

**UNIVERSIDADE NOVE DE JULHO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIDADES INTELIGENTES E
SUSTENTÁVEIS**

FABIANO SAMPAIO RODRIGUES DOS SANTOS

**CRITÉRIOS DE PRIORIZAÇÃO ESPACIAL BASEADOS EM PADRÕES DE
QUALIDADE DA ÁGUA PARA ORIENTAR A GESTÃO HÍDRICA DA REPRESA
BILLINGS**

São Paulo

2025

FABIANO SAMPAIO RODRIGUES DOS SANTOS

**Critérios de priorização espacial baseados em padrões de qualidade da água
para orientar a gestão hídrica da Represa Billings**
**Spatial prioritization criteria based on water quality standards to support
water resources management of the Billings Reservoir**

Projeto de Dissertação de Mestrado apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Cidades Inteligentes e Sustentáveis da Universidade Nove de Julho – UNINOVE, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Cidades Inteligentes e Sustentáveis.

Orientador: Prof.^a Dra. Andreza Portella Ribeiro

São Paulo

2025

FICHA CATALOGRÁFICA

Santos, Fabiano Sampaio Rodrigues dos.

Critérios de priorização espacial baseados em padrões de qualidade da água para orientar a gestão hídrica da represa Billings. / Fabiano Sampaio Rodrigues dos Santos. 2025.

87 f.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Nove de Julho - UNINOVE, São Paulo, 2025.

Orientador (a): Prof^ª. Dr^ª. Andreza Portella Ribeiro.

1. Qualidade de vida. 2. Eutrofização. 3. Estatística multivariada. 4. Fluorometria. 5. Represa Billings.

I. Ribeiro, Andreza Portella. II. Título.

CDU 711.4

**Critérios de priorização espacial baseados em padrões de qualidade da água
para orientar a gestão hídrica da Represa Billings**

Por

Fabiano Sampaio Rodrigues dos Santos

Projeto de Dissertação de Mestrado apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Cidades Inteligentes e Sustentáveis da Universidade Nove de Julho – UNINOVE, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Cidades Inteligentes e Sustentáveis.

Prof. Dra. Andreza Portella Ribeiro – Universidade Nove de Julho – UNINOVE

Prof. Dr. Cristiano Capellani Quaresma – Universidade Nove de Julho – UNINOVE

Prof. Dr. João Alexandre Paschoalin Filho – Universidade Nove de Julho – UNINOVE

Prof. Dr. Harry Alberto Bollmann – Pontifícia Universidade Católica do Paraná – PUCPR

São Paulo, 18 de dezembro de 2025.

DEDICATÓRIA

À minha família pelo apoio, incentivo e compreensão.

AGRADECIMENTOS

O desenvolvimento deste trabalho se deu por meio do suporte de muitas pessoas que proporcionaram várias contribuições e participação de forma direta e indireta.

Agradeço todo apoio da CETESB formadas pelos gestores Dra. Marta Condé Lamparelli e M.Sc. Renan Lourenço, e os técnicos de campo Jesse Soares Alves, Carlos Jesus Brandão, Venicio Pedro Ribeiro, Vanderlei Queiroz, Claudio Amaro, Alex Pierre Gena e Elimar dos Santos.

Agradeço a LABCONTROL e toda equipe técnica e em especial ao Senhor Carlos Alberto pela confiança e o fornecimento da sonda para aplicação na pesquisa.

Agradeço a BBE Moldaenke pelo desenvolvimento da sonda e treinamento de utilização e aplicação passado pelo senhor Babak Azin.

À minha orientadora, Profa. Dra. Andreza Portella Ribeiro, pela paciência e por acreditar neste projeto e sempre buscar a qualidade da pesquisa.

À Universidade Nove de Julho pela bolsa de estudos, que me proporcionou ter um ensino de alta qualidade.

Ao M.Sc. João Henrique Storopoli por acreditar e sempre apoiar nas ideias e dar direcionamento na minha caminhada em busca da vida acadêmica.

Agradeço especialmente a minha esposa Samya, meu filho Matheus, minha filha Julia pelas ausências em vários dias e finais de semana e aos meus pais por sempre me entusiasmar para buscar mais estudos.

“A ciência avança não por confirmar hipóteses, mas por refutá-las.”

Karl Popper

RESUMO

A crescente pressão sobre os recursos hídricos urbanos brasileiros, especialmente em regiões densamente povoadas, tem reforçado a necessidade do monitoramento ambiental capaz de captar a complexidade espacial e temporal de reservatórios submetidos a intensas cargas antrópicas, como é o caso da Represa Billings, um dos principais reservatórios da Região Metropolitana de São Paulo. Neste trabalho, investigou-se como a integração de protocolos podem orientar e subsidiar a gestão hídrica do reservatório. O estudo analisou dados produzidos pela rede de monitoramento da CETESB, entre 2014-2024, complementando-os com medições *in situ*, utilizando-se tecnologia portátil: a sonda AlgaeTorch. A abordagem metodológica incluiu tendências temporais (Mann-Kendall e Sen's Slope), espaciais (mapas temáticos em GIS) e multivariadas (Análise Fatorial, Cluster Hierárquico e Análise Discriminante Canônica). Evidenciaram-se três padrões centrais: (i) melhoria gradual da qualidade da água após 2017, marcada pela redução de fósforo total, nitrogênio reativo e clorofila-a, com influência direta do regime hidrológico e da regularização das chuvas; (ii) forte heterogeneidade espacial, distinguindo compartimentos com funções ecológicas próprias: zonas de acúmulo, transição resiliente e áreas de montante menos impactadas; e (iii) persistência do estado hipereutrófico, ainda que seguido de diminuição da produtividade fitoplanctônica devido à baixa biodisponibilidade do fósforo. Os métodos multivariados permitiram identificar grupos ambientais coerentes e processos ecológicos latentes, não captados pela rede convencional, revelando assinaturas limnológicas associadas à operação hidráulica, às pressões difusas e ao tempo de residência da água. As medições com fluorometria portátil demonstraram seu alto potencial como ferramenta complementar para ampliar a resolução espacial do diagnóstico, permitindo identificar gradientes de biomassa algal em áreas não cobertas pela CETESB. Conclui-se que a integração se constitui em estratégia eficaz para subsidiar a gestão hídrica da Represa Billings, visto que não há a necessidade de intervenções drásticas nas práticas da CETESB e sim mudanças na metodologia de análise de dados e sua complementação com medições obtidas por tecnologias de baixo custo e pronta resposta, que produzam dados confiáveis e sinalizam quais áreas e tipos de ações devem ser priorizados. As contribuições da pesquisa apoiam avanços na governança de mananciais metropolitanos, alinhados aos princípios de segurança hídrica, planejamento territorial e cidades sustentáveis.

Palavras-chave: qualidade da água; eutrofização; estatística multivariada; fluorometria; Represa Billings.

ABSTRACT

The increasing pressure on urban water resources in Brazil, particularly in densely populated regions, has strengthened the need for environmental monitoring capable of capturing the spatial and temporal complexity of reservoirs subjected to intense anthropogenic loads, as in the case of the Billings Reservoir, one of the main water bodies of the São Paulo Metropolitan Region. This study investigates how the integration of monitoring protocols can guide and support water-resource management in the reservoir. The study analyzed data produced by the CETESB monitoring network between 2014 and 2024 and complemented them with in situ measurements obtained using portable technology, specifically the AlgaeTorch fluorometric probe. The methodological approach included temporal trend analyses (Mann–Kendall and Sen’s Slope), spatial assessments (thematic GIS-based maps), and multivariate procedures (Factorial, Hierarchical Cluster and Canonical Discriminant Analyses). Three central patterns were identified: (i) a gradual improvement in water quality after 2017, marked by reductions in total phosphorus, reactive nitrogen, and chlorophyll-a, directly influenced by the hydrological regime and rainfall regularization; (ii) strong spatial heterogeneity, distinguishing compartments with distinct ecological functions: accumulation zones, resilient transition areas, and upstream sectors that are less impacted; and (iii) the persistence of a hypereutrophic state, although followed by a decline in phytoplankton productivity due to the low bioavailability of phosphorus. The multivariate methods enabled the identification of coherent environmental groups and latent ecological processes not captured by the conventional monitoring network, revealing limnological signatures associated with hydraulic operation, diffuse pressures, and water residence time. Measurements obtained using portable fluorometry demonstrated a high potential as a complementary tool to enhance the spatial resolution of the assessment, allowing the detection of algal biomass gradients in areas not covered by CETESB’s monitoring stations. The integration of these approaches constitutes an effective strategy to support water-resource management, as it does not require drastic interventions in the CETESB monitoring practices but rather adjustments in data-analysis methodologies and their complement with low-cost, rapid-response technologies capable of generating reliable information and indicating which areas and types of actions should be prioritized. The study contributions support advances in the governance of metropolitan water supply systems, aligned with the principles of water security, territorial planning, and sustainable cities.

Keywords: water quality; eutrophication; multivariate statistics; fluorometry; Billings Reservoir.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Delimitação da Área de Estudo - Represa Billings.....	22
Figura 2 - Classificação da qualidade da água segundo a CONAMA 357/2005.	24
Figura 3 - Mapa de localização dos pontos de monitoramento da CETESB.	32
Figura 4 - Valores normalizados em relação aos valores definidos pela CONAMA no 357/2005, considerando espécies químicas que atuam como nutriente à produção de biomassa.	46
Figura 5 - Valores normalizados em relação aos valores definidos pela CONAMA no 357/2005, considerando espécies químicas que atuam como nutriente à produção de biomassa.	47
Figura 6 - Valores normalizados em relação aos valores definidos pela CONAMA no 357/2005, considerando espécies químicas que atuam como nutriente à produção de biomassa.	49
Figura 7 - Classes de IET, para diferentes sazonalidades: Período Chuvoso entre 2014 e 2016, nos pontos da Billings, monitorados pela CETESB.....	52
Figura 8 - Classes de IET, para diferentes sazonalidades: Período Seco entre 2014 e 2016, nos pontos da Billings, monitorados pela CETESB.....	53
Figura 9 - Classes de IET, para diferentes sazonalidades: Período chuvoso entre 2017 e 2020, nos pontos da Billings, monitorados pela CETESB.....	54
Figura 10- Classes de IET, para diferentes sazonalidades: Período seco entre 2017 e 2020, nos pontos da Billings, monitorados pela CETESB.....	54
Figura 11 - Classes de IET, para diferentes sazonalidades: Período chuvoso entre 2021 e 2024, nos pontos da Billings, monitorados pela CETESB.....	55
Figura 12- Classes de IET, para diferentes sazonalidades: Período seco entre 2021 e 2024, nos pontos da Billings, monitorados pela CETESB.....	55
Figura 13 - Dendrograma hierárquico – 4 Clusters, considerando as 690 observações nos pontos monitorados da Billings.....	65

Figura 14 - ADC gerada a partir das classificações da análise de agrupamento (a priori) para a base de dados da Billings.	67
Figura 15 - Distribuição espacial* de Chl-a in situ, obtidos pela sonda portátil no Reservatório Billings.	73
Figura 16 - Distribuição espacial da turbidez na Represa Billings (04/12/2024).....	75
Figura 17 - Concentrações Cyano, obtidas por sonda fluorimétrica, na Represa Billings.....	76

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Pontos de monitoramento na Represa Billings, considerados neste estudo.	25
Tabela 2 - Graus de Trofia associados a valores de IET.	36
Tabela 3 - Medianas dos parâmetros, para os pontos de amostragem da CETESB, agrupados em três diferentes períodos, ao longo de 2014 e 2024.	43
Tabela 4 - Valores de IET calculados para os pontos de monitoramento da CETESB na Represa Billings, conforme Lamparelli (2004).	51
Tabela 5 - Valores obtidos para o teste de Mann-Kendall Básico e Slope de Sen.	57
Tabela 6 - Síntese esquemática representativa dos valores de Z e Slope de Sen, referentes às variáveis, pontos de coleta e período de monitoramento da Represa Billings.	58
Tabela 7 - Número de variáveis por ponto de monitoramento e ensaios realizados.	61
Tabela 8 - Cargas fatoriais, autovalores e variância explicada obtidos por meio da AF.	62
Tabela 9 - Intervalos de valores obtidos nas medições com a sonda fluorimétrica, na campanha de Dezembro de 2024, em parceria com os técnicos da CETESB.	70
Tabela 10 - Caracterização dos setores espaciais, definidos estatisticamente, a partir das coordenadas geográficas e medições in situ.	71
Tabela 11 - Frequência de F1 predominante em amostras da CETESB (2014-2024), associada aos setores definidos pelos 49 pontos georreferenciados.	72
Tabela 12 - Razão Cyano/Chl-a por setor e subgrupo, calculado a partir dos dados obtidos in situ, na Billings, com a sonda AlgaeTorch.	78

LISTA DE IMAGENS

Imagem 1 - Aplicação da Sonda AlgaeTorch no monitoramento.	40
Imagem 2 - Acompanhamento da CETESB durante o monitoramento e amostragem.	41

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ADC - Análise Discriminante Canônica

APRM-B – Área de Proteção e Recuperação dos Mananciais da Billings

AT – Alto Tietê

AF - Análise Fatorial (AF)

ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CH - Cluster Hierárquico

Chl-a – Clorofila-a

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

FTU – Unidade Formazina de Turbidez

H⁺ – Hidrogênio

IET – Índice de Estado Trófico

Ln – Logaritmo Neperiano

MK - Mann-Kendall

NH₄⁺ – Amônio

NO₃⁻ – Nitrato

NT – Nitrogênio Total

NTU – Unidade Nefelométrica de Turbidez

OD – Oxigênio Dissolvido

ODS – Objetivos de Desenvolvimento Sustentável

OMS – Organização Mundial da Saúde

ONU – Organização das Nações Unidas

pH – Potencial de Hidrogenação

PT – Fósforo Total

QGIS – Quantum Sistemas de Informações Geográficas

RMSP – Região Metropolitana de São Paulo

SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

T – Temperatura

UN – Nações Unidas

UGRHI – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	17
1.1.	Objetivos	19
1.1.1	Objetivo Geral	19
1.1.2	Objetivos Específicos	19
2.	REFERENCIAL TEÓRICO	20
2.1	Eutrofização em reservatórios urbanos brasileiros.....	20
2.2	Represa Billings: caracterização e monitoramento.....	22
2.3	Processos biogeoquímicos em reservatórios eutrofizados	26
2.4	Governança hídrica e desafios do monitoramento em mananciais.....	28
3.	METODOLOGIA	31
3.1	Coleta de dados	31
3.1.1	Dados Secundários (CETESB/INFOÁGUAS 2014–2024)	31
3.1.2	Dados Primários (Campanha in situ – OE3)	32
3.2	Análise dos dados	33
3.2.1	Análise Temporal Exploratória	33
3.2.2	Análise Espacial do Estado Trófico	35
3.2.3	Análise de Tendências Temporais – Estatística Não Paramétrica	37
3.2.4	Estatística Multivariada: Análise Fatorial com Extração por Componentes Principais	38
3.2.5	Estatística Multivariada: Cluster Hierárquico e Análise Discriminante Canônica	38
3.2.6	Medição de Chl-a , Cyano e Turbidez com Sonda Fluorimétrica	39
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	42
4.1	Evolução da qualidade da água e condição trófica da represa billings	42

4.2	Padrões espaciais do grau de eutrofização	50
4.3	Análise temporal das mudanças para os parâmetros monitorados	56
4.4	Estatística multivariada	61
4.4.1	Análise Fatorial com Extração por Componentes Principais.....	61
4.4.2	Cluster Hierárquico e Análise Discriminante Canônica.....	64
4.5	Medições in situ com a sonda fluorimétrica – algae torch.....	69
4.5.1	Distribuição Espacial das Medições in Situ	70
4.5.2	Relação Cyano/Chl-a (%) como indicador da qualidade ecológica.....	77
5.	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	80
	REFERÊNCIAS	82
	APÊNDICE A – BASE DE DADOS UTILIZADA NA ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	87

1. INTRODUÇÃO

O acesso à água potável se constitui elemento essencial para o desenvolvimento humano, social e econômico, sustentando atividades que incluem consumo humano, doméstico, agricultura, processos industriais, geração de energia, transporte aquaviário e recreação. A intensificação dos impactos sobre os recursos hídricos projeta o tema como desafio global, com implicações diretas na segurança hídrica e na saúde pública. Esse cenário explica o protagonismo crescente da água nos acordos internacionais de sustentabilidade (AMPARO-SALCEDO et al., 2025).

Diante disso, em 2015, a Organização das Nações Unidas (ONU) voltou sua atenção para a necessidade de erradicar a pobreza, proteger o meio ambiente e o clima e garantir condições de paz e prosperidade. Assim foi elaborada a Agenda 2030, estruturada em 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), entre os quais a água ocupa posição central, evidenciando o entendimento de que nenhum processo de desenvolvimento se sustenta sem acesso universal à água de qualidade (UNITED NATIONS, 2015).

Nesse contexto, a discussão sobre os recursos hídricos passa a integrar, de forma indissociável, o campo da inovação aplicada ao planejamento urbano e ao conceito de cidades inteligentes e sustentáveis. A incorporação de práticas inovadoras, baseadas na integração de dados ambientais, espaciais e territoriais, fortalece a capacidade de diagnóstico e tomada de decisão no ambiente urbano, especialmente em áreas submetidas a pressões antrópicas intensas. Tais abordagens contribuem para a construção de cidades mais resilientes, eficientes e ambientalmente sustentáveis, ao promoverem o uso racional da água, a proteção dos mananciais e a qualificação das políticas públicas voltadas à segurança hídrica.

Estima-se que apenas 1% da água doce do planeta esteja acessível em rios, lagos e reservatórios, enquanto o restante permanece retido em geleiras ou aquíferos profundos. Embora o Brasil concentre cerca de 12% da água doce superficial do mundo (ANA, 2024), a disponibilidade hídrica não elimina vulnerabilidades sistemáticas que persistem em diferentes regiões do país, produzindo um paradoxo recorrente: ampla oferta de recursos coexistindo com fragilidades estruturais de proteção, monitoramento e gestão.

Esse paradoxo assume contornos ainda mais expressivos nas regiões fortemente urbanizadas, onde a pressão sobre os sistemas produtores aumenta em razão da concentração

populacional e da demanda por serviços urbanos essenciais (RICHTER; JACOBI, 2018; JACOBI; BUCKERIDGE; RIBEIRO, 2021). Na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), a dependência de grandes mananciais evidencia a necessidade de compreender a dinâmica das águas represadas em ambientes submetidos a múltiplos usos, influência antrópica contínua e alterações no uso e ocupação do solo. A complexidade territorial da RMSP torna a gestão de reservatórios um componente crítico da segurança hídrica regional (JACOBI et al., 2021).

Em se tratando da qualidade da água de reservatórios, pesquisas têm demonstrado que ambientes sob influência antrópica apresentam forte variabilidade espacial e temporal em suas características limnológicas, influenciadas por gradientes de uso e ocupação do solo, entradas de nutrientes e condições hidrodinâmicas (TUNDISI, 2008; OLIVEIRA et al., 2020). Persistem, contudo, limitações que impedem uma compreensão integrada desses sistemas (TUNDISI, 2008; SILVA et al., 2024). Muitos estudos se fundamentam em abordagens que pouco exploram relações latentes entre variáveis limnológicas, restringindo a capacidade de identificar padrões estruturantes de um corpo hídrico (OLIVEIRA et al., 2020; SILVA et al., 2024).

Este é o caso da Represa Billings, que integra o sistema produtor da RMSP e contribui para o abastecimento de parcela significativa da população (CASTILHO, 1997; MILZ et al., 2022). Trata-se de um reservatório formado por diferentes braços, cujas respostas não são homogêneas dentro do sistema (CASTILHO, 1997). Ao longo das décadas, operações e intervenções alteraram parâmetros limnológicos e comprometeram o equilíbrio do reservatório, consolidando um padrão de degradação persistente (CASTILHO, 1997). Assim, apesar de sua elevada disponibilidade hídrica, a qualidade da água restringe o uso pleno para fins de abastecimento (JACOBI et al., 2021; MILZ et al., 2022)

Portanto, mesmo após décadas de monitoramento sistemático conduzido pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), a Billings permanece como um desafio à gestão hídrica, dadas as características inerentes a este sistema e à complexidade de sua dinâmica (CETESB, 2025; GODOY; ALVIM, 2022).

Diante desse cenário, verifica-se a necessidade de investigações que enriqueçam as informações produzidas pelo monitoramento tradicional, como é o caso deste trabalho, cujo desenvolvimento se pautou na seguinte questão de pesquisa: Como a integração e a espacialização de dados de qualidade da água podem orientar e/ou aprimorar decisões de gestão em reservatórios urbanos sob pressão antrópica?

Espera-se que a resposta a tal questionamento possa mostrar que bases consolidadas de monitoramento, mesmo quando extensas e tecnicamente robustas, não geram todo o potencial de informação necessário à gestão se permanecerem restritas às leituras convencionais. A interpretação aprofundada desses dados, associada a medições diretas em áreas não cobertas pelo monitoramento fixo, indica caminhos para aprimorar o entendimento sobre a disponibilidade real de água em mananciais urbanos e para orientar políticas públicas alinhadas ao acesso universal e à segurança hídrica.

1.1. Objetivos

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar potenciais critérios de priorização espacial baseados em padrões de qualidade da água para orientar e subsidiar a gestão hídrica da Represa Billings.

1.1.2 Objetivos Específicos

1. Analisar padrões espaciais e temporais de parâmetros físico-químicos da água por meio das séries históricas de monitoramento da CETESB;
2. Demonstrar áreas críticas e lacunas espaciais na rede de monitoramento existente;
3. Examinar a aplicabilidade de tecnologia portátil como ferramenta complementar de monitoramento.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

O referencial teórico desta dissertação apresenta os principais conceitos que sustentam a análise integrada da qualidade da água na Represa Billings, com foco em eutrofização, monitoramento ambiental, métodos multivariados e ferramentas geoespaciais aplicadas à gestão hídrica. A literatura utilizada está voltada a temas que evidenciam barreiras que persistem na gestão de reservatórios urbanos sujeitos a pressões antrópicas.

2.1 Eutrofização em reservatórios urbanos brasileiros

A eutrofização antrópica constitui um dos fenômenos mais desafiadores à gestão de sistemas hídricos em todo o mundo, sendo definida como o processo de enriquecimento de ambientes aquáticos por nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, decorrentes de descargas pontuais e difusas provenientes de esgoto doméstico, efluentes industriais, fertilizantes e alterações no uso do solo. Esse acúmulo de nutrientes estimula a produção primária e provoca uma série de transformações físicas, químicas e biológicas que comprometem a qualidade da água, a biodiversidade e os usos múltiplos dos reservatórios (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI; ABE, 2008; MEERHOFF et al., 2022).

A avaliação do grau de eutrofização e a classificação do estado trófico baseiam-se em indicadores consolidados, como fósforo total (PT), clorofila-a (Chl-a) e transparência da água (Secchi). Tais indicadores são expressos por diferentes modelos como o Índice de Estado Trófico (IET) proposto por Lamparelli (2004), que foi revisado por Cunha et al. (2013) para ambientes aquáticos em condições tropicais. Vale destacar ainda que, nos últimos anos, tais abordagens têm sido aprimoradas por propostas integradas que incorporam múltiplas variáveis físico-químicas, biológicas e ópticas, bem como técnicas de modelagem e sensoriamento remoto (ZHANG et al., 2021).

No Brasil, a Resolução CONAMA nº 357/2005 define padrões de qualidade para os corpos d'água, utilizando os parâmetros primários e segundo os usos preponderantes, sem adotar o IET como instrumento normativo devido estes serem derivados dos dados primários, embora sua utilização esteja implícita nos níveis dos parâmetros associados à eutrofização. Para águas destinadas ao abastecimento público, a legislação define corpos de classe 1 (tratamento

simplificado), classe 2 (tratamento convencional) e classe 3 (tratamento convencional ou avançado), com limites de Chl-a que variam de 10 µg/L a 60 µg/L para PT, em ambientes lênticos, os níveis variam de 0,020 mg/L a 0,05 mg/L, respectivamente.

Em reservatórios tropicais, a estratificação térmica prolongada e o consequente isolamento do hipolímnio favorecem a liberação interna de fósforo sob condições de anoxia, intensificando os episódios de floração de cianobactérias. Tais condições, associadas a redes alimentares dominadas por espécies onívoras e à reduzida eficiência de transferência trófica, conferem aos ambientes tropicais menor resiliência e maior suscetibilidade à dominância fitoplanctônica, frequentemente expressa por blooms de cianobactérias. O acúmulo dessas florações representa não apenas um indicador do estado trófico, mas um fator crítico de risco à saúde pública e ao abastecimento urbano (FIGUEIREDO et al., 2016).

Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), a proliferação de cianobactérias em mananciais destinados ao consumo humano pode gerar a liberação de microcistinas e outras toxinas com efeitos hepatotóxicos, dermatológicos e carcinogênicos, exigindo processos avançados de tratamento para garantir a potabilidade da água. A OMS recomenda que as concentrações de microcistina-LR em sistemas de abastecimento não ultrapassem 1 µg L⁻¹, valor que ilustra a estreita relação entre o controle da eutrofização e a segurança hídrica (WHO, 2020).

No caso de reservatórios urbanos brasileiros, a eutrofização se constitui em problema crônico. Guarapiranga e Billings, na RMSP, Lagoa da Pampulha, em Belo Horizonte (MG), Lago Paranoá, em Brasília (DF), e os reservatórios de Funil (RJ) e Ibitité (MG) compartilham histórico de degradação associada ao déficit de saneamento, ocupação irregular de margens e carreamento de sedimentos, com episódios recorrentes de florações de cianobactérias e impactos sobre os custos de tratamento (PINTO-COELHO et al., 2005; CARNEIRO; BINI, 2014; SOARES et al., 2016; KLIPPEL et al., 2020; MILZ et al., 2022). A experiência internacional com restauração de lagos temperados demonstra que a recuperação sustentável pode levar décadas, principalmente devido à poluição legada nos sedimentos, reforçando a necessidade de políticas integradas de saneamento, monitoramento e manejo adaptativo (MAY et al., 2019).

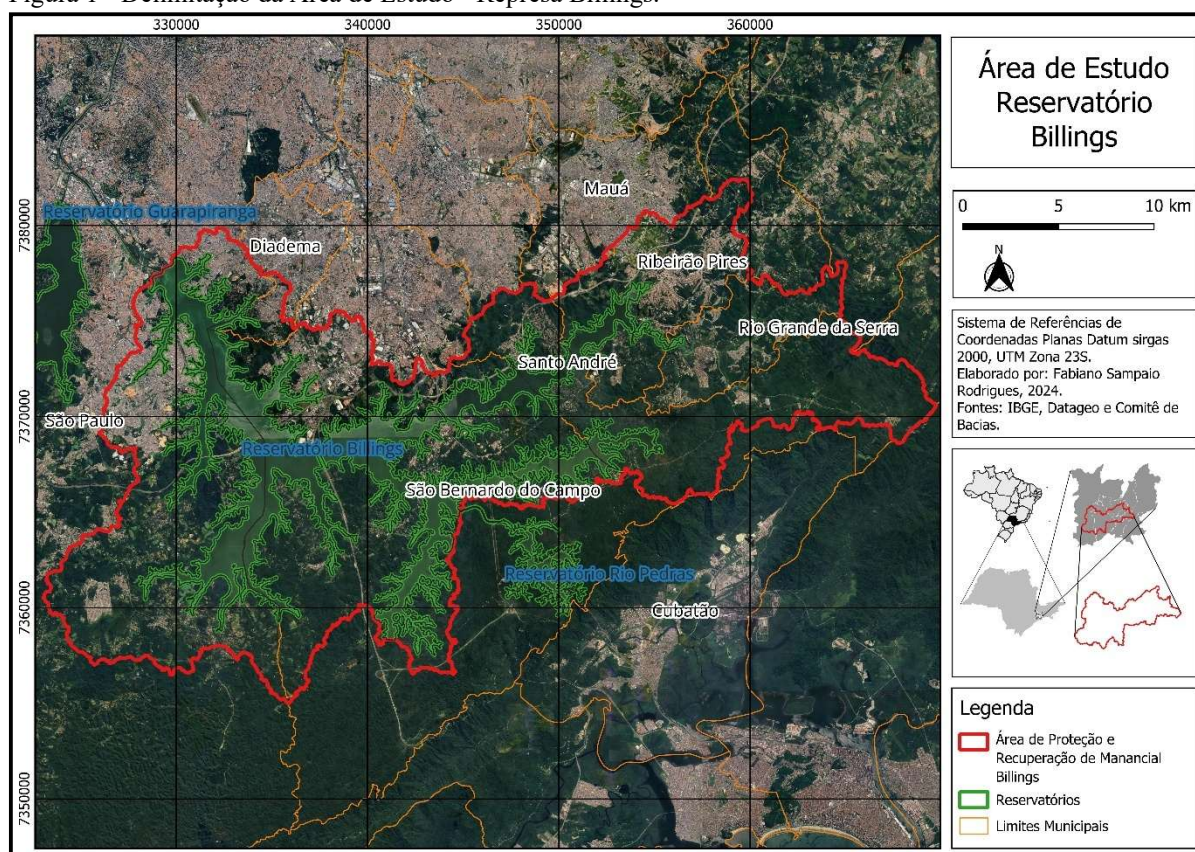
Nesse sentido, a compreensão da dinâmica espacial da eutrofização torna-se essencial para o monitoramento eficaz desses riscos. Em reservatórios de grande extensão, a compartimentação manifesta-se em gradientes de concentração de nutrientes e biomassa algal entre zonas litorâneas e pelágicas, entre a foz de tributários e o corpo central, e entre braços

sujeitos a distintos graus de pressão antrópica (MILZ et al., 2022). A variabilidade espacial implica que pontos fixos de monitoramento, mesmo quando mantidos por longos períodos, podem não capturar adequadamente a condição trófica de compartimentos isolados ou de áreas sob influência localizada de cargas poluidoras, exigindo abordagens de amostragem espacialmente distribuídas e estratégias de análise que considerem a heterogeneidade interna do sistema (CUNHA et al., 2013; KLIPPEL et al., 2020; ZHANG et al., 2021).

2.2 Represa Billings: caracterização e monitoramento

O reservatório da Represa Billings é atualmente o maior reservatório hídrico da RMSP com aproximadamente 127 km² e um espelho d'água de 100 km² e profundidade máxima de 19 m, localizado na porção sudeste do município de São Paulo, subdividido em oito braços: Rio Grande, Rio Pequeno, Capivari, Pedra Branca, Taquacetuba, Bororé, Cocaia e Alvarenga. Sua área abrange integralmente o município de Rio Grande da Serra, e parcialmente os municípios de Diadema, Ribeirão Pires, Santo André, São Bernardo do Campo e São Paulo (OLIVEIRA, 2021).

Figura 1 - Delimitação da Área de Estudo - Represa Billings.



Fonte: Autor (2025).

Foi construído no ano de 1925, com o único intuito de gerar energia para o município de Cubatão através da Usina Henry Borden. Porém, devido ao desenvolvimento industrial e ao grande crescimento populacional desordenado na região do Grande ABC, em 1958, iniciou-se o processo de captação da água da represa para abastecimento da população, com o bombeamento do volume captado para os reservatórios Rio Grande e Guarapiranga (SÃO PAULO, 2010), tendo seu nível de segurança regularizado através da reversão do rio Pinheiros, porém, com o agravamento da poluição nos sistemas Tietê e Pinheiros, a reversão foi progressivamente restringida a partir de 1992 e o reservatório passou a ser priorizado como reserva de segurança para o abastecimento público da RMSP e mais 16 municípios, atendendo cerca de 1,6 milhão de habitantes (SÃO PAULO, 2010).

A Represa Billings encontra-se submetida a um regime normativo que estabelece parâmetros de qualidade hídrica e diretrizes de ordenamento territorial indispensáveis à manutenção de suas funções ecossistêmicas. De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, o corpo central do reservatório é enquadrado como Classe 2, permitindo usos múltiplos condicionados ao atendimento de padrões físico-químicos e biológicos específicos, enquanto os braços Taquacetuba e Rio Pequeno são classificados como Classe Especial, categoria de maior restritividade regulatória voltada à proteção de mananciais destinados ao abastecimento público (Figura 2). De forma complementar, a Lei Específica nº 13.579/2009, que disciplina o zoneamento da Área de Proteção e Recuperação dos Mananciais da Billings (APRM-B), instituiu critérios diferenciados de ocupação, densidade populacional e permissividade de atividades antrópicas, com o objetivo de reduzir cargas difusas e pontuais de poluição, sobretudo aquelas associadas à urbanização irregular. Assim, o arcabouço jurídico vigente estrutura um modelo de gestão ambiental pautado na prevenção da degradação e na recuperação da qualidade da água em um sistema hídrico sob intensa pressão antrópica.

Figura 2 - Classificação da qualidade da água segundo a CONAMA 357/2005.



Fonte: ANA (2010).

A expansão urbana que se intensificou no entorno da Represa Billings configurou-se como um dos principais vetores da sua degradação. A ocupação irregular especialmente sem a instalação de infraestrutura de saneamento adequado, promoveu despejos domésticos diretos ou semidiretos e o escoamento superficial contaminado de áreas urbanizadas, provocando aporte contínuo de matéria orgânica, nutrientes e contaminantes no reservatório (FERRARA, 2018; ALVES, 2020). Esse cenário é confirmado pela constatação de que as microbacias com maior grau de urbanização apresentaram pior desempenho nos indicadores de turbidez, condutividade elétrica e PT, em relação àquelas com cobertura vegetal preservada (PIOLI, 2005). Como resultado, as instalações regulamentares de proteção aos mananciais, embora existissem desde os anos 1970, revelaram-se insuficientes para conter o avanço desordenado da ocupação e a conseqüente deterioração da água da Billings (CAPOBIANCO; WHATELY, 2002).

A rede de monitoramento nos reservatórios que compõem o Reservatório Billings, realizada pela CETESB, abrange 10 pontos distribuídos de forma a representar a heterogeneidade ambiental existente entre seus diferentes compartimentos (Tabela 1). A periodicidade das campanhas in situ não é sistemática, sendo estabelecida de acordo com critérios logísticos, disponibilidade operacional e prioridade ambiental atribuída para cada segmento do reservatório, conforme entendimento da CETESB (SANTOS et al., 2025).

As determinações laboratoriais incluem um conjunto de variáveis físico-químicas e biológicas consideradas essenciais para a avaliação do estado trófico e das condições de operação do manancial, priorizando-se PT e Chl-a, turbidez, oxigênio dissolvido (OD), pH e

temperatura (T) e espécies nitrogenadas. Essas variáveis permitem identificar alterações na produtividade primária e modificações nas condições hidroquímicas, oferecendo suporte às análises de tendência e ao diagnóstico da dinâmica ambiental do sistema Billings.

Tabela 1 - Pontos de monitoramento na Represa Billings, considerados neste estudo.

Grupos	Código Ponto (CETESB)	Característica	Classe*	Captação Sabesp
G1	BILL 02030	Indica a condição de qualidade da água na entrada do reservatório	2	Não
G1	BILL 02100	A 7 km da barragem de Pedreira, reflete a diluição da água bombeada do rio Pinheiros para o reservatório	2	Não
G1	BILL 02500	No afunilamento (da largura do canal) próximo à Rodovia dos Imigrantes, afeta a dispersão de poluentes	2	Não
G1	BILL 02900	Indica a qualidade das águas na saída do reservatório, na Estação Automática Summit Control, as quais fluem para a Usina Hidrelétrica Henry Borden para fins de geração de energia.	2	Não
G3	BIRP 00500	A 2 km à montante (rio acima) em relação à Rodovia Caminhos do Mar	Especial	Não
G2	BITQ 00100	Na baía situada no final da rua Tomekichi Inouye (captação da SABESP)	Especial	Sim
G4	RGDE 02030	A 1 Km depois da desembocadura do Rio Grande ou Jurubatuba, próximo a transposição da SABESP.	2	Não
G4	RGDE 02200	No Clube Prainha Tahiti Camping Náutica, na altura do Km 42 da rodovia SP-31	2	Não
G2	RGDE 02900	Próximo à rodovia Anchieta, junto à captação da SABESP	2	Sim
G5	GADE 02900	Ponte na Av. Santo André (SP-122), na entrada do município de Rio Grande da Serra.	2	Não

Fonte: CETESB (2021); *CONAMA 357/2005.

O diagnóstico ambiental da Represa Billings revela hipereutrofia persistente, cerca 91,7% das amostras classificam-se nessa condição (SANTOS et al., 2025). No caso específico do Corpo Central, definido pelos pontos “BILL”, entre 2016 e 2022, as análises da água também indicaram a hipereutrofia. As taxas de não conformidade para fósforo total alcançaram 100% na estação chuvosa e 75% no período seco, evidenciando pressões difusas contínuas (MILZ et al., 2022).

A gestão da Represa Billings, é repartida entre cinco municípios - São Paulo, Santo André, São Bernardo do Campo, Diadema e Ribeirão Pires - e diversas instâncias do governo estadual, apresentando entraves estruturais que dificultam a articulação interinstitucional e comprometem a efetividade das políticas públicas voltadas à proteção do manancial. A fragmentação de competências, aliada à heterogeneidade espacial do reservatório e à multiplicidade de fontes de poluição, torna desafiadora a implementação de ações coordenadas, sobretudo em um cenário de recursos limitados. Nesse contexto, a análise de séries temporais

de longo prazo, associada à detecção de padrões espaciais de qualidade da água, emerge como componente fundamental para aprimorar o entendimento da dinâmica ambiental da Billings e subsidiar a tomada de decisão em um dos mais estratégicos mananciais da RMSP (SANTOS et al., 2025).

2.3 Processos biogeoquímicos em reservatórios eutrofizados

A eutrofização em reservatórios tropicais decorre da interação entre disponibilidade de nutrientes, condições físicas da coluna d'água e forçantes hidrológicas que modulam a resposta biológica do sistema. Embora o PT seja reconhecido como nutriente-chave para o desenvolvimento do fitoplâncton, a relação entre sua concentração e o aumento da biomassa algal não é linear nesses ambientes. O excesso de sólidos suspensos inorgânicos reduz a penetração de luz e limita a fotossíntese, mesmo quando o PT permanece elevado, produzindo um desacoplamento entre nutriente e Chl-a (ZOU et al., 2020). Em tais condições, a turbidez não algal se impõe como fator de controle, deslocando a limitação primária da disponibilidade de nutrientes para as restrições ópticas impostas pela água.

Essa perda de proporcionalidade entre PT e biomassa também se manifesta em condições de intensa renovação hídrica, quando o transporte advectivo remove biomassa fitoplanctônica antes que os organismos completem seus ciclos reprodutivos, atenuando a resposta da Chl-a aos aportes de nutrientes (ZOU et al., 2020; SILVA et al., 2021). Esse efeito de “lavagem” ajuda a explicar por que reservatórios tropicais podem manter altos níveis de PT sem registrar florações na magnitude esperada.

O grau de trofia também é influenciada por mudanças no volume hídrico, que são frequentes em ambientes sujeitos a secas prolongadas e elevadas taxas de evaporação. A redução do volume intensifica a concentração de nutrientes dissolvidos, criando condições favoráveis ao aumento da biomassa algal (BARROS et al., 2019). Simultaneamente, o aquecimento superficial e o menor corpo d'água tornam mais estáveis os gradientes térmicos, favorecendo períodos prolongados de estratificação. Essa estabilidade limita a mistura vertical e promove o acúmulo diferencial de nutrientes ao longo da coluna d'água, ampliando o potencial de eventos persistentes de eutrofização (FIGUEREDO et al., 2016). Assim, oscilações hidrológicas tornam-se determinantes não apenas da intensidade, mas da duração das respostas ecológicas.

A persistência da eutrofização, mesmo após reduções na carga externa de nutrientes, decorre da ciclagem interna de PT, processo no qual o sedimento funciona como fonte secundária de enriquecimento. Sob condições de hipóxia no hipolímnio, alterações nas reações redox promovem a liberação de PT previamente retido no sedimento, reintroduzindo o nutriente na coluna d'água e sustentando a biomassa algal (FIGUEREDO et al., 2016). Esse mecanismo faz com que os efeitos de aportes pretéritos permaneçam ativos mesmo após intervenções de controle.

Em reservatórios tropicais, onde a estratificação térmica e o consumo acelerado de OD no fundo são recorrentes, essa recirculação torna-se protagonista na explicação sobre a dificuldade de reverter estados eutrofizados. A dinâmica do OD, portanto, não apenas modula o comportamento do PT, mas organiza os processos metabólicos que definem o funcionamento de cada compartimento do reservatório (SILVA et al., 2021).

A relação entre as espécies de nitrogênio mostra como o regime de OD regula suas transformações no reservatório. Em setores com mistura ativa, o aumento de OD sustenta a nitrificação, processo que oxida o NH_4^+ e o converte em NO_3^- , reduzindo sua permanência na coluna d'água (SILVA et al., 2021). Nas regiões com baixa renovação hídrica, o declínio do OD e a menor diluição de aportes urbanos favorecem o acúmulo de NH_4^+ , condição típica da estação seca ou de compartimentos com elevado tempo de residência (FIGUEREDO et al., 2016).

A tríade pH, OD e T permite interpretar o metabolismo e a estrutura física da coluna d'água. O OD expressa o balanço entre fotossíntese e decomposição, distinguindo trechos dominados pela produção primária daqueles marcados pelo consumo de matéria orgânica. O pH reflete essa dinâmica: eleva-se quando a assimilação fotossintética de CO_2 predomina e reduz-se sob intensa mineralização. A T regula a solubilidade do OD e as taxas metabólicas, além de indicar se o reservatório opera sob mistura vertical ou estratificação (OLIVEIRA et al., 2020).

A estrutura física do reservatório modula a expressão espacial desses processos. O tempo de residência funciona como condicionante da trajetória trófica, pois define se os nutrientes permanecem no sistema tempo suficiente para serem transformados ou se são exportados rapidamente. Em setores de renovação acelerada, a dispersão de organismos e matéria dissolvida limita a acumulação local. Já em áreas de baixa circulação, a retenção prolongada favorece processos internos que ampliam o potencial de eutrofização (OLIVEIRA et al., 2020; SILVA et al., 2021).

A morfometria dendrítica acentua essas diferenças ao criar compartimentos com hidrodinâmicas próprias. Braços laterais, zonas de transição e o canal principal respondem de modo distinto às mesmas pressões externas, gerando gradientes que vão de trechos mais turbulentos e turvos a regiões profundas e estáveis (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Essa heterogeneidade reforça que o reservatório não se comporta como unidade homogênea e demanda leituras setoriais para fins de monitoramento e gestão (Silva et al., 2021).

A persistência dos estados eutrofizados expressa o acúmulo histórico de nutrientes no sedimento e a reorganização das comunidades biológicas ao longo do tempo. Esses mecanismos reduzem a previsibilidade das respostas ao manejo e sustentam condições degradadas mesmo após reduções significativas das cargas externas (SILVA et al., 2021; LIU et al., 2021). Assim, a condição atual do reservatório reflete tanto os processos em curso quanto o passivo ambiental consolidado.

2.4 Governança hídrica e desafios do monitoramento em mananciais

A trajetória da Billings foi marcada pela reversão do Rio Pinheiros, realizada na década de 1940 para alimentar a Usina Henry Borden e atender à demanda energética do parque industrial da Baixada Santista (SÃO PAULO, 2010), que estabeleceu um sistema operando sob lógica distinta da esperada para mananciais de abastecimento, consolidando-se nas décadas seguintes com dissonâncias entre demanda, quantidade, qualidade e múltiplos usos, visto que a função original do reservatório não contemplava a segurança hídrica da metrópole (São Paulo, 2010).

A incorporação tardia do abastecimento público, em 1958, trouxe novas exigências a um sistema já comprometido pelas cargas decorrentes da reversão e pela expansão urbana no entorno. A intensificação da ocupação irregular, a ausência de saneamento e a fragmentação das políticas setoriais configuraram um arranjo incapaz de responder de forma integrada aos seus diversos usos (SÃO PAULO, 2010; RICHTER; JACOBI, 2018).

Embora fundamentada na PNRH e nos instrumentos do SIGRH (Lei nº 7.663/1991), a governança hídrica na Macrometrópole Paulista permanece marcada pela distância entre norma e implementação. A interdependência entre bacias e a sobreposição de usos demandam articulação que os arranjos vigentes não asseguram; portanto, prevalecem a centralização decisória, a baixa integração entre as políticas urbana, de saneamento e de recursos hídricos, e

a limitada capacidade dos Comitês de Bacia em influenciar ações de maior escala (PAHL-WOSTL, 2017; RICHTER; JACOBI, 2018).

Esse descompasso institucional criou um manancial sensível às variações hidrológicas e exposto a conflitos de uso historicamente consolidados. Ainda que a Lei Estadual nº 13.579/2009, que instituiu a APRM-Billings, tenha reconhecido os conflitos de uso e estabelecido diretrizes diferenciadas de proteção e recuperação, sua implementação esbarrou nas mesmas fragilidades: capacidades institucionais desiguais entre municípios e dificuldades de coordenação interfederativa, que tornaram inócua qualquer tentativa de conter a degradação ambiental (São Paulo, 2010; Richter; Jacobi, 2018).

Os efeitos adversos na Billings tendem ainda ao agravamento diante de projeções climáticas para a Região Metropolitana de São Paulo que indicam, até o final do século, elevação de 1,5 a 2°C na temperatura média e aumento de até 30% na irregularidade da precipitação: grandes volumes de chuvas devem acelerar o aporte de sedimentos e poluentes difusos, enquanto estiagens prolongadas reduzirão a capacidade de diluição, favorecendo os processos de eutrofização e intensificando as incertezas em sua gestão (GESUALDO et al., 2019).

Por outro lado, considerando que os impactos dos eventos extremos não se distribuem de forma homogênea no território (JACOBI et al., 2021), populações residentes em áreas de ocupação irregular, frequentemente localizadas em encostas e margens de corpos d'água, estarão mais susceptíveis aos riscos decorrentes das variações climáticas. Na Billings, áreas sob proteção ambiental coexistem com assentamentos precários desprovidos de saneamento. Essa configuração é apontada por Acsehrad (2010) como "diferencial de mobilidade"; ou seja, enquanto grupos com maior poder aquisitivo conseguem deixar territórios degradados, os mais pobres permanecem.

Dado que os riscos se distribuem de forma assimétrica, os indicadores de monitoramento precisariam capturar essa heterogeneidade. No caso do IET, embora Lamparelli (2004) o tenha aprimorado para ambientes tropicais e subtropicais, o índice tem se mostrado insuficiente para capturar a dinâmica complexa de nutrientes em reservatórios, não distinguindo a composição da comunidade fitoplanctônica nem a assincronia espacial e temporal das respostas em sistemas compartimentados como a Billings (CUNHA et al., 2013). A persistência de florações de cianobactérias mesmo em períodos de menor aporte externo pode decorrer da reciclagem interna de fósforo a partir dos sedimentos, processo que o IET não discrimina (FIGUEREDO et al., 2016).

Às limitações intrínsecas dos indicadores somam-se fragilidades institucionais reconhecidas pelo próprio PERH, que aponta a ausência de um sistema de informações unificado como obstáculo à obtenção de dados atualizados (São Paulo, 2020). Em âmbito nacional, a ANA (2024) identifica deficiências de representatividade temporal e espacial no monitoramento, escassez de recursos humanos e imprevisibilidade das prioridades políticas como desafios persistentes. Evidencia-se, portanto, o paradoxo da governança hídrica: marcos regulatórios avançados coexistindo com baixa capacidade de execução (PAHL-WOSTL, 2017).

3. METODOLOGIA

A pesquisa é descritiva e exploratória (GIL, 2019), desenvolvida a partir de dados documentais produzidos pela CETESB e de medições observacionais realizadas in situ na Represa Billings. Essa combinação permite caracterizar a distribuição dos parâmetros de qualidade da água e identificar padrões que não emergem pela análise isolada das variáveis. A abordagem quantitativa orienta o tratamento dos dados (CRESWELL; CRESWELL, 2018) e sustenta a aplicação de métodos estatísticos voltados à síntese temporal e à identificação de gradientes (HAIR et al., 2018), contribuindo para a compreensão do comportamento limnológico do reservatório.

O conjunto metodológico mantém coerência com os objetivos da pesquisa, oferecendo base para a leitura da série histórica, a diferenciação dos compartimentos e a análise integrada dos processos que estruturam a Billings.

3.1 Coleta de dados

A coleta de dados integrou informações secundárias disponibilizadas pela CETESB e medições primárias obtidas em campanha in situ, cada conjunto tratado conforme suas características de origem e registro. Os procedimentos permitiram consolidar uma base uniforme para as etapas de análise temporal, espacial e multivariada

3.1.1 Dados Secundários (CETESB/INFOÁGUAS 2014–2024)

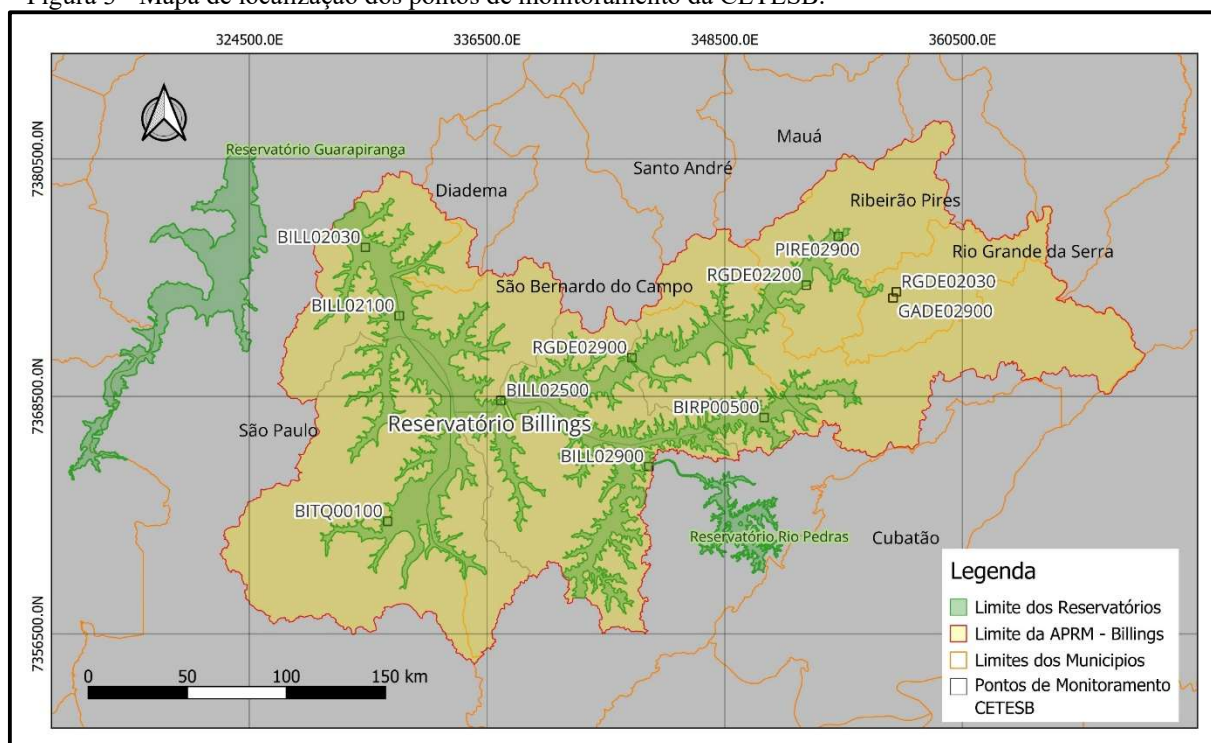
A base de dados INFOÁGUAS, sistema oficial de registro da CETESB, reúne séries históricas padronizadas de monitoramento da qualidade e quantidade das águas superficiais e subterrâneas no Estado de São Paulo. Para a Represa Billings, o monitoramento sistemático teve início em 1974, sendo realizado de forma contínua, com campanhas de amostragem geralmente trimestrais.

Os dados secundários foram extraídos do INFOÁGUAS, sistema oficial da CETESB que disponibiliza séries históricas de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo (CETESB, 2024). A consulta foi realizada para a UGRHI-6 Alto Tietê, com seleção dos pontos

de monitoramento localizados na Represa Billings. Dos onze pontos existentes em 2014, dez foram incluídos na análise, uma vez que as medições em um dos pontos (PIRE0029) foi descontinuada a partir de 2019.

O levantamento dos relatórios consistiu em downloads de múltiplas planilhas, formato .xlsx, por variável. Os diversos arquivos foram, posteriormente, consolidados em um único banco de dados. Após a depuração de registros inconsistentes, foram reunidas 690 observações válidas ($n = 690$), referentes ao período de 2014 a 2024, as inconsistências foram observadas no ano de 2020 devido as medidas restritivas aplicadas durante a pandemia de COVID-19. Embora os relatórios tenham retornado dados sobre mais de 50 variáveis, foram selecionadas apenas aquelas alinhadas aos objetivos da pesquisa e que mantinham registro superior a 95%, condição necessária para garantir consistência temporal e comparabilidade entre os 10 pontos monitorados.

Figura 3 - Mapa de localização dos pontos de monitoramento da CETESB.



Fonte: Autor (2025).

3.1.2 Dados Primários (Campanha in situ – OE3)

Os dados primários foram obtidos em campanha in situ realizada na Represa Billings em 4 de dezembro de 2024, concomitante às coletas de rotina realizadas pelos técnicos da

CETESB. As medições abrangeram os nove pontos oficiais de monitoramento e 40 pontos adicionais georreferenciados, aumentando a cobertura amostral e propiciando maior representatividade espacial, em relação ao espelho d'água da represa. Em cada ponto, registraram-se valores de clorofila-a (Chl-a) e turbidez por meio da sonda fluorimétrica portátil AlgaeTorch (bbe Moldaenke, 2023), que utiliza LEDs de múltiplos comprimentos de onda para excitação dos pigmentos fotossintéticos e detecção da fluorescência emitida em tempo real, com correção automática de turbidez e registro integrado de posição espacial (GPS). As leituras foram padronizadas, observando a estabilização do sinal, profundidade uniforme de imersão e controle de interferências ópticas. O conjunto de dados gerados possui caráter exploratório e foi empregado para avaliar a aplicabilidade do método direto de medição em campo.

3.2 Análise dos dados

Conforme indicado, o levantamento dos parâmetros disponíveis na plataforma INFOÁGUAS (CETESB, 2024) priorizou as variáveis limnológicas diretamente relacionadas aos processos que estruturam a dinâmica trófica e físico-química da Represa Billings, bem como sua relevância para descrever o aporte e a transformação de nutrientes, a produção fitoplanctônica e as condições metabólicas do sistema, permitindo caracterizar gradientes ecológicos e sustentar as diferentes etapas analíticas previstas na pesquisa. Assim, a base de dados contou com os dados quantitativos da série histórica (2014-2024) para: clorofila-a (Chl-a), fósforo total (PT), amônio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-), carbono orgânico total (COT), turbidez, condutividade elétrica (CE), oxigênio dissolvido (OD), pH e temperatura da água (T).

3.2.1 Análise Temporal Exploratória

A análise qualitativa dos dados foi estruturada para identificar padrões de variação dos parâmetros limnológicos ao longo da década estudada. Os registros foram organizados em três períodos, definidos com base na ocorrência de fases hidrológicas e climáticas que coincidem com o ciclo do El Niño-Oscilação Sul (ENSO) (ANA, 2024). O período 2014-2016 corresponde aos anos de crise hídrica intensificada pelo El Niño. O intervalo 2017-2020 reflete a regularização gradual das chuvas, incluindo anos com influência moderada de La Niña. O período 2021-2024 caracteriza-se por maior estabilidade hidrológica, em contexto de neutralidade ou transições entre fases do (ENSO) (ANA, 2024).

Os fenômenos El Niño e La Niña são definidos a partir de anomalias da temperatura média trimestral da superfície do mar no Oceano Pacífico equatorial. O El Niño ocorre quando essas anomalias permanecem acima de $+0,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ por um período superior a cinco trimestres consecutivos, enquanto a La Niña se caracteriza por anomalias inferiores a $-0,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ pelo mesmo intervalo temporal (ANA, 2024). Tais alterações térmicas influenciam significativamente a circulação atmosférica global, refletindo-se em padrões extremos de precipitação e seca em diferentes regiões do Brasil, apesar das alterações de precipitações ou secas extremas durante o período analisado na Represa Billings, porém os resultados não apresentaram mudanças significativas ou padrões das variáveis analisadas. Portanto, as questões climáticas correlacionadas aos fenômenos El Niño e La Niña não foram priorizadas e relevadas na análise da estatística multivariada.

A organização dos dados também considerou o padrão sazonal das coletas, distinguindo o período chuvoso (outubro a março) e o período seco (abril a setembro) (ANA, 2024). Para cada combinação entre ponto, período e sazonalidade, calcularam-se as médias, medianas, desvio padrão, percentis, quartis, curtose das variáveis, adotadas devido à assimetria das distribuições e às amplitudes elevadas observadas, características comuns em séries longas de dados ambientais.

Em seguida, foram elaborados gráficos de tendência para as três variáveis mais representativas do fenômeno de eutrofização. O nitrogênio inorgânico reativo foi estimado pela soma de NH_4^+ e NO_3^- , que corresponde à fração mais biodisponível do nitrogênio total (NT*) nas condições observadas (CARPENTER et al., 1998; TUNDISI et al., 2008; ZHANG et al., 2021). Como PT, NT* e Chl-a apresentaram escalas de concentração muito distintas, a comparação direta entre períodos (seco e chuvoso) e entre os cinco grupos (G1–G5) não seria adequada. Para contornar essas diferenças e permitir leitura integrada das variáveis, cada mediana calculada foi dividida pelo seu respectivo limite estabelecido pela Resolução CONAMA n.º 357/2005, onde o parâmetro PT apresenta-se com limites de concentração aceitável variando entre 0,020 e 0,1 mg/L de acordo com o tipo de ambiente e tempo de residência e o NT* quando apresenta-se como fator limitante para a eutrofização não deverá ultrapassar 1,27 mg/L para ambientes lênticos e 2,18 mg/L para ambientes lóticos. Essa normalização gerou valores adimensionais que também indicaram - nos gráficos - quantas vezes as concentrações observadas excederam as recomendações legais, facilitando a análise comparativa entre os períodos climáticos.

Os valores de normalizados de NT* foram realizados levando em consideração a soma do nitrogênio nitrato e nitrogênio amoniacal, em consideração ao processo de nitrificação biológica desenvolvido no ambiente estudado e de acordo com a equação abaixo:

$$NT^* = \frac{\sum(X_i - \bar{X})(Y_i - \bar{Y})}{\sqrt{\sum(Y_i - \bar{Y})^2 \sum(X_i - \bar{X})^2}}$$

Onde:

- X = valores de uma variável (nitrogênio amoniacal)
- Y = valores da outra (nitrogênio nitrato)
- \bar{X} , \bar{Y} = médias

Os pontos foram ainda agrupados em cinco (G1 ~ G5), definidos a partir de características hidrodinâmicas e ambientais comuns (Tabela 1). O G1 representa o corpo central da represa, com maior tempo de residência e tendência ao acúmulo de nutrientes. O G2 inclui áreas de captação de água pela SABESP. O G3 abrange regiões de transição, com influência de cabeceiras e maior presença de vegetação ripária. Os G4 e G5 correspondem aos trechos de montante e às áreas menos antropizadas, com maior capacidade de amortecimento das cargas provenientes do corpo central.

3.2.2 Análise Espacial do Estado Trófico

Como já indicado, no presente estudo os cálculos para IET foram obtidos pela adaptação feita por Lamparelli (2004) ao método Carlson (1977). Para tanto, a autora levou em consideração as características de águas de mananciais de regiões subtropicais. Para definição dos graus de trofia (Tabela 2), o método utiliza exclusivamente as concentrações de PT e de Chl-a.

No caso de ambientes lênticos, como a Billings, aplicaram-se as Equações 1 a 3, que inclui o logaritmo neperiano (ln) para ajustar a relação não linear entre concentrações de nutrientes (PT) e a resposta biológica (Chl-a), permitindo que o índice responda proporcionalmente às variações dos parâmetros e mantenha comparabilidade entre diferentes níveis de enriquecimento.

$$IET(Chla) = 10 \times \left(6 - \frac{0,92 - 0,34 \ln(PT)}{\ln 2} \right) \quad \text{Equação (1)}$$

$$IET(PT) = 10 \times \left(6 - \frac{1,77 - 0,42 \ln(PT)}{\ln 2} \right) \quad \text{Equação (2)}$$

$$IET = \frac{IET(Chl) + IET(PT)}{2} \quad \text{Equação (3)}$$

Tabela 2 - Graus de Trofia associados a valores de IET.

Grau	Ponderação	Características
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$	baixa concentração de nutrientes e não prejudicial ao meio ambiente.
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$	corpo d'água com baixa produção de nutrientes não prejudicial.
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$	Produção de nutrientes em nível intermediário com possibilidade de interferência.
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$	Alta produção de nutrientes, baixa transparência, ambiente afetado por ações antrópicas em que o seu uso é afetado.
Supertrófico	$63 < IET \leq 67$	Alta produção de nutrientes, baixa transparência, frequentes alterações por ações antrópicas que como consequência a floração de macrófitas.
Hipertrófico	> 67	Corpo d'água com elevadas concentrações de materiais orgânicos, baixa oxigenação na água que resulta nas mortes de vidas aquáticas, atividades pecuárias prejudicadas.

Fonte: Lamparelli (2004).

Para a representação espacial dos graus de trofia nos pontos de monitoramento da CETESB, foram utilizados os arquivos vetoriais disponibilizados pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2010), correspondentes à UGRHI-6 Alto Tietê, incluindo o shapefile do Reservatório Billings e seus limites hidrográficos. Os valores de IET calculados foram associados aos pontos georreferenciados da CETESB, conforme a classificação de Lamparelli (2004).

A construção dos mapas foi conduzida em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG), com processamento e edição cartográfica realizados no software QGIS (versão 3.34.13). A simbologia adotada seguiu a escala cromática estabelecida para os estados tróficos (Tabela 2), permitindo visualização imediata dos contrastes espaciais entre os pontos. As camadas vetoriais foram sobrepostas a imagens de fundo de alta resolução, com ajustes de transparência para destacar a morfologia do reservatório e o entorno urbano.

O layout final de cada mapa incluiu barra de escala, legenda, indicação do norte e identificação dos períodos analisados (seco e chuvoso), assegurando padronização visual e comparabilidade entre os diferentes intervalos temporais.

3.2.3 Análise de Tendências Temporais – Estatística Não Paramétrica

A avaliação das tendências temporais dos parâmetros monitorados foi realizada por meio do teste de Mann-Kendall Básico (MK), método não paramétrico amplamente empregado em séries ambientais por não exigir pressupostos de normalidade, ser resistente à presença de valores extremos e lidar adequadamente com séries irregulares. O teste estima a direção e a existência de tendência monotônica ao longo do tempo, com base na comparação entre pares ordenados de observações. O coeficiente Z expressa a magnitude padronizada dessa tendência, indicando aumento ($Z > 0$) ou redução ($Z < 0$) nos valores da variável (MANN, 1945; KENDALL, 1975).

A partir do resultado de MK Básico, aplicou-se o estimador Slope de Sen (1968), que quantifica a variação mediana ao longo do período analisado. Esse procedimento complementa a interpretação do teste, ao atribuir sentido ecológico aos resultados: o Slope positivo representa crescimento na concentração do parâmetro e o Slope negativo indica redução, mesmo quando a tendência não atinge significância estatística.

A interpretação dos valores de Z seguiu critérios ajustados às características das séries limnológicas da Billings, conforme adotado na etapa de resultados:

- ✓ $Z \geq +1,96$ ou $Z \leq -1,96$ ($p < 0,05$): tendência estatisticamente significativa de aumento ou redução.
- ✓ $Z \geq +1,75$ ou $Z \leq -1,75$: tendência marginal, admitida diante da elevada variabilidade natural dos dados ambientais.
- ✓ $-1,75 < Z < +1,75$: ausência de tendência detectável.

Os cálculos foram conduzidos para cada variável e ponto de monitoramento, utilizando a série completa de 2014–2024 ($n = 690$). Os resultados permitiram identificar parâmetros com mudanças consistentes no tempo, bem como padrões específicos por compartimento da represa.

Para a aplicação do teste de MK Básico e da estimativa Slope de Sen, utilizou-se o software *Paleontological Statistics* PAST (versão 4.x, open access), que reúne procedimentos estatísticos não paramétricos adequados para séries ambientais. Os cálculos foram conduzidos a partir da rotina Time Series, selecionando-se, para cada variável e ponto de monitoramento, a opção Mann-Kendall para obtenção dos valores de S , Z e p , e a opção Sen's Slope para estimar a inclinação mediana associada à tendência. O procedimento foi repetido de forma uniforme

para todas as séries entre 2014 e 2024, garantindo consistência nos critérios de análise e reprodutibilidade dos resultados apresentados no capítulo de resultados.

3.2.4 Estatística Multivariada: Análise Fatorial Com Extração Por Componentes Principais

A Análise Fatorial (AF) com extração por componentes principais foi utilizada para sintetizar a estrutura multivariada, representando a variância compartilhada em um número reduzido de dimensões. O conjunto inicial foi formado pelos parâmetros limnológicos, cujas correlações refletem processos ambientais que não podem ser descritos de maneira isolada. Mesmo quando originadas do mesmo ponto de coleta, as amostras mantêm singularidade, expressando intensidades distintas desses processos, razão pela qual a AF foi aplicada diretamente às 690 observações individuais.

As medições foram padronizadas por z-score, a fim de equalizar as escalas das dez variáveis. Em seguida, aplicou-se a rotação ortogonal Varimax, que reorganizou as cargas fatoriais para evidenciar, em cada fator, o conjunto de variáveis que responde a mecanismos ecológicos semelhantes, reduzindo a sobreposição entre fatores e permitindo interpretar os gradientes funcionais de forma independente. Esse procedimento preserva a variância explicada, mas distribui as contribuições das variáveis de modo mais claro, produzindo fatores nos quais cada amostra recebe escores específicos, compatíveis com sua condição ambiental no momento da coleta.

O tratamento estatístico foi conduzido no software STATISTICA® 6.0, com retenção definida pelo critério de Kaiser, que define autovalores > 1 (YEOMANS; GOLDBER, 1982).

3.2.5 Estatística Multivariada: Cluster Hierárquico e Análise Discriminante Canônica

A análise de agrupamento hierárquico foi utilizada a priori para identificar padrões naturais de similaridade entre as 690 observações, considerando simultaneamente as dez variáveis limnológicas normalizadas por z-score (HAIR et al., 2018; LEGENDRE; LEGENDRE, 1998). As amostras foram agrupadas no espaço multivariado sem imposição de

categorias prévias, constituindo a estrutura inicial de classificação para os procedimentos subsequentes.

O método de ligação adotado foi o de Ward, com distância euclidiana aplicada à matriz normalizada, por produzir grupos compactos e sensíveis a gradientes ambientais estruturais (WARD, 1963; LEGENDRE; LEGENDRE, 1998). O dendrograma resultante evidenciou um salto pronunciado na altura de ligação em torno da distância Ward ≈ 33 , justificando a definição inicial de quatro grupos principais e sintetizando a organização dominante do conjunto multivariado, diferenciando amostras com assinaturas distintas.

A análise visual mostrou que um dos grupos apresentava ramificações internas bem definidas, refletindo subdivisões estáveis dentro da estrutura hierárquica. Essas ramificações indicaram padrões ecológicos específicos e consistentes, razão pela qual foram preservadas para interpretação a posteriori com a utilização da Análise Discriminante Canônica (ADC).

A ADC foi aplicada com o objetivo de validar e refinar a estrutura definida pelos clusters (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998; HAIR et al., 2018). O método constrói combinações lineares das variáveis originais que maximizam a separação entre os grupos previamente definidos, projetando as observações em eixos canônicos (LD1 e LD2) de maior capacidade discriminante.

3.2.6 Medição de Chl-a , Cyano e Turbidez com Sonda Fluorimétrica

A sonda AlgaeTorch é um fluorímetro portátil amplamente utilizada para estimativas *in situ* de biomassa fitoplanctônica, com ênfase na detecção de cianobactérias. Seu funcionamento baseia-se no princípio óptico da fluorescência induzida, no qual feixes de luz em comprimentos de onda específicos excitam pigmentos fotossintéticos, principalmente Chl-a e ficocianina, resultando na emissão de fluorescência característica que pode ser quantificada. O equipamento utiliza LEDs multiespectrais que permitem diferenciar cianobactérias de outros grupos algais, explorando a assinatura espectral singular desses organismos, especialmente a resposta da ficocianina. A leitura obtida é processada por algoritmos internos que compensam interferências ópticas, como turbidez ou variações na pigmentação acessória, proporcionando estimativas robustas da biomassa algal e da fração relativa de cianobactérias (bbe MOLDAENKE, 2017). Assim, a AlgaeTorch oferece uma metodologia rápida, não destrutiva e com alta resolução temporal para o monitoramento limnológico.

A utilização da sonda AlgaeTorch no processo de pesquisa e levantamento de dados tornou-se viável por meio da parceria estabelecida com a empresa Labcontrol Instrumentos Científicos. A Labcontrol atua no fornecimento, ao mercado brasileiro, de equipamentos de instrumentação científica de alta precisão, atendendo às demandas de controle de qualidade, pesquisa e investigação científica em indústrias e instituições acadêmicas. A empresa representa, no Brasil, a fabricante BBE Moldaenke, organização alemã especializada em tecnologias ambientais voltadas ao desenvolvimento e produção de instrumentos e softwares destinados ao monitoramento da qualidade da água. Entre os produtos oferecidos destacam-se fluorímetros para determinação de clorofila, capazes de detectar e quantificar diferentes grupos de algas, bem como sistemas automatizados para avaliação da toxicidade da água.

Imagem 1 - Aplicação da Sonda AlgaeTorch no monitoramento.



No âmbito desta pesquisa, a CETESB desempenhou papel fundamental ao disponibilizar dados pretéritos de monitoramento da represa Billings, essenciais para o mapeamento e compreensão do processo de eutrofização. Além disso, a instituição possibilitou o acompanhamento presencial de suas campanhas de monitoramento e amostragem, permitindo que as medições realizadas com a sonda AlgaeTorch fossem executadas simultaneamente às coletas convencionais conduzidas por seus técnicos especializados. Essa integração assegurou maior robustez metodológica e comparabilidade entre as diferentes técnicas utilizadas.

Imagem 2 - Acompanhamento da CETESB durante o monitoramento e amostragem.



Durante o monitoramento realizado com a sonda AlgaeTorch, foram seguidas rigorosamente as diretrizes para amostragem e monitoramento de águas superficiais (água bruta) estabelecidas no Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras, 2ª edição (ANA, 2023), também adotado pela CETESB. Esse documento estabelece o método de amostragem, coleta simples e medições em corpos d'água superficiais e devem ser efetuadas a uma profundidade máxima de 30cm a partir do espelho d'água, assim como realizado em todas as campanhas e dando condição necessária para garantir a representatividade hidrobiológica e físico-química das amostras.

O monitoramento da Represa Billings é conduzido pela CETESB desde 1980 em pontos fixos previamente definidos, selecionados devido à sua relevância ambiental e operacional. Entre os critérios de seleção destacam-se: (i) proximidade a pontos de captação destinados ao abastecimento público operado pela SABESP; (ii) conexão com a Represa Rio das Pedras; e (iii) influência de afluentes e outros corpos hídricos que deságuam na Billings. Atualmente, o programa de monitoramento compreende 12 pontos amostrais, dos quais 2 localizam-se em tributários antes do lançamento na represa - sem contemplar análises limnológicas e 10 situam-se diretamente no corpo principal da represa.

No presente estudo, a aplicação da sonda AlgaeTorch contemplou a medição de parâmetros nos 10 pontos oficiais de monitoramento definidos pela CETESB, com o objetivo de permitir a comparação direta entre as metodologias e a obtenção de valores de referência. Além disso, foram incluídos 40 pontos adicionais distribuídos ao longo do espelho d'água, visando ampliar a cobertura espacial e proporcionar uma representação mais detalhada das condições limnológicas da represa. Um aspecto operacional relevante considerado durante as campanhas refere-se ao caráter artificial da Represa Billings. Devido ao processo de formação do reservatório, diversos troncos e estruturas arbóreas permaneceram submersos após o

alagamento, configurando áreas de risco à navegabilidade e exigindo atenção especial na definição das rotas de deslocamento para a realização das medições.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesta seção são apresentados os resultados obtidos a partir da série temporal de parâmetros de qualidade da água, disponibilizados pela CETESB-INFOÁGUAS (2024), abrangendo o período de 2014 a 2024 para a Represa Billings. As análises foram organizadas em etapas complementares, combinando a descrição dos dados brutos com modelagens estatísticas integradas, que permitem verificar se o comportamento das variáveis associadas aos processos biogeoquímicos está em consonância com os limites estabelecidos pela legislação vigente e com as informações provenientes do monitoramento oficial, possibilitando uma interpretação mais abrangente da dinâmica ambiental da Billings.

4.1 Evolução da qualidade da água e condição trófica da represa billings

A avaliação temporal da qualidade da água permite compreender como as variações nas condições físico-químicas e biológicas moldam o estado trófico e refletem a resposta ambiental em sistemas aquáticos. Para o caso da Represa Billings, a pesquisa se pautou no levantamento de uma base de dados secundárias, com 690 observações realizadas pela CETESB, em dez pontos de monitoramento. Foram estudadas dez variáveis físico-químicas e biológicas (2014 e 2024).

Na Tabela 3, apresenta-se uma síntese dos parâmetros medidos ao longo dos anos, estruturando os dados em triênios e estações sazonais. Optou-se por essa organização integrada para facilitar a observação de tendências temporais limnológicas mais relevantes, como diferenças entre compartimentos e períodos hidrológicos, destacando as oscilações associadas a fatores climáticos, hidrodinâmicos e antrópicos que influenciaram o estado trófico do reservatório na escala de tempo estudada.

Tabela 3 - Medianas dos parâmetros, para os pontos de amostragem da CETESB, agrupados em três diferentes períodos, ao longo de 2014 e 2024.

2014 - 2016 (Mediana)																				
ID CETESB	Chl_a (µg/L)		PT (mg/L)		NH4 (mg/L)		NO3 (mg/L)		COT (mg/L)		Condutividade (µS/cm)		OD (mg/L)		pH		Temperatura (°C)		Turbidez (NTU)	
	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco
BILL02030	183,55	245,92	0,29	0,28	0,14	0,10	0,44	0,49	8,65	9,52	192,00	197,10	8,12	8,24	8,23	7,99	25,81	26,23	47,75	59,10
BILL02500	47,50	51,86	0,09	0,14	0,10	0,10	0,61	0,50	5,88	6,03	174,00	191,50	8,62	6,45	8,11	7,40	20,73	23,15	12,95	19,45
BILL02100	71,12	64,15	0,12	0,16	0,10	0,10	0,59	0,68	6,92	6,08	185,10	191,00	6,73	6,02	7,65	7,40	22,78	22,60	29,85	18,00
BILL02900	39,71	39,58	0,05	0,07	0,10	0,10	0,28	0,22	5,14	5,50	160,00	160,35	8,82	8,78	8,80	8,20	21,70	22,90	8,25	6,88
BIRP00500	23,54	17,91	0,06	0,03	0,10	0,10	0,21	0,20	5,51	5,18	145,00	98,00	8,82	8,21	8,20	7,65	21,40	22,80	6,65	3,30
BIT00100	70,24	34,75	0,07	0,06	0,10	0,10	0,44	0,10	6,23	6,59	170,50	74,00	8,58	8,62	7,82	8,10	21,02	23,00	21,35	5,89
GADE02900	29,40	35,64	0,07	0,07	0,19	0,10	0,20	0,20	5,58	5,56	95,50	118,00	7,55	8,82	7,09	7,46	23,86	24,25	6,22	6,85
RGDE02030	29,94	26,73	0,07	0,08	0,10	0,40	0,20	0,26	5,09	5,46	96,00	98,00	9,07	8,14	7,60	7,10	24,40	19,10	4,50	5,40
RGDE02200	14,39	1,56	0,03	0,08	0,20	0,39	0,30	0,30	3,97	4,62	92,00	87,00	7,71	5,20	7,20	6,44	19,50	20,10	2,20	7,56
RGDE02900	1,34	2,14	0,09	0,09	0,20	0,25	0,28	0,28	6,94	6,31	73,00	66,50	3,82	4,39	6,34	6,40	21,35	17,70	11,20	8,30
2017 - 2020 (Mediana)																				
ID CETESB	Chl_a (µg/L)		PT (mg/L)		NH4 (mg/L)		NO3 (mg/L)		COT (mg/L)		Condutividade (µS/cm)		OD (mg/L)		pH		Temperatura (°C)		Turbidez (NTU)	
	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco
BILL02030	182,66	368,87	0,18	0,26	0,20	0,10	0,70	0,60	7,50	8,11	202,00	196,00	7,37	12,09	7,89	9,71	23,20	27,00	38,80	60,00
BILL02500	61,24	69,12	0,12	0,10	0,10	0,10	0,74	0,93	5,77	5,89	189,00	192,00	6,83	5,58	7,60	7,30	20,95	22,10	12,40	12,40
BILL02100	45,95	115,47	0,18	0,15	0,63	0,18	0,35	0,63	6,09	6,67	215,00	213,00	4,51	7,33	7,31	7,74	22,66	21,50	16,00	31,00
BILL02900	30,47	43,47	0,04	0,07	0,10	0,10	0,20	0,20	5,71	6,35	154,00	159,00	8,70	8,74	8,55	8,25	23,60	23,62	8,50	11,45
BIRP00500	20,38	17,64	0,02	0,04	0,10	0,10	0,20	0,20	5,77	4,75	80,00	94,00	8,56	8,33	8,17	7,99	22,94	23,10	4,96	4,20
BIT00100	54,53	27,49	0,08	0,05	0,10	0,10	0,20	0,10	7,18	5,82	176,00	78,00	8,66	8,06	8,19	7,81	24,70	23,80	18,80	6,80
GADE02900	24,93	31,81	0,06	0,07	0,59	0,42	0,20	0,20	4,83	5,07	106,50	108,00	9,20	9,10	7,81	7,56	22,15	24,06	5,82	5,28
RGDE02030	15,99	19,47	0,04	0,05	0,30	0,33	0,24	0,20	4,56	5,10	103,50	105,00	7,93	8,06	7,61	7,31	23,36	23,40	3,37	4,60
RGDE02200	10,90	2,56	0,06	0,07	0,10	0,11	0,19	0,27	4,94	5,34	99,00	82,00	7,34	5,64	7,20	6,51	21,90	21,67	3,05	5,67
RGDE02900	7,83	2,67	0,07	0,08	0,23	0,10	0,25	0,20	6,63	6,54	77,05	66,60	4,47	3,75	6,55	6,20	19,68	21,80	7,91	4,80
2021 - 2024 (Mediana)																				
ID CETESB	Chl_a (µg/L)		PT (mg/L)		NH4 (mg/L)		NO3 (mg/L)		COT (mg/L)		Condutividade (µS/cm)		OD (mg/L)		pH		Temperatura (°C)		Turbidez (NTU)	
	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco
BILL02030	141,67	102,47	0,27	0,12	0,16	0,17	0,55	0,47	12,60	8,58	198,00	176,00	11,48	9,01	9,11	8,60	22,82	26,60	43,10	46,90
BILL02500	47,01	34,51	0,08	0,07	0,10	0,10	0,31	0,70	5,15	5,35	178,50	175,50	7,84	5,89	7,87	7,39	21,41	22,95	9,06	10,34
BILL02100	51,86	93,02	0,18	0,15	0,91	0,22	0,39	0,55	5,68	8,16	200,00	203,00	5,13	7,24	7,00	7,32	19,61	23,94	9,40	20,30
BILL02900	25,63	31,55	0,05	0,05	0,10	0,11	0,20	0,20	5,49	6,10	157,50	146,50	8,26	8,49	7,89	8,05	22,33	21,11	10,75	9,49
BIRP00500	9,62	15,64	0,02	0,06	0,10	0,10	0,20	0,20	6,25	5,51	103,00	76,00	7,74	8,03	7,61	7,76	22,10	22,05	4,01	4,49
BIT00100	38,95	66,83	0,08	0,08	0,10	0,10	0,26	0,37	5,96	7,01	170,00	189,00	8,55	9,56	8,86	8,36	23,40	20,50	14,50	15,80
GADE02900	45,98	40,10	0,07	0,07	0,10	0,25	0,20	0,20	5,53	5,28	104,70	107,00	9,24	8,64	8,70	7,95	24,50	24,30	6,99	6,17
RGDE02030	13,46	15,77	0,03	0,03	0,24	0,10	0,20	0,20	3,93	4,25	104,00	102,50	7,63	8,15	7,61	8,00	23,87	24,59	2,30	2,75
RGDE02200	6,03	0,83	0,06	0,09	0,25	0,39	0,27	0,28	4,39	5,15	96,50	77,50	6,64	4,34	7,00	6,46	21,70	20,55	3,20	9,39
RGDE02900	11,90	12,47	0,09	0,07	0,20	0,27	0,20	0,20	5,21	4,86	72,00	80,00	5,01	5,41	6,34	6,35	22,10	18,60	5,37	3,65

Fonte: Autor (2025), a partir da Plataforma INFOÁGUA-CETESB.

Os dados agrupados indicam, para o triênio 2014-2016 (Tabela 3), correspondente à crise hídrica mais severa registrada no estado (FONTÃO; ZAVATTINI, 2019), que coincidiu com a predominância de condições associadas a eventos de El Niño, que provocaram anomalias de temperatura e significativa redução das precipitações no Sudeste (Qin et al., 2021), acentuando a escassez hídrica e a concentração de nutrientes nos reservatórios (Barros et al., 2019). Essa limitação pode ser verificada, principalmente, nos pontos do corpo central (BILL02030, BILL02100 e BILL02500), que apresentaram valores críticos de PT entre 0,25 e 0,41 mg L⁻¹ e concentrações de Chl-a superiores a 150 µg L⁻¹, com valores máximos de 203 µg L⁻¹ em BILL02030. O aumento concomitante do íon amônio (NH₄⁺), com concentrações máximas de 1,02 mg L⁻¹, e da condutividade elétrica (CE > 200 µS cm⁻¹), indica a intensificação dos processos de enriquecimento de sais e nutrientes em função da menor vazão afluyente (Figueredo et al., 2016), acompanhada por redução do OD (≈ 5 mg L⁻¹) e turbidez elevada no período chuvoso (entre 29 e 41 NTU).

A severidade da crise expôs a vulnerabilidade estrutural do reservatório, marcado pela reversão do Rio Pinheiros, cuja operação, ao longo de décadas, ampliou o aporte de cargas orgânicas ao corpo central (CAPOBIANCO; WHATELY, 2002) e se somou à ocupação urbana que já comprometia o território da APRM-Billings. Assim, a redução da capacidade de diluição imposta pela escassez hídrica agravou os impactos antrópicos, impondo risco de degradação generalizada e comprometendo os usos múltiplos do reservatório.

O triênio seguinte (2017-2020) foi caracterizado pela normalização das chuvas (ANA, 2020) e pela estabilização dos bombeamentos do Rio Pinheiros (MILZ et al., 2022). Observou-se um padrão mais equilibrado entre os períodos seco e chuvoso (Tabela 3), com influência moderada de episódios do fenômeno La Niña (2017; 2018 e 2020) (OLIVER; IKEFUTI; RIBEIRO, 2020), responsáveis por maior regularidade pluviométrica, T mais amenas e aumento da recarga hídrica nos sistemas de abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo (ISLAM, 2025). Como resultado, verificou-se a melhoria gradual da qualidade da água. Nesse sentido, houve redução nos níveis de PT (entre 0,18 e 0,29 mg L⁻¹) nos pontos centrais. Além disso, no caso do ponto BILL02030, as concentrações de Chl-a também diminuíram, variando entre 63 e 175 µg L⁻¹, o que contribuiu para a atenuação do fenômeno de eutrofização.

Em relação ao NH_4^+ , suas concentrações estabilizaram-se em torno de $0,10 \text{ mg L}^{-1}$. O comportamento dessa espécie química pode ser consequência das ações realizadas pela gestão com a implementação do Programa Água Legal, que regularizou aproximadamente seis mil ligações clandestinas de esgoto na bacia e contribuiu para a redução de aportes difusos de matéria orgânica (SABESP, 2020). Embora a coincidência temporal não estabeleça causalidade direta, o padrão observado sugere resposta positiva do sistema às intervenções de saneamento. Vale ressaltar que, em 2020, durante o início da pandemia, a CETESB manteve o monitoramento mensal dos principais pontos, não havendo descontinuidade na série (CETESB, 2024). As campanhas foram mantidas com adaptações logísticas, preservando a comparabilidade dos dados (CETESB, 2024).

De forma geral, pode-se afirmar que o período referente entre 2021 e 2024, o conjunto de variáveis apresentou um comportamento sazonal regular (Tabela 3), compatível com a normalização climática. Esse padrão é condizente com a presença de um ciclo prolongado do fenômeno La Niña, um dos mais duradouros das últimas décadas (ANA, 2024), que resultou em chuvas frequentes que contribuíram para a melhora do volume hídrico dos reservatórios do Alto Tietê (ANA, 2020; 2024).

Contudo, projeções climáticas indicam aumento da frequência e intensidade de secas severas na região até 2050 (GESUALDO et al., 2019), o que sugere que a recuperação observada não representa conquista consolidada, mas condição favorável dependente de fatores climáticos. A vulnerabilidade estrutural do reservatório à escassez hídrica permanece como desafio para a gestão de longo prazo.

Na Represa Billings, o alto índice pluviométrico favoreceu a diluição de nutrientes (BUTA et al., 2023) e a recuperação parcial das condições físico-químicas, com declínio das concentrações medianas de PT (entre $0,07$ e $0,15 \text{ mg L}^{-1}$) e de Chl-a (declínio: entre 24 e $127 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$, nos pontos centrais). Por outro lado, esse padrão climático não influenciou os parâmetros NH_4^+ e NO_3^- , cujas concentrações apresentaram elevações pontuais no período seco, que possivelmente mantêm relação com descargas urbanas intermitentes (SEMENSATTO et al., 2021) e com a dinâmica de bombeamento do Rio Pinheiros (MILZ et al., 2022).

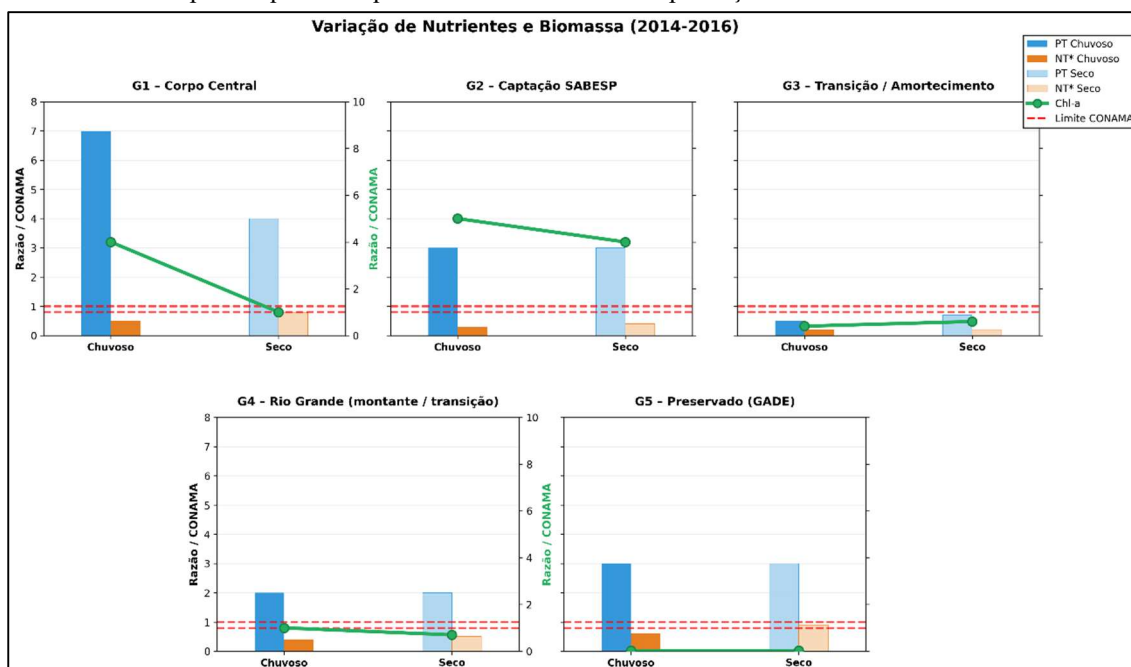
A variação dos parâmetros para os diferentes compartimentos da represa e estações sazonais é apresentada nas Figuras 4 a 6, dando-se prioridade às variáveis que estão associadas à entrada de nutrientes e à produção de biomassa fitoplanctônica (ZOU et al., 2020), no corpo hídrico. Para facilitar a visualização, além das medianas

apresentadas na Tabela 3, os pontos de amostragem foram separados em grupos condizentes as suas características e localização geográficas (Capítulo 3).

Durante o triênio 2014-2016 (Figura 4), marcado pela crise hídrica extrema (Fontão; Zavattini, 2019), a Represa Billings apresentou intensificação dos processos de eutrofização (Figueredo et al., 2016). Para evidenciar como o aporte de nutrientes (PT e NT*) se refletiu na produção de biomassa (Chl-a) (XU et al., 2025), os valores medianos foram normalizados pelos limites de referência da CONAMA nº 357/2005, procedimento mantido para os triênios seguintes.

Observa-se que as concentrações de PT, em todos os grupos, excederam os limites legais, ainda que com magnitudes distintas. Os valores mais elevados ocorreram em G1 e G2, com razões entre 4 e 7 vezes o limite de referência, refletindo o acúmulo de cargas fosfatadas em função da estiagem prolongada e da baixa renovação da água (BARROS et al., 2019). Em G3, todos os parâmetros (PT, NT*, Chl-a) permaneceram abaixo dos valores da CONAMA, caracterizando um compartimento de resiliência (LIU et al., 2021) e confirmando seu papel de atenuação das cargas provenientes do corpo central (MILZ et al., 2022).

Figura 4 - Valores normalizados em relação aos valores definidos pela CONAMA no 357/2005, considerando espécies químicas que atuam como nutriente à produção de biomassa.



Fonte: Autor (2025).

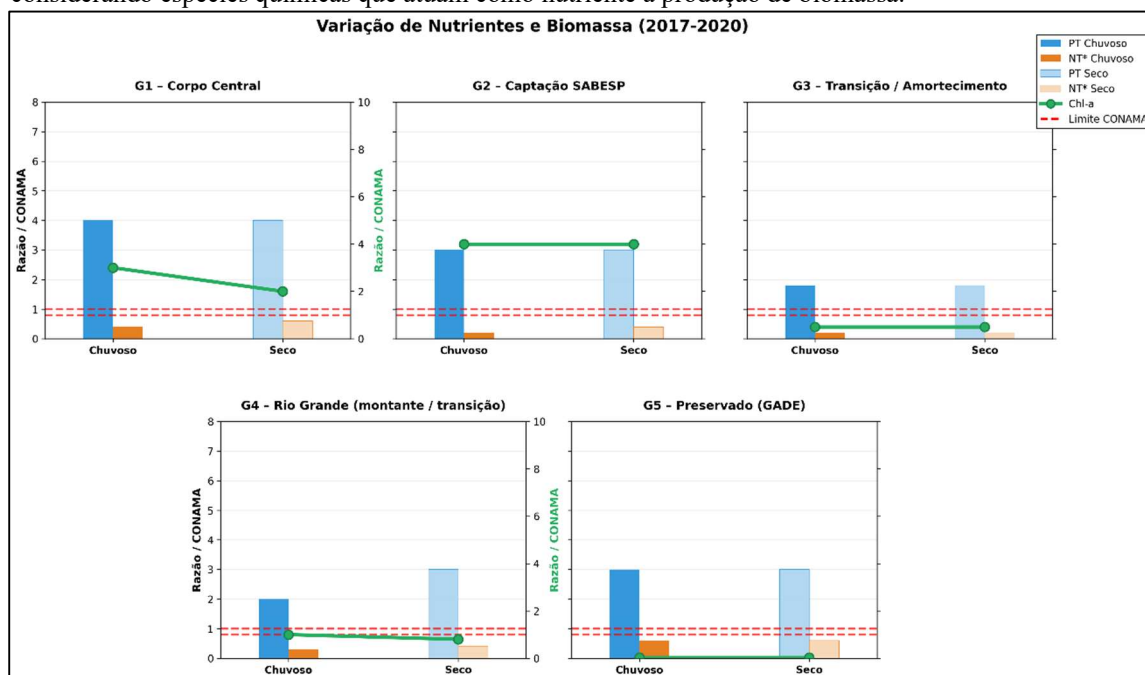
Em G4 e G5, embora as razões PT/CONAMA também excedam em até duas vezes a recomendação, a Chl-a não acompanha essa elevação, mantendo-se próxima ou

abaixo do limite. Esse desacoplamento indica que parte do fósforo presente nesses setores está associada a formas não biodisponíveis ou a condições que limitam a assimilação fitoplanctônica, como baixa penetração luminosa, menor tempo de residência da água e maior proporção de fósforo particulado (ZOU et al., 2020; SILVA et al., 2021).

O NT*, por sua vez, apresentou excedências mais moderadas, com razões entre 2 e 4 vezes o valor de referência nos grupos mais impactados (G1 e G2) e próximas de 1 nos setores de montante e preservados. Essa diferença reforça o caráter fosfórico da limitação trófica da Billings (XU et al., 2025), sobretudo em períodos de estiagem prolongada, quando a relação entre nutrientes e biomassa é fortemente condicionada pela disponibilidade hídrica (Barros et al., 2019).

Com a recomposição hidrológica observada entre 2017 e 2020 (Figura 5) (ANA, 2020), observa-se uma normalização gradual das condições limnológicas da Represa Billings. A recuperação do volume hídrico, associada à regularidade das chuvas e à estabilização dos bombeamentos do Rio Pinheiros (MILZ et al., 2022), favoreceu a diluição de nutrientes (BUTA et al., 2023), a redução das concentrações de PT e NT* e, consequentemente, menores níveis de biomassa fitoplanctônica (Chl-a) em todos os grupos. Ainda assim, o comportamento espacial permanece heterogêneo, refletindo as diferentes funções e pressões antrópicas que atuam sobre cada compartimento (SEMENSATTO et al., 2021).

Figura 5 - Valores normalizados em relação aos valores definidos pela CONAMA no 357/2005, considerando espécies químicas que atuam como nutriente à produção de biomassa.



Fonte: Autor (2025).

No G1, as razões PT/CONAMA continuam elevadas (≈ 3 a 4 vezes o limite), tanto no período chuvoso quanto no seco. Isso indica que o nutriente segue acumulado na massa d'água, mas parte dele encontra-se preso em partículas em suspensão ou no sedimento, devido à maior estabilidade hidrodinâmica (ZOU et al., 2020). Como resultado, não há biodisponibilidade para a produção de biomassa, que se confirma com a diminuição de Chl-a, sobretudo no período seco, indicando que o sistema permanece rico em nutrientes, porém com menor eficiência na conversão em biomassa (SILVA et al., 2021).

No G2, as concentrações de PT e NT* mantêm-se estáveis e próximas aos valores observados em G1, mas sem aumento da Chl-a, entre o chuvoso e o seco. Esse comportamento está relacionado à operação hidráulica constante da SABESP, que garante renovação contínua e impede o acúmulo de nutrientes (MILZ et al., 2022). Em outras palavras, o sistema de captação atua como zona de passagem e mistura, onde a água é movimentada de forma controlada, evitando flutuações significativas de qualidade e reduzindo o tempo de exposição dos nutrientes na coluna d'água (Oliveira et al., 2020).

O G3 apresenta mudança expressiva em relação ao triênio anterior. As razões PT/CONAMA aproximam-se de 1, e tanto NT* quanto Chl-a permanecem abaixo dos limites de referência. A recomposição do volume e a regularidade das chuvas restabeleceram fluxos mais lentos e margens vegetadas ativas, o que aumentou a retenção natural de partículas e nutrientes (LIU et al., 2021). Esse comportamento evidencia a capacidade de autodepuração do reservatório, que responde positivamente quando as condições hidroclimáticas favorecem os processos naturais de atenuação de cargas e o papel do G3 como filtro ecológico à propagação das cargas provenientes do corpo central (LIU et al., 2021). Em termos práticos, trata-se de uma área que se recupera, estabilizando a qualidade da água e funcionando como zona de amortecimento efetiva entre os setores eutrofizados e os de melhor condição ambiental.

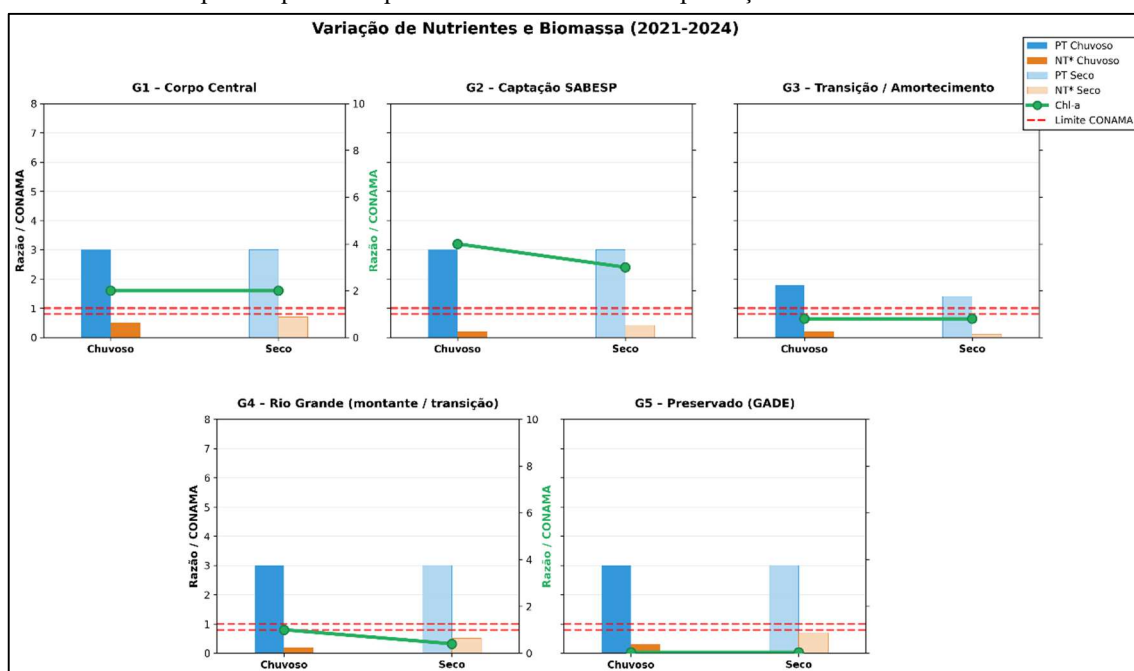
Para G4 e G5, as variações são discretas e mantêm-se dentro da normalidade. O G4 continua recebendo água de cabeceiras mais limpas, com PT e NT* próximos e Chl-a abaixo dos limites da CONAMA, demonstrando equilíbrio entre entrada e saída de nutrientes.

De modo geral, o triênio 2021–2024 representa a fase mais estável da série temporal (Figura 6), marcada por redução das variações sazonais, limitação biológica da

resposta fitoplanctônica que, em grande parte, foi devido à persistência do fenômeno La Niña (ANA, 2024), conferindo ao período chuvas frequentes, temperaturas amenas e alta recarga hídrica na Billings (ISLAM, 2025).

Para G1, o padrão climático favoreceu a diminuição das razões PT/CONAMA (até três vezes o limite) e sua fração biodisponível, com efeito significativo à produção de biomassa fitoplanctônica (XU et al., 2025), visto que a concentração de Chl-a ficou próxima do limite de referência, sem tendência de aumento. As concentrações de NT* permaneceram abaixo do limite legal e com pouca variação entre as estações. Essa estabilidade reflete um sistema hidrodinamicamente equilibrado, onde a reciclagem interna de nutrientes diminui e a produção algal deixa de responder às variações sazonais (BUTA et al., 2023).

Figura 6 - Valores normalizados em relação aos valores definidos pela CONAMA no 357/2005, considerando espécies químicas que atuam como nutriente à produção de biomassa.



Fonte: Autor (2025).

O mesmo comportamento para PT e NT*, foi observado em G2, porém acompanhados de redução da Chl-a em relação ao período anterior. Em termos funcionais, significa que o compartimento segue atuando como zona de mistura e diluição, sustentando a estabilidade da qualidade da água (OLIVEIRA et al., 2020).

Não foram verificadas variações significativas entre o chuvoso e o seco para G3, G4 e G5, durante a década estudada. As razões PT/CONAMA ficaram próximas ou

ligeiramente acima do limite, mas sem aumento de NT* e efeitos nas concentrações Chl-a, confirmando a condição de equilíbrio consolidado (BUTA et al., 2023).

4.2 Padrões espaciais do grau de eutrofização

A utilização dos valores de IET calculados conforme Lamparelli (2004) permite sintetizar a condição trófica da Represa Billings, levando-se em conta apenas as variáveis PT e Chl-a. É importante destacar que o índice não incorpora outros parâmetros relevantes para a dinâmica trófica, como OD, condutividade e formas nitrogenadas, cujas variações podem indicar processos biogeoquímicos distintos mesmo sob valores semelhantes de IET (ZOU et al., 2020).

Na Tabela 4, apresentam-se as medianas dos valores obtidos para o IET por ponto de monitoramento, triênio e período sazonal. Pode-se verificar, para a maior parte dos pontos de monitoramento, que os graus de trofia permaneceram inalterados ao longo dos triênios.

Tabela 4 - Valores de IET calculados para os pontos de monitoramento da CETESB na Represa Billings, conforme Lamparelli (2004).

2021-2024 (Mediana)			
	Código Ponto	IET_Chuvoso	IET_Seco
G1	BILL02030	67	68
	BILL02100	66	65
	BILL02500	63	61
	BILL02900	60	60
G2	BITQ00100	64	63
	RGDE02900	58	58
G3	BIRP00500	61	59
G4	RGDE02030	56	56
	RGDE02200	63	61
G5	GADE02900	55	55
2017-2020 (Mediana)			
	Código Ponto	IET_Chuvoso	IET_Seco
G1	BILL02030	71	67
	BILL02100	69	66
	BILL02500	63	64
	BILL02900	59	61
G2	BITQ00100	63	63
	RGDE02900	59	58
G3	BIRP00500	59	59
G4	RGDE02030	60	58
	RGDE02200	62	63
G5	GADE02900	54	55
2014-2016 (Mediana)			
	Código Ponto	IET_Chuvoso	IET_Seco
G1	BILL02030	72	68
	BILL02100	66	65
	BILL02500	66	63
	BILL02900	62	61
G2	BITQ00100	65	64
	RGDE02900	57	56
G3	BIRP00500	60	61
G4	RGDE02030	58	56
	RGDE02200	64	66
G5	GADE02900	54	55

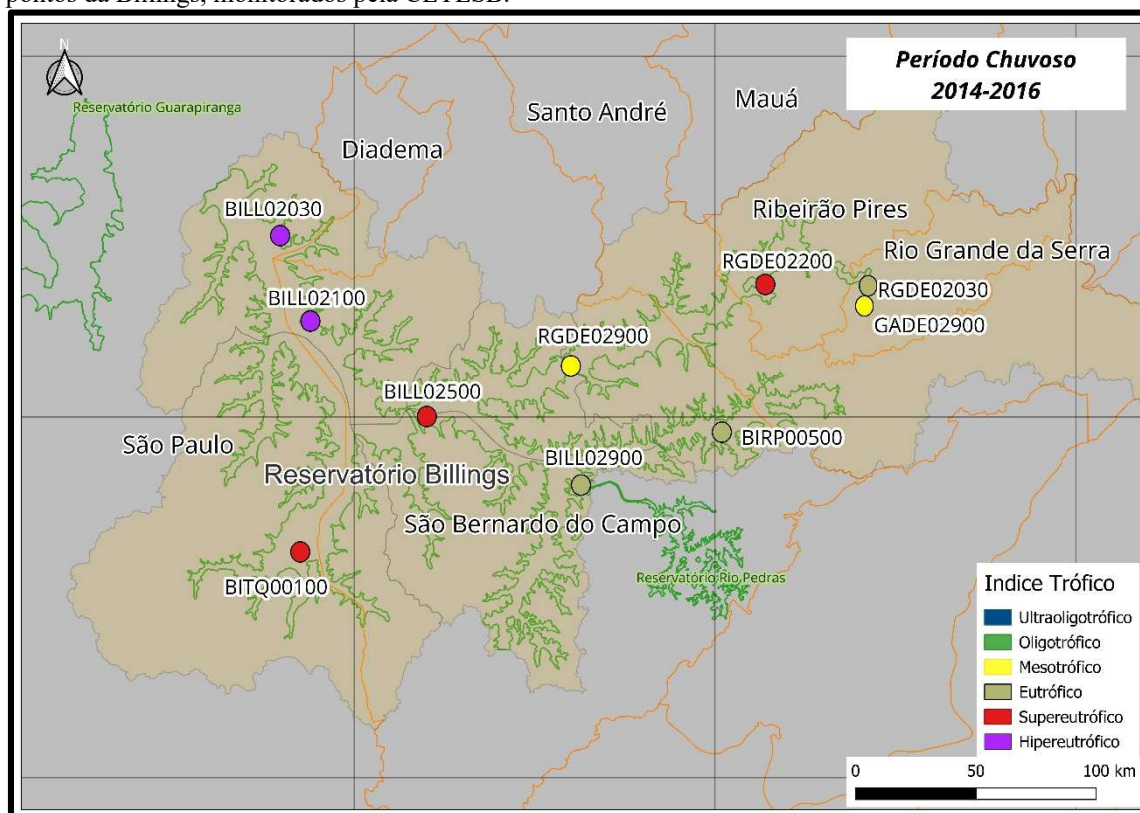
Fonte: Autor (2025).

Essa estabilidade, de certa forma, contrasta com o padrão de recuperação gradual da Represa Billings ao longo da série temporal (seção 4.1), que se confirma pela redução expressiva nas concentrações de PT, NT* e Chl-a e pelo aumento nos níveis de OD a partir de 2021. O descompasso entre a melhoria observada nos parâmetros individuais e a persistência das classes de IET ocorre, sobretudo, em regiões onde o fósforo se acumula

em sedimentos anóxicos e; portanto, não se converte proporcionalmente em biomassa fitoplanctônica (Lamparelli, 2004).

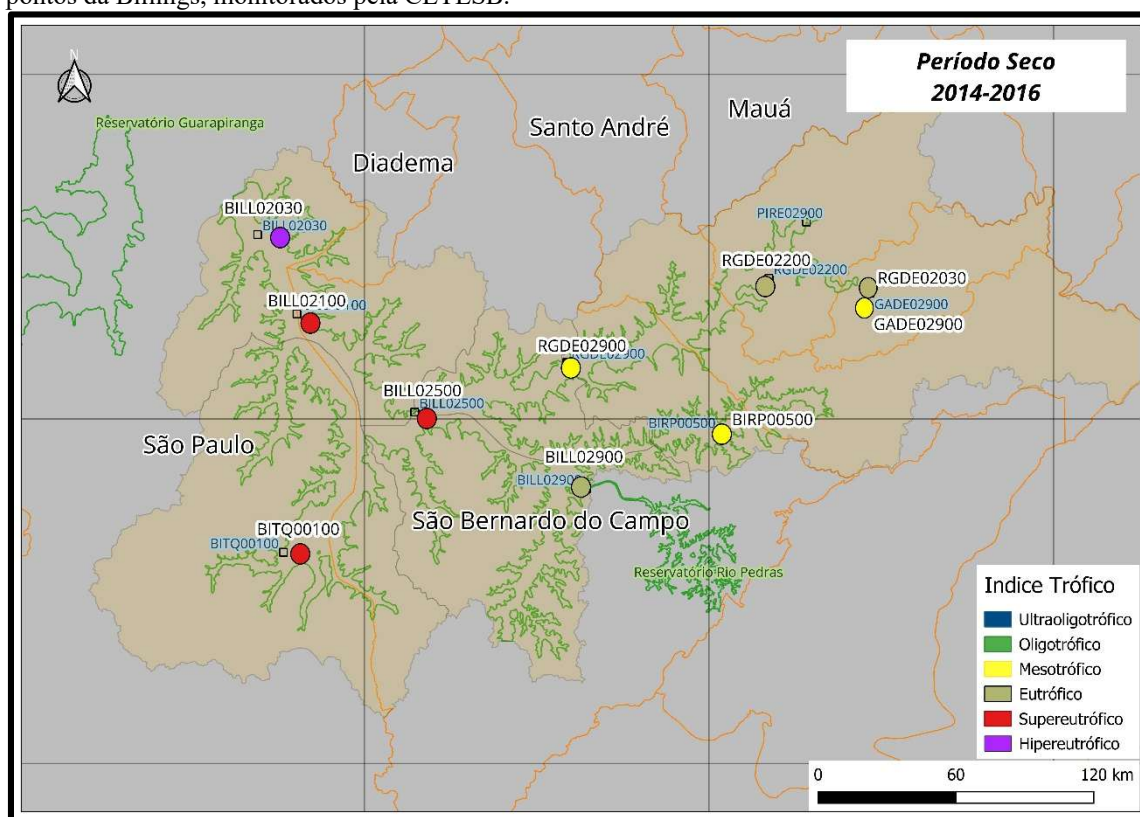
Os mapas de distribuição espacial dos IET para 2014-2016 indicam que, tanto no período chuvoso (Figura 7) quanto no seco (Figura 8), os compartimentos G1 e G2 se mantiveram como os mais críticos, com maiores graus de trofia (hiper e supereutrófico), enquanto se verificou a manutenção das condições mesotróficas nos pontos BIRP00500, RGDE02030 e GADE02900, localizados em áreas com maior cobertura vegetal e menor densidade urbana (Tabela 4). Entende-se que o estado trófico do reservatório foi controlado - sobretudo - pela acumulação interna de nutrientes e pela baixa renovação hídrica, e não por efeitos sazonais de precipitação ou escoamento superficial (Barros et al., 2019; Silva et al., 2021). Como já mencionado, o IET revela a condição acumulada do sistema, mas não consegue diferenciar compartimentos quanto à sua vulnerabilidade ou capacidade de resposta a intervenções de gestão; consequentemente, pontos com mesma classificação trófica podem apresentar trajetórias e prognósticos distintos.

Figura 7 - Classes de IET, para diferentes sazonalidades: Período Chuvoso entre 2014 e 2016, nos pontos da Billings, monitorados pela CETESB.



Fonte: Autor (2025), a partir da Plataforma INFOÁGUA-CETESB.

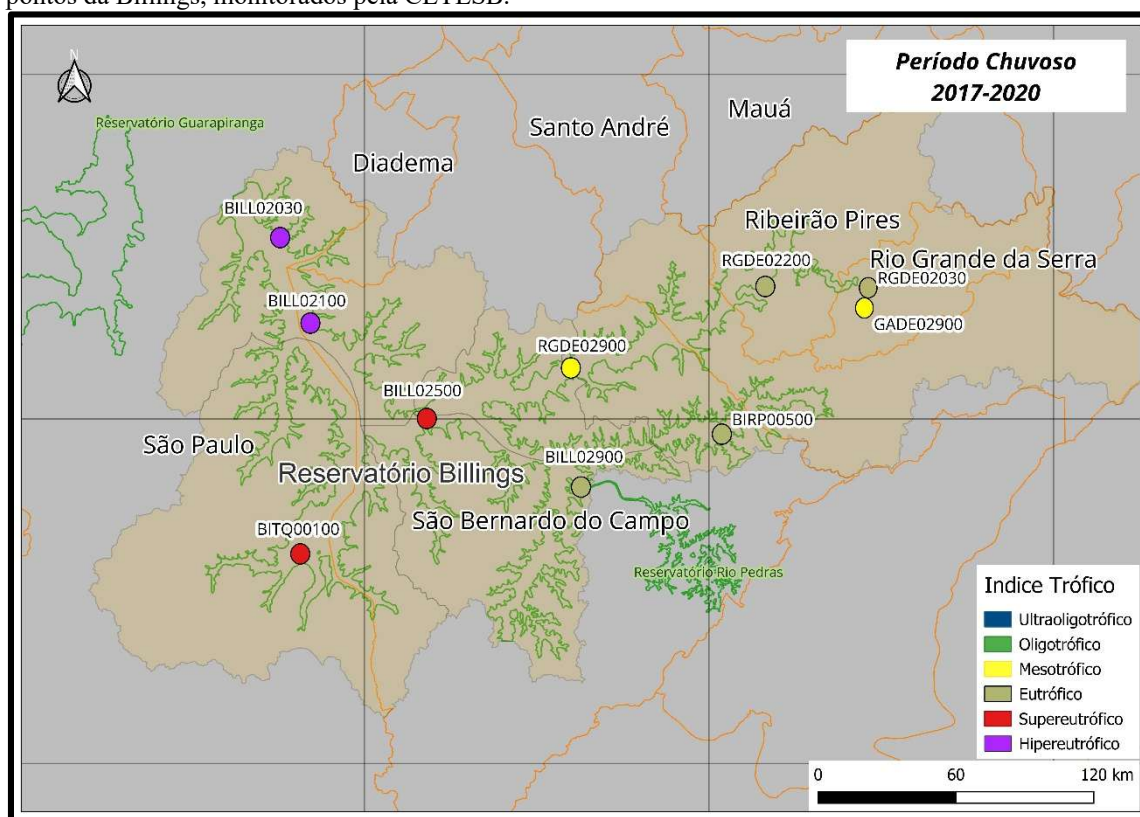
Figura 8 - Classes de IET, para diferentes sazonalidades: Período Seco entre 2014 e 2016, nos pontos da Billings, monitorados pela CETESB.



Fonte: Autor (2025), a partir da Plataforma INFOÁGUA-CETESB.

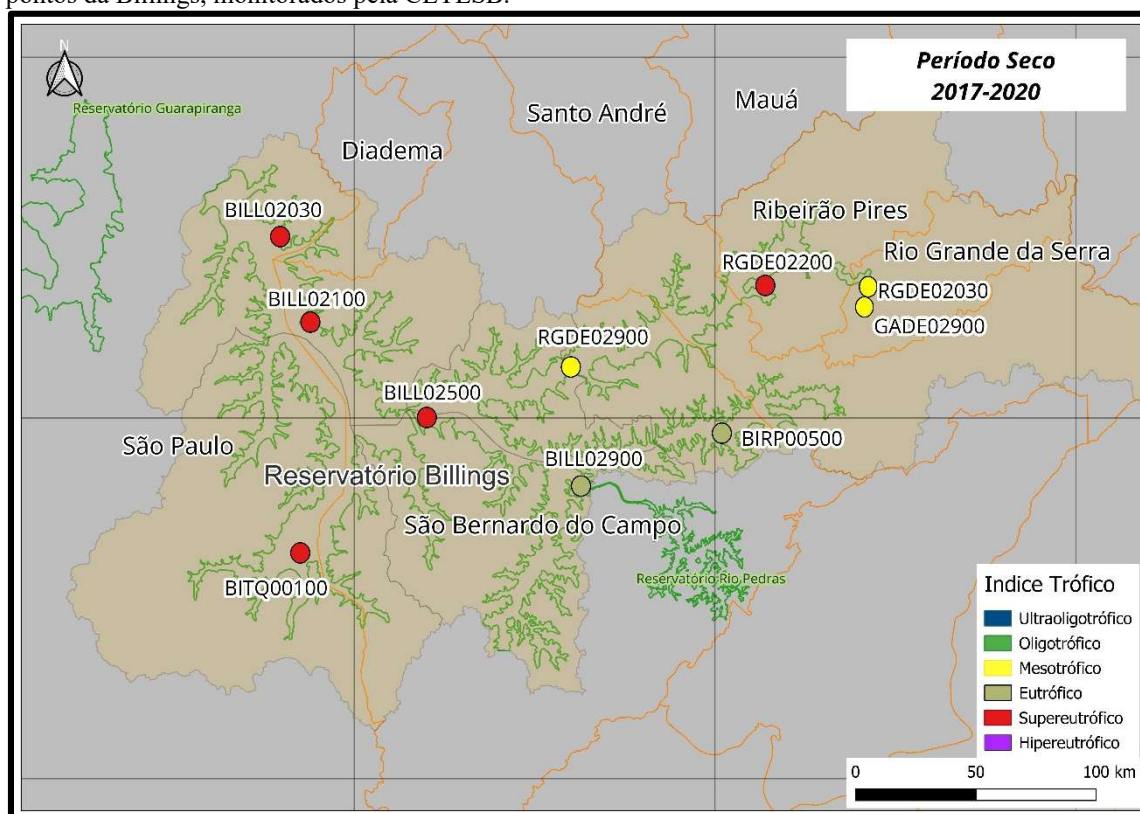
O mesmo padrão de distribuição foi observado entre 2017 e 2020 (Figuras 9 e 10), durante os anos influenciados pelo fenômeno La Niña (ANA, 2024), em que houve aumento da frequência de chuvas, seguido pela volta da regularidade pluviométrica entre 2021 e 2024 (Figuras 11 e 12).

Figura 9 - Classes de IET, para diferentes sazonalidades: Período chuvoso entre 2017 e 2020, nos pontos da Billings, monitorados pela CETESB.



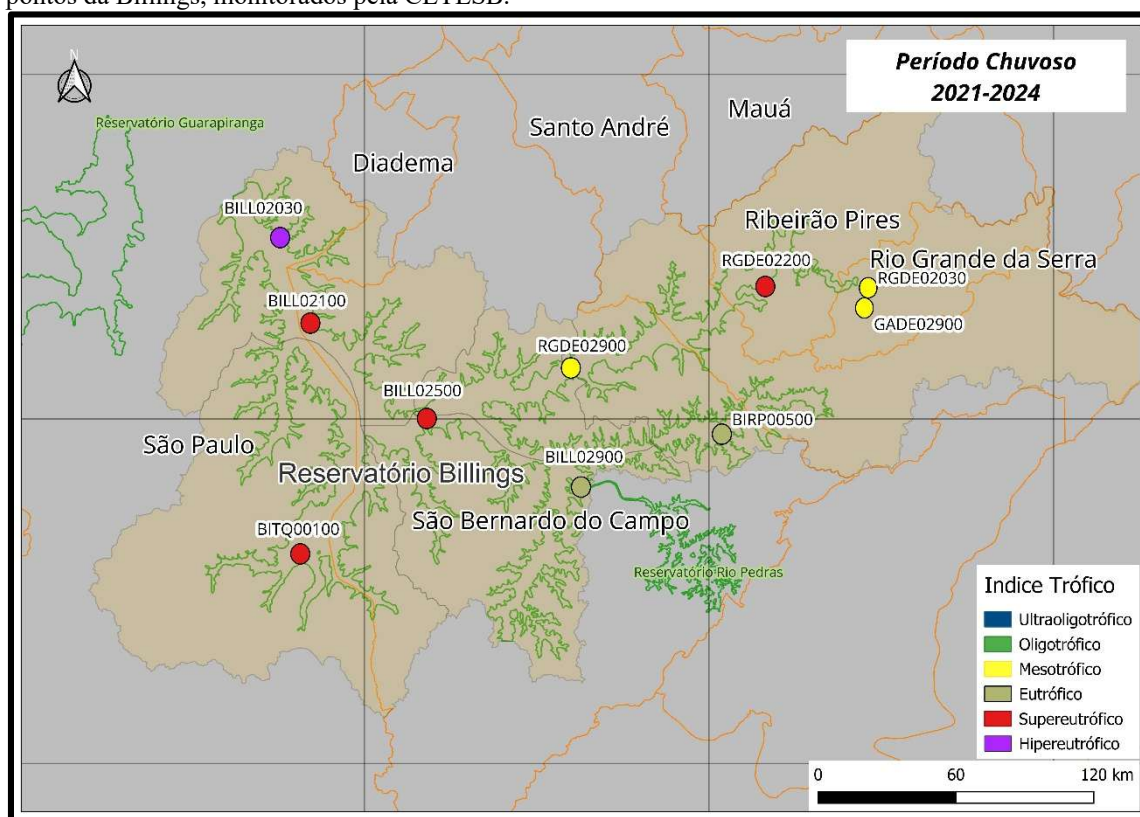
Fonte: Autor (2025), a partir da Plataforma INFOÁGUA-CETESB.

Figura 10- Classes de IET, para diferentes sazonalidades: Período seco entre 2017 e 2020, nos pontos da Billings, monitorados pela CETESB.



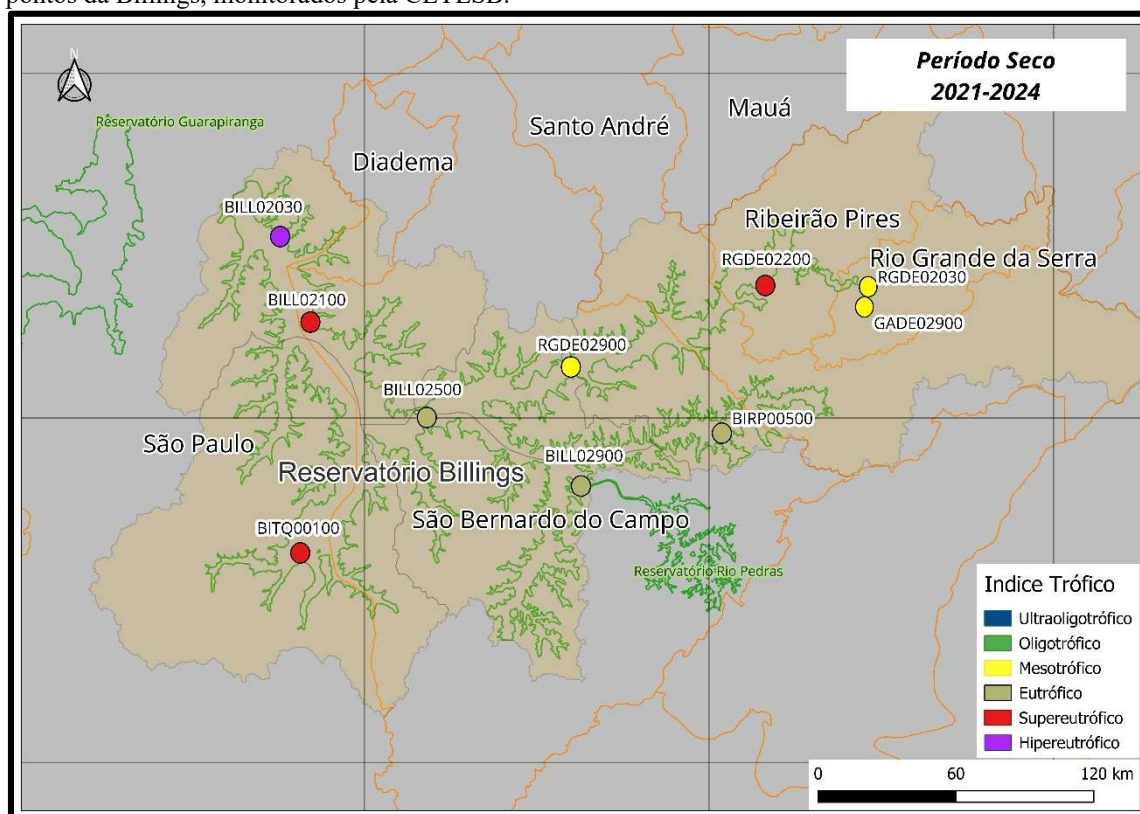
Fonte: Autor (2025), a partir da Plataforma INFOÁGUA-CETESB.

Figura 11 - Classes de IET, para diferentes sazonalidades: Período chuvoso entre 2021 e 2024, nos pontos da Billings, monitorados pela CETESB.



Fonte: Autor (2025), a partir da Plataforma INFOÁGUA-CETESB.

Figura 12 - Classes de IET, para diferentes sazonalidades: Período seco entre 2021 e 2024, nos pontos da Billings, monitorados pela CETESB.



Fonte: Autor (2025), a partir da Plataforma INFOÁGUA-CETESB.

Os dados agregados evidenciam que o índice, por apoiar-se exclusivamente nos teores de PT e Chl-a, é menos sensível a mudanças recentes em outros parâmetros que influenciam a qualidade da água (Zou et al., 2020). Essa limitação sugere implicações práticas: o IET, como principal indicador de estado trófico, pode subestimar avanços decorrentes de ações de saneamento ou superestimar a gravidade em compartimentos onde o fósforo está imobilizado e indisponível biologicamente, o que se torna mais desafiante no caso da Billings, que vivencia uma condição trófica de natureza estrutural e cumulativa (Figueredo et al., 2016).

Trata-se de um sistema com forte memória ecológica e baixa capacidade de renovação interna, sustentado pela recarga de nutrientes autóctones e pela própria configuração geomorfológica do reservatório (Silva et al., 2021). Diante disso, seria necessário que a gestão de recursos hídricos avaliasse a proposição de indicadores complementares que capturem a heterogeneidade espacial e os processos biogeoquímicos subjacentes, permitindo diferenciar áreas prioritárias para intervenção.

4.3 Análise temporal das mudanças para os parâmetros monitorados

O comportamento observado nas avaliações descritivas, que indicou recuperação gradual dos parâmetros, foi confirmado por meio de modelos estatísticos robustos de análise temporal (SEMENSATTO et al., 2021). A aplicação conjunta dos testes de Mann-Kendall (MANN, 1945; KENDALL, 1975) e do estimador de Sen (SEN, 1968) permitiu verificar se essas variações representam trajetórias consistentes ou oscilações pontuais. A identificação de tendências estatisticamente significativas oferece subsídio técnico para a tomada de decisão em gestão de recursos hídricos; contudo, a incorporação desse tipo de evidência aos instrumentos de planejamento permanece um desafio institucional, visto que as mesmas criticidades persistem há décadas no sistema (SÃO PAULO, 2024).

Ao longo dos três períodos (Tabela 5), exceto pelo NH_4^+ ($Z \geq 1,96$), as variáveis apresentaram comportamento estatístico semelhante, com valores negativos de Z (tendências de queda). A intensidade dessas variações foi discreta ($|S| < 1$); ou seja, oscilações de baixa amplitude verificadas para a maior parte dos parâmetros. Alterações mais expressivas ocorreram apenas para a Chl-a e para a Condutividade, que exibiram os maiores valores absolutos de slopes ($|S| \geq 2,8$), entre 2014 e 2020; ambos tornando-se discretos a partir de 2021.

Tabela 5 - Valores obtidos para o teste de Mann-Kendall Básico e Slope de Sen.

Variável	2014-2016		2017-2020		2021-2024	
	Z	Slope	Z	Slope	Z	Slope
Chl_a	-13,10	-3,567	-12,79	-2,682	-10,89	0,318
PT	-5,82	-0,006	-5,75	0	-1,29	0,002
NH4	2,80	0	0,96	0	2,07	0
NO3	-6,00	0	-3,67	0	-4,32	0
COT	-6,25	-0,457	-5,09	0,019	-6,46	-0,052
Condutividade	-14,15	-6,542	-13,80	-3,845	-12,67	0,867
OD	-4,30	0,000	-4,32	-0,234	-6,05	0,069
pH	-7,37	-0,055	-8,70	-0,053	-7,72	0,009
Temperatura	-5,08	0,041	-2,85	-0,069	-2,83	-0,400
Turbidez	-8,34	-1,065	-9,03	-0,232	-7,30	0,333

Fonte: Autor (2025).

No que se refere ao comportamento de cada ponto, considerando as flutuações nos valores de cada parâmetro, na Tabela 6 apresenta-se uma síntese, fundamentada nos valores de Z e S, utilizando-se símbolos para a redução (↓), incremento (↑) ou nenhuma tendência significativa (—). A interpretação foi dada agregando os achados para os 05 grupos predefinidos. Como já se vinha sinalizando, a heterogeneidade das respostas temporais evidencia que o reservatório não se comporta como unidade homogênea: cada compartimento responde em momentos e intensidades distintas, o que coloca em questão a adequação de uma rede de apenas dez pontos para capturar dinâmicas tão complexas.

Tabela 6 - Síntese esquemática representativa dos valores de Z e Slope de Sen, referentes às variáveis, pontos de coleta e período de monitoramento da Represa Billings.

2014-2016										
Ponto	Chl_a	PT	NH4	NO3	COT	Ce	OD	pH	T	Turbidez
BILL02030	—	—	—	↓	↓	—	—	—	—	—
BILL02100	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
BILL02500	—	↓	—	—	—	↓	—	—	↑	—
BILL02900	↓	↓	—	—	↓	↓	↓	—	—	—
BITQ00100	—	↓	—	—	—	—	—	—	—	—
RGDE02900	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
BIRP00500	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
RGDE02030	—	—	—	—	—	—	—	—	↑	—
RGDE02200	↑	—	—	—	—	—	↑	—	—	—
GADE02900	↓	—	—	—	—	↓	↓	↓	—	↓
2017-2020										
BILL02030	—	↓	—	—	—	—	—	—	—	—
BILL02100	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
BILL02500	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
BILL02900	↑	—	—	↓	↑	—	—	—	↑	↑
BITQ00100	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
RGDE02900	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
BIRP00500	—	—	↑	↑	—	↓	—	↓	—	—
RGDE02030	↓	↓	—	↑	↓	—	↓	—	—	↓
RGDE02200	—	↑	—	—	↑	—	↓	↓	—	—
GADE02900	—	—	↓	—	—	—	—	—	—	—
2021-2024										
BILL02030	—	—	—	—	—	—	—	—	—	↓
BILL02100	—	—	—	—	—	—	—	—	↓	—
BILL02500	—	↓	—	—	—	—	—	—	—	↓
BILL02900	—	—	—	↑	↓	—	—	—	—	—
BITQ00100	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
RGDE02900	↑	—	↑	—	—	—	—	—	↓	↑
BIRP00500	—	—	—	—	—	—	↑	—	↓	—
RGDE02030	—	↑	—	—	—	—	—	—	—	—
RGDE02200	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
GADE02900	↓	—	—	—	↓	—	—	—	—	—

Fonte: Autor (2025).

Na síntese apresentada, verifica-se que, para os pontos que compõem G1, apenas BILL02900 se destaca por apresentar variações durante os três períodos. Tais mudanças decorrem de sua localização geográfica mais diretamente influenciada pela reversão do Rio Pinheiros para a Billings (MILZ et al., 2022), o que modifica de forma recorrente a vazão, o nível e a circulação local. Essa dinâmica altera o tempo de residência, intensifica ou reduz a mistura da coluna d'água e modula o transporte longitudinal de matéria orgânica (OLIVEIRA et al., 2020). Assim, as variáveis monitoradas em BILL02900

respondem rapidamente aos ajustes operacionais do sistema, enquanto os demais pontos não são afetados. Por analogia, pode-se pensar que BILL02900 atua como um termômetro operacional do reservatório: suas variações refletem menos a dinâmica ecológica natural e mais as decisões de gestão do sistema hídrico metropolitano.

No caso do G2, que se refere aos pontos de captação de água pela SABESP, não se verifica tendência consolidada, visto que as variações ocorreram apenas entre 2021-2024. Apenas RGDE02900 merece destaque, com tendências positivas para Chl-a, NH_4^+ e Turbidez e com a redução da T. Esse comportamento é condizente com sua localização geográfica, que recebe águas das porções mais altas do braço Rio Grande. Nos triênios anteriores, o nível mais baixo criava um fluxo rápido e predominantemente fluvial. Já em 2021–2024, com maior volume de água e maior profundidade da coluna d'água, a região passou a receber parcelas mais frias de água; porém com diminuição do gradiente hidráulico, que resultou em maior tempo de residência da água, ambiente favorável ao aumento de biomassa e nutrientes (SILVA et al., 2021).

Para o G3, que se refere somente ao BIRP00500, as variações mais relevantes (2017-2020) se devem ao aumento de entrada de águas ricas em amônio (NH_4^+), que rapidamente foi convertido em NO_3^- . Esse processo (nitrificação) liberou H^+ para o meio, acidificando a água (redução do pH), enquanto maiores volumes de água, no período, causaram a diluição dos sais minerais e, conseqüentemente, a redução na condutividade elétrica, mesmo com o aumento de nitrogênio (Buta et al., 2023). A identificação desse processo biogeoquímico específico, nitrificação ativa sob condições de boa oxigenação, ilustra como diferentes compartimentos do reservatório operam sob regimes metabólicos distintos.

O G4 abrange RGDE02030 e RGDE02200, que apresentaram as tendências mais importantes entre 2017-2020. Os dois pontos pertencem ao braço do Rio Grande, mas estão posicionados em trechos hidrodinamicamente distintos. RGDE02030 situa-se mais a montante, em setor ainda fortemente fluvial, com maior velocidade de fluxo e menor tempo de residência; por isso apresentou aumento de NO_3^- , transportado pelas drenagens do próprio braço, e reduções simultâneas de Chl-a, PT, COT, OD e turbidez. RGDE02200 está situado mais abaixo no braço e sofre maior influência da massa d'água da Billings; também apresenta fluxo mais lento e com maior capacidade de retenção. Nesse ponto, o aumento de PT e COT, associado à redução de OD e pH, expressa acúmulo local e intensificação de processos biogeoquímicos (FIGUEREDO et al., 2016). Pode-se afirmar

que G4 combina o comportamento fluvial de montante (RGDE02030) com a função de zona de transição de jusante (RGDE02200), o que explica respostas divergentes no mesmo período (OLIVEIRA et al., 2020).

G5 abrange o ponto GADE02900, que se caracteriza como uma cabeceira do braço Rio Grande; assim, recebe diretamente as águas que descem das áreas mais altas de Rio Grande da Serra / Ribeirão Pires, antes de se misturarem com a massa d'água do reservatório. Dessa forma, as variações para G5 foram mais pronunciadas entre 2014–2016: com a diminuição dos sais minerais, houve redução da condutividade elétrica; a menor ressuspensão de particulados reduziu a turbidez; o acúmulo de matéria orgânica aumentou a demanda de OD (\downarrow), gerando aumento nas concentrações de CO₂ e acidificação do meio (pH \downarrow). GADE02900 é o ponto mais preservado e menos influenciado por circulação forçada; funciona quase como uma lagoa. Portanto, em períodos de escassez hídrica, quando o volume de água cai drasticamente, as respostas biofísicas se intensificam mais rapidamente nesse ponto.

Esse comportamento revela um paradoxo relevante para a gestão: o compartimento mais preservado é também o mais vulnerável a eventos extremos de escassez. Enquanto G1 e G2 recebem as cargas poluentes oriundas da reversão do Pinheiros, é em G5 que os efeitos da crise hídrica se manifestam primeiro e com maior intensidade. Essa assimetria espacial, onde as pressões antrópicas se concentram em uma extremidade e a vulnerabilidade climática em outra, configura um padrão de injustiça ambiental que os indicadores tradicionais não capturam (ACSELRAD, 2010).

Vale ainda trazer à luz que as projeções climáticas indicam aumento da frequência de secas severas na região (GESUALDO et al., 2019), o que torna a proteção desses compartimentos periféricos uma prioridade para a adaptação do sistema às mudanças climáticas, em consonância com os objetivos do ODS 13. Assim, em se tratando de toda a rede de monitoramento de corpos hídricos, e não somente da Billings: a ausência de mecanismos formais que conectem a realidade observada nos pontos de coleta às instâncias decisórias permanece uma lacuna na governança adaptativa do recurso.

4.4 Estatística multivariada

4.4.1 Análise Fatorial com Extração por Componentes Principais

Como forma de identificar estruturas de correlação e evidenciar processos ecológicos dominantes no sistema hídrico da Billings, aplicou-se Análise Fatorial ao conjunto de 690 amostras, detalhados na tabela 7 e utilizando extração por componentes principais e a base de dados final apresentou quatro fatores com variância acumulada superior a 75%, valor consistente com matrizes ambientais altamente correlacionadas apresentado na tabela 8.

Tabela 7 - Número de variáveis por ponto de monitoramento e ensaios realizados.

N - Variáveis = Ponto de Monitoramento X Ensaio Realizado - 2014 ~ 2024										
ID CETESB	Chl_a	PT	NH4	NO3	COT	Condutividade	OD	pH	Temperatura	Turbidez
BILL02030	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60
BILL02500	62	62	62	62	62	62	62	62	62	62
BILL02100	64	64	64	64	64	64	64	64	64	64
BILL02900	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60
BIRP00500	57	57	57	57	57	57	57	57	57	57
BIT00100	63	63	63	63	63	63	63	63	63	63
GADE02900	68	68	68	68	68	68	68	68	68	68
RGDE02030	82	82	82	82	82	82	82	82	82	82
RGDE02200	84	84	84	84	84	84	84	84	84	84
RGDE02900	90	90	90	90	90	90	90	90	90	90

Fonte: Autor (2025).

O critério de Kaiser (YEOMANS; Golder, 1982) foi empregado para definir o número de fatores, enquanto a rotação varimax foi utilizada para otimizar a interpretabilidade das cargas fatoriais. Na Tabela 7, verifica-se que quatro fatores (F1; F2; F3 e F4) apresentaram autovalores superiores a 0,9, respondendo por 76% da variância total.

Tabela 8 - Cargas fatoriais, autovalores e variância explicada obtidos por meio da AF.

Variável	F1	F2	F3	F4
Chl_a	0,748			
PT	0,750			
NH4				0,891
NO3			0,886	
COT	0,732			
Condutividade			0,690	
OD		0,781		
pH		0,916		
Temperatura		0,683		
Turbidez	0,813			
Autovalores	3,429	2,157	1,072	0,900
Variância (%)	34	22	11	9
Variância Acumulada (%)			76	

Fonte: Autor (2025).

F1 correspondeu a 34% da variância total, sugerindo um processo latente de enriquecimento orgânico, caracterizado pela relação entre nutrientes que promovem produção algal (PT), crescimento de biomassa (Chl-a), produção e acúmulo de matéria orgânica (COT) e materiais particulados biogênicos (Turbidez) (XU et al., 2025). Pode-se inferir que F1 explica o ciclo clássico da eutrofização e, conseqüentemente, a utilização do IET captura apenas 34% da dinâmica limnológica do reservatório.

As variáveis OD, pH e T foram mais bem explicadas pelo F2 (22% da variância total), o que indica um processo associado à circulação e à mistura da coluna d'água, e não à intensidade da produtividade algal. Em situações de maior movimentação da massa d'água, a aeração aumenta, elevando as concentrações de OD. A remoção mais eficiente de CO₂ desloca o equilíbrio químico para valores mais alcalinos de pH; e a redução da estratificação térmica tende a homogeneizar a coluna, muitas vezes elevando a temperatura média da água (OLIVEIRA et al., 2020). Neste caso, F2 representa o metabolismo aeróbio do sistema e sua capacidade de autorregulação física, refletindo as variáveis mais diretamente afetadas por alterações no regime hidrológico.

As maiores cargas fatoriais em F3 foram observadas para as variáveis NO₃⁻ e condutividade elétrica, o que explica um ambiente favorável à oxidação de NH₄⁺; ou seja, biogeoquimicamente funcional, onde a nitrificação ocorre de forma ativa. O padrão é típico de trechos com oxigenação suficiente e tempo de residência intermediário, nos quais o nitrogênio reduzido (NH₄⁺) é convertido em nitrato (NO₃⁻) antes que a biomassa algal ou a circulação física se tornem os principais condicionantes (SILVA et al., 2021).

O F4 explicou 9% da variância total, representando o oposto funcional de F3, pois somente NH_4^+ apresentou alto score fatorial. O processo latente observado se refere ao favorecimento do acúmulo de nitrogênio reduzido na coluna d'água, devido à baixa disponibilidade de O_2 ou à menor renovação hídrica. Em termos de processos ecológicos, sugere um ambiente anóxico com recentes aportes de efluentes domésticos (FIGUEREDO et al., 2016).

O IET representa o fenótipo do sistema; ou seja, a manifestação visível do estado trófico, enquanto a AF revela seu genótipo ecológico: os processos limnológicos que produzem essa manifestação. Assim, valendo-se de uma analogia simplista: dois compartimentos com fenótipos idênticos (mesmo IET) podem apresentar genótipos distintos: um explicado por F1 (eutrofização clássica) e o outro por F4 (acúmulo de NH_4^+). Tratar ambos com a mesma estratégia equivale a prescrever o mesmo medicamento para doenças de etiologias diferentes.

Considerando o aspecto prioritário da gestão hídrica, o abastecimento público demanda condições explicadas por F2, com boa oxigenação; enquanto a diluição de efluentes urbanos gera a pressão antrópica explicada por F4 e o controle da eutrofização clássica requer atenção em pontos onde F1 foi predominante (COLETTI et al., 2010). Em outras palavras, cada fator evidenciou a dinâmica compartimental do reservatório, pré-requisito para intervenções efetivas. Contudo, o que se verifica na Billings é justamente essa falta de compreensão, que se traduz em diversos conflitos associados aos seus múltiplos usos (SÃO PAULO, 2024).

Ressalta-se que não foram aplicados os testes de adequação amostral de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) e de esfericidade de Bartlett. Tal decisão fundamenta-se no fato de que a matriz de dados analisada apresentou elevado número de observações ($n = 690$), com razão amostral superior a 60 observações por variável, valor amplamente acima do recomendado na literatura para robustez da Análise Fatorial. Em contextos ambientais com grande dimensão amostral, a significância estatística do teste de Bartlett tende a ser automaticamente atendida, mesmo diante de correlações de baixa magnitude, devido à alta potência estatística associada ao tamanho da amostra, tornando-o pouco informativo do ponto de vista interpretativo.

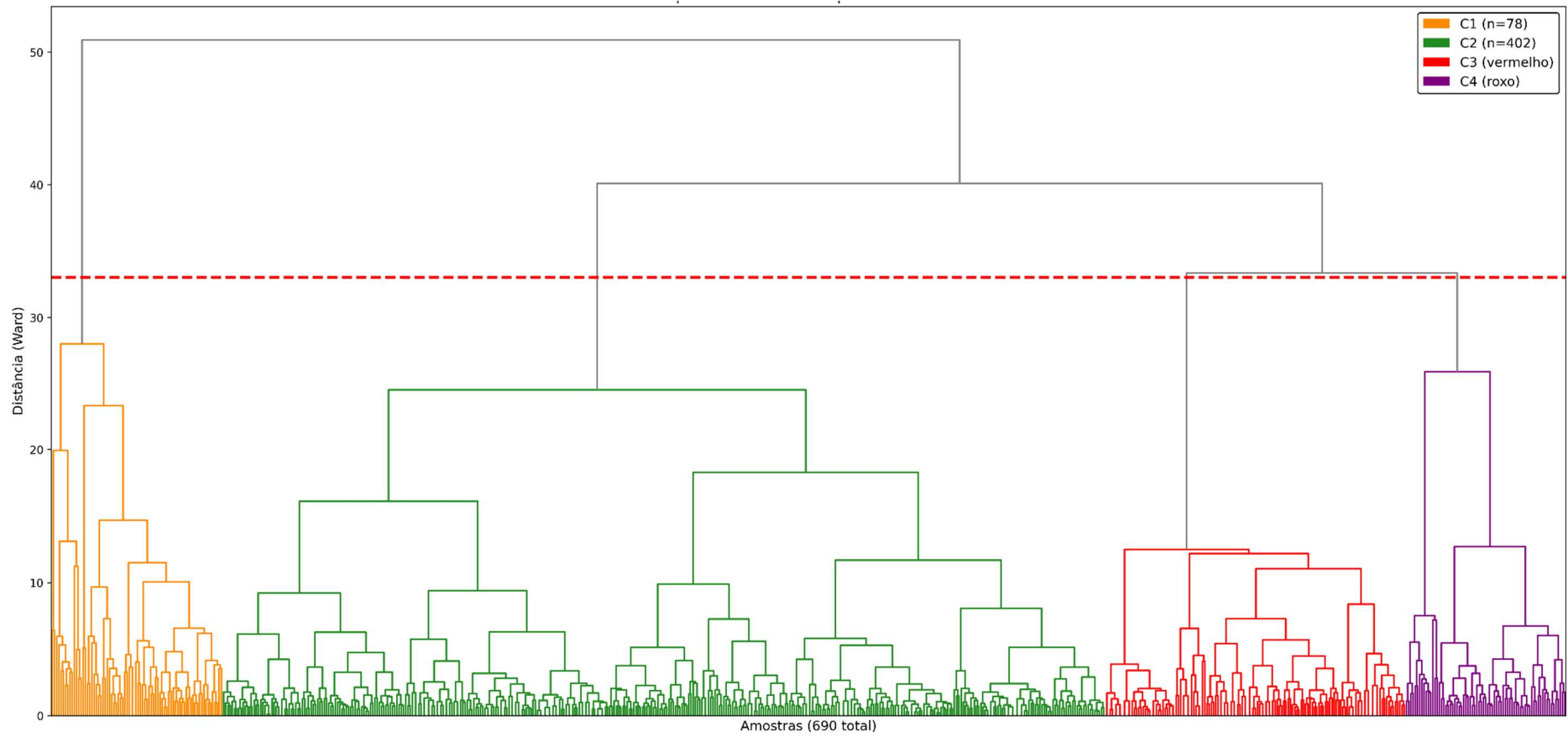
4.4.2 Cluster Hierárquico e Análise Discriminante Canônica

Uma vez identificados os principais processos ecológicos latentes, aplicou-se a análise de agrupamento ou cluster hierárquico (CH) às 690 observações para verificar se a organização natural das amostras ao longo do reservatório é consistente com os padrões multivariados da AF (KUPPUSAMY; GIRIDHAR, 2006).

Para o conjunto de 690 observações e dez variáveis, a ADC confirmou a distinção entre os quatro grupos principais e identificou quatro subgrupos dentro do cluster majoritário, totalizando sete elipses de confiança com estrutura clara e coerência ambiental. Os dois primeiros eixos canônicos concentraram a maior parte da discriminação entre grupos, assegurando representação adequada dos gradientes de separação. As elipses foram construídas com intervalo de confiança de 95%, permitindo visualizar a sobreposição ou a distância entre grupos, além de evidenciar amostras transicionais.

O dendrograma (Figura 13) evidencia a formação de quatro grandes grupos (4 clusters), separados em níveis elevados de dissimilaridade, o que indica que os parâmetros físico-químicos não se distribuem de forma aleatória, mas refletem gradientes ecológicos bem definidos ao longo do sistema Billings. A convergência entre o número de clusters e o número de fatores reforça a consistência da estrutura latente.

Figura 13 - Dendrograma hierárquico – 4 Clusters, considerando as 690 observações nos pontos monitorados da Billings.



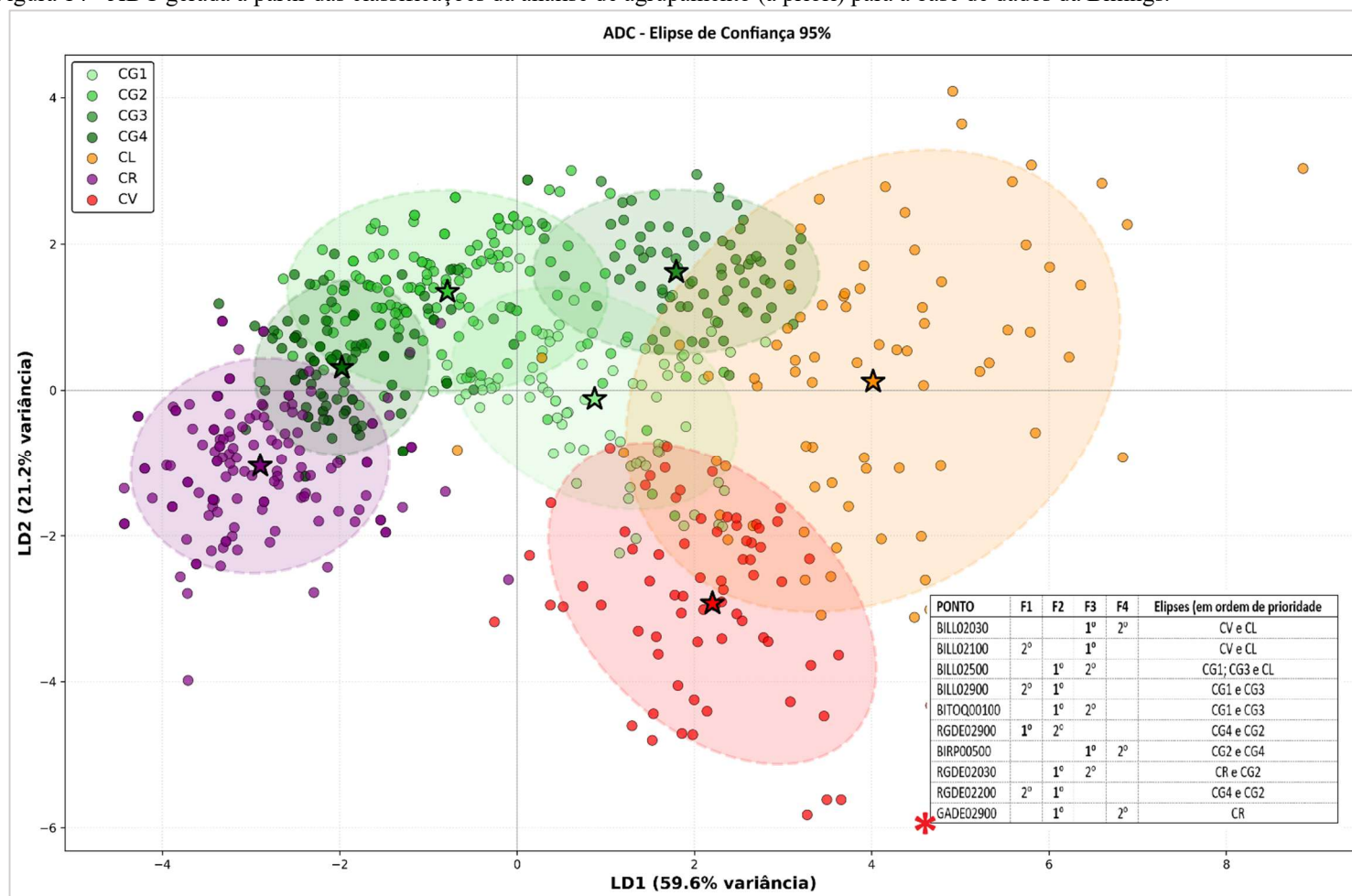
Fonte: Autor (2025)

Em termos interpretativos, os clusters funcionam como "assinaturas" hidrológicas e biogeoquímicas que organizam o espaço amostral conforme o grau de produtividade, intensidade de mistura, estado redox e balanço entre formas nitrogenadas, sendo condizentes com os resultados da AF e permitindo identificar quais combinações fatoriais tendem a ocorrer conjuntamente e em que magnitude (BUTA et al., 2023). O dendrograma evidencia que o reservatório da Billings opera sob diferentes regimes limnológicos, coerentes com suas características geomorfológicas e com os padrões de uso e ocupação no entorno.

Nesse sentido, a Análise Discriminante Canônica (ADC) foi aplicada a posteriori como etapa complementar, com o objetivo de verificar a separação do dendrograma e identificar as regiões de maior sobreposição no espaço multivariado (Figura 14) (SEMENSATTO et al., 2021). A ADC permitiu decompor o cluster majoritário (cor verde) em quatro subgrupos bem delimitados (CG1, CG2, CG3 e CG4), além de confirmar três elipses adicionais (CL, CV e CR), cada uma representando regiões ambientais distintas no espaço discriminante. As elipses correspondem a combinações particulares dos fatores ecológicos identificados na AF, funcionando como "zonas" multivariadas que integram simultaneamente as condições físico-químicas, o balanço de nutrientes e os processos hidrodinâmicos predominantes ao longo do reservatório (OLIVEIRA et al., 2020).

De modo geral, as amostras mais bem explicadas por F1 concentram-se nas elipses CL e CG4, associadas a condições de maior enriquecimento orgânico. As amostras relacionadas a F2 distribuem-se sobretudo entre CG4 e CG2, regiões influenciadas por maior circulação e mistura da coluna d'água. Para F3, a maior parte das observações situa-se em CV e CL nos trechos centrais, compatíveis com ambientes onde predominam nitrificação e maior condutividade. As amostras associadas a F4 aparecem principalmente na interface entre CV e CR, refletindo situações de acúmulo relativo de NH_4^+ .

Figura 14 - ADC gerada a partir das classificações da análise de agrupamento (a priori) para a base de dados da Billings.



*Tabela inserida para facilitar a interpretação

Fonte: Autor (2025)

A análise multivariada (AF; CH; ADC) evidenciou uma organização ecológica da Billings substancialmente distinta da expectativa baseada apenas em localização geográfica, proximidade de fontes poluentes ou graus de trofia (ZOU et al., 2020).

Intuitivamente, seria razoável supor que pontos situados no núcleo da reversão urbana (BILL02030, BILL02100) fossem dominados pelos processos típicos de eutrofização (F1). No entanto, a estrutura latente revelou o oposto: esses pontos são regidos majoritariamente por processos redox e pelo balanço entre formas nitrogenadas (F3 e F4). Essa inversão desafia a lógica convencional de que a proximidade de fontes determina o tipo de degradação: o corpo central, apesar de receber cargas da reversão do Pinheiros, não opera sob eutrofização clássica. A mesma inversão ocorre em pontos considerados de "referência" hidrológica, como RGDE02900, que apresentam as mais altas cargas fatoriais em F1, apesar de apresentar melhor qualidade relativa da água; enquanto a verdadeira cabeceira preservada (GADE02900) manifesta predominância de F2, associada a mistura e oxigenação, e não ao enriquecimento orgânico.

O dado oficial de que 97% das amostras excedem o limite de fósforo total (São Paulo, 2024), aqui, ganha nova leitura: o excesso de PT é inegável, mas sua relevância como driver varia conforme o compartimento. Onde F1 domina, o fósforo se converte em biomassa e seu controle é prioritário; onde F3 e F4 prevalecem, o ciclo do nitrogênio assume protagonismo.

Essa desconexão entre o mapa físico do reservatório e a distribuição dos processos ecológicos identificados corrobora os achados de que a Billings não é organizada por gradientes espaciais simples, mas por uma combinação dinâmica de circulação, transformação biogeoquímica e memória ecológica (SILVA et al., 2021). Zonas que deveriam atuar como áreas de amortecimento (como BIRP00500) tornam-se centros de nitrificação ativa; trechos de transição física (como RGDE02030 e RGDE02200) expressam fortes processos redox (OLIVEIRA et al., 2020); e pontos urbanos intensamente pressionados apresentam padrões multivariados complexos e não a dedução simplista de que seriam eixos principais de eutrofização.

Em termos práticos de gerenciamento hídrico, alinhando às premissas do “ODS 6 - Água Potável e Saneamento” (UN, 2015), os resultados sugerem que compartimentos onde predominam amostras com altos scores no F4, a gestão pública deveria direcionar investimentos que priorizassem melhoria ao saneamento. No caso em que F1 é predominante, as intervenções deveriam se voltar ao controle de cargas fosfatadas (efluentes industriais).

A distribuição espacial dos fatores revelou, ainda que indiretamente, a dimensão de justiça ambiental. As fontes difusas de poluentes, associadas a F1 e F4, estão associadas às áreas urbanas centrais e à reversão do Pinheiros, mas os efeitos se distribuem desigualmente pelo reservatório. Compartimentos periféricos, habitados por populações de menor renda, apresentam alta sensibilidade a variações hidrológicas e são os primeiros a sofrer em períodos de escassez.

Essa multiplicidade no comportamento da represa também explica a baixa força das tendências temporais observadas na seção 4.3. Mudanças detectadas em uma variável são frequentemente compensadas por ajustes em outra, de modo que o sistema não responde linearmente. A Billings não apresenta trajetória unidirecional de degradação ou recuperação; em vez disso, reorganiza continuamente esses processos, mantendo complexidade mesmo quando indicadores univariados sugerem melhorias (FIGUEREDO et al., 2016).

Nesse sentido, a análise multivariada mostrou que a Billings opera como um mosaico com interação entre hidrodinâmica, balanço de nutrientes e condições físico-químicas definindo padrões que não podem ser antecipados apenas pela posição geográfica ou pelo nível de exposição antrópica. Essa complexidade demanda ferramentas de monitoramento capazes de capturar a heterogeneidade em escala temporal de curto prazo.

4.5 Medições in situ com a sonda fluorimétrica – Algae Torch

Como forma de avaliar em que medida os padrões identificados na série histórica refletem a real variabilidade espacial da Represa Billings, esta seção incorpora um conjunto de medições primárias obtidas, in situ, por meio de uma sonda fluorimétrica portátil. A inclusão desses dados tem como finalidade ampliar a escala de observação, permitindo examinar setores não contemplados pela rede fixa e verificar se os sinais extraídos pelas análises temporais e multivariadas, como a predominância dos processos ecológicos explicados pelo F1, a estabilidade estrutural do IET e a organização funcional dos compartimentos se mantêm quando a malha amostral é densificada.

A Tabela 9 apresenta uma síntese das medições, realizadas em 49 pontos distribuídos nas proximidades das estações de monitoramento da CETESB, com os intervalos e as medianas obtidas para as concentrações de Chl-a Total, frações associadas às cianobactérias (Cyano) e Turbidez.

Tabela 9 - Intervalos de valores obtidos nas medições com a sonda fluorimétrica, na campanha de Dezembro de 2024, em parceria com os técnicos da CETESB.

Sonda – Coletas <i>in Situ</i>		Intervalos e Medianas		
Grupo	Proximidade	Chl-Total ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Cyano ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Turbidez (FTU)
G1	BILL02030	87-110	51-73	24-31
		108	55	28
	BILL02100	23-119	23-112	14-82
		112	105	29
	BILL02500	49-89	40-83	13-20
		81	75	19
BILL02900	58-66	45-49	12-14	
	61	48	12	
G2	BITQ00100	104-131	94-120	24-26
		127	115	25
	RGDE02900	47-50	5-6	11-14
		50	6	12
G3	BIRP00500	25-43	19-25	6-10
		34	20	9
G4	RGDE02200	49-53	5-5	12-13
		51	5	12

Fonte: Autor (2025)

As medições da sonda evidenciaram amplitudes distintas entre os grupos funcionais, com maior variação nos setores classificados como mais críticos (G1 e G2), como destacado nas seções 4.1 e 4.3, condizente com a heterogeneidade intrínseca dos braços e enseadas associados à dinâmica de renovação reduzida, aporte difuso e maior susceptibilidade a processos de intensa eutrofização (SEMENSATTO et al., 2021). Para G3 e G4, a amplitude indicou faixas mais estreitas, sugerindo maior estabilidade estrutural (LIU et al., 2021); também, em coerência com o comportamento observado na série histórica. O ponto GADE02900 (G5) não foi incluído na campanha de campo da CETESB, devido a restrições de acesso.

4.5.1 Distribuição Espacial das Medições *in Situ*

Previamente à elaboração dos mapas no QGIS, segmentou-se a área da Represa Billings em quatro setores espaciais mediante algoritmo k-means aplicado às coordenadas geográficas e às medições normalizadas de Chl-a e turbidez de cada ponto (Tabela 10).

Tabela 10 - Caracterização dos setores espaciais, definidos estatisticamente, a partir das coordenadas geográficas e medições in situ.

Setor espacial (k-means)	Caracterização espacial	Pontos incluídos
Leste (aberto/montante)	Circulação mais eficiente, com maior capacidade de diluição. Maior profundidade e abertura hidrodinâmica. Influência de áreas menos urbanizadas.	P01, P02, P03, P04, P05, P06, P07, P08, P09, P10, P11, P12, P13, P14, P15, P16, P17, P18, P19, P20, P21
Centro-Leste (transição)	Confluência hidráulica, recebendo águas carregadas dos braços a montante. Mistura de massas d'água distintas, variabilidade intermediária; diluição parcial.	P22, P23, P24, P25, P26, P27, P28, P29, P30, P31, P32
Centro-Oeste (aporte lateral)	Recebe material particulado (sedimentos e sólidos suspensos). Penetração de luz reduzida e possível descarga de tributários locais; aporte de sedimentos.	P39, P40, P41
Oeste (braços confinados)	Elevada relação perímetro/área. Baixa renovação hídrica, alto tempo de residência e acúmulo de nutrientes. Aporte difuso urbano e escoamento superficial.	P33, P34, P35, P36, P37, P38, P42, P43, P44, P45, P46, P47, P48, P49

Fonte: Autor (2025).

Essa divisão permitiu distinguir trechos onde os pontos amostrados apresentaram valores semelhantes entre si, formando unidades com comportamento interno relativamente uniforme, em contraste com áreas que, embora próximas, exibiram maior variabilidade entre as medições. Os setores formados serviram como referência para a interpretação dos padrões observados, dos gradientes identificados com a sonda e para a correspondência com as informações obtidas a partir da série histórica da CETESB.

Além disso, para verificar se a segmentação espacial obtida pelo k-means era coerente com os processos latentes identificados pela análise fatorial, distribuiu-se, nos setores definidos a partir das medições in situ, o conjunto de amostras da série histórica em que o F1 foi predominante (Tabela 11).

Tabela 11 - Frequência de F1 predominante em amostras da CETESB (2014-2024), associada aos setores definidos pelos 49 pontos georreferenciados.

F1 Predominante (amostras CETESB)			
Setor k-means*	Ponto	N amostras	Total
Oeste	BILL02030	10	26 (34%)
	BILL02100	12	
	BITQ00100	04	
Leste	BILL02900	01	47 (61%)
	GADE02900	16	
	RGDE02030	28	
	RGDE02900	02	
Centro-Leste	BILL02500	04	04 (5%)

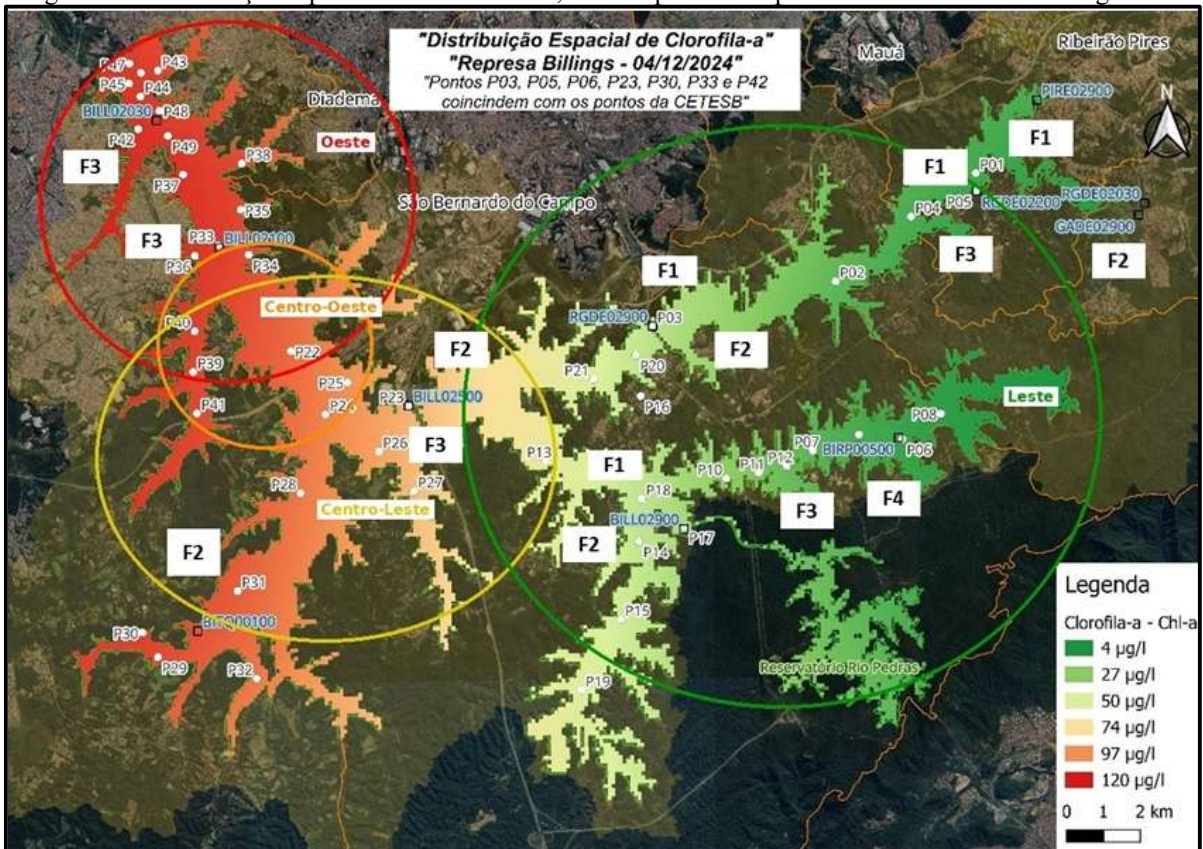
*nenhum ponto da CETESB coincide com o setor Centro-Oeste.

Fonte: Autor (2025).

Os dados evidenciam três aspectos fundamentais: a predominância expressiva de amostras com F1 no setor Leste, que concentra 61% dos registros; a presença significativa desse fator no setor Oeste, com 34% das amostras, compatível com um quadro de eutrofização condicionado pelo confinamento geomorfológico (SILVA et al., 2021); e a baixa ocorrência no setor Centro-Leste, que reúne apenas 5% das amostras e caracteriza uma zona de transição hidrodinâmica, onde predominam processos de mistura entre compartimentos distintos.

Diante dessa compilação de dados, na Figura 15 apresenta-se a distribuição espacial das concentrações de Chl-a obtidas in situ. Para facilitar a comparação entre os dados integrados, série histórica CETESB e medições com a sonda fluorimétrica, o mapa também indica a delimitação dos quatro setores k-means, os fatores latentes predominantes em cada setor e os pontos de amostragem coincidentes com estações da rede de monitoramento da CETESB (P03, P05, P06, P23, P30, P33 e P42).

Figura 15 - Distribuição espacial* de Chl-a in situ, obtidos pela sonda portátil no Reservatório Billings.



*integração dos Fatores predominantes (seção 4.4.1) para facilitar a comparação
Fonte: Autor (2025).

Pode-se afirmar que a sonda portátil capturou, de forma confiável, a expressão fenotípica dos processos latentes identificados na série histórica. A sobreposição dos fatores predominantes (F1–F4) sobre o gradiente de Chl-a (Figura 15) sugere que os setores não apenas organizam a estrutura geomorfológica do reservatório, mas também correspondem a regimes biogeoquímicos distintos.

Nos braços confinados do setor Oeste, onde o mapa registra as maiores concentrações de Chl-a ($>100 \mu\text{g L}^{-1}$), predomina F3 (NO_3^- e condutividade), indicando que a biomassa presente nessa região está associada a processos endógenos de acúmulo e ciclagem interna, e não a um padrão clássico de eutrofização antrópica (FIGUEREDO et al., 2016). Em outras palavras, a sonda evidenciou o acúmulo de biomassa, enquanto a análise fatorial revelou sua causa: tempo de residência prolongado, baixa renovação hídrica e reinternalização de nutrientes em ambiente confinado (SILVA et al., 2021).

O setor Centro-Oeste está na zona de influência dos pontos BILL02030 e BILL02100, ambos caracterizados pela predominância de F3, porém com tendência de diminuição das concentrações de Chl-a (cerca de $90 \mu\text{g L}^{-1}$). Esse comportamento indica um compartimento

funcional marcado por aporte lateral de sedimentos e redução da transmissividade ótica da coluna d'água. Nesses trechos, a produção algal é limitada menos pela disponibilidade de nutrientes e mais pela restrição de luz decorrente da turbidez (ZOU et al., 2020), configurando uma área em que a sonda detecta o sintoma (menor biomassa) e a análise fatorial descreve a causa (material particulado em suspensão e ciclagem interna de nitrato).

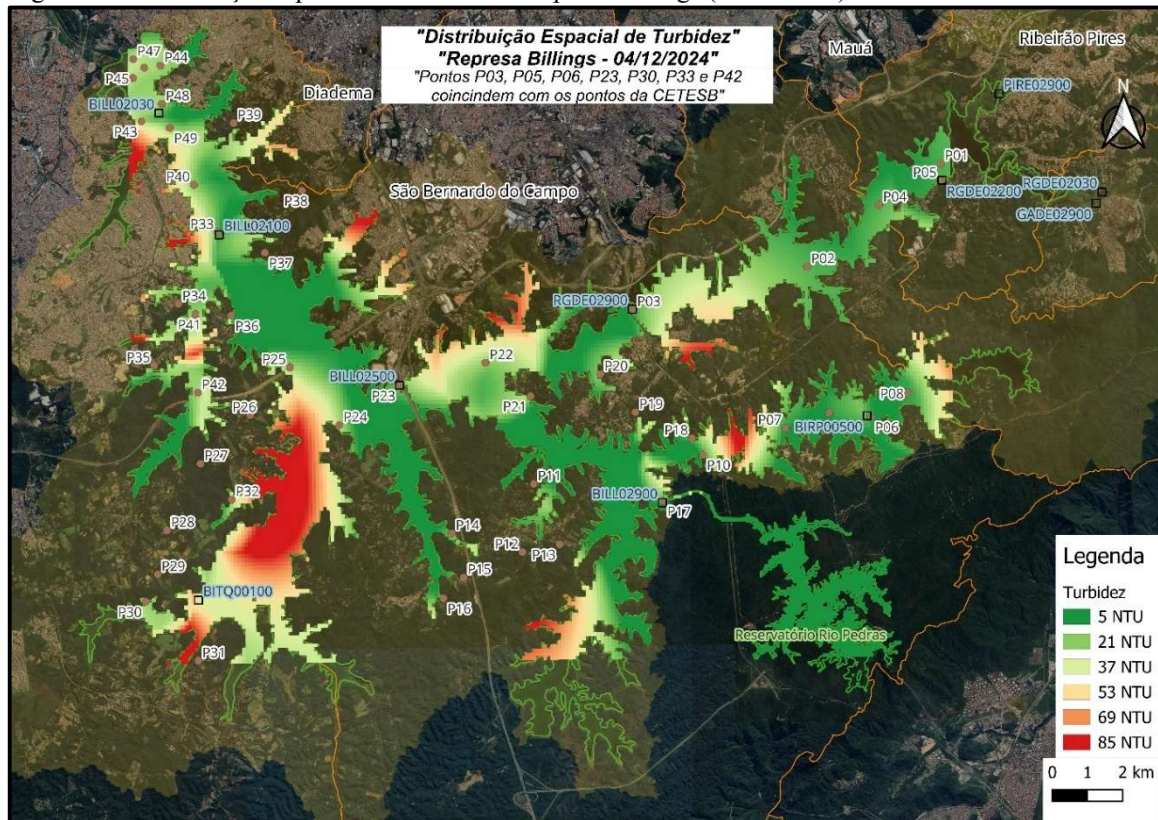
No setor Centro-Leste, os padrões tornam-se híbridos. O mapa exhibe um gradiente contínuo de dissipação da biomassa proveniente do Oeste, enquanto a análise multivariada revela a coexistência de F2 e F3, confirmando que esta região funciona como zona de transição hidrodinâmica (Oliveira et al., 2020). A mistura entre águas "velhas" e confinadas e águas mais renovadas do corpo central gera variabilidade elevada e ausência de um processo dominante.

No setor Leste, o mapa apresenta concentrações baixas e espacialmente estáveis de Chl-a, enquanto a análise fatorial demonstra clara predominância de F1. Essa combinação, aparentemente paradoxal, indica que o F1 nesse compartimento não expressa pressão antrópica, mas sim o metabolismo natural de um ambiente mais profundo, com alta capacidade de diluição e renovação (LIU et al., 2021). A sonda confirma essa estabilidade ao registrar valores moderados de biomassa, coerentes com um regime mesotrófico controlado.

A coincidência espacial entre os padrões instantâneos captados pela sonda e os processos latentes da série histórica demonstra que ambas as bases convergem para a mesma leitura estrutural do reservatório: os braços confinados acumulam biomassa por retenção física; as zonas de transição redistribuem e diluem parte desse material; e o corpo Leste mantém produtividade natural controlada pela hidrodinâmica local. Essa integração transforma o mapa em ferramenta interpretativa robusta, em que cada cor expressa não apenas concentração, mas também a lógica ecológica que a produz.

No tocante à turbidez, na Figura 16, apresenta-se a distribuição espacial das medições in situ em 04/12/2024. Os valores críticos (69-85 NTU) concentram-se nos braços marginais de geometria estreita (P43-P47, P28-P31), indicando que a morfologia local exerce maior influência sobre esse parâmetro do que o tempo de residência. A amplitude em BILL02100 (14-82 FTU) sugere heterogeneidade vertical nesse ponto. Esses valores são consistentes com a série histórica da CETESB (2014-2024), que registra turbidez média de 16,40 NTU na Represa Billings, com eventos extremos atingindo 450 NTU e os pontos BILL02030 e BITQ00100 apresentando historicamente os maiores valores, frequentemente superiores a 20 NTU no período chuvoso.

Figura 16 - Distribuição espacial da turbidez na Represa Billings (04/12/2024).



Fonte: Autor (2025).

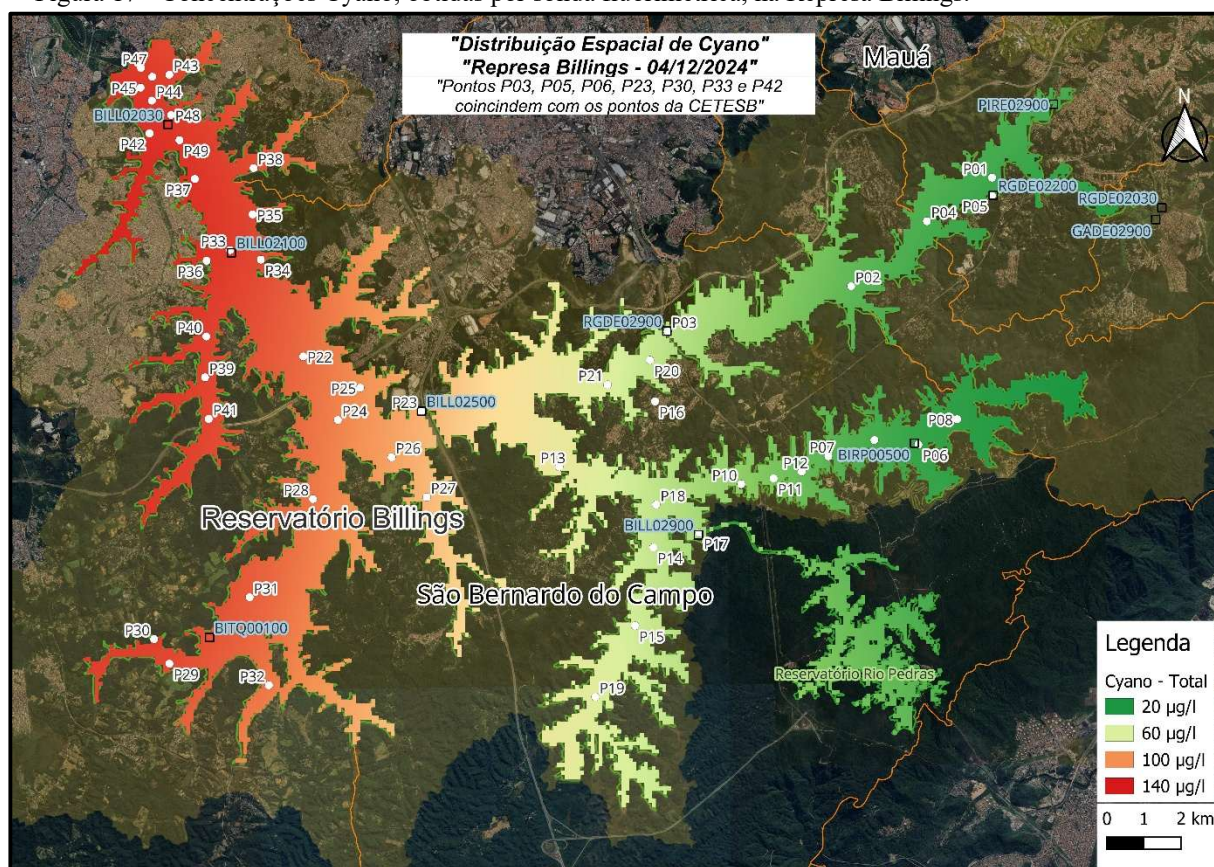
Condições de elevada turbidez representam desafio significativo para técnicas fluorimétricas devido a múltiplos mecanismos de interferência óptica (ZAMYADI et al., 2016; CREMELLA et al., 2018). Partículas em suspensão dispersam a luz de excitação antes que esta atinja os pigmentos algais, reduzindo a intensidade efetiva de excitação. Simultaneamente, a fluorescência emitida pelos pigmentos sofre espalhamento adicional no trajeto de retorno ao detector. O material particulado gera ainda ruído de fundo (*backscatter*) que pode ser erroneamente interpretado como sinal fluorescente. Esses efeitos combinados comprometem tanto a sensibilidade quanto a acurácia das medições convencionais.

Para a correção dessa interferência, a sonda AlgaeTorch incorpora sensor de turbidez integrado que quantifica simultaneamente a carga de partículas e aplica correção algorítmica em tempo real durante a determinação de clorofila (BBE MOLDAENKE, 2017). A coerência das leituras de Chl-a e cianobactérias com os padrões espaciais observados e com a série histórica da CETESB confirma a eficácia dessa compensação mesmo em ambientes com elevada carga de material particulado, validando a aplicabilidade do equipamento para monitoramento em reservatórios urbanos sob pressão antrópica.

A capacidade operacional da sonda é ainda mais valorizada quando se considera seu diferencial técnico central: a discriminação de cianobactérias dos demais grupos algais com base em assinaturas espectrais distintas. Enquanto a Chl-a, único indicador de biomassa fitoplanctônica na rede CETESB, quantifica o conjunto da comunidade sem distinção taxonômica, a AlgaeTorch permite identificar separadamente a contribuição de cianobactérias na biomassa total.

Essa diferenciação se revela como vantagem singular, quando se considera o potencial toxigênico desse grupo e suas implicações para a saúde pública. Para o caso da Billings, na Figura 17, apresenta-se a distribuição espacial das concentrações de cianobactérias (Cyano) medidas in situ, com o equipamento.

Figura 17 - Concentrações Cyano, obtidas por sonda fluorimétrica, na Represa Billings.



Fonte: Autor (2025).

O mapa permite verificar que o padrão espacial mostrou a mesma tendência observada para o gradiente de Chl-a Total (Figura 15), com concentrações máximas no setor Oeste (100–140 µg/L), valores intermediários nos setores Centro-Oeste e Centro-Leste (60–100 µg/L), e mínimos no setor Leste (inferiores a 20 µg/L). A coerência entre os dois mapas indica que cianobactérias constituem fração expressiva da biomassa fitoplanctônica em grande parte do reservatório.

Os riscos à população pela presença de cianobactérias em águas de consumo são tão preocupantes que a OMS elaborou o *Alert Level Framework* (WHO, 2024), que define um sistema escalonado para gestão de mananciais, no qual o “Nível de Vigilância” corresponde à detecção inicial de cianobactérias potencialmente tóxicas. O documento também estabelece dois limiares quantitativos de biomassa: o Nível de Alerta 1-NDA1 ($\geq 1 \mu\text{g/L}$ de clorofila-a de cianobactérias) que indica a necessidade de aumento na frequência de monitoramento e comunicação a grupos sensíveis. O Nível de Alerta 2-NDA2 ($\geq 12 \mu\text{g/L}$) exige implementação de planos de contingência, como tratamento avançado ou suprimento alternativo de água (WHO,2024).

Conforme pode-se observar (Figura 17), na campanha de 04 de dezembro de 2024, os quatro setores da Billings apresentaram concentrações acima do NDA2, com o setor Oeste excedendo esse limiar em mais de dez vezes. Portanto, ainda que estes dados reflitam apenas uma campanha *in situ* e careçam de validação por série temporal, eles acendem um sinal de alerta significativo: pelos critérios da OMS, concentrações nessa magnitude exigiriam a implementação imediata de planos de contingência, incluindo tratamento avançado ou suprimento alternativo de água. Considerando que o Braço Taquacetuba é utilizado para reversão de água para o Reservatório Guarapiranga, que integra o sistema de abastecimento da RMSP (SANTOS et al., 2025), os resultados evidenciam a necessidade de investigações sistemáticas que confirmem, ou refutem, a persistência dessas concentrações ao longo do tempo.

4.5.2 Relação Cyano/Chl-a (%) como indicador da qualidade ecológica

Com intuito de complementar as informações levantadas nos mapas de distribuição espacial (Figuras 11 e 13), utilizou-se o cálculo da razão Cyano / Chl-a Total (Equação 4), um indicador utilizado em estudos de monitoramento fluorimétrico para estimar a participação relativa de cianobactérias na comunidade fitoplanctônica (GREGOR; MARŠÁLEK, 2005).

$$\text{Cyano/Chl-a Total} = \frac{\text{Clorofila-a equivalente de cianobactérias } (\mu\text{g/L})}{\text{Clorofila-a total } (\mu\text{g/L})} \quad (\text{Equação 4})$$

Ibelings e Chorus (2021) estabelecem que valores superiores a 0,50 indicam dominância de cianobactérias, o que está em consonância com o limiar de 60% utilizado em estudos de validação fluorimétrica (GREGOR; MARŠÁLEK, 2004; CATHERINE et al., 2012). Em reservatórios tropicais eutrofizados, razões superiores a 0,80 são comumente observadas, refletindo uma dominância quase absoluta. Esse padrão é registrado em reservatórios como o de Funil-RJ (RANGEL et al., 2016; GUEDES et al., 2018) e Pampulha-MG (FIGUEREDO et al., 2016), onde as cianobactérias representam 80–96% da biomassa fitoplanctônica.

A razão é particularmente sensível em ambientes sujeitos à eutrofização, permitindo identificar padrões de dominância deste grupo e subsidiar a avaliação de riscos ambientais e operacionais associados às florações, especialmente em mananciais utilizados para abastecimento público. Na Tabela 12, apresenta-se as razões calculadas, considerando as concentrações medidas na campanha de dezembro de 2024.

Tabela 12 - Razão Cyano/Chl-a por setor e subgrupo, calculado a partir dos dados obtidos in situ, na Billings, com a sonda AlgaeTorch

Setor	Subgrupo	Cyano (µg/L)	Chl-a (µg/L)	Razão	Observação
Leste	Braço Rio Grande	4,5-6,4	46,7-53,1	0,10-0,13	Baixa participação
Leste	Corpo Central	18,6-24,8	25,3-42,7	0,57-0,75	Dominância (> 0,50)
Leste	Transição	39,6-49,1	48,9-65,7	0,75-0,82	Dominância acentuada
Centro-Leste	—	72,5-119,6	78,5-131,0	0,90-0,93	Dominância absoluta
Centro-Oeste	—	22,6-26,5	22,6-26,5	1,00	Dominância absoluta*
Oeste	Braços internos	62,8-112,0	64,8-119,1	0,94-0,97	Dominância absoluta
Oeste	Braços extremos	50,5-73,2	86,5-110,2	0,46-0,67	Dominância (≈ 0,50)

*Biomassa limitada por turbidez elevada (46-82 NTU).

Fonte: Autor (2025).

Os resultados evidenciam a heterogeneidade espacial na composição da comunidade fitoplanctônica e, quando associados aos limiares do *Alert Level Framework* (WHO, 2024), permitem verificar que os setores com dominância absoluta configuram condição NDA2 (>24 µg/L), demandando investigação de cianotoxinas. No Braço Rio Grande, apesar da Chl-a total elevada (47-53 µg/L), a contribuição de cianobactérias (4,5-6,4 µg/L) permanece abaixo do NDA1 (<12 µg/L).

Os dados de densidade celular da CETESB corroboram essa heterogeneidade, em 2023, o corpo central atingiu 14,4 milhões de cel/mL (BILL 02030), ultrapassando em 289 vezes o

limite de 50.000 cel/mL, conforme estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005, para águas Classe 2.

No Braço Rio Grande, os valores permaneceram abaixo de 14.000 cel/mL (RGDE 02030), dentro do padrão normativo (CETESB, 2024). Contudo, a rede de pontos fixos não captura a variabilidade espacial demonstrada neste estudo. A razão Cyano/Chl-a, obtida em 49 pontos, confirmou que setores geograficamente próximos apresentam riscos diametralmente opostos. No caso dos parâmetros hidrobiológicos, desde condições enquadradas como Nível de Vigilância até NDA2. Em termos de implicações práticas, sem essa diferenciação espacial, decisões estratégicas de captação, tratamento e gestão podem ser tomadas de forma equivocada, aumentando o risco à insegurança sanitária da população.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com o desenvolvimento deste estudo foi possível demonstrar que a integração e a espacialização de dados de qualidade da água enriquecem, de forma significativa, a capacidade de orientar decisões de gestão em reservatórios urbanos sob pressão antrópica. No caso da Represa Billings, a leitura integrada permitiu avançar da simples classificação da água para a compreensão dos processos biogeoquímicos que estruturam esse estado, oferecendo informações mais consistente para definição de prioridades territoriais.

A análise de tendência temporal (Teste de Mann-Kendall Básico e Slope de Sen) indicou que o reservatório responde a intervenções de saneamento, com redução de condições anóxicas extremas em pontos historicamente críticos após 2019. Ao mesmo tempo, a melhora observada no período recente mostrou dependência de condições climáticas favoráveis, não configurando recuperação estrutural. Essa distinção reforça a necessidade de cautela na interpretação de tendências positivas quando dissociadas dos processos que as sustentam.

A Análise Fatorial com extração por componentes principais indicou que o Índice de Estado Trófico captura apenas uma parcela da dinâmica do sistema. A dominância de processos redox em setores centrais associados à reversão urbana (BILL02030; BILL02100, BILL02500 e BILL02900) desconstrói deduções antecipadas sobre a associação direta entre proximidade de fontes poluidoras e eutrofização clássica. Essa inversão demonstra que a degradação não se distribui de forma linear no reservatório e que estratégias baseadas exclusivamente no IET monitoram apenas parte do funcionamento ecológico da Billings.

Os mapas com a espacialização dos processos latentes permitiram identificar setores funcionais distintos, definidos não apenas por localização, mas pelos mecanismos dominantes de degradação. Com isso, sugere-se que a principal lacuna do monitoramento não se deve à quantidade de pontos amostrados, mas à forma como os dados são interpretados. A mesma base histórica, submetida a tratamento analítico distinto, revelou padrões que décadas de monitoramento descritivo não haviam explicitado.

A utilização suplementar de tecnologia portátil (sonda AlgaeTorch) se mostrou bastante adequada ao enriquecimento das informações obtidas com a rede convencional de monitoramento. Pode-se verificar a convergência entre os padrões da série histórica e as medições em campo, com destaque para a discriminação de cianobactérias e a viabilidade

operacional de ampliar o adensamento do monitoramento, sem exigir expansão da rede fixa, condição relevante no contexto institucional da gestão ambiental paulista.

A integração dos três eixos analíticos permitiu alcançar o objetivo geral do estudo; ou seja, a contribuição não se restringe à identificação de áreas prioritárias, prática já incorporada pela gestão, mas à demonstração de que a priorização depende do processo dominante em cada compartimento. Essa diferenciação só se torna visível quando série histórica, modelagem estatística multivariada e validação *in situ* são utilizadas de forma articulada.

Esses resultados reforçam a contribuição do estudo para a leitura integrada dos ODS, uma vez que demonstram que a segurança hídrica não se restringe à qualidade da água, mas envolve a distribuição territorial dos riscos e a capacidade adaptativa das populações expostas. A dissociação espacial entre degradação da qualidade e vulnerabilidade à escassez hídrica trazem à luz os desafios concretos para a implementação do ODS 6 (Água Potável e Saneamento) e evidencia desigualdades ambientais relacionadas aos marcos do ODS 10 (Redução das Desigualdades) e do ODS 11 (Cidades e Comunidades Sustentáveis), intensificadas pela variabilidade climática associada ao ODS 13 (Ação Contra a Mudança do Clima).

Esse conjunto de achados indica limites estruturais de abordagens sistemáticas de gestão e reforça a necessidade de estratégias diferenciadas para reservatórios metropolitanos. No caso da Billings, não se trata de um sistema homogêneo, mas de um mosaico de regimes biogeoquímicos e de vulnerabilidades territoriais. A leitura integrada aqui proposta demonstra que os instrumentos analíticos necessários para reconhecer essa complexidade já estão disponíveis; o desafio se refere à superação de padrões consolidados e atualização de protocolos de forma a torná-los mais robustos em termos de evidências para orientar decisões tecnicamente consistentes e socialmente justas.

REFERÊNCIAS

ACSELRAD, H. Ambientalização das lutas sociais: o caso do movimento por justiça ambiental. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 24, n. 68, p. 103-119, 2010. DOI: 10.1590/S0103-40142010000100010.

ALVES, K. D. **A urbanização de assentamentos precários na Bacia Hidrográfica Billings: avanços e desafios: o caso de Cidade Júlia em São Paulo**. 2020. 178 f. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo) – Universidade Presbiteriana Mackenzie, São Paulo, 2020. Disponível em: <https://adelpa-api.mackenzie.br/server/api/core/bitstreams/ab3c3f23-a46f-4f8c-b74f-9c4b9af3ebb6/content>.

AMPARO-SALCEDO, M.; LIGARRETO-CRUZ, M.; HERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ, C.; LÓPEZ-CRUZ, I. Water security under climate change: challenges and solutions across 43 countries. **Water**, v. 17, n. 5, 633, 2025. DOI: 10.3390/w17050633.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (Brasil). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2020**: informe anual. Brasília: ANA, 2020. 118 p. Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/portal/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conjuntura-2020>.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (Brasil). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2023**: informe anual. Brasília: ANA, 2024. 118 p. Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/portal/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conjunturainforme2023.pdf>.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (Brasil). **Enquadramento dos corpos d'água**. Brasília: ANA, 2010. 90 p. (Material de capacitação). Disponível em: <https://www.ana.gov.br/portalpnqa/Publicacao/CursoEnquadramentoPortal2010.pdf>.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO - Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidas. 2. ed. Brasília: ANA; São Paulo: CETESB, 2023.

BARROS, M. A. K.; LIMA, N. P.; BECKER, E. C.; BEZERRA JÚNIOR, J. L.; CROSSETTI, L. O. Environmental factors associated with toxic cyanobacterial blooms across 20 drinking water reservoirs in a semi-arid region of Brazil. **Harmful Algae**, v. 86, p. 128-137, 2019. DOI: 10.1016/j.hal.2019.05.006.

BBE MOLDAENKE GmbH. Fluorometric algae analysis: principles and applications. Kiel: bbe Moldaenke GmbH, 2017.

BRASIL. Conselho Nacional 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. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

BUTA, B.; SITEK, S.; WRÓBEL, M.; SPECHALSKA, K.; HEJDUK, L. Spatio-temporal analysis of trophic state changes in urban dam reservoirs in Upper Silesia, a historical coal-mining region of Poland. **Scientific Reports**, v. 13, n. 1, p. 1-14, 2023. DOI: 10.1038/s41598-023-42234-7.

CAPOBIANCO, J. P. R.; WHATELY, M. **Billings 2000**: ameaças e perspectivas para o maior reservatório de água da região metropolitana de São Paulo: relatório do diagnóstico socioambiental participativo da bacia hidrográfica da Billings no período 1989-99. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2002. ISBN 85-85994-08-8.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, n. 2, p. 361-369, 1977. DOI: 10.4319/lo.1977.22.2.0361.

CARNEIRO, F. M.; NABOUT, J. C.; BINI, L. M. Interconnected lakes and reservoirs: a review of methods to evaluate changes in water quality. **Limnologica**, v. 49, p. 30-41, 2014. DOI: 10.1016/j.limno.2014.08.002.

CARPENTER, S. R.; CARACO, N. F.; CORRELL, D. L.; HOWARTH, R. W.; SHARPLEY, A. N.; SMITH, V. H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological Applications**, v. 8, n. 3, p. 559-568, 1998. DOI: 10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2.

CASTILHO, J. C. **Billings, a água que falta: história do reservatório Billings e as bacias hidrográficas do ABC**. São Paulo: Instituto Socioambiental, 1997.

CATHERINE, A.; ESCOFFIER, N.; BELHOCINE, A.; NASRI, A. B.; HANLAOUI, S.; YÉPRÉMIAN, C.; BERNARD, C.; TROUSSELLIER, M. On the use of the FluoroProbe, a phytoplankton quantification method based on fluorescence excitation spectra for large-scale surveys of lakes and reservoirs. **Water Research**, v. 46, n. 6, p. 1771-1784, 2012.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2019**. São Paulo: CETESB, 2020. 246 p. (Série Relatórios). ISBN 978-65-5577-024-7. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2024**. São Paulo: CETESB, 2025. 128 p. (Série Relatórios). ISSN 0103-4103. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **INFOÁGUAS: sistema de informações de qualidade das águas superficiais do estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, [s.d.]. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/infoaguas/>. Acesso em: novembro de 2024.

CETESB- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2022**. São Paulo: CETESB, 2023. 300p. (Série Relatórios). ISBN 978-65-5577-065-0. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.

COLETTI, C.; TESTEZLAF, R.; RIBEIRO, T. A.; SOUZA, R. T.; PEREIRA, D. A. Water quality index using multivariate factorial analysis. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 5, p. 517-522, 2010.

CREMELLA, B.; HUOT, Y.; BONILLA, S. Interpretation of total phytoplankton and cyanobacteria fluorescence from cross-calibrated fluorometers, including sensitivity to turbidity and colored dissolved organic matter. **Limnology and Oceanography: Methods**, Hoboken, v. 16, p. 881-894, 2018. DOI: 10.1002/lom3.10290.

CRESWELL, J. W.; CRESWELL, J. D. **Research design: qualitative, quantitative, and mixed methods approaches**. 5. ed. Thousand Oaks: SAGE, 2018. 304 p. ISBN 978-1-5063-8670-6.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSI_{tr}). **Ecological Engineering**, v. 60, p. 126-134, 2013. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2013.07.058.

FERRARA, L. N. Urbanização de assentamentos precários em área de mananciais: um balanço da atuação do poder público e os desafios que permanecem na região metropolitana de São Paulo. **Oculum Ensaios**, v. 15, n. 3, p. 413-435, 2018. DOI: 10.24220/2318-0919v15e2018a4192.

FIGUEREDO, C. C.; GIANI, A.; BIRD, D. F. From intermittent to persistent cyanobacterial blooms: identifying the main drivers in an urban tropical reservoir. **Journal of Limnology**, v. 75, n. 3, p. 445-454, 2016. DOI: 10.4081/jlimnol.2016.1431.

FIGUEREDO, C. C.; VON RÜCKERT, G.; CUPERTINO, A.; PONTES, M. A.; FERNANDES, L. A.; RIBEIRO, S. P. From oligotrophic to eutrophic: the role of climate conditions and anthropogenic activities in the increase of eutrophication in a large Brazilian reservoir. **Limnologica**, v. 59, p. 22-31, 2016. DOI: 10.1016/j.limno.2016.03.005.

FONTÃO, P. A. B.; ZAVATTINI, J. A. A "crise hídrica" na Região Metropolitana de São Paulo: variabilidade pluviométrica e impactos sobre o Sistema Cantareira. **Estudos Geográficos**, Rio Claro, v. 17, n. 1, p. 43-54, 2019. DOI: 10.5016/estgeo.v17i1.13926.

GESUALDO, G. C.; OLIVEIRA, P. T. S.; RODRIGUES, D. B. B.; GUPTA, H. V. Assessing water security in the São Paulo metropolitan region under projected climate change. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 23, p. 4955-4968, 2019. DOI: 10.5194/hess-23-4955-2019.

- GIL, A. C. **Métodos e técnicas de pesquisa social**. 7. ed. São Paulo: Atlas, 2019. 248 p. ISBN 978-85-97-02057-1.
- GODOY, J. A. R. de; ALVIM, A. T. B. Bacia Ambiental: história da construção do Reservatório Billings. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 18, n. 2, p. 164-178, 2022. ISSN 1980-0827.
- GREGOR, J.; MARŠÁLEK, B. A simple in vivo fluorescence method for the selective detection and quantification of freshwater cyanobacteria and eukaryotic algae. **Acta Hydrochimica et Hydrobiologica**, v. 33, n. 2, p. 142-148, 2005.
- GUEDES, I. A.; COSTA LEITE, D. M.; MANHÃES, L. A.; BISCH, P. M.; AZEVEDO, S. M. F. O.; PACHECO, A. B. F. Close link between harmful cyanobacterial dominance and associated bacterioplankton in a tropical eutrophic reservoir. **Frontiers in Microbiology**, v. 9, art. 424, 2018.
- HAIR, J. F.; BLACK, W. C.; BABIN, B. J.; ANDERSON, R. E. **Multivariate data analysis**. 8. ed. Andover: Cengage, 2018. 832 p. ISBN 978-1-4737-5654-0.
- IBELINGS, B. W.; KURMAYER, R.; AZEVEDO, S. M. F. O.; WOOD, S. A.; CHORUS, I.; WELKER, M. Understanding the occurrence of cyanobacteria and cyanotoxins. In: CHORUS, I.; WELKER, M. (ed.). **Toxic Cyanobacteria in Water**. 2. ed. Geneva: WHO; London: CRC Press, 2021. p. 213-294.
- ISLAM, M. S. Assessment of the global climatic impacts due to El Niño and La Niña events. **Journal of Global Ecology and Environment**, v. 21, n. 3, p. 1-26, 2025. DOI: 10.56557/jgee/2025/v21i38965.
- JACOBI, P. R.; BUCKERIDGE, M.; RIBEIRO, W. C. Governança da água na Região Metropolitana de São Paulo: desafios à luz das mudanças climáticas. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 35, n. 102, p. 209-226, 2021. DOI: [10.1590/s0103-4014.2021.35102.013](https://doi.org/10.1590/s0103-4014.2021.35102.013).
- KENDALL, M. G. **Rank correlation methods**. 4. ed. London: Charles Griffin, 1975.
- KLIPPEL, G.; MACÊDO, R. L.; BRANCO, C. W. C. Comparison of different trophic state indices applied to tropical reservoirs. **Lakes & Reservoirs: Research & Management**, v. 25, n. 2, p. 214-229, 2020. DOI: 10.1111/lre.12320.
- KUPPUSAMY, M.; GIRIDHAR, V. V. Factor analysis of water quality characteristics including trace metal speciation in the environmental settings of lake waters. **Environment International**, v. 32, n. 3, p. 361-368, 2006. DOI: 10.1016/j.envint.2005.11.001.
- LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 235 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004. DOI: 10.11606/T.41.2004.tde-20032006-075813.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. 2. ed. Amsterdam: Elsevier, 1998. 853 p. ISBN 0-444-89250-8.
- LIU, Z.; HU, J.; ZHONG, P.; ZHANG, X.; NING, J.; LARSEN, S. E.; CHEN, D.; GAO, Y.; HE, H.; JEPPESEN, E. Hydrodynamic regulation effects on aquatic environment and water quality in water-level fluctuation zones of reservoirs: a review. **Journal of Hydrology**, v. 597, e126156, 2021. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2021.126156.
- MANN, H. B. Nonparametric tests against trend. **Econometrica**, v. 13, n. 3, p. 245-259, 1945. DOI: 10.2307/1907187.
- MAY, L.; OLSZEWSKA, J.; GUNN, I. D. M.; MEIS, S.; SPEARS, B. M. Eutrophication and restoration in temperate lakes. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 535, n. 1, 012001, 2020. DOI: 10.1088/1755-1315/535/1/012001. Apresentado na: International Conference on Tropical Limnology, 2019.
- MEERHOFF, M.; AUDET, J.; DAVIDSON, T. A.; DE MEESTER, L.; HILT, S.; KOSTEN, S.; LIU, Z.; MAZZEO, N.; PAERL, H.; SCHEFFER, M.; JEPPESEN, E. Feedback between climate change and eutrophication: revisiting the allied attack concept and how to strike back. **Inland Waters**, v. 12, n. 2, p. 187-204, 2022. DOI: 10.1080/20442041.2022.2029317.

MILZ, B.; AQUINO, P. O. de; ORTEGA, J. C. G.; BITENCOURT, A. L. V.; NORDI, C. S. F. Spatio-temporal variability of water quality in Billings Reservoir Central Body - São Paulo, Brazil. **Ambiente & Água**, Taubaté, v. 17, n. 3, e2823, 2022. DOI: 10.4136/ambi-agua.2823.

OLIVEIRA, A. **Sensoriamento remoto orbital para estimar parâmetros de qualidade da água: um estudo na represa Billings**. Dissertação (Mestrado em Cidades Inteligentes e Sustentáveis) – Universidade Nove de Julho, São Paulo, 2021.86 f. Disponível em: <http://bibliotecatede.uninove.br/handle/tede/2981>.

OLIVEIRA, T. F. de; BRANDÃO, I. L. de S.; MANNAERTS, C. M.; HAUSER-DAVIS, R. A.; OLIVEIRA, A. A. F. de; SARAIVA, A. C. F.; OLIVEIRA, M. A. de; ISHIHARA, J. H. Using hydrodynamic and water quality variables to assess eutrophication in a tropical hydroelectric reservoir. **Journal of Environmental Management**, v. 256, 109932, Feb. 2020. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.109932.

OLIVER, S. L.; IKEFUTI, P. V.; RIBEIRO, H. Climate change and health in Brazil: a systematic review. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v. 23, e200061, 2020. DOI: 10.1590/1980-549720200061.

PAHL-WOSTL, C. An evolutionary perspective on water governance: from understanding to transformation. **Water Resources Management**, v. 31, n. 10, p. 2917-2932, 2017. DOI: 10.1007/s11269-017-1727-1.

PINTO-COELHO, R. M.; BEZERRA-NETO, J. F.; GIANI, A.; MORAIS, C. A.; CARVALHO, E. A. The nutritional status of zooplankton in a tropical reservoir: food quality and community structure. **Brazilian Journal of Biology**, v. 65, n. 2, p. 1-13, 2005. DOI: 10.1590/S1519-69842005000200016

PIOLI, M. S. M. B. **Avaliação da qualidade da água na Represa Billings**. Dissertação (Mestrado em Saúde Ambiental) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005, 225f. DOI: 10.11606/D.6.2005.tde-22022022-195314.

QIN, B.; DENG, J.; SHI, K.; WANG, J.; BROOKES, J.; ZHOU, J.; ZHANG, Y.; ZHU, G.; PAERL, H. W.; WU, L. Extreme climate anomalies enhancing cyanobacterial blooms in eutrophic Lake Taihu, China. **Water Resources Research**, v. 57, n. 7, e2020WR029371, 2021. DOI: 10.1029/2020WR029371.

RANGEL, L. M.; SOARES, M. C. S.; PAIVA, R.; SILVA, L. H. S. Morphology-based functional groups as effective indicators of phytoplankton dynamics in a tropical cyanobacteria-dominated transitional river–reservoir system. **Ecological Indicators**, v. 64, p. 217-227, 2016.

RICHTER, R. M.; JACOBI, P. R. Conflitos na macrometrópole paulista pela perspectiva da crise hídrica. **Revista Brasileira de Estudos Urbanos e Regionais**, v. 20, n. 3, p. 556-578, 2018. DOI: 10.22296/2317-1529.2018v20n3p556.

SABESP - COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO. **UGR Billings e Santo Amaro: relatório socioambiental – Programa Água Legal: municípios de São Bernardo do Campo, Diadema e São Paulo**. São Paulo: SABESP, 2020. 60 f. Contrato 00.960/18. Disponível em: https://www.sabesp.com.br/site/uploads/file/saneamento_sustentavel/agua_legal_billings.p

SANTOS, F. S. R.; RIBEIRO, A. P.; OLIVEIRA, A.; Gallego, J.L. Eutrophication Indicators in Billings Reservoir, São Paulo: Support for Urban Planning and Water Resource Management. **National Journal of City Management**, v. 13, n. 89, p. 141-162, 2025. DOI: 10.17271/23188472138920255957

SÃO PAULO (Estado). **Lei nº 13.579, de 13 de julho de 2009**. Define a Área de Proteção e Recuperação dos Mananciais da Bacia Hidrográfica do Reservatório Billings - APRM-B. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, 14 jul. 2009.

SÃO PAULO (Estado). **PERH - Plano Estadual de Recursos Hídricos 2024-2027**. São Paulo: Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística, 2024. Disponível em: <https://sigrh.sp.gov.br/corhi/planoestadualderecursoshidricos>

SÃO PAULO (Estado). **PERH - Plano Estadual de Recursos Hídricos 2020-2035**. São Paulo: Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente, 2020. Disponível em: <https://sigrh.sp.gov.br/corhi/planoestadualderecursoshidricos>

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Coordenadoria de Educação Ambiental. **Billings**. São Paulo: SMA/CEA, 2010. 150 p. (Cadernos de Educação Ambiental – Edição Especial Mananciais, v. 1). ISBN 978-85-62-251-04-7. Disponível em: <https://ecolmeia.org.br/wp-content/uploads/2020/09/mananciais-billings-edicao-especial-2011.pdf>.

SEMENSATTO, D.; LABRA, S. S.; STEPHAN, L. R.; PELLEGRINO, A. R. O.; BÍCEGO, M. C.; MONTONE, R. C. Thecamoebians and palynomorphs as water pollution indicators: a 43-year history at Guarapiranga Reservoir, São Paulo, Brazil. **Limnologia**, v. 89, e125887, 2021. DOI: 10.1016/j.limno.2021.125887.

SEN, P. K. Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. **Journal of the American Statistical Association**, v. 63, n. 324, p. 1379-1389, 1968. DOI: 10.1080/01621459.1968.10480934.

SILVA, J. V. F. da; VELHO, L. F. M.; LANSAC-TÔHA, F. A.; BONECKER, C. C. 30 year review of the zooplankton in three conservation units on the Upper Paraná River, Brazil, with notes for stressors, flood pulse, and public politics. **Hydrobiologia**, 2024. DOI: 10.1007/s10750-024-05703-2.

SILVA, T. F. G.; VINÇON-LEITE, B.; LEMAIRE, B. J.; PETRUCCI, G.; GIANI, A.; FIGUEREDO, C. C.; NASCIMENTO, N. O. Spatiotemporal variation on water quality and trophic state of a tropical urban reservoir: Lake Paranoá-DF, Brazil. **Water**, v. 13, 3314, 2021. DOI: 10.3390/w13223314.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ABE, D. S. The ecological dynamics of Barra Bonita (Tietê River, SP, Brazil) reservoir: implications for its biodiversity. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 68, n. 4, Suppl., p. 1079-1098, 2008.

UNITED NATIONS WATER. **Climate change and water**: UN-Water policy brief. Geneva: UN-Water, 2019.

UNITED NATIONS. **Transforming our world**: the 2030 Agenda for Sustainable Development. New York: UN, 2015. (A/RES/70/1).

WARD JR., J. H. Hierarchical grouping to optimize an objective function. **Journal of the American Statistical Association**, v. 58, n. 301, p. 236-244, 1963. DOI: 10.1080/01621459.1963.10500845.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Cyanobacterial toxins: microcystins. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality and Guidelines for safe recreational water environments**. Geneva, 2020. (WHO/HEP/ECH/WSH/2020.6). Disponível em: <https://cdn.who.int/media/docs/default-source/wash-documents/wash-chemicals/microcystins-background-201223.pdf>.

XU, H.; ZOU, W.; ZHU, G.; QIU, Y.; LI, H.; ZHU, M.; PAERL, H. W.; WU, Z.; QIN, B.; ZHANG, Y. Impoundment-induced stoichiometric imbalance exacerbated phosphorus limitation in a deep subtropical reservoir: implications for eutrophication management. **Water Research**, v. 269, 122787, 2025. DOI: 10.1016/j.watres.2024.122787.

YEOMANS, K. A.; GOLDBER, P. A. The Guttman-Kaiser criterion as a predictor of the number of common factors. **The Statistician**, v. 31, n. 3, p. 221-229, 1982. DOI: 10.2307/2987988.

Zamyadi, A., Henderson, R. K., Stuetz, R. M., Newcombe, G., Newtown, K. & Gladman, B. (2016). Cyanobacterial management in full-scale water treatment and recycling processes: Reactive dosing following intensive monitoring. **Environmental Science: Water Research & Technology**, 2, 362–375. DOI: 10.1039/C5EW00269A

ZHANG, Y.; LI, M.; DONG, J.; YANG, H.; VAN ZWIETEN, L.; LU, H.; ALSHAMERI, A.; ZHAN, Z.; CHEN, X.; JIANG, X.; XU, W.; BAO, Y.; WANG, H. A critical review of methods for analyzing freshwater eutrophication. **Water**, v. 13, n. 2, 225, 2021. DOI: 10.3390/w13020225.

ZOU, W.; ZHU, G.; CAI, Y.; VILMI, A.; XU, H.; ZHU, M.; GONG, Z.; ZHANG, Y.; QIN, B. Relationships between nutrient, chlorophyll a and Secchi depth in lakes of the Chinese Eastern Plains ecoregion: implications for eutrophication management. **Journal of Environmental Management**, v. 260, 109923, 2020. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.109923.

APÊNDICE A – BASE DE DADOS UTILIZADA NA ANÁLISE ESTATÍSTICA

Este apêndice apresenta informações sobre o conjunto de dados utilizado nas análises estatísticas desta pesquisa. O banco de dados reúne 690 amostras coletadas no sistema hídrico da Represa Billings durante o período de monitoramento considerado no estudo.

As variáveis incluídas na base de dados compreendem parâmetros físico-químicos e nutrientes, tais como clorofila-a, fósforo total, amônia, nitrato, carbono orgânico total, condutividade, oxigênio dissolvido, pH, temperatura e turbidez.

Devido ao volume de informações e ao tamanho do arquivo, a base completa foi disponibilizada em repositório digital para consulta pública.

Disponível em:

https://docs.google.com/spreadsheets/d/1prMJNGk9K3IIBuvyXdG3J2rsKqhsfKH/edit?usp=drive_link&ouid=110337049325115670330&rtpof=true&sd=true