes: Formação Florestal (8,63km²), Silvicultura (4,48km²), Campo Alagado e Área Pantanosa (0,42km²), Formação Campestre

(11,79km²), Mosaico de Usos (3,64km²) e Outras Áreas Não Vegetadas (0,63km²). Excetuam-se Área Urbanizada, maior na SBSB com 3,49km², Rio, Lago e Oceano, maior na SBDI com 0,45km² e Agricultura, maior na SBSB com 6,85km², dados de 2022. Cabe destacar que o reservatório se encontra em uma Área de contribuição difusa delimitada separadamente, não pertencendo a nenhuma das sub-bacias. As classes predominantes na SBASB são Formação Campestre, ocupando 32,94% de sua área e Formação Florestal, ocupando 24,10%. A classe que sofreu maior aumento nessa sub-bacia foi Campo Alagado e Área Pantanosa (TG = 127,03%) e a que sofreu maior redução foi Rio, Lago e Oceano (TG = 58,98%).

Siqueira *et al.* (2019) analisaram o uso e cobertura da terra de 1953 a 2018 na sub-bacia correspondente à SBASB desse estudo (identificada pelos autores como bacia hidrográfica do Epaminondas), de forma a subsidiar um projeto piloto de Pagamento por Serviços Ambientais – PSA. Os autores concluíram que dos 33,2km² de área de drenagem 78% eram ocupados por usos antrópicos (mineração, urbanização, agricultura, pastagem e silvicultura) e 21% por cobertura natural (campestre, florestal, corpos d'água), em 2018. Em nosso estudo, em 2022, a soma das formações Campestre e Florestal, consideradas cobertura natural, ultrapassa 50% da cobertura da SBASB.

Ainda considerando a Tabela 6, a segunda maior sub-bacia em extensão é a SBSB (24,25% da BHASB-M, Figura 20), cuja classe predominante é Agricultura com 6,85km² (32,22%), seguida de Silvicultura com 3,73km² (17,53%) e Área Urbanizada 3,49km² (16,40%). Nela o maior aumento foi na classe Área Urbanizada (TG = 113,53%) e a maior redução na classe Outras Áreas Não Vegetadas (TG = - 56,29%).

Na sequência tem-se a SBAM (12,96% da BHASB-M, Figura 20), cujas classes predominantes são Silvicultura (4,40km², 38,68%) e Formação Campestre (4,06km², 35,71%). Na SBAM, os maiores aumentos de área ocorreram para as classes Área Urbanizada (TG = 262,12%) e Outras Áreas Não Vegetadas (233,33%) e a maior redução foi na classe Formação Florestal (TG = - 40,39%).

Na SBDI, que ocupa 12,03% da BHASB-M (Figura 20), predominam Agricultura (4,54km², 43,08%) e Formação Campestre (2,75km²; 26,05%). Nessa sub-bacia o maior aumento de área de cobertura foi na classe Área Urbanizada (TG = 122,89%) e a maior redução foi na classe Formação Campestre (TG = - 33,82%).

Tabela 6 – Áreas conforme o tipo de uso e cobertura do solo para as sub-bacias da BHASB-M nos anos de 2000 e 2022

Tipo de uso e cobertura do solo	SBDI (%)			SBASB (%)			SBAM (%)			SBSB (%)			SBST (%)		
	2000	2022	TG	2000	2022	TG	2000	2022	TG	2000	2022	TG	2000	2022	TG
Formação Florestal	5,52	7,44	34,65	25,05	24,10	-3,84	13,46	8,05	-40,39	6,20	5,39	-13,11	0,00	0,00	ND
Silvicultura	2,39	2,15	-9,92	11,02	12,52	13,64	43,52	38,68	-11,35	12,39	17,53	41,43	2,84	4,63	62,75
Campo Alagado e Área Pantanosa	0,41	0,62	51,16	0,52	1,17	127,03	0,55	1,66	200,00	0,45	0,47	5,26	0,11	0,17	50,00
Formação Campestre	39,31	26,05	-33,82	44,21	32,94	-25,50	31,18	35,71	14,23	26,87	13,90	-48,29	30,73	18,20	-40,83
Mosaico de Usos	5,19	10,68	105,47	6,35	10,17	60,26	6,82	6,19	-9,51	7,00	12,22	74,48	1,45	0,00	Desap.
Área Urbanizada	1,57	3,51	122,89	0,23	0,43	85,54	0,58	2,10	262,12	7,67	16,40	113,53	60,62	75,54	24,47
Outras Áreas Não Vegetadas	2,34	2,23	-4,86	1,36	1,76	29,84	0,13	0,44	233,33	3,06	1,34	-56,29	3,01	1,45	-51,85
Rio, Lago e Oceano	5,00	4,25	-15,15	0,82	0,34	-58,98	0,33	0,31	-7,89	0,63	0,53	-16,42	0,00	0,00	ND
Agricultura	38,27	43,08	12,42	10,44	16,57	58,67	3,42	6,87	100,26	35,72	32,22	-9,83	1,23	0,00	Desap.

Legenda: SBDI – Sub-bacia do Distrito Industrial, SBASB – Sub-bacia do Arroio Santa Bárbara, SBAM – Sub-bacia do Arroio do Meio, SBSB – Sub-bacia da Sanga da Barbuda, SBST – Sub-bacia da Santa Terezinha; TG – Taxa de Variação Global; ND – Não detectada; Desap. – Desapareceu.
 Fonte: MAPBIOMAS (2023)

A SBST é a menor sub-bacia, representando apenas 2,04% da área total da BHASB-M (Figura 20), mas possui 75,54% de sua área superficial urbanizada (1,35km²), contribuindo com uma carga de drenagem pluvial e de esgoto doméstico preocupantes, principalmente devido à proximidade da descarga com a estrutura de captação para abastecimento da ETA Santa Bárbara. O maior aumento na SBST foi na classe Silvicultura (TG = 62,75%), ocupando 0,08km² e a maior redução foi na classe Outras áreas não vegetadas (TG = -51,85%). Houve desaparecimento das classes Mosaico de Usos e Agricultura e as classes Formação Florestal e Rio, Lago e Oceano não foram detectadas nessa sub-bacia. Cabe salientar que dos 5,97km² de Área Urbanizada da BHASB-M, 4,94km² se encontram na SBSB e SBST somadas, ou seja, 82,75% da classe Área urbanizada encontra-se nessas duas sub-bacias.

Na sequência, observando o comportamento de cada classe individualmente a partir da Tabela 6, percebe-se que a classe Formação Florestal aumentou somente na SBDI (TG = 34,65%) e sua maior redução ocorreu na SBAM (TG = - 40,39%). A classe Silvicultura teve o maior aumento na SBST (TG = 62,75%) e a maior redução na SBAM (TG = -11,35%). Campo Alagado e Área Pantanosa teve o maior aumento na SBAM (TG = 200%) e não sofreu redução em nenhuma sub-bacia. Formação Campestre aumentou somente na SBAM (TG = 14,23%) e sua maior redução foi na SBSB (TG = - 48,29%). A classe Mosaico de Usos teve o maior aumento na SBDI (TG = 105,47%) e a maior redução na SBAM (TG = - 9,51%). A classe Área Urbanizada teve o maior aumento na SBAM (TG = 262,12%) e não sofreu redução em nenhuma sub-bacia. Outras Áreas Não Vegetadas teve o maior aumento na SBAM (TG = 233,33%) e a maior redução na SBSB (TG = - 56,29%). A classe Rio, Lago e Oceano não teve aumento em nenhuma sub-bacia e teve a maior redução na SBASB (TG = - 59,98%). O maior aumento da classe Agricultura foi na SBAM (TG = 100,26%) e a maior redução na SBSB (TG = - 9,83%).

A Tabela 7 apresenta uma comparação entre as principais características das sub-bacias para cada classe de uso e ocupação do solo no ano de 2022, bem como o tipo de alteração no intervalo de 2000 a 2022 de acordo com a taxa de variação global. Considerando as classes Formação Florestal, Campo Alagado e Área Pantanosa e Formação Campestre como formações *naturais* e Agricultura, Silvicultura, Mosaico de Usos, Área Urbanizada e Outras Áreas Não Vegetadas como formações *não naturais*, houve diminuição das formações naturais e aumento das formações não naturais em todas as sub-bacias, exceto na SBAM, na qual

praticamente não houve alteração, permanecendo as formações naturais ocupando em torno de 45% e as formações não naturais em torno de 54% de sua área. A diminuição das formações naturais foi de 45,24% para 34,11% na SBDI, de 69,78% para 58,21% na SBASB, de 33,52% para 19,77% na SBSB e de 30,84% para 18,37% na SBST. Por sua vez, o aumento nas formações não naturais foi de 49,76% para 61,64% na SBDI, de 29,40% para 41,45% na SBASB, de 65,85% para 79,71% na SBSB e de 69,16% para 81,63% na SBST. Para a área de contribuição difusa e para a APP de 30m (Figura 21) a classe predominante, além de Rio, Lago e Oceano, é Formação Natural Não Florestal.

Tabela 7 – Comparação entre as sub-bacias em 2022

Uso e cobertura do solo	SBDI	SBASB	SBAM	SBSB	SBST
Formação Florestal	↑	↓ 2ª (24,10%)	↓ (-40,39%)	↓	Não detectada
Silvicultura	↓	↑	↓ 1ª (38,68%)	↑ 2ª (17,53%)	↑ (62,75%)
Campo Alagado e Área Pantanosa	↑	↑ (127,03%)	↑	↑	↑
Formação Campestre	↓ 2ª (26,05%)	↓ 1ª (32,94%)	↑ 2ª (35,71%)	↓	↓ 2ª (18,20%)
Mosaico de Usos	↑	↑	↓	↑	Desapareceu
Área Urbanizada	↑ (122,89%)	↑	↑ (262,12%)	↑ (113,53%)	↑ 1ª (75,54%)
Outras Áreas Não Vegetadas	↓	↑	↑	↓ (-56,29%)	↓ (-51,85%)
Rio, Lago e Oceano	↓ (-15,15%)	↓ (-58,98%)	↓	↓	Não detectada
Agricultura	↑ 1ª (43,08%)	↑	↑	↓ 1ª (32,22%)	Desapareceu

Legenda: SBDI – Sub-bacia do Distrito Industrial, SBASB – Sub-bacia do Arroio Santa Bárbara, SBAM – Sub-bacia do Arroio do Meio, SBSB – Sub-bacia da Sanga da Barbuda, SBST – Sub-bacia da Santa Terezinha; TG – Taxa de Variação Global; (↑) aumento; (↓) diminuição; Numeração ao lado dos símbolos de aumento ou diminuição – maior aumento e maior diminuição (TG, %); 1ª – Classe predominante; 2ª – Segunda maior ocorrência; Numeração entre () ao lado das indicações “1ª” e “2ª” – área em porcentagem ocupada pela referida classe na sub-bacia.

Fonte: MAPBIOMAS (2023)

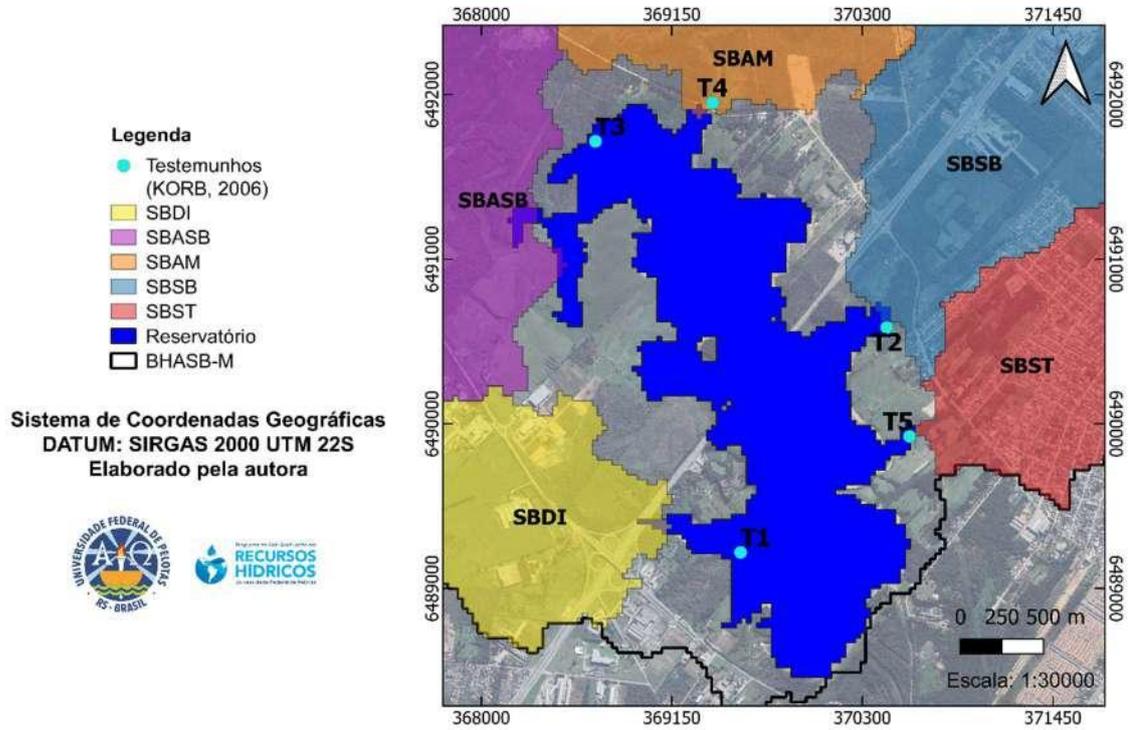
Semelhante ao observado de maneira geral na Tabela 7 para as sub-bacias da BHASB-M, diversos estudos sobre uso e cobertura do solo revelam um crescimento de áreas de impermeabilização em detrimento de áreas de vegetação: BORGES; OLIVEIRA (2021), WANG; MUNKHNASAN; LEE (2021), DAVIS; BHASKARB (2022), MAHAMBHA *et al.* (2022), DEMISSIE (2022), SHEKAR; MATHEWS (2023), contribuindo para a diminuição da qualidade do solo e da água (DAVIS; BHASKARB, 2022).

Korb (2006) estudou as influências da ação humana na formação e constituição dos depósitos derivados do assoreamento da barragem Santa Bárbara através da geração e análise de dois Mapas de Uso e Ocupação do Solo da bacia hidrográfica à qual pertence o reservatório. Para isso, a autora utilizou classificação supervisionada de imagem orbital para os anos de 1988 e 2002, considerando duas classes de uso (cobertura vegetal: mata e campo) e duas classes de ocupação (área urbanizada e agricultura). A autora também analisou a composição do solo e a presença de metais pesados em 5 testemunhos coletados em diferentes pontos da barragem, destacando atividades de metalurgia, comércio de peças usadas e de baterias automobilísticas, beneficiadora de cereais, restaurantes, postos de combustíveis, entre outros, no sítio industrial, com evidências de lançamento de cargas orgânicas e efluentes. A localização dos 5 testemunhos geológicos coletados pela autora, bem como as possíveis sub-bacias contribuintes para cada um deles são mostradas na Figura 25.

Para atualizar a descrição de Korb (2006), uma inspeção visual de imagens com o *Google Earth Pro* (GOOGLE EARTH, 2009), realizada em 07 de maio de 2023, mostrou a presença das seguintes atividades, dentre outras, em cada sub-bacia:

- SBDI: fornecedora de equipamentos agrícolas, hospedaria para animais de grande porte e canil municipais, serraria e zona residencial com comércio em geral. Destaca-se a presença de importantes estradas de rodagem que dão acesso à região central do município, próximas ao reservatório nesta sub-bacia;
- SBASB: transportes e terraplanagem, agroindustrial e silagem, oficinas de caminhões, criação de equinos, postos de combustíveis, pousadas, frigorífico (Figura 26), pedreira ativa (Figura 27) e inativa, instituto de pesquisas e zona residencial rural;
- SBAM: fazendas, pousadas e doma de equinos;
- SBSB: engenho e indústrias de beneficiamento de arroz, indústrias e distribuição de alimentos, agroinsumos, oficinas mecânicas, bairros residenciais;
- SBST: bairros residenciais e sua infraestrutura básica (Figura 28).

Figura 25 – Mapa de localização dos testemunhos (T1 a T5) de Korb (2006) em relação ao reservatório e as sub-bacias da BHASB-M



Fonte: Elaborado pela autora (2023)

Figura 26 – Imagem orbital de frigorífico na SBASB adquirida em 31/12/2022



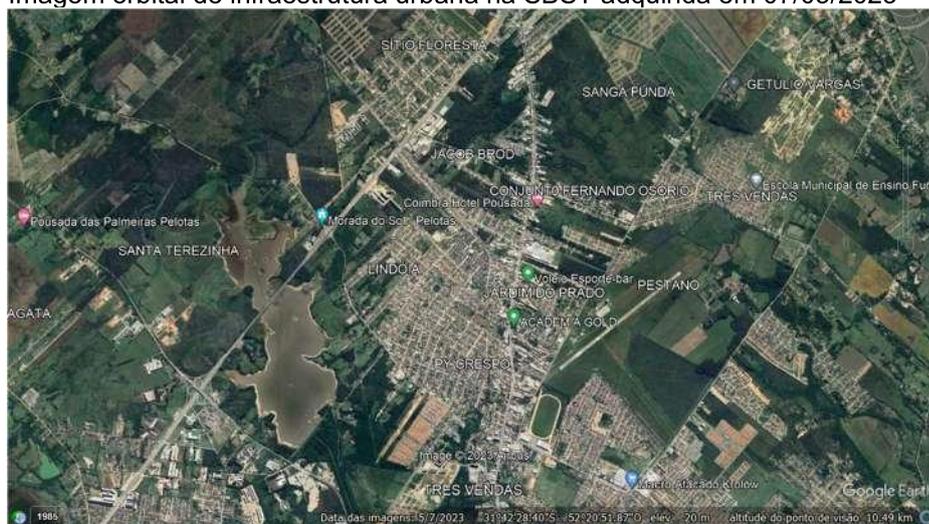
Fonte: GOOGLE EARTH (2009)

Figura 27 – Imagem orbital de pedreira ativa na SBASB adquirida em 31/12/2022



Fonte: GOOGLE EARTH (2009)

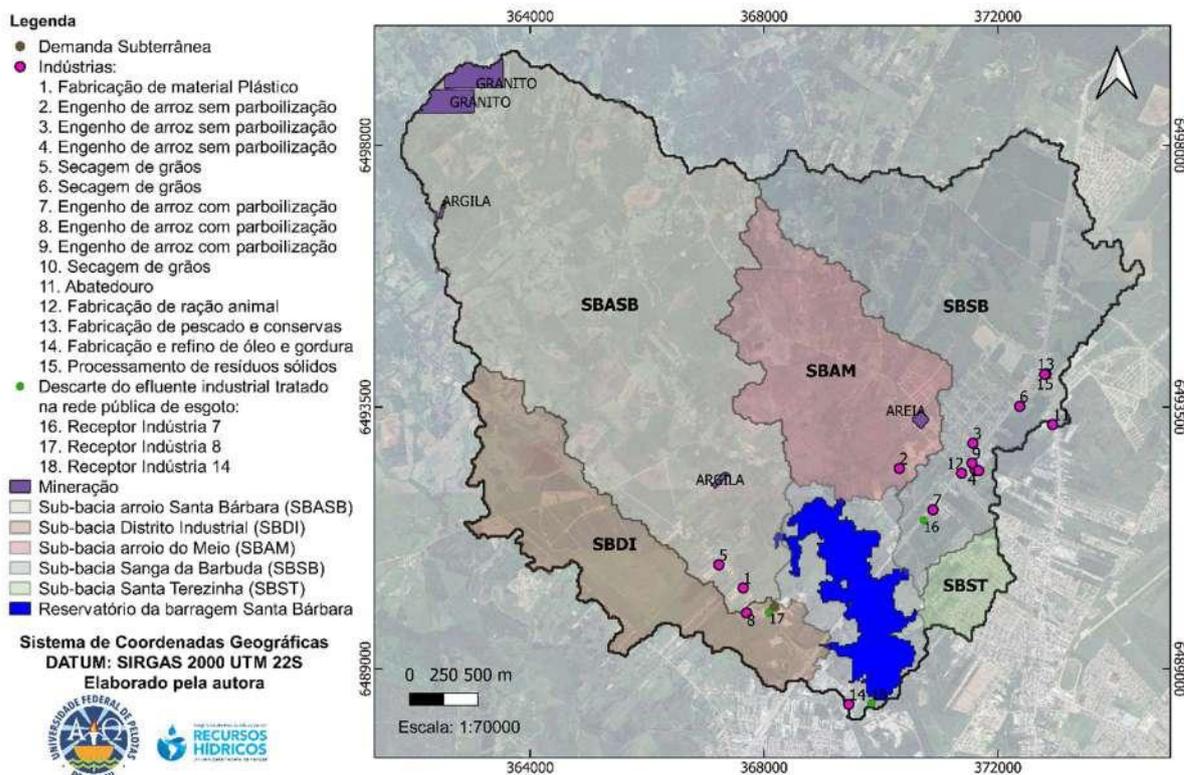
Figura 28 – Imagem orbital de infraestrutura urbana na SBST adquirida em 07/05/2023



Fonte: GOOGLE EARTH (2009)

Para caracterizar em maior detalhamento a área de estudo, foram consultados os registros de diferentes órgãos ambientais, cuja localização das intervenções cadastradas é mostrada na Figura 29, referentes à demanda hídrica subterrânea, processos minerários ativos e Indústrias (SEMA, 2023a) e corpos receptores de efluentes industriais tratados (FEPAM, 2023). Neste estudo, para a demanda hídrica subterrânea foi obtido apenas um registro a partir do SIOUT RS, cujo ramo de atividade foi caracterizado como Misto/Outros (coordenadas em graus decimais -31,717172; -52,391250).

Figura 29 – Atividades cadastradas na SEMA e na FEPAM presentes na área de estudo



Fonte: SEMA (2023a); FEPAM (2023)

A Tabela 8 mostra os empreendimentos ativos da camada Processos minerários ativos num total de 5 registros, oriundos do Sistema de Informação Geográfica da Mineração/Agência Nacional de Mineração – SIGMINE/ANM.

Tabela 8 – Processos minerários ativos

Ramo de atividade	Responsável	Área (ha)	Registro	Sub-bacia
Areia para construção civil	Guido Bierhals	5,0	810310/2020	SBAM
Argila para cerâmica vermelha	Luiz Fernando Britzius Couto Me	2,85	810813/2015	SBASB
Granito para brita	J A Silveira Construções e Comércio Ltda	50,0	810763/2017	SBASB
Granito para construção civil	J A Silveira Construções e Comércio Ltda	50,0	810300/2002	SBASB
Argila para cerâmica vermelha	José Altair da Silva Aldrighi Me	1,95	810249/2010	SBASB

Legenda: SBDI – Sub-bacia do Distrito Industrial, SBASB – Sub-bacia do Arroio Santa Bárbara, SBAM – Sub-bacia do Arroio do Meio, SBSB – Sub-bacia da Sanga da Barbuda, SBST – Sub-bacia da Santa Terezinha.

Fonte: SEMA (2023a)

Conforme as Licenças de Operação – LO (FEPAM, 2023) da extração de areia localizada na SBAM e dos demais empreendimentos de mineração localizados na SBASB, não há geração de efluentes líquidos industriais por essas atividades e as drenagens superficiais envolvidas nos processos devem seguir as exigências das respectivas LOs para a prevenção de carreamento de sólidos e assoreamento de corpos hídricos superficiais vizinhos.

Na Tabela 9 são apresentados os 15 registros de indústrias cadastradas na FEPAM e presentes no *shapefile* do RARH 2021 (SEMA, 2023a). Na SBASB são encontradas as atividades de fabricação de plásticos e de secagem de grãos, na SBAM engenho de arroz sem parboilização e na SBDI engenho de arroz com parboilização; as demais indústrias localizam-se na SBSB, das quais 40% são classificadas como tendo alto potencial poluidor (parboilização de arroz, matadouro/frigorífico e indústria de pescado), pois todas geram grandes volumes de efluentes com elevada carga orgânica em seus processos produtivos.

Na Tabela 10 são mostradas as características consideradas relevantes aos objetivos desse estudo, obtidas das respectivas LOs de cada indústria. Todas as indústrias para as quais as licenças estavam disponíveis, fazem parte (ou estão sendo incluídas) no Sistema de Automonitoramento de Efluentes Líquidos das Atividades Poluidoras Localizadas no Estado do Rio Grande do Sul – SISAUTO (FEPAM, 2023). O acesso a esse órgão, vinculado à FEPAM, permite ao usuário o preenchimento dos relatórios exigidos no acompanhamento do tratamento de seus efluentes, que devem atender às Resoluções CONSEMA 01/1998 (SEMA, 2023b) e CONSEMA 355/2017 (SEMA, 2023c).

De acordo com as LOs, os engenhos de arroz com parboilização devem monitorar nos efluentes brutos e/ou tratados, em geral, os parâmetros DBO_{5,20}, DQO, Fósforo Total (PT), Nitrogênio (Amoniacal Total, Total ou Kjeldahl Total), Sólidos Sedimentáveis (SS), Sólidos Suspensos Totais (SST), pH, Temperatura, Óleos e graxas, Cor, Odor, Espumas, Materiais flutuantes e Substâncias reagentes ao azul de metileno na frequência amostral discriminada nas respectivas LOs (FEPAM, 2023). A fabricante de óleo vegetal deve monitorar DBO_{5,20}, DQO, PT, SS, SST, pH, Temperatura, Óleos e graxas, Cor, Odor, Espumas, Materiais flutuantes e Substâncias tensoativas reagentes ao azul de metileno. Além disso, os responsáveis por ambos os tipos de atividades devem apresentar relatórios técnicos operacionais, exames de ecotoxicidade e o cálculo da Concentração de Efluente no Corpo Receptor – CECR,

previsto na Resolução CONAMA 430/2011, em periodicidade específica, conforme as respectivas LOs. Cabe salientar que a fabricante de óleo vegetal e o corpo receptor de seu efluente tratado encontram-se na área de contribuição difusa no entorno do reservatório.

As fabricantes de materiais plásticos e de ração animal devem atender à Portaria 05/1989 – SSMA RS (SSMA, 1989), devendo a primeira monitorar DBO_{5,20}, DQO, PT, SS, SST, Nitrogênio Total, Cor, Temperatura, pH e vazão, e a segunda DBO_{5,20}, DQO, PT, SS, SST, Nitrogênio Total, Temperatura, pH, Surfactantes e Óleos e Graxas. Cabe destacar que existe permissão para descarte dos efluentes líquidos tratados de todas as indústrias avaliadas na rede pública de esgoto, exceto a fabricante de plásticos, pois possui açude dentro da propriedade (Tabela 15), sendo essa prática prevista na Resolução CONAMA 430/2011.

A comparação dos resultados obtidos através das diferentes abordagens mostra que é possível considerar que a classificação utilizando o MapBiomas, as observações de Korb (2006), a inspeção visual através do *Google Earth Pro* em 2023 e a verificação das intervenções cadastradas nos órgãos ambientais, concordam em relação às particularidades de uso e cobertura do solo em cada sub-bacia: na SBDI há predominância de áreas de campo e agricultura, a SBST é altamente urbanizada, na SBAM prevalecem as classes silvicultura e campo, na SBASB campo e formação florestal e a SBSB, com agricultura, silvicultura e urbano, concentra a maior parte das indústrias de alto potencial poluidor.

Neste contexto, SBSB e SBST são as sub-bacias que oferecem o maior risco potencial de contaminação da BSB através de seus aportes, em função do uso e ocupação de suas áreas de drenagem. Cabe salientar que as drenagens superficiais não foram abordadas nesse estudo por indisponibilidade de dados. Felizmente, existe um projeto no Plano Diretor de Drenagem Urbana, anexo do Plano Municipal de Saneamento Básico – PMSB (SANEP, 2023), que prevê a criação de diversas bacias de retenção para desaguamento no Canal Santa Bárbara (à jusante do barramento) abrangendo a drenagem de parte da SBST. Espera-se que esse projeto, quando concretizado, amenize os riscos de contaminação das águas da BSB por essa via.

Tabela 9 – Processos industriais cadastrados pela Fepam

Ramo de atividade	Nome	Coordenadas (GD)	Porte	Potencial poluidor	Registro	Sub-bacia
Engenho de arroz com parboilização	Arrozeira Pelotas Ind. e Com. cereais LTDA	-31,718121 -52,396322	Grande	Alto	FID-9484	SBDI
Fabricação de artefatos de material plástico	PlastPel Ind. e Com. plásticos LTDA	-31,714211 -52,396878	Médio	Médio	FID-8891	SBASB
Limpeza, secagem e/ou armazenamento de grãos (soja, milho, trigo, cevada, etc)	Tres Tentos agroindustrial SA	-31,710585 -52,401220	Excepcional	Médio	FID-1559	SBASB
Engenho de arroz sem parboilização - Limpeza, secagem e/ou armazenamento de grãos	Barz e CIA LTDA	-31,695978 -52,368422	Grande	Médio	FID-8951	SBAM
Engenho de arroz com parboilização	Engenho São Bento LTDA	-31,702467 -52,362458	Grande	Alto	FID-7243	SBSB
Engenho de arroz sem parboilização – Limpeza, secagem e/ou armazenamento de grãos	Arrozeira Floresta LTDA	-31,692231 -52,355098	Mínimo	Médio	FID-2083	SBSB
Fabricação de alimentos para animais – fabricação de ração balanceada/farinha	Cerealle Ind. e Com. cereais LTDA	-31,696851 -52,357218	Médio	Médio	FID-7559	SBSB
Engenho de arroz com parboilização	Nelson Wendt e CIA LTDA	-31,695300 -52,355300	Grande	Alto	FID-7661	SBSB
Engenho de arroz sem parboilização – Limpeza, secagem e/ou armazenamento de grãos	Barz e CIA LTDA	-31,696389 -52,354722	Grande	Médio	FID-278	SBSB
Secagem, beneficiamento e armazenamento de grãos	CDA – Companhia de Distribuição Araguaia	-31,696490 -52,354130	Grande	Médio	FID-2134	SBSB
Limpeza, secagem e/ou armazenagem de grãos	Cerealista Gonçalves e Silva LTDA EPP	-31,686591 -52,346588	Pequeno	Médio	FID-1083	SBSB
Matadouro/abatedouro	BONSUL Ind. e Com. de carnes e derivados LTDA	-31,689481 -52,340668	Médio	Alto	FID-2148	SBSB
Processamento de resíduos sólidos classe	3 R'S Ind. e Com. de plástico LTDA	-31,681680 -52,341980	Médio	Médio	FID-6422	SBSB
Preparação de pescado/Fabricação de conservas	Lotus Indústrias LTDA	-31,681611 -52,341778	Pequeno	Alto	FID-3872	SBSB
Preparação e refino de óleo/gordura vegetal	Irgovel Ind. Riograndense de óleos vegetais LTDA	-31,732460 -52,378090	Grande	Alto	FID-3312	Área de contrib. difusa

Fonte: SEMA (2023a)

Tabela 10 – Licenças ambientais dos processos industriais cadastrados pela Fepam

Ramo de atividade	Nome	Licença	Vazão máxima (m ³ .dia ⁻¹)	Corpo receptor
Engenho de arroz com parboilização	Arrozeira Pelotas Ind. e Com. cereais LTDA	LO 01988/2021	840	Rede pública de esgoto (-31,718056; -52,392306)
Fabricação de artefatos de material plástico	PlastPel Ind. e Com. plásticos LTDA	LO 2254/2005-DL	500	Açude dentro da propriedade
Limpeza, secagem e/ou armazenamento de grãos (soja, milho, trigo, cevada, etc)	Tres Tentos agroindustrial SA	LOREG 02716/2021	-	Não gera lançamento
Engenho de arroz sem parboilização - Limpeza, secagem e/ou armazenamento de grãos	Barz e CIA LTDA	LO 01395/2017-DL	-	Não gera lançamento
Engenho de arroz com parboilização	Engenho São Bento LTDA	LO 07275/2020	480	Arroio Santa Bárbara (-31,704102; -52,364170)
Engenho de arroz sem parboilização – Limpeza, secagem e/ou armazenamento de grãos	Arrozeira Floresta LTDA	LO 07405/2004-DL	-	Não gera lançamento
Fabricação de alimentos para animais – fabricação de ração balanceada/farinha	Cerealle Ind. e Com. cereais LTDA	LO 1794/2006-DL	1,5	Rede pública de esgoto (sem coordenadas)
Engenho de arroz com parboilização	Nelson Wendt e CIA LTDA	LO 03100/2019	615	Rede pública de esgoto (sem coordenadas)
Secagem, beneficiamento e armazenamento de grãos	CDA – Companhia de Distribuição Araguaia	INLO 00072/2015	-	-
Limpeza, secagem e/ou armazenagem de grãos	Cerealista Gonçalves e Silva LTDA EPP		Registro não encontrado	
Matadouro/abatedouro	BONSUL Ind. e Com. de carnes e derivados LTDA	LO 7134/2010-DL		Indisponível para consulta
Processamento de resíduos sólidos classe	3 R'S Ind. e Com. de plástico LTDA		Registro não encontrado	
Preparação de pescado/Fabricação de conservas	Lotus Indústrias LTDA	Doc. Associado 01201/1995		Indisponível para consulta
Preparação e refino de óleo/gordura vegetal	Irgovel Ind. Riograndense de óleos vegetais LTDA	LO 03562/2020	204	Rede pública de esgoto (-31,7323; -52,3740)

FONTE: FEPAM (2023)

6.3 Características qualitativas do reservatório da BSB e principais tributários

Para a avaliação das características de qualidade da água foram analisados dados mensais dos parâmetros Demanda Bioquímica de Oxigênio ($DBO_{5,20}$), Oxigênio Dissolvido (OD), Turbidez (NTU), pH, Fósforo Total (PT) e Nitrogênio Amoniacal Total (NAT) obtidos no período de 2016 a 2022 para a captação da BSB e os tributários EPA, PC, SgB e ST, que drenam, respectivamente, as sub-bacias do arroio Santa Bárbara (SBASB), do arroio do Meio (SBAM), da sanga da Barbuda (SBSB) e da Santa Terezinha (SBST). Utilizando todas as observações disponíveis, variando entre 40 e 77 casos conforme o local e o parâmetro, foram realizadas:

- análise estatística descritiva (média, desvio padrão, máximo, mínimo) e comparação com os limites padrão para a Classe 2 (BRASIL/2005), incluindo o cálculo da porcentagem de amostras fora do padrão, cujos resultados são mostrados nas Tabelas 11 a 15;
- gráficos box-plot, mostrados na Figura 30;
- ANOVA de uma via precedida de verificação da forma de distribuição dos dados, mostrada na Tabela 16;
- distribuição temporal das médias anuais de Fósforo Total, Nitrogênio Amoniacal Total (nutrientes) e $DBO_{5,20}$ (carga orgânica), mostrados nas Figuras 31 a 33.

Na sequência, foram selecionados os casos sem dados faltantes para nenhum dos parâmetros em nenhum dos locais, totalizando 32 casos, e foi calculada a matriz de correlação pelo método de Spearman, mostrada no Apêndice K. A apresentação e discussão dos resultados dessa seção são mostradas a seguir.

Tabela 11 – Análise descritiva da captação da BSB e comparação com a classe 2 da Resolução CONAMA 357/2005

Parâmetro	Média	Desvio padrão	Máximo	Mínimo	Padrão (classe 2)	% fora do padrão
$DBO_{5,20}$ (mg.L ⁻¹)	2,29	2,42	14,20	0,30	≤ 5mg O ₂ .L ⁻¹	12,00%
OD (mg.L ⁻¹)	7,04	1,24	9,90	4,10	≥ 5mg O ₂ .L ⁻¹	3,90%
Turbidez (NTU)	42,79	35,46	190,00	1,93	≤ 100 UNT	9,21%
pH	7,16	0,49	9,77	6,12	6,0 ≤ pH ≤ 9,0	1,30%
PT (mg.L ⁻¹)	0,47	0,27	1,53	Zero	≤ 0,03mg.L ⁻¹	96,00%
NAT (mg.L ⁻¹)	1,14	0,68	3,82	Zero	≤ 2mg.L ⁻¹	9,21%

Legenda: OD – Oxigênio Dissolvido; PT – Fósforo Total; NAT – Nitrogênio Amoniacal Total.
Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Tabela 12 – Análise descritiva do tributário EPA e comparação com a classe 2 da Resolução CONAMA 357/2005

Parâmetro	Média	Desvio padrão	Máximo	Mínimo	Padrão (classe 2)	% fora do padrão
DBO _{5,20} (mg.L ⁻¹)	8,43	28,17	195,00	Zero	≤ 5mg O ₂ .L ⁻¹	20,41%
OD (mg.L ⁻¹)	7,58	2,32	13,69	2,60	≥ 5mg O ₂ .L ⁻¹	9,80%
Turbidez (NTU)	16,32	9,82	53,20	6,44	≤ 100 UNT	Zero
pH	7,17	0,34	7,91	6,31	6,0 ≤ pH ≤ 9,0	Zero
PT (mg.L ⁻¹)	0,13	0,16	1,02	Zero	≤ 0,03mg.L ⁻¹	72,00%
NAT (mg.L ⁻¹)	0,89	0,73	2,80	Zero	≤ 2mg.L ⁻¹	10,00%

Legenda: OD – Oxigênio Dissolvido; PT – Fósforo Total; NAT – Nitrogênio Amoniacal Total.

Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Tabela 13 – Análise descritiva do tributário PC e comparação com a classe 2 da Resolução CONAMA 357/2005

Parâmetro	Média	Desvio padrão	Máximo	Mínimo	Padrão (classe 2)	% fora do padrão
DBO _{5,20} (mg.L ⁻¹)	5,84	5,96	26,77	0,80	≤ 5mg O ₂ .L ⁻¹	34,69%
OD (mg.L ⁻¹)	6,27	1,99	11,40	1,50	≥ 5mg O ₂ .L ⁻¹	21,57%
Turbidez (NTU)	43,30	43,06	271,00	8,42	≤ 100 UNT	3,92%
pH	6,95	0,47	8,14	5,79	6,0 ≤ pH ≤ 9,0	1,96%
PT (mg.L ⁻¹)	0,39	0,27	1,28	0,02	≤ 0,03mg.L ⁻¹	98,00%
NAT (mg.L ⁻¹)	1,39	0,94	5,60	Zero	≤ 2mg.L ⁻¹	22,00%

Legenda: OD – Oxigênio Dissolvido; PT – Fósforo Total; NAT – Nitrogênio Amoniacal Total.

Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Tabela 14 – Análise descritiva do tributário SgB e comparação com a classe 2 da Resolução CONAMA 357/2005

Parâmetro	Média	Desvio padrão	Máximo	Mínimo	Padrão (classe 2)	% fora do padrão
DBO _{5,20} (mg.L ⁻¹)	28,73	35,49	155,00	2,40	≤ 5mg O ₂ .L ⁻¹	87,76%
OD (mg.L ⁻¹)	3,32	1,60	6,50	0,30	≥ 5mg O ₂ .L ⁻¹	82,35%
Turbidez (NTU)	20,46	16,46	108,00	6,20	≤ 100 UNT	1,96%
pH	7,44	0,33	8,43	6,35	6,0 ≤ pH ≤ 9,0	Zero
PT (mg.L ⁻¹)	4,76	2,61	12,58	1,16	≤ 0,03mg.L ⁻¹	100%
NAT (mg.L ⁻¹)	12,11	5,64	28,00	2,80	≤ 2mg.L ⁻¹	100%

Legenda: OD – Oxigênio Dissolvido; PT – Fósforo Total; NAT – Nitrogênio Amoniacal Total.

Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Tabela 15 – Análise descritiva do tributário ST e comparação com a classe 2 da Resolução CONAMA 357/2005

Parâmetro	Média	Desvio padrão	Máximo	Mínimo	Padrão (classe 2)	% fora do padrão
DBO _{5,20} (mg.L ⁻¹)	44,82	32,97	141,33	9,33	≤ 5mg O ₂ .L ⁻¹	100%
OD (mg.L ⁻¹)	2,31	1,29	5,50	0,40	≥ 5mg O ₂ .L ⁻¹	95,12%
Turbidez (NTU)	39,23	66,94	440,00	5,50	≤ 100 UNT	2,44%
pH	7,40	0,41	8,94	6,62	6,0 ≤ pH ≤ 9,0	Zero
PT (mg.L ⁻¹)	3,10	1,08	4,65	0,86	≤ 0,03mg.L ⁻¹	100%
NAT (mg.L ⁻¹)	20,38	10,98	58,80	2,80	≤ 2mg.L ⁻¹	100%

Legenda: OD – Oxigênio Dissolvido; PT – Fósforo Total; NAT – Nitrogênio Amoniacal Total.

Fonte: Elaborado pela autora (2024)

A Tabela 11 mostra que com exceção do Fósforo Total, os demais parâmetros, em média, cumprem a legislação (BRASIL, 2005) na BSB. Os percentuais fora do padrão devem-se a casos atípicos (*outliers*), uma vez que a média acrescida do desvio padrão permanece dentro dos VMPs (no caso do OD, tanto acrescida quando diminuída). Sendo assim, é possível concluir que a qualidade da água da BSB pode ser considerada adequada ao tratamento para abastecimento público, embora sua condição recorrente de eutrofização (revelada pelos teores de Fósforo Total) deva receber atenção para que estratégias de mitigação sejam implementadas.

A análise das Tabelas 12 a 15, contemplando BSB e tributários, revela que com exceção da Turbidez do EPA e do pH do EPA, SgB e ST, os demais parâmetros tiveram valores fora do padrão para todos os locais. Em relação ao Fósforo Total (PT), BSB, EPA e PC estiveram fora em 72 a 98% das observações, porém, o valor máximo atingido foi de 1,53 mg.L⁻¹ na BSB. SgB e ST, que estiveram fora do padrão em 100% das observações, tiveram o valor máximo de 12,58 mg.L⁻¹ na SgB. A SgB drena a Sub-bacia Sanga da Barbuda (SBSB), cuja predominância de cobertura do solo é a agricultura, na qual fertilizantes fosfatados podem ser utilizados. Enquanto o nitrogênio pode ser fixado a partir da atmosfera, o fósforo está essencialmente associado à lixiviação e erosão do solo, muitas vezes tornando-se o elemento limitante à eutrofização e mais adequado às ações de intervenção para o controle (KHAN; MOHAMMAD, 2014).

De forma semelhante, o Nitrogênio Amoniacal Total (NAT) esteve fora do padrão em 9,21 a 22,00% dos casos para BSB, EPA e PC, com valor máximo 5,60 mg.L⁻¹ no PC, enquanto para SgB e ST esteve fora em 100% dos casos, atingindo um

máximo de 58,80 mg.L⁻¹ na ST. A área drenada pela ST corresponde a Sub-bacia Santa Terezinha (SBST), cuja contribuição é predominantemente drenagem urbana e esgoto doméstico, ricos em nitrogênio.

Os resultados da DBO_{5,20} estiveram fora do padrão com maior frequência na SgB e na ST, porém, o valor máximo considerando todos os locais foi para o EPA (195 mg.L⁻¹). O EPA drena a Sub-bacia do Arroio Santa Bárbara (SBASB), ocupada majoritariamente por campo e agricultura. A carga orgânica detectada pela DBO_{5,20} pode estar associada ao uso do campo como pastagem para rebanhos.

O Oxigênio Dissolvido, embora tenha alcançado valores bem abaixo do padrão no EPA e no PC, teve os valores mínimos na SgB e ST (respectivamente, 0,30 e 0,40 mg.L⁻¹), nas quais também apresentou valores médios abaixo do padrão e maior frequência de casos fora do padrão (Tabelas 11 a 15). Atribui-se esses resultados ao alto grau de poluição desses tributários, conforme explicado nos parágrafos anteriores.

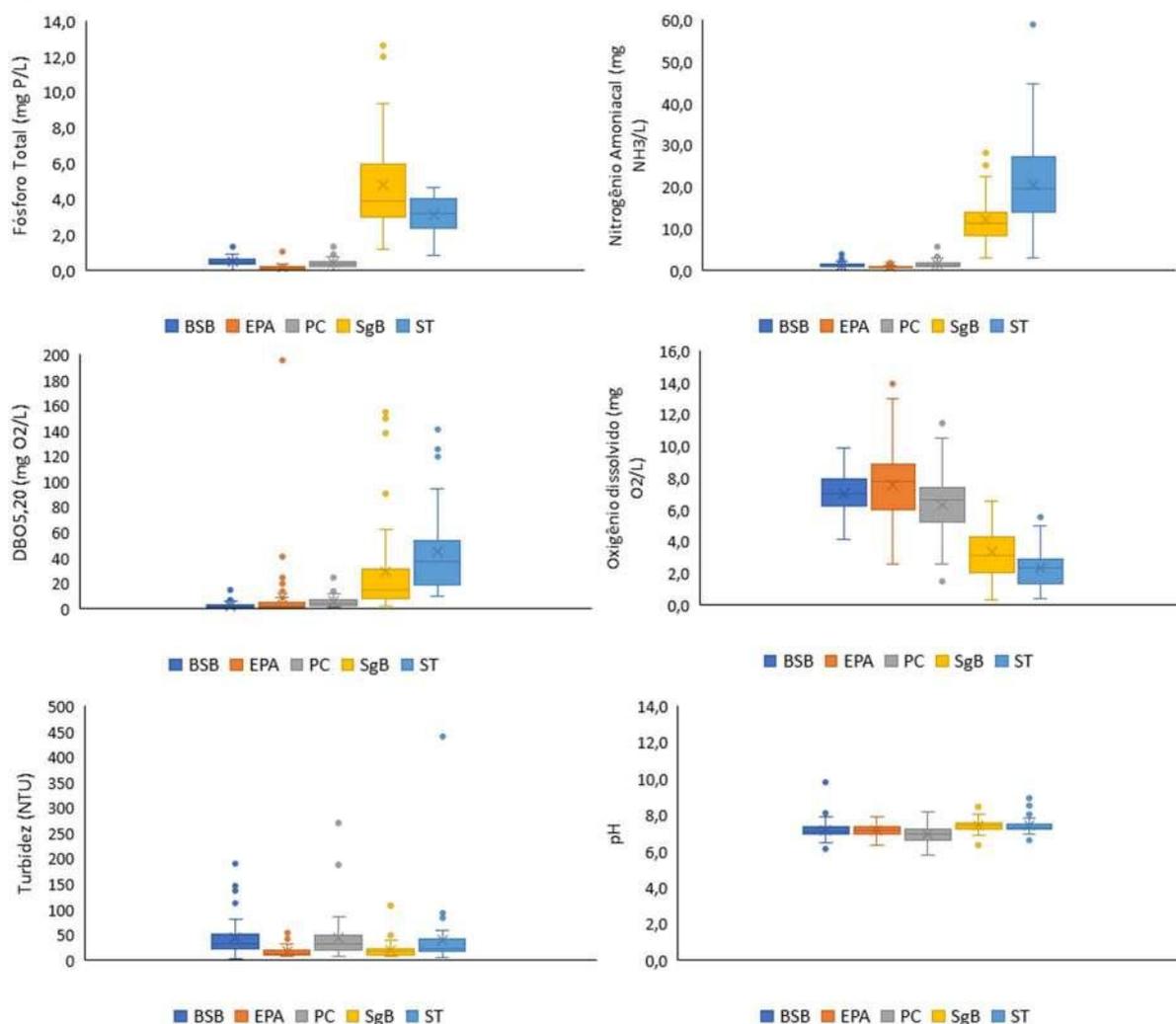
Coradi; Fia; Pereira-Ramirez (2009) analisaram diversos cursos d'água superficiais no município de Pelotas, dentre eles, o reservatório da BSB com dados do ano de 1996, no qual relatam a ocorrência de estiagem. Os autores concluíram que o parâmetro de maior impacto na BSB foi o Fósforo Total, para o qual obtiveram um valor médio de 16,3 mg.L⁻¹, variando entre 0,6 e 43,6 mg.L⁻¹.

Piedras *et al.* (2006) já destacavam a eutrofização da BSB como “o problema mais imediato a ser contornado” apoiados em estudos publicados no final dos anos 1970. Os autores avaliaram a BSB, o PC e a SgB e obtiveram resultados na mesma ordem de grandeza que os mostrados nas Tabelas 11, 13 e 14 para os parâmetros OD, pH, NAT e PT, concluindo que as águas da BSB eram adequadas ao tratamento para abastecimento público previsto para a Classe 2 (BRASIL, 2005) e o reservatório era capaz de promover boa diluição dos efluentes recebidos.

A Figura 30 mostra os gráficos Box-plot para os 6 parâmetros analisados na BSB e nos tributários. É possível observar a magnitude de valores muito superiores dos parâmetros PT e NAT nos tributários SgB e ST em relação às demais localidades. Atribui-se esses resultados à predominância de agricultura e urbanização nas áreas de drenagem desses tributários, devido aos aportes de lixiviação de defensivos agrícolas e esgoto doméstico. Da mesma forma, é possível notar concentrações de DBO_{5,20} na ST superiores aos demais locais, novamente associando esse resultado à predominância de urbanização na SBST. Finalmente, constata-se que as

concentrações de OD são bem menores nos tributários SgB e ST, concordando com a premissa de que esses são os tributários mais poluídos.

Figura 30 – Gráficos Box-plot dos resultados das concentrações dos parâmetros analisados



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Para verificar se há diferença estatisticamente significativa entre os locais para cada parâmetro, devido à robustez dos métodos paramétricos em relação aos não paramétricos e ao número de observações maior do que 30 casos, optou-se pelo uso da ANOVA de uma via. A ANOVA revelou que todos os parâmetros possuem diferença estatisticamente significativa entre os locais avaliados, necessitando utilizar testes Post-hoc para determinar entre quais locais. De acordo com o teste de Levene, as variâncias para o pH são homogêneas, portanto, foram utilizados para essa variável o ajuste de Fisher na ANOVA e o teste de Tuckey como Post-hoc. Para os demais

parâmetros, cujas variâncias são heterogêneas, utilizou-se o ajuste de Welch na ANOVA e o teste de Games-Howell como Post-hoc. Os resultados são mostrados na Tabela 16.

Tabela 16 – Locais que não possuem diferença significativa conforme a ANOVA

Resultado	PT	NAT	DBO _{5,20}	OD	Turbidez	pH
p > 0,05	BSB e PC	BSB e PC BSB e EPA	BSB e EPA EPA e PC SgB e ST	BSB e PC BSB e EPA	BSB e PC	BSB e EPA
					EPA e SgB	BSB e EPA
					ST e BSB	EPA e PC
					ST e EPA	EPA e ST
					ST e PC	SgB e ST
					ST e SgB	

Legenda: PT – Fósforo Total; NAT – Nitrogênio Amoniacal Total; OD – Oxigênio Dissolvido; BSB – reservatório da Barragem Santa Bárbara; PC – Passo do Cunha; EPA – Epaminondas; SgB – Sanga da Barbuda; ST – Santa Terezinha.

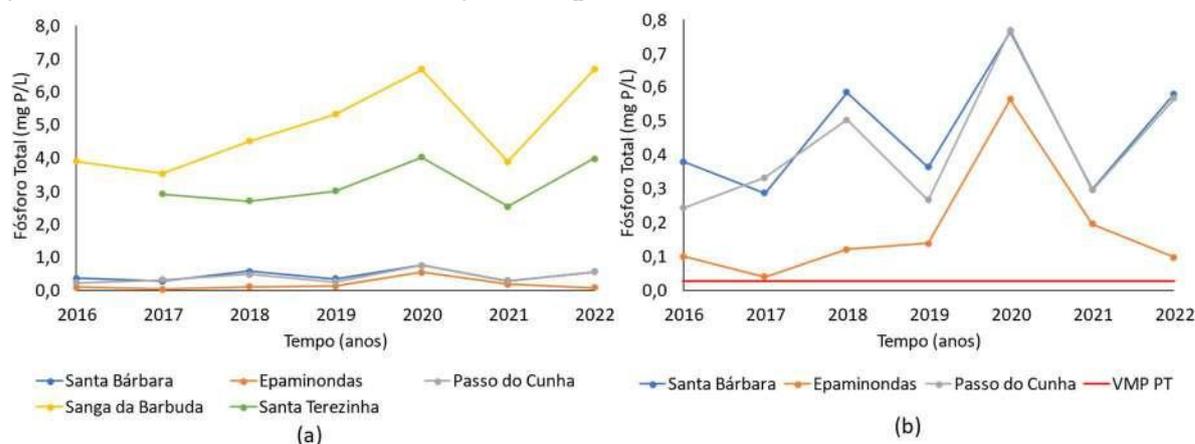
Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Os resultados da Tabela 16 concordam com o que pode ser observado nos gráficos Box-plot, uma vez que ambos revelaram similaridade entre BSB, PC e EPA, os quais apresentaram valores predominantemente inferiores aos observados para SgB e ST, principalmente em relação aos parâmetros PT, NAT e DBO_{5,20}, considerados indicadores de poluição. As baixas concentrações de OD na SgB e na ST concordam com a ideia de que esses tributários sejam os mais poluídos.

As Figuras 31, 32 e 33 apresentam a distribuição temporal das médias anuais de Fósforo Total, Nitrogênio Amoniacal Total e DBO_{5,20}, respectivamente, para os 5 locais analisados.

A Figura 31a mostra que em média a concentração de Fósforo Total é predominantemente superior no tributário SgB, seguido pelo ST. Como citado anteriormente, acredita-se que isso ocorra em função de quase 50% do solo na Sub-bacia Sanga da Barbuda (SBSB), drenada pela SgB, ser usado para agricultura e silvicultura, atividades que geralmente utilizam defensivos agrícolas contendo fósforo. Na Figura 31b observa-se que BSB e PC apresentam concentrações médias bastante semelhantes. As médias anuais máximas de Fósforo Total ocorreram em 2020 para todos os locais analisados, provavelmente em função da seca severa que ocorreu na região.

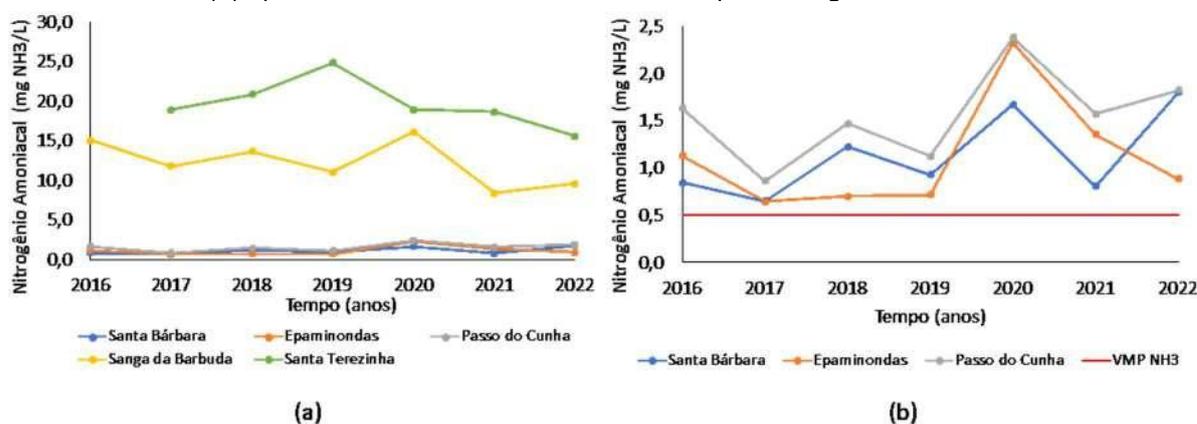
Figura 31 – Distribuição temporal das médias anuais de Fósforo Total (a) todos os tributários e BSB (b) apenas locais com teores menores do que 0,8 mgP.L⁻¹



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

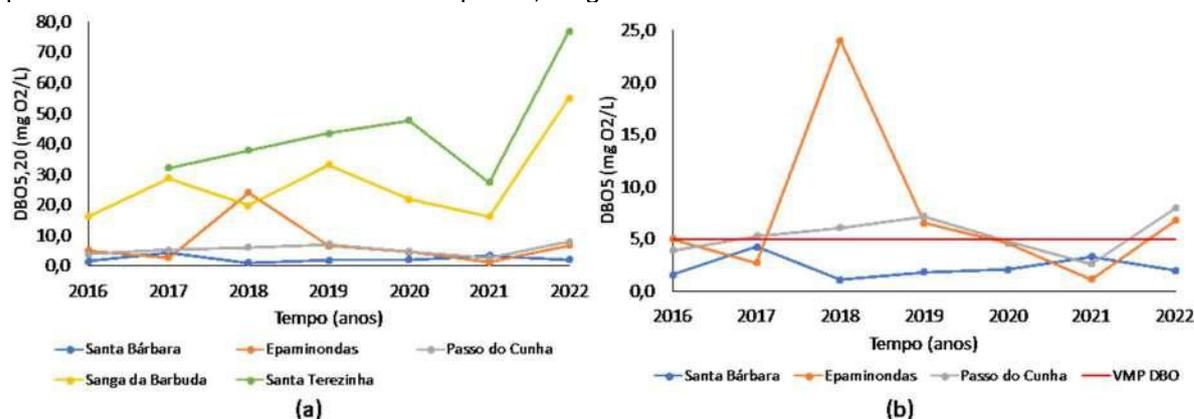
Em relação ao Nitrogênio Amoniacal Total, a Figura 32a revela as maiores concentrações médias anuais para o tributário ST, seguido da SgB. A área de drenagem da ST é a Sub-bacia Santa Terezinha (SBST), cujo maior aporte são a drenagem urbana e os esgotos domésticos. A maior concentração média desse parâmetro ocorreu em 2019 na ST, 2022 na BSB e 2020 nas demais sub-bacias. A Figura 32b mostra apenas os locais com concentrações inferiores a 2,5 mgNH₃.L⁻¹, mas ainda superiores ao VMP desse parâmetro, igual a 0,5 mgNH₃.L⁻¹.

Figura 32 – Distribuição temporal das médias anuais de Nitrogênio Amoniacal Total (a) todos os tributários e BSB (b) apenas locais com teores menores do que 2,5 mgNH₃.L⁻¹



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Figura 33 – Distribuição temporal das médias anuais de $DBO_{5,20}$ (a) todos os tributários e BSB (b) apenas locais com teores menores do que $25,0 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Considerando a $DBO_{5,20}$ (Figura 33), os tributários com maiores teores médios anuais são ST e SgB, indicando maior estado de degradação de suas águas, corroborado por suas menores concentrações de OD (Tabelas 14 e 15). Destaca-se que as concentrações médias de $DBO_{5,20}$ para a BSB não excederam o VMP da Resolução CONAMA 357/2005 (Figura 33b). Os valores mais altos de $DBO_{5,20}$ ocorreram no ano de 2022 para a SgB e a ST, em 2018 para o EPA, em 2019 para o PC e em 2017 para a BSB.

Diante do exposto, verifica-se que os tributários SgB e ST encontram-se mais degradados qualitativamente, concordando com as conclusões obtidas na análise do uso e cobertura do solo em relação aos principais aportes drenados a partir de suas respectivas sub-bacias, função do uso e cobertura da terra nesses locais. Na captação (BSB) as concentrações dos parâmetros PT e NAT foram menores do que na SgB e na ST e apresentaram ordem de grandeza semelhante ao PC e ao EPA (Figura 30, Tabela 16). Isso pode estar associado ao seu consumo pelos organismos fitoplanctônicos (CUNHA, 2012) e/ou a boa diluição promovida pelos demais tributários, especialmente o afluente Passo do Cunha, pois embora não seja realizada medição de vazão nos tributários, ele contribui com um volume de água maior do que os demais, conforme mostrado na Figura 10 do tópico sobre a área de estudo (página 57).

Para avaliação da correlação entre os parâmetros dentro e entre os diferentes locais, eles foram identificados com siglas representando o parâmetro no local analisado, por exemplo "pH-EPA" significa o valor do pH no tributário EPA.

Considerando que a maioria dos dados não possui distribuição normal, optou-se pelo método de correlação de Spearman (ρ) nessa análise (Apêndice K).

As correlações de Spearman estatisticamente significativas ($p < 0,05$) e superiores a $\pm 0,6$ ocorreram para 10 conjuntos “parâmetro-local”:

- a) NAT-EPA e NAT-PC = +0,751, ou seja, aumento ou diminuição diretamente proporcional entre o Nitrogênio Amoniacal Total no EPA e no PC;
- b) NAT-BSB e Turbidez-BSB = +0,701, ou seja, aumento ou diminuição diretamente proporcional entre o Nitrogênio Amoniacal Total na BSB e a Turbidez na BSB;
- c) PT-BSB e Turbidez-BSB = +0,700 (mesma lógica para interpretação);
- d) PT-BSB e NAT-BSB = +0,699;
- e) OD-EPA e OD-ST = +0,665;
- f) OD-SgB e OD-ST = +0,656;
- g) pH-EPA e pH-PC = +0,646;
- h) Turbidez-EPA e Turbidez-SgB = +0,638;
- i) NAT-EPA e OD-PC = -0,629, ou seja, aumento ou diminuição inversamente proporcional entre NAT no EPA e OD no PC;
- j) PT-ST e OD-ST = -0,615.

Nenhuma correlação significativa superior a $\pm 0,6$ envolvendo $DBO_{5,20}$ foi encontrada, as maiores foram +0,522 entre $DBO-EPA$ e $DBO-PC$ e +0,521 entre $DBO-SgB$ e $DBO-ST$, resultados atribuídos às similaridades dos aportes desses pares de tributários, já discutidas nas seções anteriores.

Para parâmetros diferentes em um mesmo local as maiores correlações foram entre NAT, Turbidez e PT na BSB (casos “b”, “c” e “d”, todas positivas) e entre PT e OD no ST (caso “j”, negativa). Considerando os casos “b”, “c” e “d”, conforme discutido em relação ao aumento da eutrofização como resultado de assoreamento (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008), as partículas de sólidos (Turbidez) podem ter nutrientes adsorvidos em sua superfície, o que explicaria sua variação diretamente proporcional. Em relação ao PT e OD (caso “j”) a variação inversamente proporcional desses parâmetros pode ser explicada pela utilização do OD pelo fósforo em seu processo oxidativo ou pelo fato do ST ser um ambiente poluído, ou seja, além da presença de PT existem altos teores de matéria orgânica, também provocando depleção do OD. Devido à semelhança qualitativa entre os tributários EPA e PC, o caso “i” pode ser explicado de forma similar ao caso “j”.

Considerando o mesmo parâmetro em locais diferentes, casos “a”, “e”, “f”, “g” e “h”, todas as correlações foram positivas, atribuindo-se ao comportamento dos casos “a”, “f” e “g” novamente a similaridade da qualidade da água dos tributários EPA e PC (menos poluídos) e dos tributários SgB e ST (mais poluídos). Quanto aos casos “e” e “h”, embora EPA tenha características qualitativas distintas de ST e de SgB, são os tributários de menor vazão, pois EPA é um córrego intermitente e ST e SgB são valas de drenagem, portanto, são mais suscetíveis às variações de nível provocadas pelas variações de precipitação.

Esses resultados não sugerem nenhum tributário como possível maior influência para dado parâmetro sobre a BSB, pois não houve correlações acima de $\pm 0,6$ envolvendo BSB e os tributários para nenhuma das variáveis avaliadas.

Sendo assim, utilizando a concentração de PT como indicador de eutrofização (dentre os parâmetros disponíveis), optou-se pela aplicação de *Machine Learning* em busca do(s) melhor(es) preditor(es) para PT-BSB entre os tributários. Para isso, os dados foram submetidos a treinamento com *Random Forest* (500 árvores, padrão) e validação cruzada ($k=10$) sem separação de uma parte dos dados para treinamento e outra para teste em função do número reduzido de observações ($n = 37$). Destaca-se que o objetivo desse procedimento foi obter a importância relativa de cada preditor e não uma equação preditiva. Os resultados da métrica “*importance*” mostraram que o tributário com maior influência na predição do PT-BSB foi o PC (0,57), seguido do SgB (0,44), do ST (0,32) e do EPA (0,21). Esse resultado confirma mais uma vez o bom poder de diluição do reservatório e justifica-se pelo maior volume de água aportado pelo PC à BSB, conforme citado anteriormente.

A Tabela 17 mostra os principais resultados para as abordagens adotadas, revelando que, em geral, há concordância entre eles, a partir dos quais as sub-bacias SBSB e SBST se destacam como as que oferecem maiores riscos de poluição para a BSB. Nelas as formas de uso e cobertura do solo predominantemente associadas à urbanização são traduzidas nos altos teores de indicadores de poluição presentes em seus respectivos tributários. Infelizmente, não há monitoramento no tributário que drena a SDBI, cuja avaliação de uso e cobertura do solo também sugere possibilidade de comprometimento de suas águas.

Tabela 17 – Principais resultados do panorama de qualidade da água das sub-bacias

Fonte	SBASB – EPA	SBSB – SgB	SBAM – PC	SBDI – sem monitoramento	SBST – ST
MapBiomias	Campo e floresta	Agricultura e silvicultura	Silvicultura e campo	Agricultura e campo	Urbano (> 75%)
Literatura	Preservado, pouca influência antrópica	Efluentes, drenagem urbana, de agricultura e da rede viária	Drenagem urbana e agrícola, atividades recreativas	Urbanização crescente	Drenagem pluvial, pecuária, alto em matéria orgânica fecal
Google Earth, SEMA e FEPAM	Extração de argila e granito	Indústrias de alto potencial poluidor, residencial urbano	Extração de areia	Rede viária, urbano, engenho de arroz com parboilização	Urbano com edificações, vias pavimentadas e vias sem pavimentação
Dados limnológicos	↑ DBO, ↑ PT	↑ PT, ↑ NAT, ↑ DBO	↑ Turbidez, ↑ PT	-	↑ PT, ↑ NAT, ↑ DBO

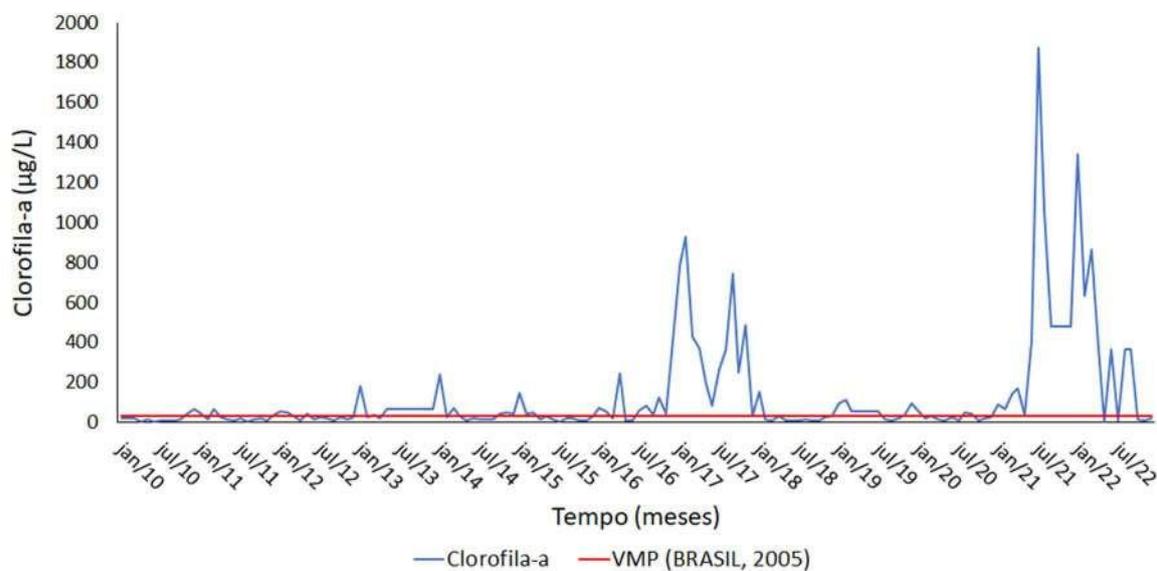
Legenda: SBDI – Sub-bacia do Distrito Industrial, SBASB – Sub-bacia do Arroio Santa Bárbara, SBAM – Sub-bacia do Arroio do Meio, SBSB – Sub-bacia da Sanga da Barbuda, SBST – Sub-bacia da Santa Terezinha; EPA – Epaminondas; PC – Passo do Cunha; SgB – Sanga da Barbuda; ST – Santa Terezinha; PT – Fósforo Total; NAT – Nitrogênio Amoniacal Total.

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

6.4 Ocorrência de florações de *Ceratium furcoides* no reservatório da BSB

Para a análise da ocorrência de florações de *Ceratium furcoides* no reservatório foi observada a série histórica de Clorofila-a. Conforme pode ser visto na Figura 34, as médias mensais de Clorofila-a de janeiro de 2010 a dezembro de 2022 foram majoritariamente inferiores a $100\mu\text{g.L}^{-1}$, com exceção dos anos de 2017, parte de 2021 e parte de 2022, para os quais se observam picos de concentração bastante superiores aos demais valores. Esses períodos coincidem com a presença de florações do dinoflagelado *Ceratium furcoides* no reservatório de acordo com os dados disponibilizados pelo SANEP, cujos primeiros registros datam de dezembro de 2016. Cabe destaque na Figura 34 a representação do VMP para Clorofila-a de acordo com a classe 2 da Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), no valor de $30\mu\text{g.L}^{-1}$. Com média igual a $127,26\mu\text{g.L}^{-1}$, desvio padrão igual a $272,70\mu\text{g.L}^{-1}$, valores mínimo igual a $0,89\mu\text{g.L}^{-1}$ e máximo igual a $1874,34\mu\text{g.L}^{-1}$, a concentração de Clorofila-a esteve 41,83% acima do VMP no período avaliado.

Figura 34 – Médias mensais de Clorofila-a no reservatório da BSB de 2010 a 2022



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

A presença de cianobactérias no reservatório da BSB remonta a década de 1970 (PIEDRAS *et al.*, 2006). Após a implantação de monitoramento sistêmico do fitoplâncton em meados de 2006, foi observada a predominância dos gêneros *Microcystis* e *Dolichospermum* (*Anabaena*), inclusive com percepção de um padrão de alternância entre suas florações, geralmente iniciando com o *Dolichospermum sp.* precedendo a *Microcystis sp.* Esses dois gêneros de cianobactérias são compostos por unidades celulares organizadas, respectivamente, em filamentos e em colônias. Suas dimensões são reduzidas quando comparadas aos organismos dinoflagelados do gênero *Ceratium*, razão pela qual acredita-se que as florações de *Ceratium furcoides* possam atingir concentrações de clorofila-a tão superiores às costumeiramente encontradas devido às florações de cianobactérias (GIL *et al.*, 2012; DAGA; BELMONTE; REYNA, 2020). A Figura 35 mostra imagens de *Ceratium furcoides* provenientes de amostras coletadas na BSB.

Figura 35 – Imagens do dinoflagelado *Ceratium furcoides*

Fonte: Acervo SANEP

Crossetti *et al.* (2019) estudaram as interações de espécies de fitoplâncton durante a invasão de *Ceratium furcoides* em um reservatório eutrófico raso no sudeste do Brasil, bem como as variáveis ambientais que contribuíram para o seu estabelecimento e sucesso ecológico. Os autores relataram que o aparecimento do *C. furcoides* foi precedido por um evento histórico de seca e pela remoção de macrófitas, considerados distúrbios na dinâmica do reservatório, tendo a perturbação do sedimento após a remoção das macrófitas liberado os cistos de *Ceratium* presentes no sedimento. Os autores destacam que a transparência da água aumentou após os eventos de perturbação, possibilitando alta disponibilidade de luz durante os períodos de mistura, além da diminuição da estabilidade relativa da coluna d'água.

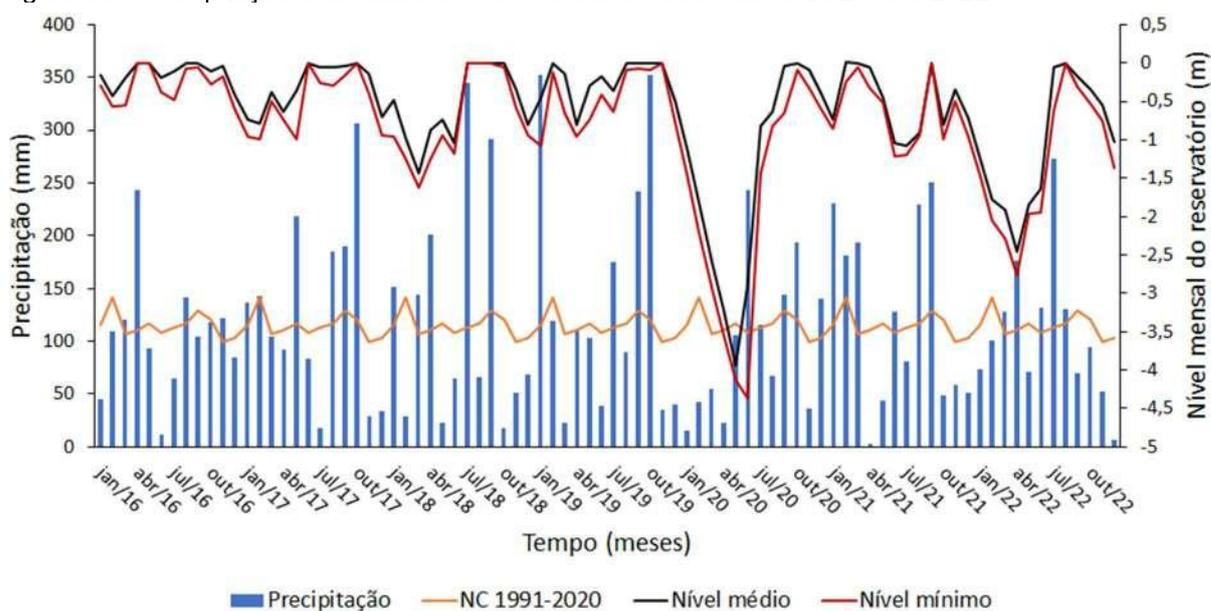
Matsumura-Tundisi *et al.* (2010) atribuíram uma floração de *Ceratium furcoides* em um dos compartimentos do reservatório Billings, SP, à mistura e turbulência da coluna d'água provocada pelos ventos de uma frente fria, removendo cistos de *Ceratium* da superfície do sedimento e promovendo condições nutricionais (N e P) para o crescimento dessa espécie na região de mistura. Os autores alertam para os efeitos prejudiciais de florações do gênero *Ceratium* aos peixes, devido ao esgotamento de oxigênio após sua decomposição, além dos problemas em potencial para os sistemas de tratamento de água.

Crossetti *et al.* (2019) e Matsumura-Tundisi *et al.* (2010) concordam ao relatarem a ocorrência de perturbações na dinâmica dos reservatórios estudados antes da observação das florações de *Ceratium furcoides*, resultando, em ambos os casos, na liberação de cistos de hibernação desse dinoflagelado na coluna d'água.

Diante do exposto, em busca de fatores que pudessem elucidar a ocorrência das florações desse organismo no reservatório da BSB nesses períodos, dados de precipitação mensal e de nível do reservatório (médio e mínimo) a partir de medições diárias realizadas pelo SANEP foram comparados entre si e com o histórico de concentrações de Clorofila-a. Inicialmente serão apresentados e discutidos os dados de precipitação e nível do reservatório, bem como sua influência nas características da água.

A Figura 36 mostra a precipitação mensal para os anos de 2016 a 2022, registrada diariamente no pluviômetro tipo cunha localizado na ETA Santa Bárbara, as Normais Climatológicas (NC) de 1991 a 2020 e as médias e mínimos mensais das medições diárias do nível do reservatório da BSB. Os valores do nível são negativos pois foi usado como ponto de referência (valor zero) a altura do vertedouro de extravasamento.

Figura 36 – Precipitação acumulada e nível mensal do reservatório de 2016 a 2022



Fonte: INMET (2023); SANEP

O Rio Grande do Sul possui um regime de precipitação bem distribuído ao longo do ano, sem predominância de uma estação seca (PENLINSON, 2023). É possível observar na Figura 36 que para a área de estudo, há recorrência de baixa pluviosidade nos meses de outono e/ou verão, com destaque para junho de 2016, julho de 2017, maio e outubro de 2018, março de 2019, janeiro e abril de 2020, abril de 2021 e dezembro de 2022. Os maiores valores de precipitação, bem acima das respectivas Normais Climatológicas, foram registrados para os mesmos meses, mas em anos diferentes: outubro de 2017, julho e setembro de 2018, janeiro e outubro de 2019 e julho de 2022. Além de concordar com a afirmação de que a precipitação no Rio Grande do Sul é bem distribuída ao longo do ano, a análise da Figura 36 mostra que os valores extremos de precipitação também foram bem distribuídos.

A Figura 36 mostra, ainda, uma queda expressiva no nível médio do reservatório no ano de 2020, atingindo seu menor valor no mês de junho (4,37m abaixo do nível de extravasamento). De acordo com Azambuja; Camelo; Lorenzini (2020), estiagem é a ocorrência de um período prolongado de baixa pluviosidade ou sua ausência, abaixo das normais climatológicas, em que a perda de umidade do solo e dos reservatórios de água é superior à sua reposição, fenômeno evidenciado no estado do Rio Grande do Sul no período de novembro de 2019 a junho de 2020.

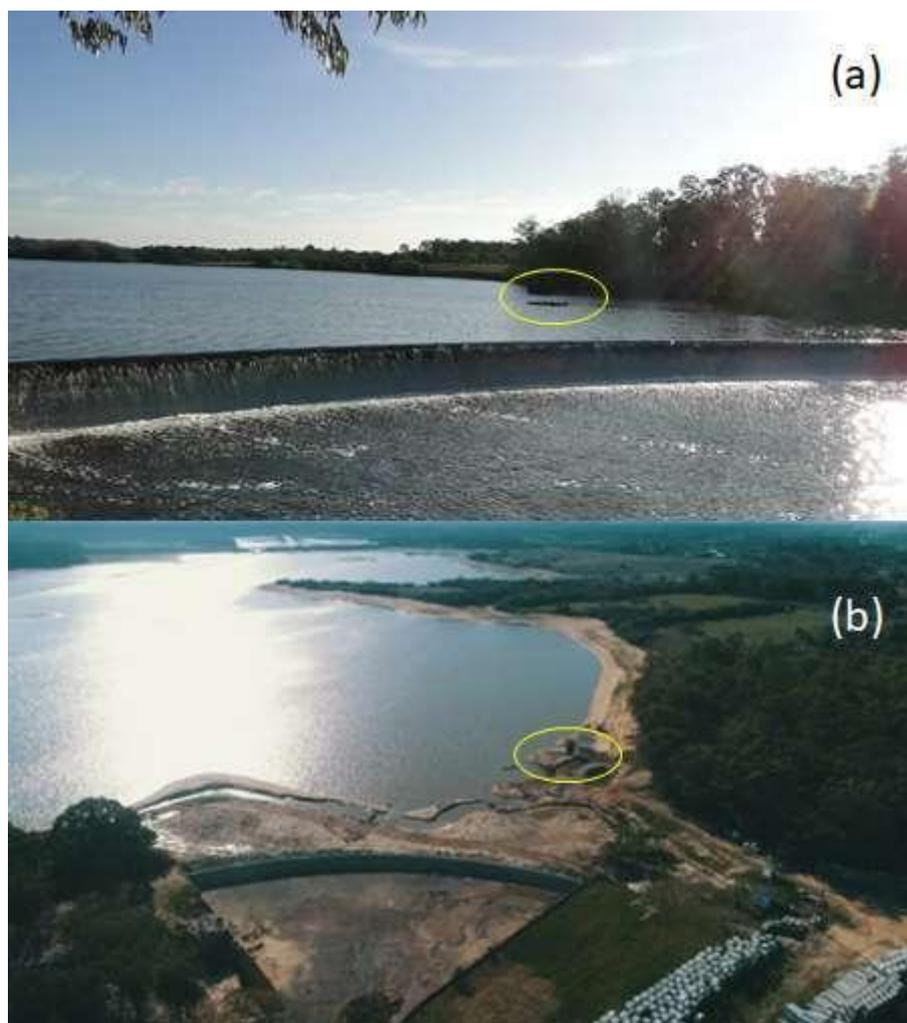
Penlinson (2023) concluiu que o regime de precipitação foi preponderante dentre os fatores hidrometeorológicos que levaram a esse evento extremo de seca. Ele relata que a seca meteorológica, caracterizada pelo déficit da precipitação em relação ao valor normal, iniciou em dezembro de 2019 e a seca hidrológica, associada à redução dos níveis médios de reservatórios superficiais e subterrâneos, iniciou no mês seguinte, janeiro de 2020, destacando-se o mês de março de 2020, que registrou apenas cerca de 20% da precipitação total esperada para o mês.

Para ilustrar os efeitos de eventos de seca sobre o reservatório da BSB, serão mostradas, na sequência, imagens do acervo do SANEP em períodos de cheia e de seca.

A Figura 37a mostra o vertedouro de extravasamento do excesso de água bruta com destaque na imagem para a localização do sistema de captação por gravidade em período de cheia. A Figura 37b mostra a situação da área de captação em um evento de seca. O extravasamento do vertedouro (nível da água igual a zero) costuma ocorrer com menos frequência do que os períodos nos quais o nível da água permanece abaixo da cota do vertedouro. No intervalo de 01/01/2015 a 31/12/2022,

constituído por 2920 dias, foi registrado extravasamento em 991 dias, representando 33,94% do tempo, com predominância dessa situação nos meses de julho a outubro. Nesses casos a captação de água bruta para a ETA é feita por gravidade.

Figura 37 – Vertedouro de extravasamento do excesso de água bruta (a) período de cheia e (b) período de seca



Fonte: Acervo SANEP

A Figura 38 mostra o sistema de captação por gravidade ao fundo e um dos tipos de estrutura que pode ser utilizada para o bombeamento de água bruta para a ETA quando a captação por gravidade é insuficiente em relação à demanda. O sistema de bombeamento mostrado nessa imagem possui tubulação de transporte próprio até a ETA, independente do sistema por gravidade, permitindo captar paralelamente por ambos os sistemas, caso desejado.

Figura 38 – Sistemas de captação de água bruta para a ETA Santa Bárbara por gravidade (ao fundo) e por bombeamento (à frente). Destaque para o aspecto da superfície da água próximo à margem, característico de floração de cianobactérias



Fonte: Acervo SANEP

A Figura 39 mostra o sistema de captação por gravidade em 28/05/2020. Em virtude da severidade desse evento de seca, a estrutura ficou totalmente exposta, sendo impossível a captação por gravidade. A imagem mostra que o bombeamento foi feito para dentro da torre de captação, utilizando a tubulação de adução por gravidade para o transporte da água bruta até a ETA. Destaca-se, à direita, a presença de maquinário para “aprofundar” o leito do reservatório.

A Figura 40 mostra a bomba de captação de água bruta inserida em poço escavado no reservatório em período seco.

Na sequência são apresentados os valores mínimos mensais do nível de água no reservatório associados às concentrações médias mensais de Clorofila-a para os anos de 2016 a 2022 (Figura 41).

Figura 39 – Bombeamento para dentro da torre de captação por gravidade



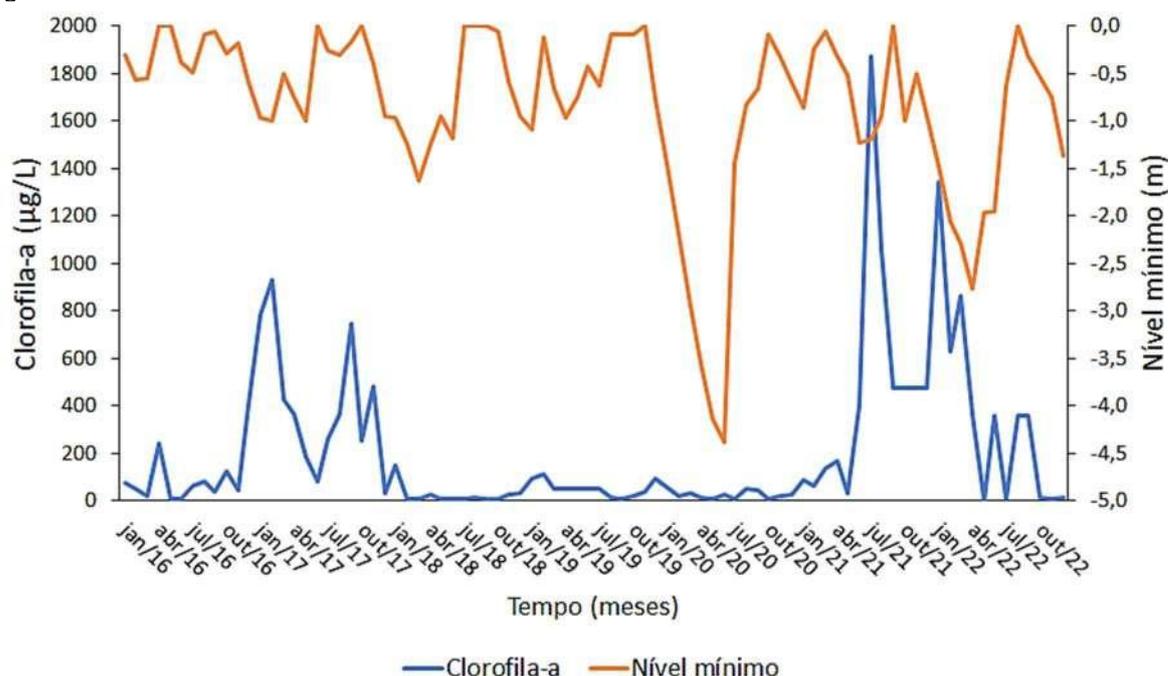
Fonte: Acervo SANEP

Figura 40 – Bomba de captação de água bruta inserida em poço escavado no reservatório



Fonte: Acervo SANEP

Figura 41 – Médias mensais de Clorofila-a e nível mínimo do reservatório da BSB de 2016 a 2022



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Na região central do reservatório, aproximadamente da ponte da BR116 em direção à adufa de fundo localizada na taipa, originalmente se encontrava o leito do arroio Santa Bárbara, permanecendo essa região com maior profundidade em relação ao entorno (PERUZZO; LEANDRO; GONÇALVES, 2020). De acordo com relato dos técnicos do SANEP¹, em 2017 foi necessário escavar um canal entre essa região e o local onde estava instalada a bomba para adução à ETA SB em função da pouca profundidade do último, embora a diminuição do nível do reservatório nesse período não esteja tão evidente na Figura 41. Já nos anos de 2019 e 2020, a baixa precipitação pluviométrica (já discutida) levou à diminuição extrema no nível do reservatório, resultando em um evento de seca tão severo que foi necessário escavar um poço na área de captação do reservatório para que fosse possível submergir a bomba para captação de água para a ETA² (Figuras 39 e 40). Em ambos os períodos, a

¹ Informação verbal fornecida por Jorge Andrade, chefe da Divisão Operacional da ETA Santa Bárbara – SANEP, em 16/05/2024.

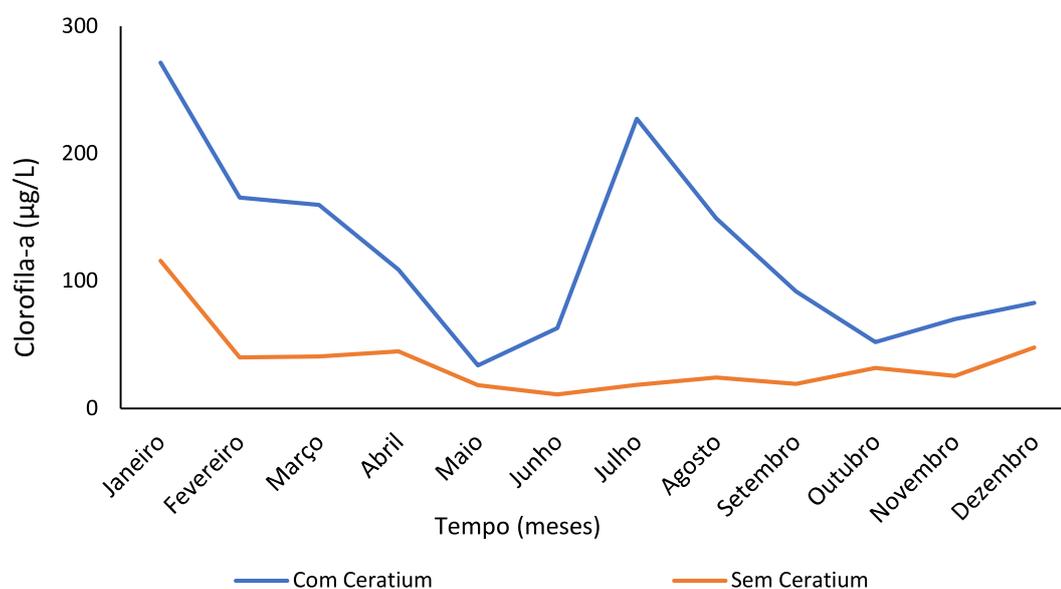
² A adução por bombeamento para a ETA Santa Bárbara é uma prática frequente em função da demanda crescente de água para abastecimento no município, entretanto, geralmente não há necessidade de dragagem do leito. Cabe destaque que em meados de 2005/2006 também foi realizada dragagem do leito para viabilizar o bombeamento, resultando, na época, na liberação de manganês e ferro na coluna d'água, levando a adaptações no tratamento e no monitoramento físico-químico da ETA que permanecem na rotina de trabalho até os dias atuais, conforme relatos durante as visitas técnicas.

manipulação do leito do reservatório pode ter implicado na alteração de sua dinâmica de forma semelhante às situações descritas por Crossetti *et al.* (2019) e Matsumura-Tundisi *et al.* (2010), justificando o aparecimento das florações de *Ceratium furcoides* na área de estudo. Porém, devido à complexidade das relações entre variáveis bióticas, abióticas e atmosféricas atuando em um ecossistema aquático, além da possibilidade de eventos atípicos e únicos, cabe destacar que essa justificativa não descarta a possibilidade de ocorrência de outros fenômenos que tenham influenciado o surgimento/não surgimento das florações e que possam não ter sido identificados na análise dos dados disponíveis até o momento.

6.5 Comparação do comportamento da concentração de Clorofila-a na BSB na presença de *Ceratium furcoides* e simulando sua ausência

Embora a presença de *Ceratium furcoides* seja uma realidade para a área de estudo, o valor elevado de Clorofila-a de suas florações pode mascarar o comportamento desse pigmento nos períodos nos quais ele está ausente ou representa uma pequena fração da comunidade fitoplanctônica. Dessa forma, optou-se por fazer uma comparação entre as médias mensais de Clorofila-a com e sem esse organismo, simulando sua ausência excluindo do cálculo das médias os meses nos quais foi detectado durante a geração do conjunto de dados “Sem Ceratium”.

Sabendo que a presença de *Ceratium furcoides* foi registrada em dezembro de 2016 e nos anos de 2017, 2021 e 2022, para a análise a seguir, o rótulo “Com Ceratium” refere-se ao período integral de 2010 a 2022, e o rótulo “Sem Ceratium” equivale ao intervalo de 2010 a 2022 excetuando-se dezembro de 2016, e os anos 2017, 2021 e 2022. Isso significa que para o rótulo “Sem Ceratium” as médias mensais de Clorofila-a para os meses janeiro a novembro foram calculadas utilizando os dados dos anos 2010 a 2016 e 2018 a 2020, enquanto para o mês de dezembro foram utilizados dados de 2010 a 2015 e 2018 a 2020. A Figura 42 mostra as médias mensais de Clorofila-a no período de 2010 a 2022, com e sem *Ceratium furcoides*.

Figura 42 – Médias mensais de Clorofila-a com e sem *Ceratium furcoides*

Fonte: Elaborado pela autora (2024)

A curva “Sem *Ceratium*” da Figura 42 segue o comportamento esperado, pois exibe as maiores médias para o mês de janeiro, devido à maior incidência solar e ao nível do reservatório no máximo até 1m abaixo da altura do vertedouro, situação na qual a zona fótica é adequada à floração de cianobactérias (BRASIL, 2014). A curva “Com *Ceratium*”, por sua vez, além das maiores médias em janeiro, exibe um pico de concentração nos meses de julho e agosto, atribuído à presença de *Ceratium furcoides*. Esse comportamento pode ser consequência da liberdade para mobilidade que esse organismo possui pela presença de flagelos, movimentando-se na coluna d’água em busca das melhores condições ambientais para o seu desenvolvimento (CAVALCANTE *et al.*, 2016).

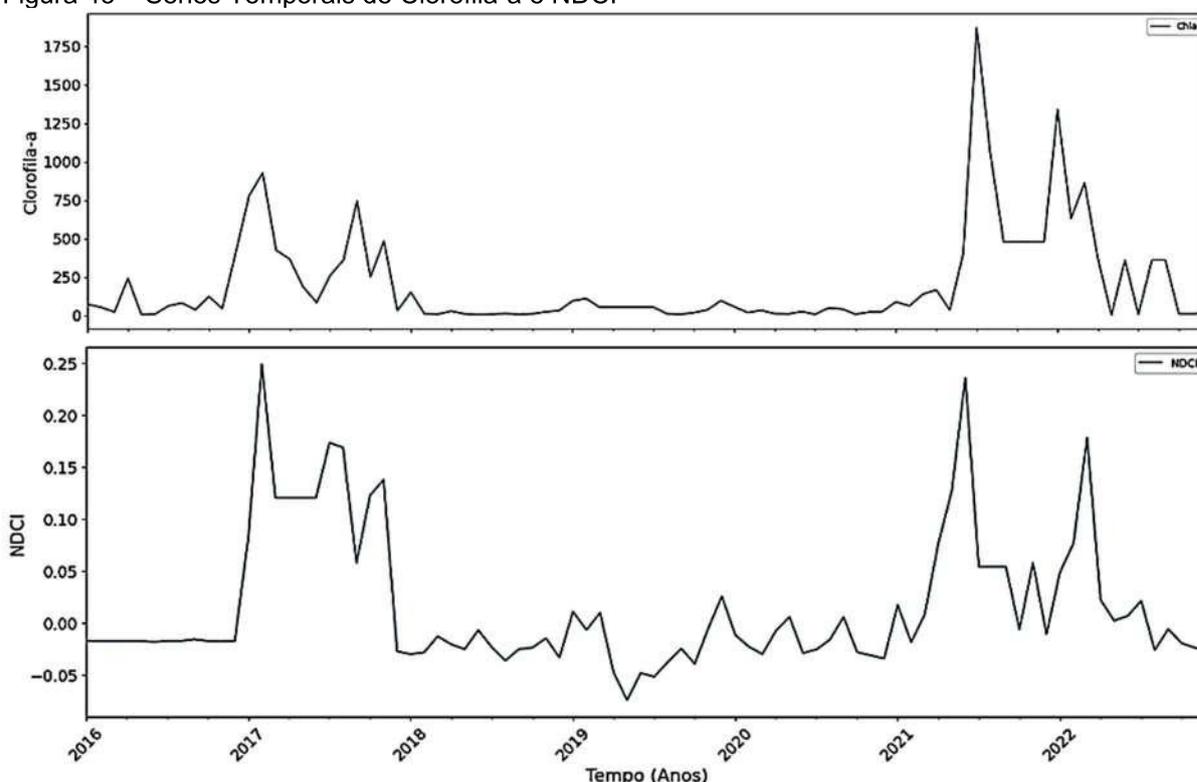
Sendo assim, fica novamente demonstrada a influência das florações de *Ceratium furcoides* sobre a magnitude da concentração de Clorofila-a, sugerindo que a presença de concentrações atipicamente elevadas desse parâmetro para um dado local possa ser considerada uma evidência da presença desse organismo em um evento de floração.

6.6 Séries temporais de Clorofila-a e NDCI

O conceito de séries temporais foi desenvolvido inicialmente para aplicação na área de economia, sendo limitada sua utilização em estudos ambientais, devido à alta imprevisibilidade associada à variabilidade dos parâmetros ambientais. Entretanto, para investigar o comportamento da concentração de Clorofila-a e do NDCI ao longo do tempo, os dados disponíveis de cada parâmetro foram individualmente plotados na forma de séries temporais que foram posteriormente decompostas para observação de suas componentes de tendência.

A Figura 43 mostra as séries temporais de Clorofila-a e de NDCI para o período de 2016 a 2022, respectivamente, na qual é possível observar certa similaridade no comportamento temporal da Clorofila-a medida *in situ* e do NDCI obtido a partir do aplicativo AlgaeMAp, visto que ambas as variáveis apresentam oscilações mais proeminentes praticamente para os mesmos intervalos de tempo.

Figura 43 – Séries Temporais de Clorofila-a e NDCI



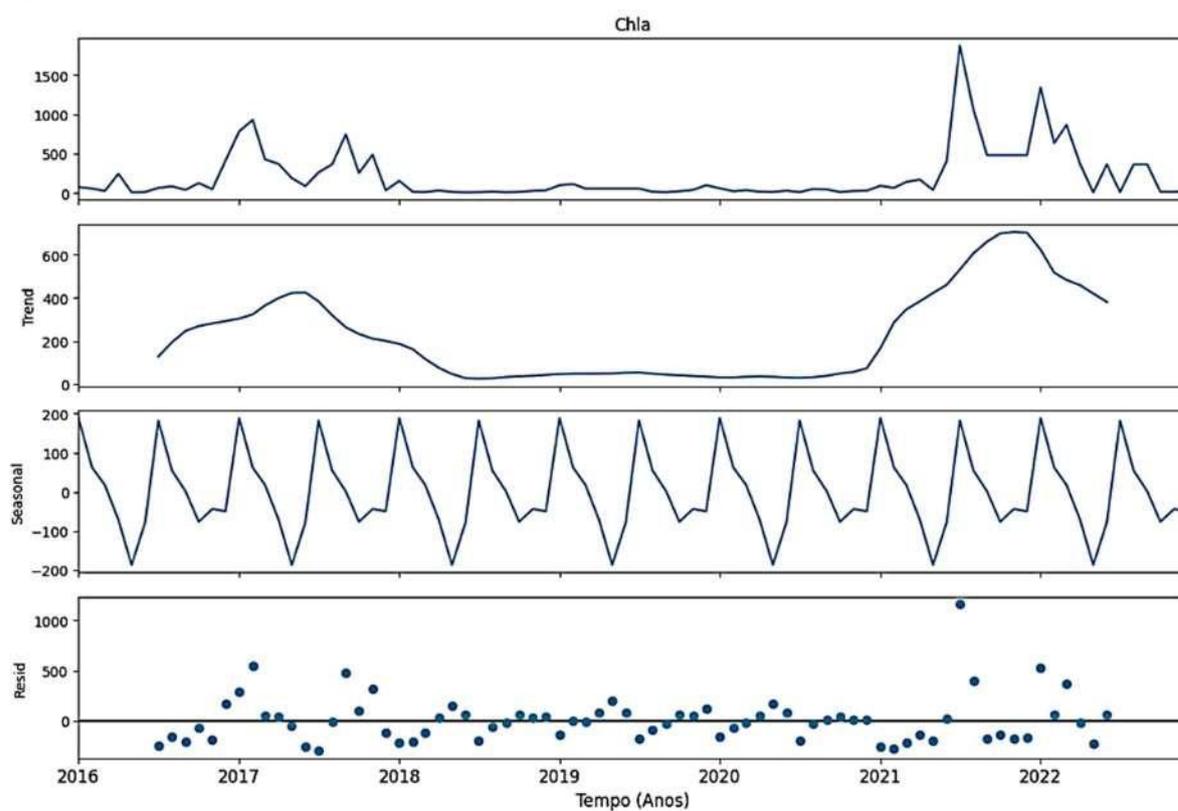
Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Ambas as séries mostradas da Figura 43 apresentaram concentrações mais altas de 2017 a 2018, uma relativa estabilidade com valores menores no período de 2018 ao início de 2021, e nova elevação aproximadamente do segundo trimestre de 2021 ao segundo trimestre de 2022. Embora tenham sido utilizados todos os dados disponíveis nas séries históricas de Clorofila-a e de NDCI independentemente da coincidência das coletas com a passagem do satélite, requisito para modelagem, o formato das curvas sugere ser possível utilizar o NDCI para estimar a Clorofila-a mesmo em períodos com florações de *Ceratium furcoides*, pois os efeitos de sua presença foram captados pelo NDCI.

Ainda na Figura 43 é possível observar que o pico de concentração de Clorofila-a em 2017 é menor do que em 2021. Esse comportamento pode estar associado ao fato de que em maio de 2017 foi registrada a presença somente de *Ceratium furcoides* na composição do fitoplâncton, com aproximadamente 14.800 organismos; já em julho de 2021 foram registrados aproximadamente 3.400 organismos de *C. furcoides*, porém associados à aproximadamente 16.800 células de diferentes gêneros de cianobactérias. Maio de 2017 e julho de 2021 foram os meses com as maiores quantidades de fitoplâncton registradas nos dados disponibilizados pelo SANEP. Cabe destacar que de 2018 a 2021 foi detectada pelo SANEP a presença de poucos organismos de *C. furcoides* no reservatório, porém, sem ocorrência de floração.

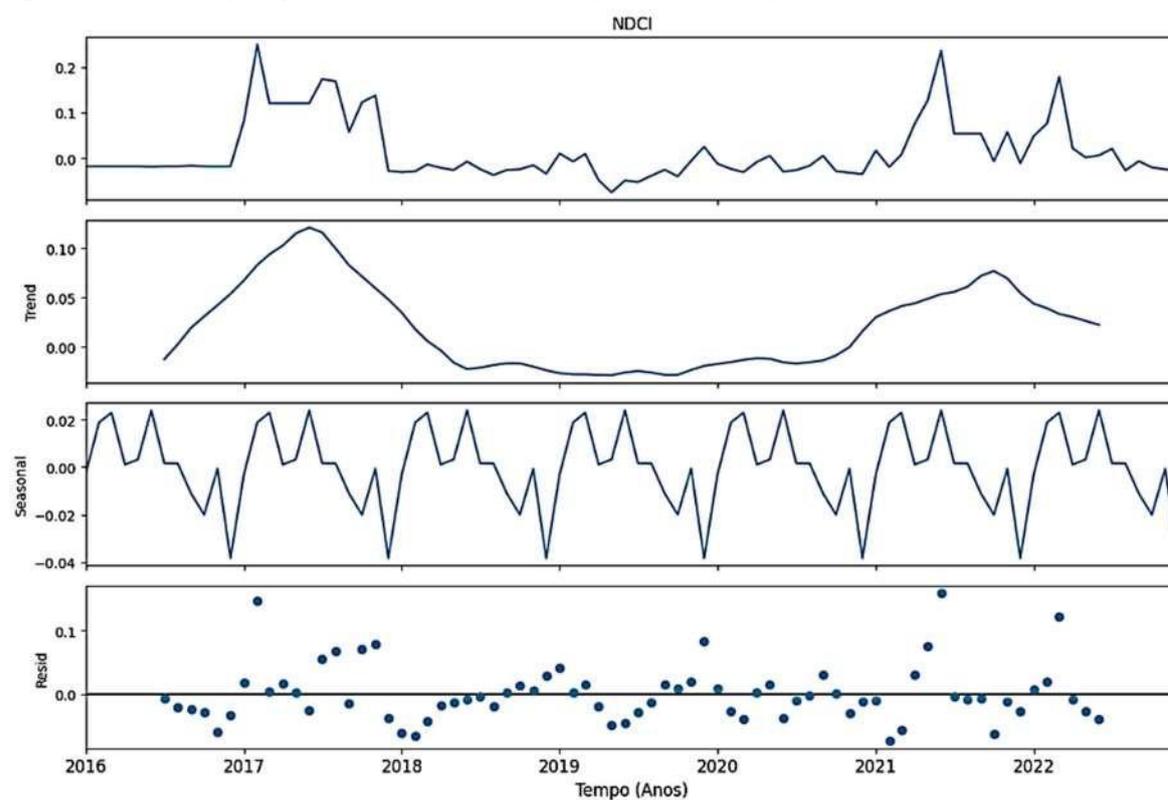
As Figuras 44 e 45 mostram, respectivamente, as decomposições das séries temporais de Clorofila-a e de NDCI, cada uma composta, respectivamente, pela plotagem dos parâmetros e das componentes de tendência, sazonalidade e resíduos, todos em função do tempo. Em ambos os casos foi utilizado o método clássico aditivo com período de 12 meses. A componente tendência observada na Figura 44 apresenta dois momentos de aumento e diminuição da concentração de Clorofila-a com duração aproximada de um ano cada correspondendo aos períodos com presença de florações de *Ceratium furcoides* no reservatório, os anos de 2017 e 2021/2022. Na Figura 45 a componente de tendência também mostra dois eventos de aumento e diminuição do NDCI, mas com valores maiores ocorrendo no primeiro evento (2017), ao contrário da Clorofila-a, na qual ocorreu no segundo evento. Isso pode estar associado a dificuldade de coleta de amostras para análise de Clorofila-a em 2021 em função da seca extrema em 2020, na qual o volume do reservatório diminuiu expressivamente, inclusive com exposição do leito do reservatório, o que pode ter resultado em eventual superestimação desse parâmetro.

Figura 44 – Decomposição clássica da Série Temporal de Clorofila-a pelo método aditivo



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

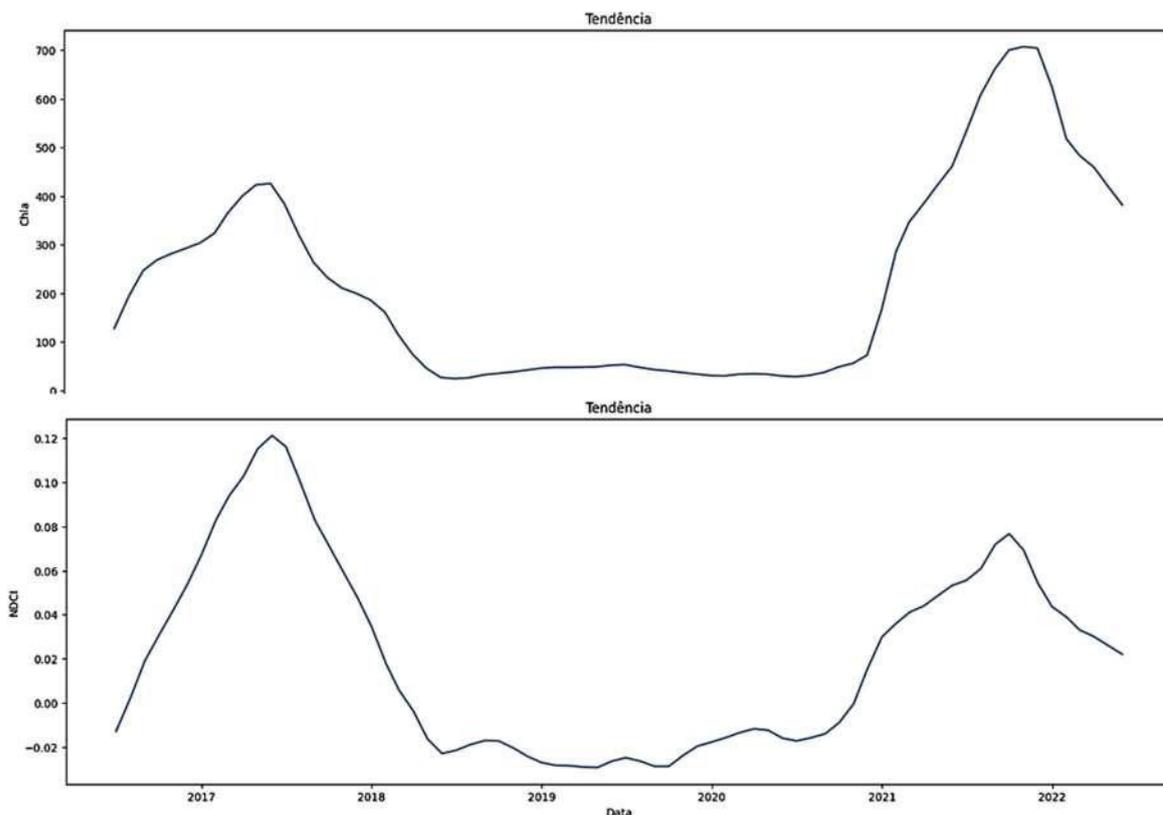
Figura 45 – Decomposição clássica da Série Temporal de NDCI pelo método aditivo



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

A Figura 46 mostra as parcelas de tendência de cada uma das séries destacadas das demais para melhor visualização e comparação.

Figura 46 – Parcela de tendência das séries temporais de Clorofila-a e NDCI



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

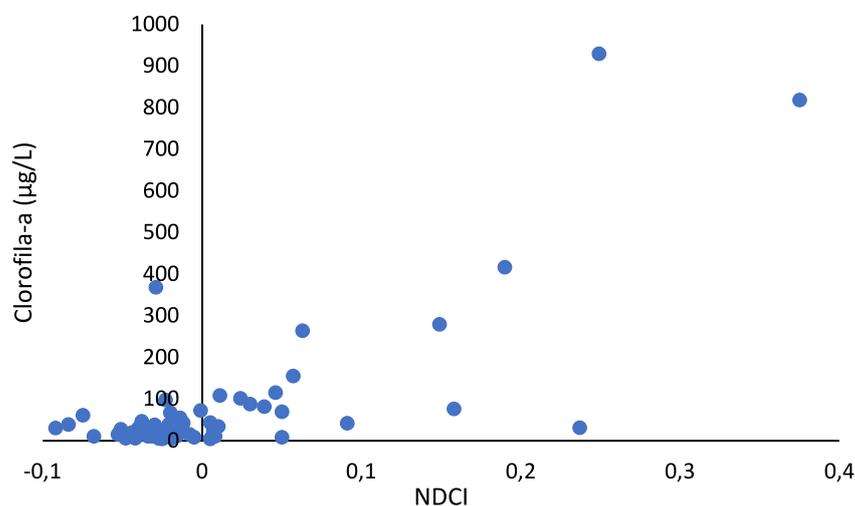
A observação visual da Figura 46 não parece indicar uma propensão ao aumento ou à diminuição dos valores de Clorofila-a e, conseqüentemente, do grau de eutrofização do reservatório ao longo do tempo. O formato aproximadamente constante das parcelas de tendência ao longo do eixo horizontal no período de 2018 a 2021 sugere que não há evidências de aumento progressivo no grau de eutrofização do reservatório, pois os valores extremos de Clorofila-a provocados pelas florações desse organismo ocorrem apenas durante a floração, retornando às concentrações típicas de Clorofila-a na sua ausência. Cabe destacar o que foi discutido na análise da Figura 43 em relação à presença somente de *Ceratium furcoides* associada ao pico de concentração de Clorofila-a de 2017 e à presença dele somada à diferentes gêneros de cianobactérias no pico de 2021. De acordo com Bouzada (2012), o formato

e frequência dos picos observados para ambas as variáveis se assemelha mais ao conceito de flutuações aleatórias do que da definição de ciclos, não havendo indícios de que esse seja um comportamento repetitivo característico. Tendo em vista que essa afirmação se refere à análise dos dados disponíveis até o momento, recomenda-se dar continuidade ao monitoramento para confirmar essa ideia de forma mais robusta.

6.7 Equação para estimar a concentração de Clorofila-a no reservatório da BSB

Evidenciada a similaridade no comportamento temporal da concentração de Clorofila-a e do NDCI, os 67 pares NDCI/Clorofila-a obtidos no período de janeiro de 2016 a julho de 2024 com até ± 3 dias de diferença entre a coleta e a passagem do satélite foram plotados em um gráfico de dispersão (Figura 47).

Figura 47 – Gráfico de dispersão dos pares de Clorofila-a e NDCI de janeiro de 2016 a julho de 2024



Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Na sequência, os dados foram submetidos a três diferentes modelos de regressão escolhidos a partir das referências mostradas na Tabela 18. Os resultados obtidos nesse estudo são mostrados na Tabela 19.

Tabela 18 – Modelos de regressão

Modelo	Equação	Referência
R. Linear simples	$Chla = 40,701 + 693,57.NDCI$	WATANABE <i>et al.</i> , 2017
R. Polinomial de 2ª ordem	$Chla = 14,039 + 86,115.NDCI + 194,325.NDCI^2$ $Chla = 2,153 + 999,01.NDCI - 419,52.NDCI^2$	MISHRA; MISHRA, 2012; WATANABE <i>et al.</i> , 2017
R. Potência (Power law)	$Chla = 23,44.(1 + NDCI)^{7,95}$	LOBO <i>et al.</i> , 2021

Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Tabela 19 – Resultados dos modelos de regressão aplicados aos dados brutos

Modelo	Equação	R ²	RMSE	MAPE	MAE
R. Linear simples	$Chla = 66,93 + 1515,89.NDCI$	0,57	105,46	2,44	57,43
R. Polinomial de 2ª ordem	$Chla = 46,2 + 626,14.NDCI + 4181,4.NDCI^2$	0,64	95,80	0,73	46,91
R. Potência (Pow2P2)	$Chla = 59,11.(1 + NDCI)^{8,59}$	0,62	98,76	0,69	53,80

Fonte: Elaborado pela autora (2024)

De acordo com a Tabela 19, as melhores métricas de ajuste obtidas nesse estudo foram para o método de Regressão Polinomial de 2ª ordem, com $R^2 = 0,64$, $RMSE = 95,80\mu\text{g.L}^{-1}$, $MAPE = 73\%$ e $MAE = 46,91\mu\text{g.L}^{-1}$. Mishra; Mishra (2012) encontraram o melhor ajuste na validação do NDCI com dados de campo através de uma equação polinomial de segunda ordem, obtendo $R^2 = 0,90$ e $MAE = 2,49\text{mg.m}^{-3}$. Watanabe *et al.* (2017) obtiveram R^2 de 0,692 e 0,713 para modelos entre NDCI e Clorofila-a de 1ª e 2ª ordem, respectivamente. Lobo *et al.* (2021) obtiveram o melhor ajuste para o modelo de potência (Power-law) com $R^2 = 0,86$ e MAPE próximo a 90% (Tabela 18).

Considerando a ordem de grandeza moderada do R^2 obtido nesse estudo em comparação aos trabalhos citados, optou-se pela aplicação de *Machine Learning* na tentativa de aumentar a precisão da equação de ajuste, considerando para comparação a Regressão polinomial de 2ª ordem. Inicialmente foram testados os métodos *Randon forest*, Modelo linear generalizado (geral e bayesiano) e Árvore de decisão, disponíveis no pacote caret do RStudio, optando-se pelo *Randon forest*. Na sequência, foi testado o hiperparâmetro mtry e os parâmetros número de árvores e

semente aleatória, bem como a utilização de validação cruzada com e sem separação de base de teste.

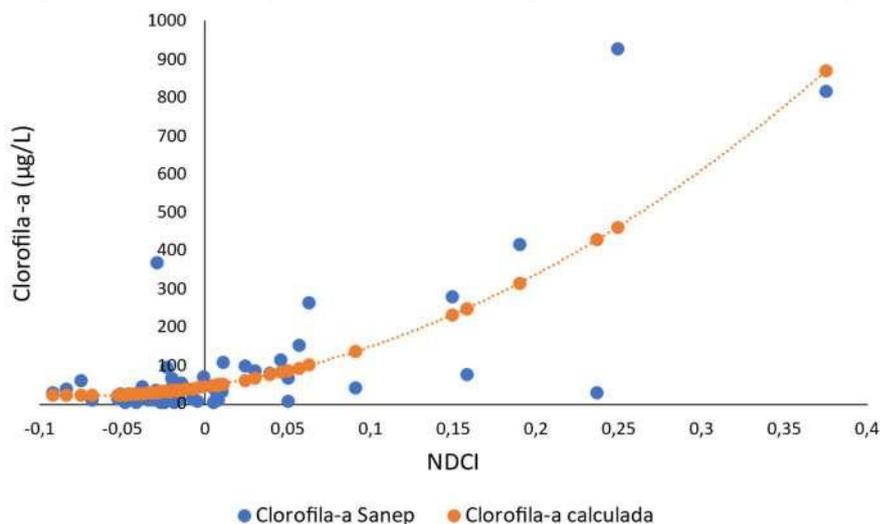
A configuração na qual os resultados mais se assemelharam à análise de regressão aplicada diretamente aos dados brutos foi $mtry = 2$, validação cruzada ($k=10$) sem separação de base de teste e 500 árvores (valor padrão), obtendo-se para ajuste com regressão polinomial de 2ª ordem: $R^2 = 0,64$, $RMSE = 96,75 \mu\text{g.L}^{-1}$, $MAPE = 0,78$ e $MAE = 46,81 \mu\text{g.L}^{-1}$. Embora não represente a exaustão das possibilidades, esse resultado reforça o alerta de Zhu; Yang; Ren (2023) de que nem sempre o uso de *Machine Learning* oferece vantagens em comparação aos métodos estatísticos tradicionais. Atribui-se o desempenho no máximo semelhante entre os resultados com e sem a aplicação de *Machine Learning* para esse caso em particular ao reduzido número de observações da base de dados. Zhi *et al.* (2024) alertam para a dificuldade dos modelos tradicionais de Machine Learning em capturar dependências temporais de longo prazo em dados escassos, como costumam ser os dados de qualidade da água. Os autores esclarecem que embora abordagens mais sofisticadas como *Deep Learning* (Aprendizado profundo) ofereçam vantagens em relação aos métodos tradicionais, permanece a dependência de conjuntos de dados grandes o suficiente para promover o treinamento dos algoritmos de forma a captar os padrões e a estrutura dos dados. Além disso, as altas concentrações de Clorofila-a provocadas pelas florações de *Ceratium furcoides* aumentam a variabilidade dos dados, dificultando a distinção entre padrões e situações episódicas como as referidas florações. Porém, mesmo que o resultado da aplicação de *Machine Learning* tenha sido modesto devido a característica da base de dados disponível, ele representa um incentivo à manutenção de estudos para desenvolvimento de estratégias que permitam a adaptação de metodologias já consolidadas às realidades de pesquisa existentes no país, e até mesmo para aprimoramento dessas metodologias.

Sendo assim, foi considerada como tendo apresentado o melhor ajuste para utilização na BSB a Equação 6, obtida pela análise de regressão polinomial de 2ª ordem aplicada diretamente à base de dados original de concentrações de Clorofila-a proveniente das coletas *in situ*:

$$Chla = 46,2 + 626,14.NDCI + 4181,4.NDCI^2 \quad (6)$$

A Figura 48 mostra a plotagem dos dados de Clorofila-a originais do SANEP e dos resultados obtidos pela aplicação da equação seleccionada, ambos em relação ao NDCI.

Figura 48 – Plotagem das concentrações de Clorofila-a originais e calculadas em função do NDCI



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Embora o R^2 tenha alcançado magnitude próxima aos resultados dos autores citados, o RMSE e o MAE foram muito superiores, indicando maiores erros na aplicação da equação obtida nesse estudo, ou seja, menor confiabilidade. A observação dos desvios individuais de cada ponto revelou superestimação em aproximadamente 63% dos casos.

Associa-se a dificuldade em desenvolver uma equação com um bom ajuste aos dados de campo da BSB à presença do *Ceratium furcoides* por conter elevadas quantidades de Clorofila-a devido ao seu grande volume celular. Mesmo assim, o NDCI se mostrou capaz de detectar essas altas concentrações, se apresentando como uma alternativa viável e disponível como preditor de Clorofila-a na ausência de um índice desenvolvido especificamente para sistemas aquáticos sujeitos a florações desse organismo.

7 Conclusões

Considerando o primeiro objetivo específico, a análise do uso e ocupação do solo para o intervalo avaliado revelou que apesar de ter diminuído em 25,83%, a classe Formação Campestre permanece predominante na BHASB-M, ocupando 26,97% de sua área total em 2022. O aumento na área das classes que podem ser consideradas formações não naturais evidencia o aumento da influência antrópica na ocupação do solo, mesmo que mais de 40% da BHASB-M permaneça ocupada por formações naturais. Dentre os usos antrópicos, embora a classe Área Urbanizada represente somente 6,80% da área total da BHASB-M em 2022, seu aumento em 80,01% de 2000 a 2022 alerta para a necessidade de planejamento sanitário (drenagem pluvial, coleta e tratamento de esgoto doméstico/industrial) especialmente em suas sub-bacias mais comprometidas, SBSB e SBST. Adicionalmente, devido ao efeito de diluição de poluentes promovido pelo tributário Passo do Cunha, cabe destaque a promoção da preservação dessa sub-bacia tanto quanto a mitigação da poluição nas demais.

Em relação à contribuição de cada sub-bacia, investigado como segundo objetivo específico, a SBSB, drenada pelo tributário SgB, na qual predominam agricultura, silvicultura e área urbanizada, apresentou as maiores concentrações de PT. A SBST, ocupada em mais de 75% de sua superfície por área urbanizada teve predominância de NAT nas águas do tributário ST, através do qual é drenada. A SBASB, drenada pelo afluente EPA, possui mais de 50% de sua área ocupada pelas formações naturais Campestre e Florestal, apresentando as maiores concentrações de DBO, possivelmente provenientes da decomposição da vegetação aquática em geral, especialmente por tratar-se de um corpo hídrico intermitente. A SBAM, com predomínio de silvicultura e campo, é drenada pelo PC que, embora menos poluído, destacou-se como o principal preditor da concentração de PT na BSB devido à maior vazão de seu aporte, contribuindo substancialmente para a diluição dos poluentes no reservatório. A SBDI, majoritariamente ocupada por Agricultura e Formação Campestre, não possui monitoramento de tributários. Diante desse contexto, os maiores riscos em potencial para a qualidade das águas da BSB são oferecidos pela drenagem da SBSB e da SBST, em função da influência que exercem sobre o

processo de eutrofização do reservatório pelas altas cargas de nutrientes que aportam.

Quanto ao terceiro objetivo específico, a similaridade temporal das séries de Clorofila-a e NDCI revelou a capacidade desse último em detectar variações na concentração de Clorofila-a na presença de *Ceratium furcoides*, viabilizando a utilização do NDCI como preditor para Clorofila-a no reservatório. A equação polinomial de 2ª ordem ($R^2 = 0,64$) obtida se apresenta como uma alternativa complementar ao monitoramento desse importante indicador de estado trófico utilizando sensoriamento remoto orbital multiespectral.

Em relação a hipótese apresentada, a execução deste estudo trouxe maior compreensão das características da área de drenagem da BHASB-M pela confirmação das sub-bacias da Sanga da Barbuda (SBSB) e da Santa Terezinha (SBST) como maiores portadoras de nutrientes, contribuindo em maior grau para a eutrofização da BSB, conforme originalmente hipotetizado. Verifica-se essa concordância tanto em função das características de uso e cobertura do solo das sub-bacias, quanto em função das concentrações de nutrientes observadas nas análises de qualidade da água dos respectivos tributários. Felizmente, os menores teores de nutrientes no reservatório revelam que o aporte dos tributários que drenam as regiões menos poluídas contribui para uma boa diluição da carga nutricional, especialmente se for considerada a importância do afluente Passo do Cunha (SBAM) como preditor de maior importância da concentração de Fósforo Total no reservatório.

Diante do exposto, dada a importância ambiental e econômica de seu reservatório de drenagem para o município, torna-se imprescindível investir na gestão da BHASB-M para dirimir seu processo de eutrofização e consequências resultantes.

8 Considerações finais

O desenvolvimento desse estudo foi possível devido à disponibilidade do SANEP em compartilhar seus dados de monitoramento, permitindo, através da parceria entre a academia e os gestores da prática tecnológica, o direcionamento e a aplicabilidade do conhecimento científico produzido para benefício da sociedade.

Através dele foi confirmada a hipótese de que as sub-bacias que drenam as áreas mais urbanizadas fornecem um maior aporte de nutrientes, favorecendo a degradação da qualidade da água e comprometendo seu uso para abastecimento público. Espera-se que essa comprovação com embasamento técnico contribua com as ações de planejamento e gestão da bacia hidrográfica.

A ocorrência de florações de *Ceratium furcoides* foi associada a perturbações na hidrodinâmica do reservatório devido a intervenções operacionais em função da necessidade de aprofundamento do leito para adução de água bruta em situações de nível de água baixo. Essas perturbações promoveram a ativação de cistos de repouso desse organismo, hábil competidor por recursos ambientais, culminando nos eventos de floração. Não foi possível identificar variáveis ou padrões específicos que tenham influenciado no surgimento ou não das florações, além das condições bióticas e abióticas favoráveis ao desenvolvimento fitoplanctônico em geral e das perturbações hidrodinâmicas apontadas pela literatura, porém, tendo ciência disso, os gestores tem a oportunidade de elaborar ações preventivas ou mitigadoras caso futuras intervenções sejam necessárias.

Espera-se que a equação obtida para estimar a concentração de Clorofila-a a partir do NDCI contribua com o monitoramento hidrobiológico já executado pelo SANEP. Além disso, espera-se que a caracterização da área de estudo e demais dados técnicos gerados sejam úteis na elaboração do Plano Ambiental de Conservação e Uso do Entorno de Reservatório Artificial – PACUERA e no desenvolvimento de pesquisas futuras.

Desafios inerentes à pesquisa, tais como a dificuldade em parear dados de campo e de sensoriamento remoto devido à nebulosidade característica da região, a vulnerabilidade diante da variação climática sujeita a eventos extremos ou a insuficiência de dados para aplicação de determinadas metodologias de análise de

dados, não devem desestimular a busca pelas abordagens mais adequadas para tratamento e avaliação dos dados.

Como continuidade, sugere-se:

- implementar monitoramento de qualidade da água no tributário que drena a Sub-bacia Distrito Industrial (SBDI), devido aos riscos oferecidos pelo uso e cobertura do solo na sua área de drenagem, revelado como predominantemente antrópico;
- verificar e avaliar a ocorrência/influência de aportes de efluentes domésticos, tratados ou não, especialmente os lançados no sistema de drenagem pluvial, caso presentes, no intuito de aprimorar a proteção da qualidade da água do reservatório, principalmente no controle dos precursores do processo de eutrofização, cujos tributários Sanga da Barbuda e Santa Terezinha foram identificados como maiores contribuintes;
- priorizar, no monitoramento sistemático já implantado/executado pelo SANEP, a manutenção/inclusão de análises de parâmetros que auxiliem na identificação de fontes específicas de poluição, como Fósforo Total, Cloretos, série Nitrogenada, entre outros, além do Oxigênio Dissolvido, importante parâmetro de qualidade da água e manutenção da vida aquática;
- implementar monitoramento remoto periódico das concentrações de Clorofila-a na região de captação e nas proximidades do deságue de cada tributário principal, paralelamente ao monitoramento *in situ* já implementado, como protocolo complementar no estudo da distribuição espaço-temporal desse parâmetro;
- implementar ou intensificar a análise taxonômica e quantitativa do fitoplâncton no reservatório (captação) e principais tributários quando detectado aumento iminente da concentração de Clorofila-a através do monitoramento remoto.

Referências

AGEITEC – Agência Embrapa de Informação Tecnológica. Disponível em: <https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/tematicas/solos-tropicais>. Acesso em: 19 jul. 2022.

ALCANTARA, E.; COIMBRA, K.; OGASHAWARA, I.; RODRIGUES, T.; MANTOVANI, J.; ROTTA, L. H.; PARK, E.; CUNHA, D. G. F. A satellite-based investigation into the algae bloom variability in large water supply urban reservoirs during COVID-19 lockdown. **Remote Sensing Applications: Society and Environment** 23 (2021) 100555. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2021.100555>

ANSPER, A.; ALIKAS, K.; Retrieval of Chlorophyll a from Sentinel-2 MSI Data for the European Union Water Framework Directive Reporting Purposes. **Remote Sensing**, 2019, 11, 64; <https://doi.org/10.3390/rs11010064>.

APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. American Public Health Association. American Water Works Association. Water Environmental Federation. 21^a ed, Washington: 2005. 1082 p.

ARABI, B.; SALAMA, M.S.; WERNAND, M.R.; VERHOEF, W.; MOD2SEA: A Coupled Atmosphere-Hydro-Optical Model for the Retrieval of Chlorophyll-a from Remote Sensing Observations in Complex Turbid Waters. **Remote Sensing**, 2016, 8(9), 722; <https://doi.org/10.3390/rs8090722>

AZAMBUJA, C. B.; CAMELO, L. G. G.; LORENZINI, R. Efeitos da estiagem na água para consumo humano no Rio Grande do Sul entre 2019 e 2020. **Revista Afluente**, Ano IV / Nº 8 – Dezembro/2020. 2020.

BARBOSA, C.C.F.; NOVO, E.M.L.M.; MARTINS, V.S. **Introdução ao Sensoriamento Remoto de Sistemas Aquáticos: princípios e aplicações**. 1^a edição. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São José dos Campos, 161p, 2019. ISBN 978-85-17-00095-9 (E-book)

BAYER, D.M.; CASTRO, N.M.R.; BAYER, F.M. Modelagem e Previsão de Vazões Médias Mensais do Rio Potiribu Utilizando Modelos de Séries Temporais. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos** – RBRH. Vol.17 n.2 - Abr/Jun 2012, 229-239. 2012.

BENKOV, I.; VARBANOV, M.; VENELINOV, T.; TSAKOVSKI, S. Principal Component Analysis and the Water Quality Index—A Powerful Tool for Surface Water Quality Assessment: A Case Study on Struma River Catchment, Bulgaria. **Water** 2023, 15, 1961. <https://doi.org/10.3390/w15101961>

BERNARDI, A.C.C. et al. Agricultura de precisão: resultados de um novo olhar. Brasília, DF: **Embrapa**, 2014. 596 p. ISBN 978-85-7035-352-8. 2014.

BICUDO, C.; MENEZES, M. **Gêneros de Algas de Águas Continentais do Brasil: chave para identificação e descrições**. 3a ed. [s.l.] Rima, 2017.

BOGALE, A. Morphometric analysis of a drainage basin using geographical information system in Gilgel Abay watershed, Lake Tana Basin, upper Blue Nile Basin, Ethiopia. **Applied Water Science**, v. 11, n. 7, p. 122, 2021.

BORGES, V. S.; OLIVEIRA, W.N. Análise multitemporal do uso e cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Meia Ponte. **REEC – Revista Eletrônica de Engenharia Civil** Vol. 17 - nº1 (2021). ISSN: 2179-0612. DOI: 10.5216/reec.V17i1.68192. 2021.

BOUKARI, O. T.; MAMA, D.; ABOU, Y.; BAWA, M. L. Physico-Chemical Features of the Kpassa Reservoir, Northern Benin, with Emphasis on Its Trophic State: A Preliminary Study. **Journal of Environmental Protection**, 2016, 7, 2067-2080. <http://www.scirp.org/journal/jep>. ISSN Online: 2152-2219

BOUZADA, M. A. C. **Aprendendo a decomposição clássica: Tutorial para um Método de Análise de Séries Temporais**. TAC. Universidade Estácio de Sá. Rio de Janeiro, 2012. Disponível em: https://arquivo.anpad.org.br/periodicos/arg_pdf/a_1320.pdf. Acesso em: 19 jun. 2024.

BRANCO, S. M. Material e técnicas empregadas em Hidrobiologia. Em: **Hidrobiologia Aplicada a Engenharia Sanitária**. 2a. ed. São Paulo: CETESB, 1978. p. 169–243

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil**: texto constitucional promulgado em 5 de outubro de 1988, com as alterações determinadas pelas Emendas Constitucionais de Revisão nos 1 a 6/94, pelas Emendas Constitucionais nos 1/92 a 91/2016 e pelo Decreto Legislativo no 186/2008. – Brasília: Senado Federal, Coordenação de Edições Técnicas, 2016b. 496 p. ISBN: 978-85-7018-698-0. Disponível em: https://www2.senado.leg.br/bdsf/bitstream/handle/id/518231/CF88_Livro_EC91_2016.pdf. Acesso em: 19 jul. 2023.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 302, de 13 de maio de 2002a**. Dispõe sobre os parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente de reservatórios artificiais e o regime de uso do entorno. Disponível em: <https://www.ipplap.com.br/docs/resolucaoconama302.pdf>. Acesso em: 20 jul. 2023.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 303, de 20 de março de 2002b**. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. Disponível em: <https://www.ipplap.com.br/docs/resolucaoconama302.pdf>. Acesso em: 20 jul. 2023.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA 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. Diário Oficial da União: Brasília, DF, n 053, de 18/03/2005, p. 58-63. Disponível em: http://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=450 Acesso em: 24 jun. 2023.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Lei nº 11.445 de 05 de janeiro de 2007**. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico e cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico. Brasília, 2007. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2007-2010/2007/lei/L11445compilado.htm Acesso em: 01 dez. 2024.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 430, de 15 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Diário Oficial da União: Brasília, DF, de 16/05/2011. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=114770>. Acesso em: 03 ago. 2023.

BRASIL. **Lei Nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2011-2014/2012/lei/L12651compilado.htm Acesso em: 20 jul. 2023.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS**. Brasília: Funasa, 2014. 112 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Agência Nacional de Águas. **Resolução ANA nº 643, de 27 de junho de 2016**. Altera o Programa de Estímulo à Divulgação de Dados de Qualidade de Água – QUALIÁGUA e dá outras providências. Diário Oficial da União: Brasília, DF, 30 junho 2016. Seção 1, p. 81.

BRASIL, Ministério da Saúde, **Portaria GM/MS nº 888, de 04 de maio de 2021**, Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, Diário Oficial [da] União: Brasília, DF, n, 85, p, 127-127, 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Ecosistemas Bioma Pampa**. 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/ecossistemas-1/biomas/pampa>. Acesso em: 06 jun. 2022.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. SGB. **Serviço Geológico do Brasil – CPRM**. 2023. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/>. Acesso em: 23 jul. 2023.

BROWNLEE, J. How to decompose time series data into trend and seasonality.

Machine Learning Mastery website. 2020. Disponível em:

<https://machinelearningmastery.com/decompose-time-series-data-trend-seasonality/>

Acesso em 22. Jun 2024.

CALIJURI, M.C.; ALVES, M.S.A.; DOS SANTOS, A.C.A. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais**. São Carlos: RiMa, 2006

CARLSON, R.E. A trophic state index for lakes. **Limnology and oceanography**, v. 22, n. 2, p. 361-369, 1977. Disponível em:

https://www.owrb.ok.gov/quality/standards/pdf_standards/scenicrivers/Carlson%201977.pdf. Acesso em: 30 jul. 2022.

CARNEIRO, T.; MEDEIROS DA N´OBREGA, R. V.; NEPOMUCENO, T.; BIAN, G.; DE ALBUQUERQUE, V. H. C.; FILHO, P. P. R. **Performance analysis of google colab as a tool for accelerating deep learning applications**. IEEE Access, 6:61677–61685. DOI: [10.1109/ACCESS.2018.2874767](https://doi.org/10.1109/ACCESS.2018.2874767). Licença [CC BY 3.0](https://creativecommons.org/licenses/by/3.0/). 2018.

CARRASCO GUTIÉRREZ, J. L. **Monitoramento da instrumentação da barragem de Corumbá I por redes neurais e modelos de Box & Jenkins**. 2003. 146f. Dissertação de Mestrado. Rio de Janeiro: PUC. Departamento de Engenharia Civil.

CARVALHO, D. F.; MELLO, J. L.; SILVA, L. D. Irrigação e Drenagem. **Hidrologia**. UFRJ, Rio de Janeiro, mai, 2007. Disponível em:

<http://www.ufrj.br/institutos/it/deng/jorge/downloads/APOSTILA/LICA%20Parte%201.pdf>. Acesso em: 16 jan. 2023.

CARVALHO, D. F.de; SILVA, L. D. B. da. Bacia Hidrográfica. **Hidrologia**. Rio de Janeiro: Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, p. 15-32, 2006. Disponível em: <http://www.ufrj.br/institutos/it/deng/leonardo/downloads/APOSTILA/HIDRO-Cap3-BH.pdf>. Acesso em: 16 jan. 2023

CASSOL, A. P. V. **Impacto da espécie invasora *Ceratium furcoides* (levander) langhans 1925 em duas represas do alto Jacuí, RS**. 2014. 89f. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Agrobiologia). Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2014.

CAVALCANTE, K. P. *et al.* First record of expansive *Ceratium* Schrank, 1793 species (Dinophyceae) in Southern Brazil, with notes on their dispersive patterns in Brazilian environments. **Check List** **9(4): 862–866**, 2013. ISSN 1809-127X (available at www.checklist.org.br).

CAVALCANTE, K. P.; CARDOSO, L. S.; SUSSELLA, R.; BECKER, V. Towards a comprehension of *Ceratium* (Dinophyceae) invasion in Brazilian freshwaters: autecology of *C. furcoides* in subtropical reservoirs. **Hydrobiologia**, 2016. 771:265–280. DOI 10.1007/s10750-015-2638-x

CERQUEIRA, A.C.; DA SILVA, J.P.; GUIMARÃES, T.M.H.; MANICA, R. Identificação do controle estratigráfico dos sistemas aquíferos da Bacia Hidrográfica do Arroio Santa Bárbara (RS). **Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos (23.: Foz do Iguaçu, 2019). Anais [recurso eletrônico]. Porto Alegre: ABRH, 2019, 2019.**

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Apêndice D – Índices de qualidade das águas. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2020/09/Apendice-D-Indices-de-Qualidade-das-Aguas.pdf>. Acesso em: 28 nov. 2020.

CHRISTOFOLETTI, A. **Análise de sistemas em geografia: introdução**. Editora Hucitec, Editora da Universidade de São Paulo, 1979.

CHOW, V.T. Hydrologic determination of waterway areas for the design of drainage structures in small drainage basins. **Engineering Experiment Station Bulletin n.462**. Urbana, Ill.: University of Illinois College of Engineering, 104 p., 1962.

CIRM. Comissão Interministerial para os Recursos do Mar. **Resolução CIRM nº5/1997**. Disponível em: <https://antigo.mma.gov.br>. Acesso em: 17 jul. 2023.

COLLARES, E.G. **Avaliação de alterações em redes de drenagem de sub-bacias como subsídio ao zoneamento geoambiental de bacias hidrográficas: aplicação na bacia hidrográfica do Rio Capivari-SP**. 2000. 211p. Tese (Doutorado em Geotecnia) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000.

COLLISCHONN, W.; TASSI, R. **Introduzindo hidrologia**. Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH/UFRGS. 2008.

CORADI, P. C.; FIA, R.; PEREIRA-RAMIREZ, O. Avaliação da qualidade da água superficial dos cursos de água do município de Pelotas-RS, Brasil. **Ambi-Agua**, v, 4, n, 2, p, 46-56. 2009. DOI: **10.4136/ambiagua.85**. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/250377743_Avaliacao_da_qualidade_da_a_gua_superficial_dos_cursos_de_agua_do_municipio_de_Pelotas-RS_Brasil. Acesso em: 23 nov. 2020.

COSTA, E. B. da S. Análise Morfométrica das bacias hidrográficas do Educandos e São Raimundo na região de Manaus–AM. **XX Jornada de Iniciação Científica PIBIC INPA–CNPq/FAPEAM**, 2011.

COSTA, P.; BARROSO, G.R.; DE OLIVEIRA, K.R.; STARLING, M.C.V.M; OLIVEIRA, S. Dinâmica espaço temporal da qualidade das águas superficiais de dois grandes reservatórios de usinas hidrelétricas brasileiras. **Eng Sanit Ambient** | v.27 n.5 | set/out 2022 | 893-907. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220210233>

CROSSETTI, L.O.; BICUDO, D.C.; BINI, L.M.; DALA-CORTE, R.B.; FERRAGUT, C.; BICUDO, C.E.M. Phytoplankton species interactions and invasion by *Ceratium furcoides* are influenced by extreme drought and water-hyacinth removal in a shallow tropical reservoir. **Hydrobiologia** (2019) 831:71–85. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3607-y>. 2019.

DAGA, I. C.; BELMONTE, M. C. F.; REYNA, S. M. Composición algal y bioindicadores de calidad de agua. Caso de estudio: Embalse San Roque, Córdoba. Argentina. **Cuadernos del CURIHAM**, v. 26, p. 1-11, ISSN 2683-8168 (en línea). 2020.

DALGAARD, P. **Introductory Statistics with R**. 2nd Edition. Springer. 2008. e-ISBN: 978-0-387-79054-1

DA SILVA, D.M.; GASS, S.L.B. Sensoriamento remoto e *machine learning* no estudo de áreas de arenização da bacia hidrográfica do arroio Puitã entre 2000 e 2018. **Anais do XX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR**. Florianópolis, 2023. ISBN 978-65-89159-04-09.

DA SILVA, G.G.; ALMEIDA, C.C.; KNAPIK, H.G. Aplicabilidade de Soluções Baseadas na Natureza em bacias densamente urbanizadas: estudo de caso do rio Belém/Curitiba-PR. **XV Encontro nacional de águas urbanas – XVENAU e V Simpósio de revitalização de rios urbanos – VSRRU**. Recife, 2024.

DA SILVA, L.N.; DE MEDEIROS, C.M.; CAVALCANTE, K.P.; CARDOSO, L.S. Invasion and establishment of *Ceratium furcoides* (Dinophyceae) in an urban lake in Porto Alegre, RS, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**- 33(4): 654-663. October-December, 2019. DOI: 10.1590/0102-33062018abb0429

DA SILVA, V.P.; ORLANDA, J.F.F. Evolução temporal do sensoriamento remoto no contexto da detecção de áreas degradadas na Amazônia: uma revisão sistemática. **Revista Casa da Geografia de Sobral**. ISSN 2316-8056. Doi: <https://doi.org/10.35701/rcgs.v26.922>. 2024.

DE ALMEIDA, I.K.; ALMEIDA, A.K.; ANACHE, J.A.A.; STEFFEN, J.L.; SOBRINHO, T.A. Estimation on time of concentration of overland flow in watersheds: a review. **Geosciences= Geociências**, v. 33, n. 4, p. 661-671, 2014.

DISCONZI, P.B.; HARTWIG, M.P.; TEIXEIRA-GANDRA, C.F.A.; DAMÉ, R.C.F.; PEREIRA, B.R. Comparação de uso e ocupação da bacia da barragem Santa Bárbara, Pelotas/RS. **XIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste**. Aracaju, 2016.

EC JRC/Google. Disponível em: <https://global-surface-water.appspot.com/download>. Acesso em: 27 fev. 2023.

EGLER, M. **Gerenciamento integrado de recursos hídricos no Estado do Rio de Janeiro: Ensaio de indicador para o estabelecimento da avaliação das relações entre qualidade da água e cobertura vegetal**. Rio de Janeiro. 2012. 333 p. Tese (Doutorado) - Curso de Planejamento Energético, COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro.

EHLERS, R. S. Análise de séries temporais. **Laboratório de Estatística e Geoinformação**. Universidade Federal do Paraná, v. 1, p. 1-118, 2007.

ELESBON, A. A. A., GUEDES, H. A. S., SILVA, D. D. D., OLIVEIRA, I. D. C. Uso de dados SRTM e plataforma SIG na caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Braço Norte do Rio São Mateus-Brasil. **Rem: Revista Escola de Minas**, v. 64, p. 281-288, 2011.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUARIA - EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. Rio de Janeiro. **Reunião Técnica de Levantamento de Solos**, 10. Súmula. Rio de Janeiro, SNLCS, 1979. 83p.

ESA. European Space Agency. Disponível em: <https://www.esa.int/>. Acesso em: 08 out. 2024.

FELIP, M.; CATALAN, J. The Relationship Between Phytoplankton Biovolume and Chlorophyll in a Deep Oligotrophic Lake: Decoupling in Their Spatial and Temporal Maxima. **Journal of Plankton Research**, 22(1):91-105. 2000.

FEPAM. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler website. <https://www.fepam.rs.gov.br/inicial>. 2023. Acesso em: 24 jun. 2023.

FERREIRA, C.W.S.; LIMA, C.D.S., CAVALCANTI, L.C.D.S., SANTOS, A.H.D.O. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Açude Cachoeira II, no município de Serra Talhada - PE, Brasil. **VI Seminário Latino Americano de Geografia Física, II Seminário Ibero Americano de Geografia Física**. Universidade de Coimbra, 2010. Disponível em: <https://www.uc.pt/fluc/cegot/VISLAGF/actas/tema2/clarisse>. Acesso em: 16 jan. 2023.

FIA, R.; TADEU, H.C.; DE MENEZES, J.P.C.; FIA, F.R.L., DE OLIVEIRA, L.F.C. Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos – RBRH**. Versão On-line ISSN 2318-0331. 2015.

FILHO, W. P.; GROSS, J. A.; CASSOL, A. V.; OLIVEIRA, M. A. Espectros de reflectância da água com diferentes densidades de organismos da espécie *Ceratium furcoides* (LEVANDER) Langhans 1925. **Anais do XVIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR**, INPE Santos, SP, Brasil. 2017. ISBN. 978-85-17-00088-1

FIRMINO, M. J. A. C. S. **Testes de hipóteses: uma abordagem não paramétrica**. 2015. 107f. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Matemática para professores) Lisboa: Universidade de Lisboa. Faculdade de Ciências. Departamento de Estatística e Investigação Operacional. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10451/18146>. Acesso em: 20 jun. 2024.

FRANCESCHINI, I. M. *et al.* **Algas: Uma abordagem filogenética, taxonômica e ecológica**. Porto Alegre: Artmed, 2010.

GALVÍNCIO, J.D.; SOUZA, F.A.S.; SHIRINIVASAN, V.S. Análise do relevo da bacia hidrográfica do açude Epitácio Pessoa. **Revista de Geografia, Recife**, v. 23, n. 1, p. 54-69, 2006.

GEOPELOTAS. **Portal de Informações Geográficas da Prefeitura de Pelotas**. Disponível em: <https://geopelotas-pmpel.hub.arcgis.com/>. Acesso em: 07 fev. 2022.

GHOLIZADEH, M. H.; MELESSE, A. M.; REDDI, L. A Comprehensive Review on Water Quality Parameters Estimation Using Remote Sensing Techniques. **Sensors**, n. 16, n. 8, 1298 p.; 2016. DOI: <https://doi.org/10.3390/s16081298>, Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27537896>, Acesso em: 28 nov. 2020.

GIL, C. B.; RESTREPO, J. J. R.; BOLTOVSKOY, A.; VALLEJO, A. Spatial and temporal change characterization of *Ceratium furcoides* (Dinophyta) in the equatorial reservoir Riogrande II, Colombia. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 2012, vol. 24, no. 2, p. 207-219. <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X2012005000039>

GITELSON, A. A.; DALL'OLMO, G.; MOSES, W.; RUNDQUIST, D. C.; BARROW, T.; FISHER, T. R.; ... HOLZ, J. A simple semi-analytical model for remote estimation of chlorophyll-a in turbid waters: Validation. **Remote Sensing of Environment**, 112(9), 3582–3593. 2008. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2008.04.015>

GOOGLE EARTH website. <http://earth.google.com/>. 2009.

GORELICK, N.; HANCHER H.; DIXON, M.; ILYUSHCHENKO, S.; THAU, D.; MOORE, R. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, v, 202. 2017. 18-27. ISSN 0034-4257. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031> Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425717302900>. Acesso em: 23 jul. 2020.

HAIR, J. F. Jr... [et al.]. **Análise multivariada de dados** [recurso eletrônico]. Tradução Adonai Schlup Sant'Anna. 6a. ed. Porto Alegre: Bookman, 2009.

HORTON, R.E. Erosional Development of Streams and Their Drainage Basins: Hydrophysical Approach to Quantitative Morphology. **GSA Bulletin**, 56, 275-370. 1945. Disponível em: [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1945\)56\[275:EDOSAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1945)56[275:EDOSAT]2.0.CO;2). Acesso em: 16 mai. 2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE, **Climatologia/Clima**. 2002. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/climatologia.html>. Acesso em: 15 mai. 2022.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Biomass e sistema costeiro-marinho do Brasil: compatível com a escala 1:250000**, Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, - Rio de Janeiro: 2019. 168 p. (Relatórios metodológicos. ISSN 0101-2843; v, 45). ISBN 978-85-240-4510-3. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/ecossistemas-1/biomass/pampa>. Acesso em: 26 jul. 2022.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Banco de Dados de Informações Ambientais – BDIA**. 2021. Disponível em: <https://bdiaweb.ibge.gov.br/#/home>. Acesso em: 26 jul. 2022.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Estimativa populacional 2022**. Disponível em:

<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rs/pelotas/panorama>. Acesso em: 15 jul. 2023.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET. **Normais Climatológicas**.

Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/normais>. Acesso em: 24 mai. 2023.

ISMAIL, M.; SINGH, H.; FAROOQ, I.; YOUSUF, N. Quantitative morphometric analysis of Veshav and Rembi Ara watersheds, India, using quantum GIS. **Applied Geomatics**, v. 14, n. 2, p. 119-134, 2022.

JACOMINE, P. K. T. A nova classificação brasileira de solos. **Anais da Academia Pernambucana de Ciência Agrônômica**, v, 5, p. 161-179. 2008.

JAMOVI. The jamovi project (2022). (Version 2.3) [**Computer Software**]. Retrieved from <https://www.jamovi.org>.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. John R. Jensen; tradução José Carlos Neves Epiphânio (coordenador)... [et al.]. - São José dos Campos, SP: Parêntese, 2009.

JOJI, V. S.; NAIR, A. S. K.; BAIJU, K.V. Drainage Basin Delineation and Quantitative Analysis of Panamaram Watershed of Kabani River Basin, Kerala, Using Remote Sensing and GIS. **JOURNAL GEOLOGICAL SOCIETY OF INDIA**. Vol.82, October 2013, pp.368-378.

KHAN, M. N.; MOHAMMAD, F. Eutrophication: challenges and solutions. **Eutrophication: Causes, Consequences and Control**: Volume 2, p. 1-15, 2014. DOI 10.1007/978-94-007-7814-6_1.

KHATOON, T.; JAVED, A. Morphometric Behavior of Shahzad Watershed, Lalitpur District, Uttar Pradesh, India: A Geospatial Approach. **Journal of Geographic Information System**, 2022, 14, 193-220 <https://www.scirp.org/journal/jgis>. ISSN Online: 2151-1969. 2022.

KHULLAR, S.; SINGH, N. Water quality assessment of a river using deep learning Bi-LSTM methodology: forecasting and validation. **Environmental Science and Pollution Research** (2022) 29:12875–12889. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13875-w>. 2022.

KORB, C. **Identificação de depósitos tecnogênicos no reservatório Santa Bárbara, Pelotas (RS)**. 2006. 192p. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Instituto de Geociências, Programa de pós-graduação em Geografia.

KORB, C. C.; SUERTEGARAY, D. M. A. Identificação de depósitos tecnogênicos em um reservatório de abastecimento de água da cidade de Pelotas (RS). **Quaternary and Environmental Geosciences**. 2014. 5.1.

KUMAR, L.; MUTANGA, O. Google Earth Engine Applications Since Inception: Usage, Trends, and Potential. **Remote Sensing**, 2018, 10, 1509. doi:10.3390/rs10101509. 2018.

LAMPARELLI, M.C. **Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 238p. Tese - (doutorado) – Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências, Departamento de Ecologia. 2004.

LAPA, L. **Testes estatísticos: breves reflexões**. Reflexões em torno de Metodologias de Investigação: recolha de dados, v. 2, p. 73-86, 2021. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Luis-Lapa/publication/350949222>. Acesso em: 10 jun. 2024.

LE, C., HU, C., ENGLISH, D., CANNIZZARO, J., & KOVACH, C. Climate-driven chlorophyll-a changes in a turbid estuary: Observations from satellites and implications for management. **Remote Sensing of Environment**, 130, 11–24. 2013. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2012.11.011>

LEANDRO, D. (org.). **Geotecnologias aplicadas às ciências ambientais: Volume 1**. Pelotas, RS: Laboratório de Geoprocessamento aplicado a Estudos Ambientais – LGEA. ISBN: 978-65-00-18940-7. 2021.

LEGIS. Sistema LEGIS da Assembleia Legislativa do estado do Rio Grande do Sul. **Lei Nº 10.350, de 30 de dezembro de 1994**. Institui o Sistema Estadual de Recursos Hídricos, regulamentando o artigo 171 da Constituição do Estado do Rio Grande do Sul. DOE n.º 1, de 1º de janeiro de 1995. Disponível em: <http://www.al.rs.gov.br/filerepository/replegis/arquivos/10.350.pdf>. Acesso em: 15 jul. 2023.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de Qualidade de Tratamento de Água**. 3ª Ed. Editora Átomo. Campinas, São Paulo, 2010.

LIMA, W. de P. **Hidrologia florestal aplicada ao manejo de bacias hidrográficas**. 2ed. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. USP. Piracicaba, 2008. Disponível em: https://www.ipef.br/publicacoes/acervohistorico/informacoestecnicas/hidrologia_florestal_aplicada_ao_manejo_de_bacias_hidrograficas.pdf Acesso em: 17 jan. 2023.

LIMA, A.A.S.; TEIXEIRA, J.S.; ARAÚJO, F.A.; ALVES, G.A.R.; MELO, M.R. da S.; SOUZA, D.L.; DE SOUZA JÚNIOR, G.N.; BRAGA, M. de B. Detecção e mapeamento de vegetação daninha em áreas de cultivo de soja por meio de Inteligência Artificial e Sensoriamento Remoto no Sudeste Paraense. **Observatório de la economía latinoamericana**, 22 (3), e3566. <https://doi.org/10.55905/oelv22n3-009>. 2024.

LOBO, F. de L.; NAGEL, G. W.; MACIEL, D. A. CARVALHO, L. A. S. de; MARTINS, V. S.; BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. de M. AlgaeMAp: Algae Bloom Monitoring Application for Inland Waters in Latin America, **Remote Sensing**, v, 13, n, 15, p, 2874, 2021. <https://doi.org/10.3390/rs13152874>

MACHADO, J. L. F.; FREITAS, M. A. de. **Projeto Mapa Hidrogeológico do Rio Grande do Sul: relatório final**, Porto Alegre: CPRM, 2005, Disponível em: <https://rigeo.cprm.gov.br/handle/doc/5249>. Acesso em: 10 mar. 2022.

MAHAMBHA, J.A.; MULONDI, G.K.; KAPIRI, M.M.; SAHANI, W.M. Land Use and Land Cover Dynamics in the Urban Watershed of Kimemi River (Butembo/DRC). **Journal of Geoscience and Environment Protection**, v. 10, n. 6, p. 204-219, 2022.

MALTHUS, T.J.; LEHMANN, E.; HO, X.; BOTHA, E.; ANSTEE, J. Implementation of a Satellite Based Inland Water Algal Bloom Alerting System Using Analysis Ready Data. **Remote Sensing**, 2019, 11(24), 2954, <https://doi.org/10.3390/rs11242954>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/11/24/2954>. Acesso em: 04 jul. 2020.

MAPBIOMAS. **Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil**. Disponível em: <https://mapbiomas.org/>. Acesso em: 06 dez. 2023.

MARENCO, J. A.; ALVES, L. M.; BESERRA, E. A.; LACERDA, F. F. Variabilidade e mudanças climáticas no semiárido brasileiro. **Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas**. Instituto Nacional do Semiárido Campina Grande – PB. ISBN 978-85-64265-01-1. 2011.

MARTINS, G.L. Impacto de ocupações urbanas recentes em cursos d'água a jusante: o bairro balneário Água Limpa – Nova Lima/MG. **IV Sustentare & VII WIPIS**. Workshop internacional. Sustentabilidade, indicadores e gestão de recursos hídricos. Evento On-line. 2022.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G.; LUZIA, A.P.; DEGANI, R.M. Occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 bloom at the Billings Reservoir, São Paulo State, Brazil. **Braz. J. Biol.**, vol. 70, no. 3 (suppl.), p. 825-829. 2010.

MAZAHIR, S.; JAVED, A.; KHANDAY, M. Y. Drainage Basin Characteristics of Dhund River Basin, Eastern Rajasthan India, Using Remote Sensing and GIS Techniques. **Journal of Geographic Information System**, 2022, 14, 347-363. <https://www.scirp.org/journal/jgis> ISSN Online: 2151-1969

MILLER, V. C. A quantitative geomorphic study of drainage basins characteristic in the Clinch Mountain area. **Technical Report**. Dept. Geology, Columbia University. 1953.

MISHRA, S.; MISHRA, D.R. Normalized difference chlorophyll index: a novel model for remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters. **Remote Sens. Environ.**, v. 117, p. 394–406, 2012.

MISHRA, D.R.; KUMAR, A.; RAMASWAMY, L.; BODDULA, V.K.; DAS, M.C.; PAGE, B.P.; WEBER, S.J. CyanoTRACKER: A cloud-based integrated multiplatform architecture for global observation of cyanobacterial harmful algal blooms. **Harmful Algae**. v. 96. 2020. 101828. ISSN 1568-9883.

MOREIRA, G. L.; ARAÚJO, E. A.; DE ANDRADE, M. S. S.; DE LIMA, M. C.; DE OLIVEIRA, F. R. Análise morfométrica da bacia hidrográfica do rio Alegre, ES, Brasil. **Agropecuária Científica no Semiárido**. Centro de Saúde e Tecnologia Rural. <http://revistas.ufcg.edu.br/acsa/index.php/ACSA/index> ISSN: 1808-6845, 2017.

MORETTIN, P. A.; TOLOI, C. M. C. **Análise de séries temporais**. 2ªed. São Paulo: Egard Blucher, 2006. ISBN 978-85-212-0389-6

MOPU Tecnologia Carreteras. **Cálculo hidrometeorológico de caudales máximos en pequeñas cuencas naturales**. Textos de la Dirección General de Carreteras, n 12, Espanha, 124 p. 1987.

MUÑOZ-NÁJERA, M.A.; TAPIA-SILVA, F.O.; BARRERA-ESCORCIA, G.; RAMÍREZ-ROMERO, P. Statistical and geostatistical spatial and temporal variability of physico-chemical parameters, nutrients, and contaminants in the Tenango Dam, Puebla, Mexico. **Journal of Geochemical Exploration**, v, 209. 2020. 106435. ISSN 0375-6742. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2019.106435>

NAGHETTINI, M.; PINTO, E. J. A. **Hidrologia estatística**. Belo Horizonte: CPRM, 2007.

NARDINI, R. C.; POLLO, R. A.; CAMPOS, S.; BARROS, Z. X. D.; CARDOSO, L. G.; GOMES, L. N. Análise morfométrica e simulação das áreas de preservação permanente de uma microbacia hidrográfica. **Irriga**, v.18, n.4, p. 687-699, 2013.

NETTO, A. **Python para Data Science e Machine Learning descomplicado**. Rio de Janeiro: Alta Books, 2021.

NIKNAM, A. R. R.; SABAGHZADEH, M.; BARZKAR, A.; SHISHEBORI, D. Comparing ARIMA and various deep learning models for long-term water quality index forecasting in Dez River, Iran. **Environmental Science and Pollution Research**. 2024. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-32228-x>

NUNES, G.S., HARTWIG, M.P., GERBER, M.D., TEIXEIRA-GANDRA, C.F.A., DAMÉ, R.C.F., LEMOS, G.S., DORNELES, V.R., DA SILVEIRA, S.C.R., KLUMB, G.B., MÉLLO, L.B., KARSBURG, R.M., DO COUTO, R.S. Avaliação qualitativa de um contribuinte da barragem Santa Bárbara da cidade de Pelotas – RS. **XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. Florianópolis, 2017.

OBAID, A.; ADAM, E.; ALI, K.A. Land Use and Land Cover Change in the Vaal Dam Catchment, South Africa: A Study Based on Remote Sensing and Time Series Analysis. **Geomatics** 2023, 3, 205–220. 2023. <https://doi.org/10.3390/geomatics3010011>

OLIVEIRA, Maria Clara, **A transposição do leito do Arroio Santa Bárbara, Pelotas/RS: Utilização de SIG na análise temporal de uma obra de drenagem urbana**, 2017, 62f, Trabalho de Conclusão de Curso (TCC), Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, Disponível em: <https://wp.ufpel.edu.br/esa/files/2018/04/TCC-Maria-Clara-01,12.pdf>, Acesso em: 23 nov, 2020

OLIVEIRA, V.F.R. **Análise da fragilidade ambiental sazonal integrando a equação revisada de perda de solos e a qualidade das águas superficiais**, 2023. 144 p. Tese (doutorado) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Programa de Pós-Graduação em Geografia, Três Lagoas, 2023.

OLIVEIRA JÚNIOR, C. de. Métricas para regressão: Entendendo as métricas R^2 , MAE, MAPE, MSE e RMSE. **Medium**, 2021. Disponível em: <https://medium.com/data-hackers/prevendo-n%C3%BAmoros-entendendo-m%C3%A9tricas-de-regress%C3%A3o-35545e011e70>. Acesso em 21 ago. 2024.

OLRIK, K. **Phytoplankton ecology**. Miljøprojekt nr. 251. Denmark, Danish Environmental Protection Agency. 1994.

ORIGINPRO. OriginPro – The ultimate software for graphing and analysis. Trial version. [**Computer software**]. Disponível em: <https://www.originlab.com/try>. 2024.

OSTI, J. A. S.; CHAMIZO, A. C. P.; OLIVEIRA, M. B. H. de; CARMO, C. F. do; SANTOS, K. S. S.; MORAES, M. de A. B.; MERCANTE, C. T. J. Aplicabilidade dos índices de diversidade fitoplanctônica e do estado trófico como indicadores do processo de eutrofização nas áreas do braço do Rio Grande e Corpo Central do reservatório Billings. **Research, Society and Development**, v. 13, n. 2, p. e1613244937-e1613244937, 2024. ISSN 2525-3409. DOI: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v13i2.44937>

PAHLEVAN, Nima et al. Seamless retrievals of chlorophyll-a from Sentinel-2 (MSI) and Sentinel-3 (OLCI) in inland and coastal waters: A machine-learning approach. **Remote Sensing of Environment** 240 (2020) 111604. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111604>. 2020.

PEKEL, J-F.; COTTAM, A.; GORELICK, N.; BELWARD, A. S. High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. **Nature** 540, 418-422 (2016). doi:10.1038/nature20584

PENLINSON, D. **Diagnóstico da seca 2019/2020 no estado do Rio Grande do Sul**. Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Porto Alegre, BR-RS, 2023.

PELOTAS. **Lei nº 5.502 de 11 de setembro de 2008**. Institui o Plano Diretor Municipal e estabelece as diretrizes e proposições de ordenamento e desenvolvimento territorial no município de Pelotas, e dá outras providências, Disponível em: <https://www.pelotas.rs.gov.br/servicos/gestao-da-cidade/plano-diretor-mapas>. Acesso em: 11 jun. 2022

PELOTAS. PREFEITURA MUNICIPAL DE PELOTAS. Website. Disponível em: <https://www.pelotas.com.br/noticia/estiagem-historica-prejudica-captacao-e-tratamento-de-agua>. Acesso em: 06 jun. 2022.

PERUZZO, A. S.; LEANDRO, D.; GONÇALVES, G. A. **Mapa batimétrico do Reservatório Santa Barbara, 2020 – Pelotas – RS, 2020**. ISBN 978-65-00-10711-1. Disponível em: <https://wp.ufpel.edu.br/lgea/mdesantabarbara/>. Acesso em: 05 jun. 2024.

PETERSON, K. T.; SAGAN, V.; SIDIKE, P.; HASENMUELLER, E. A.; SLOAN, J. J.; KNOUFT, J. H. Machine Learning-Based Ensemble Prediction of Water-Quality Variables Using Feature-Level and Decision-Level Fusion with Proximal Remote Sensing. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**. Vol. 85, No. 4, April 2019, pp. 269–280. doi: 10.14358/PERS.85.4.269

PIEDRAS, S. R. N.; BAGER, A.; MORAES, P. R. R.; ISOLDI, L. A.; FERREIRA, O. G. L.; HEEMANN, C. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade de água na Barragem Santa Bárbara, Pelotas, RS, Brasil. **Ciência Rural, Santa Maria**, v.36, n.2, p.494-500. ISSN 0103-8478.

PINHEIRO, J.G.M. Modelagem da expansão da mancha urbana do município de Eunápolis/BA através das imagens do satélite Lansat. **Revista Tocantinense de Geografia** – online. Araguaína. v.13, n.30. <https://sistemas.uft.edu.br/periodicos/index.php/geografia> ISSN 2317-9430. 2024.

POLLINGHER, U. 1988. **Freshwater armored dinoflagellates: growth, reproduction strategies, and population dynamics**. In: Sandgren CD. (ed.) Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge, Cambridge University Press. p. 134-174.

PREIS, C. M.; FRANCO, D.; VARELA, S.C. Avaliação do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Itajaí e simulação para 2027. São Paulo, UNESP. **Geociências**, v. 40, n. 2, p. 407 – 414, 2021.

QGIS Development Team. **QGIS Geographic Information System**, Version 3.16. Open Source Geospatial Foundation Project. 2022. Disponível em: <http://qgis.osgeo.org>

R Core Team (2021). *R: A Language and environment for statistical computing*. (Version 4.1) [**Computer software**]. Retrieved from <https://cran.r-project.org>. (R packages retrieved from MRAN snapshot 2022-01-01).

REIS, M.M. Análise de séries temporais. Apostila. UFSC. Disponível em: <https://www.inf.ufsc.br/~marcelo.menezes.reisCap4.pdf>. Acesso em: 17 jun. 2024

RIBEIRO, K. D.; BORGES, J. P. A.; FERNANDES, D. F. Caracterização morfométrica da Bacia Hidrográfica do Alto Rio Formiga, município de Formiga, Minas Gerais. **Disciplinarum Scientia| Naturais e Tecnológicas**, v. 23, n. 2, p. 171-186, 2022. DOI: 10.37779/nt.v23i2.4171

RIO GRANDE DO SUL. **Resolução CRH nº 141/2014**. Institui o Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Rio Grande do Sul – PERH/RS. Diário Oficial do Governo do Estado, ano LXXIII, nº 060. Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201708/22164454-resolucao-crh-141-2014-institui-plano-estadual-recursos-hidricos-estado-rs-28-03.pdf>. Acesso em: 27 jun. 2023.

RIO GRANDE DO SUL. **Sistema de Outorga de Água do Rio Grande do Sul – SIOUT RS**. Disponível em: <http://www.siout.rs.gov.br/#/>. Acesso em: 27 jun. 2023.

ROCHA, L.C. **A ocorrência de *Ceratium* em um reservatório subtropical: aspectos ecológicos e sua influência sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica**. 2016. 20 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2016.

ROSA, M.; MIRANDA, C. **Geografia de Pelotas**. Editora da Universidade Federal de Pelotas, 1985.

SAGAN, V.; PETERSON, K. T.; MAIMAITIJIANG, M.; SIDIKE, P.; SLOAN, J.; GREELINGD, B. A.; MAALOUF, S.; ADAMS, C. Monitoring inland water quality using remote sensing: potential and limitations of spectral indices, bio-optical simulations, machine learning, and cloud computing. 2020. **Earth-Science Reviews** 205 (2020) 103187. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103187>

SANEP. Serviço Autônomo de Saneamento de Pelotas. Website. Disponível em: <https://portal.sanep.com.br/institucional>. Acesso em: 10 mar. 2022.

SANEP. Serviço Autônomo de Saneamento de Pelotas. Plano Municipal de Saneamento Básico – PMSB. **Decreto Nº 6.114/2018**. Disponível em: <https://portal.sanep.com.br/arquivos>. Acesso em: 17 jul. 2023.

SANEP. Serviço Autônomo de Saneamento de Pelotas. Website. Disponível em: <https://portal.sanep.com.br/esgoto/estacoes-tratamento>. Acesso em 02 mai. 2024.

SAMPAIO, T. P.; WINCKLER, L. T. Boletim de pesquisa e desenvolvimento 280: Enquadramento de corpos d'água da bacia hidrográfica do arroio Santa Bárbara, Pelotas, RS. **EMBRAPA Clima Temperado**. 2017. ISSN: 1678-2518

SANT'ANNA, C. L. **Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias plântonicas de águas continentais brasileiras**. São Paulo: Sociedade Brasileira de Ficologia, 2006.

SANTOS, A.P.; TONDATO ARANTES, L.; DE PAULA, A.L.; DA CUNHA E SILVA, D. C. Avaliação da expansão agropecuária como forma de indicador de degradação ambiental na mesorregião Noroeste do estado de Minas Gerais, Brasil. **GeoFocus, Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica** (Artigos), 33, 7-26. <http://dx.doi.org/10.21138/GF.839>. 2024.

SANTOS, R.C.L.; LIMA, A.S.; CAVALCANTI, E.B.; DE MELO, C.M.; MARQUES, M.N. Aplicação de índices para avaliação da qualidade da água da bacia costeira do Sapucaia em Sergipe. Artigo Técnico. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.23, n.1, jan/fev 2018, 33-46. DOI: 10.1590/S1413-41522017159832. 2018.

SCHUMACKER, R.; TOMEK, S. **Understanding Statistics Using R**. Springer. New York, 2013. ISBN 978-1-4614-6227-9 (eBook)

SCHUMANN, P. K.; BESKOW, S.; BRESSIANI, D. Estimativa da perda anual de solo e análise do fator topográfico em uma bacia hidrográfica urbana. 2021. **7ª Semana Integrada UFPel 2021 - XXX Congresso de Iniciação Científica**. Pelotas, 2021.

SELMAN, Mindy et al. Eutrophication: sources and drivers of nutrient pollution. **Renewable Resources Journal**, v. 26, n. 4, p. 19-26, 2010.

SEMA. Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura. **Relatório do diagnóstico e prognóstico das demandas hídricas - A2**. Contrato nº 002/2006. 2007. Disponível em: https://drive.google.com/file/d/1bm1VJMVq5c7zFLd4_MBR07rHr0yuu7Bn/view. Acesso em: 23 nov. 2020.

SEMA. Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura. **Bacia Hidrográfica da Lagoa Mirim e do Canal São Gonçalo**. Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/l040-bh-mirim>. Acesso em: 23 nov. 2020.

SEMA. Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura. **NOTA TÉCNICA nº 004/2021/DIPLA/DRHS**. Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/202110/19173633-nt-dipla-2021-004-disponibilidade-hidrica.pdf>. Acesso em: 27 jun. 2023.

SEMA. Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura. Dados gerais das **Bacias Hidrográficas**. <https://www.sema.rs.gov.br/bacias-hidrograficas> Disponível em: Acesso em: 15 jul. 2023a.

SEMA. Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura. **Resolução CONSEMA Nº 01 de 20 de março de 1998**. Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201611/29145717-resolucao-01-98.pdf> Acesso em: 15 jul. 2023b.

SEMA. Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura. **Resolução CONSEMA Nº 355/2017**. Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201707/19110149-355-2017-criterios-e-padres-de-emissao-de-efluentes-liquidos.pdf>. Acesso em: 15 jul. 2023c.

SHARMA, R.; RAJWANT; SINGH, Y.; SINGH, N.; SANGRA, R. Morphometric Analysis of Baner, Neogal and Awa River Basins, Himachal Pradesh, India. **Jour. Geol. Soc. India**. 2022. 98:125-132. <https://doi.org/10.1007/s12594-022-1938-9>

SILVA, C.S. da. **Inundações em Pelotas/RS: o uso de geoprocessamento no planejamento paisagístico e ambiental**. 2007. 196f. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo) Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2007.

SILVA, L.C.; LEONE, I.C.; SANTOS-WISNIEWSKI, M.J.; PERET, A.C.; ROCHA, O. Invasion of the dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 at tropical reservoir and its relation to environmental variables. **Biota Neotrop.** 12(2): <http://www.biotaneotropica.org.br>. 2012.

SILVA, M. A.; ARAÚJO, R. R. Análise Temporal da Qualidade da Água no Córrego Limoeiro e no Rio Pirapozinho no Estado de São Paulo – Brasil. **Revista FORMAÇÃO** (ONLINE), v, 1; n, 24, p, 182-203. 2017. ISSN: 2178-7298, ISSN-L: 1517-543X

SILVEIRA, A. L. L. da. Desempenho de Fórmulas de Tempo de Concentração em Bacias Urbanas e Rurais. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos – RBRH**, [S. l.], v. 10, p. 5-23, 3 mar. 2005. DOI 10.21168/rbrh. v10n1.p5-29. Disponível em: <https://www.abrhidro.org.br/SGCv3/publicacao.php?PUB=1&ID=29&SUMARIO=896>. Acesso em: 10 mai. 2023.

SIMON, A. L. H. **Identificação e análise das classes de uso da terra na bacia hidrográfica do Arroio Santa Bárbara – Pelotas, RS**. 2005. 96 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Geografia) – Instituto de Ciências Humanas, Universidade Federal de Pelotas, 2005.

SIMON, A. L. H. **A dinâmica de uso da terra e sua interferência na morfohidrografia da bacia do Arroio Santa Bárbara - Pelotas (RS)**. 2007. 187f. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Geografia) Rio Claro: Instituto de Geociências e Ciências Exatas. Universidade Estadual Paulista ‘Júlio de Mesquita Filho’ Campus de Rio Claro, 2007. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/95602>. Acesso em: 23 nov. 2020.

SIMON, Adriano Luís Heck. **Influência do reservatório de Barra Bonita sobre a morfohidrografia da baixa bacia do Rio Piracicaba-SP: contribuições à geomorfologia antropogênica**. 2010. 150 f. Tese - (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, 2010. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11449/104391>>.

SIMON, A.L.H.; TRENTIN, G.; DA CUNHA, C.M.L. Avaliação da dinâmica do uso da terra na bacia do arroio Santa Bárbara - pelotas (Brasil), no período de 1953 a 2006. **Scripta Nova**, v. 14. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11449/71819>>.

SINABARIGUI, I.; SINTONDJI, O. L.; HOUNSOU, M.; VANDERVAERE, J.-P. Influence of the Geomorphology of the Okpara Watershed on Lowland Water Resources (Benin). **Journal of Geoscience and Environment Protection**, 10, 299-312. 2022. <https://doi.org/10.4236/gep.2022.1012017>

SIQUEIRA, João. Mapbiomas-Brasil/User-toolkit. Disponível em: <https://github.com/mapbiomas-brazil/user-toolkit>. Acesso em: 11 out. 2021.

SIQUEIRA, R.O., BIERHALS, D.F., SPIERING, V., DE SOUSA, L.P., GUARINO, E.S.G., SANTOS, J.P. Cobertura e uso da terra como subsídio ao programa de pagamento por serviços ambientais em Pelotas (Rio Grande do Sul). **XVIII SBGFA – Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada**. Fortaleza, 2019. ISBN: 978-85-7282-778-2

SNIRH – Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos. Portal de Metadados. Mapeamento de arroz irrigado no Brasil.

Arroz_irrigado_RS_SC_TO_PR_MS_GO.zip. Disponível em:

https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/1ac9b37f-0745-44f9-a60b-6a2bd366bbe1/attachments/ANAECONAB_Arroz_irrigado_RS_SC_TO_PR_MS_GO.zip Acesso em: 18 jun. 2024.

SOARES, G.; GALVÍNCIO, J. Uso do Lidar para avaliar os padrões hídricos de bacias em áreas urbanas: Caracterização fisiográfica da bacia do Rio Beberibe, PE. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 07, p. 3659-3674, 2020. ISSN: 1984-2295.

SOUZA, C. F. de; PERTILLE, C. T.; CORRÊA, B. J. S.; VIEIRA, F. S. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio Ivaí-Paraná. **Geoambiente On-Line**, n. 29, 2017. <https://revistas.ufg.br/geoambiente/article/view/50602>. Acesso em: 24 jan. 2023

SSMA – Portaria Nº 05/1989. Secretaria da Saúde e do Meio Ambiente. Disponível em: <https://www.acquasana.com.br/legislacao/portaria-estadual-0589.pdf>. Acesso em: 02 ago. 2023.

STRAHLER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Eos, Transactions American Geophysical Union**, v. 38, n. 6, p. 913-920, 1957.

SUN, A.Y.; SCANLON, B.R. How can Big Data and machine learning benefit environment and water management: a survey of methods, applications, and future directions. **Environ. Res. Lett.** 14 (2019) 073001. DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab1b7d>. 2019.

TARGA, Marcelo Santos et al. Aplicação de diferentes equações para cálculo do tempo de concentração em bacias hidrográficas. **Revista Técnica Ciências Ambientais**, v. 1, n. 7, 2023.

TEIXEIRA, Wilson et al (Organizadores). **Decifrando a terra**. Companhia Editora Nacional, 2 ed., 3ª reimpressão, São Paulo, 2012. ISBN 9788504014396. 2012.

TEODORO, V. L. I.; TEIXEIRA, D.; COSTA, D. J. L.; FULLER, B. B. O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. **Revista Brasileira Multidisciplinar**, v. 11, n. 1, p. 137-156, 2007.

TOLENTINO, K.; SILVA, A.; FERRARI, J. L. Caracterização morfológica da sub-bacia hidrográfica do Córrego da Brisa, Alegre, ES. **Enciclopédia Biosfera**, v. 11, n. 22, 2015. Disponível em:

<https://www.conhecer.org.br/enciclop/2015c/agrarias/caracterizacao%20morfometrica.pdf>. Acesso em: 11 mai. 2022.

TONELLO, Kelly Cristina. **Análise hidroambiental da bacia hidrográfica da Cachoeira das Pombas, Guanhães, MG**. 2005. 69f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2005. Disponível em: <https://locus.ufv.br//handle/123456789/9559> Acesso em: 16 jan. 2023.

TONELLO, K. C. et al. Morfometria da bacia hidrográfica da Cachoeira das Pombas, Guanhães - MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v.30, n.5, p.849-857, set./out. 2006. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/rarv/a/Lst9NTwcpCs8dGtd638x4f/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 29 abr. 2023

TRENTIN, R.; ROBAINA, L.E. de S. Metodologia para mapeamento geoambiental no oeste do Rio Grande do Sul. **Anais do XI Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada**. São Paulo: USP, p. 3606-3615, 2005.

TUCCI, Carlos E.M. (Org.) **Hidrologia. Ciência e aplicação**, 3.ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2002.

TUNDISI, J.G., MATSUMURA-TUNDISI; T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. ISBN 978-85-86238-66-6

USGS, United States Geological Survey, **Shuttle Radar Topography Mission (SRTM)**. Disponível em: <https://www.usgs.gov/>. Acesso em: 09 jun. 2022.

VEERENDRA, G. T. N. *et al.* Forecasting models for surface water quality using predictive Analytics. **Environment, Development and Sustainability** (2024) 26:15931–15951. 2024. <https://doi.org/10.1007/s10668-023-03280-3>

VIEIRA, S. **Fundamentos de Estatística**. 6ª. ed. São Paulo: Atlas, 2019.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975. 245p.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. DESA-UFMG.1996.

VÖRÖSMARTY, C.J.; McINTYRE, P.B.; GESSNER, M.O.; DUDGEON, D.; PRUSEVICH, A. GREEN, P. GLIDDEN, S.; BUNN, S.E.; SULLIVAN, C.A.; LIERMANN, C.R.; DAVIES, P.M. Global threats to human water security and river biodiversity. **Nature**, v. 467, p. 555-561, 2010. <https://doi.org/10.1038/nature09440>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nature09440>. Acesso em 03 dez. 2020.

WANG, Q.; WU, X.; ZHAO, B.; QIN, J.; PENG, T. Combined Multivariate Statistical Techniques, Water Pollution Index (WPI) and Daniel Trend Test Methods to Evaluate Temporal and Spatial Variations and Trends of Water Quality at Shanchong River in the Northwest Basin of Lake Fuxian, China. **PLOS ONE** **10(4)**: e0118590. 2015. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0118590>

WANG, L.; XU, M.; LIU, Y.; LIU, H.; BECK, R.; REIF, M.; EMERY, E.; YOUNG, J.; WU, Q. Mapping Freshwater Chlorophyll-a Concentrations at a Regional Scale Integrating Multi-Sensor Satellite Observations with Google Earth Engine. **Remote Sensing**. *12*, 3278, 2020. <https://dx.doi.org/10.3390/rs12203278>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/12/20/3278>. Acesso em: 01 nov. 2020.

WATANABE, F.; ALCÂNTARA, E.; RODRIGUES, T.; ROTTA, L.; BERNARDO, N.; IMAI, N. Remote sensing of the chlorophyll-a based on OLI/Landsat-8 and MSI/Sentinel-2A (Barra Bonita reservoir, Brazil). **Anais da Academia Brasileira de Ciências** (2018) 90(2 Suppl. 1): 1987-2000. Online version ISSN 1678-2690. 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765201720170125> www.scielo.br/aabc. www.fb.com/aabcjournal

WATANABE, F., ALCÂNTARA, E., BERNARDO, N., ANDRADE, C., GOMES, A.C., CARMO, A., RODRIGUES, T., ROTTA, L.H. Mapping the chlorophyll-a horizontal gradient in a cascading reservoirs system using MSI Sentinel-2A images. **Adv. Space Res.** *64*, 581–590. 2019.

WIECZOREK, K.; TUREK, A.; SZCZESIO, M.; WOLF, W. A holistic approach to the spatio-temporal variability investigation of the main river water quality – The importance of tributaries. **Science of The Total Environment**, v. 906, p. 167588, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167588>

XAVIER, S. C. **O mapeamento geotécnico por meio de geoprocessamento como instrumento de auxílio ao planejamento do uso e ocupação do solo em cidades costeiras: estudo de caso para Pelotas, RS**. 2010. 261p. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande. Curso de pós-graduação em Engenharia Oceânica.

XAVIER, S.C. **Mapeamento Geotécnico Aplicado ao Planejamento do Uso e Ocupação do Solo da Cidade de Pelotas/RS**. Estudo Voltado à Expansão Urbana. 2017. 339p. Tese – (doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Escola de Engenharia, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil.

ZHANG, X.; CHEN, X.; ZHANG, W.; PENG, H.; XU, G.; ZHAO, Y.; SHEN, Z. Impact of Land Use Changes on the Surface Runoff and Nutrient Load in the Three Gorges Reservoir Area, China. **Sustainability** 2022, *14*, 2023. <https://doi.org/10.3390/su14042023>.

ZHENG, A. **Evaluating Machine Learning Models**. O'Reilly: Sebastoplo, CA, USA. 2015.

ZHI, W.; APPLING, A.P.; GOLDEN, H.E.; PODGORSKI, J.; LI, L. Deep Learning for water quality. **Nature water**. DOI: <https://doi.org/10.1038/s44221-024-00202-z>. 2024.

ZHU, J. J., YANG, M., REN, Z. J. Machine Learning in Environmental Research: Common Pitfalls and Best Practices. **Environ. Sci. Technol.** 2023, 57, 17671–17689. 2023.

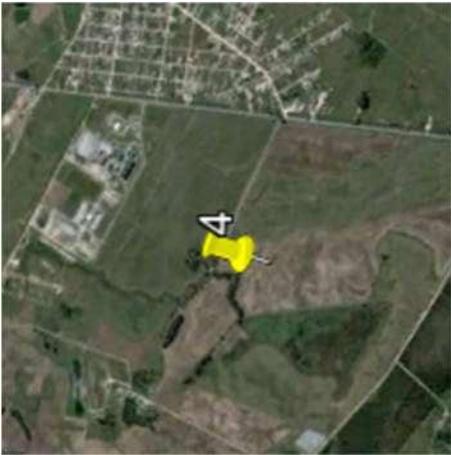
Apêndices

Apêndice A – Comparação de imagens para os pontos amostrais 1 e 2

ID	Coordenadas, polígonos e classificação 2022	Imagem e classificação em 2002	Imagem e classificação em 2022
1	 <p>31°39'12.31"S; 52°25'29.35"O</p> <p>Formação Florestal</p>	 <p>Formação Florestal</p>	 <p>Formação Florestal</p>
2	 <p>31°40'24.35"S; 52°21'53.72"O</p> <p>Outras lavouras Temporárias</p>	 <p>Outras lavouras Temporárias</p>	 <p>Silvicultura</p>

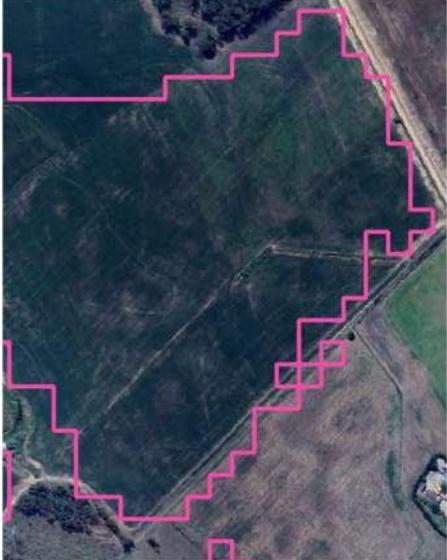
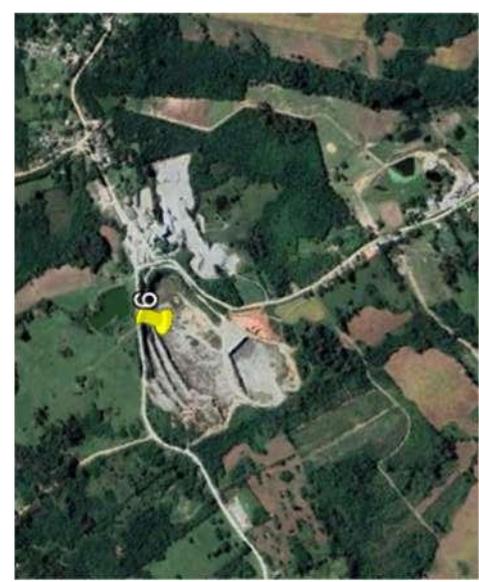
Fonte: Elaborado pela autora (2023)

Apêndice B – Comparação de imagens para os pontos amostrais 3 e 4

ID	Classificação, coordenadas e Polígonos 2022	Imagem e classificação em 2002	Imagem e classificação em 2022
3	 <p>31°40'10.56"S; 52°25'58.08"O</p>	 <p>Formação Campestre (amostra 1)</p>	 <p>Formação Campestre (amostra 1)</p>
4	 <p>31°39'18.76"S; 52°20'42.33"O</p>	 <p>Outras lavouras temporárias</p>	 <p>Soja (amostra 1)</p>

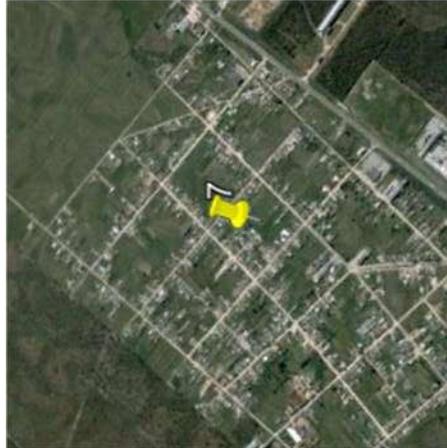
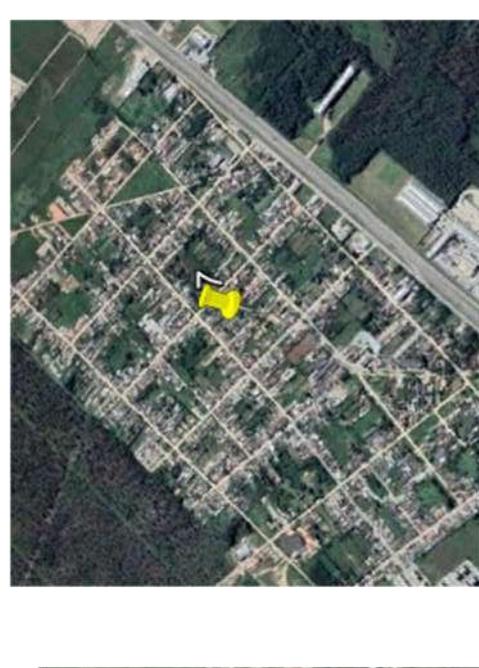
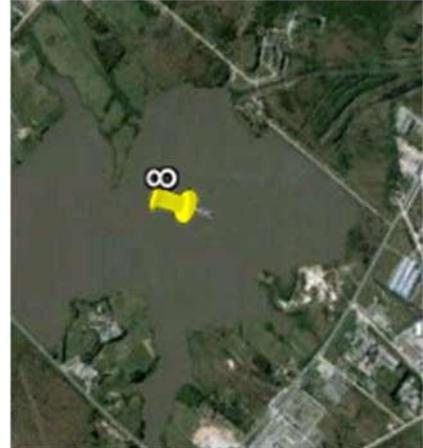
Fonte: Elaborado pela autora (2023)

Apêndice C – Comparação de imagens para os pontos amostrais 5 e 6

ID	Classificação, coordenadas e Polígonos 2022	Imagem e classificação em 2002	Imagem e classificação em 2022
5	 <p data-bbox="558 1960 590 1993">5</p> <p data-bbox="303 1433 335 1814">31°41'35.16"S; 52°24'59.04"O</p>	 <p data-bbox="494 1097 526 1142">5</p>	 <p data-bbox="478 470 510 515">5</p>
	Outras lavouras temporárias	Outras lavouras temporárias	Outras lavouras temporárias
6	 <p data-bbox="1085 1960 1117 1993">6</p> <p data-bbox="877 1433 909 1814">31°38'5.17"S; 52°26'45.17"O</p>	 <p data-bbox="1053 985 1085 1030">6</p>	 <p data-bbox="973 403 1005 448">6</p>
	Outras Áreas Não Vegetadas	Outras Áreas Não Vegetadas	Outras Áreas Não Vegetadas

Fonte: Elaborado pela autora (2023)

Apêndice D – Comparação de imagens para os pontos amostrais 7 e 8

ID	Classificação, coordenadas e Polígonos 2022	Imagem e classificação em 2002	Imagem e classificação em 2022
7	 <p data-bbox="303 1444 335 1803">31°41'18.74"S; 52°21'19.08"O</p>	 <p data-bbox="805 918 837 1120">Área Urbanizada</p>	 <p data-bbox="805 324 837 526">Área Urbanizada</p>
8	 <p data-bbox="853 1444 885 1803">31°43'33.49"S; 52°22'20.28"O</p>	 <p data-bbox="1332 828 1364 1209">Rio, Lago e Oceano (amostra 1)</p>	 <p data-bbox="1332 235 1364 616">Rio, Lago e Oceano (amostra 1)</p>

Fonte: Elaborado pela autora (2023)

Apêndice E – Comparação de imagens para os pontos amostrais 9 e 10

ID	Classificação, coordenadas e Polígonos 2022	Imagem e classificação em 2002	Imagem e classificação em 2022
9	 <p data-bbox="303 1444 335 1803">31°41'17.77"S; 52°25'13.40"O</p>		
10	 <p data-bbox="853 1444 885 1803">31°39'35.42"S; 52°22'35.87"O</p>		

Rio, Lago e Oceano (amostra 2)

Rio, Lago e Oceano (amostra 2)

Rio, Lago e Oceano (amostra 2)

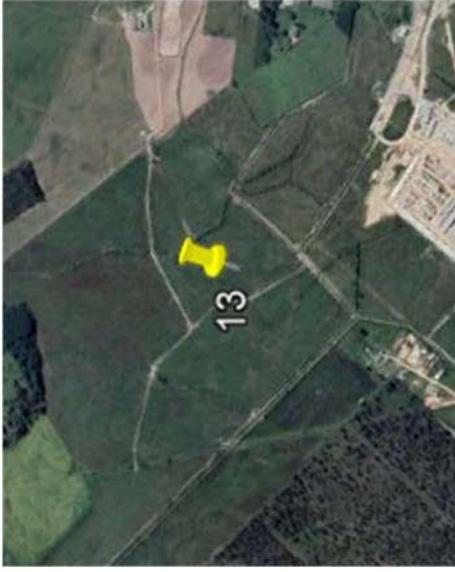
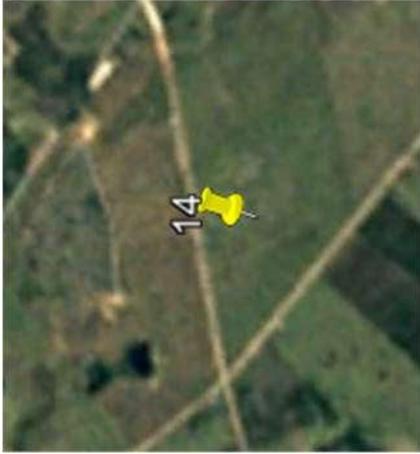
Fonte: Elaborado pela autora (2023)

Apêndice F – Comparação de imagens para os pontos amostrais 11 e 12

ID	Classificação, coordenadas e Polígonos 2022	Imagem e classificação em 2002	Imagem e classificação em 2022
11	 <p data-bbox="303 1444 335 1803">31°43'5.30"S; 52°24'39.49"O</p> <p data-bbox="805 1444 885 1803">Mosaico de Usos (amostra 1) 31°41'24.29"S; 52°23'43.15"O</p>	 <p data-bbox="805 884 837 1153">Formação campestre</p>	 <p data-bbox="805 246 837 604">Mosaico de Usos (amostra 1)</p>
12	 <p data-bbox="1340 1444 1372 1803">Mosaico de Usos (amostra 2)</p>	 <p data-bbox="1340 907 1372 1131">Restinga Arbórea</p>	 <p data-bbox="1340 246 1372 604">Mosaico de Usos (amostra 2)</p>

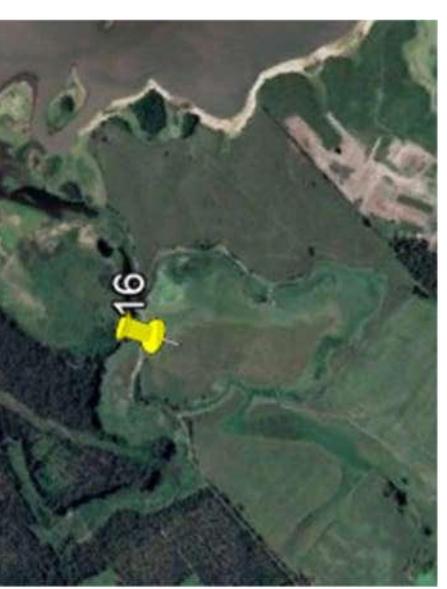
Fonte: Elaborado pela autora (2023)

Apêndice G – Comparação de imagens para os pontos amostrais 13 e 14

ID	Classificação, coordenadas e Polígonos 2022	Imagem e classificação em 2002	Imagem e classificação em 2022
13	 31°40'27.01"S; 52°21'1.26"O	 Outras lavouras temporárias	 Mosaico de Usos (amostra 3)
14	 31°42'15.08"S; 52°25'55.09"O	 Outras Lavouras Temporárias	 Arroz (amostra 1)

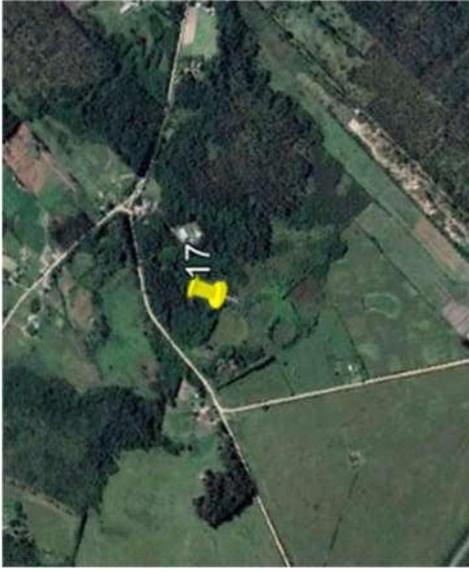
Fonte: Elaborado pela autora (2023)

Apêndice H – Comparação de imagens para os pontos amostrais 15 e 16

ID	Classificação, coordenadas e Polígonos 2022	Imagem e classificação em 2002	Imagem e classificação em 2022
15	 <p data-bbox="303 1444 335 1803">31°40'24.09"S; 52°20'2.62"O</p>		
16	 <p data-bbox="845 1444 877 1803">31°42'39.56"S; 52°23'14.21"O</p>		
	Soja (amostra 2)	Arroz	Soja (amostra 2)
	Campo Alagado e Área Pantanosa (amostra 1)	Campo Alagado e Área Pantanosa (am. 1)	Campo Alagado e Área Pantanosa (amostra 1)

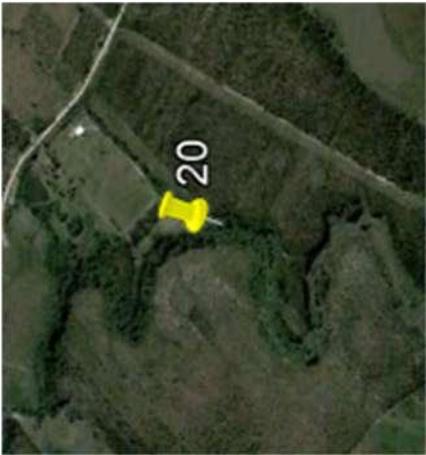
Fonte: Elaborado pela autora (2023)

Apêndice I – Comparação de imagens para os pontos amostrais 17 e 18

ID	Classificação, coordenadas e Polígonos 2022	Imagem e classificação em 2002	Imagem e classificação em 2022
17	<p>31°41'41.39"S; 52°24'25.88"O</p>  <p>Campo Alagado e Área Pantanosa (amostra 2)</p>	 <p>Campo Alagado e Área Pantanosa (am. 2)</p>	 <p>Campo Alagado e Área Pantanosa (amostra 2)</p>
18	<p>31°42'31.28"S; 52°24'17.56"O</p>  <p>Arroz (amostra 2)</p>	 <p>Outras Lavouras Temporárias</p>	 <p>Arroz (amostra 2)</p>

Fonte: Elaborado pela autora (2023)

Apêndice J – Comparação de imagens para os pontos amostrais 19 e 20

ID	Classificação, coordenadas e Polígonos 2022	Imagem e classificação em 2002	Imagem e classificação em 2022
19	<p>Restinga Arbórea (amostra 1)</p> <p>31°43'14.85"S; 52°23'14.74"O</p> 	 <p>Formação Campestre</p>	 <p>Restinga Arbórea (amostra 1)</p>
20	<p>Restinga Arbórea (amostra 2)</p> <p>31°42'0.50"S; 52°23'29.80"O</p> 	 <p>Restinga Arbórea (amostra 2)</p>	 <p>Restinga Arbórea (amostra 2)</p>

Fonte: Elaborado pela autora (2023)

Apêndice K – Matriz de correlação de Spearman

	PT-B5B	NAT-B5B	pH-B5B	OD-B5B	Turb-B5B	DBO-B5B	PT-EPA	NAT-EPA	pH-EPA	OD-EPA	Turb-EPA	DBO-EPA	PT-PC	NAT-PC	pH-PC	OD-PC	Turb-PC	DBO-PC	PT-5gB	NAT-5gB	pH-5gB	OD-5gB	Turb-5gB	DBO-5gB	PT-ST	NAT-ST	pH-ST	OD-ST	Turb-ST	DBO-ST				
PT-B5B	—																																	
NAT-B5B	0.699***	—																																
pH-B5B	-0.227	-0.402*	—																															
OD-B5B	-0.249	-0.119	0.092	—																														
Turb-B5B	0.700***	0.334	-0.044	—																														
DBO-B5B	-0.342	0.371*	0.064	-0.447*	—																													
PT-EPA	0.139	0.183	-0.142	-0.258	-0.051	0.190	—																											
NAT-EPA	0.214	0.079	0.003	-0.275	0.062	0.141	0.515**	—																										
pH-EPA	0.097	0.004	-0.170	0.016	0.011	-0.179	0.086	-0.374*	—																									
OD-EPA	-0.013	0.194	-0.061	0.545**	0.195	0.009	-0.415*	-0.350*	-0.031	—																								
Turb-EPA	-0.176	0.140	0.093	0.228	0.026	0.307	-0.107	0.104	-0.573***	0.457**	—																							
DBO-EPA	0.287	0.088	0.181	-0.378*	0.069	0.109	0.214	0.488**	-0.251	-0.429*	-0.049	—																						
PT-PC	0.408*	0.288	-0.185	-0.048	0.258	-0.147	0.367*	0.751***	-0.199	-0.028	-0.048	0.321	0.561***	—																				
NAT-PC	-0.079	-0.088	0.084	0.160	-0.032	0.110	-0.119	-0.464**	0.646***	0.109	-0.118	-0.239	-0.085	-0.295	—																			
pH-PC	-0.121	0.052	0.182	0.484**	0.169	-0.080	-0.529**	-0.629***	0.136	0.533**	0.193	-0.381*	0.394*	-0.363*	0.506**	—																		
Turb-PC	0.393*	0.366*	-0.045	0.038	0.554**	-0.084	-0.083	0.216	-0.232	0.164	0.179	0.186	0.509**	0.396*	0.101	0.214	—																	
DBO-PC	-0.012	-0.017	0.056	-0.264	-0.148	0.349	0.035	0.149	-0.274	-0.177	0.214	0.522**	0.210	-0.041	-0.082	-0.214	-0.084	—																
PT-5gB	-0.058	-0.045	-0.052	-0.100	-0.042	-0.097	0.020	0.116	-0.003	-0.325	-0.315	-0.061	0.204	-0.016	-0.160	-0.128	-0.071	0.029	—															
NAT-5gB	0.156	0.029	-0.044	-0.316	0.079	-0.367*	-0.043	-0.097	0.006	-0.161	-0.192	0.018	-0.009	0.051	-0.043	0.090	-0.123	-0.017	-0.190	—														
pH-5gB	0.285	0.135	-0.096	-0.081	0.271	-0.124	0.233	-0.159	0.449**	-0.150	-0.239	-0.122	0.104	-0.146	0.370*	0.045	0.028	-0.080	0.158	0.023	—													
OD-5gB	0.122	0.120	-0.018	0.495**	0.191	0.179	-0.061	-0.414*	0.122	0.534**	0.275	-0.112	-0.209	-0.154	0.399*	0.468**	0.140	-0.027	-0.339	-0.162	0.287	—												
Turb-5gB	-0.250	-0.066	0.017	0.105	-0.059	0.184	-0.269	0.168	-0.593***	0.371*	0.638***	-0.203	-0.102	0.083	-0.254	0.043	0.225	-0.008	-0.142	-0.186	-0.463**	-0.030	—											
DBO-5gB	0.017	0.154	0.038	-0.151	-0.073	-0.198	-0.031	0.263	-0.041	-0.126	-0.023	0.462**	0.082	0.139	-0.271	-0.127	-0.063	0.339	0.262	-0.059	-0.303	-0.490**	-0.112	—										
PT-ST	-0.073	-0.102	0.180	-0.223	-0.024	0.034	0.009	0.249	-0.200	-0.430*	-0.112	0.191	0.566	0.079	-0.083	-0.138	0.098	0.206	0.689***	0.047	0.046	-0.395*	0.012	0.254	—									
NAT-ST	-0.246	-0.095	0.150	-0.021	-0.205	-0.263	-0.076	-0.108	-0.009	-0.039	0.118	-0.155	-0.491**	-0.160	0.056	0.193	-0.398*	-0.075	0.001	0.576***	-0.096	-0.179	0.013	0.182	0.264	—								
pH-ST	0.080	0.136	0.054	-0.058	0.171	0.171	-0.235	-0.188	0.222	0.180	0.147	0.204	0.143	-0.139	0.419*	0.130	0.126	0.175	-0.087	-0.428*	0.215	0.335	-0.014	-0.066	-0.061	-0.280	—							
OD-ST	-0.002	0.041	-0.140	0.343	0.073	0.129	-0.013	-0.159	0.132	0.665***	0.348	-0.117	-0.102	0.038	0.212	0.258	0.060	-0.062	-0.490**	-0.135	0.020	0.656***	0.035	-0.280	-0.615***	-0.162	0.232	—						
Turb-ST	-0.196	-0.020	0.138	0.221	-0.298	0.240	-0.042	-0.215	-0.125	0.285	0.347	-0.335	-0.239	0.003	0.275	0.337	0.023	-0.162	-0.060	0.005	-0.010	0.287	0.336	-0.328	0.141	0.252	0.082	0.073	—					
DBO-ST	0.227	0.431*	-0.118	-0.073	0.164	-0.220	-0.112	0.112	0.013	0.083	-0.013	0.119	0.093	0.249	-0.041	0.049	0.046	0.138	0.392	-0.000	-0.332	-0.158	0.077	0.521**	0.301	0.254	0.072	-0.307	0.077	—				

Apêndice L – Caracterização morfométrica da área de estudo

A caracterização morfométrica de uma bacia hidrográfica auxilia no entendimento do comportamento hidrológico, sendo essencial para o gerenciamento e diagnóstico inicial com vistas ao planejamento de ações de conservação da água e do solo, (TONELLO *et al.*, 2006; KHATOON; JAVED, 2022; RIBEIRO; BORGES; FERNANDES, 2022), permitindo inferir sobre suas características hidrogeológicas, tais como permeabilidade e erodibilidade do solo, potencial hídrico superficial, potencial de recarga de aquíferos e disponibilidade de águas subterrâneas (KHATOON; JAVED, 2022; MAZAHIR; JAVED; KHANDAY, 2022; SHARMA *et al.*, 2022), além do potencial para enchentes (RIBEIRO; BORGES; FERNANDES, 2022).

Conforme Ismail *et al.* (2022), Khatoon; Javed (2022), Mazahir; Javed; Khanday (2022) e Sharma *et al.* (2022) os parâmetros morfométricos podem ser classificados em três aspectos: lineares, de área e de relevo. Características da rede de drenagem são associadas aos aspectos lineares, densidade de drenagem e características de formato da bacia aos aspectos de área e características de relevo, altitude e declividade aos aspectos de relevo. A Tabela 1 mostra os parâmetros morfométricos selecionados para a caracterização da área de estudo.

Tabela 1 – Parâmetros morfométricos utilizados

Parâmetro	Definição	Referências consultadas
Área (A, km ²)	Área delimitada pelos divisores topográficos projetada em plano horizontal; quando multiplicada pela altura da lâmina de chuva define o volume recebido pela bacia.	VILLELA; MATTOS, 1975; COLLARES, 2000; TUCCI, 2002; ELESBON <i>et al.</i> , 2011; MOREIRA <i>et al.</i> , 2017; KHATOON; JAVED, 2022; SHARMA <i>et al.</i> , 2022.
Perímetro (P, km)	Extensão do divisor topográfico que delimita a área.	
Comprimento axial (L _{AXIAL} , km)	Distância da foz ao ponto mais distante do divisor topográfico.	
Comprimento do talvegue (L _c , km)	Comprimento da linha de fundo de vale do rio principal sempre seguindo o segmento de ordem superior quando há uma ramificação.	TEODORO <i>et al.</i> , 2007; LIMA, 2008; FERREIRA <i>et al.</i> , 2010; SINABARIGUI <i>et al.</i> , 2022.
Distância vetorial do curso d'água principal (L _v , km)	Distância entre a nascente e a foz do curso d'água principal medida em linha reta.	

Continua

Continuação

Largura média da bacia (ℓ , km)	$\ell \frac{A}{L_{AXIAL}}$	COLLARES, 2000.
Declividade do curso d'água principal (S_1 , adimensional)	$S_1 = \frac{\Delta H}{L_c}$ ΔH = diferença entre as cotas da nascente e da seção de controle, m;	ELESBON <i>et al.</i> , 2011; SINABARIGUI <i>et al.</i> , 2022.
Declividade média da bacia (I , %)	$I(\%) = \frac{D}{A} \left(\sum CN_i \right) \cdot 100$ $\sum CN_i$ = comprimento total das curvas de nível (m); D = equidistância entre elas (m); Classes: Plano (0 a 3%); Suave Ondulado (3 a 8%); Ondulado (8 a 20%); Forte Ondulado (20 a 45%); Montanhoso (45 a 75%); Escarpado (>75%).	EMBRAPA, 1979; RIBEIRO; BORGES; FERNANDES, 2022.
Coefficiente de compacidade (k_c , adimensional)	$k_c = 0,28 \frac{P}{\sqrt{A}}$ Quanto mais próximo da unidade, maior a tendência de haver enchentes.	VILLELA; MATTOS, 1975; CARVALHO; MELLO; SILVA, 2007; FERREIRA <i>et al.</i> , 2010; ELESBON <i>et al.</i> , 2011.
Índice de Circularidade (IC , adimensional)	$IC = 12,57 \frac{A}{P^2}$ $IC > 0,51$ = alto risco de enchentes; $IC < 0,51$ = baixo risco de enchentes.	MILLER, 1953; COSTA, 2011; SOUZA <i>et al.</i> , 2017.
Fator de forma (k_f , adimensional)	$k_f = \frac{A}{(L_{AXIAL})^2}$ Quanto menores os valores de k_f , menor a propensão a enchentes.	VILLELA; MATTOS, 1975; CARVALHO; MELLO; SILVA, 2007; FERREIRA <i>et al.</i> , 2010; MOREIRA <i>et al.</i> , 2017; SHARMA <i>et al.</i> , 2022.
Densidade de drenagem (Dd , km.km ⁻²)	$Dd = \frac{\sum L}{A}$ Permite investigar semelhanças de escoamento entre bacias de tamanhos diferentes; quanto maior a densidade de drenagem, menor o risco de enchentes. Classes: muito baixa (0 a 1km.km ⁻²); baixa (1 a 2km.km ⁻²); média (2 a 4km.km ⁻²); alta (4 a 6km.km ⁻²); muito alta (> 6km.km ⁻²).	CHRISTOFOLETTI, 1979; TUCCI, 2004; CARVALHO; SILVA, 2006; ELESBON <i>et al.</i> , 2011; MOREIRA <i>et al.</i> , 2017; KHATOON; JAVED, 2022; SHARMA <i>et al.</i> , 2022.

Continua

		<i>Continuação</i>
Índice de Sinuosidade (IS, adimensional)	$IS = \frac{L_c}{L_v}$ <p>Expressa a velocidade de escoamento do canal principal: quanto mais sinuoso, menor a velocidade. Alto (IS > 1,5); baixo (IS < 1,5).</p>	TEIXEIRA <i>et al.</i> , 2012; NARDINI <i>et al.</i> , 2013; SANTOS <i>et al.</i> , 2018; SOARES; GALVÍNCIO, 2020.
Ordem dos cursos d'água	<p>Quanto maior a ordem da bacia, mais bem drenada e menor o risco de enchentes. Na classificação de Horton (1945), modificada por Strahler (1957), canais sem tributários são de primeira ordem; canais de mesma ordem ao confluírem formam um canal de ordem imediatamente superior; e, canais de ordens diferentes ao confluírem geram um canal cuja ordem será a maior entre os que o formaram.</p>	TUCCI, 2002; TONELLO <i>et al.</i> , 2006; ELESBON <i>et al.</i> , 2011; TOLENTINO; SILVA; FERRARI, 2015; MOREIRA <i>et al.</i> , 2017; SANTOS <i>et al.</i> , 2018; BOGALE, 2021; KHATOON; JAVED, 2022; SHARMA <i>et al.</i> , 2022.
Tempo de concentração (Tc, h)	$T_c = 0,160L_c^{0,64}S^{-,032}$ <p>Equação de Ven Te Chow; Lc (km); S (m.m⁻¹) Tempo a partir do início da precipitação para que toda a bacia contribua com a vazão na seção de controle; o tempo de concentração diminui com o aumento da declividade.</p>	CHOW, 1962; VILLELA; MATTOS, 1975; SILVEIRA, 2005; CARVALHO; SILVA, 2006; COLLISCHONN; TASSI, 2008; DE ALMEIDA <i>et al.</i> , 2014; MOREIRA <i>et al.</i> , 2017; TARGA <i>et al.</i> , 2023.
Curva hipsométrica	<p>Representação gráfica da distribuição da superfície da bacia conforme sua altitude; indica condições mais propícias à dissecação nas áreas de maior altitude e à acumulação nas áreas de menor altitude.</p>	TRENTIN; ROBAINA, 2005; SINABARIGUI <i>et al.</i> , 2022.

Fonte: Elaborado pela autora (2023)

Após a delimitação, a BHASB-M e as sub-bacias afluentes foram caracterizadas morfometricamente para complementar a descrição da área de estudo. Utilizando diretamente as ferramentas do *software* QGis foram determinadas as variáveis área (km²), perímetro (km), comprimento axial da bacia (km), comprimento do curso d'água principal (km), distância entre a nascente e a foz do curso d'água principal (km), diferença de cotas do curso d'água principal (m), elevação média da bacia (m), comprimento total dos cursos d'água (m), número total dos cursos d'água

e comprimento total das curvas de nível (m), equidistantes em 10m. A partir dessas variáveis, foram determinados os parâmetros largura média da bacia (ℓ , km), declividade média da bacia (I , %), declividade do curso d'água principal com base na diferença entre as cotas da nascente e da seção de controle (S_1 , adimensional), coeficiente de compacidade (k_c , adimensional), fator de forma (k_f , adimensional), índice de circularidade (IC , adimensional), hierarquização dos cursos d'água (definição de Strahler), densidade de drenagem (D_d , km.km^{-2}), índice de sinuosidade (IS , adimensional) e tempo de concentração (T_c , min), além de gerados os mapas Hipsométrico e de Declividades. A obtenção das variáveis e dos parâmetros citados, cujas equações encontram-se na Tabela 1 do Apêndice L, foi realizada utilizando o *software* QGis, conforme descrito na Tabela 2:

Tabela 2 – Procedimentos para obtenção de parâmetros no *software* QGis

Parâmetro	Procedimento
Área	Ferramenta “calculadora de campo” aplicada a tabela de atributos para geração do campo “Área”.
Perímetro	Ferramenta “calculadora de campo” aplicada a tabela de atributos para geração do campo “Perímetro”.
Comprimento axial	Ferramenta “medir” da barra de ferramentas.
Distância vetorial do curso d'água principal	Ferramenta “medir” da barra de ferramentas.
Comprimento do curso d'água principal	Criação do respectivo campo na calculadora de campo da tabela de atributos, seguido pelo somatório dos comprimentos dos segmentos que o compõem.
Diferença de cotas do curso d'água principal, ΔH (m)	Obtenção das cotas de nascente e foz com a ferramenta “identificar” da barra de ferramentas sobre o respectivo pixel (nascente ou foz) no Modelo Digital de Elevação (MDE) da bacia, seguido do cálculo da diferença.
Elevação média da bacia, E (m)	Aba “Informação”, item “banda1/STATISTICS_MEAN” na janela de propriedades do MDE da bacia.
Declividade média da bacia, I (%)	Geração das curvas de nível da bacia, com a equidistância desejada, através do menu Raster/Extrair/Contorno da barra de ferramentas aplicado ao MDE, seguido do somatório dos seus comprimentos após a criação do respectivo campo na calculadora de campo da tabela de atributos.
Mapa de declividades	Geração através do menu Raster/Análise/Declive aplicado ao MDE da bacia, seguido do comando SAGA “Reclassificar por tabela” da caixa de ferramentas de processamento para definição das classes de declividade desejadas.

Continua

<i>Continuação</i>	
Ordenação dos cursos d'água	Geração da camada correspondente à hidrografia com a ferramenta de processamento/SAGA/Terrain Analysis – Channels/Channel network and drainage basins sobre o MDE, seguido de classificação na janela Propriedades/Simbologia/Categorizado com “valor: order”.
Curva hipsométrica	Comando “Curvas hipsométricas” da ferramenta “Raster de análise do terreno” da caixa de ferramentas de processamento sobre o MDE da bacia, seguido da geração da imagem da curva em planilha eletrônica.
Mapa hipsométrico	Comando “Reclassificar por tabela” da caixa de ferramentas de processamento sobre o MDE da bacia para definição das classes de altitude desejadas.

Fonte: Elaborado pela autora (2023)

As Tabelas 3 e 4 mostram os resultados para as variáveis utilizadas na caracterização morfométrica da BHASB-M e das sub-bacias afluentes, cujas equações de cálculo foram apresentadas na Tabela 2 do Apêndice L.

Tabela 3 – Variáveis morfométricas da área de estudo obtidas diretamente através do *software* QGIS

VARIÁVEL	LOCAL					
	BHASB-M	SBDI	SBASB	SBAM	SBSB	SBST
Área, A (Km ²)	87,54	10,56	35,73	11,37	21,22	1,80
Perímetro, P (km)	67,33	33,31	42,13	24,66	39,97	7,80
Comprimento axial, L _{AXIAL} (km)	13,19	7,75	10,17	5,43	7,93	2,07
Comprimento do talvegue, L _c (km)	19,43	11,23	12,93	7,41	11,55	1,82
Distância vetorial do curso d'água principal, L _v (km)	12,83	7,15	9,81	4,97	6,99	1,23
Diferença de cotas do curso d'água principal, ΔH (m)	119,18	27,94	116,91	39,06	41,02	9,90
Elevação média da bacia, E (m)	35,72	27,89	49,41	27,66	29,46	19,06
Comprimento total dos cursos d'água, ΣL (km)	130,34	17,93	53,07	17,06	34,24	1,91

Legenda: BHASB – Bacia hidrográfica do Arroio Santa Bárbara, SBDI – Sub-bacia do Distrito Industrial, SBASB – Sub-bacia do Arroio Santa Bárbara, SBAM – Sub-bacia do Arroio do Meio, SBSB – Sub-bacia da Sanga da Barbuda, SBST – Sub-bacia da Santa Terezinha.

Fonte: Elaborado pela autora (2023)

Tabela 4 – Parâmetros morfométricos calculados a partir das variáveis obtidas diretamente utilizando o *software* QGIS, mostradas na Tabela 6

PARÂMETRO	LOCAL					
	BHASB-M	SBDI	SBASB	SBAM	SBSB	SBST
Largura média da bacia, l (km)	6,64	1,36	3,51	2,09	2,67	0,87
Declividade média da bacia, l (%)	4,67	3,67	6,15	3,48	3,32	5,24
Coefficiente de compacidade, kc (adimensional)	2,01	2,87	1,97	2,05	2,43	1,63
Fator de forma, kf (adimensional)	0,50	0,17	0,34	0,38	0,34	0,42
Índice de circularidade, lc (adimensional)	0,24	0,12	0,25	0,23	0,17	0,37
Ordem dos cursos d'água (definição de Strahler)	4ª ordem	3ª ordem	3ª ordem	3ª ordem	3ª ordem	2ª ordem
Densidade de drenagem, Dd (km.km ⁻²)	1,49	1,70	1,48	1,50	1,61	1,06
Índice de sinuosidade, IS (adimensional)	1,51	1,57	1,32	1,49	1,65	1,48
Declividade do curso d'água principal com base na diferença entre as cotas da nascente e da seção de controle, S ₁ (adimensional)	6,13	2,49	9,04	5,27	3,55	5,43
Tempo de concentração pelo método de Ven Te Chou, Tc (min)	35,88	33,71	24,42	20,31	30,64	8,21

Legenda: BHASB – Bacia hidrográfica do Arroio Santa Bárbara, SBDI – Sub-bacia do Distrito Industrial, SBASB – Sub-bacia do Arroio Santa Bárbara, SBAM – Sub-bacia do Arroio do Meio, SBSB – Sub-bacia da Sanga da Barbuda, SBST – Sub-bacia da Santa Terezinha.

Fonte: Elaborado pela autora (2023)

A análise dos resultados indica que a BHASB-M é uma bacia de 4ª ordem, com relevo suave ondulado (declividade média = 4,67%), baixa densidade de drenagem (1,49km.km⁻²), baixa tendência a enchentes (Kc = 2,01, Kf = 0,50 e lc = 0,24) e alto índice de sinuosidade em seu curso d'água principal (1,51).

Em relação às sub-bacias, todas possuem relevo suave ondulado (3,32 a 6,15%), baixa densidade de drenagem (1,06 a 1,70km.km⁻²) e baixa tendência a enchentes (Kc de 1,63 a 2,87, Kf de 0,17 a 0,42 e lc de 0,12 a 0,37), sendo a SBST de 2ª ordem e as demais de 3ª ordem.

A SBDI apresentou a menor tendência à formação de enchentes – maior Kc (2,87), menor Kf (0,17) e menor lc (0,12), que aliada à menor declividade do curso d'água principal (2,49) e segundo maior índice de sinuosidade do curso principal (1,57) entre as sub-bacias, justificam o maior tempo de concentração (33,37min). A SBDI possui a maior densidade de drenagem entre as sub-bacias (1,70km.km⁻²), o formato mais alongado e a segunda menor diferença de cotas do curso d'água principal (27,94m). Em segundo lugar quanto à tendência a enchentes (Kc = 2,43, Kf = 0,34 e lc = 0,17) e à declividade do curso principal (3,55) encontra-se a SBSB, com o maior índice de sinuosidade do curso principal (1,65) e segunda menor declividade do curso principal entre as sub-bacias (3,55), resultando em um Tc um pouco menor (30,64min). Embora os índices citados apontem para um maior Tc na SBSB comparada à SBDI, a anterior possui a segunda maior diferença de cotas do curso d'água principal (41,02m).

A SBASB possui o maior valor de declividade média (6,15%) e a maior diferença de cotas do curso principal (116,91m) enquanto a SBSB possui a menor declividade média (3,32%) e a segunda maior diferença de cotas do curso principal (41,02m). Isso sugere que entre as duas, a maior possibilidade de infiltração é na SBSB, especialmente ao ser considerada a localização da maior parte da sua superfície sobre o aquífero poroso (Figura 5). Com a mesma densidade de drenagem da SBSB (1,61km/km²) a bacia hidrográfica do Alto Rio Formiga, Minas Gerais, foi estudada por Ribeiro; Borges; Fernandes (2022) que observaram que ela é bem ramificada (5ª ordem), possui relevo ondulado (I = 12,05%), e alta propensão a enchentes. Entretanto, devido à declividade média aproximadamente 4 vezes maior em comparação à SBSB, os autores concluíram que ela possui baixa capacidade de infiltração, rápido escoamento superficial e alto potencial erosivo, não apresentando bom potencial para abastecimento do lençol freático nem mesmo para constância de água nos rios, necessitando de ações conservacionistas do solo e da água para uma adequada gestão ambiental.

Comparando-se a SBASB com a SBAM devido à proximidade das densidades de drenagem, 1,48 e 1,50km.km⁻², respectivamente, ambas classificadas como baixa segundo Sharma *et al.* (2022), observa-se que mesmo com IS menor, S1 e I% maiores, a SBASB possui tempo de concentração levemente maior (24,42min) do que a SBAM (20,31min). Atribui-se esse resultado a maior extensão do curso d'água principal da SBASB (12,93km) comparada a SBAM (7,41km).

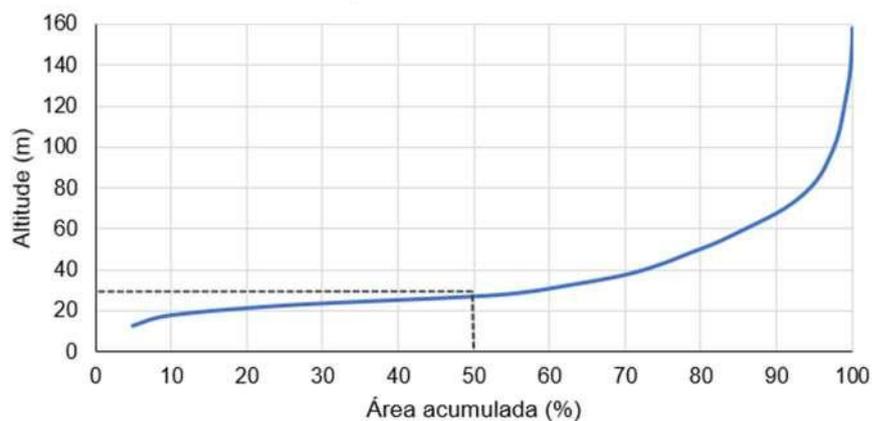
A SBST apresenta o formato menos alongado em comparação com as demais sub-bacias – menor Kc (1,63), maior Kf (0,42) e maior Ic (0,37), possui a segunda maior declividade média (5,24%) e é a única sub-bacia totalmente inserida no domínio hidrogeológico poroso.

Valores baixos de Densidade de drenagem (Dd) geralmente estão associados a regiões de rochas altamente resistentes ou permeáveis, vegetação densa, relevo baixo e regime pluviométrico caracterizado por chuvas de baixa intensidade ou pouca concentração da precipitação; enquanto valores altos geralmente ocorrem em áreas de impermeabilização e material subsuperficial fraco, alto relevo e vegetação esparsa (TONELLO *et al.*, 2006; KHATOON; JAVED, 2022; SHARMA *et al.*, 2022). Utilizando sensoriamento remoto associado a SIG, Khatoon; Javed (2022) avaliaram o comportamento da bacia hidrográfica de Shahzad, Índia, quanto aos parâmetros morfométricos. Os autores constataram que a bacia possui baixa densidade de drenagem em geral (1,567km.km⁻²), tendo sido observados os maiores valores nas regiões onde o granito impermeável e gnaisses estão expostos, e os menores na parte aluvial da bacia, onde estão presentes rochas resistentes e permeáveis que permitem alta infiltração.

Os trabalhos citados, cujas densidades de drenagem se assemelham a da BHASB-M, confirmam o observado para a BHASB-M, ou seja, a baixa densidade de drenagem está associada a presença de rochas permeáveis e favorece a infiltração, exceto se a declividade média da bacia for alta o suficiente para acelerar o escoamento superficial e aumentar a propensão a enchentes, como destacado por Ribeiro; Borges; Fernandes (2022).

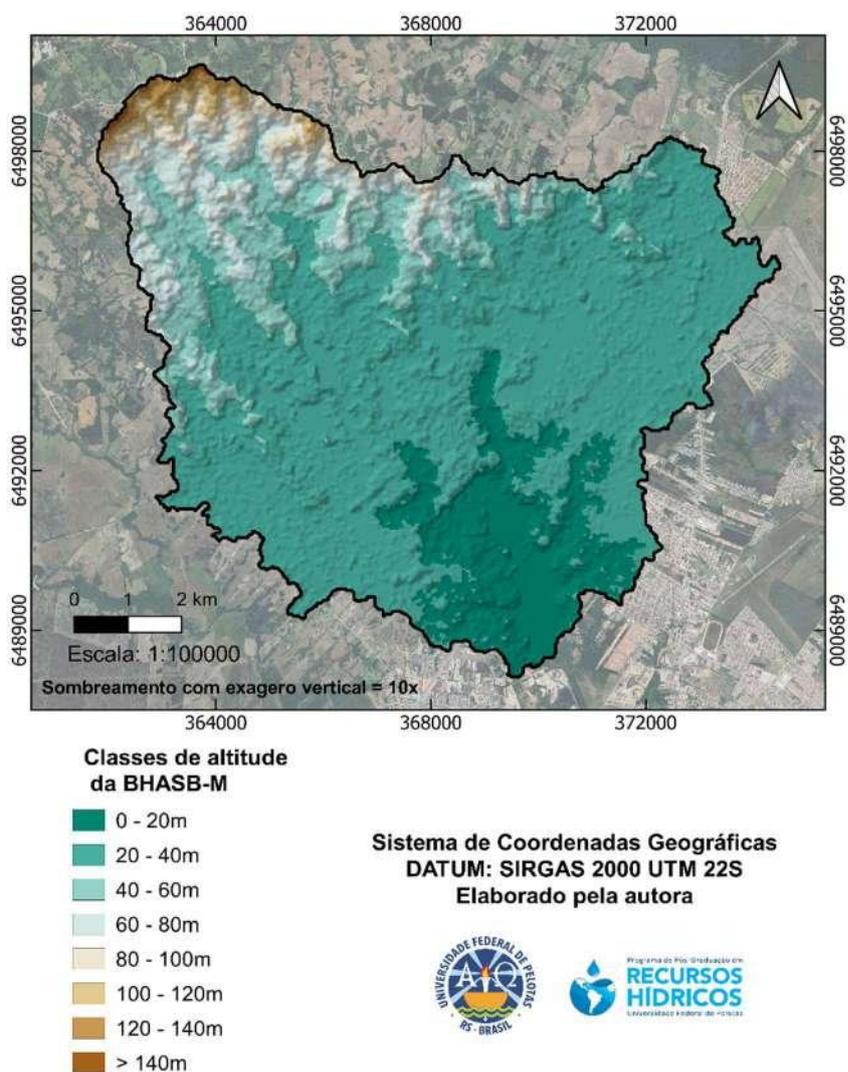
A Figura 1 mostra a Curva Hipsométrica da BHASB-M e a Figura 2 mostra o mapa Hipsométrico, com intervalos de 20m de altitude. A Tabela 5, obtida a partir do mapa hipsométrico, apresenta as áreas em porcentagem para cada classe de altitude.

Figura 1 – Curva Hipsométrica da BHASB-M



Fonte: Elaborado pela autora (2023)

Figura 2 – Mapa Hipsométrico da BHASB-M



Fonte: Elaborado pela autora (2023)

Tabela 5 – Áreas correspondentes às classes de altitude para a BHASB-M

Classe de altitude	Área correspondente (%)
0 – 20m	14,13
20 – 40m	59,34
40 – 60m	12,83
60 – 80m	8,30
80 – 100m	3,09
100 – 120m	1,29
120 – 140m	0,81
> 140m	0,20
Total	100

Fonte: Elaborado pela autora (2023)

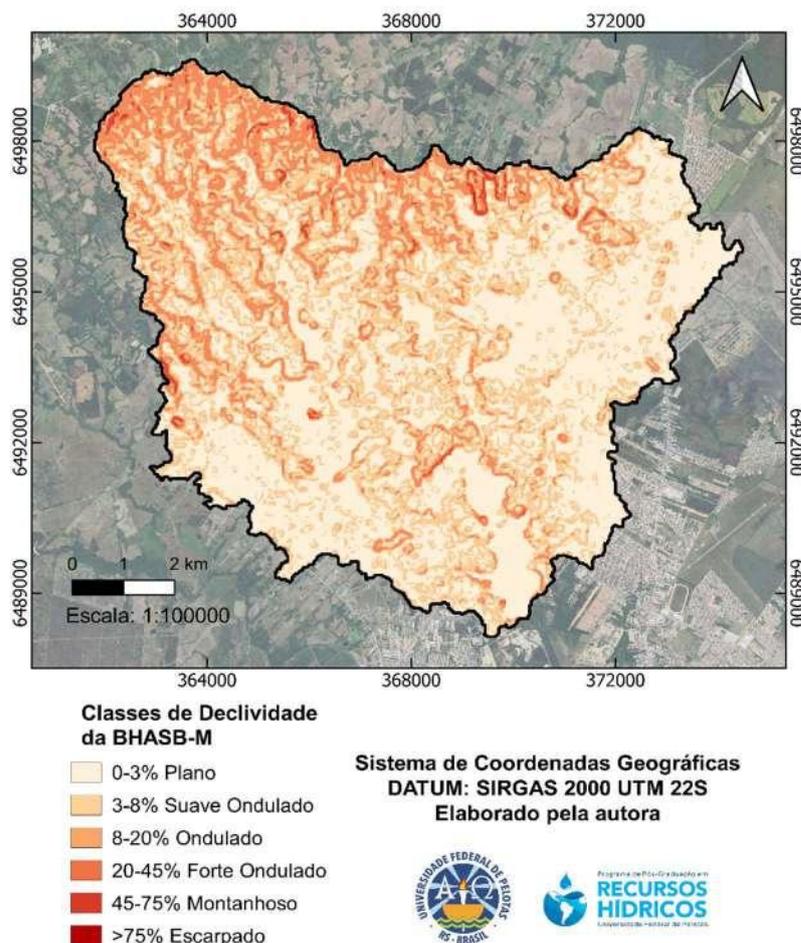
A análise da curva hipsométrica forneceu os valores de 157,81m como altitude máxima, 7,81m como altitude mínima, 38,60m como altitude média e 27,28m como altitude mediana. Pode-se constatar que 50% da área acumulada da BHASB-M está abaixo de 27,28m de altitude e 50% está acima, como destacado na Figura 1.

Observando as Figuras 1 e 2 e a Tabela 5 é possível constatar que 73,47% da área total da BHASB-M encontra-se em altitudes menores ou iguais a 40m, revelando grande possibilidade de acumulação das águas, conforme Trentin; Robaina (2005). Esse acúmulo é amenizado pela incidência da região de menor altitude sobre o aquífero poroso, onde a permeabilidade é maior, ocorrendo, assim, maior infiltração no solo.

A Figura 3 mostra o mapa de Declividades (%) da BHASB-M, classificado conforme EMBRAPA (1979), e a Tabela 6, obtida a partir do mapa de declividades, apresenta as áreas em porcentagem para cada classe de declividade. Observando a Figura 3 e a Tabela 6 é possível constatar que 82,96% da área total da BHASB-M possui relevo variando de plano a suave ondulado. Segundo Tonello *et al.* (2006), declividade é a razão entre a variação de altitude entre dois pontos e a distância entre eles, possuindo papel importante na distribuição da água entre o escoamento superficial e subterrâneo. Segundo Sinabrigui *et al.* (2022) a inclinação do relevo atua sobre o escoamento influenciando a velocidade do fluxo, o tempo de concentração e a taxa de infiltração. Quanto maior a declividade, maior a velocidade de escoamento da água sobre o solo, interferindo na sua capacidade de armazenamento (ELESBON *et al.*, 2011). Em terrenos com maior declividade, o tempo de concentração da água

na bacia diminui, aumentando o risco de picos de enchentes que, associados ao tipo de cobertura vegetal, tipo de solo e tipo de uso da terra, aumentam a possibilidade de erosão (TONELLO *et al.*, 2006; CARVALHO; MELLO; SILVA, 2007; COLLISCHONN; TASSI, 2008). Em contrapartida, baixas declividades resultam em menor escoamento superficial, contribuindo para maior infiltração da água no solo (OLIVEIRA, 2023).

Figura 3 – Mapa de Declividades da BHASB-M



Fonte: Elaborado pela autora (2023)

Tabela 6 – Áreas correspondentes às classes de declividade

Classe de Declividade	Área correspondente (%)
Plano	49,01
Suave Ondulado	33,95
Ondulado	16,06
Forte Ondulado	0,97
Montanhoso	0,01
Escarpado	Zero
Total	100

Fonte: Elaborado pela autora (2023)

Segundo Galvínio; Souza; Shirinivasan (2006) áreas com declives suaves (até 5%) fazem com que a velocidade do escoamento superficial seja baixa, a bacia seja pouco suscetível a inundações e, conforme o tipo de solo, os processos erosivos sejam menos acentuados. Para Ribeiro; Borges; Fernandes (2022) quanto maior a velocidade do fluxo da água, maior seu potencial erosivo, com consequente degradação do solo, e menor seu potencial para abastecimento do lençol freático.

Schumann; Beskow; Bressiani (2021) estimaram a perda anual de solo na BHASB (exutório no Canal São Gonçalo) obtendo os valores mais altos de perda de solos na região mais à montante da bacia, principalmente sobre o aquífero fissural, região com maior declividade, solos mais erodíveis e maior regime de precipitação. Os autores citam dentre os efeitos da perda de solo a redução da capacidade dos reservatórios (assoreamento) e a deterioração da qualidade da água.

De acordo com Tundisi; Matsumura-Tundisi (2008) as partículas de origem terrestre transportadas a um reservatório sofrem um processo de sedimentação com adsorção/dessorção de fosfato durante o deslocamento na massa d'água e imobilização de nutrientes no sedimento do fundo. Esses nutrientes estarão disponíveis aos ciclos biogeoquímicos de acordo com a forma estrutural na qual se apresentam, especialmente seu estado de oxidação e grau de dissolução, favorecendo a eutrofização. Diante do exposto, as características da maior parte da BHASB-M sugerem que sua tendência seja possuir baixa velocidade de escoamento superficial e boa infiltração, condições que contribuem para menor erosão do solo. Porém, a característica arenosa do solo sobre o aquífero granular e a maior erodibilidade próximo às nascentes alertam para a necessidade de proteção das margens dos cursos d'água, uma das preocupações citadas pelo Plano Municipal de Saneamento Básico (SANEP, 2023) em relação à BHASB.