



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

EVELINE MENEZES RODRIGUES DA SILVA

**CONTROLE DA EUTROFIZAÇÃO EM RESERVATÓRIOS NO SEMIÁRIDO
BRASILEIRO: MODELAGEM DOS EFEITOS DA OPERAÇÃO, DO MANEJO DE
SEDIMENTOS E DA REDUÇÃO DE CARGAS EXTERNAS**

FORTALEZA

2024

EVELINE MENEZES RODRIGUES DA SILVA

CONTROLE DA EUTROFIZAÇÃO EM RESERVATÓRIOS NO SEMIÁRIDO
BRASILEIRO: MODELAGEM DOS EFEITOS DA OPERAÇÃO, DO MANEJO DE
SEDIMENTOS E DA REDUÇÃO DE CARGAS EXTERNAS

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Agrícola. Área de concentração: Conservação de água e solo no semiárido.

Orientador: Prof. Dr. Pedro Henrique Augusto Medeiros.

FORTALEZA

2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Silva, Eveline Menezes Rodrigues.

Controle da eutrofização em reservatórios no semiárido brasileiro : Modelagem dos efeitos da operação, do manejo de sedimentos e da redução de cargas externas. / Eveline Menezes Rodrigues Silva. – 2024.
112 f. : il. color.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Fortaleza, 2024.

Orientação: Prof. Dr. Pedro Henrique Augusto Medeiros..

1. Qualidade de água. 2. Fósforo. 3. Gestão de reservatórios. 4. Gestão de recursos hídrico. 5. Semiárido.
I. Título.

CDD 630

EVELINE MENEZES RODRIGUES DA SILVA

CONTROLE DA EUTROFIZAÇÃO EM RESERVATÓRIOS NO SEMIÁRIDO
BRASILEIRO: MODELAGEM DOS EFEITOS DA OPERAÇÃO, DO MANEJO DE
SEDIMENTOS E DA REDUÇÃO DE CARGAS EXTERNAS

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Agrícola. Área de concentração: Conservação de água e solo no semiárido.

Aprovada em 18/04/2024

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Pedro Henrique Augusto Medeiros. (Orientador)
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE)

Prof. Dr. José Carlos de Araújo
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Profª. Dra. Christine Farias Coelho
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dra. Walesca Martins Eloi
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE)

Dr. Berthyer Peixoto Lima
Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH)

RESUMO

A eutrofização, resultante do enriquecimento de nutrientes, especialmente fósforo, representa um desafio global para ecossistemas aquáticos, com impactos diretos na saúde humana. Para abordar essa questão, este estudo teve como objetivo avaliar o impacto do manejo do fósforo em pequenos reservatórios. As estratégias de manejo para controlar a eutrofização foram avaliadas por meio de modelagem físico-matemática do balanço de fósforo nas camadas de água e sedimentos, utilizando dados climáticos, hidrológicos e de qualidade da água de bancos de dados oficiais. Neste estudo, foram analisados seis reservatórios localizados no Estado do Ceará, cujas capacidades variam de 0,06 a 8,0 hm³. Os parâmetros do modelo foram calibrados de 1976 a 2021, e os resultados validados comparando curvas de permanência medidas e modeladas de concentração de fósforo. O primeiro cenário verificou o impacto da remoção de sedimentos quando o reservatório estivesse seco. A simulação indica que essa ação resultaria em uma melhoria temporária na qualidade da água. O segundo cenário propôs a intensificação da extração da água dos reservatórios, mas a simulação indica que isso não resultaria em melhoria na qualidade da água. O terceiro cenário combinou os dois primeiros. A simulação aponta que, nesse caso, haveria melhorias nos reservatórios com secagem frequente. O quarto e último cenário propôs a redução da carga afluenta ao reservatório, o que levaria a impactos mais contundentes na qualidade da água. Os resultados destacam a complexidade na gestão do fósforo e a necessidade de um controle eficiente das fontes de poluição, bem como uma gestão eficiente da carga interna. A remoção de sedimentos demonstrou ser uma técnica promissora, mas requer que, simultaneamente, haja um controle eficiente das cargas externas.

Palavras-chave: qualidade de água; fósforo; gestão de reservatórios; gestão de recursos hídricos; semiárido.

ABSTRACT

Eutrophication, resulting from nutrient enrichment, especially phosphorus, poses a global challenge to aquatic ecosystems, with direct impacts on human health. To address this issue, this study aimed to evaluate the impact of phosphorus management in small reservoirs. Management strategies to control eutrophication were assessed through physical-mathematical modeling of phosphorus balance in water and sediment layers, using climatic, hydrological, and water quality data from official databases. In this study, six reservoirs located in the state of Ceará, Brazil, with capacities ranging from 0.06 to 8.0 hm³, were analyzed. The model parameters were calibrated from 1976 to 2021, and the results were validated by comparing measured and modeled phosphorus concentration duration curves. The first scenario examined the impact of sediment removal when the reservoir was empty. The simulation indicates that this action would result in a temporary improvement in water quality. The second scenario proposed intensifying water extraction from the reservoirs, but the simulation suggests that this would not result in improved water quality. The third scenario combined the first two. The simulation suggests that, in this case, there would be improvements in reservoirs with frequent drying. The fourth and final scenario proposed reducing the inflow of phosphorus (external load) to the reservoir, which would lead to more pronounced impacts on water quality. The results highlight the complexity in phosphorus management and the need for efficient control of pollution sources, as well as efficient management of internal load. Sediment removal has been shown to be a promising technique but requires simultaneous efficient control of external loads.

Keywords: water quality; phosphorus; reservoir management; water resources management; semiarid.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por ter me concedido o dom da vida, capacitar e me manter focada no meu projeto de vida.

Agradeço imensamente aos meus pais, Sancho e Luiza, pelo amor incondicional. À minha mãe, em especial, que acompanhou de perto e dedicou suas preces para que eu conseguisse concluir essa importante etapa da minha vida.

Ao meu amado esposo, Euripedes, cujo apoio incansável e incentivo foram pilares fundamentais nesta jornada em busca do doutorado. Seu comprometimento, companheirismo, amizade, habilidade para ouvir e entusiasmo pelas minhas ideias foram elementos cruciais. Além disso, sua disposição em se juntar a mim nas coletas de campo demonstra ainda mais o seu apoio incondicional. Ao longo desses anos, enfrentamos desafios juntos, e é com amor e dedicação mútuos que estamos alcançando mais uma das metas que estabelecemos para nossas vidas. Amo você.

Dirijo meu mais profundo reconhecimento ao meu amado filho, Euripedes Júnior, cuja presença enche nosso lar de alegria e amor. Ao iniciar esta jornada, você mal sabia andar e agora é um jovem que cresceu sob os auspícios da universidade. Ao longo destes anos intensos, sua presença constante foi o combustível que me impulsionou a persistir. Suas palavras inspiradoras, como "a mamãe nunca desiste", ecoam como um lema motivador em minha jornada acadêmica.

Agradeço ao Beto, filho do coração, pela compreensão durante meu doutoramento e minha ausência. Sua compreensão foi essencial.

Ao meu irmão Túlio, a minha cunhada Fabiana momentos compartilhados. E a minha sobrinha e afilhada Giovanna, que tornou a minha vida mais feliz.

A minha avó Vilani, a sabedoria e experiência de vida e que me ensinou a amar o conhecimento.

Gostaria de expressar gratidão à minha sogra, D. Lúcia, cuja presença constante em Fortaleza foi fundamental para facilitar minha dedicação integral à redação da tese.

Às minhas tias Cláudia, Fátima e Nanan, por sempre estarem presentes, que tanto me apoiaram e acreditaram no meu potencial.

A todos os meus primos e aos meus primos-irmãos Camila, Marcos Henrique e Isaac.

Aos meus compadres José Edson Sampaio, Nayara Syndel e os seus filhos Elis e Edson Júnior que tornaram essa jornada mais leve e satisfatória.

À minha amiga de longa data, Luciana Monteiro, tem sido um apoio constante nesta jornada, incentivando-me a ir além e apoiando-me incondicionalmente.

Durante toda a jornada acadêmica em busca do doutoramento, tive a honra de contar com a companhia e apoio constante da minha amiga Gabriela Domingos. Desde o dia da inscrição, ela esteve ao meu lado, oferecendo auxílio e acompanhamento próximo em todas as etapas do doutorado. Sua presença gentil revelou-se uma adição significativa à minha vida, enriquecendo-a com sua notável disciplina e comprometimento inabalável.

Gostaria de expressar meu sincero agradecimento à minha amiga Sharon Ribeiro pela amizade cultivada durante a disciplina de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e aprofundada durante Análise Dados de Geoprocessamento (ADG). Os momentos compartilhados foram muito gratificantes, repletos de risos e apoio mútuo diante das adversidades, quando muitas vezes duvidamos de nossa capacidade de enfrentá-las. Agradeço por sua presença e amizade ao longo dessa jornada acadêmica.

À estimada Christine Farias, cujo encontro se deu durante os meus estudos de mestrado, companheira colaborativa na nossa busca contínua por aquisição de sabedoria e progresso intelectual.

Ao estimado Professor Pedro Henrique Augusto Medeiros, cujas orientações, reuniões e discussões foram de vital importância para a produção desta pesquisa. Agradeço imensamente pela confiança depositada, pelo profissionalismo exemplar e pela orientação tão habilmente conduzida ao longo deste trabalho. Suas contribuições foram fundamentais para o meu desenvolvimento acadêmico.

Ao Professor José Carlos de Araújo, cuja constante disposição para o meu aprimoramento profissional foi de inestimável valor. Agradeço pelas valiosas contribuições para esta pesquisa, bem como pelas discussões e sugestões enriquecedoras que tanto contribuíram para o seu desenvolvimento.

Expresso minha sincera gratidão ao Professor Adunias dos Santos Teixeira, cuja proposição de atividades desafiadoras não apenas instigou meu intelecto, mas também propiciou um ambiente que auxiliou no meu crescimento e amadurecimento profissional. Suas orientações foram fundamentais para minha evolução acadêmica e pessoal.

Aos professores Carlos Alexandre da Costa e Fernando Bezerra Lopes por incentivarem o retorno à vida acadêmica.

À ilustre Professora Isabel Cristina da Silva Araújo, cuja valiosa assistência nas análises laboratoriais foi de suma importância para o desdobramento desta pesquisa. Nossa

colaboração intensa resultou na obtenção dos dados cruciais de fósforo, fundamentais para o avanço e desenvolvimento deste estudo.

Aos colegas Rosama Oliveira, Thales Lima e Bruno Pereira, cuja colaboração foi de suma importância nas coletas de campo.

Ao colega Raphael Cardeal (DEHA), cuja generosa disponibilidade de vidrarias, reagentes e demais materiais foi fundamental para viabilizar a realização das análises de fósforo.

Aos membros da banca pelas valiosas contribuições científicas.

À Universidade Federal do Ceará por ter me proporcionado cursar uma pós-graduação.

Aos demais professores e funcionários do Departamento de Engenharia Agrícola da UFC (DENA).

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia campus Maracanaú, pelo espaço cedido para a realização das análises, em nome dos professores Bruno Cesar e Cynara Reis.

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES PROBRAL, Bolsa 88881.371462/2019-01). Agradeço também à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Ceará – FUNCAP pela bolsa concedida.

Gostaria de expressar minha gratidão aos colegas que fazem parte dos grupos MASSA, representados por Érika Roanna, e GAMA, representados por Márcio Régis. A todos os amigos do Grupo de Pesquisa Hidrológica do semiárido (HIDROSED), em especial aos que foram mais presentes: Teresa, Cicero, Christine Farias, Socorro, Mário, Brenno, Ítalo, Glauber, Jairo, Camila, Luccas, Suziane, Arianna e Eduardo.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	OBJETIVOS	13
2.1	Objetivo geral	13
2.2	Objetivos específicos.....	13
3	REVISÃO DE LITERATURA	13
3.1	Secas	13
3.2	Redes de reservatórios	15
3.3	Eutrofização	16
3.4	Controle da eutrofização em reservatórios	17
3.5	Modelagem da qualidade de água.....	20
4	METODOLOGIA	23
4.1	Reservatórios utilizados na pesquisa	23
4.2	Caracterização da área de estudo e do Grupo 1 dos reservatórios	23
4.3	Modelo de balanço de fósforo	26
4.4	Aquisição dos dados de entrada do modelo	29
4.4.1	<i>Dados meteorológicos, hidrológicos e qualidade de água</i>	30
4.4.2	<i>Reservatórios do Grupo 2: análise do teor de fósforo no sedimento</i>	31
4.4.3	<i>Reservatórios do Grupo 3: análise de clustering de dados medidos de fósforo assimilável</i>	33
4.4.4	<i>Concentração do fósforo total nos sedimentos</i>	33
4.4.5	<i>Distribuição espacial de fósforo assimilável e perfil vertical do fósforo total e assimilável nos sedimentos</i>	37
4.4	Índice de poluição por fósforo no sedimento	38
4.5	Parâmetros do modelo	39
4.5.1	<i>Calibração, análise de sensibilidade e incertezas</i>	41
4.5.2	<i>Curvas de permanência das concentrações de fósforo e validação do modelo</i>	42
4.6	Cenários de operação dos reservatórios e manejo de sedimentos.....	42
5	RESULTADOS	44
5.1	Qualidade de água	44
5.2	Índice de poluição do sedimento por fósforo	45
5.3	Análise de agrupamento do fósforo assimilável	46

5.4	Distribuição do fósforo assimilável e perfil vertical do fósforo total e assimilável nos sedimentos	53
5.5	Simulações para seleção dos parâmetros do modelo	60
5.6	Desempenho do modelo	64
5.7	Cenários	65
5.7.1	<i>Cenário 1</i>	65
5.7.2	<i>Cenário 2</i>	72
5.7.3	<i>Cenário 3</i>	73
5.7.4	<i>Cenário 4</i>	80
5.7.5	<i>Resumo do impacto do manejo nos cenários</i>	84
6	DISCUSSÕES	86
7	CONCLUSÕES	91
	REFERÊNCIAS	93
	APÊNDICE A – SEMIVARIOGRAMAS CONSTRUÍDOS PELO PLUG-IN SMART-MAP	108
	APÊNDICE B – DESEMPENHO DO MODELO CURVA DE PERMANÊNCIA	111
	ANEXO A – QUALIDADE DE ÁGUA COGERH	112

1 INTRODUÇÃO

Reservatórios são estruturas hídricas utilizadas em todo o mundo para compensar a variabilidade natural do fluxo de água (RABELO et al., 2022). Eles podem ser classificados como estratégicos e não-estratégicos. Os estratégicos são geralmente monitorados pelos órgãos de gerenciamento de recursos hídricos e abastecem grandes centros como cidades, polos industriais e grandes projetos de irrigação. Por outro lado, reservatórios não-estratégicos apresentam maior variação de volume e secam completamente no período seco, sendo responsáveis pelo abastecimento de pequenas cidades e comunidades remotas e carecem de dados (PEREIRA et al., 2019; ZHANG et al., 2016), o que atualmente dificulta sua inclusão na política de recursos hídricos. Outro fato relevante para a pesquisa é que os pequenos reservatórios são essenciais para a sobrevivência das comunidades rurais, pois têm potencial de contribuir diretamente para a segurança alimentar e econômica dessas populações (BRASIL; MEDEIROS, 2020).

Embora o armazenamento de água em reservatórios superficiais tenha aumentado a segurança hídrica do Estado do Ceará (DE ARAÚJO; BRONSTERT, 2016), observou-se uma deterioração na qualidade da água armazenada. Medeiros e Sivapalan (2020) destacam que a implantação de reservatórios resultou em um “efeito da qualidade água”, isso ocorre devido ao longo período de armazenamento associado a elevadas taxas de evaporação (DE ARAÚJO et al., 2011) e ao acúmulo de sedimentos e nutrientes (WIEGAND; PIEDRA; ARAÚJO, 2016). Como consequência do enriquecimento de nutrientes, tem-se observado a aceleração da eutrofização na região, resultando no crescimento de macrófitas (ZHANG et al., 2018) e a presença da clorofila-a (COELHO et al., 2017). Além disso, o enriquecimento de nutrientes nos sedimentos dos reservatórios assoreados tem impacto na disponibilidade efetiva de água (LIMA NETO et al., 2022), uma vez que esses nutrientes podem ser liberados novamente para a coluna de água (LIRA et al., 2020).

A eutrofização, que resulta na deterioração dos ecossistemas aquáticos, é um problema global com consequências diretas para a saúde humana. Ela promove elevação na turbidez, anoxia e morte de peixes, tendo o potencial de produzir alterações na cadeia alimentar causando odores desagradáveis, podendo conter toxinas (CARPENTER et al., 1998; CODD et al., 2005; PAERL e OTTEN, 2013). Søndergaard (2003) destaca a redução da carga de nutrientes, especialmente o fósforo, como a primeira medida para reverter a eutrofização em sistemas aquáticos. Uma gestão aprimorada do fósforo, combinada com o controle de cargas

externas e internas, pode ajudar a prevenir a eutrofização de corpos aquáticos (GARSKE et al., 2019).

Nas regiões semiáridas, a poluição difusa, proveniente da agricultura e pecuária é uma das principais fontes de nutrientes para os reservatórios (CAVALCANTE, 2017). Além disso, as condições ambientais da região como os solos rasos, pouca cobertura vegetal e chuvas intensas (HAREGEWEYN et al., 2008), tornam esses sistemas aquáticos consideravelmente mais vulneráveis à eutrofização em comparação com reservatórios situados em áreas tropicais úmidas (COSTA et al., 2009). As fontes externas, sejam pontuais ou difusas, são responsáveis pela entrada de fósforo nos corpos aquáticos. No entanto, além dessas fontes, existem também as fontes internas, como os sedimentos, que podem acumular fósforo e liberá-lo continuamente na água por décadas, prejudicando a qualidade da água mesmo após a redução das cargas externas (KAISERLI et al., 2002; GRANÉLI, 1999; YU et al., 2017). Neste sentido, os sedimentos funcionam como uma fonte interna de poluentes, atuando como um mecanismo de adubação interna (LIJKLEMA et al., 1994; WU et al., 2001).

Dentro da região semiárida do Brasil, o Estado do Ceará destaca-se como pioneiro na implementação da política de açudagem e tornou-se o estado brasileiro com maior número de reservatórios (ARAÚJO; MAMEDE, 2018). Segundo um estudo recente realizado pela Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME) que utilizou sensoriamento remoto, foram identificados mais de 105.000 reservatórios com largura a partir de 20 m. De fato, aproximadamente 90% da demanda de água no estado do Ceará é suprida por reservatórios superficiais (PETER et al., 2014).

No entanto, mesmo com a abundância de reservatórios, a eutrofização tem sido um desafio no Estado do Ceará, sendo atribuída a diversos fatores, como a erosão intensa, altas cargas poluidoras e baixa profundidade dos lagos e reservatórios (PACHECO e LIMA NETO, 2017). Toné e Lima Neto (2019) ressaltam que a eutrofização também afeta uma parcela significativa de reservatórios de pequeno porte que não são monitorados, os quais geralmente apresentam baixas profundidades e condições precárias de proteção ambiental, tornando-os mais suscetíveis ao problema. Devido à relevância desses reservatórios para o abastecimento da população no Nordeste brasileiro, diversas pesquisas têm sido realizadas para compreender a dinâmica do fósforo nos reservatórios e controlar a carga externa (ARAÚJO et al., 2019; TONÉ e LIMA NETO, 2019; LIRA et al., 2020; WIEGAND et al., 2021; RAULINO et al., 2021; ROCHA e LIMA NETO, 2021; ROCHA e LIMA NETO, 2022).

A partir disso, essa pesquisa focou na lacuna existente no entendimento e gerenciamento da carga interna de fósforo nos sedimentos dos reservatórios, bem como na

investigação das variações entre o carregamento interno e o externo. Essas questões são fundamentais para desenvolver estratégias eficazes de manejo do fósforo nos reservatórios. Além disso, o estudo avaliou a ocorrência da eutrofização e seu impacto na disponibilidade hídrica no semiárido brasileiro, verificando também como o manejo de sedimentos em pequenos reservatórios impacta na qualidade da água. Consequentemente, propôs-se estratégias de manejo dos reservatórios visando mitigar os efeitos da eutrofização.

A pesquisa foi conduzida como parte integrante do PROBAL, uma cooperação entre instituições brasileiras e alemãs. No Brasil, participaram a Universidade Federal do Ceará (UFC) e o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE), e na Alemanha o Centro Alemão de Pesquisa em Geociências (GFZ) em Potsdam. O projeto foi financiado no Brasil pela CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) e na Alemanha pelo DAAD (Serviço Alemão de Intercâmbio Acadêmico).

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O objetivo do presente estudo foi avaliar o impacto do manejo de sedimentos na qualidade da água de pequenos reservatórios utilizando modelagem físico-matemática.

2.2 Objetivos específicos

- Calcular o balanço de fósforo em pequenos reservatórios;
- Analisar o impacto do manejo de sedimentos sobre a carga interna de fósforo nos reservatórios, considerando variações espaciais e verticais;
- Simular critérios de operação em pequenos reservatórios para avaliar os seus efeitos diretos na qualidade de água;
- Propor estratégias de manejo visando mitigar os efeitos da eutrofização.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Secas

A seca é um fenômeno natural recorrente que pode ser observado em todas as regiões do mundo, ocasionando impactos na economia, meio ambiente, ecossistemas e padrão de vida (SONG et al., 2021). Sendo ela um evento perigoso de início lento, de longa duração que é associado à escassez de água e tendo a sua previsibilidade limitada (de ARAÚJO;

BRONSTERT, 2016). A duração da seca afeta severamente as safras, a produção industrial e o abastecimento de água nas zonas urbanas e rurais (ZHU et al., 2021).

No Brasil, o Polígono das Secas é uma região semiárida que cobre aproximadamente 12% do território nacional, área de aproximada de $1,2 \times 10^6$ km² e uma população com quase 50 milhões de habitantes (MEDEIROS; SIVAPALAN, 2020), sendo uma das áreas semiáridas mais densamente povoadas no mundo. Nessa região a precipitação média anual é de 750 mm.ano⁻¹, sendo um dos semiáridos mais chuvosos do globo, por outro lado as taxas de evaporação são muito elevadas chegando até 3.000 mm.ano⁻¹ (SUDENE, 2017). É notório que a região apresenta um elevado déficit hídrico sendo possível os rios permanecerem naturalmente secos por mais de 18 meses por ano (ANDRADE, 2017). Do total das chuvas ocorridas, em média 88% se transforma em evapotranspiração real, 9% em escoamento superficial e apenas 3% se transforma em escoamento subterrâneo (CAMPOS, 2015).

As secas geralmente são classificadas em quatro categorias (WILHITE, 2000; AMERICAN METEOROLOGICAL SOCIETY, 2004):

- Seca meteorológica é definida como a falta de precipitação sobre uma região por um período de tempo. A precipitação é a variável hidrológica comumente utilizada. Caracteriza-se pela escassez induzida pelo desequilíbrio entre a precipitação e a evaporação;
- Seca hidrológica está relacionada com a redução dos níveis médios de água nos reservatórios superficiais e subterrâneos por um determinado período de tempo, podendo ser de dias, semanas, meses ou anos sucessivos;
- Seca agrícola, geralmente está associada à disponibilidade de água no solo para suportar o crescimento e desenvolvimento das plantas. A umidade deficiente no solo junto à cultura pode afetar a germinação, o crescimento e desenvolvimento da planta;
- Seca socioeconômica está relacionada com o impacto da seca sobre as atividades humanas, incluindo os impactos diretos e indiretos na produção agrícola e outras atividades econômicas. Ocorre quando o déficit de água induz a falta de bens ou serviços (energia elétrica, alimentos e outros).

Nunes e Medeiros (2020) definiram a seca como a situação em que a disponibilidade hídrica de uma região, impactada pela dinâmica hidrológica, se torna insatisfatória para atender à demanda sob condições regulares, acarretando consequências significativas para as interações humanas e ecológicas. Sejam elas de natureza meteorológica, hidrológica, agrícola ou socioeconômica, as secas naturalmente fazem parte do semiárido brasileiro, sendo um registro

frequente ao longo de toda a história de ocupação e exploração dessa região (MARENGO et al., 2016).

3.2 Redes de reservatórios

O armazenamento da água em reservatórios é um dos mecanismos primários para lidar com a variabilidade da oferta e demanda de água (WISER et al., 2013). A construção de reservatórios possibilitou o desenvolvimento de sociedades antigas e contemporâneas (MEDEIROS E SIVAPALAN, 2020). Segundo Verpoorter et al. (2014), existem globalmente mais de 100 milhões de reservatórios. Os objetivos globais para a implementação dessas estruturas incluem o atendimento das demandas hídricas para as atividades agrícolas, industriais, produção de energia, navegação, abastecimento humano, regulação da qualidade de água, redução de risco de inundação e recreação (RANDLE et al., 2021).

Diante do crescimento da população global, da intensificação do uso da terra, do aumento do consumo per capita de água e das mudanças climáticas, há uma enorme pressão sobre a disponibilidade dos recursos hídricos (GUO et al., 2021). Nesse contexto, as demandas de água para o abastecimento humano estão se tornando cada vez mais dependentes do armazenamento nos reservatórios, que desempenha um papel fundamental no suprimento hídrico da população durante os períodos de estiagem, principalmente em regiões com escassez hídrica (HALL et al., 2014; RABELO et al., 2021).

Em regiões semiáridas, fatores ambientais e antropogênicos impõem conjuntamente baixa disponibilidade de recursos hídricos, vulnerabilidade ao acesso e conflitos no uso (CAMPOS, 2015). Nessas regiões, a disponibilidade de água é comprometida devido à baixa precipitação associada a altas taxas de evaporação potencial (ARAÚJO E GONZÁLEZ PIEDRA, 2009; HUANG et al., 2019). Levando-se em consideração as condições climáticas dessas regiões, densas redes de reservatórios superficiais têm sido implantadas (MAMEDE et al., 2018), os quais desempenham um papel fundamental ao fornecer segurança hídrica para essas regiões afetadas pelo estresse hídrico (SCOTT et al., 2015). A construção de reservatórios estratégicos (públicos) promovidos pelos órgãos responsáveis pelos recursos hídricos, desempenhou um papel crucial na garantia da segurança hídrica da população (ARAÚJO; MEDEIROS, 2013). No entanto, é importante ressaltar que tais reservatórios não conseguem alcançar áreas mais distantes dos centros urbanos, principalmente as comunidades rurais. Nessas circunstâncias, as próprias comunidades construíram reservatórios de pequeno porte (abaixo de 1 milhão m³) para atender às suas necessidades (RABELO et al., 2022).

A política pública de implantação de reservatórios no semiárido brasileiro foi concebida em meados do século XIX, após o governo considerar as secas como um problema nacional, sendo que isso só ocorreu devido à tragédia e repercussão mundial da Grande Seca de 1877 a 1879 quando morreram centenas de milhares de pessoas no Nordeste brasileiro, (CAMPOS, 2015). Os reservatórios foram construídos para armazenar água durante o período úmido e compensar os déficits durante a estação seca e minimizar os conflitos entre os usos da água e usuários, assim criando condições de fixar o homem no campo (NUNES E MEDEIROS, 2020).

Segundo Campos (2015) muito se evoluiu na gestão do armazenamento de águas nos reservatórios, possibilitando o desenvolvimento agrícola e industrial do semiárido brasileiro, que, em condições naturais não teria as mínimas condições de sustentabilidade da atual densidade demográfica. O autor ressalta que ainda há um grande desafio para os futuros governos que é a ampliação de conhecimentos na gestão da água, principalmente no que se diz respeito à qualidade de água nos reservatórios.

3.3 Eutrofização

Os recursos hídricos são de grande importância para a sobrevivência humana e desenvolvimento econômico. Nos últimos séculos, tem-se observado alterações nas condições dos recursos hídricos em todo o mundo, apresentando diferentes graus de deterioração (ZHANG et al., 2020). A eutrofização é considerada uma das principais manifestações da poluição hídrica, sendo um processo de degradação do ecossistema e envelhecimento dos corpos hídricos (DUAN et al., 2009, YAN et al., 2017). Eutrofização é o termo científico que descreve a proliferação das algas e problemas associados (o declínio de oxigênio dissolvido, a deterioração da qualidade da água e a morte em massa de peixes e outros organismos) que são causados como resposta ao aporte excessivo de nutrientes em um corpo aquático, sendo um dos maiores problemas ambientais que a humanidade enfrenta (SCHINDLER et al., 2016). O vocábulo eutrófico deriva do grego, que significa rico em alimentos, e foi aplicado pela primeira vez por Einar Naumann no início do século XX. O termo eutrofização foi proposto para descrever o processo pelo qual os lagos se tornam enriquecidos em nutrientes, o que se acreditava ocorrer naturalmente à medida que os lagos se enchiam lentamente de sedimentos, concentrando nutrientes em um volume cada vez menor de água.

Em meados do século XX, tornou-se evidente que a atividade humana estava contribuindo para acelerar o processo de eutrofização. Esse fenômeno despertou o interesse de

muitos pesquisadores e tem sido objeto de discussões acadêmicas e sociais ao longo das últimas cinco décadas (BONSDORFF, 2021). Hutchinson et al. (1970) foram capazes de deduzir a partir de sedimentos lacustres que algas se desenvolveram no Lago di Monterosi quando os romanos construíram e usaram a Via Appia, cujo início da construção data de 312 a. C. No Ártico, foi observado que a eutrofização ocorreu em locais onde os baleeiros Inuit pré-históricos (4.500 a.C) massacraram suas presas nas margens de lagos de água doce (DOUGLAS et al., 2004). O crescimento acelerado da população humana produziu uma demanda crescente por alimento e água (NIZAMI et al., 2017), o que levou a um aumento do consumo de energia e uso de recursos não renováveis. O uso de nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo) em excesso tornou-se um problema com o início da produção em grande escala após a Segunda Guerra Mundial. Os efeitos sobre o meio aquático tornaram-se óbvios cerca de duas a três décadas mais tarde (CLOERN, 1991; REUSCH et al. 2018).

A industrialização e urbanização também contribuíram substancialmente para a aceleração do processo de eutrofização (BONSDORFF, 2021), e a partir da década de 1970, medidas começaram a ser tomadas para lidar com esse problema. As consequências da eutrofização criaram a necessidade de gerenciar a disponibilidade de fósforo. No entanto, o manejo eficaz depende da compreensão do ciclo do fósforo e do controle das fontes difusas.

3.4 Controle da eutrofização em reservatórios

O estabelecimento de reservatórios superficiais ameniza o problema de abastecimento de água, no entanto, grandes quantidades de poluentes são interceptadas e retidas nas barragens (URBANIAK et al., 2020). Estima-se que até 2030 aproximadamente 17% do fósforo total global dos rios ficarão retidos em reservatórios (MAAVARA et al., 2015). A Agência Nacional de Águas (ANA) realizou um levantamento do índice de estado trófico (IET) dos recursos hídricos brasileiros no ano de 2006, tendo sido monitorados 1034 pontos. Destes, 35% foram classificados como eutróficos, supertróficos ou hipereutróficos, e 65% apresentaram valores mais baixos do IET e foram classificados como mesotróficos, oligotróficos e ultraoligotróficos. Foram identificados os índices mais baixos do IET no Brasil, concentrados nas regiões metropolitanas. Em particular, destacam-se as bacias dos rios Tiête (Região Metropolitana de São Paulo), Jucu (Região Metropolitana de Vitória), Sinos (Região Metropolitana de Porto Alegre) e Velhas (Região Metropolitana de Belo Horizonte), de acordo com informações fornecidas pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2023).

No estado do Ceará, 90% da oferta hídrica provém de reservatórios superficiais (de ARAÚJO et al., 2016), no entanto a qualidade da água desses reservatórios vem se deteriorando devido ao processo de eutrofização acelerada pelo manejo inadequado das bacias hidrográficas. Dos 155 reservatórios monitorados pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH), foram realizadas coletas e classificação quanto ao IET em 142 deles, visto que, 14 açudes estavam secos, ou com o espelho d'água coberto por macrófitas. As classes eutróficas ou hipereutróficas foram observadas em 72,5 % dos reservatórios, segundo boletim divulgado em novembro de 2022, referente às análises realizadas entre 4 de outubro a 27 de dezembro de 2022.

A eutrofização acelerada é prejudicial e difícil de reparar, sendo um problema de poluição da água em escala global. Danos à qualidade de água por eutrofização podem levar a vários problemas, incluindo perda da biodiversidade do ecossistema aquático, integridade e sustentabilidade ecológica (GEURTS et al., 2009). O surgimento da eutrofização depende da proporção de nitrogênio (N) e fósforo (P) no ecossistema. Schindler et al. (2016) observaram nas últimas décadas, casos bem-sucedidos de manejo da eutrofização em reservatórios focados no controle do fósforo, tendo como justificativa que o fósforo pode ser reduzido a concentrações limitantes mais facilmente do que outros nutrientes (SCHINDLER, 2012).

O manejo do fósforo nos reservatórios é extremamente necessário visto que a água é um recurso escasso em vários locais do globo, então estratégias de recuperação e reciclagem do fósforo devem funcionar em conjunto com a conservação da água (MAYER et al., 2016). Zhang et al. (2020) descrevem o desenvolvimento e a evolução de três técnicas de manejo da eutrofização que são os métodos físicos, químicos e biológicos. Eles observaram que os métodos físicos e químicos têm efeitos mais óbvios e rápidos para purificar a água a curto prazo e são mais adequados para lagos de menor escala. Os autores ressaltaram que uma combinação das três técnicas de manejo pode ser utilizada como estratégia de curto e longo prazo. Na Tabela 1, é possível verificar alguns estudos de caso relacionados ao manejo de fósforo em lagos.

Tabela 1 – Características das bacias hidrográficas, reservatórios e período de disponibilidade dos dados.

Corpo d'água	Localização	Fonte	Estratégia de gestão	Descrição do resultado
Lago Washington	EUA	Edmundson (1970)	A distribuição do lago começou em 1941 e atingiu o pico em 1962. O desvio começou em 1963. As concentrações de fosfato diminuíram 72%, mas as concentrações de nitrato diminuíram apenas menos de 20% em 1969.	As concentrações médias de clorofila-a no verão diminuíram e estavam intimamente relacionados com as concentrações médias de fosfato no inverno do ano anterior, indicando que o fósforo foi o elemento mais importante no lago.
Lago 226	Canadá	Schindler (1974)	A adição experimental de nitrogênio e carbono a uma bacia e nitrogênio, carbono e fósforo a outra.	Um experimento foi realizado dividindo o lago com uma cortina impermeável e adicionando nitrogênio e carbono em uma metade do lago e nitrogênio, carbono e fósforo na outra metade. Uma floração de algas não ocorreu na metade com apenas nitrogênio e carbono, mas ocorreu uma floração na metade com adição de fósforo. Esse experimento demonstrou que o fósforo era o nutriente limitante chave para o crescimento das algas.
Lago Dianchi	China	Yan et al. (2019); Liu et al. (2015)	Maior capacidade de tratamento de água e dragagem de sedimento (mais de 51 milhões de m ³ de sedimento e 14.800 t de fósforo removido).	A proliferação de algas no Lago Dianchi está ligada à disponibilidade de fósforo. Os avanços no tratamento de águas residuais reduziram as cargas externas de fósforo e a dragagem do sedimento do fósforo armazenado no lago. No entanto, a carga interna de fósforo permanece alta devido à decomposição de detritos de algas e mineralização de fósforo.
Lago Tuusulanjärvi	Finlândia	Horppila et al. (2017)	Desvio de esgoto (redução média da carga externa de fósforo em 50,4% de 1533 para 761 mgP/m.ano) e aeração (evitou a hipoxia, mas aumentou a carga de fósforo total interna de 432 para 659 mgP/m.ano).	Efluentes de esgoto foram desviados do lago em 1979; no entanto, o carregamento interno atrasou a melhoria na qualidade de água. A aeração foi usada consistentemente de 1998 a 2010, o que evitou a estratificação. A desestratificação artificial fez com que a carga interna de fósforo aumentasse devido a temperatura mais quente da água do fundo, mineralização do fósforo e ressuspensão.
Lago Trummen	Suécia	Cronberg (1982); Bengtsson et al. (1975)	Desvio de esgoto e drenagem de sedimentos (os 0,5 m superiores de sedimentos removidos, 50000 kg de fósforo).	Desviar o esgoto do lago em 1959 não foi suficiente para reduzir a proliferação de algas devido à carga interna de fósforo. Em 1970-1971, a dragagem por sucção foi usada para remover sedimentos ricos em fósforo. Gestão combinada de recursos externos e as cargas internas reduziram a biomassa total de algas e a prevalência de cianobactérias em meados da década de 1970.
Lago Minneapolis Chain	EUA	Huser et al. (2016)	Adição de alume para controlar a liberação de fósforo dos sedimentos e gerenciamento de captação para reduzir o carregamento externo (atingindo entre 1% a 49% nos 4 lagos).	Os tratamentos com alume no lago resultaram em 4 a 20 anos de melhorias na qualidade da água nos lagos, enquanto os esforços para gerenciar as cargas externas tiveram um efeito mínimo na qualidade de água durante o mesmo período.
Lago Susan	EUA	Bajer and Sorensen (2015)	Remoção experimental com carpa (Cyprius carpio), diminuindo a biomassa de 307,1 kg/ha para 40,8 - 64,5 kg/ha.	As carpas foram removidas para reduzir a bioturbação dos sedimentos, resultando em um grande aumento da vegetação aquática (+40% da cobertura) e na transparência da água no início do verão devido a um declínio nos sólidos suspensos. No entanto, as concentrações totais de fósforo não diminuíram o carregamento interno não associado à carpa combinado com o arraste da água hipolimnética neste lago raso mantido altas concentrações de fósforo na coluna de água após a remoção da carpa.

Fonte: Adaptado de Wilkinson e Albright (2022).

Esses estudos evidenciam a importância da recuperação e reciclagem do fósforo, espera-se em breve que se torne uma norma social, tendo como apoio a engenharia ambiental e sanitária (ROY, 2017). A gestão sustentável do fósforo é indispensável para a segurança

alimentar global, conservação do solo e dos corpos d'água. Ele é um recurso não renovável, essencial à vida e à produção de alimentos.

A natureza finita das fontes de fósforo e instabilidade do preço do fertilizante deverão ser um estímulo para a recuperação do fósforo sedimentado em reservatórios e nas águas residuais. Hukari et al. (2016) relataram que o fósforo recuperado pode ser colocado no mercado para competir com os fertilizantes fósseis. Braga et al. (2019) avaliaram o potencial do reaproveitamento do sedimento armazenado no fundo do reservatório como fonte de nutrientes para a agricultura em uma bacia semiárida do Brasil. Nikafkar et al. (2022) avaliaram as vantagens e desafios associados à utilização de sedimentos de reservatórios para fins comerciais, explorando aplicações e os aspectos financeiros envolvidos.

3.5 Modelagem da qualidade da água

Na literatura há várias definições de modelos, os quais têm como objetivo representar de forma simplificada, diferentes sistemas e interações que ocorrem na realidade. Os modelos proporcionam uma abstração da realidade utilizada para se obter clareza conceitual que busca reduzir a variedade e complexidade do mundo real a um nível que se pode entender e representar (TONÉ et al., 2019).

Rauch et al. (1998) relataram que modelos matemáticos para simulação da qualidade de água buscam descrever as alterações temporais e espaciais de constituintes de referência, sendo assim uma alternativa para se verificar a evolução da poluição de um determinado corpo hídrico. A modelagem da qualidade de água em lagos e reservatórios remonta à década de 1960, quando surgiu o primeiro modelo de mistura completa para previsão da concentração de fósforo nesses corpos hídricos (VOLLENWEIDER, 1968).

Segundo Chapra (1997), os modelos matemáticos de qualidade de água são instrumentos originalmente desenvolvidos para auxiliar na solução de problemas de poluição hídrica, compreendendo o meio ambiente de uma maneira integrada, por meio da associação de componentes físicos, químicos e biológicos.

Os modelos de qualidade de água podem ser classificados de acordo com o nível de complexidade, incluindo o tipo de problema que se deseja modelar, as características do corpo d'água, a disponibilidade de dados observados, informações históricas e atuais sobre a qualidade de água e sobre as descargas de efluentes, os riscos para a saúde pública e o meio ambiente, a quantidade de opções, estratégias, tempo e recursos financeiros disponíveis (SALAS, 1984).

A maioria dos modelos de qualidade de água para previsão da concentração de fósforo (P) restringiam-se a climas temperados (VOLLENWEIDER, 1968; CHAPRA e CANALE, 1991; CHAPRA, 1997), mas houve a necessidade de adaptar os modelos para climas tropicais (CASTAGNINO, 1982; SALAS e MARTINO, 1991). Nos últimos anos intensificaram-se as pesquisas na busca de compreender a dinâmica do fósforo em reservatórios do semiárido brasileiro (MOURA et al., 2019; ARAÚJO et al., 2019; LIRA et al., 2020; TONÉ e LIMA NETO, 2019; ROCHA e LIMA NETO, 2021; ROCHA e LIMA NETO, 2022; RAULINO et al., 2021; WIEGAND et al., 2021; LIMA NETO et al., 2022; RAULINO et al., 2022; FREIRE et al., 2023; CARNEIRO et al., 2022). Essas pesquisas estão sendo desenvolvidas visando aperfeiçoar as metodologias de gerenciamento da qualidade de água.

Raulino et al. (2021) conduziram um estudo investigativo sobre os efeitos das mudanças climáticas na hidrologia e na qualidade de água dos reservatórios, utilizando modelos climáticos, hidrológicos e de qualidade de água como ferramenta. Rocha e Lima Neto (2021) investigaram a modelagem de entrada de fósforo, considerando o fluxo hídrico proveniente das bacias para os reservatórios, com o propósito de estabelecer uma metodologia para estimar e avaliar a carga e a concentração média de fósforo total na entrada de reservatórios, por meio de uma abordagem fundamentada no balanço de massa. Toné e Lima Neto. (2019) propuseram uma modelagem simplificada para o fósforo total em lagos e reservatórios brasileiros, utilizando um método baseado no modelo de mistura completa. Essa metodologia busca prever a dinâmica do fósforo nos corpos hídricos, levando em consideração a variabilidade da temperatura da água entre as diferentes regiões do Brasil e as estações do ano.

Lira et al. (2020), analisaram o impacto do manejo de sedimentos no estado trófico de um reservatório tropical por meio de um modelo de mistura completa que descreve o balanço do fósforo total na água e no sedimento, baseando-se em dados e formulações semi-empíricas. Observou-se que o reuso de sedimentos como fertilizante para o solo tem sido proposto para aumentar a produtividade na agricultura de pequena escala, o que também pode proporcionar uma melhora na qualidade da água devido a retirada do sedimento enriquecido com nutrientes.

Lima Neto et al. (2022) adaptaram o modelo de balanço de fósforo proposto por Volleweider (1976) para abranger as flutuações nos níveis de água e concentrações das cargas internas, focando em reservatórios localizados na região semiárida brasileira. Por meio de simulações fundamentadas em dados hidrológicos, meteorológicos e de qualidade de água, os autores examinaram a dinâmica do fósforo. A adaptação do modelo melhorou a capacidade preditiva das concentrações de fósforo na água ressaltando as contribuições das cargas internas.

O estudo também destacou como o envelhecimento do reservatório pode transformá-lo em fonte de fósforo, em vez de um sumidouro.

Por outro lado, Carneiro et al. (2022) investigaram a influência da anoxia durante os períodos chuvosos e secos de reservatórios tropicais semiáridos. Os autores desenvolveram duas equações distintas, uma para o período úmido e outra para o seco, visando prever a duração dos eventos de anoxia. Eles também observaram que a ocorrência de anoxia e estratificação térmica em reservatórios semiáridos foi maior no período chuvoso.

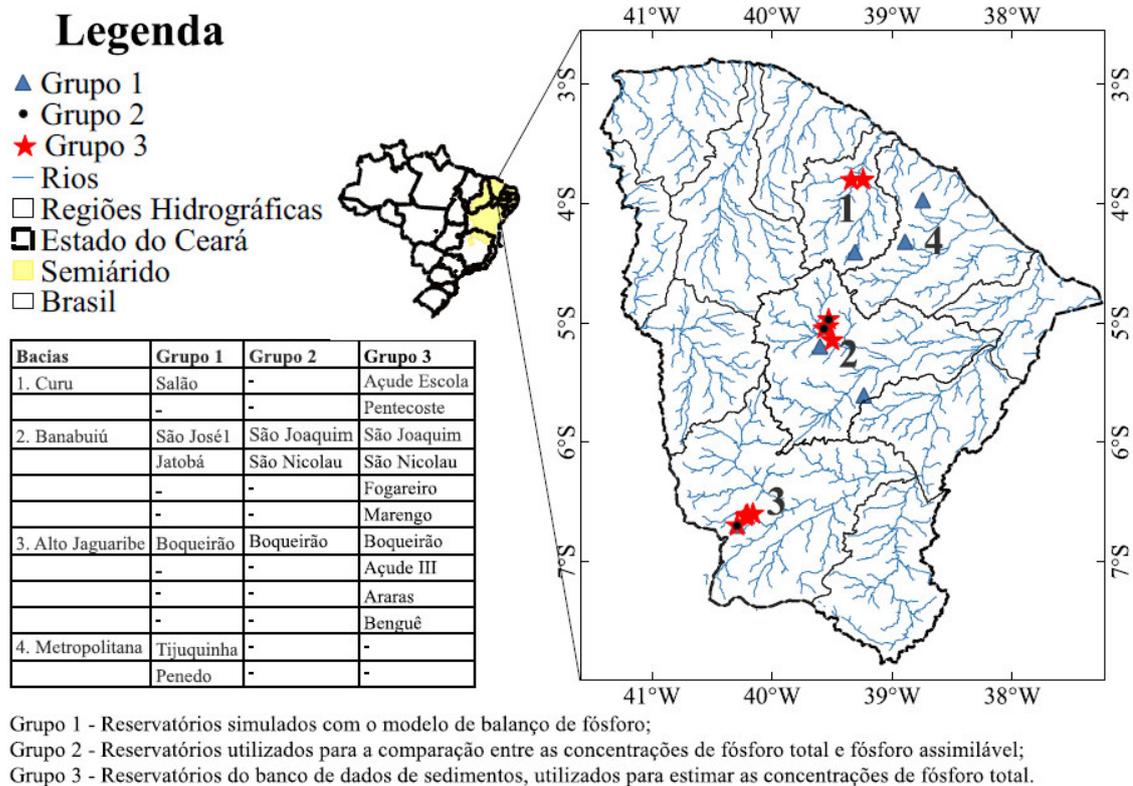
Dessa forma esses estudos refletem a necessidade contínua de aprimoramento das metodologias de gerenciamento da qualidade de água, especialmente em relação ao fósforo. A utilização de modelos matemáticos de qualidade de água contribui para uma melhor avaliação e previsão da qualidade de água em reservatórios. Esses avanços são essenciais para promover a gestão sustentável dos recursos hídricos.

4 METODOLOGIA

4.1 Reservatórios utilizados na pesquisa

Como apresentado na Figura 1, a pesquisa abrange três grupos de reservatórios: Grupo 1, Grupo 2 e Grupo 3. Os reservatórios do Grupo 1 foram usados para simular o balanço de fósforo, enquanto os do Grupo 2 foram empregados para analisar o teor de fósforo total e fósforo assimilável no sedimento. Por fim, os reservatórios do Grupo 3 foram utilizados para realizar uma análise espacial do fósforo assimilável ($P_{\text{assimilável}}$) e estimar as concentrações de fósforo total (PT).

Figura 1 – Grupos de reservatórios utilizados na pesquisa.

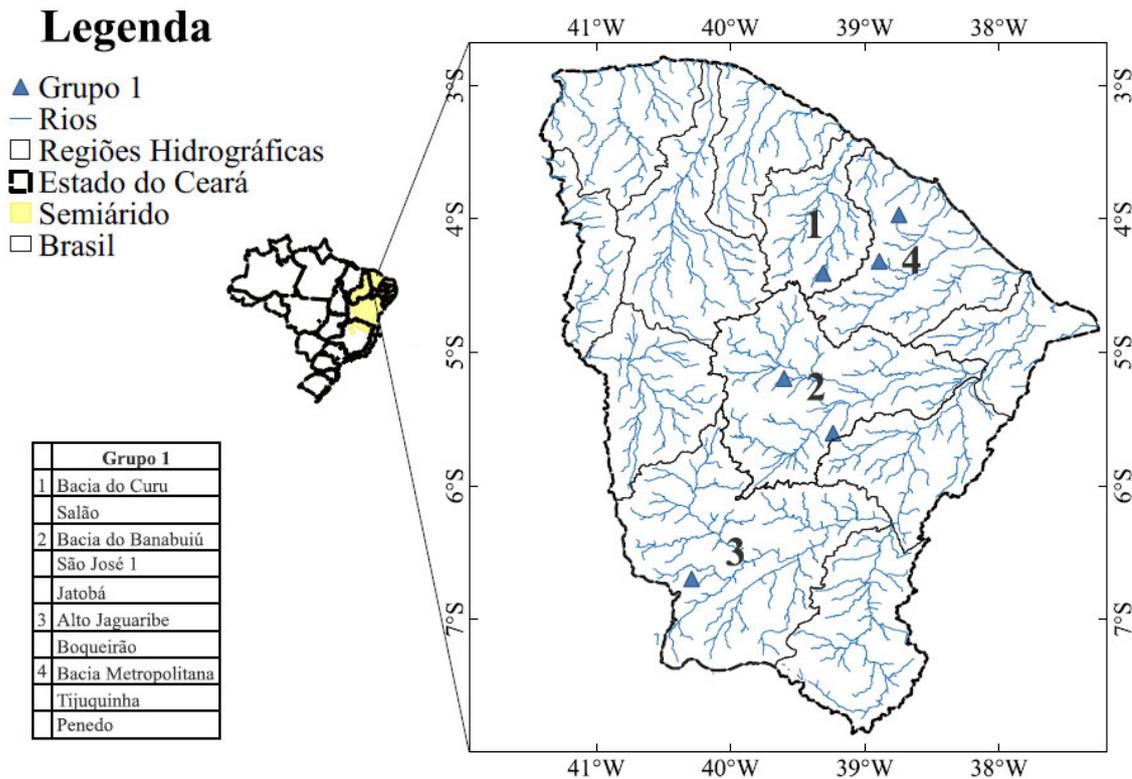


Fonte: Autora, 2024.

4.2 Caracterização da área de estudo e do Grupo 1 dos reservatórios

Conforme ilustrado na Figura 2, a aplicação do modelo de balanço de fósforo engloba seis reservatórios localizados no Estado do Ceará, semiárido brasileiro.

Figura 2 – Reservatórios em que foi aplicado o modelo de balanço de fósforo.



Fonte: Autora, 2024.

As capacidades máximas dos reservatórios do Grupo 1 variam de 0,06 a 8,0 hm³, sendo as principais fontes de fósforo total (PT) são advindas das áreas de solo exposto, agricultura, pecuária e esgoto (COGERH, 2021; ROCHA e LIMA NETO, 2021). Os principais usos da água desses reservatórios são destinados ao abastecimento humano, dessedentação de animais e irrigação (COGERH, 2021; ROCHA e LIMA NETO, 2021). Exceto para o Boqueirão, menor reservatório dentre os representativos desse grupo, por estar localizado na Estação Ecológica de Aiuaba – CE, a sua principal fonte de PT é oriundo do solo e o uso da água é restrito à dessedentação de animais.

O clima da região é tropical semiárido apresentando um período chuvoso bem definido entre os meses de janeiro e maio, que é responsável por mais de 80% da precipitação anual, sendo que 46% dessa precipitação ocorre durante os meses de março e abril (MEDEIROS, 2009).

As chuvas têm caráter convectivo, com elevada intensidade e curta duração. O regime pluviométrico é caracterizado por uma alta variabilidade interanual (MEDEIROS; de ARAÚJO, 2014). E uma taxa de evaporação potencial média anual de aproximadamente 2.300 mm. Os rios são intermitentes, onde o escoamento ocorre principalmente na estação chuvosa.

Em períodos de seca extrema os reservatórios atingem o seu menor volume, ou secam completamente. Na Tabela 2 observa-se dados das bacias hidrográficas, reservatórios e o estado trófico representativo.

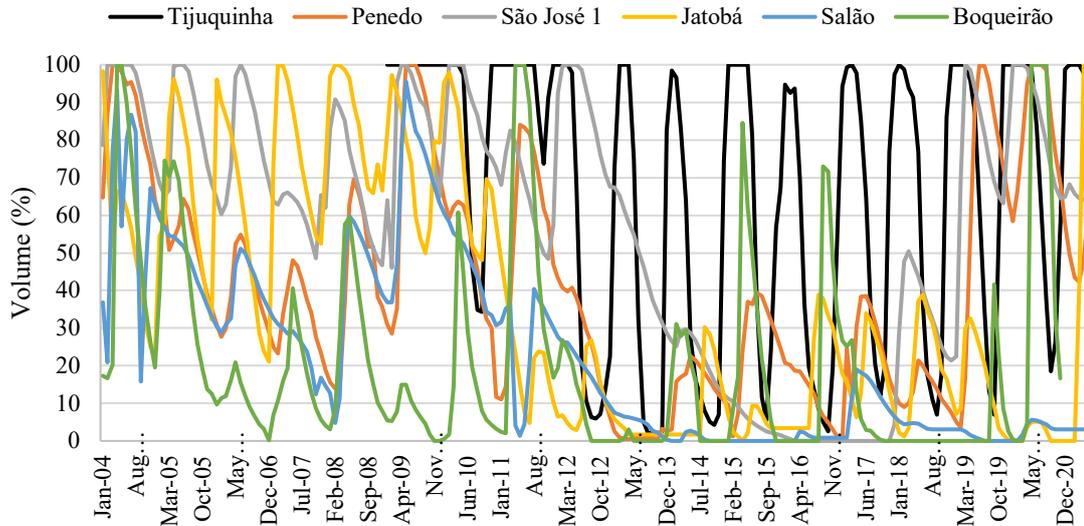
Tabela 2 – Características das bacias hidrográficas, reservatórios e período de disponibilidade dos dados.

ID	Reservatório	Área da bacia (km ²)	Capacidade de armazenamento (hm ³)	Precipitação média (mm.ano ⁻¹)	Período de dados	Estado trófico
1	Tijuquinha	38,00	0,48	1030	2009-2021	Eutrófico
2	Penedo	7,10	2,23	760	2008-2021	Eutrófico
3	São José I	184,60	8,00	650	2008-2021	Eutrófico
4	Jatobá	20,50	0,59	800	2008-2021	Mesotrófico
5	Salão	84,10	6,00	770	2008-2020	Eutrófico
6	Boqueirão	12,30	0,06	600	2021-2022	Eutrófico

Fonte: Autora, 2024.

A variação dos níveis armazenados em reservatórios situados na região semiárida é marcada por um padrão sazonal. Durante o primeiro semestre do ano, é comum que tais reservatórios atinjam sua capacidade máxima, enquanto no segundo semestre, frequentemente atingem o seu volume morto, ou seja, reserva hídrica que se apresenta abaixo da captação por gravidade (sem o uso de bombas). Essa dinâmica é perceptível na área de estudo desta pesquisa, conforme ilustrado na Figura 3.

Figura 3 – Variação dos volumes hídricos estocados nos reservatórios estudados.



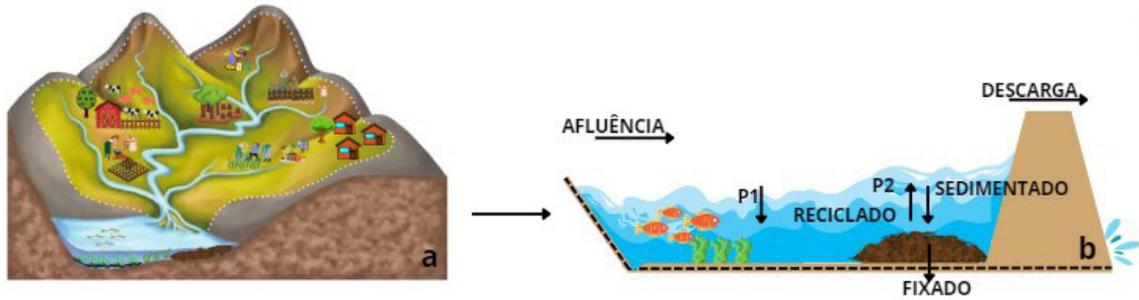
Fonte: Autora, 2024.

4.3 Modelo de balanço de fósforo

Nesta pesquisa foi estimado o enriquecimento de nutriente nos sedimentos e também avaliada a troca de nutrientes na interface água-sedimento. Para isso utilizou-se a modelagem físico-matemática, objetivando simular a remoção de sedimentos enriquecidos com nutrientes e averiguando o impacto dessa prática na recuperação da qualidade de água. Nas simulações foram testados diferentes critérios de retirada da água e remoção de sedimento no período em que o reservatório estiver seco, avaliando-se o impacto sobre a qualidade da água.

Sabendo-se que o fósforo (P) é amplamente reconhecido como o nutriente limitante em águas continentais, o modelo físico-matemático do balanço de fósforo total (PT) proposto por Chapra e Canale (1991 - Figura 4, Equações 1 e 2) foi adaptado às condições tropicais por Lira et al. (2020).

Figura 4 – Concepção do modelo de Chapra e Canale (1991) de balanço de fósforo para um reservatório com sedimentos de fundo. Figura 4a. Atividades desenvolvidas na bacia hidrográfica e Figura 4b. Processo de acumulação de sedimento no reservatório.



Fonte: Adaptado de Chapra e Canale (1991).

$$V_1 \frac{dp_1}{dt} = W - Qp_1 - v_s A_2 p_1 + v_r A_2 p_2 \quad (1)$$

$$V_2 \frac{dp_2}{dt} = v_s A_2 p_1 - v_r A_2 p_2 - v_b A_2 p_2 \quad (2)$$

onde: V_1 é a parcela do reservatório em que a água prevalece (m^3); V_2 é o volume de sedimentos (m^3); t é o tempo (ano); W é a carga de fósforo afluyente ao reservatório ($mg \cdot ano^{-1}$); Q é a vazão ($m^3 \cdot ano^{-1}$); p_1 é a concentração de fósforo na água ($mg \cdot m^{-3}$); p_2 é a concentração de fósforo no sedimento ($mg \cdot m^{-3}$); v_s é a velocidade aparente de sedimentação do fósforo da água para o sedimento ($m \cdot ano^{-1}$); v_r é o coeficiente de retorno de fósforo dos sedimentos para a coluna de água ($m \cdot ano^{-1}$); v_b é a velocidade de fixação do fósforo no sedimentos profundos ($m \cdot ano^{-1}$); A_2 é a área da superfície da zona sedimentar onde o fósforo total é liberado para água em condições anóxicas (m^2).

Chapra e Canale (1991) propuseram a estimativa do fósforo para volumes do reservatório constantes, como pode-se observar na Equação 1 em que o V_1 é alocado fora da derivada. No entanto, para as regiões tropicais, existe uma grande variação dos volumes de água armazenada nos reservatórios, portanto, essa variável foi alocada dentro da derivada. Nas Equações 3 e 4 observa-se que Lira et al. (2020) propuseram essa modificação e também alteraram a resolução temporal de um intervalo de tempo anual, como proposto por Chapra e Canale (1991), para um passo mensal, a fim de inserir no modelo a forte variabilidade intra-anual nos reservatórios das regiões tropicais.

$$\frac{dV_1 p_1}{dt} = W - Qp_1 - v_s A_2 p_1 + v_r A_2 p_2 \quad (3)$$

$$p_{1(t+1)} = \frac{V_1 p_1 + (W - Q p_1 - v_s A_2 p_1 + v_r A_2 p_2) \Delta t}{V_{1(t+1)}} \quad (4)$$

Para a obtenção das Equações 3 e 4 foram seguidos três passos:

1. Considerou-se que a entrada do fósforo no reservatório ocorre de forma misturada para o passo de tempo inicial e o volume de água do reservatório (V'_1) e a concentração de fósforo (p'_1) são calculados de acordo com as Equações 5 e 6.

$$V'_1 = V_1 + V_{in} \quad (5)$$

$$p'_1 = \frac{W + V_{in} p_{in}}{V'_1} \quad (6)$$

2. Simulou-se a interação entre a coluna de água e a concentração de fósforo (p''_1) no sedimento baseada na Equação 7.

$$p''_1 = p'_1 + \frac{(-v_s A_2 p'_1 + v_r A_2 p_2) \Delta t}{V'_1} \quad (7)$$

Quantificou-se a carga de fósforo restante do sistema ($Q p'_1$) e estimou a concentração final de fósforo na água [$p_{1(t+1)}$], de acordo com a Equação 8.

$$p_{1(t+1)} = \frac{p''_1 V'_1 - (Q \Delta t) p''_1}{V'_1 - (Q \Delta t)} \quad (8)$$

Para a camada de sedimentos, o mesmo procedimento proposto por Chapra e Canale (1991) foi adotado por Lira et al. (2020), a estimativa de fósforo na camada de sedimento é apresentada na Equação 9.

$$p_{2(t+1)} = p_{2(t)} + \frac{(V_s A_2 p'_1 - v_r A_2 p_2 - v_b A_2 p_2) \Delta t}{A_2 h_2} \quad (9)$$

Para obter o volume de água armazenada no reservatório em cada etapa da simulação, Lira et al. (2020) utilizaram a Equação 10.

$$\frac{dv}{dt} = (Q_A + Q_H) - (Q_E + Q_S + Q_W) \quad (10)$$

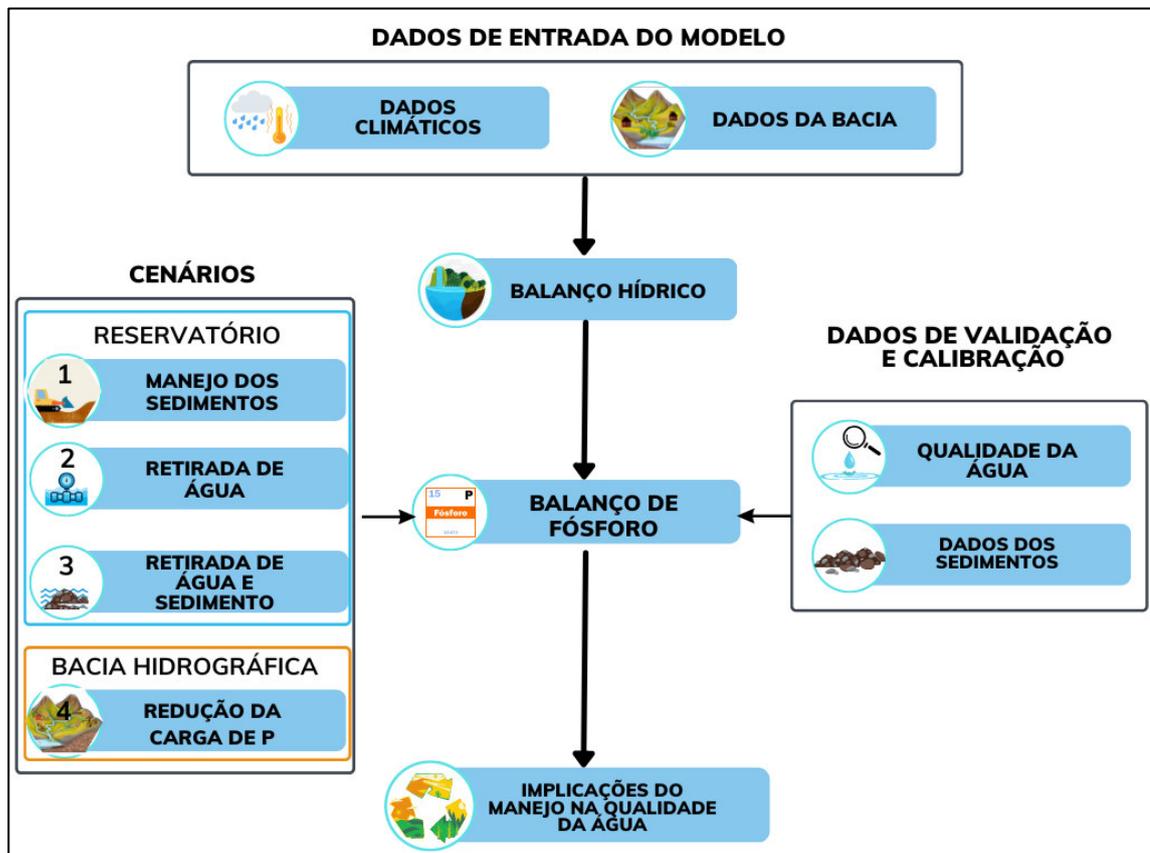
onde: V é o volume (m^3); t é o tempo (mês) e as outras variáveis são fluxos ($m^3 \cdot \text{mês}^{-1}$): Q_A é o aporte proveniente da rede fluvial; Q_H é a entrada da água pela chuva diretamente sobre o lago; Q_E é a vazão de evaporação; Q_S é a vazão de sangria; Q_W é a vazão retirada para abastecimento.

É importante destacar que a liberação de fósforo do sedimento para a coluna de água ocorre de forma mais intensa quando os níveis de oxigênio dissolvido atingem as condições anoxia. Em um estudo realizado por Carneiro et al. (2022) em reservatórios localizados no semiárido brasileiro observou que o período de anoxia é mais significativo durante a estação chuvosa, quando a camada hipolímica se apresenta mais espessa em relação à profundidade total da água.

4.4 Aquisição de dados de entrada do modelo

A Figura 5 apresenta uma síntese dos dados de entrada, da aplicação do modelo e os cenários projetados para a investigação na mudança da concentração do fósforo nos reservatórios.

Figura 5 - Fluxograma da metodologia seguida no âmbito desta tese.



Fonte: Autora, 2024.

4.4.1. Dados meteorológicos, hidrológicos e qualidade da água

O modelo de balanço de fósforo foi aplicado em reservatórios do semiárido brasileiro, estes passam por ciclos de seca e reabastecimento, oferecendo um ambiente ideal para a aplicação do modelo. Os dados climáticos referentes às médias mensais de evaporação potencial foram fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) (<https://portal.inmet.gov.br/normais>), esses dados foram utilizados para simular a dinâmica do armazenamento de água nos reservatórios.

Os dados hidrológicos diários (precipitação e nível da água dos reservatórios), assim como área, volume e as vazões de retirada dos reservatórios foram obtidos junto à Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará (COGERH). Exceto para o reservatório Boqueirão, pois para esse sistema, os dados foram obtidos do banco de dados do HIDROSED (Grupo de Pesquisa Hidrossedimentológica do Semiárido) que monitora a bacia desde 2003. Os dados das bacias hidrográficas que abrigam os reservatórios foram obtidos no Portal Hidrológico (<http://www.hidro.ce.gov.br>). Esses dados proveram as informações de entrada para o balanço hídrico.

Para o cálculo do balanço hídrico nos reservatórios, o escoamento foi calculado a partir de dados de chuva e utilizando o modelo empírico do CN - Curve Number (USDA, 1986), os valores de CN são apresentados na Tabela 3. O cálculo do balanço hídrico nos reservatórios foi validado comparando a variabilidade do armazenamento do reservatório modelado com o medido pela COGERH.

Tabela 3 – Modelo empírico CN para os reservatórios modelados.

ID	Reservatório	CN
1	Tijuquinha	70
2	Penedo	86
3	São José I	72
4	Jatobá	50
5	Salão	76
6	Boqueirão	45

Fonte: Autora, 2023.

O modelo de balanço de fósforo requer informações do teor de fósforo na entrada, na coluna de água e nos sedimentos dos reservatórios. A principal fonte obtenção dos dados de qualidade de água foram adquiridos por meio do programa de monitoramento da Companhia

de Recursos Hídricos do Estado do Ceará (COGERH), que realizou aproximadamente 30 campanhas (3 a 4 campanhas por ano, no período de 2008-2021), as quais contemplaram os períodos úmidos e secos. As concentrações de fósforo na afluência e no reservatório Boqueirão foram obtidas por meio de campanhas realizadas no período de 2021 a 2022. E para o reservatório São José 1 obtiveram-se dados complementares em campanha realizada por Lima Neto et al. (2022) ocorridas no período de 2018 a 2019.

4.4.2. Reservatórios do Grupo 2: análise do teor de fósforo no sedimento

Os dados de sedimentos utilizados na pesquisa foram obtidos por meio de coletas de campo que fazem parte de um banco de dados considerando pesquisas que foram realizadas na área de estudo (BRAGA et al., 2019; LIRA et al., 2020; CARVALHO et al., 2022; BRAGA et al., 2023). Além disso, novas coletas foram realizadas no presente estudo, sendo integradas ao banco de dados.

Em dezembro de 2021, foi realizada uma campanha para a coleta de sedimentos nos reservatórios Boqueirão (BQ), São Nicolau (SN) e São Joaquim (SJ), todos pertencentes ao Grupo 2. Este procedimento ocorreu durante o período que os reservatórios se encontravam secos (vide Figura 6). Na Tabela 4, encontram-se registradas informações concernentes às características das bacias hidrográficas e aos reservatórios.

Tabela 4 – Características das bacias hidrográficas e dos reservatórios onde foram coletados sedimentos.

Reservatório	Área da bacia (km ²)	Capacidade de armazenamento (hm ³)	Ano de construção
Boqueirão	12,3	0,06	1934
São Joaquim	34,52	0,89	1932
São Nicolau	36,10	3,20	1995

Fonte: Autora, 2023.

Ao todo, foram coletadas 31 amostras, com 8 delas obtidas em profundidade que alcançaram até 90 cm. Optou-se por coletar amostras de sedimentos nos reservatórios São Nicolau e São Joaquim, pois estes estavam secos e possuíam um banco de dados de sedimentos, o que possibilitou uma análise mais detalhada da correlação entre o fósforo total (PT) e P_{assimilável}. Ressalta-se que a Figura 6 exhibe o procedimento de coleta.

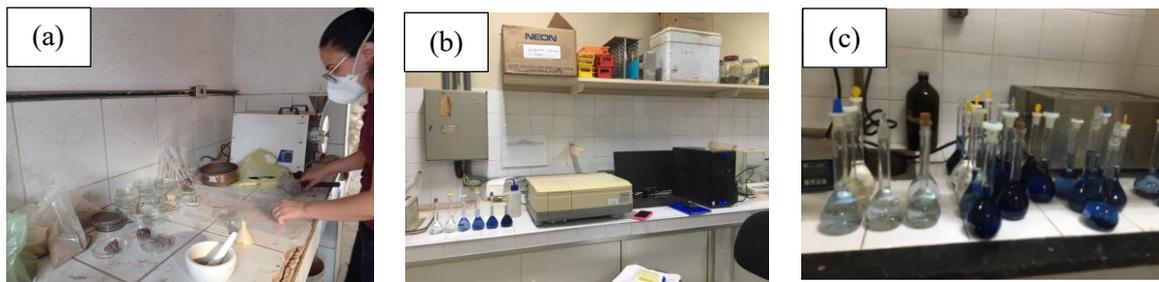
Figura 6 – Coleta de amostras de sedimentos em profundidades distintas variando de 30 a 90 cm de: (a) Amostras coletadas no Açude Boqueirão; (b) Amostras no Açude São Nicolau.



Fonte: Autora, 2024.

As análises de PT das amostras de água foram realizadas no Laboratório de Solos, Águas, Tecidos Vegetais e Adubos, convênio entre a Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME) e Universidade Federal do Ceará (UFC). As amostras de sedimento foram realizadas no Laboratório Relações Solo – Água - Planta do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará (Figura 7), seguindo a metodologia proposta por Hedley et al. (1982).

Figura 7 – (a) Maceramento das amostras de solo para análise do teor de fósforo; (b) Espectrômetro instrumento utilizado para medir absorvância de luz em uma substância em função do comprimento de onda; (c) Ordenação das mostras para análise de fósforo total.



Fonte: Autora, 2024.

4.4.3. Reservatórios do Grupo 3: análise de clustering de dados medidos de fósforo assimilável

A técnica estatística de agrupamento, mais conhecida como clustering, foi utilizada com o propósito de analisar a distribuição da concentração de $P_{\text{assimilável}}$ nos reservatórios do Grupo 3 que integram o banco de dados (Açude Escola, Pentecoste, Fogareiro, Marengo, São Joaquim, São Nicolau, Açude III, Araras, Benguê e Boqueirão). Essa investigação é fundamental para a realização de uma das etapas descritas no item 4.3.4. O *clustering*, que se destaca como uma das principais ferramentas em análise de dados, oferece diversas abordagens para agrupar os dados. Estas incluem métodos de particionamento, hierárquicos e baseados em densidade. Em particular, o *clustering* baseado em particionamento se apresenta como uma estratégia que busca agrupar dados em conjuntos distintos e não sobrepostos.

Um dos algoritmos de *clustering* baseados em particionamento mais amplamente adotados é o *K-means*. Este algoritmo tem como objetivo a agregação de dados em K *clusters* e se fundamenta na medida de distância em relação aos seus centroides correspondentes. No entanto, vale ressaltar que, devido à origem do *clustering*, alguns fatores, como o valor de K , devem ser determinados previamente antes de utilizar o *K-means*. Determinar o valor adequado de K representa um desafio considerável, uma vez que não existe uma abordagem universal para tal determinação. Uma das abordagens populares para estabelecer o valor adequado de K é o método WSS (*Within Sum of Square*), que se baseia em análise gráfica (SAPUTRA; SAPUTRA; OSWARI, 2023).

O método WSS foi utilizado para obter agrupamentos, visando à minimização da distância possível entre seus pontos e os respectivos centroides. Quando se obtém uma soma dos erros ao quadrado elevada, isso sinaliza uma baixa qualidade do agrupamento. O método do cotovelo (do inglês - *Elbow method*), complementa o método WSS, onde sugere que cada valor de WSS seja plotado em um gráfico em que o eixo Y corresponde ao valor de WSS e o eixo X corresponde ao número de *clusters*. A seleção do número apropriado de *clusters* é realizada mediante a análise desse gráfico, buscando identificar um ponto de inflexão significativo (SAPUTRA e SAPUTRA; OSWARI, 2023; NAWRIN et al., 2017).

4.4.4 Concentração do fósforo total nos sedimentos

O modelo de balanço de fósforo requer, como dado de entrada, a determinação da concentração de fósforo total no sedimento dos reservatórios. No entanto, em decorrência

das limitações impostas pela pandemia de COVID-19, houve uma significativa redução no número de campanhas de coleta, restringindo-se à amostragem de sedimentos apenas nos reservatórios listados na Tabela 5. Nesse contexto, procedeu-se à análise de fósforo total e fósforo assimilável para as amostras de sedimentos coletadas.

A finalidade da determinação das concentrações de fósforo total e fósforo assimilável nas amostras foi verificar a existência de uma relação de proporção entre o fósforo total e o fósforo assimilável ($PT/P_{\text{assimilável}}$) presentes nas mesmas. A Tabela 05 apresenta as concentrações e os valores obtidos para essa relação $PT/P_{\text{assimilável}}$. Este quociente reflete a proporção da variação na concentração de PT em relação ao $P_{\text{assimilável}}$ para cada amostra. Para uma análise mais abrangente da razão entre as concentrações, foi calculada a mediana desse quociente e, com base nesse resultado, foi gerado um gráfico de caixa.

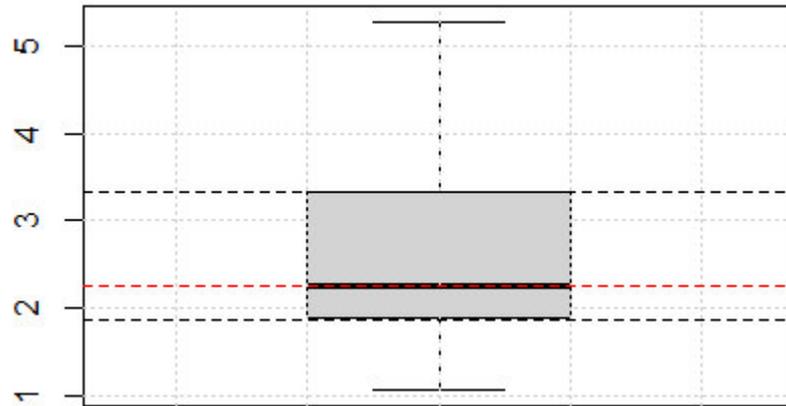
Tabela 5 – Proporções entre o fósforo total e o fósforo assimilável dos reservatórios do Grupo 2.

Pontos	PT (mgP/Kg)	P_{assimilável} (mgP/Kg)	PT/P_{assimilável}
BQ 01	64,08	30,96	2,07
BQ 02	64,40	38,01	1,69
SJ 01	57,81	25,73	2,25
SJ 02	34,89	32,71	1,07
SN 01	119,15	22,57	5,28
SN 02	115,55	29,13	3,97
SN 03	127,40	47,57	2,68
		Mediana	2,25

Fonte: Autora, 2024.

O gráfico de caixa (Figura 8) foi utilizado com o propósito de observar a distribuição da razão entre as concentrações de $PT/P_{\text{assimilável}}$ nas amostras, fornecendo uma representação visual que simplifica a interpretação das tendências e da variabilidade dessa relação no conjunto de dados.

Figura 8 – Razão entre as concentrações de fósforo total (PT) e fósforo assimilável ($P_{\text{assimilável}}$) de dados medidos dos reservatórios do Grupo 2, no período de dezembro de 2021.

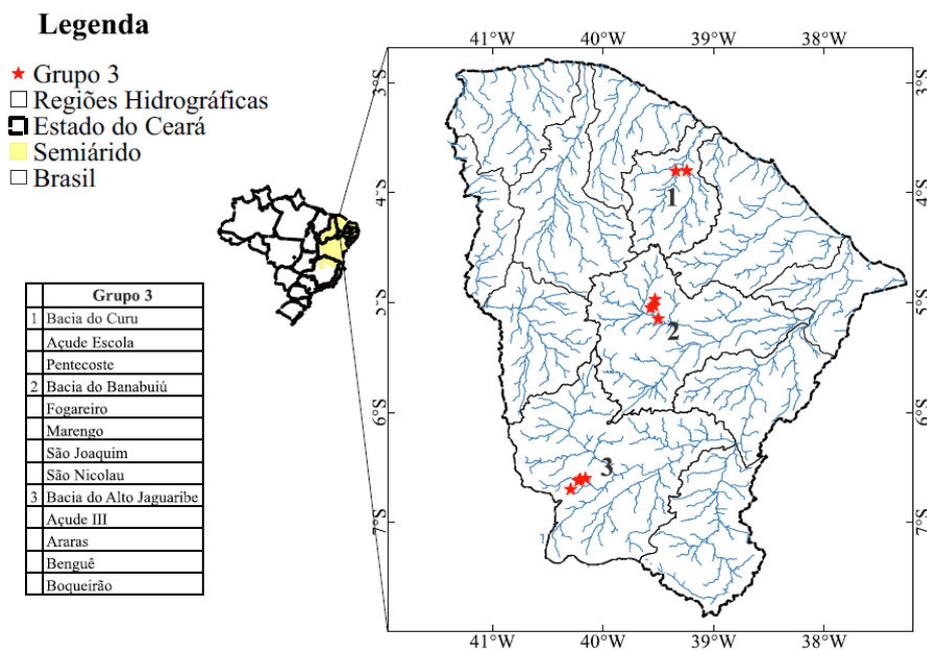


Fonte: Autora, 2024.

Os valores estatísticos obtidos incluem a mediana de 2,25, o primeiro quartil de 1,88 e o terceiro quartil de 3,32. Esses dados são fundamentais para a análise da dispersão e centralidade da razão entre as concentrações de PT e $P_{\text{assimilável}}$ nas amostras analisadas.

Esses valores foram multiplicados pelas concentrações de $P_{\text{assimilável}}$ dos reservatórios pertencentes ao Grupo 3, assim estimou-se a concentração de PT no sedimento. A Figura 9 apresenta a localização dos reservatórios.

Figura 9 – Localização dos reservatórios do Grupo 3.

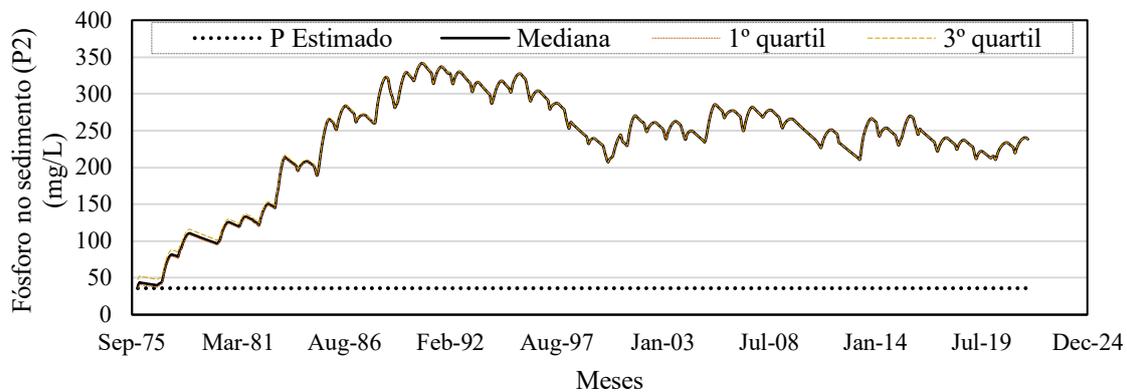


Fonte: Autora, 2024.

Foram estabelecidos critérios de seleção para a escolha desses reservatórios. Inicialmente, a seleção considerou a localização dos reservatórios nas mesmas bacias hidrográfica onde o modelo de balanço de fósforo está sendo aplicado. Além disso, outro critério importante foi a análise de *clustering* do $P_{\text{assimilável}}$, que permitiu a observação da formação dos grupos com base nas concentrações presentes nos reservatórios. Com base nesses critérios, foram selecionados os pontos com maior representatividade (ou seja, maior concentração de $P_{\text{assimilável}}$ e espacialização representativa) para a posterior estimativa da concentração de PT nos sedimentos.

Após a obtenção das concentrações de PT nos sedimentos dos reservatórios, procedeu-se o cálculo da média. Obteve-se um valor médio de PT de 22 mgP/kg para a mediana, 19 mgP/kg para o primeiro quartil e 32 mgP/kg para o terceiro quartil. Essa análise foi conduzida com o propósito de avaliar se o valor inicial afeta significativamente os resultados do modelo por um longo período ou se o mesmo é pouco sensível às condições de contorno iniciais. Os detalhes da simulação podem ser observados na Figura 10.

Figura 10 – Simulação da concentração do fósforo total no sedimento (P2) com os valores médios da mediana, do primeiro quartil e do terceiro quartil.



Fonte: Autora, 2024.

Optou-se por utilizar a concentração de PT obtida pela mediana, visto que não há distinção significativa ao escolher o valor da mediana, do primeiro quartil ou do terceiro quartil.

4.4.4 Distribuição espacial do fósforo assimilável e perfil vertical do fósforo total e assimilável nos sedimentos

Com o propósito de realizar uma análise da distribuição espacial do Passimilável e aprofundar a compreensão de sua tendência de deposição nos reservatórios, recorreu-se à aplicação do método geoestatístico de krigagem para mapear as concentrações desse nutriente, utilizando como fonte o banco de dados de sedimentos dos reservatórios do Grupo 2: Boqueirão (BQ), São Nicolau (SN) e São Joaquim (SJ). A compreensão da variabilidade espacial do fósforo nos reservatórios pode fornecer percepções relevantes, direcionando assim o desenvolvimento de estratégias destinadas à futura remoção desse elemento. Entre as metodologias de avaliação da variabilidade espacial, estudos anteriores (SONG et al., 2017; BHUNIA; SHIT; CHATTOPADHYAY, 2018; MPONELA et al., 2020; SELMY et al., 2021) têm destacado a krigagem como a abordagem mais eficaz na obtenção de informações relativas à distribuição espacial do solo. Essa informação sobre a variabilidade espacial em pequena escala pode auxiliar nas práticas de manejo do fósforo presente nos reservatórios.

A krigagem, devido à sua capacidade de incorporar a dependência espacial entre amostras adjacentes, demonstra eficiência na estimativa precisa dos níveis de atributos em qualquer localização dentro do terreno, minimizando a variância residual, conforme apontado por Souza et al. (2010) em sua pesquisa. O ajuste do modelo de dependência espacial é realizado com base em um semivariograma de cujo os parâmetros descrevem a estrutura da variância do atributo, ou seja, a correlação espacial dos dados, em relação às variações da distância (ZONTA et al., 2014). Para realizar a interpolação e a elaboração de mapas que ilustrem essa distribuição, utilizou-se o software QGIS, com o auxílio do plug-in Smart-Map.

Adicionalmente, também foi investigada a distribuição vertical de fósforo total (PT) e fósforo assimilável (Passimilável) nos sedimentos dos reservatórios Boqueirão (BQ), São Nicolau (SN) e São Joaquim (SJ). Um total de oito amostras foi coletado em diferentes profundidades, variando de 0 a 90 cm.

Essa análise foi necessária para compreender a variação nas concentrações de Passimilável e de PT no perfil do sedimento. Tal investigação se justifica devido à necessidade de prever a profundidade adequada para a remoção de fósforo presente nos sedimentos.

4.5 Índice de poluição por fósforo no sedimento

A liberação de fósforo dos sedimentos representa uma fonte de contaminação da água e pode resultar na degradação da qualidade da água, mesmo após a redução das cargas externas (LIMA NETO et al., 2022). Nesse contexto, foi avaliado o grau de contaminação associado ao PT presente nos sedimentos, concentrando-se nos reservatórios Tijuquinha, São José 1, Boqueirão, São Joaquim e São Nicolau. Esta seleção foi determinada pela disponibilidade de dados de PT para esses reservatórios. Esta avaliação é essencial, uma vez que se considera como cenário de simulação, a remoção da carga interna de PT.

Para conduzir essa avaliação, adotou-se a abordagem metodológica proposta por Younis et al. (2022), que utiliza o “índice único de poluição”, o qual foi originado de diretrizes estabelecidas pelo Ministério de Energia e do Meio Ambiente de Ontário, Canadá (1992). O índice foi calculado usando a Equação 11.

$$S_{PT} = \frac{C_{PT}}{C_P} \quad (11)$$

onde: S_{PT} é o índice único de poluição; C_{PT} é a concentração de PT e C_P é a concentração padrão de P.

No que se refere aos padrões de concentração de PT, é importante observar que a legislação brasileira não estabelece valores específicos para avaliar a qualidade dos sedimentos associada ao PT. A resolução CONAMA 454/2012, que trata da disposição e qualidade dos sedimentos dragados, estabelece um valor de alerta para uma concentração de PT de 2000 mg.kg-1. Nesta circunstância, o presente estudo optou por adotar a concentração padrão de 600 mg.kg-1, conforme estabelecida por Alvarez-Guerra (2007). Essa escolha segue a mesma referência adotada por Younis et al. (2022). O índice único de poluição (SPT), é categorizado em quatro níveis, conforme indicado na Tabela 7.

Tabela 6 – Índice de poluição do sedimento por fósforo.

Nível de risco	Valor	Avaliação da poluição
Nível 1	$S_{PT} < 0,5$	Não poluído
Nível 2	$0,5 \leq S_{PT} \leq 1$	Ligeiramente poluído
Nível 3	$1 \leq S_{PT} \leq 1,5$	Moderadamente poluído
Nível 4	$1,5 \leq S_{PT}$	Altamente poluído

Fonte: Adaptado de Younis et al. (2021).

4.6 Parâmetros do modelo

Os parâmetros que integram o modelo de balanço de fósforo são v_s (velocidade de sedimentação do fósforo da coluna de água para o sedimento), v_r (coeficiente de retorno de fósforo dos sedimentos para a coluna de água) e v_b (velocidade de fixação do fósforo nos sedimentos profundos).

A velocidade aparente de sedimentação do fósforo (v_s) foi estimada combinando a equação proposta por Chapra e Canale (1991) para a estimativa total de fósforo na água (Equação 12) e apresentada por Vollenweider (1976), que é baseada no decaimento do fósforo na água (k_s), resultando na Equação 13.

$$V_1 \frac{dp_1}{dt} = W - Qp_1 - k_s V_1 p_1 \quad (12)$$

$$v_s = \frac{k_s V_1}{A_2} + \frac{v_r p_2}{p_1} \quad (13)$$

Chapra e Canale (1991) propuseram um modelo baseado no oxigênio hipolimnético dissolvido, para estimar o v_r . Os autores perceberam que a escassez de oxigênio dissolvido (OD) influencia na taxa de transferência de fósforo do sedimento para a água e, portanto, pode variar entre as estações. Carneiro et al. (2022) constataram que os níveis de OD hipolimnético estão relacionados à estratificação térmica da coluna de água, sendo essa predominante na estação chuvosa. Portanto foi adotado um fator de anoxia de 120 dias, que representa o número de dias que a superfície do sedimento está liberando PT para a coluna de água.

A velocidade de fixação do fósforo (v_b), foi estimada como proposto por Chapra e Canale (1991) (Equação 14), considerando que a massa de fósforo incorporada ao sedimento profundo pode ser aproximada pelo valor acumulado no reservatório (carga afluyente menos a carga efluyente) durante o período do estudo (W_{ret} , mg.mês⁻¹).

$$v_b = \frac{W_{ret}}{A_2 p_2} \quad (14)$$

A carga mensal de fósforo afluyente (W) para o reservatório 1 foi calculada a partir do produto da vazão calculada (Q) pela concentração de fósforo total na entrada do

reservatório ($P_{T, in}$), que foi obtida a partir da Equação 15. Esse método foi validado por Rocha e Lima Neto (2021) para reservatórios localizados no semiárido brasileiro.

$$PT_{in} = 46.Q^{-0,8} + 39.Q^{0,7} \quad (15)$$

onde: PT_{in} é a concentração de fósforo total escoado para o reservatório ($mg.m^{-3}$);

Para os reservatórios 2, 4 e 5 utilizaram-se as cargas de fósforo afluyente estimadas por Rocha e Lima Neto (2021). Já para o reservatório 3, a concentração foi medida por Lima Neto et al. (2022). A carga do reservatório 6 foi obtida por meio de campanha realizada no primeiro semestre de 2022.

Outro parâmetro importante para o modelo é o coeficiente de decaimento do fósforo, este foi calculado conforme sugerido por Salas e Martino (1991), a Equação 16 foi proposta para climas tropicais, sendo assim mais adequada para o reservatório Tijuquinha, por estar localizado em uma região serrana, apresentando temperaturas mais amenas, entre 17,5 e 25,2°C.

$$K_s = 2.t^{0,5} \quad (16)$$

onde: K_s é o coeficiente de perda de fósforo por sedimentação (ano^{-1}); t é o tempo de residência no reservatório (ano).

No entanto, para os demais reservatório que estão inseridos no contexto geoambiental sertão, o coeficiente de decaimento do fósforo foi estimado por meio da Equação 17. Esta correlação empírica foi ajustada e validada para diversos reservatórios do semiárido brasileiro por Toné e Lima Neto (2019). A equação sugere que os lagos e reservatórios do semiárido apresentam um coeficiente de decaimento mais elevado devido às suas maiores temperaturas da água ($T \cong 28^\circ C$).

$$K_s = 4.t^{0,5} \quad (17)$$

A concentração inicial de fósforo total no sedimento foi medida para os reservatórios 1 e 6. Para os demais foi estimada de acordo com a Equação 18, proposta por Chapra e Canale, 1991.

$$P_{2i} = P_s(1 - \phi)\rho 10^9 \quad (18)$$

onde: P_{2i} é a concentração inicial do fósforo no sedimento (mg.m^{-3}); P_s é o teor de fósforo no sedimento (%); ϕ é a porosidade do sedimento (-); ρ é a densidade do sedimento (g.cm^{-3}).

4.6.1 Calibração, análise de sensibilidade e incertezas

A calibração do modelo tem por objetivo principal minimizar os desvios entre as variáveis simuladas e medidas. Esse processo demanda amplo conhecimento devido ao grande número de parâmetros não mensuráveis que precisam ser estimados (VEITH et al., 2010). A calibração pode ainda ser facilitada a partir da determinação do grau de influência dos parâmetros do modelo sobre a variável simulada. Para isso a análise de sensibilidade possibilita identificar os parâmetros que mais influenciam no modelo e sua importância nos resultados gerados.

O parâmetro v_r mostrou-se sensível às variações da carga interna que são mais acentuadas no período úmido. Carneiro et al. (2023) observaram um comportamento semelhante para os reservatórios situados no semiárido brasileiro. Durante o primeiro semestre, a estratificação térmica prevalece, aumentando a camada anóxica e possibilitando uma maior liberação de TP do sedimento para a coluna de água (ROCHA e LIMA NETO, 2021). Outros estudos (ANDERSON et al., 2021; WANG et al., 2015) também indicam que o processo de liberação do TP em lagos estratificados em períodos anóxicos é acelerado. Por outro lado, o parâmetro v_b apresenta uma maior sensibilidade na estação seca, quando o processo físico de mistura completa predomina nos reservatórios do semiárido, acarretando a prevalência do processo de sedimentação (CARNEIRO et al., 2023).

O parâmetro v_b foi estimado conforme proposto por Chapra e Canale (1991) e ajustado individualmente para cada reservatório. Para avaliar a eficiência da calibração obtida em comparação com a abordagem proposta por Lira et al. (2020), adotou-se a metodologia delineada por esses pesquisadores. Esta metodologia envolveu a calibração do coeficiente de retorno de fósforo para a coluna de água (v_r) por meio da maximização do coeficiente de eficiência proposto por Nash-Sutcliffe. É importante ressaltar que esse ajuste foi restrito ao reservatório Tijuquinha, com a finalidade de evidenciar que as modificações propostas neste estudo resultaram em um aprimoramento do desempenho do modelo.

Esta pesquisa envolve algumas considerações importantes em relação às incertezas. Uma delas diz respeito aos dados relacionados às concentrações de fósforo total (TP) tanto na água como no sedimento. Além disso, foram observadas incertezas relacionadas aos dados utilizados para estimar o balanço hídrico do reservatório. Vale ressaltar que, devido à crise

epidemiológica da COVID-19, que resultou em uma série de restrições, não foi possível realizar a coleta planejada de amostras de água e sedimento nos reservatórios estudados.

4.6.2 Curva de permanência das concentrações de fósforo e validação do modelo

As curvas de permanência de concentração de fósforo foram plotadas para avaliar o desempenho do modelo, após a simulação das cargas de TP com base nos parâmetros selecionados. Esse procedimento foi adotado para verificar a frequência com que o modelo acerta a ordem de grandeza dos valores simulados em relação aos valores observados. Para construir a curva de permanência, inicialmente analisou-se a quantidade de dados medidos e os organizou em ordem crescente. Essa mesma ordenação foi aplicada aos dados modelados. Em seguida, comparou-se os dados medidos e modelados para se avaliar o desempenho do modelo.

O desempenho da curva de permanência foi avaliado utilizando o índice estatístico Nash e Sutcliffe (1970), o coeficiente NSE (vide Equação 19) varia de $-\infty$ a 1, sendo que valores mais altos indicam um melhor desempenho do modelo. Quando o valor do coeficiente NSE é menor que zero, indica que a capacidade preditiva do modelo é inferior à adoção do valor médio dos dados observados.

$$NSE = 1 - \frac{\sum_j (Y_{med,j} - Y_{sim,j})^2}{\sum_j (Y_{med,j} - \bar{Y}_{sim,j})^2} \quad (19)$$

onde: $Y_{med,j}$, $Y_{sim,j}$ são as medidas e valores simulados da variável no tempo j , respectivamente; \bar{Y} é a média medida dos valores da variável.

4.7 Cenários de operação dos reservatórios e manejo de sedimentos

Após a calibração e validação do modelo, ele simulou um período de 45 anos (1976 – 2021) para quatro cenários. Os seguintes cenários foram estabelecidos:

1. Cenário 1: Remoção parcial da carga interna de fósforo depositada no sedimento, com o foco dessa ação na qualidade de água dos reservatórios. Para isso, foram realizadas duas simulações, cada uma representando uma redução diferente no teor de fósforo na camada superficial do sedimento ($P_2 = 22 \text{ mg. L}^{-1}$): uma simulação de redução de 20% e outra de 50%.
2. Cenário 2: Retirada de água de pequenos açudes verificando a melhoria na qualidade de água;

3. Cenário 3: Aplicação simultânea o Cenário 1 e Cenário 2 para avaliar a dinâmica do fósforo nos reservatórios;
4. Cenário 4: Redução da carga de fósforo afluyente, foi proposto uma redução na carga de fósforo (Win) que entra no reservatório, realizando simulações que consideram 20% e 50% da carga de referência.

A métrica utilizada para avaliar as implicações dos cenários propostos na qualidade de água e na dinâmica temporal do estado trófico do reservatório foi a recomendada por Lamparelli (2004) para ambientes tropicais. O estado trófico foi definido com base nas concentrações de fósforo (Tabela 7).

Tabela 7 – Índice de estado trófico (IET) e o seu respectivo limiar de fósforo total (PT), de acordo com Lamparelli (2004).

Estado trófico	Fósforo total (mg.L⁻¹)	IET (fósforo)
Ultraoligotrófico	$PT \leq 0,008$	47
Oligotrófico	$0,008 \leq PT \leq 0,019$	$47 < IET \leq 52$
Mesotrófico	$0,019 \leq PT \leq 0,052$	$52 < IET \leq 59$
Eutrófico	$0,052 \leq PT \leq 0,120$	$59 < IET \leq 63$
Supereutrófico	$0,120 \leq PT \leq 0,233$	$63 < IET \leq 67$
Hipereutrófico	$PT \geq 0,233$	$IET > 67$

Fonte: Autora, 2023.

5 RESULTADOS

5.1 Qualidade da água nos reservatórios

Para avaliar o estado trófico dos reservatórios estudados, utilizou-se o limiar de concentrações de fósforo total estabelecido por Lamparelli (2004). Os dados de concentração de fósforo utilizados foram obtidos no Portal Hidrológico do Ceará, abrangendo diferentes períodos de análise. Foram considerados os dados de 2009 a 2021 para o reservatório Tijuquinha e também para os demais reservatórios.

Ao analisar os dados, observou-se que tanto o reservatório Tijuquinha quanto os demais reservatórios passaram a maior parte do período observado no estado eutrófico. No entanto, destaca-se o reservatório Jatobá, que se manteve predominantemente no estado mesotrófico ao longo do tempo. O anexo A disponibiliza os gráficos elaborados pela COGERH, possibilitando a realização de uma análise temporal das flutuações no estado trófico dos reservatórios de cinco dos seis reservatórios objeto de investigação neste estudo.

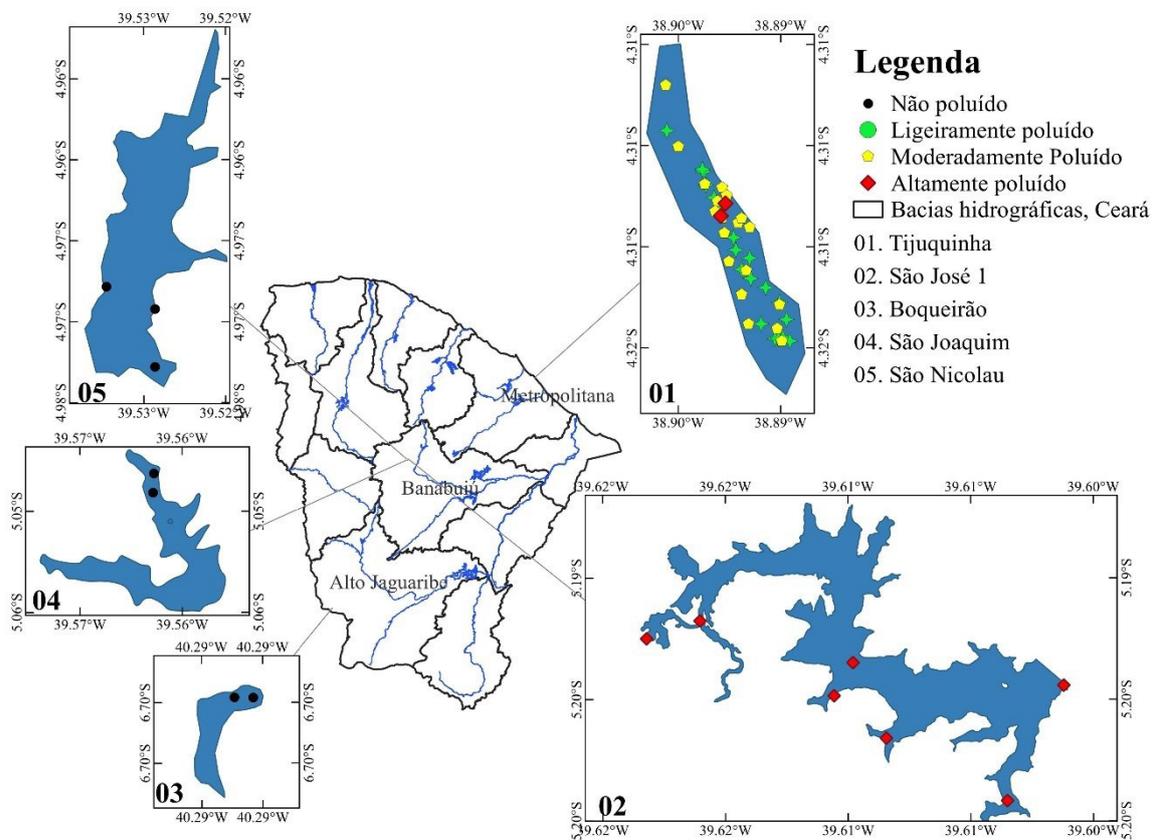
Além disso, é relevante considerar que o período de estiagem ocorrido durante as simulações pode ter exercido uma influência significativa na degradação da qualidade da água nos reservatórios, uma vez que a sazonalidade das chuvas exerce grande influência na dinâmica de nutrientes nos reservatórios (ROCHA e LIMA NETO, 2021).

No contexto da redução da qualidade da água no período de estiagem, a pesquisa conduzida por Santos et al. (2017) identificou alterações substanciais nos parâmetros físico-químicos da água e no estado trófico do reservatório Castanhão, o maior reservatório do estado do Ceará, após quatro anos consecutivos de precipitações abaixo da média. Por outro lado, os estudos realizados por Wiegand et al. (2021), que abrangeram a análise de 65 reservatórios na Região Nordeste do Brasil, constataram que 91% desses corpos d'água apresentaram um aumento no Índice de Estado Trófico (IET) no período de seca (2013-2017) em comparação com o período úmido (2008-2012). É notório que o período de estiagem influencia na degradação da qualidade da água. No âmbito deste estudo, os cenários propostos visam transformar a adversidade do período de seca em oportunidade para implementar um eficiente manejo dos reservatórios, removendo a água de baixa qualidade e o fósforo presente nos sedimentos dos reservatórios.

5.2 Índice de poluição do sedimento por fósforo

A Figura 11 ilustra o índice de poluição do sedimento por fósforo nos reservatórios Tijuquinha, São José 1, Boqueirão, São Joaquim e São Nicolau. Nesta figura, as representações cartográficas possibilitam a observação da variação espacial do índice de poluição, possibilitando a identificação de áreas com diferentes níveis de poluição por fósforo.

Figura 11 – Índice de poluição do sedimento por fósforo (Tabela 6) nos reservatórios Tijuquinha, São José 1, Boqueirão, São Joaquim e São Nicolau.



Fonte: Autora, 2024.

As amostras de sedimento coletadas nos reservatórios Boqueirão, São Joaquim e São Nicolau apresentaram baixa concentração de PT e, portanto, foram classificadas como não poluídas. No entanto, no reservatório Tijuquinha as concentrações de PT variaram de 320 a 1100 mg/kg, o que resultou em índices de poluição variando desde ligeiramente a altamente poluído. Em contraste, as amostras provenientes do reservatório São José 1 apresentaram concentrações consideravelmente elevadas de PT, variando de 2305 a 4021 mg/kg, o que caracterizou o seu sedimento nos pontos de amostragem como altamente poluído. Segundo

dados fornecidos pela COGERH (2023), as principais fontes de nutrientes que são observadas e relatadas nos açudes monitorados (Tijuquinha e São José 1) são: as descargas de esgotos domésticos e industriais; afluência de partículas de solos contendo nutrientes, em decorrência de erosão hídrica; presença de gado, principalmente no entorno do reservatório; e a exploração de piscicultura intensiva no espelho d'água do açude.

A análise do índice de poluição do sedimento por fósforo torna-se necessária, uma vez que se propõe a remoção do sedimento dos reservatórios nos Cenário 1 e Cenário 3. O sedimento atua no processo de degradação da qualidade da água, visto que mantém interações substanciais com a coluna de água do corpo hídrico. Neste contexto, Rocha e Lima Neto (2022) conduziram uma pesquisa abrangente, explorando as relações entre variáveis físicas, químicas e climáticas com a carga interna de fósforo total (PT) em reservatórios localizados na região semiárida do Brasil. Essa pesquisa contextualiza as variações nas concentrações de PT no sedimento e, conseqüentemente, na avaliação do impacto dessas concentrações na qualidade da água dos reservatórios.

A avaliação desse índice é essencial para identificar os pontos de maior concentração de fósforo no sedimento acumulado no reservatório. Essa análise contribui para a otimização das práticas de manejo dos reservatórios, bem como a melhoria da qualidade da água. Por meio da identificação de áreas com maior concentração de fósforo no sedimento, é possível direcionar intervenções com maior precisão e remover uma maior quantidade de fósforo. Resultando em um manejo mais eficiente dos recursos hídricos.

5.3 Análise de agrupamento do fósforo assimilável

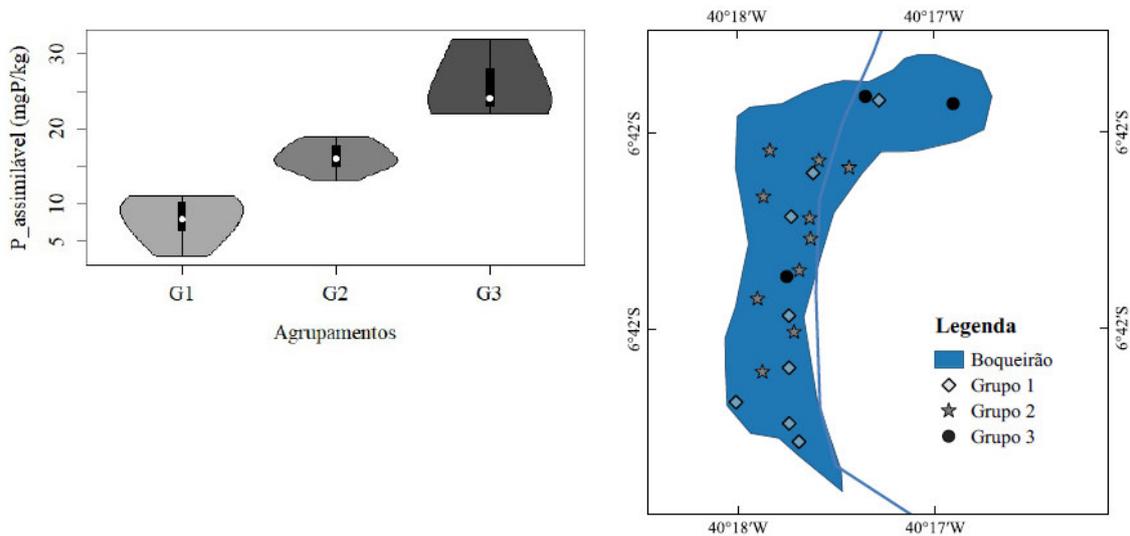
A análise de *clustering* do fósforo assimilável ($P_{\text{assimilável}}$) possibilitou a observação da formação dos grupos em relação às suas concentrações nos reservatórios pertencentes ao Grupo 3: Pentecoste, Açude Escola, Fogareiro, São Nicolau, São Joaquim, Marengo, Boqueirão, Araras, Açude III e Benguê. Entretanto, constatou-se que apenas cinco desses reservatórios apresentaram uma formação de grupos bem-sucedida, a saber: Boqueirão, São Joaquim, São Nicolau, Fogareiro e Marengo. Nos demais reservatórios, não se verificou a formação de grupos, o que provavelmente ocorreu devido à similaridade das concentrações de $P_{\text{assimilável}}$ nesses reservatórios.

No conjunto de reservatórios onde a formação de grupos foi eficaz, constatou-se a seguinte distribuição: o reservatório Boqueirão foi obtido três grupos distintos, o São Joaquim

exibiu quatro grupos, e o São Nicolau, o Fogareiro e o Marengo apresentaram a formação de três grupos distintos.

O reservatório Boqueirão apresentou uma concentração de $P_{\text{assimilável}}$ inferior àquela observada nos demais reservatórios avaliados, uma característica possivelmente atribuível à sua localização dentro de uma Estação Ecológica (MEDEIROS et al., 2014), e por ser uma área de Proteção Integral. Na Figura 12, apresenta-se uma representação gráfica dos grupos identificados no reservatório Boqueirão.

Figura 12 – Grupos de concentração de fósforo assimilável ($P_{\text{assimilável}}$) do reservatório Boqueirão nos pontos amostrados nos anos de 2016 e 2021.



Fonte: Autora, 2024.

O Grupo 1 se caracterizou por uma concentração reduzida de $P_{\text{assimilável}}$, com valores variando de 3 a 11 mgP/kg, predominando principalmente na calha do rio. Essa tendência pode ser atribuída ao fluxo da água, o qual dificulta a deposição nessa região, tornando-a menos propícia à sedimentação. Reservatórios rasos, com uma área superficial semelhante à do riacho original, geralmente apresentam velocidade de fluxo mais elevadas, o que exerce um impacto no processo de deposição dos sedimentos (LAKZIAN et al., 2021).

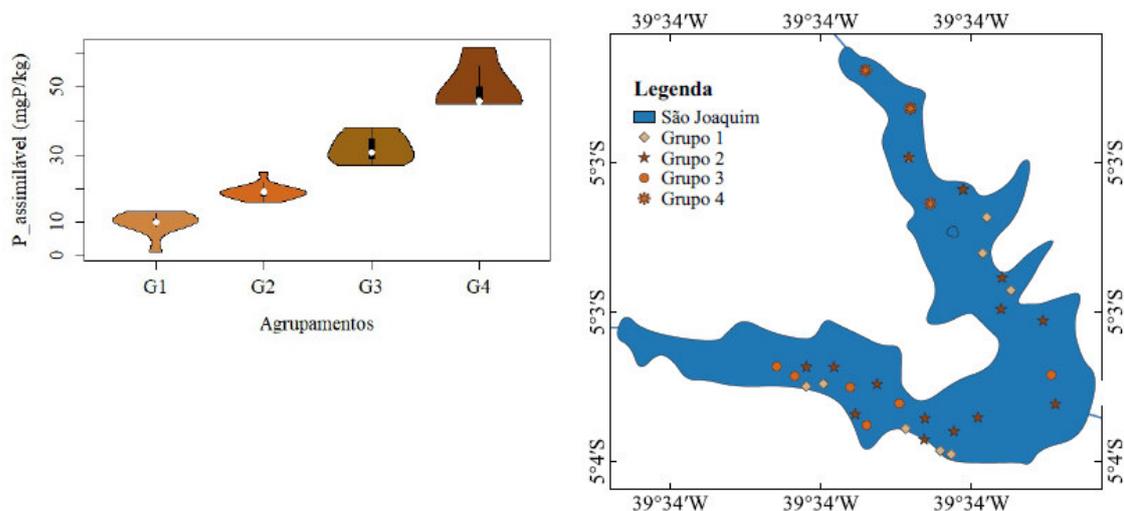
O Grupo 2, por sua vez, compreende de 13 a 19 mgP/kg, sendo predominante próximo as margens do reservatório, que se caracterizam por zonas de menos movimentação em comparação à calha do rio. Já o Grupo 3, cujas concentrações variam de 22 a 32mgP/kg foi preponderante regiões próximas à barragem, onde a profundidade é maior e a velocidade de escoamento é reduzida. Essa predominância pode ser atribuída às observações de

Han et al. (2018), que ressaltam que a diminuição da velocidade da água nos reservatórios, juntamente com o aumento do tempo de retenção da água, favorece uma maior absorção do fósforo pelo sedimento.

De forma complementar, a representação gráfica por meio do *violin plot* evidencia os grupos de concentração. Quanto mais largo o "violino", maior é a frequência das concentrações nesse grupo, indicando a faixa de concentração predominante no grupo em questão. É importante notar que tanto as concentrações de frequência quanto as medianas (representadas pelo ponto branco) permanecem em níveis razoavelmente baixos nas 21 amostras analisadas.

No reservatório São Joaquim, por sua vez, foram identificados quatro grupos com base na análise de 35 pontos amostrados nos anos de 2016 e 2021. A Figura 13, apresenta uma representação gráfica desses grupos identificados no reservatório São Joaquim.

Figura 13 – Grupos de concentração de fósforo assimilável ($P_{\text{assimilável}}$) do reservatório São Joaquim nos pontos amostrados nos anos de 2016 e 2021.



Fonte: Autora, 2024.

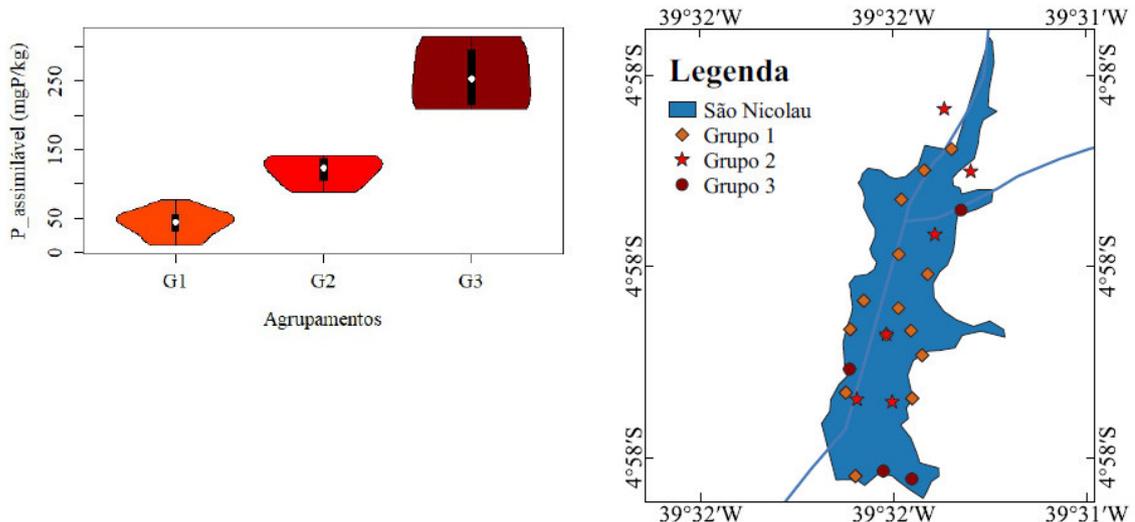
As concentrações de $P_{\text{assimilável}}$ apresentou uma ampla variação, oscilando entre 1 a 62 mgP/kg nos quatro grupos identificados. O primeiro grupo (com concentrações variando de 1 a 13 mgP/kg) apresentou predominância nas proximidades das margens e na calha do rio, possivelmente sob a mesma justificativa da concentração de sedimento do Boqueirão na calha do rio.

O segundo grupo (com concentrações na faixa de 16 a 25 mgP/kg) apresentou predominância tanto na calha quanto nas margens do rio. Já o terceiro grupo (com

concentrações variando de 27 a 38 mgP/kg) apresentou predominância nas margens do reservatório e na calha do rio. Por fim, o quarto grupo (com concentrações entre 45 e 62 mgP/kg) prevaleceu na margem direita do reservatório (Figura 14). Acredita-se que essa predominância na margem direita possa ser atribuída às contribuições antrópicas, como o cultivo de vazantes e a presença de animais, que podem influenciar significativamente as concentrações de $P_{\text{assimilável}}$ nessa região.

No reservatório São Nicolau, três grupos distintos foram identificados com base na análise de 32 pontos coletados nos anos de 2016 e 2021. A Figura 13, apresenta uma representação gráfica desses grupos identificados no reservatório São Nicolau.

Figura 14 – Grupos de concentração de fósforo assimilável ($P_{\text{assimilável}}$) do reservatório São Nicolau nos pontos amostrados nos anos de 2016 e 2021.

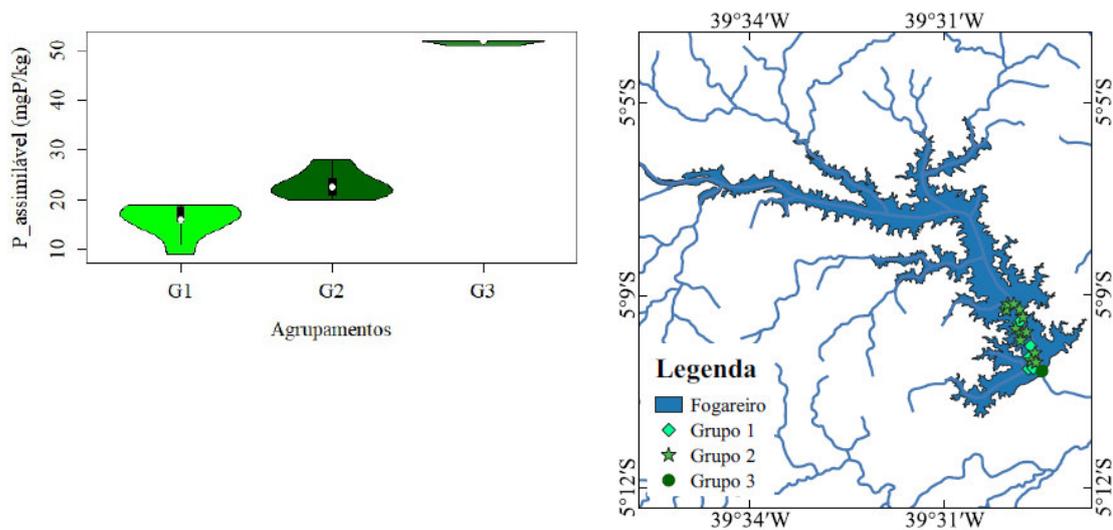


Fonte: Autora, 2024.

O reservatório São Nicolau foi o que apresentou concentrações mais elevadas de $P_{\text{assimilável}}$. O Grupo 1, caracterizado por concentrações menores de $P_{\text{assimilável}}$, variando de 10 a 77 mgP/kg, prevalece tanto na calha do rio quanto nas bordas do reservatório. O Grupo 2, por sua vez, abrange concentrações que variam entre de 88 a 142 mgP/kg, predominando nas margens do reservatório, que são caracterizadas por zonas de menor movimentação. Por sua vez, o Grupo 3, cujas concentrações variam de 142 a 316 mgP/kg foi preponderante em duas regiões distintas no reservatório: uma próxima à barragem, onde a profundidade é maior e o outro ponto foi na margem direita do reservatório.

No que diz respeito ao reservatório Fogareiro, procedeu-se à identificação de três grupos distintos por meio de uma análise de 20 pontos amostrados durante o ano de 2016. A Figura 15, por sua vez, proporciona uma representação visual dos grupos identificados nesse reservatório.

Figura 15 – Grupos de concentração de fósforo assimilável ($P_{\text{assimilável}}$) do reservatório Fogareiro nos pontos amostrados no ano de 2016.

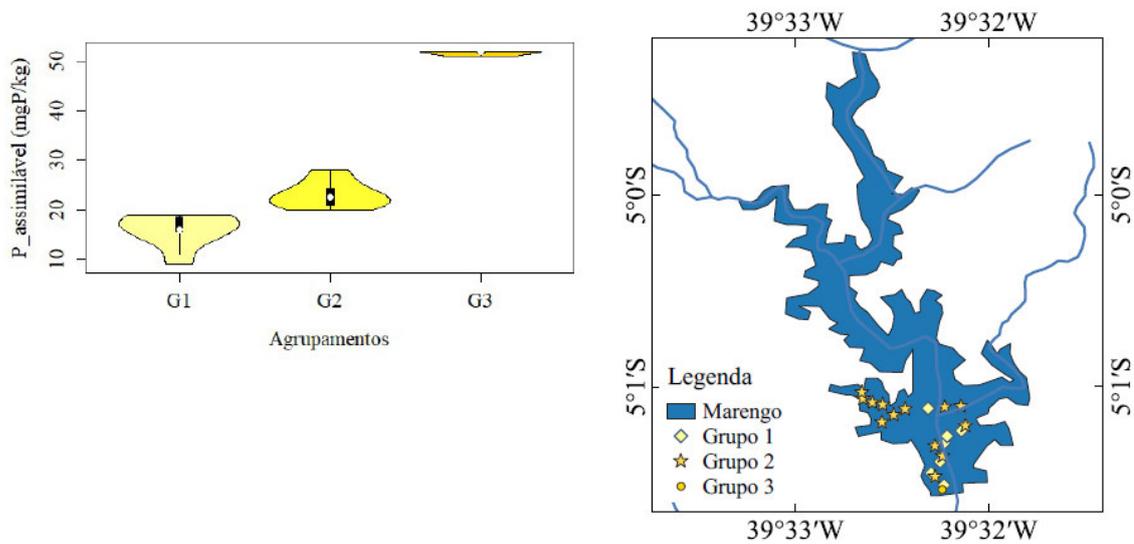


Fonte: Autora, 2024.

No reservatório Fogareiro, não foi identificado um padrão discernível na distribuição do $P_{\text{assimilável}}$. O Grupo 1, caracterizado por concentrações mais baixas de $P_{\text{assimilável}}$, variando de 9 a 19 mgP/kg, prevaleceu tanto na calha do rio quanto nas margens do reservatório. Por outro lado, o Grupo 2, com concentrações variando entre de 20 a 28 mgP/kg, também predominou tanto na calha do rio quanto nas margens do reservatório. Enquanto isso, o Grupo 3, com concentração foi de 52 mgP/kg, foi predominante próximo à barragem, onde a profundidade é maior.

No reservatório Marengo, foram identificados três grupos com base na análise de 21 pontos amostrados nos anos de 2016. A Figura 16, ilustra esses grupos identificados no reservatório Marengo.

Figura 16 – Grupos de concentração de fósforo assimilável ($P_{\text{assimilável}}$) do reservatório Marengo nos pontos amostrados no ano de 2016.

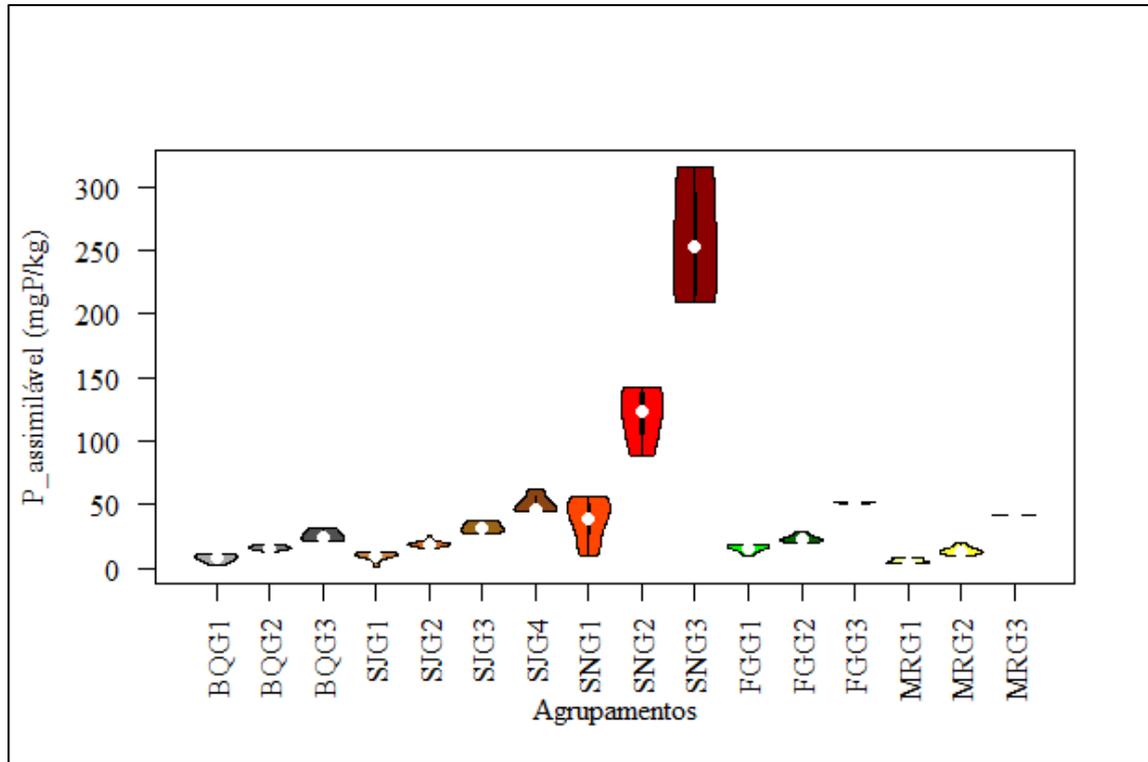


Fonte: Autora, 2024.

No reservatório Marengo também não se evidenciou um padrão definido na distribuição do $P_{\text{assimilável}}$. O Grupo 1, caracterizado por concentrações mais reduzidas de $P_{\text{assimilável}}$, variando de 4 a 8 mgP/kg, predominou tanto na região da calha do rio quanto nas margens do reservatório. Em contraste, o Grupo 2, com concentrações variando entre de 10 a 20 mgP/kg, também prevaleceu tanto na calha do rio quanto nas margens do reservatório. Por sua vez, o Grupo 3, com uma concentração de 41 mgP/kg, exerceu maior influência nas proximidades da barragem, onde a profundidade é maior.

A Figura 17 apresenta um gráfico que inclui os cinco reservatórios mencionados anteriormente. É evidente a disparidade nas concentrações de $P_{\text{assimilável}}$ no reservatório São Nicolau, em relação as concentrações observadas nos demais reservatórios.

Figura 17 – Grupos de concentração de fósforo assimilável ($P_{\text{assimilável}}$) nos pontos amostrados.



Fonte: Autora, 2024.

O reservatório Boqueirão apresentou um padrão distinto dos demais reservatórios na deposição do $P_{\text{assimilável}}$, possivelmente atribuído à sua localização em uma área de preservação ambiental, onde não há interferência humana. No entanto, é importante ressaltar que as concentrações de $P_{\text{assimilável}}$ assemelham-se às dos demais reservatórios. Por outro lado, nos reservatórios São Joaquim, São Nicolau, Fogareiro e Marengo, as concentrações do $P_{\text{assimilável}}$ variaram. Na análise de *clustering* os Grupo 1 e Grupo 2 foram predominantes à calha e margem dos reservatórios. Enquanto o Grupo 3 prevaleceu na parede dos reservatórios. No entanto, é importante notar que, no reservatório São Joaquim o Grupo 3 prevaleceu tanto na calha como nas margens, enquanto no reservatório São Nicolau, sua predominância ocorreu nas margens e na parede do reservatório. Isso provavelmente decorre das atividades agrícolas, pecuária, uso excessivo de fertilizante e ausência de um sistema de coleta de efluente.

A análise de agrupamento contribui para a compreensão das tendências na deposição da carga interna de $P_{\text{assimilável}}$ nos reservatórios, que entram e se distribuem nos reservatórios. Conforme enfatizado por Yu et al. (2021), esse processo de deposição nos reservatórios está intrinsecamente relacionado à granulometria, e os autores destacam que essa

relação tem um impacto direto no teor de fósforo na água, o que, por sua vez, influencia a distribuição do fósforo nos sedimentos dos reservatórios.

5.4 Distribuição espacial do fósforo assimilável e perfil vertical do fósforo total e assimilável nos sedimentos

A análise geoestatística do $P_{\text{assimilável}}$ nos reservatórios possibilitou uma observação da sua distribuição espacial nos reservatórios do Grupo 2: Boqueirão (BQ), São Joaquim (SJ) e São Nicolau (SN). Para caracterizar essa variabilidade espacial, utilizou-se o semivariograma, conforme ilustrado no Apêndice A. A seleção dos modelos teóricos baseou-se nos maiores valores de coeficientes de determinação (R^2) (ZHIGUO et al., 2019; CHENG et al., 2016; WANG et al., 2009). Na Tabela 8 são apresentados os parâmetros dos semivariogramas.

Tabela 6 – Parâmetros geoestatísticos do teor do $P_{\text{assimilável}}$ distribuídos nos reservatórios.

Reservatórios	Modelo	C_0	$C + C_0$	Alcance (m)	R^2
Boqueirão	Gaussiano	22	43	283	0,54
São Joaquim	Exponencial	47	113	1087	0,50
São Nicolau	Gaussiano	1868	4034	918	0,79

Fonte: Autora, 2023.

O modelo gaussiano demonstrou melhor desempenho para os reservatórios BQ e SN na descrição da variabilidade espacial do $P_{\text{assimilável}}$, enquanto o reservatório SJ, o modelo exponencial demonstrou uma melhor adequação. Os valores de coeficiente de determinação (R^2) obtidos para os reservatórios BQ, SJ e SN, indicam que o modelo é capaz de explicar satisfatoriamente a estrutura de dependência espacial dos dados.

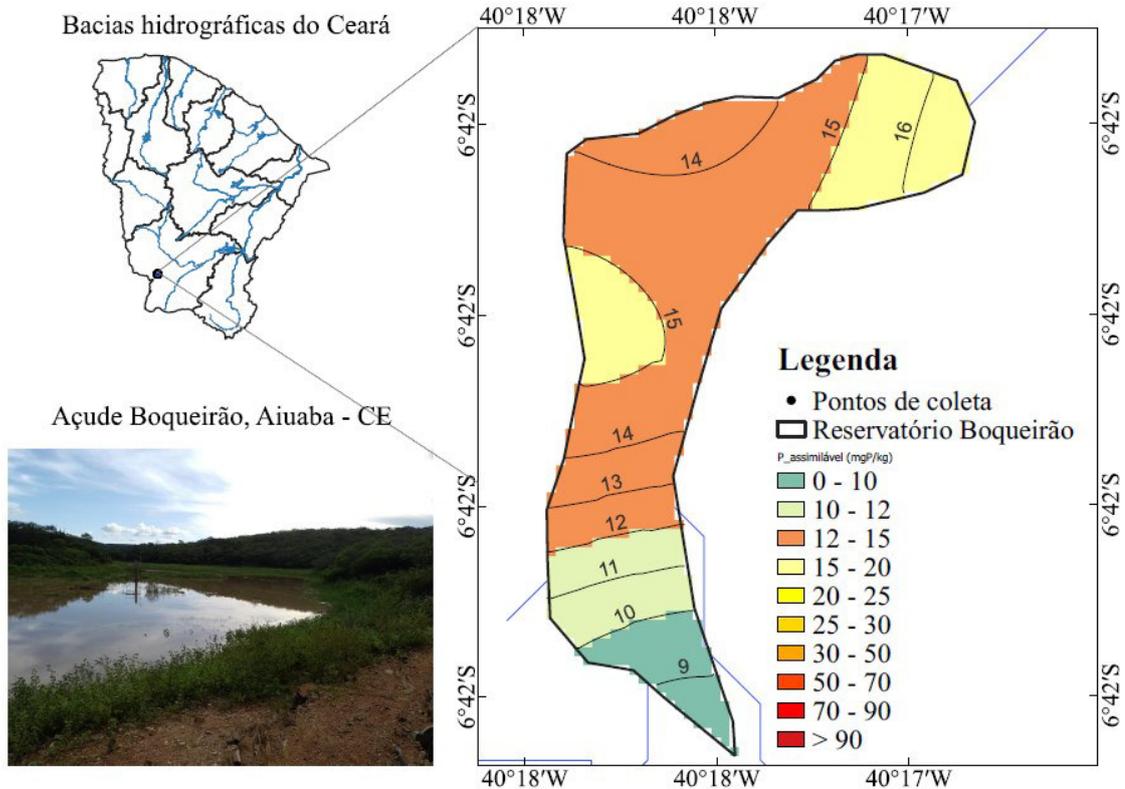
O efeito pepita (C_0) é uma medida da variabilidade espacial em escalas muito pequenas, que pode ser ocasionada por erros de medição ou por variações naturais na escala amostral (CHENG et al, 2016). Com base nos dados apresentados, os reservatórios BQ e SJ apresentaram valores de C_0 relativamente baixos, indicando que a variabilidade entre as amostras a menor distância foi pequena. Por outro lado, o reservatório SN apresentou um valor de C_0 relativamente alto, indicando que a variabilidade entre as amostras a menor distância foi maior. Em consonância com Lima *et al.* (2014), o menor valor observado de C_0 é aquele que melhor representa a correlação entre os pontos observados. No entanto, este não foi o caso do reservatório SN, que apresentou um valor de C_0 relativamente alto, indicando que a variabilidade espacial é significativa, mesmo em pequenas distâncias.

Calculou-se o índice de dependência espacial pela relação $[(C/ C + Co) \times 100]$. De acordo com Cheng et al. (2016), a interpretação da dependência dos dados pode ser categorizada como fraca quando o percentual é inferior a 25%, moderado se situa entre 25% e 75%, e forte quando superior a 75%. Para os reservatórios investigados a dependência espacial foram caracterizadas como moderadas.

O alcance é a distância máxima na qual os dados mantêm uma correlação considerável. Ele estabelece o limite da influência dos dados observados na previsão de valores em locais não amostrados (ZHANG et al., 2013). Para os reservatórios em estudo, os alcances identificados foram de 283 m para o reservatório BQ, 1087 m para o reservatório SJ e 918 m para o reservatório SJ. Esses valores de alcance são indicativos das escalas de influência espacial dentro das quais os dados coletados impactam significativamente nas estimativas em locais não amostrados.

Os resultados da análise geoestatística indicam que não há um padrão estabelecido em ambos os reservatórios. Essa condição é provavelmente atribuída às distintas atividades desenvolvidas nas respectivas bacias hidrográficas, conferindo a cada reservatório sua própria dinâmica. Na Figura 18, é apresentada a distribuição espacial do $P_{\text{assimilável}}$ no reservatório Boqueirão.

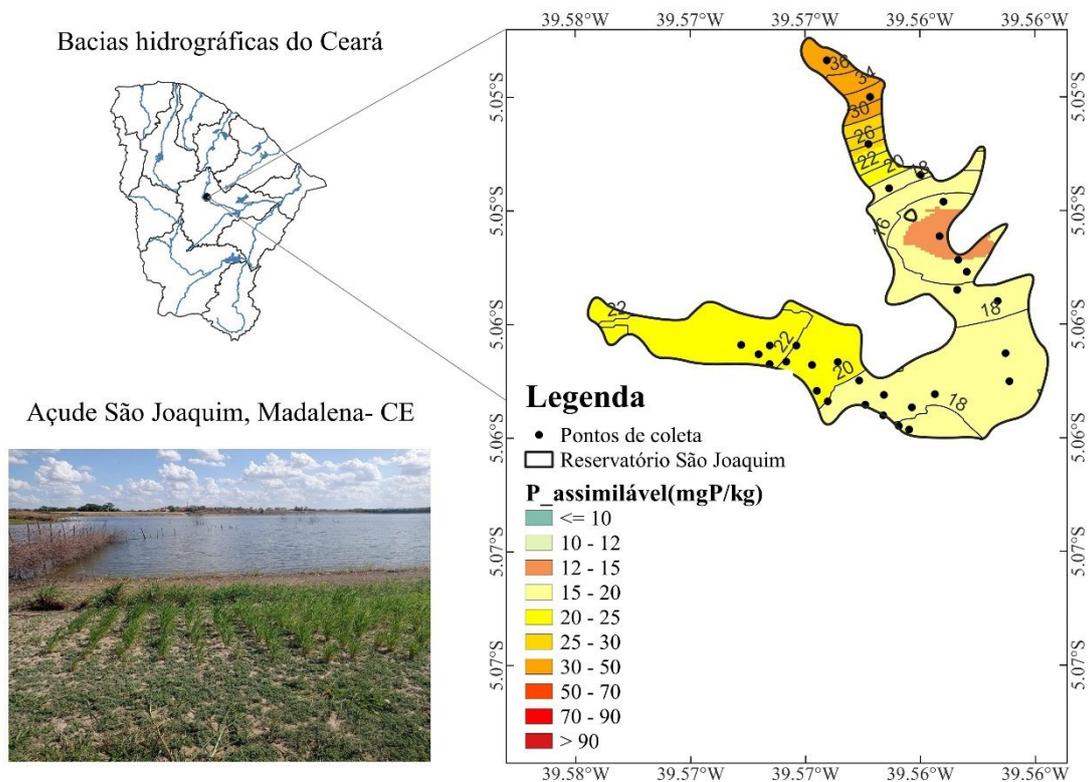
Figura 18 – Padrão espacial de fósforo assimilável ($P_{\text{assimilável}}$) nos sedimentos superficiais do Reservatório Boqueirão nos anos de 2016 e 2021.



Fonte: Autora, 2024.

O reservatório Boqueirão apresentou uma concentração mais elevada de $P_{\text{assimilável}}$ em uma região que, conforme evidenciado por Lima et al. (2011), é preferencialmente identificada como uma zona de deposição de sedimentos. As baixas concentrações de $P_{\text{assimilável}}$ dentro do reservatório Boqueirão provavelmente se atribui à sua localização dentro de uma área de proteção ambiental, o que resulta de uma menor influência das atividades antropogênicas. A Figura 19 retrata a distribuição espacial do $P_{\text{assimilável}}$ no reservatório São Joaquim.

Figura 19 – Padrão espacial de fósforo assimilável ($P_{\text{assimilável}}$) nos sedimentos do Reservatório São Joaquim nos anos de 2016 e 2021.

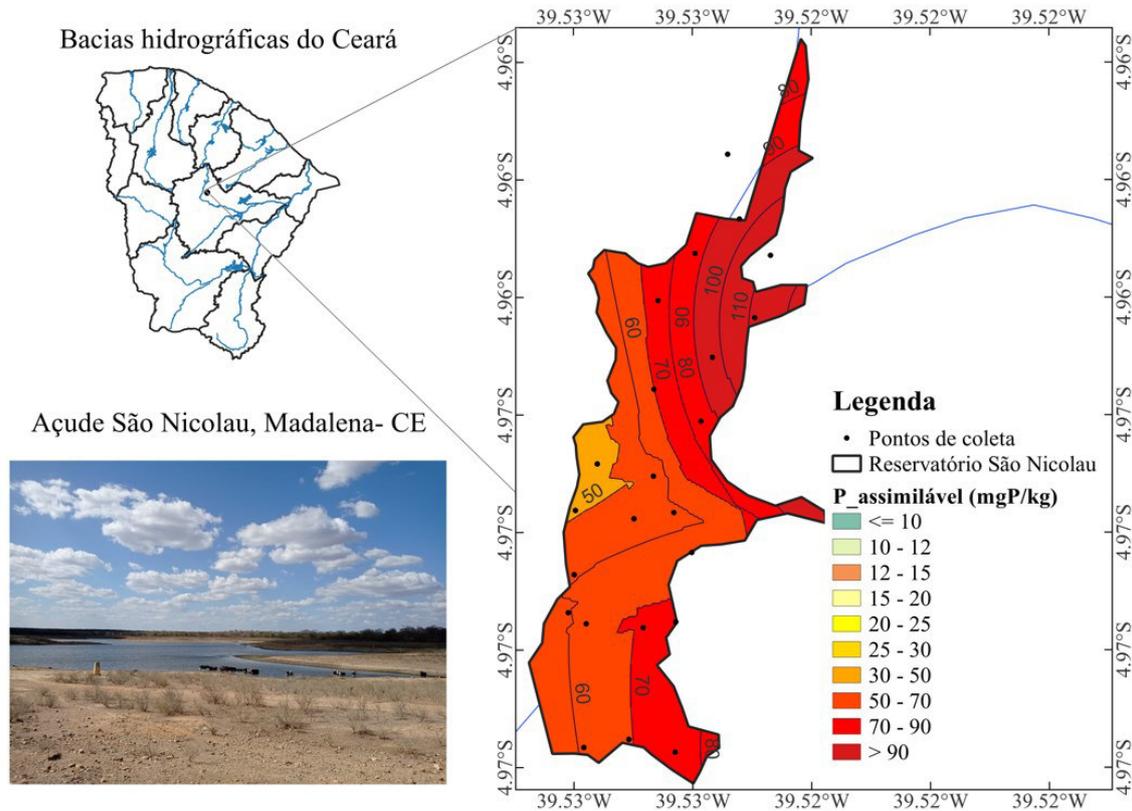


Fonte: Autora, 2024.

O reservatório São Joaquim evidenciou uma concentração superior de $P_{\text{assimilável}}$ em comparação com o reservatório Boqueirão. Essa disparidade provavelmente se deve à localização do reservatório em uma área onde as atividades antropogênicas como agricultura, pecuária e a carência de um sistema de esgotamento sanitário na sua bacia hidrográfica, geram uma quantidade considerável de poluentes, influenciando nas concentrações de fósforo.

O reservatório São Nicolau apresentou concentrações elevadas de fósforo assimilável. A Figura 20 ilustra a distribuição do $P_{\text{assimilável}}$ no reservatório São Nicolau.

Figura 20 – Padrão espacial de fósforo assimilável ($P_{\text{assimilável}}$) nos sedimentos do Reservatório São Nicolau nos anos de 2016 e 2021.



Fonte: Autora, 2024.

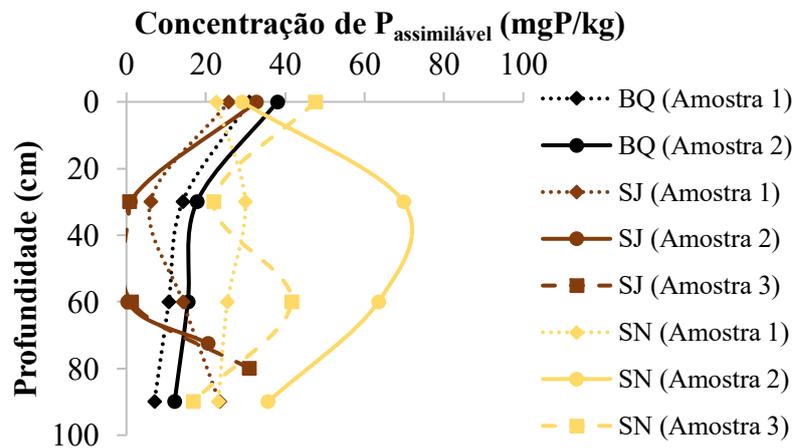
O reservatório São Nicolau se destacou por apresentar uma maior concentração de $P_{\text{assimilável}}$ depositado e espacialmente distribuído no reservatório, em comparação com os reservatórios Boqueirão e São Joaquim. Este fato é provavelmente atribuível às práticas agrícolas empreendidas nas proximidades das margens do reservatório, bem como à presença de gado, que contribuem significativamente para o aporte dessa maior concentração $P_{\text{assimilável}}$ no reservatório.

Observar a distribuição espacial do $P_{\text{assimilável}}$ nos reservatórios é relevante para compreender os processos de interação entre sedimento e água, bem como a subsequente liberação dos nutrientes do sedimento. Este entendimento é fundamental, uma vez que o carregamento interno desempenha um papel significativo no processo de eutrofização. É importante ressaltar que o $P_{\text{assimilável}}$ está intrinsecamente vinculado ao estado trófico dos reservatórios, estabelecendo uma relação fundamental entre a sua presença e as condições de eutrofização (NI et al., 2019).

Com o objetivo de compreender melhor a interação do fósforo depositado no sedimento, investigou-se a distribuição vertical do fósforo. Neste contexto, a distribuição de fósforo total (PT) nos sedimentos dos reservatórios do Grupo 2: Boqueirão (BQ), São Nicolau (SN) e São Joaquim (SJ) é ilustrada na Figura 20. As concentrações PT variaram entre 111,49 – 55,53 mgP/kg no Boqueirão, entre 57,81 - 1,87 mgP/kg no reservatório São Joaquim, e no reservatório São Nicolau observou-se uma variação de PT de 127,40 – 0,56 mgP/Kg. Notadamente, o reservatório São Nicolau apresentou o teor de PT mais elevado em comparação com os outros reservatórios.

No reservatório Boqueirão, localizado em uma bacia preservada, observou-se que as concentrações de fósforo decresceram com a profundidade. Em contraste, nos reservatórios São Joaquim e São Nicolau, verificou-se uma maior variação nas concentrações de fósforo ao longo das profundidades. Isso provavelmente decorre das atividades antrópicas desenvolvidas em suas respectivas bacias hidrográficas, como cultivo de vazante e animais com acesso livre à água. Wang et al. (2016) explicam que a distribuição de fósforo está relacionada ao contexto geológico, uso da terra, qualidade da água e atividades antropogênicas realizadas.

Figura 21 – Distribuição vertical de fósforo total (PT) em amostras de sedimentos nos açudes Boqueirão (BQ), São Nicolau (SN) e São Joaquim (SJ) nos anos de 2016 e 2021.



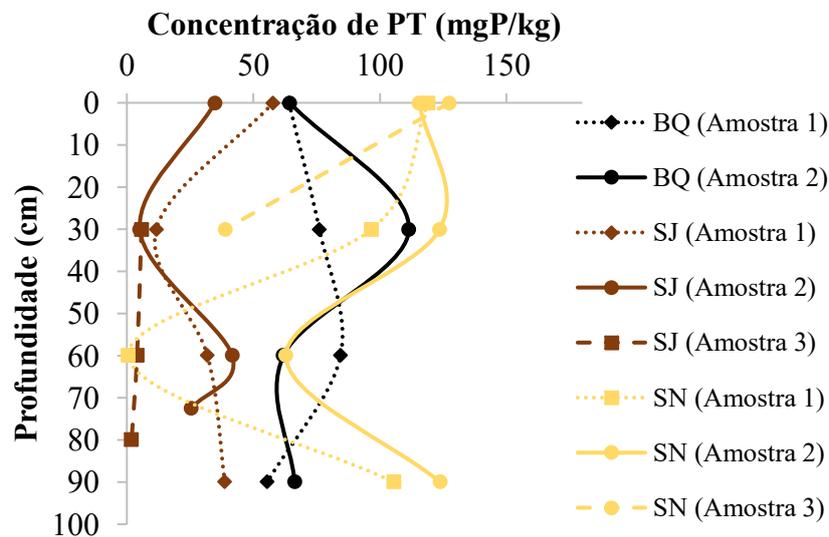
Fonte: Autora, 2024.

As áreas de captação dos reservatórios mencionados anteriormente compartilham características similares de uso e cobertura de solo similar, incluindo livre acesso de animais às bacias hidráulicas, cultivos em áreas de inundações, uso de agroquímicos, prática de queima e solo exposto. Além disso, a precária infraestrutura sanitária favorece o processo de eutrofização

(COELHO et al., 2017). Exceto o reservatório Boqueirão que está localizado em uma área de proteção ambiental, o que o torna menos impactado pelas atividades antropogênicas. A presença de animais no entorno desse reservatório pode ser um fator justificável para o teor elevado de PT observado.

Na Figura 21, é possível observar a distribuição do fósforo assimilável ($P_{\text{assimilável}}$) nos reservatórios do Grupo 2: Boqueirão (BQ), São Nicolau (SN) e São Joaquim (SJ). Essa análise da distribuição do fósforo assimilável é fundamental para compreender o comportamento desse nutriente nos reservatórios estudados e sua importância no processo de eutrofização.

Figura 22 – Distribuição vertical de $P_{\text{assimilável}}$ em amostras de sedimentos nos anos de 2016 e 2021.



Fonte: Autora, 2024.

O fósforo assimilável no ambiente aquático é um importante determinante no desenvolvimento dos organismos, influenciando diretamente na produção primária (FERRIER-PAGÈS et al., 2016). Verheyen et al. (2015) observaram que na zona ripária, o transporte e a transformação do fósforo em diferentes formas do solo para água, bem como a sua biodisponibilidade para a biota durante o ciclo de inundação e secagem, são vitais para a sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos. É importante destacar que os reservatórios estudados passam frequentemente por ciclos de inundação e secagem. Essa dinâmica ambiental pode ser significativa na disponibilidade de fósforo assimilável.

Outro fator ambiental que pode influenciar no ciclo do fósforo e na sua biodisponibilidade nos reservatórios do semiárido é a irradiação ultravioleta (UV). Southwell et al. (2010) relataram que a liberação de fósforo assimilável no sedimento suspenso é significativamente maior em condições com luminosidade do que em ambientes escuros. Reforçando essa observação Chen et al. (2021) constataram que a exposição à irradiação ultravioleta elevou a biodisponibilidade do fósforo em até 24,44%. Essas informações não apenas oferecem uma perspectiva mais aprofundada sobre os fatores que influenciam a biodisponibilidade de fósforo nos reservatórios, mas também contribuem para a compreensão dos fatores que influenciam nas concentrações de fósforo assimilável presente no sedimento. Sendo que o entendimento dessas interações é fundamental para avaliar a viabilidade de uso do sedimento como fertilizante.

5.5 Simulações para seleção dos parâmetros do modelo

Os parâmetros do modelo foram refinados conforme a metodologia detalhada na Seção 4.5. No entanto, a determinação dos parâmetros específicos utilizados na calibração do modelo exigiu a realização de aproximadamente cento e trinta simulações preliminares. Devido a inviabilidade de discorrer sobre todas as simulações, optou-se por destacar três simulações cruciais para se chegar aos parâmetros adequados do modelo de balanço de fósforo.

Calibração 1

Na fase inicial da simulação, o objetivo foi realizar a calibração individual de cada reservatório. Optou-se por definir a velocidade de sedimentação (v_s) como o dobro da velocidade estabelecida por Chapra e Canale (1991). Quanto ao coeficiente de retorno de fósforo para a coluna de água (v_r) decidiu-se por estabelecer que ela ocorria durante todo o ano e de forma contínua (LIRA et al., 2020). A velocidade de fixação (v_b) foi ajustada manualmente, observando-se às entradas e saída de fósforo se elas se assemelhavam (Tabela 9). O desempenho da calibração dos parâmetros foi conduzido utilizando o coeficiente proposto por Nash e Sutcliffe (1970).

Tabela 7 – Primeiro conjunto de parâmetros calibrados para os reservatórios.

Corpo hídrico	v_s (m. mês ⁻¹)	v_r (m. mês ⁻¹)	v_b (m. mês ⁻¹)	NSE
Tijuquinha	7,0	0,00292	0,00385	0,70
Penedo	7,0	0,00096	0,00067	- 2,20

São José 1	7,0	0,00095	0,00911	0,02
Jatobá	7,0	0,01471	0,00814	-1,59
Salão	7,0	0,00039	0,000067	-0,87
Boqueirão	7,0	0,00096	0,00007	- 0,89

Fonte: Autora, 2024.

Dada a predominância de valores insatisfatórios para o coeficiente de eficiência Nash- Sutcliffe (NSE) para os reservatórios estudados, os parâmetros identificados foram considerados insatisfatório. Isso possivelmente resultou das incertezas associadas aos dados de entrada. Então buscou-se uma abordagem alternativa para refinar os parâmetros do modelo.

Calibração 2

Na segunda simulação, a velocidade de sedimentação (v_s) do Tijuquinha foi fixada como padrão para todos os reservatórios. Entretanto, com o intuito de estabelecer o coeficiente de retorno de fósforo para a coluna de água (v_r), foram delineados dois conjuntos de parâmetros distintos: um direcionado aos reservatórios que estão situados em áreas úmidas e zona litorânea, e outro destinado aos demais reservatórios. Na Tabela 10 apresenta os parâmetros encontrados para a segunda simulação.

Tabela 8 – Segundo conjunto de parâmetros para os reservatórios.

Corpo hídrico	v_s (m. mês ⁻¹)	v_r (m. mês ⁻¹)	v_b (m. mês ⁻¹)	NSE
Tijuquinha	6,0	0,0030	0,0035	0,88
Penedo	6,0	0,0250	0,0082	-0,36
São José I	6,0	0,0300	0,0068	-1,26
Jatobá	6,0	0,0300	0,0073	-2,55
Salão	6,0	0,0300	0,0187	-0,80
Boqueirão	6,0	0,0300	0,1399	0,11

Fonte: Autora, 2024.

Nessa segunda simulação, constatou-se uma recorrência de valores negativos para o coeficiente de eficiência Nash-Sutcliffe (NSE) nos reservatórios sob análise. Os parâmetros identificados manifestaram-se como insatisfatórios, com a exceção do reservatório Tijuquinha, no qual foi registrado um NSE positivo, superando o desempenho encontrado na Simulação 1.

Calibração 3

Frente às limitações identificadas nos resultados obtidos nas simulações precedentes, nesta simulação, uma nova estratégia foi adotada. Essa abordagem incorporou a velocidade de sedimentação (v_s) correspondente àquela empregada por Chapra e Canale (1991) para o Lago Shagawa. Quanto ao coeficiente de retorno de fósforo para a coluna de água (v_r), considerou-se a ocorrência de transferência de fósforo do sedimento para a água por aproximadamente cinco meses por ano, conforme sugerido por Carneiro et al. (2022). Os referidos autores constataram que a diminuição dos níveis de oxigênio dissolvido no hipólímnio potencializa a liberação de fósforo para a coluna de água. Adicionalmente, observaram que a predominância da anoxia em reservatórios semiáridos é mais pronunciada durante o período úmido. Os parâmetros assim determinados encontram-se dispostos na Tabela 11 para consulta.

Tabela 9 – Terceiro conjunto de parâmetros para os reservatórios.

Corpo hídrico	v_s (m. mês ⁻¹)	v_r (m. mês ⁻¹)	v_b (m. mês ⁻¹)	NSE
Tijuquinha	3,5	0,003	0,0005	0,79
Penedo	3,5	0,0030	0,0068	0,33
São José I	3,5	0,0030	0,0054	0,36
Jatobá	3,5	0,0030	0,0067	0,40
Salão	3,5	0,0030	0,0148	-1,04
Boqueirão	3,5	0,0030	0,0453	0,14

Fonte: Autora, 2024.

Nesta simulação, os resultados demonstraram maior grau de satisfação em comparação as simulações precedentes, com a exceção do NSE para o reservatório Salão, que registrou valor negativo. No entanto, ao inserir esses parâmetros no modelo de balanço de fósforo, constatou-se uma resposta insuficiente por parte do modelo. Como resultado, mais simulações foram necessárias, culminando na obtenção dos resultados na seção subsequente.

Calibração 4: Parâmetros utilizados no modelo de balanço de fósforo

Após as simulações prévias, foram obtidos os parâmetros de calibração do modelo de balanço de fósforo. Tais parâmetros são apresentados de maneira mais detalhada na Tabela 12, a qual também apresenta os valores delineados por Chapra e Canale (1991) e Lira et al. (2020) em suas respectivas pesquisas.

Tabela 10 – Conjunto de parâmetros utilizado no modelo de balanço de fósforo, para a execução dos Cenários 1 a 4 nos reservatórios do Grupo 1.

Corpo hídrico	v_s (m. mês ⁻¹)	v_r (m. mês ⁻¹)	v_b (m. mês ⁻¹)
<i>Lago Shagawa (Chapra e Canale, 1991)</i>	3,5	0,00096	0,000067
<i>Tijuquinha (Lira et al., 2020)</i>	6,4	0,00097	0,003
Tijuquinha	3,5	0,005	0,009
Penedo	3,5	0,005	0,008
São José 1	3,5	0,005	0,007
Jatobá	3,5	0,005	0,008
Salão	3,5	0,005	0,013
Boqueirão	3,5	0,005	0,003

Fonte: Autora, 2024.

A velocidade de sedimentação (v_s) e a velocidade de ressuspensão (v_r) foram calibradas para o reservatório Tijuquinha e aplicada para os demais reservatórios. Essa abordagem foi necessária devido à falta de dados e às incertezas no balanço hídrico dos demais reservatórios.

A velocidade de sedimentação (v_s) para o reservatório Tijuquinha foi mantida o mesmo valor de 3,5 m.mês⁻¹ registrado por Chapra e Canale (1991) para o Lago Shagawa. O v_r calibrado para os reservatório Tijuquinha foi de 0,005 m.mês⁻¹. Ambos valores diferiram dos valores obtidos por Lira et al. (2020).

Essas diferenças foram resultado de refinamentos no procedimento de calibração, visando melhorar a precisão do modelo. Um dos aprimoramentos realizados foi a utilização da metodologia proposta por Rocha e Lima Neto (2021) para estimar a carga afluyente mensal de fósforo e a adoção de um fator de anoxia proposto por Carneiro et al. (2022). Em relação ao parâmetro v_b , foi estimado de acordo com o proposto por Chapra e Canale (1991), sendo ajustado individualmente para cada reservatório.

Para avaliar a eficiência da calibração obtida em comparação com a abordagem proposta por Lira et al. (2020), adotou-se a metodologia delineada por esses pesquisadores. Tal metodologia envolveu a calibração do coeficiente de retorto de fósforo para a coluna de água (v_r) por meio da maximização do coeficiente de eficiência proposto por Nash-Sutcliffe. É importante ressaltar que esse ajuste foi restrito ao reservatório Tijuquinha, com a finalidade de evidenciar que as modificações propostas neste estudo resultaram em um aprimoramento do desempenho do modelo.

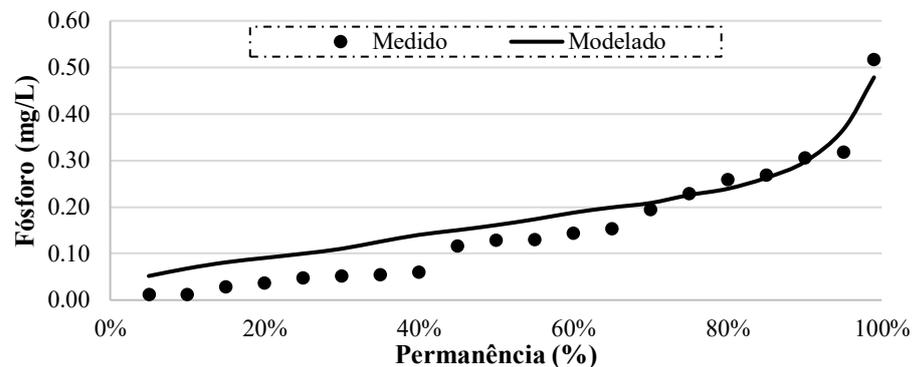
Com os devidos ajustes foi evidenciado um coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE) de 0,48. Isso representa um avanço em relação aos resultados obtidos por Lira et al. (2020), que encontram um NSE de 0,20. Essa diferença indica que o modelo calibrado com os refinamentos

propostos neste estudo, apresenta uma maior precisão e fornece uma representação mais acurada do comportamento do fósforo em relação ao reservatório.

5.6 Desempenho do modelo

O desempenho do modelo proposto neste estudo foi avaliado por meio da curva de permanência, conforme descrito na seção 4.5.2. Os parâmetros apresentados na Tabela 12. foram aplicados ao modelo de balanço de fósforo no reservatório Tijuquinha, no período de 1976 – 2021. Dessa forma, foi possível verificar a frequência com que o modelo acerta a ordem de grandeza dos valores simulados em relação aos valores observados (Figura 23). O ajuste dos dados modelados foi realista em relação aos dados medidos (2009 - 2021), com o índice de Nash-Sutcliffe (NSE) de 0,88, o que é considerado muito bom.

Figura 23 – Curva de permanência de fósforo total do Reservatório Tijuquinha, com 20 amostras de dados medidos no período de 2009 a 2021.



Fonte: Autora, 2024.

Além disso, foi avaliado o desempenho dos parâmetros nos demais reservatórios investigados, os quais apresentaram resultados considerados satisfatórios. Tal avaliação pode ser visualizada de maneira detalhada na Tabela 13.

Tabela 11 – Desempenho do modelo de balanço de fósforo total presente na água dos açudes do Grupo 1 no período de 2009 a 2021.

ID	Reservatório	NSE
1	Tijuquinha	0,88
2	Penedo	0,58
3	São José I	0,79
4	Jatobá	0,88
5	Salão	0,61
6	Boqueirão	0,82

Fonte: Autora, 2024.

Fundamentando-se no NSE positivo aferidos para os reservatórios, os parâmetros foram incorporados à modelagem de balanço de fósforo. O apêndice A disponibiliza as curvas de permanência referente aos demais reservatórios, possibilitando a apreciação das características decorrentes desse processo.

5.7 Cenários

Nesta seção, serão apresentados os resultados provenientes das simulações do modelo de balanço de fósforo nos diferentes cenários de operação dos reservatórios e estratégias de manejo de sedimentos. Os Cenários 1, 2 e 3 englobam medidas de gestão específicas aplicadas aos reservatórios, enquanto o cenário 4 abrange abordagens de gestão da bacia hidrográfica na qual esses reservatórios estão inseridos.

5.7.1 Cenário 1

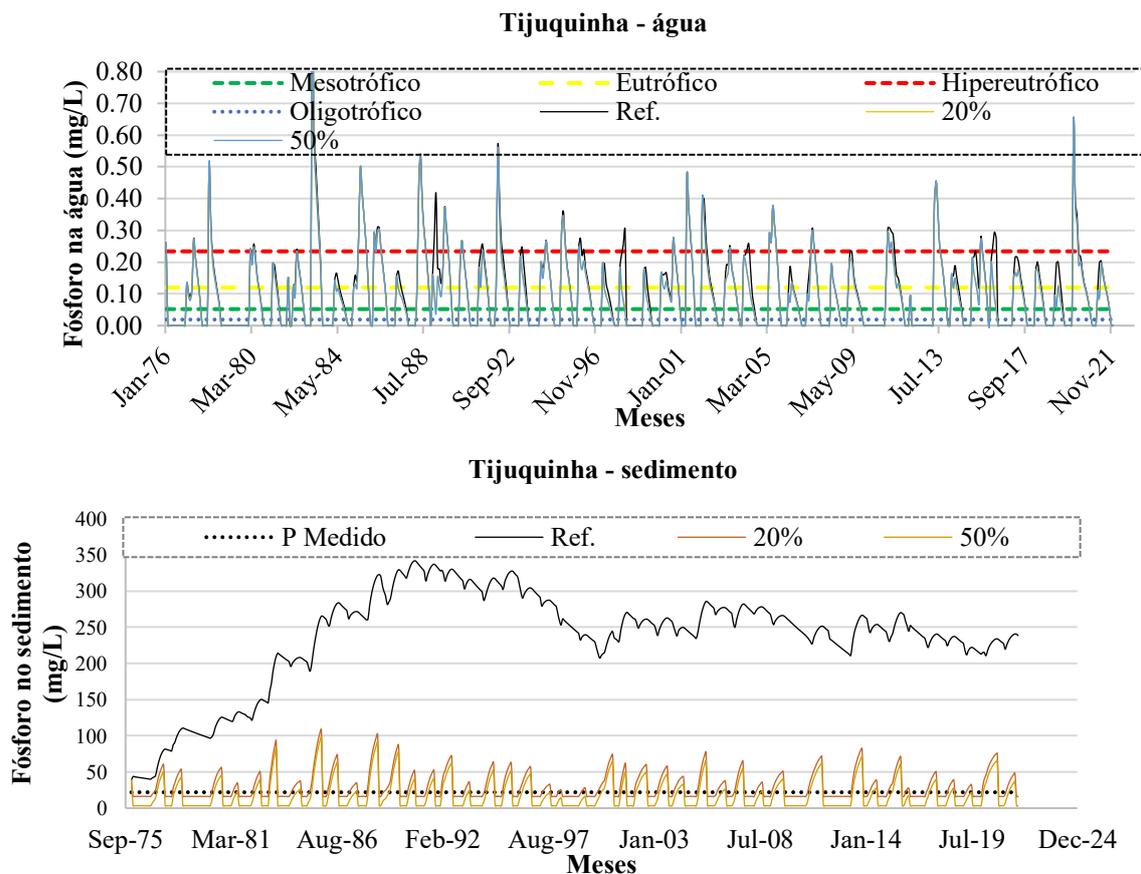
Neste cenário, foram analisados os efeitos da remoção do fósforo depositado no sedimento, com o foco dessa ação na qualidade de água dos reservatórios. Ao analisar os perfis de concentração de fósforo no sedimento, observou-se um padrão variável ao longo da profundidade, evidenciando alternância entre aumentos e reduções dessas concentrações. Essa alternância pode ocorrer devido a fatores ambientais, como precipitações e períodos de estiagem. Em termos médios, identificou-se uma redução de aproximadamente 40% na concentração de fósforo no sedimento em profundidade.

De posse dessas informações, foram delineados dois cenários de simulação, cada um representando uma redução diferente no teor de fósforo total na camada superficial do

sedimento ($P_2 = 22 \text{ mg. L}^{-1}$): um cenário de redução de 20% e outro de 50%. Os resultados dessas simulações foram apresentados a seguir.

Na Figura 24, são apresentados os resultados das simulações referentes ao Cenário 1 para o reservatório Tijuquinha.

Figura 24 – Comportamento simulado do Reservatório Tijuquinha Cenário 1, observando-se o teor de fósforo total na água e no sedimento. A referência (Ref.) corresponde a simulação sem executar o cenário.



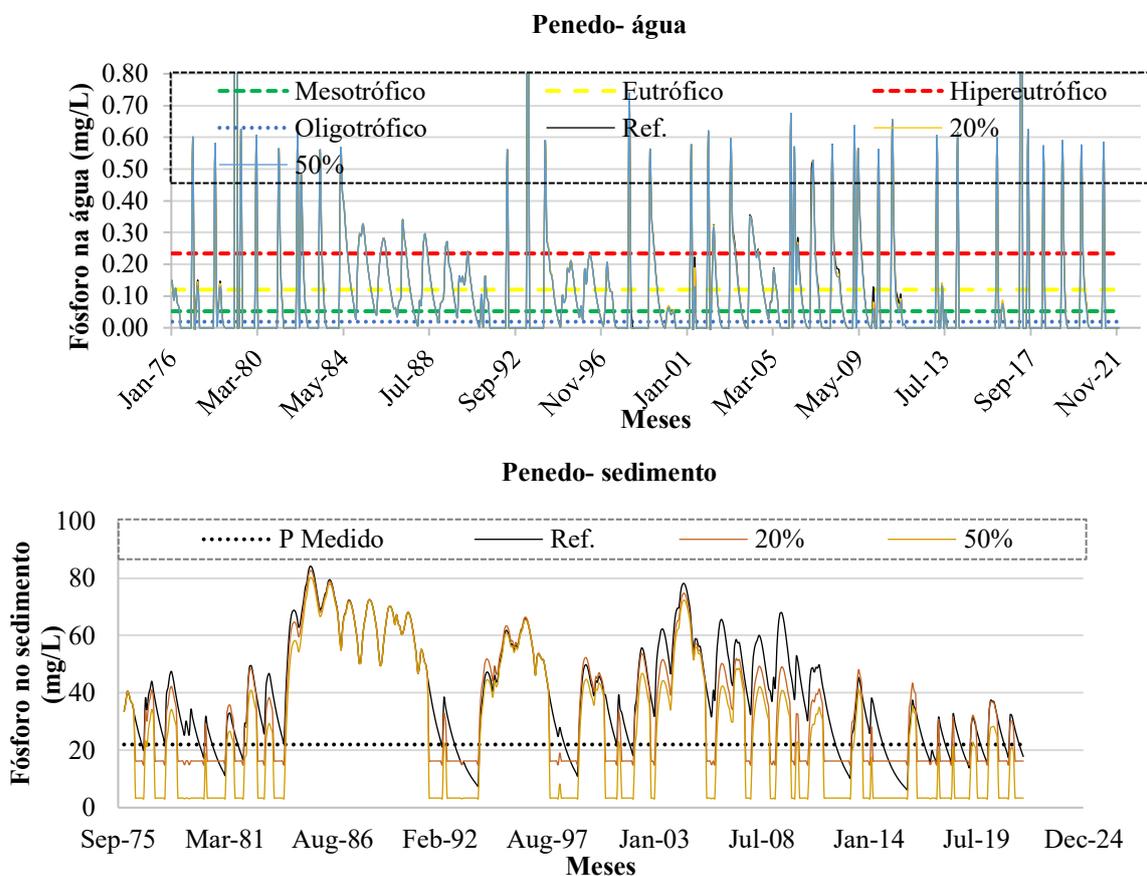
Fonte: Autora, 2024.

Observando a simulação do reservatório Tijuquinha no compartimento água percebe-se que houve uma melhora pontual na qualidade da água, ao se efetuar a remoção do sedimento do reservatório durante o período que estiver seco. Isso resulta em uma transição temporária do estado hipereutrófico para o eutrófico, demonstrando um impacto positivo na qualidade da água. Quanto à qualidade da água, a remoção de 20% da concentração de fósforo resultou em uma melhoria em 11,5% do tempo, saindo das classes mais elevadas (hipereutrófico e supereutrófico) para classes mais baixas (eutrófico e mesotrófico). Para a remoção de 50%,

essa melhoria ocorreu em 12,5% do tempo. Como o reservatório Tijuquinha seca com elevada frequência, foi observada uma diminuição no teor de fósforo no compartimento sedimento. A diferença entre a remoção de 20% ou 50% da concentração de fósforo revelou-se pequena, conforme apresentado no item 5.7.5.

Na Figura 25, são apresentados os resultados das simulações referentes ao cenário 1 para o reservatório Penedo.

Figura 25 – Comportamento simulado do Reservatório Penedo Cenário 1, observando-se o teor de fósforo total na água e no sedimento. A referência (Ref.) corresponde a simulação sem executar o cenário.

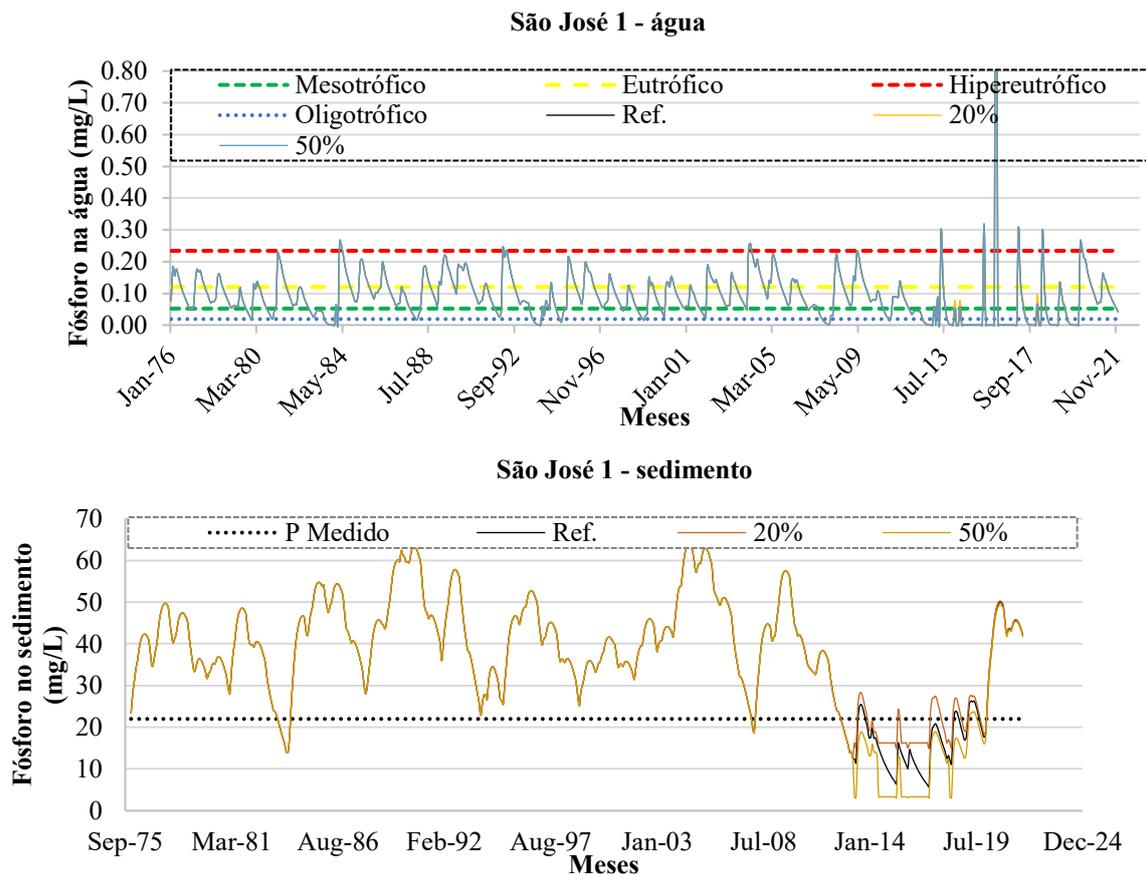


Fonte: Autora, 2024.

Analisando a simulação no compartimento água no reservatório Penedo, constata-se ausência na melhoria da qualidade da água. Tal cenário possivelmente se deve ao fato de que o reservatório não secou durante o período simulado. O não esvaziamento do reservatório inviabiliza, por conseguinte, a remoção do fósforo depositado no sedimento.

Os resultados das simulações referentes ao reservatório São José 1 são ilustrados na Figura 26.

Figura 26 – Comportamento simulado do Reservatório São José 1 Cenário 1, observando-se o teor de fósforo total na água e no sedimento. A referência (Ref.) corresponde a simulação sem executar o cenário.

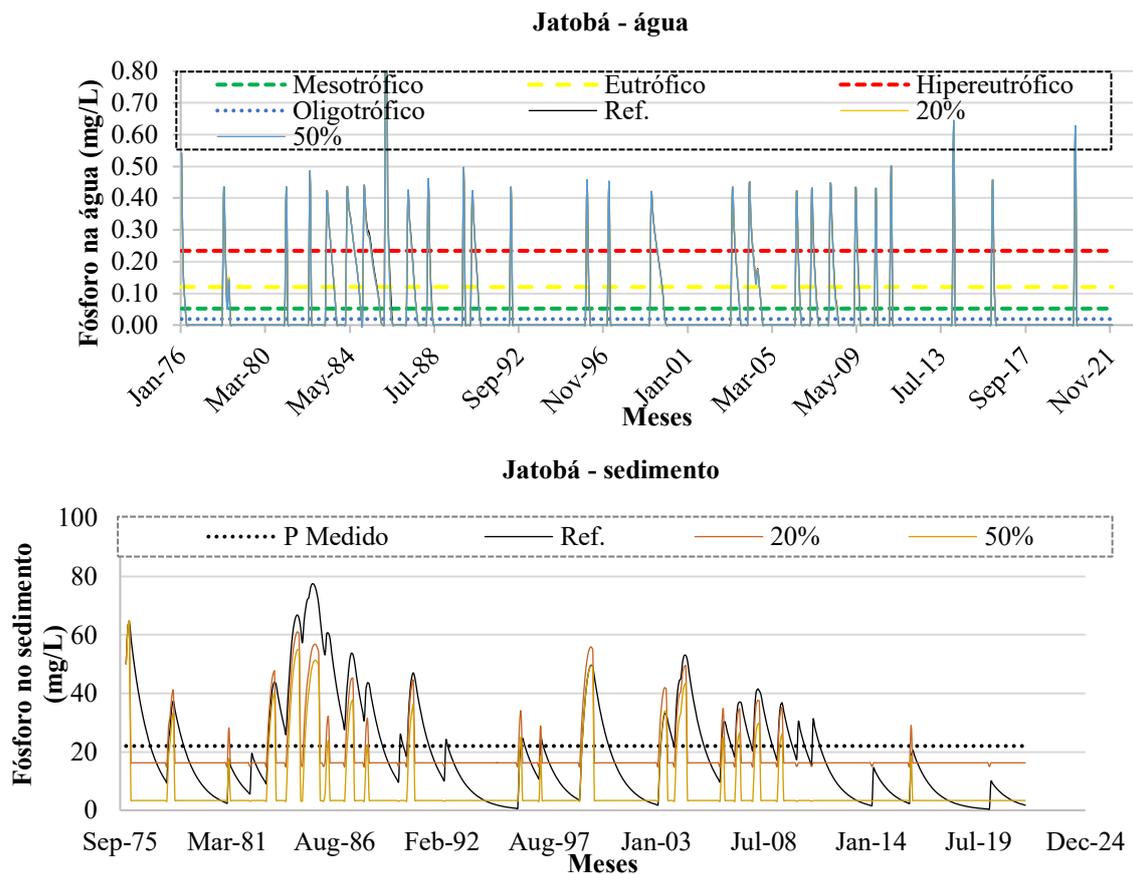


Fonte: Autora, 2024.

Ao examinar a simulação concernente ao compartimento aquático do reservatório São José 1, torna-se evidente a ausência de uma melhoria da qualidade da água. O reservatório em análise atravessou um intervalo breve no qual as suas reservas hídricas se esgotaram. Ao atingir o critério determinado, procedeu-se à remoção do fósforo previamente acumulado no sedimento. Contudo, é relevante notar que as concentrações de fósforo apresentam tendência a aumentar, indicando a iminência de um retorno aos níveis anteriores. É importante ressaltar que uma redução na concentração de fósforo no sedimento torna-se perceptível ao remover 50% desse elemento. Por outro lado, ao realizar uma remoção de somente 20%, é notório uma rápida recuperação nos teores de fósforo contido no sedimento.

Na Figura 27, encontram-se representados os resultados das simulações no contexto do Cenário 1 aplicada ao reservatório Jatobá.

Figura 27 – Comportamento simulado do Reservatório Jatobá Cenário 1, observando-se o teor de fósforo total na água e no sedimento. A referência (Ref.) corresponde a simulação sem executar o cenário.



Fonte: Autora, 2024.

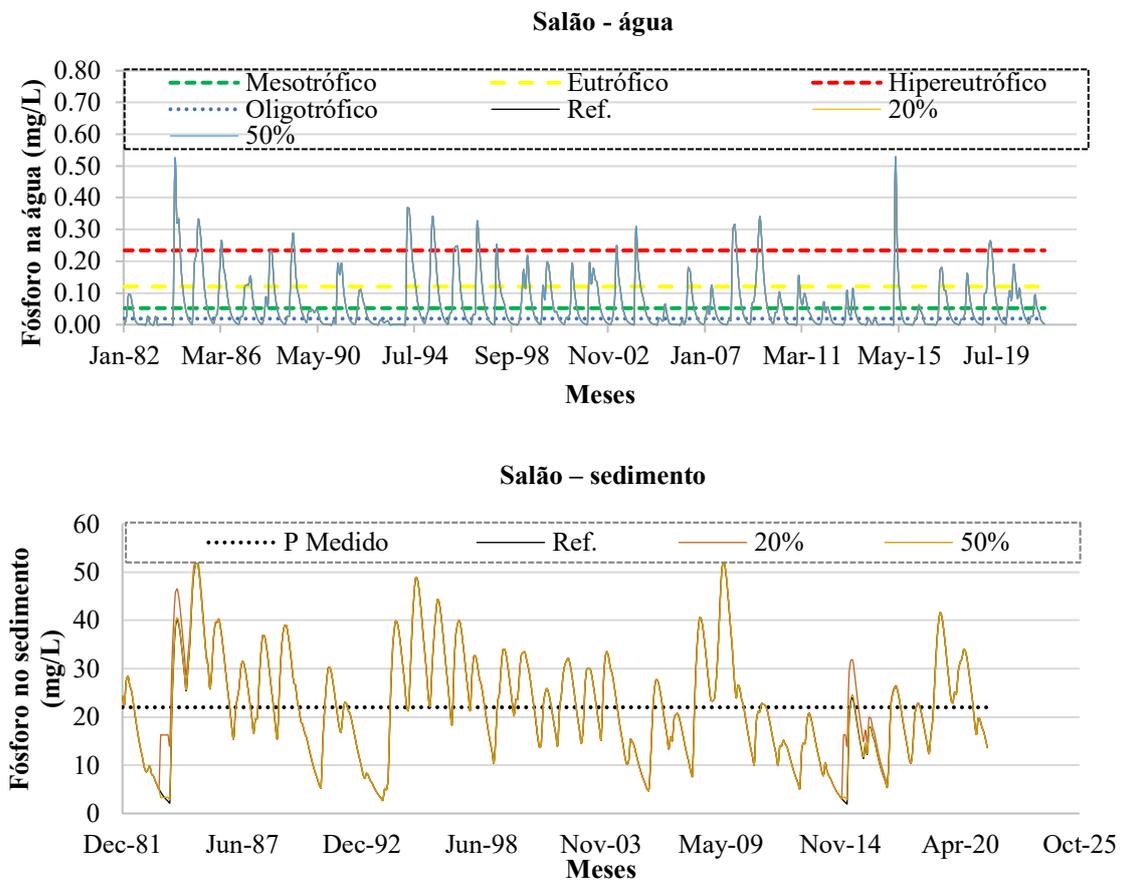
Na avaliação da simulação concernente ao compartimento água no reservatório Jatobá, é evidente a falta de avanços na melhoria da qualidade da água. Esse panorama, presumivelmente, decorre das incertezas associadas ao volume do reservatório, uma vez que falhas foram identificadas na série de volumes disponibilizada pela COGERH. Considerando as imprecisões nas medições dos volumes, constatou-se um intervalo breve no qual as reservas hídricas do reservatório se esgotaram.

Ao atingir o critério determinado, procedeu-se à remoção do fósforo previamente acumulado no sedimento. No entanto o padrão observado no Jatobá assemelha-se ao ocorrido no reservatório São José 1, ou seja, as concentrações de fósforo demonstram uma tendência ao

aumento, retornando aos níveis anteriores. Além disso, é relevante destacar que ocorreu uma diminuição na concentração de fósforo no sedimento, tanto para a remoção de 20% quanto na retirada de 50%.

Os resultados das simulações relacionadas ao cenário 1 do reservatório Salão estão ilustrados na Figura 28.

Figura 28 – Comportamento simulado do Reservatório Salão Cenário 1, observando-se o teor de fósforo total na água e no sedimento. A referência (Ref.) corresponde a simulação sem executar o cenário.



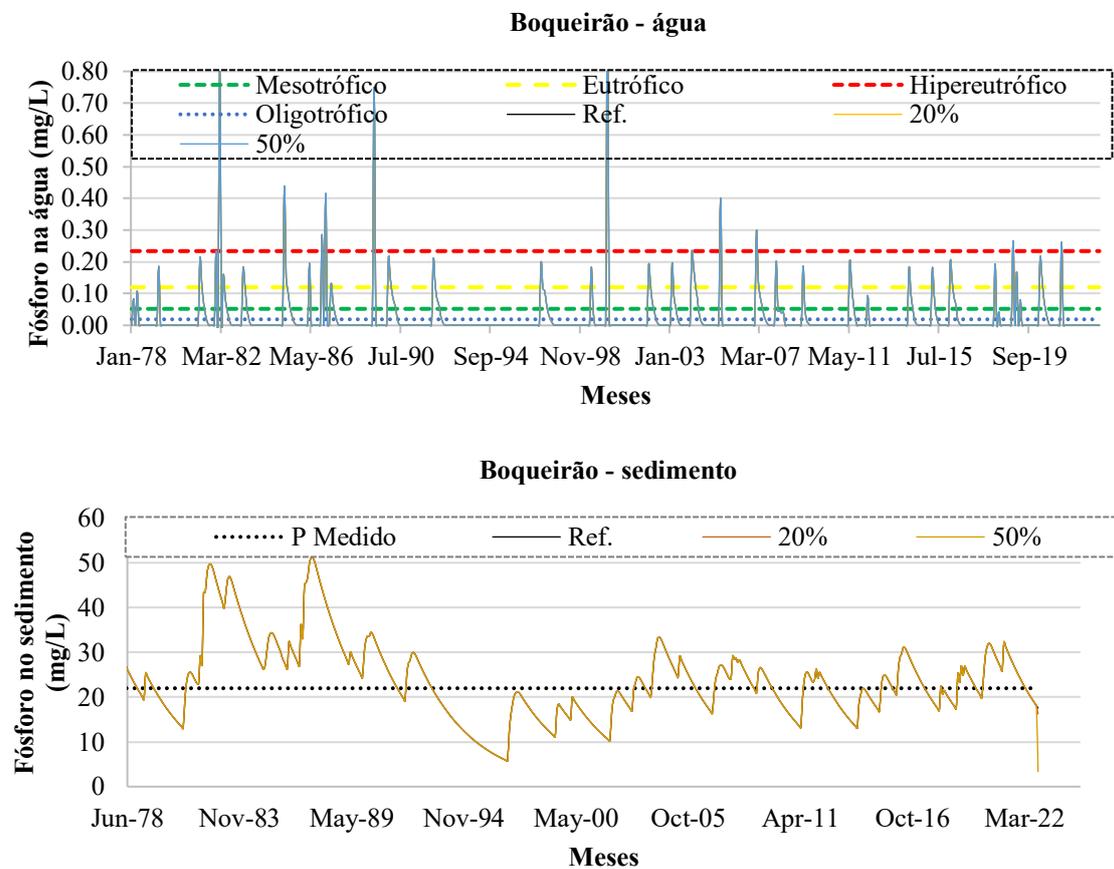
Fonte: Autora, 2024.

Na análise da simulação pertinente ao compartimento aquático no reservatório Salão, constata-se que não houve progressos significativos na melhoria da qualidade da água. Este cenário, provavelmente, deriva das incertezas ligadas ao volume do Salão, uma vez que também foram observadas falhas na série de volumes fornecida pela COGERH. Mesmo diante das imprecisões nas medições dos volumes, pôde-se identificar um período no qual as reservas hídricas do Salão se esgotaram.

No entanto, ao atender o critério estabelecido, empreendeu-se à remoção do fósforo previamente acumulado no sedimento. Contudo, constatou-se a ausência de uma redução na concentração de fósforo presente no sedimento. Provavelmente isso deriva da carga a elevada de fósforo que o reservatório recebe.

Na Figura 29, são apresentados os resultados das simulações referentes ao cenário 1 para o reservatório Boqueirão.

Figura 29 – Comportamento simulado do Reservatório Boqueirão Cenário 1, observando-se o teor de fósforo total na água e no sedimento. A referência (Ref.) corresponde a simulação sem executar o cenário.



Fonte: Autora, 2024.

Na análise da simulação relacionada ao compartimento aquático no reservatório Boqueirão, identifica-se que não houve progressos significativos na melhoria da qualidade da água. Embora o reservatório esteja localizado em uma área designada como área de preservação ambiental, é notável a persistência de elevadas concentrações de fósforo na água armazenada.

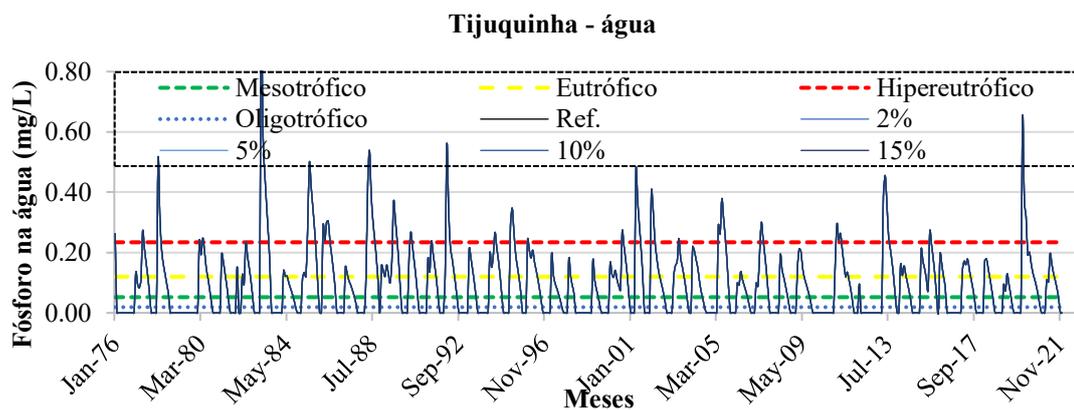
Durante o período analisado, o reservatório atravessou um intervalo breve no qual as suas reservas hídricas se esgotaram.

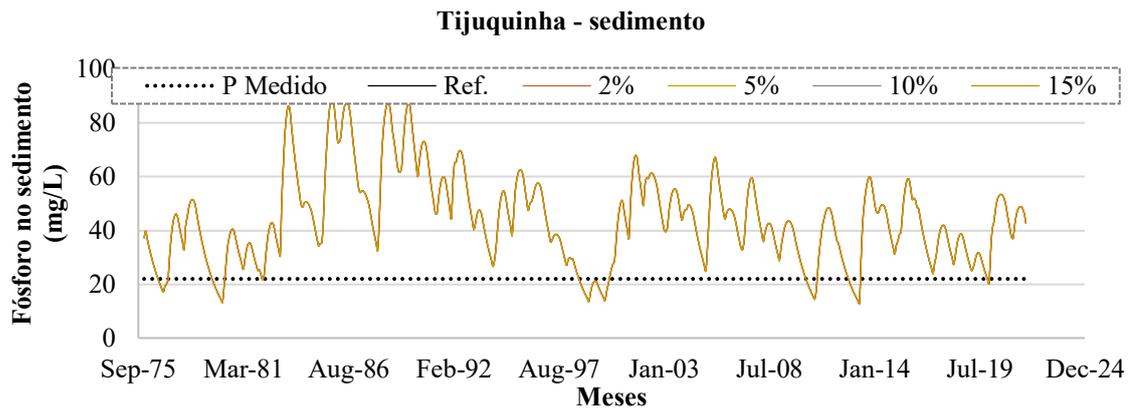
Ao atingir o critério estabelecido, realizou-se a remoção do fósforo previamente acumulado no sedimento. No entanto, é relevante observar que as concentrações de fósforo apresentam uma tendência crescente, indicando a iminência de um retorno aos níveis anteriores. Vale ressaltar que uma redução na concentração de fósforo no sedimento não é percebida ao remover 20% e 50% desse elemento.

5.7.2 Cenário 2

A finalidade deste cenário foi intensificar a extração de água quando os reservatórios atingissem 2%, 5%, 10% e 15% da sua capacidade. Essa abordagem foi empreendida com o intuito de averiguar se, ao retirar somente a água do reservatório quando o mesmo estiver com baixa acumulação, poderia desencadear uma melhoria na qualidade da água após o subsequente reabastecimento durante o período úmido. A Figura 30 apresenta a simulação realizada somente para o reservatório Tijuquinha.

Figura 30 – Comportamento simulado do Reservatório Tijuquinha Cenário 2, observando-se o teor de fósforo total na água e no sedimento. A referência (Ref.) corresponde a simulação sem executar o cenário.





Fonte: Autora, 2024.

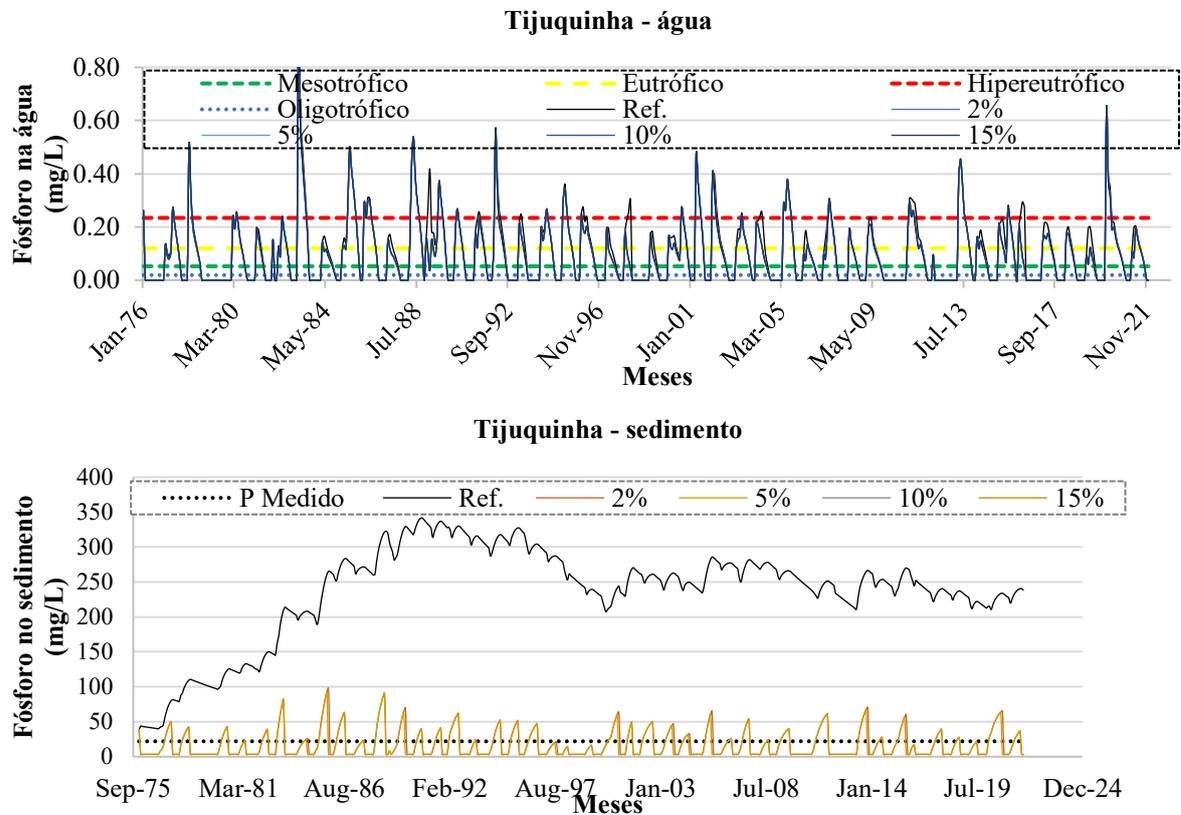
É notável destacar que, ao implementar o cenário, não foi perceptível a melhoria da qualidade da água no reservatório, em virtude disso, não se fez necessário representar as simulações para os demais reservatórios. Provavelmente, retirar apenas a água, não foi suficiente para promover a melhoria na qualidade da água. Isso se deve ao fato de que a dinâmica de nutrientes em reservatórios é determinada pelos efeitos combinados dos fluxos externos e internos (JI et al., 2021). Portanto, torna-se evidente que somente a retirada da água não é suficiente para promover melhorias na qualidade da água. É necessário implementar medidas adicionais, como a remoção do fósforo interno e controlar a carga externa, a fim de alcançar resultados satisfatórios.

5.7.3 Cenário 3

Neste cenário, foi efetuada a combinação das abordagens dos cenários 1 e 2, que consistem na remoção de 50% do fósforo do sedimento quando o reservatório esgotar a suas reservas hídrica, e intensificar a extração de água quando os reservatórios atingissem os níveis de 2%, 5%, 10% e 15% de sua capacidade.

A Figura 31 ilustra os desfechos das simulações relacionadas ao cenário 3, aplicadas ao reservatório Tijuquinha.

Figura 31 – Comportamento simulado do Reservatório Tijuquinha Cenário 3, observando-se o teor de fósforo total na água e no sedimento. A referência (Ref.) corresponde a simulação sem executar o cenário.

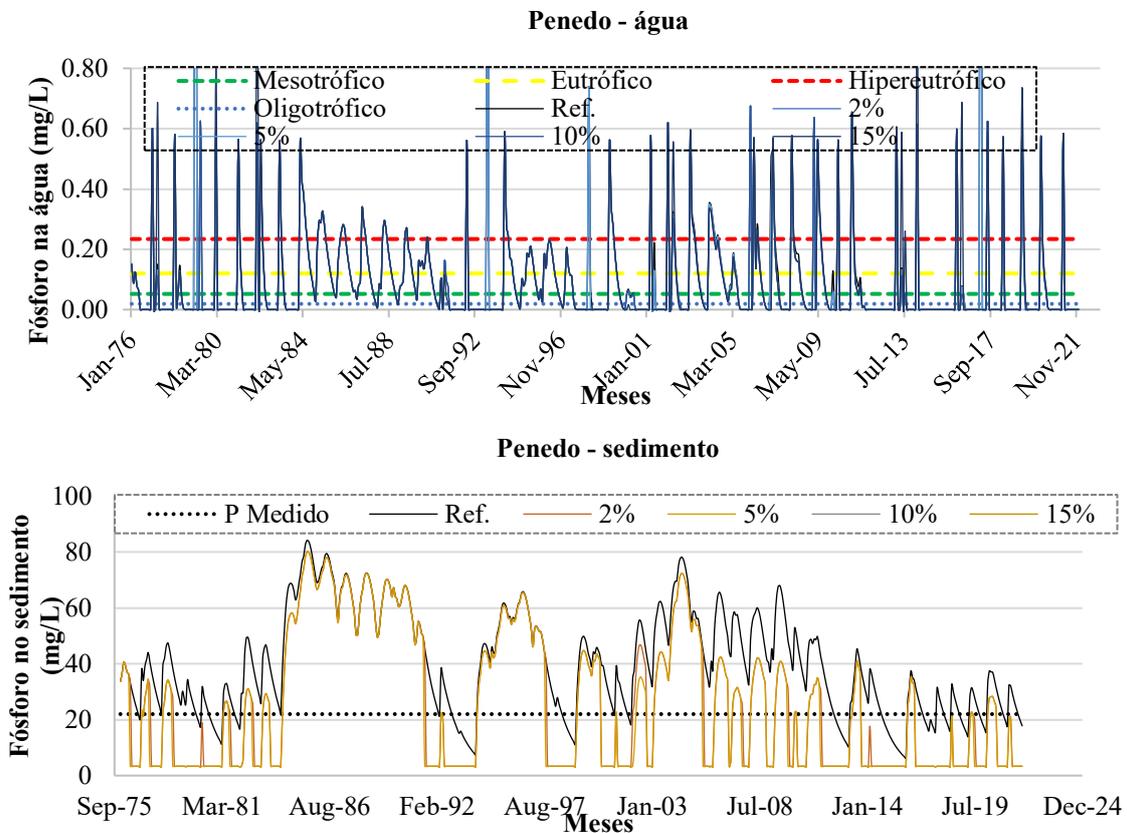


Fonte: Autora, 2024.

É evidente uma sensível melhoria na qualidade da água (conforme apresentado no item 5.7.5) ao aplicar os critérios estabelecidos pelo cenário 3 no reservatório Tijuquinha. No entanto, essa intervenção, não resultou em uma modificação no estado trófico do reservatório. Adicionalmente, observou-se uma redução no teor de fósforo no compartimento sedimento.

A Figura 32 apresenta os resultados das simulações realizadas no contexto do cenário 3, para o reservatório Penedo.

Figura 32 – Comportamento simulado do Reservatório Penedo Cenário 3, observando-se o teor de fósforo total na água e no sedimento. A referência (Ref.) corresponde a simulação sem executar o cenário.

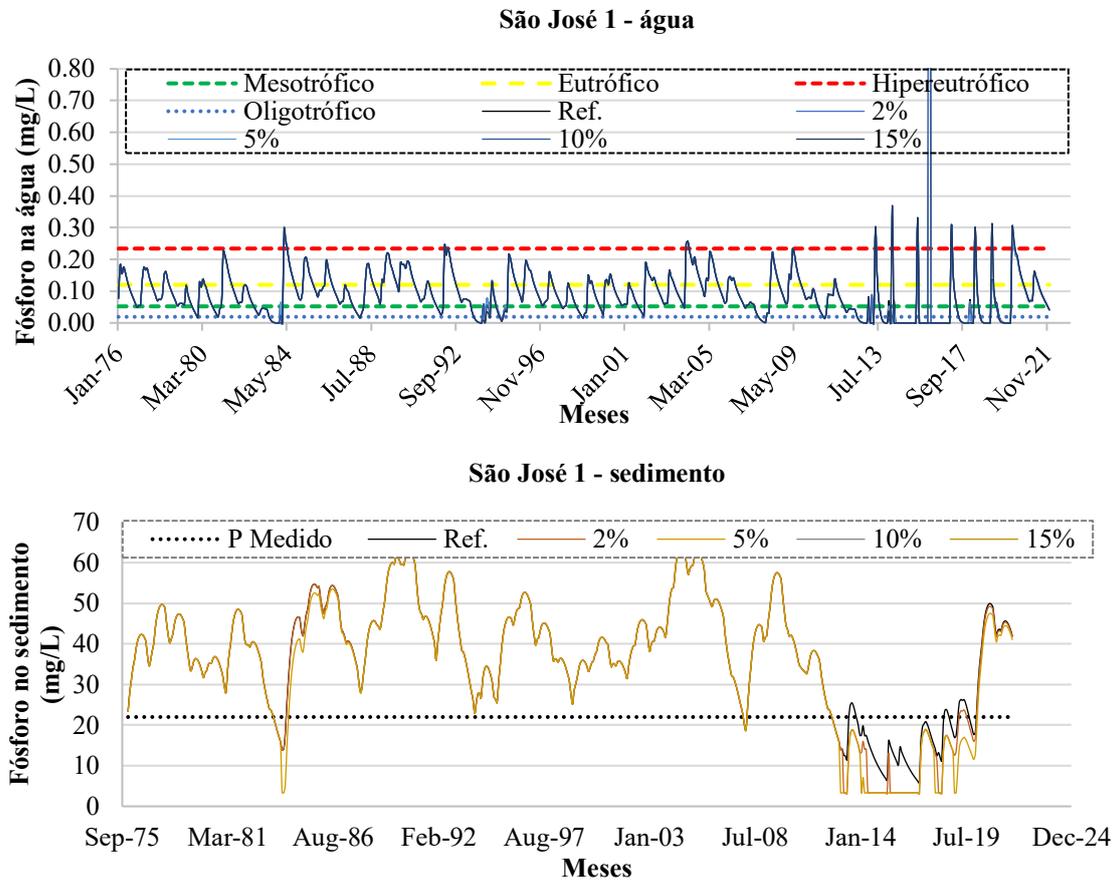


Fonte: Autora, 2024.

Não se constatou uma melhoria na qualidade da água ao implementar os critérios estabelecidos pelo Cenário 3 no reservatório Penedo. Não havendo uma modificação no estado trófico do reservatório. Em contrapartida, foi observada uma leve diminuição no teor de fósforo no compartimento sedimento. No entanto, é importante notar que não houve avanço melhoria na qualidade de água.

A Figura 33 exibe os resultados das simulações conduzidas no âmbito do Cenário 3, aplicadas ao reservatório São José 1.

Figura 33 – Comportamento simulado do Reservatório São José 1 Cenário 3, observando-se o teor de fósforo total na água e no sedimento. A referência (Ref.) corresponde a simulação sem executar o cenário.

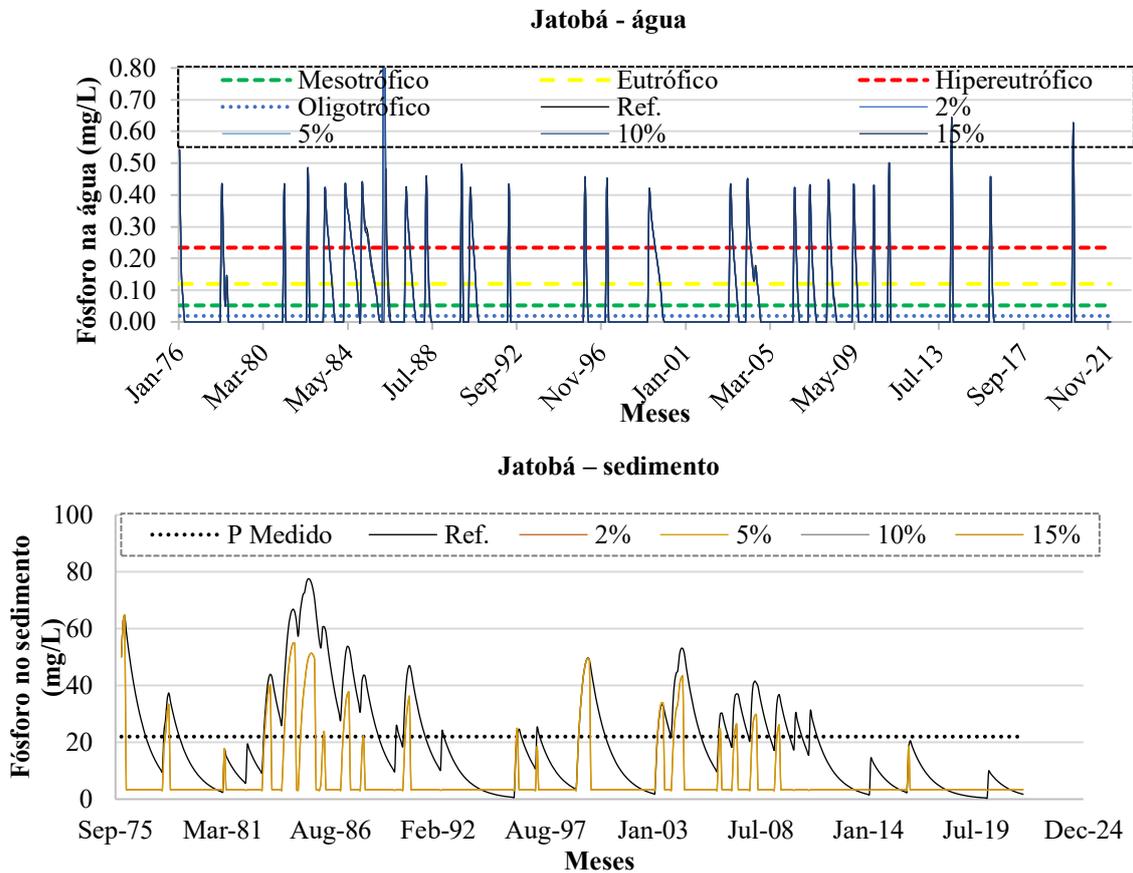


Fonte: Autora, 2024.

A aplicação do Cenário 3 no reservatório no reservatório São José 1, não resultou em melhoria na qualidade da água, o que se reflete na ausência de alterações no estado trófico do reservatório. Em contrapartida, registrou-se uma discreta redução nos níveis de fósforo no compartimento sedimento. É plausível que isso tenha ocorrido devido ao reservatório ter passado por um curto período de seca. Contudo, é relevante salientar que não foi observado progresso algum na qualidade da água.

Os resultados das simulações realizadas no contexto do Cenário 3, específicas para o reservatório Jatobá, são apresentados na Figura 34.

Figura 34 – Comportamento simulado do Reservatório Jatobá Cenário 3, observando-se o teor de fósforo total na água e no sedimento. A referência (Ref.) corresponde a simulação sem executar o cenário.

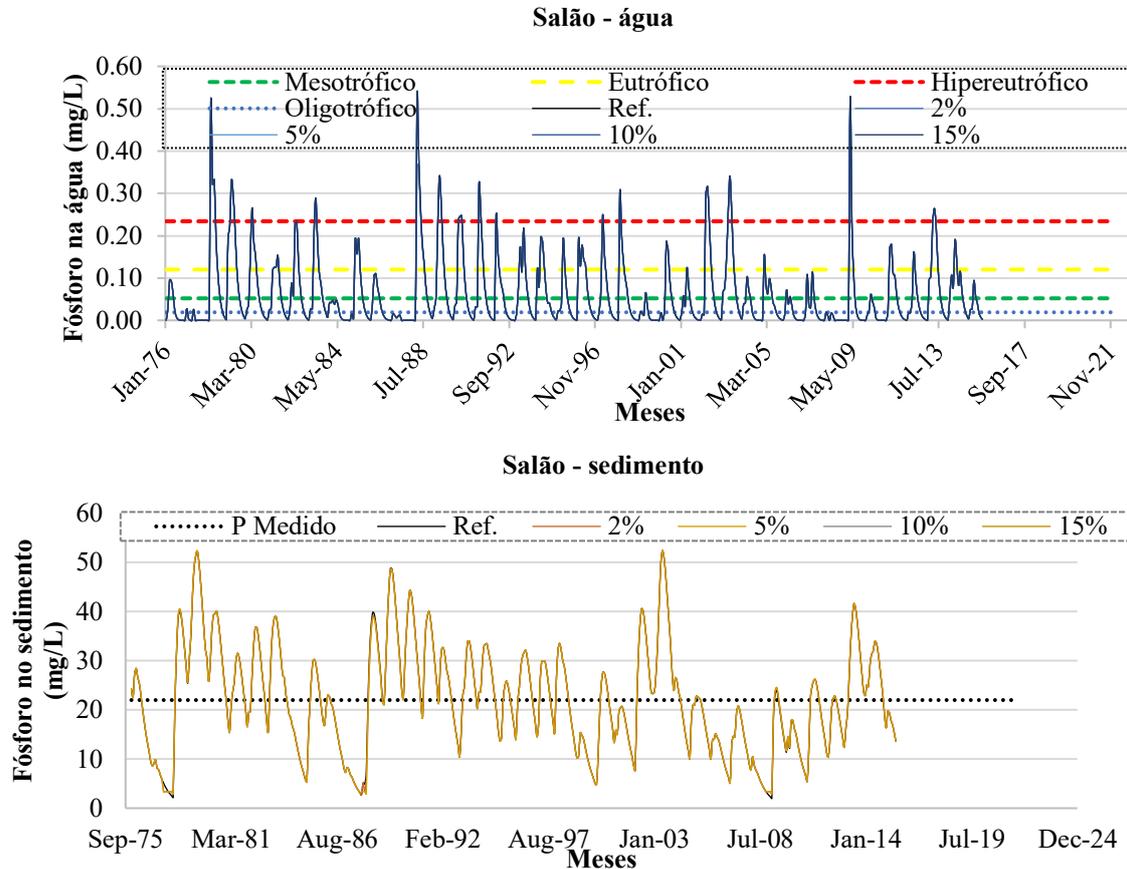


Fonte: Autora, 2024.

Na avaliação da simulação concernente ao compartimento água no reservatório Jatobá, é evidente a falta de avanços na melhoria da qualidade da água. Constatou-se um intervalo breve no qual as reservas hídricas do reservatório se esgotaram. Ao atingir o critério determinado, procedeu-se à remoção do fósforo previamente acumulado no sedimento. No entanto o padrão observado no Jatobá assemelha-se ao ocorrido no reservatório São José 1, ou seja, as concentrações de fósforo demonstram uma tendência ao aumento, retornando aos níveis anteriores.

Na Figura 35, estão ilustrados os resultados das simulações realizadas no âmbito do Cenário 3, voltadas para o reservatório Salão.

Figura 35 – Comportamento simulado do Reservatório Salão Cenário 3, observando-se o teor de fósforo total na água e no sedimento. A referência (Ref.) corresponde a simulação sem executar o cenário.



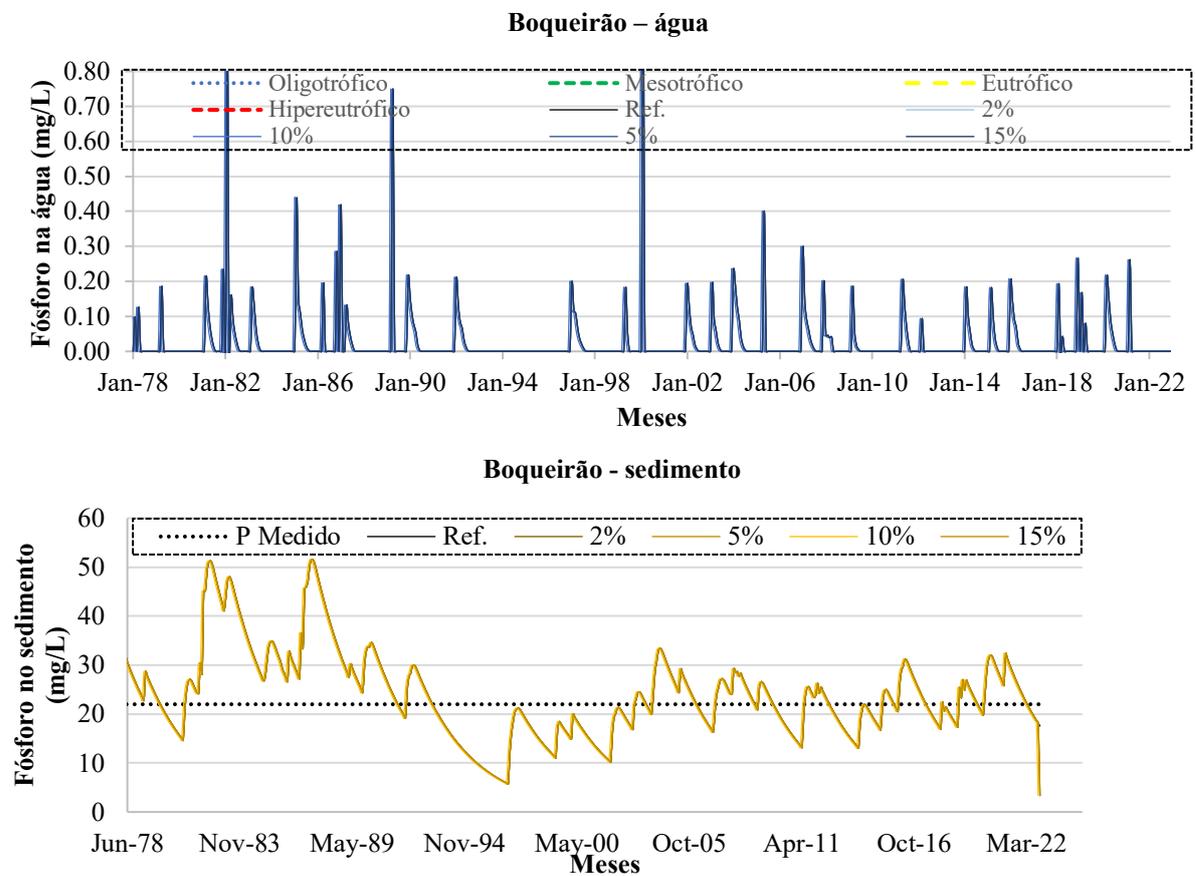
Fonte: Autora, 2024.

Na análise da simulação pertinente ao compartimento aquático no reservatório Salão, constata-se que não houve progressos significativos na melhoria da qualidade da água. Pôde-se identificar um período no qual as reservas hídricas do Salão se esgotaram.

No entanto, ao atender o critério estabelecido, empreendeu-se à remoção do fósforo previamente acumulado no sedimento. Contudo, constatou-se a ausência de uma redução na concentração de fósforo presente no sedimento. Provavelmente isso deriva da carga a elevada de fósforo que o reservatório recebe.

A Figura 36 exhibe os resultados das simulações executadas dentro do cenário 3, com enfoque no reservatório Boqueirão.

Figura 36 – Comportamento simulado do Reservatório Boqueirão Cenário 3, observando-se o teor de fósforo total na água e no sedimento. A referência (Ref.) corresponde a simulação sem executar o cenário.



Fonte: Autora, 2024.

Na análise da simulação relacionada ao compartimento aquático do reservatório Boqueirão, observa-se que não houve progressos significativos na melhoria da qualidade da água. Identificou-se um período em que as reservas hídricas do Boqueirão se esgotaram. Entretanto, ao alcançar o critério preestabelecido, procedeu-se à remoção do fósforo previamente acumulado no sedimento. Contudo, observou-se a persistência da concentração de fósforo no sedimento, o que pode ser atribuído possivelmente à elevada carga de fósforo que entra no reservatório.

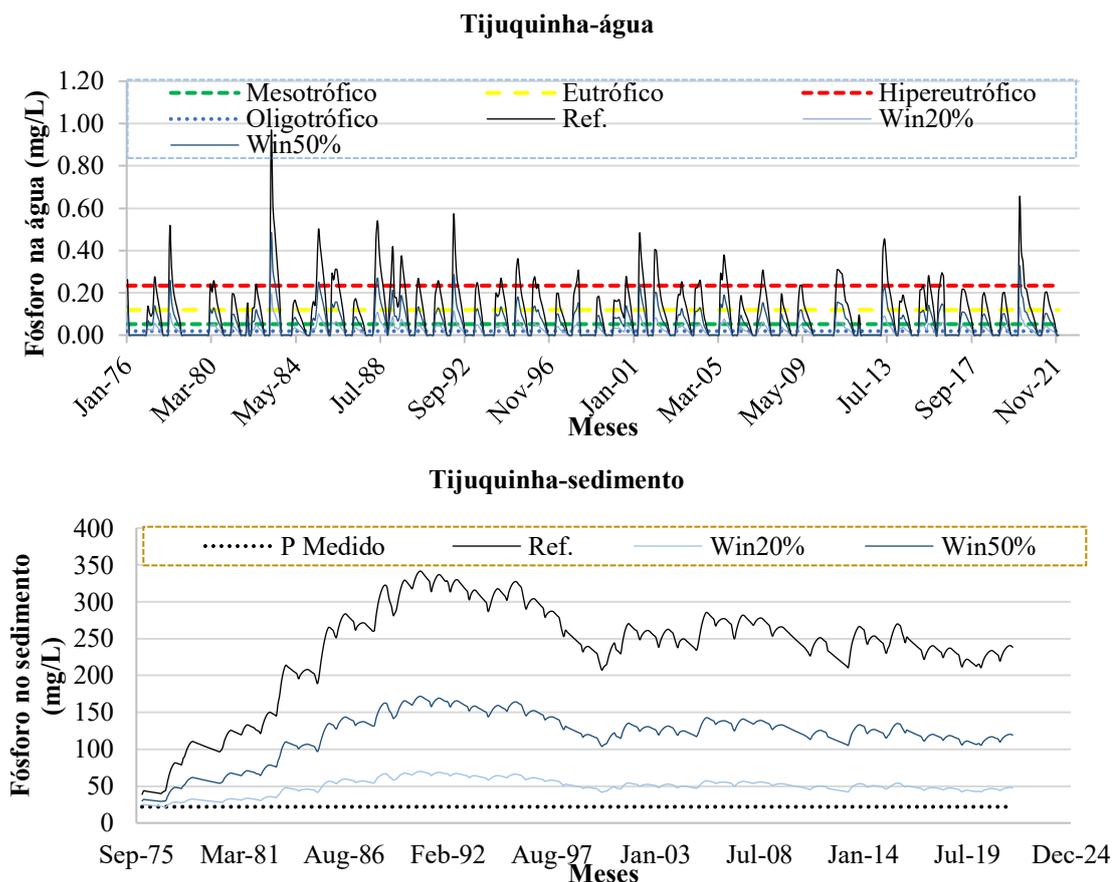
No Cenário 3 o reservatório Tijuquinha, que apresenta maior frequência de secagem e recarga, constatou-se uma melhoria na qualidade da água ao efetuar a remoção da água e do fósforo presente no sedimento. No entanto, nos demais reservatórios que secaram com menor frequência, como Penedo, São José 1 e Jatobá, foi observada apenas uma redução no teor de fósforo no sedimento, sem uma melhoria significativa na qualidade da água. Já nos reservatórios

Salão e Boqueirão, não foram identificadas melhorias na qualidade da água nem redução no teor de fósforo no sedimento. Esses resultados, derivados do cenário 3, refletem a complexidade intrínseca do processo de retenção de fósforo nos reservatórios. Fatores como a área de contribuição, o tamanho dos reservatórios e o maior tempo de residência, influenciam na retenção de fósforo nos reservatórios (KÕIV et al., 2011).

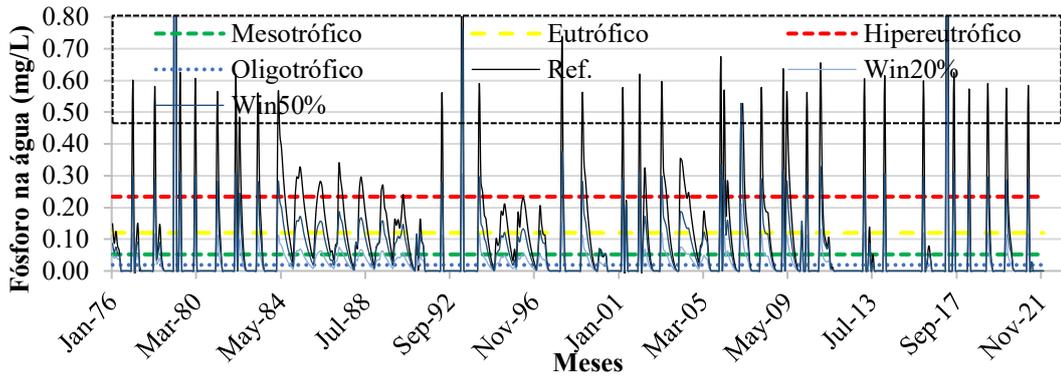
5.7.4 Cenário 4

No Cenário 4, foi proposto uma redução na carga de fósforo que entra no reservatório. As simulações foram feitas para os reservatórios estudados. Na Figura 37, são apresentados os resultados das simulações dos reservatórios.

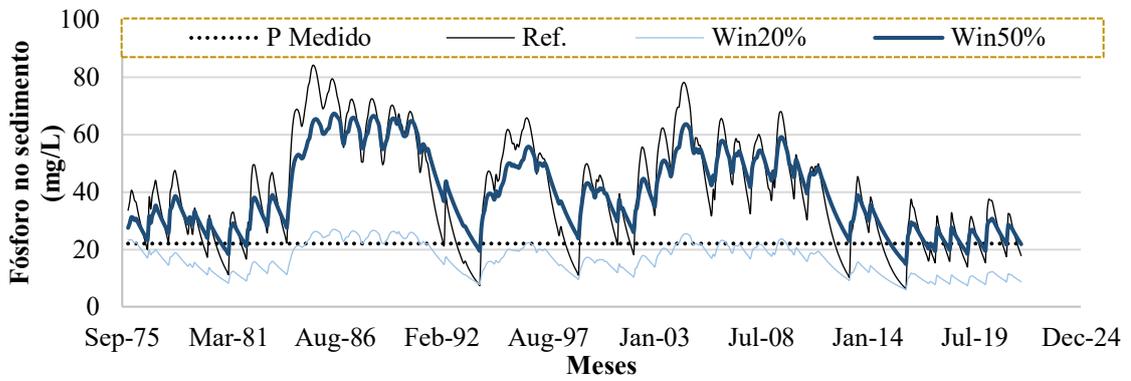
Figura 37 – Redução da carga de fósforo que entra no reservatório nos reservatórios estudados.



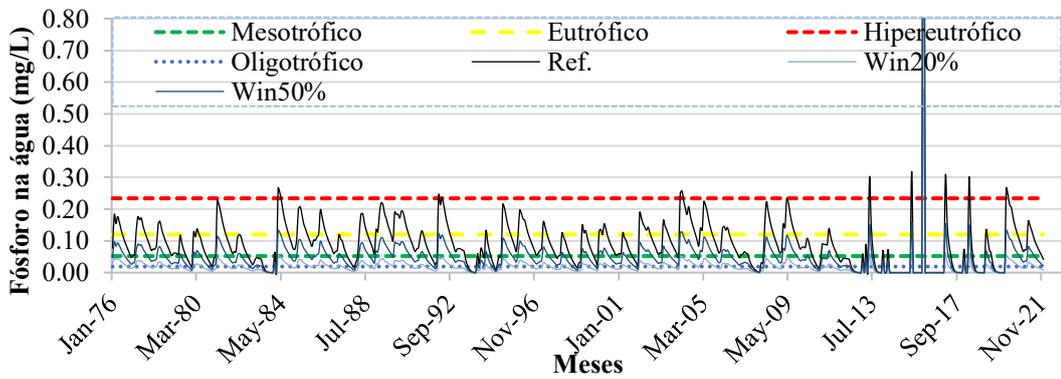
Penedo- água



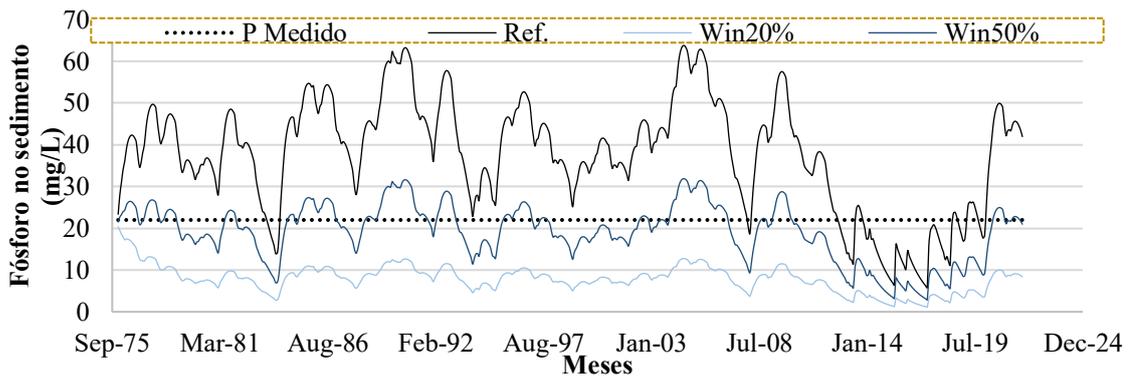
Penedo- sedimento



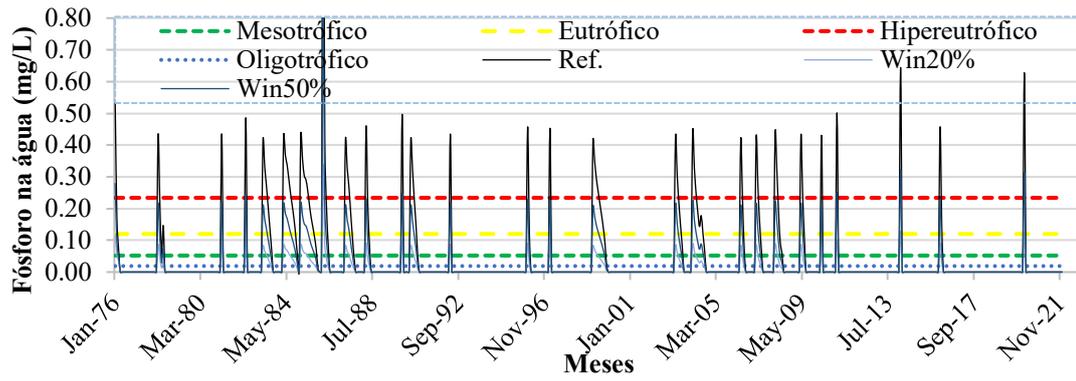
São José 1- água



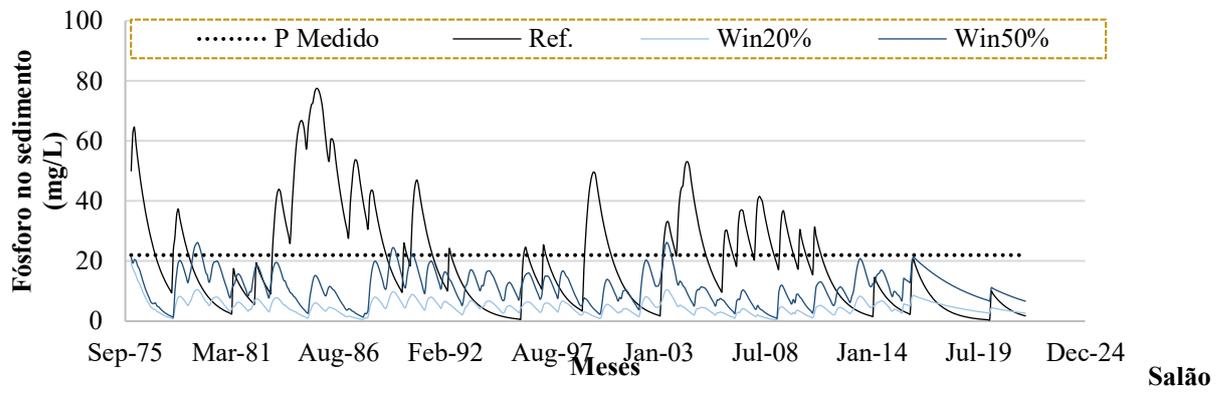
São José 1- sedimento



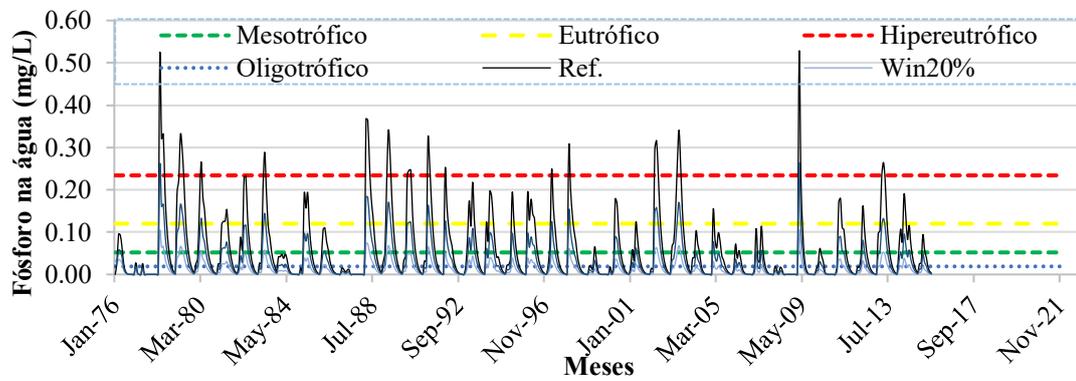
Jatobá- água

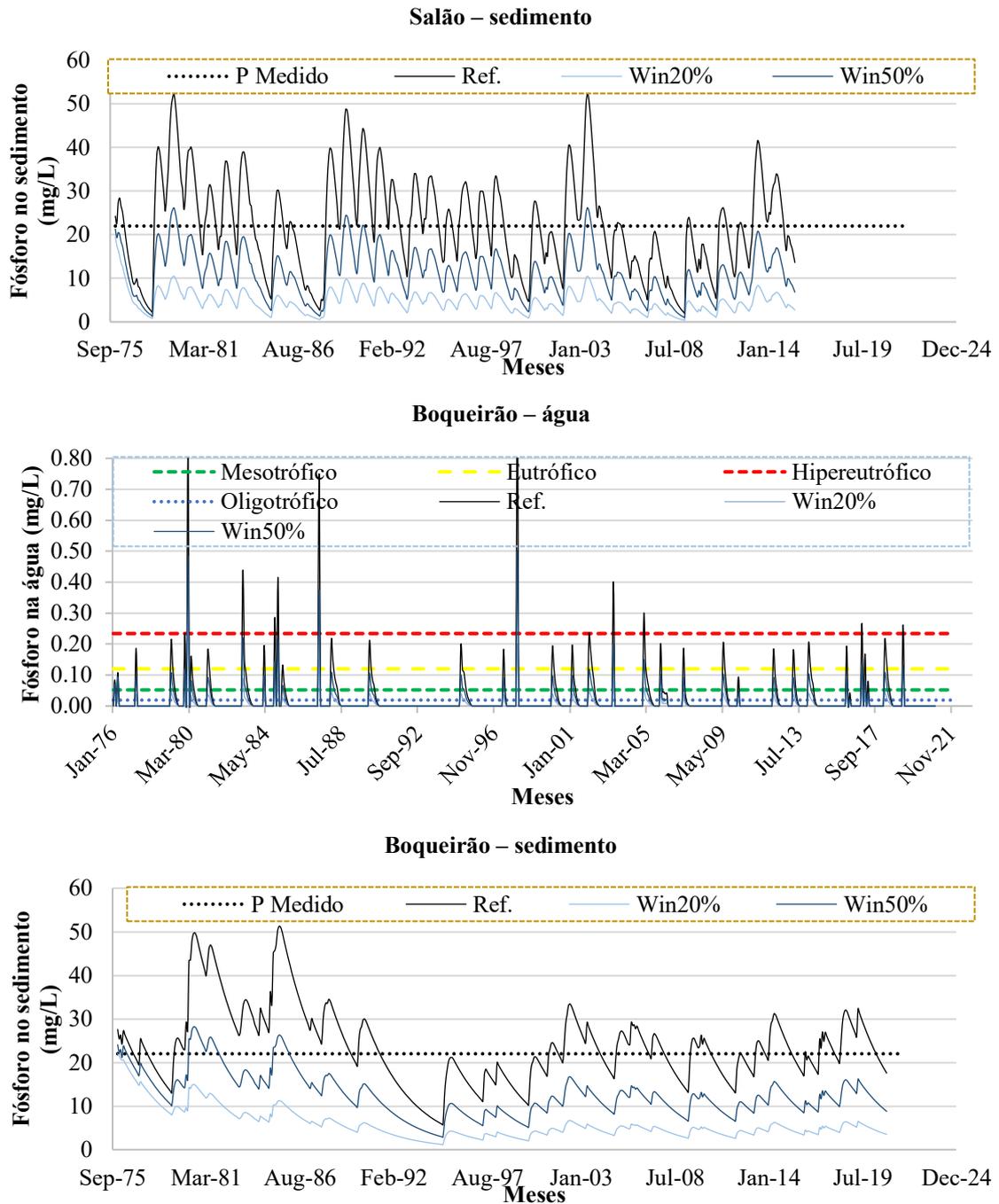


Jatobá- sedimento



- água





Fonte: Autora, 2024.

Analisando o Cenário 4 no contexto do compartimento aquático, para os reservatórios Tijuquinha, Penedo, São José1, Jatobá e Salão percebeu-se uma melhoria na qualidade da água, tanto na entrada da carga corresponde a 50%, quanto quando é restrita a apenas 20% da carga de referência. Resultando em uma transição do estado hipereutrófico para o eutrófico quando a entrada é de 50% da carga de referência, e uma mudança do hipereutrófico para mesotrófico quando a entrada restrita a 20% da carga de referência. Em consequência da entrada de uma carga de fósforo inferior no reservatório, também se constata uma diminuição

nas concentrações de fósforo presente no sedimento. Os resultados do Cenário 4 evidenciaram um impacto direto na qualidade de água ao reduzir a carga de fósforo.

No contexto do reservatório Boqueirão, realizou-se uma simulação de forma hipotética, visto que ele se encontra em uma área de preservação ambiental. Propôs-se a redução da carga que adentra o reservatório, resultando em uma melhoria na qualidade da água. Essa melhoria é evidente tanto quando a entrada da carga é reduzida a 50% quanto quando é restringida a apenas 20% da carga de referência. É notável destacar que a redução para 20% da carga de fósforo resulta em uma melhoria mais expressiva na qualidade da água. Esse processo promove a transição do estado hipereutrófico para o eutrófico com 50% da carga de referência, e do estado hipereutrófico para oligotrófico quando restrita a 20% da carga de referência.

Além disso, em decorrência da redução na entrada de carga de fósforo no reservatório, também se constata uma redução nas concentrações de fósforo no sedimento. Mesmo estando situado em uma área de proteção ambiental, na qual intervenções humanas são estritamente limitadas, o reservatório Boqueirão apresenta uma carga significativa de fósforo. Isso é evidenciado por medições afluentes realizadas durante campanhas em março de 2022, que registraram uma concentração de $0,18 \text{ mg.L}^{-1}$, e em novembro de 2022, que apontaram uma concentração de $0,13 \text{ mg.L}^{-1}$. De acordo com Lamparelli (2004), as concentrações de fósforo que ingressam no reservatório já podem ser consideradas eutrofizadas.

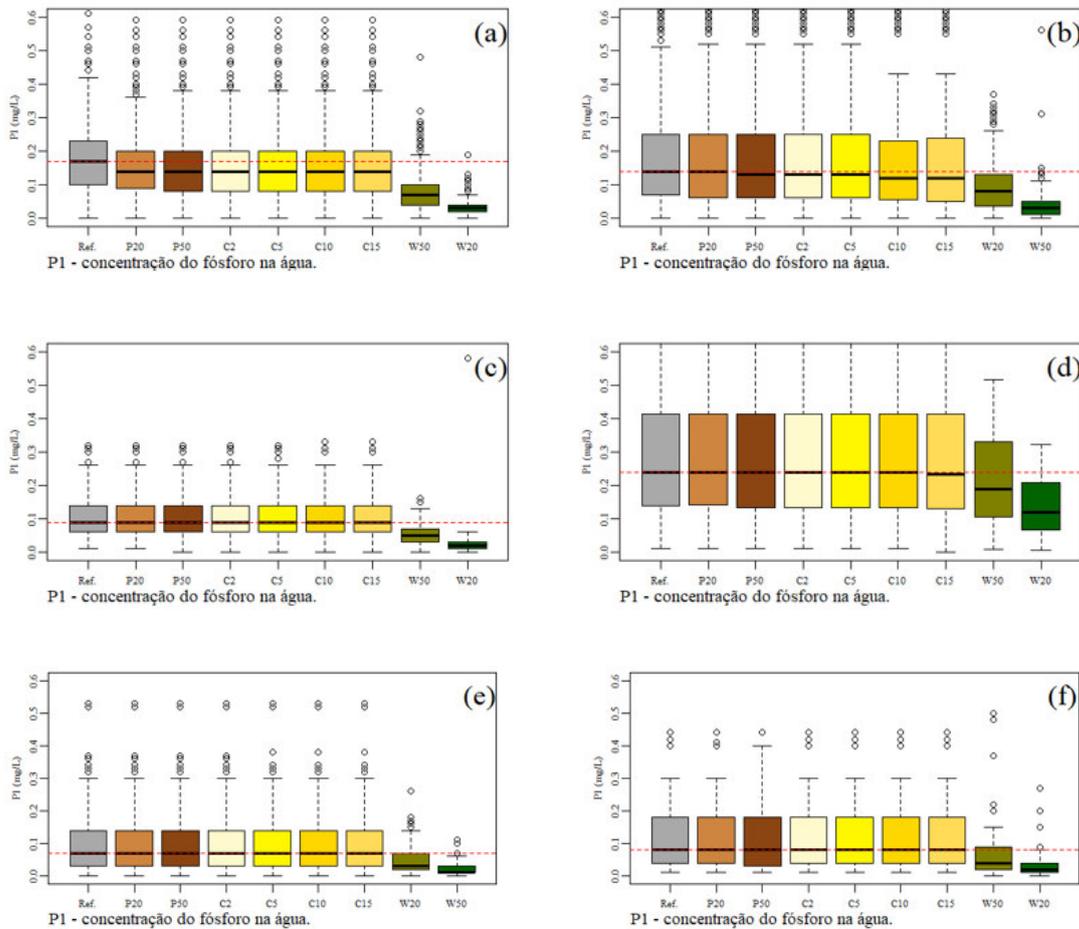
A elevada concentração de fósforo que entra no reservatório Boqueirão pode estar associada ao ciclo desse nutriente, o qual pode ser naturalmente liberado de depósitos de solos, sedimentos ou rochas, bem como à atividade de animais ou processos naturais, como a decomposição da matéria orgânica (WILKINSON e ALBRIGHT, 2022). Portanto, o processo de controle da eutrofização revela-se complexo, uma vez que em ambientes minimamente impactados pela atividade humana, são registradas concentrações substanciais de fósforo que ingressam nos corpos aquáticos, sendo que o barramento das águas também favorece o processo de eutrofização (MAAVARA et al., 2015).

5.7.5 Resumo do impacto do manejo nos cenários

Na Figura 38, são apresentados os gráficos boxplots relativos à melhoria da qualidade de água após implementação dos cenários. No caso do reservatório Tijuquinha, ao comparar os valores medianos $0,17$ do boxplot de referência e os resultados do cenário 1 (P20 e P50), onde as medianas foram de $0,14$ e $0,14$, constata-se um ganho na qualidade da água, porém discreta. O Cenário 2, por sua vez, não foi contemplado com um boxplot, indicando sua

insatisfatória contribuição para a melhoria na qualidade da água. Em contrapartida, o Cenário 3 apresentou resultados semelhantes ao cenário 1. Em contrapartida, no cenário 4 (Win50 e Win 20), verificou-se que os valores do 3º quartil ficaram abaixo do valor da mediana de referência, sugerindo uma redução na concentração de fósforo total na água. Nos demais reservatórios, as medianas de referência não apresentaram variações em relação à execução do Cenário 1 e 3. No entanto, para o reservatório Penedo, no Cenário 3, observou-se uma diferença entre a mediana de referência (0,14) e as medianas correspondentes a C2 (0,13), C5 (0,13), C10 (0,12) e C15 (0,12). Contrastando com o Cenário 4, evidencia-se uma redução notável na concentração de fósforo nos reservatórios, conforme indicado pelas medianas de referência destes.

Figura 38 - Impacto do manejo dos reservatórios na qualidade da água após simulação dos Cenários 1 a 4. a) Tijuquinha; b) Penedo; c) São José 1; d) Jatobá; e) Salão; f) Boqueirão. Cenário 1 (P20 e P50); Cenário 3 (C2, C5, C10 e C15); Cenário 4 (W50 e W20).



Fonte: Autora, 2024.

6 DISCUSSÃO

A eutrofização, um desafio global que impacta tanto o estado ecológico quanto a qualidade da água, é evidente nos reservatórios do semiárido brasileiro. Nessa região, variações sazonais são significativas no volume da água. Quando o volume diminui para níveis críticos, as concentrações de nutrientes aumentam consideravelmente (BRASIL et al., 2016). Durante o período analisado na pesquisa, ficou evidente que os reservatórios do Estado do Ceará permaneceram na maior parte do tempo em estado eutrófico. Essa condição tem impacto direto na disponibilidade de água para o abastecimento humano. A média ponderada do tempo em que a água esteve indisponível para consumo nos açudes estudados foi calculada em 51%, levando em consideração a capacidade de armazenamento de cada um desses reservatórios.

A compreensão das técnicas de manejo de pequenos reservatórios é crucial para a eficiente gestão da qualidade de água armazenada nesses sistemas, especialmente em regiões semiáridas onde a escassez hídrica é um desafio constante. Esses reservatórios de pequeno porte também são encontrados em regiões semiáridas de outros países, como Estados Unidos, África Ocidental e Austrália (RABELO et al., 2022). Garantir a qualidade da água nessas áreas é de extrema importância, o que ressalta a relevância do conhecimento e das técnicas de manejo adequadas para enfrentar esses desafios.

No Cenário 1, especificamente no caso do reservatório Tijuquinha, que apresenta uma frequência mais significativa de secas, constatou-se uma melhoria na qualidade da água ao realizar a remoção do fósforo presente no sedimento. No entanto, nos demais reservatórios, os quais secaram com menor frequência, não foi observada a melhoria na qualidade da água, apenas uma redução no teor de fósforo no sedimento dos reservatórios Penedo, São José 1 e Jatobá. Já os reservatórios Salão e Boqueirão, não foram identificadas reduções no teor de fósforo no sedimento.

Em relação ao reservatório São José 1, Lima Neto et al. (2022) realizaram simulações para avaliar o efeito do carregamento interno do fósforo na água. Os resultados indicaram que a carga interna de fósforo tende a aumentar com o tempo. Em um cenário hipotético do reservatório com uma idade de 100 anos, a carga interna atingiu 83% do total, transformando o reservatório em fonte de fósforo para o rio a jusante. Isso provavelmente decorre do fato de o sedimento do reservatório apresentar concentrações consideravelmente elevadas de TP, variando de 2305 a 4021 mg/kg, o que caracterizou o seu sedimento como altamente poluído.

Por outro lado, o estudo realizado por Kiani et al. (2021) evidenciou que a remoção de sedimentos resultou em uma redução do total de fósforo no Lago Mustijärv, diminuindo assim o potencial de liberação de fósforo dos sedimentos em uma escala de longo prazo. Porém, observou-se uma rápida reconstituição da quantidade de fósforo devido à alta carga externa. Wen et al. (2020) aprofundam ainda mais essa questão, enfatizando que, se não houver uma redução completa da poluição proveniente de fontes externas, os efeitos e a eficácia das medidas de controle da poluição interna são limitados, o que pode causar danos ao meio ambiente.

Embora a remoção de fósforo presente no sedimento seja uma estratégia promissora para melhorar a qualidade da água em reservatórios, é essencial implementar ações efetivas de controle da carga externa para garantir a manutenção da qualidade da água. Estudos como os de Liu et al. (2015), Phillips et al. (2015) e Bormans et al. (2016), destacam que, apesar da redução da carga interna de fósforo alcançada pela remoção de sedimentos, o sucesso a longo prazo tem sido comprometido devido à persistência de altos níveis de carga externa ou à remoção inadequada dos sedimentos superficiais.

A finalidade do Cenário 2 foi investigar se a intensificação da retirada de água dos reservatórios, quando estes atingissem 2%, 5%, 10% e 15% da sua capacidade, resultaria em uma melhoria na qualidade da água. Entretanto, não foi observada nenhuma melhoria em nenhum dos reservatórios analisados. Isso se deve ao fato de que a dinâmica de nutrientes em reservatórios é determinada pelos efeitos combinados dos fluxos externos e internos (JI et al., 2021). Portanto, torna-se evidente que somente a retirada da água não é suficiente para promover melhorias na qualidade da água. É necessário implementar medidas adicionais, como a remoção do fósforo interno e o controle da carga externa, a fim de alcançar resultados satisfatórios.

Na literatura existem diversas pesquisas que propõem medidas mitigadoras para o controle do carregamento interno do fósforo. Alguns exemplos dessas medidas incluem a biomanipulação (MEHNER et al., 2002, WIENGAND et al, 2015), a dragagem (CHEN et al. 2018; KIANI et al., 2021; CHEN et al., 2020), a remoção quando o reservatório estiver seco (BRAGA et al.; 2019), a reaeração (LAN et al. 2017;MOBLEY et al., 2019) e o uso de agentes de inativação (LIN et al, 2021). Essas abordagens têm sido estudadas como estratégias eficazes para reduzir o carregamento interno de fósforo e melhorar a qualidade da água em corpos d'água impactados pela eutrofização.

No Cenário 3, foi realizada a combinação dos Cenários 1 e 2. No reservatório Tijuquinha, que apresenta maior frequência de secagem e recarga, constatou-se uma

melhoria na qualidade da água ao efetuar a remoção da água e do fósforo presente no sedimento. No entanto, nos demais reservatórios que secam com menor frequência, como Penedo, São José 1 e Jatobá, foi observada apenas uma redução no teor de fósforo no sedimento, sem uma melhoria significativa na qualidade da água. Já nos reservatórios Salão e Boqueirão, não foram identificadas melhorias na qualidade da água nem redução no teor de fósforo no sedimento.

No Cenário 4, além da limpeza do reservatório, é essencial adotar medidas efetivas de gestão da carga de fósforo visando obter resultados satisfatórios na qualidade da água. Nesse contexto, o estudo realizado por Freire et al. (2023) investigou como as precipitações e as atividades humanas relacionadas ao uso da terra influenciam na disponibilidade e no transporte de nutrientes para os corpos hídricos da região semiárida do Brasil. Essa pesquisa fornece informações relevantes para a gestão da carga externa de fósforo, contribuindo para a implementação de práticas adequadas que minimizem o impacto dos nutrientes nos corpos hídricos.

No âmbito de uso da terra, estão sendo realizados estudos para avaliar a viabilidade de reutilizar os sedimentos removidos dos reservatórios como fertilizantes, visando reduzir a entrada de fertilizantes químicos provenientes da bacia hidrográfica. Essas pesquisas têm como objetivo investigar os benefícios e desafios associados ao emprego desses sedimentos como fonte de nutrientes nas atividades agrícolas. Por meio dessa abordagem, busca-se averiguar a eficácia dos sedimentos como fertilizantes, bem como avaliar os potenciais impactos ambientais e agronômicos dessa prática. A reutilização dos sedimentos como fertilizantes pode representar uma estratégia sustentável para aproveitar esses recursos de maneira eficiente e minimizar os efeitos adversos da sua disposição inadequada (NIKAFKAR et al., 2023; DJERAN-MAIGRE et al., 2023; KIANI et al., 2021; BRAGA et al.; 2019).

A análise do Cenário 4 nos diferentes reservatórios evidencia resultados distintos. Em todos os casos, observou-se uma melhoria na qualidade da água devido à redução da carga que adentra nos reservatórios. Essa redução, seja ela de 50% ou 20% da carga de referência, ocasiona uma transição dos estados tróficos, do hipereutrófico para o eutrófico ou para o mesotrófico. No entanto, o impacto varia entre os reservatórios. Por exemplo, no reservatório Tijuquinha, a redução da carga de fósforo resulta em uma diminuição expressiva nas concentrações no sedimento, refletindo diretamente na melhoria da qualidade da água. Por outro lado, reservatórios como São José 1 e Jatobá mostraram-se

mais resistentes a melhoria, com concentrações de fósforo demonstrando tendência a retornar aos níveis anteriores após o esgotamento das reservas hídricas.

Embora o Cenário 4 tenha apresentado melhorias, observa-se que não existe uma solução única para o manejo dos reservatórios. Cada um possui peculiaridades intrínsecas à sua bacia hidrográfica, e as técnicas de manejo devem ser adaptadas individualmente. Os resultados do Cenário 4 reforçam a importância das reduções de cargas de fósforo para melhorias na qualidade da água. No entanto, a eficácia dessas ações pode variar conforme as características específicas de cada reservatório.

Essa análise ressalta a importância de adotar abordagens mais eficazes na gestão das atividades desenvolvidas na bacia hidrográfica. Além das influências das atividades agrícolas, é crucial considerar o controle das fontes de efluentes difusas e pontuais, exigindo a implementação de técnicas eficientes no tratamento dos efluentes lançados nos cursos d'água que abastecem os reservatórios. A pesquisa conduzida por Peixoto (2014) no reservatório Acarape do Meio (Redenção – CE) identificou que as práticas agrícolas na bacia de drenagem, juntamente com a ausência de um sistema de tratamento terciário, responsável pela remoção de nutrientes, surgiam como fatores determinantes no processo de deterioração da qualidade da água armazenada no referido reservatório.

Em sua pesquisa, Lima (2016) simulou um cenário de redução de 50% da carga de fósforo que ingressa no reservatório Acarape do Meio. Para alcançar essas concentrações, o autor supôs a implementação de um programa eficiente de capacitação rural para os produtores de hortaliças, bem como a redução da área de plantio em troca dos benefícios propostos pelo Programa Produtores de Água da ANA (Agência Nacional de Águas).

No entanto, Osgood (2017) enfatiza a necessidade de estabelecer um controle também das cargas internas de fósforo, mesmo em casos que haja um controle bem sucedido das cargas externas. Ou seja, além de reduzir a entrada de fósforo no reservatório, é importante gerenciar as fontes internas de fósforo, que se acumulam no sedimento. Rocha e Lima Neto (2022) observaram em seu estudo que essas fontes internas podem continuar liberando fósforo na água, comprometendo a qualidade da água a longo prazo. Caso não haja um manejo adequado das fontes internas de fósforo nos reservatórios ao longo dos anos, o reservatório pode se tornar uma fonte contínua de fósforo (LIMA NETO et al., 2022).

Gross e Hagy (2017) realizaram um estudo com o propósito de identificar estratégias eficazes na recuperação de ecossistemas aquáticos afetados pela eutrofização. Eles enfatizam que o êxito na recuperação de corpos hídricos afetados pela eutrofização está

intrinsecamente relacionado a alguns fatores essenciais. Estes incluem a presença de lideranças engajadas nas agências de gestão dos recursos hídricos, a implementação de processo colaborativo que envolve tanto os usuários quanto os órgãos gestores, o estabelecimento de objetivos ecológicos, e a adoção de medidas de controle de nutriente proveniente de diversas fontes. Esses fatores desempenham um papel fundamental nos esforços de recuperação dos recursos hídricos impactados pela eutrofização.

Além disso, Yu et al. (2021), delinearam estratégias abrangentes que compreendem a redução da erosão do solo na bacia, a liberação de fluxos densos através de descarga de fundo durante a estação das cheias e a implementação de sistemas de desvio para transferir água turva a montante do reservatório. Essas estratégias são relevantes no controle da poluição interna em reservatórios e têm sido adotadas com o propósito de assegurar a qualidade da água de reservatórios, e são respaldadas por estudos anteriores (HUANG et al., 2014; LI et al., 2017; YAJIMA e CHOI, 2013).

No Estado do Ceará, por exemplo, foi implementado pelo governo estadual um Projeto de Desenvolvimento Hidroambiental (PRODHAM), concebido com o objetivo de promover ações coordenadas e sustentáveis para a recuperação e preservação dos recursos naturais e ambientais. O projeto teve como objetivo preservar áreas ribeirinhas, reservatórios e nascentes de água. Por exemplo, Lima (2014) avaliou a eficácia deste programa executado na Bacia do Rio Cangati e observou resultados positivos, como a recuperação ambiental da vegetação ao longo dos rios e a melhoria da qualidade da água. Esta iniciativa serve de exemplo e visa a preservação dos recursos naturais e ambientais, constituindo um modelo de promoção da sustentabilidade dos recursos hídricos.

7 CONCLUSÕES

Neste estudo utilizou-se modelo de balanço de fósforo para simular cenários relacionados a estratégias de manejo de água e sedimento de pequenos reservatórios no semiárido brasileiro para controle da eutrofização, no período de 1976 a 2021, nos reservatórios Tijuquinha, Penedo, São José, Jatobá, Salão e Boqueirão. A análise da carga interna de fósforo nos reservatórios apresentou uma associação entre suas características individuais e as respectivas bacias hidrográficas. Esses padrões refletem a interação entre uso da terra, qualidade da água e atividades humanas desenvolvidas nas bacias.

No Cenário 1, foi analisado o efeito da remoção do fósforo através da prática de reuso de sedimento, quando o reservatório se encontra seco. No reservatório Tijuquinha, a técnica permitiu a redução do estado trófico em 12,5% do tempo quando foram retirados 50% do fósforo na camada do sedimento. Para os demais açudes, nos quais o esvaziamento e a possível retirada de sedimentos foi menos frequente, os resultados mostram que a medida não contribuiu para o controle da eutrofização. Portanto, o Cenário 1 tem potencial para auxiliar no controle da eutrofização em situações específicas, principalmente quando há alta frequência de esvaziamento do açude, mas não é capaz de controlar a eutrofização quando adotado isoladamente.

No Cenário 2, a finalidade foi avaliar a intensificação da extração de água dos reservatórios quando atingissem 2%, 5%, 10% e 15% da sua capacidade. No entanto, a implementação desse cenário não resultou em melhoria perceptível na qualidade da água dos reservatórios.

No Cenário 3, combinando os Cenários 1 e 2, houve melhorias na qualidade da água no reservatório Tijuquinha devido a seu ciclo de secagem e recarga mais frequente. Contudo, em reservatórios com secagens menos frequentes, como Penedo, São José 1 e Jatobá, a intervenção reduziu apenas o fósforo nos sedimentos, sem melhorar significativamente a qualidade da água. Salão e Boqueirão não apresentaram melhorias na qualidade da água nem redução no fósforo sedimentar.

Esses resultados destacam a complexidade da retenção de fósforo, influenciada por fatores como contribuição externa, tamanho do reservatório e tempo de residência. Conclui-se que, embora tenha havido melhorias em alguns casos, o controle da eutrofização requer a redução da carga de fósforo de fontes externas, não podendo ser alcançado apenas com manejo do reservatório.

Por outro lado, no Cenário 4 o controle das cargas externas se apresentou como uma medida mais eficiente no controle da eutrofização. As atividades desenvolvidas na bacia hidrográfica liberam grandes cargas de fósforo para os reservatórios, sendo necessário adotar medidas efetivas de controle das fontes pontuais e difusas. Essas medidas incluem a participação ativa de líderes nas agências de gestão dos recursos hídricos, a promoção de processos colaborativos entre usuários e órgãos gestores, o estabelecimento de metas qualitativas alinhadas aos objetivos ecológicos, implementação de instrumentos de gestão e de estratégias de controle de nutrientes provenientes de diversas fontes, coleta e tratamento de esgotos buscando-se a universalização do sistema.

A eficiência das técnicas de manejo apresentadas neste estudo pode variar de um reservatório para outro, considerando a importância relativa das cargas externas e internas de nutrientes em cada caso. Para um controle eficiente da eutrofização, é necessário adotar medidas compatíveis com as condições de cada reservatório.

REFERÊNCIAS

- AMERICAN METEOROLOGICAL SOCIETY (AMS). Statement on meteorological drought. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* n. 85, p.771–773. 2004. Disponível em: <https://www.ametsoc.org/index.cfm/ams/about-ams/ams-statements/archive-statements-of-the-ams/meteorological-drought/>.
- ALVAREZ-GUERRA, M. et al. Sediment quality assessment and dredged material management in Spain: Part I, application of sediment quality guidelines in the Bay of Santander. *Integrated Environmental Assessment and Management*, v. 3, n. 4, p. 529–538, out. 2007. Disponível em: https://setac.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1897/IEAM_2006-055.1.
- ANDRADE, E. M. A. Floresta Tropical Seca, Caatinga: as Certezas e Incertezas das Águas. *Tordesillas Revista de Investigación Multidisciplinar*. n. 12., 2017. Disponível em: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5922951>.
- ANDERSON, R. Y. HUTCHINSON, G. E. Ianula: An account of the history and development of the Lago di Monterosi, Latium, Italy. *Trans. Amer. Phil. Soc.* 60 (Part 4) p. 178. *Limnology and Oceanography*, v. 16, n. 3, p. 594–595, 1971. Disponível em: <https://pascal-francis.inist.fr/vibad/index.php?action=getRecordDetail&idt=GEODEBRGM72227616>.
- ANDERSON, H. S. et al. Continuous *In Situ* Nutrient Analyzers Pinpoint the Onset and Rate of Internal P Loading under Anoxia in Lake Erie’s Central Basin. *ACS ES&T Water*, v. 1, n. 4, p. 774–781, 9 abr. 2021. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acsestwater.0c00138>.
- ARAÚJO, G. M.; LIMA NETO, I. E.; BECKER, H. Phosphorus dynamics in a highly polluted urban drainage channel-shallow reservoir system in the Brazilian semiarid. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 91, n. 3, p. e20180441, 2019. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/aabc/a/CwzRpx83B3GVNYrHVYGd9QR/?lang=en>.
- ARAÚJO, E. M.; MAMEDE, G. L. ARAÚJO, E. M.; MAMEDE, G. L. Investigação do processo de geração de escoamento usando estatística multivariada em uma bacia semiárida. *IRRIGA*, v. 23, n. 1, p. 72–86, 30 mar. 2018. Disponível em: <https://irriga.fca.unesp.br/index.php/irriga/article/view/2241>.
- BHUNIA, G. S.; SHIT, P. K.; CHATTOPADHYAY, R. Assessment of spatial variability of soil properties using geostatistical approach of lateritic soil (West Bengal, India). *Annals of Agrarian Science*, v. 16, n. 4, p. 436–443, dez. 2018. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1512188718300125>.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Portaria nº 454, de 1º de novembro de 2012. Diretrizes gerais para o gerenciamento de material dragado. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF. 2012. Disponível em:

https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2012/res_conama_454_2012_materialserdragadoemaguasjurisdicionaisbrasileiras.pdf.

BRASIL, P.; MEDEIROS, P. NeStRes – Model for Operation of Non-Strategic Reservoirs for Irrigation in Drylands: Model Description and Application to a Semiarid Basin. **Water Resources Management**, v. 34, n. 1, p. 195–210, 1 jan. 2020. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11269-019-02438-x#:~:text=NeStRes%20is%20a%20model%20for,the%20risk%20of%20crop%20loss>.

BRAGA, B. B. *et al.* From waste to resource: Cost-benefit analysis of reservoir sediment reuse for soil fertilization in a semiarid catchment. **Science of The Total Environment**, v. 670, p. 158–169, jun. 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969719310654>.

BONSDORFF, E. Eutrophication: Early warning signals, ecosystem-level and societal responses, and ways forward. **Ambio**, v. 50, n. 4, p. 753–758, 1 abr. 2021. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s13280-020-01432-7>.

BORMANS, M.; MARŠÁLEK, B.; JANČULA, D. Controlling internal phosphorus loading in lakes by physical methods to reduce cyanobacterial blooms: a review. **Aquatic Ecology**, v. 50, n. 3, p. 407–422, 1 set. 2016. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10452-015-9564-x>.

CARPENTER, S. R. *et al.* Nonpoint Pollution of Surface Waters with Phosphorus and Nitrogen. **Ecological Applications**, v. 8, n. 3, p. 559–568, 1998. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/1051-0761%281998%29008%5B0559%3ANPOSWW%5D2.0.CO%3B2>.

CAVALCANTE, H. *et al.* Phosphorus fractionation in sediments of tropical semiarid reservoirs. **Science of The Total Environment**, v. 619–620, p. 1022–1029, abr. 2018. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004896971733262X>.

CAMPOS, J.N.B. Paradigms and public policies on drought in northeast Brazil: a historical perspective. *Environmental Management*, 55, 1052–1063. 2015. doi:10.1007/s00267-015-0444-x. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00267-015-0444-x>.

CARNEIRO, B.L.D.S., ROCHA, M. de J.D., BARROS, M.U.G., PAULINO, W.D., LIMA, Neto I.E., 2022. Predicting anoxia in the wet and dry periods of tropical semiarid reservoirs. *J. Environ. Manag.* 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116720>.

CASTAGNINO, W. A. Investigación de modelos simplificados de eutroficación en lagos tropicales. **Organizacion Panamericana de la Salud, Centro Panamericano de Ingenieria Sanitaria y Ciencias del Ambiente, Versión Revisada**. 1982. Disponível em: <https://pesquisa.bvsalud.org/portal/resource/pt/lil-146429>.

CEARÁ. Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos: Monitoramento Quantitativo e Qualitativo dos Recursos Hídricos. 2022. Disponível em: <http://www.hidro.ce.gov.br>.

CEARÁ. Secretaria dos Recursos Hídricos. Atlas eletrônico dos recursos hídricos do Ceará. 2022. Disponível em: <http://atlas.srh.ce.gov.br>.

CHAPRA, S.C., CANALE, R.P. Long-term phenomenological model of phosphorus and oxygen for stratified lakes. **Water Research**, v.25, p. 707-715, 1991. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/004313549190046S>.

CHAPRA, S. C. **Surface Water-Quality Modeling**, McGraw-Hill. 1997.

CHENG, Y. et al. Spatial distribution of soil total phosphorus in Yingwugou watershed of the Dan River, China. **CATENA**, v. 136, p. 175–181, jan. 2016. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0341816215000570>.

CHEN, Z. et al. The biotransformation of soil phosphorus in the water level fluctuation zone could increase eutrophication in reservoirs. **Science of The Total Environment**, v. 763, p. 142976, abr. 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720365062>.

CHEN, Z. et al. Moderate inundation stimulates plant community assembly in the drawdown zone of China's Three Gorges Reservoir. **Environmental Sciences Europe**, v. 32, n. 1, p. 79, 12 maio 2020. Disponível em: <https://enveurope.springeropen.com/articles/10.1186/s12302-020-00355-0>.

CHEN, Y. et al. Multi-timescale sediment responses across a human impacted river-estuary system. **Journal of Hydrology**, v. 560, p. 160–172, 1 maio 2018. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169418301586>.

CLOERN, J. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. **Marine Ecology Progress Series**, v. 210, p. 223–253, 2001. Disponível em: <https://www.int-res.com/articles/meps/210/m210p223.pdf>.

CODD, G. A.; MORRISON, L. F.; METCALF, J. S. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. **Toxicology and Applied Pharmacology**, v. 203, n. 3, p. 264–272, mar. 2005. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0041008X04002418>

COELHO, C. et al. In Situ and Satellite Observation of CDOM and Chlorophyll-a Dynamics in Small Water Surface Reservoirs in the Brazilian Semiarid Region. **Water**, v. 9, n. 12, p. 913, dez. 2017. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/9/12/913>.

CEARÁ. Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. Diretoria de Operações Gerência de Desenvolvimento Operacional. **Qualidade das águas dos açudes monitorados pela cogeh – campanha de setembro/2022**. Fortaleza, 2022. Disponível em:

<https://portal.cogerh.com.br/wp-content/uploads/2022/12/avaliacao-mensal-da-situacao-dos-acudes-set-22.pdf>.

DE ARAÚJO, J. C.; BRONSTERT, A. A method to assess hydrological drought in semi-arid environments and its application to the Jaguaribe River basin, Brazil. **Water International**, v. 41, n. 2, p. 213–230, 23 fev. 2016. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/02508060.2015.1113077>.

DE ARAÚJO, J.C. Gestão das águas de pequenos açudes na região semiárida. In Recursos Hídricos em Regiões Áridas e Semiáridas, 2011, Campina Grande. Disponível em: https://abrh.s3.sa-east-1.amazonaws.com/Sumarios/36/15ba306634d0b446a951b62f22699974_8753e5e78f1144cab7f4a44d55323b2d.pdf.

DE ARAÚJO, J. C.; GONZÁLEZ PIEDRA, J. I. Comparative hydrology: analysis of a semiarid and a humid tropical watershed. **Hydrological Processes**, v. 23, n. 8, p. 1169–1178, 2009. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/hyp.7232>.

DJERAN-MAIGRE, I. et al. A relevant characterization of Usumacinta river sediments for a reuse in earthen construction and agriculture. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 125, p. 104317, maio 2023. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0895981123001281>.

DOUGLAS, M. S. V. et al. Prehistoric Inuit whalers affected Arctic freshwater ecosystems. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 101, n. 6, p. 1613–1617, 10 fev. 2004. Disponível em: <https://www.pnas.org/doi/10.1073/pnas.0307570100>.

DUAN, H. et al. **Two-Decade Reconstruction of Algal Blooms in China’s Lake Taihu**. research-article. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/epdf/10.1021/es8031852>.

FERRIER-PAGÈS, C. et al. Phosphorus metabolism of reef organisms with algal symbionts. **Ecological Monographs**, v. 86, n. 3, p. 262–277, 2016. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ecm.1217>.

FREIRE, L. L.; COSTA, A. C.; NETO, I. E. L. Effects of rainfall and land use on nutrient responses in rivers in the Brazilian semiarid region. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 195, n. 6, p. 652, 9 maio 2023. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-023-11281-y>.

GARSKE, B.; EKARDT, F. Economic policy instruments for sustainable phosphorus management: taking into account climate and biodiversity targets. **Environmental Sciences Europe**, v. 33, n. 1, p. 56, 1 maio 2021. Disponível em: <https://enveurope.springeropen.com/articles/10.1186/s12302-021-00499-7>.

- GEURTS, J. J. M. et al. Interacting effects of sulphate pollution, sulphide toxicity and eutrophication on vegetation development in fens: A mesocosm experiment. **Environmental Pollution**, v. 157, n. 7, p. 2072–2081, jul. 2009. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S026974910900089X>.
- GRANÉLI, W. Internal phosphorus loading in Lake Ringsjön. **Hydrobiologia**, v. 404, n. 0, p. 19–26, 1 jun. 1999. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1003705520085>.
- GROSS, C.; HAGY, J. D. Attributes of successful actions to restore lakes and estuaries degraded by nutrient pollution. **Journal of Environmental Management**, v. 187, p. 122–136, fev. 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479716308945>.
- GUO, Z. et al. Linking reservoir ecosystems research to the sustainable development goals. **Science of The Total Environment**, v. 781, p. 146769, 10 ago. 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969721018374>.
- HALL, J. W. et al. Coping with the curse of freshwater variability. **Science**, v. 346, n. 6208, p. 429–430, 24 out. 2014. Disponível em: https://oms-www.files.svdcn.com/production/downloads/academic/201410_Hall_Freshwater.pdf.
- HAN, Q. et al. Carbon biogeochemical cycle is enhanced by damming in a karst river. **Science of The Total Environment**, v. 616–617, p. 1181–1189, mar. 2018. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969717329200>.
- HAREGEWEYN, N. et al. Comprehensive assessment of soil erosion risk for better land use planning in river basins: Case study of the Upper Blue Nile River. **Science of The Total Environment**, v. 574, p. 95–108, jan. 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969716319362>.
- HEDLEY, M.J., STEWART, W.B.S., CHAUHAN, B.S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. **Soil Sci. Soc. Am. J.** v. 46 (5), p. 970–976. 1982. Disponível em : <https://doi.org/10.2136/sssaj1982.03615995004600050017x>
- HUANG, T. et al. Impacts of meteorological factors and land use pattern on hydrological elements in a semi-arid basin. **Science of The Total Environment**, v. 690, p. 932–943, nov. 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004896971933181X>.
- HUKARI, S.; HERMANN, L.; NÄTTORP, A. From wastewater to fertilisers — Technical overview and critical review of European legislation governing phosphorus recycling. **Science of The Total Environment**, v. 542, p. 1127–1135, jan. 2016. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969715307245>.
- HUTCHINSON, G. E.; BONATTI, E.; COWGILL, U. M.; GOULDEN, C. E.; LEVENTHAL, E. A.; MALLET, M. E. *Iamula: an account of the history and*

development of the Lago di Monterosi, Latium, Italy. **Trans. Am.**

Philos. Soc. 1970. Disponível em:

https://books.google.com.br/books/about/Ianula_an_Account_of_the_History_and_Dev.html?id=mi_wAAAAMAAJ&redir_esc=y.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). **Normais climatológicas.**

Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/2022>.

Ji, N. et al. Internal positive feedback promotes water quality improvement for a recovering hyper-eutrophic lake: A three-dimensional nutrient flux tracking model. **Science of The Total Environment**, v. 772, p. 145505, jun. 2021. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969721005738>.

KAISERLI, A.; VOUTSA, D.; SAMARA, C. Phosphorus fractionation in lake sediments – Lakes Volvi and Koronia, N. Greece. **Chemosphere**, v. 46, n. 8, p. 1147–1155, 1 mar. 2002.

Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653501002429>.

KIANI, M. et al. Recycling lake sediment to agriculture: Effects on plant growth, nutrient availability, and leaching. **Science of The Total Environment**, v. 753, p. 141984, jan. 2021.

Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720355133>.

KÕIV, T.; NÕGES, T.; LAAS, A. Phosphorus retention as a function of external loading, hydraulic turnover time, area and relative depth in 54 lakes and reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 660, n. 1, p. 105–115, 1 fev. 2011. Disponível em:

<https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-010-0411-8>.

LAMPARELLI, M. C. **Graus 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.

LAN, C. et al. Application of Circular Bubble Plume Diffusers to Restore Water Quality in a Sub-Deep Reservoir. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 14, n. 11, p. 1298, nov. 2017. Disponível em:

<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5707937/>.

LAKZIAN, E.; SAGHI, H.; KOOSHKI, O. Numerical simulation of sediment deposition and trapping efficiency estimation in settling basins, considering secondary flows. **International Journal of Sediment Research**, v. 35, n. 4, p. 347–354, 1 ago. 2020. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1001627920300056>.

LIJKLEMA, L. The role of iron in the exchange of phosphate between water and sediments. VI In: Golterman, H.L. (Ed.), *Interactions Between Sediments and Fresh Water*. **W. Junk BV PUBL.** Te Hague, pp. 313–317. 1977. Disponível em:

https://oa.mg/work/10.1007/978-94-011-9802-8_45.

LIMA, A. M. A. Um Estudo ex post do Projeto de Desenvolvimento Hidroambiental - PRODHAM: o caso da microbacia do Rio Cangati - Canindé - Ceará – Brasil. 2014. 102 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Gestão de Recursos Hídricos) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014.

LIMA NETO, I. E. et al. Assessment of phosphorus loading dynamics in a tropical reservoir with high seasonal water level changes. **Science of The Total Environment**, v. 815, p. 152875, abr. 2022. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969721079547>.

LIMA, B. P. Enquadramento de corpos d'água no nordeste brasileiro como instrumento de gestão e sustentabilidade ambiental: o caso da bacia hidrográfica acarape do meio – CE. 2016. 270 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola)-Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.

LIMA, G. C. et al. Variabilidade de atributos do solo sob pastagens e mata atlântica na escala de microbacia hidrográfica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 5, p. 517–526, maio 2014. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/9BX3pdsbZXc5TXq6WC6KxjK/>.

LIMA, Yuri Castro Ponciano. Análise do Assoreamento de um Pequeno Reservatório: Estudo de caso Açude Boqueirão, Aiuaba, CE. 2010. 84 f. Dissertação (Mestrado em engenharia agrícola)- Universidade Federal do Ceará, Fortaleza-CE, 2010.

LIN, C. et al. Al-PHOSLOCK thin-layer capping to control phosphorus release from sediment: effect of hydraulic retention time and phosphorus migration/transformation mechanism. **Journal of Soils and Sediments**, v. 21, n. 6, p. 2474–2482, 1 jun. 2021. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11368-021-02958-3>.

LIRA, C. C. S.; MEDEIROS, P. H. A.; NETO, I. E. L. Modelling the impact of sediment management on the trophic state of a tropical reservoir with high water storage variations. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 92, n. 1, p. e20181169, 2020. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/aabc/a/PWH5hgfwD5r9xH6jk4Tm5DR/>.

LIU, C. et al. Precontrol of algae-induced black blooms through sediment dredging at appropriate depth in a typical eutrophic shallow lake. **Ecological Engineering**, v. 77, p. 139–145, 1 abr. 2015. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857415000439>.

MAAVARA, T.; PARSON, C. T.; RIDENOUR, C.; DÜRR, H. H.; POWLEY, H. R.; VAN CAPPELLEN, P. Global phosphorus retention by river damming. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the U.S.A.**, v. 112, n. 51, p. 15603–15608. 2015. doi:10.1073/pnas.1511797112. Disponível em: <https://www.pnas.org/doi/10.1073/pnas.1511797112>.

MAMEDE, G. L. et al. Modeling the Effect of Multiple Reservoirs on Water and Sediment Dynamics in a Semiarid Catchment in Brazil. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 23, n.

12, p. 05018020, 1 dez. 2018. Disponível em:

<https://ascelibrary.org/doi/10.1061/%28ASCE%29HE.1943-5584.0001701>.

MARENGO, J.A.; TORRES, R.R.; ALVES, L.M. Drought in Northeast Brazil - past, present, and future. **Theor Appl Climatol**. n.124, p. 1-12. 2016. Disponível em:

<https://link.springer.com/article/10.1007/s00704-016-1840-8>.

MAYER, R. E. et al. Occurrence of human-associated Bacteroidetes genetic source tracking markers in raw and treated wastewater of municipal and domestic origin and comparison to standard and alternative indicators of faecal pollution. **Water Research**, v. 90, p. 265–276, 1 mar. 2016. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135415304280>.

MEDEIROS, P.H.A., SIVAPALAN, M. From hard-path to soft-path solutions: slow–fast dynamics of human adaptation to droughts in a water scarce environment. *Hydrological Sciences Journal*. v. 65, 2020. Disponível em:

<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/02626667.2020.1770258>.

MEDEIROS, P.H.A.; de ARAÚJO, J.C. Temporal variability of rainfall in a semiarid environment in Brazil and its effect on sediment transport processes. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, p. 1216-1223, 2014. Disponível em:

<https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs11368-013-0809-9#citeas>.

MEDEIROS, P.H.A., de ARAÚJO, J.C., BRONSTERT, A. Interception measurements and assessment of Gash model performance for a tropical semi-arid region. **Revista Ciência Agronômica**. v. 40, p. 165-174, 2009. Disponível em:

<http://ccarevista.ufc.br/seer/index.php/ccarevista/article/view/4447>.

MEHNER, T.; TOCKNER, K. (Eds.). **Encyclopedia of Inland Waters**. 2nd ed. Maio de 2022. ISBN: 9780128191668 (versão impressa), 9780128220412 (versão eletrônica).

MOBLEY, M. et al. Hypolimnetic oxygenation of water supply reservoirs using bubble plume diffusers. **Lake and Reservoir Management**, v. 35, n. 3, p. 247–265, 3 jul. 2019. Disponível em; <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/10402381.2019.1628134>.

MOURA, D.S.; LIMA NETO, I.E.; CLEMENTE, A.; OLIVEIRA, S.; PESTANA, C.J.; MELO, A.; CAPELO-NETO, J. Modeling phosphorus exchange between bottom sediment and water in tropical semiarid reservoirs. **Chemosphere**. v. 246. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653519329261>.

MPONELA, P. et al. Digital soil mapping of nitrogen, phosphorus, potassium, organic carbon and their crop response thresholds in smallholder managed escarpments of Malawi. **Applied Geography**, v. 124, p. 102299, nov. 2020. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0143622819313049>.

NASH JE & SUTCLIFFE JV. 1970. River flow forecasting through conceptual models part I - A discussion of principles. *J Hydrol* 10(3): 282-290. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0022169470902556>.

- NAWRIN, S.; RAHMAN, M. R.; AKHTER, S. Exploring K-Means with Internal Validity Indexes for Data Clustering in Traffic Management System. **International Journal of Advanced Computer Science and Applications (IJACSA)**, v. 8, n. 3, 31 2017. Disponível em:
<https://thesai.org/Publications/ViewPaper?Volume=8&Issue=3&Code=IJACSA&SerialNo=37>.
- NI, Z. et al. The potential role of sediment organic phosphorus in algal growth in a low nutrient lake. **Environmental Pollution**, v. 255, p. 113235, dez. 2019. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749119340023>.
- NIKAFKAR, N. et al. Economic and commercial analysis of reusing dam reservoir sediments. **Ecological Economics**, v. 204, p. 107668, 1 fev. 2023. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921800922003299>.
- NIZAMI, A. S. et al. Waste biorefineries: Enabling circular economies in developing countries. **Bioresource Technology**, v. 241, p. 1101–1117, out. 2017. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852417307526>.
- NUNES, L. F. C. V. ANÁLISE HISTÓRICA DA SEVERIDADE DE SECAS NO CEARÁ: efeitos da aquisição de capital hidráulico sobre a sociedade. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 17, n. 2020, 2020. Disponível em:
<https://www.abrh.org.br/OJS/index.php/REGA/article/view/409>.
- OSGOOD, R. A. Inadequacy of best management practices for restoring eutrophic lakes in the United States: guidance for policy and practice. **Inland Waters**, v. 7, n. 4, p. 401–407, 2 out. 2017. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/20442041.2017.1368881>.
- PACHECO, C. H. A.; LIMA NETO, I. E. Effect of Artificial Circulation on the Removal Kinetics of Cyanobacteria in a Hypereutrophic Shallow Lake. **Journal of Environmental Engineering**, v. 143, n. 12, p. 06017010, dez. 2017. Disponível em:
<https://ascelibrary.org/doi/10.1061/%28ASCE%29EE.1943-7870.0001289>.
- PAERL, H. W.; OTTEN, T. G. Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. **Microbial Ecology**, v. 65, n. 4, p. 995–1010, maio 2013. Disponível em:
<https://link.springer.com/article/10.1007/s00248-012-0159-y>.
- PEIXOTO, F. S. Análise da relação espaço-temporal do uso e ocupação do solo com a qualidade da água na Bacia do Açude Acarape do Meio. 2014. 119 f. : Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Departamento de Engenharia Agrícola, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Fortaleza-CE, 2014.
- PEREIRA, B. et al. Assessment of the geometry and volumes of small surface water reservoirs by remote sensing in a semi-arid region with high reservoir density. **Hydrological Sciences Journal**, v. 64, n. 1, p. 66–79, 2 jan. 2019. Disponível em:
<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/02626667.2019.1566727>.

PETER, S. J. et al. Flood avalanches in a semiarid basin with a dense reservoir network. **Journal of Hydrology**, v. 512, p. 408–420, maio 2014. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169414001735>

PHILLIPS, G., BENNION, H., PERROW, M., SAYER, C.D., SPEARS, B., WILLBY, N., 2015. A Review of Lake Restoration Practices and their Performance in the Broads National Park, 1980–2013. Disponível em: https://www.broads-authority.gov.uk/_data/assets/pdf_file/0025/205855/Broads-Lake-Review.pdf.

RABELO, U. P. et al. Representing a dense network of ponds and reservoirs in a semi-distributed dryland catchment model. **Journal of Hydrology**, v. 603, p. 127103, dez. 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169421011537>.

RABELO, U. P. et al. Impact of Dense Networks of Reservoirs on Streamflows at Dryland Catchments. **Sustainability**, v. 14, n. 21, p. 14117, jan. 2022. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/14/21/14117>.

RANDLE, T. J. et al. Sustaining United States reservoir storage capacity: Need for a new paradigm. **Journal of Hydrology**, v. 602, p. 126686, 1 nov. 2021. Disponível em: <https://ui.adsabs.harvard.edu/abs/2021JHyd..60226686R/abstract>.

RAUCH, W.; HENZE, M.; KONCSOS, L.; SHANAHAN, P.; River water Quality: I State of the art. **Water Science and Technology**, v. 38, p. 237-244, 1998. doi: <https://doi.org/10.2166/wst.1998.0473>

RAULINO, J.B.; SILVEIRA, C.S.; LIMA NETO, I.E.; Assessment of climate change impacts on hydrology and water quality of large semiarid reservoirs in Brazil. **Hydrol. Sci. J.** v. 66. 2021. <https://doi.org/10.1080/02626667.2021.1933491>

RAULINO, J. B. S.; SILVEIRA, C. S.; E.L. NETO, I. Eutrophication risk assessment of a large reservoir in the Brazilian semiarid region under climate change scenarios. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 94, n. 4, p. e20201689, 2022. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/aabc/a/4mKsqszyymF76XWGKzNwcZq/?lang=en>.

REUSCH, T. B. H. et al. The Baltic Sea as a time machine for the future coastal ocean. **Science Advances**, v. 4, n. 5, p. eaar8195, 9 maio 2018. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.aar8195>.

ROY, E. D. Phosphorus recovery and recycling with ecological engineering: A review. **Ecological Engineering**, v. 98, p. 213–227, jan. 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857416306152>.

ROCHA, M. D. J. D.; LIMA NETO, I. E. Internal phosphorus loading and its driving factors in the dry period of Brazilian semiarid reservoirs. **Journal of Environmental Management**, v. 312, p. 114983, jun. 2022. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479722005564>.

ROCHA, M. DE J. D.; LIMA NETO, I. E. Modeling flow-related phosphorus inputs to tropical semiarid reservoirs. **Journal of Environmental Management**, v. 295, p. 113123, 1 out. 2021. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479721011853?via%3Dihub>.

SALAS, H. J. Criterios para seleccionar modelos matemáticos de calidad de agua. **Hojas de divulgación técnica**. v. 21, pp. 1-11. 1984. Disponível em:

https://www3.dfc.gov/Environment/EIA/pasto/Annexes/SanJuan/Annex_14_A.pdf.

SALAS, H.J.; MARTINO, P. A simplified phosphorus trophic state model for warmwater tropical lakes. **Water Research**. v. 25, p. 341-350, 1991. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/004313549190015I>.

SANTOS, J. A. et al. Hydrochemistry and trophic state change in a large reservoir in the Brazilian northeast region under intense drought conditions. **Journal of Limnology**, v. 76, n. 1, 2017. Disponível em:

<https://www.jlimnol.it/index.php/jlimnol/article/view/jlimnol.2016.1433>.

SAPUTRA, D. M.; SAPUTRA, D.; OSWARI, L. D. **Effect of Distance Metrics in Determining K-Value in K-Means Clustering Using Elbow and Silhouette Method**. Em: SRIWIJAYA INTERNATIONAL CONFERENCE ON INFORMATION TECHNOLOGY AND ITS APPLICATIONS (SICONIAN 2019). Atlantis Press, 6 maio 2020. Disponível em: <https://www.atlantis-press.com/proceedings/siconian-19/125939938>.

SCHINDLER, D. W. et al. Reducing Phosphorus to Curb Lake Eutrophication is a Success. **Environmental Science & Technology**, v. 50, n. 17, p. 8923–8929, 6 set. 2016. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.6b02204>.

SCHINDLER, D. W. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 279, n. 1746, p. 4322–4333, 22 ago. 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.1032>.

SCOTT, C. A.; KURIAN, M.; WESCOAT, J. L. The Water-Energy-Food Nexus: Enhancing Adaptive Capacity to Complex Global Challenges. Em: KURIAN, M.; ARDAKANIAN, R. (Eds.). **Governing the Nexus: Water, Soil and Waste Resources Considering Global Change**. Cham: Springer International Publishing, 2015. p. 15–38. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-05747-7_2.

SELMY, S.A.H.; ABD AL-AZIZ, S.H.; JIMÉNEZ-Ballesta, R.; García-Navarro, F.J.; Fadl, M.E. Modeling and Assessing Potential Soil Erosion Hazards Using USLE and Wind Erosion Models in Integration with GIS Techniques: Dakhla Oasis, Egypt. **Agriculture**, 2021, 11, 1124. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/agriculture11111124>

SONG, Z.; XIA, J.; SHE, D.; LI, L.; HU, C.; HONG, S. Assessment of Meteorological Drought Change in the 21st Century Based on CMIP6 Multi-Model Ensemble Projections over Mainland China. **Journal of Hydrology**, v. 601. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126643>.

SONG, K. Relative importance of external and internal phosphorus loadings on affecting lake water quality in agricultural landscapes. **Ecological Engineering**, 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857417303361>.

SØNDERGAARD, M.; JENSEN, J. P.; JEPPESEN, E. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. **Hydrobiologia**, v. 506–509, n. 1–3, p. 135–145, 2003. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1023/B:HYDR.0000008611.12704.dd>.

SOUTHWELL, M. W. et al. Effects of sunlight on the production of dissolved organic and inorganic nutrients from resuspended sediments. **Biogeochemistry**, v. 98, n. 1, p. 115–126, 1 abr. 2010. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10533-009-9380-2>

SOUZA, G. S. D. et al. Krigagem ordinária e inverso do quadrado da distância aplicados na espacialização de atributos químicos de um argissolo. **Scientia Agraria**, v. 11, n. 1, p. 073, 28 fev. 2010. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/agraria/article/view/15939>

SUDENE, 2017. Resolução nº 107/2017 – estabelece critério técnicos para delimitação do Semiárido Brasileiro e procedimentos para revisão de sua abrangência. Brasília - DF, Brasil: Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste – SUDENE, Ministério da Integração Nacional.

TONÉ, A.; LIMA NETO, I. Modelagem simplificada do fósforo total em lagos e reservatórios brasileiros. **Revista DAE**, v. 221, n. 68, p. 142–156, 10 dez. 2019. Disponível em: <https://revistadae.com.br/site/artigo/1829-Modelagem-simplificada-do-fosforo-total-em-lagos-e-reservatorios-brasileiros-Simple-modelling-of-total-phosphorus-in-brazilian-lakes-and-reservoirs>.

URBANIAK, M. et al. Effects of soil amendment with PCB-contaminated sediment on the growth of two cucurbit species. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 9, p. 8872–8884, 1 mar. 2020. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-019-06509-9>.

USDA - UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. Urban hydrology for small watersheds. Technical Release 55. 1986.

VERPOORTER, C. et al. A global inventory of lakes based on high-resolution satellite imagery. **Geophysical Research Letters**, v. 41, n. 18, p. 6396–6402, 2014. Disponível em: <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/2014gl060641>.

VEITH, T. L.; LIEW, M. W. VAN; BOSCH, D. D.; ARNOLD, J. G. Parameter sensitivity and uncertainty in SWAT: A comparison across five USDA-ARS watersheds. **Transactions of ASABE**, v. 53, p. 1477-1486, 2010. Disponível em: <https://elibrary.asabe.org/abstract.asp??JID=3&AID=34906&CID=t2010&v=53&i=5&T=1>.

VERHEYEN, D. et al. Dissolved phosphorus transport from soil to surface water in catchments with different land use. **AMBIO**, v. 44, n. 2, p. 228–240, 1 mar. 2015. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s13280-014-0617-5>.

VOLLENWEIDER, R. A. **Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication**. Paris, Rep. Organization for Economic Cooperation and Development – OECD, DAS/CSI/68.27, p.192, 1968.

VOLLENWEIDER RA. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. **Mem Ist Ital Idrobiol.** v. 33, p. 53-83, 1976. Disponível em: <http://www.oalib.com/references/10854216>

WANG, Y. T. et al. Characterization of sedimentary phosphorus in Lake Erie and on-site quantification of internal phosphorus loading. **Water Research**, v. 188, p. 116525, 1 jan. 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135420310605>.

WANG, J., CHEN, J., DING, S., GUO, J., CHRISTOPHER, D., DAI, Z., YANG, H. Effects of seasonal hypoxia on the release of phosphorus from sediments in deep-water ecosystem: a case study in Hongfeng Reservoir. Southwest China. **Environ Pollut.** 2016. 219, 858–865. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.013>.

WANG, S. et al. Phosphorus release characteristics of different trophic lake sediments under simulative disturbing conditions. **Journal of Hazardous Materials**, v. 161, n. 2–3, p. 1551–1559, 30 jan. 2009. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389408006857>.

WEN, S. et al. Does external phosphorus loading diminish the effect of sediment dredging on internal phosphorus loading? An in-situ simulation study. **Journal of Hazardous Materials**, v. 394, p. 122548, jul. 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389420305379?via%3Dihub>.

WILHITE, D. A.. Drought as a natural hazard: concepts and definitions. In D. A. Wilhite, **Droughts: global assessment**. London: Routledge, 2000. Disponível em: <https://www.semanticscholar.org/paper/Drought-as-a-natural-hazard-%3A-Concepts-and-Wilhite/978b179885ad9cd08da8ef466ca717425a4eb82c?p2df>.

WIEGAND, M. C. et al. Trophic state changes of semi-arid reservoirs as a function of the hydro-climatic variability. **Journal of Arid Environments**, v. 184, p. 104321, jan. 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0140196320302202>.

WIEGAND, M. C.; PIEDRA, J. I. G.; ARAÚJO, J. C. DE. Vulnerabilidade à eutrofização de dois lagos tropicais de climas úmido (Cuba) e semiárido (Brasil). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 21, p. 415–424, jun. 2016. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/8NnDjzZqCmRGfDhqjicGVXD/abstract/?lang=pt>.

WILKINSON, G. M.; ALBRIGHT, E. A. **Lacustrine Phosphorus Cycling**. Elsevier. p. 102-111.2022.

WISSER, D. et al. Beyond peak reservoir storage? A global estimate of declining water storage capacity in large reservoirs. **Water Resources Research**, v. 49, n. 9, p. 5732–5739, 2013. Disponível em: <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/wrcr.20452>.

WU, F.; QING, H.; WAN, G. Regeneration of N, P and Si Near the Sediment/water Interface of Lakes from Southwestern China Plateau. **Water Research**, v. 35, n. 5, p. 1334–1337, abr. 2001. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135400003808>

YAJIMA, H.; CHOI, J. Changes in phytoplankton biomass due to diversion of an inflow into the Urayama Reservoir. **Ecological Engineering**, v. 58, p. 180–191, 1 set. 2013. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857413002310>.

YAN, X. et al. Climate warming and cyanobacteria blooms: Looks at their relationships from a new perspective. **Water Research**, v. 125, p. 449–457, 15 nov. 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135417307418>.

YOUNIS, A. M. et al. Distribution and ecological risk evaluation of bioavailable phosphorus in sediments of El Tamsah Lake, Suez Canal. **Oceanologia**, v. 64, n. 2, p. 287–298, 1 abr. 2022. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0078323421001007>.

YU, J. et al. Evaluation of simulated dredging to control internal phosphorus release from sediments: Focused on phosphorus transfer and resupply across the sediment-water interface. **Science of The Total Environment**, v. 592, p. 662–673, ago. 2017.

YU, H. et al. Flood impact on the transport, transition, and accumulation of phosphorus in a reservoir: A case study of the Biliuhe Reservoir of Northeast China. **Environmental Pollution**, v. 268, p. 115725, 1 jan. 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749120364149>.

ZHANG, Y. et al. Control and remediation methods for eutrophic lakes in the past 30 years. **Water Science and Technology**, v. 81, n. 6, p. 1099–1113, maio 2020. Disponível em: <https://iwaponline.com/wst/article/81/6/1099/74041/Control-and-remediation-methods-for-eutrophic>.

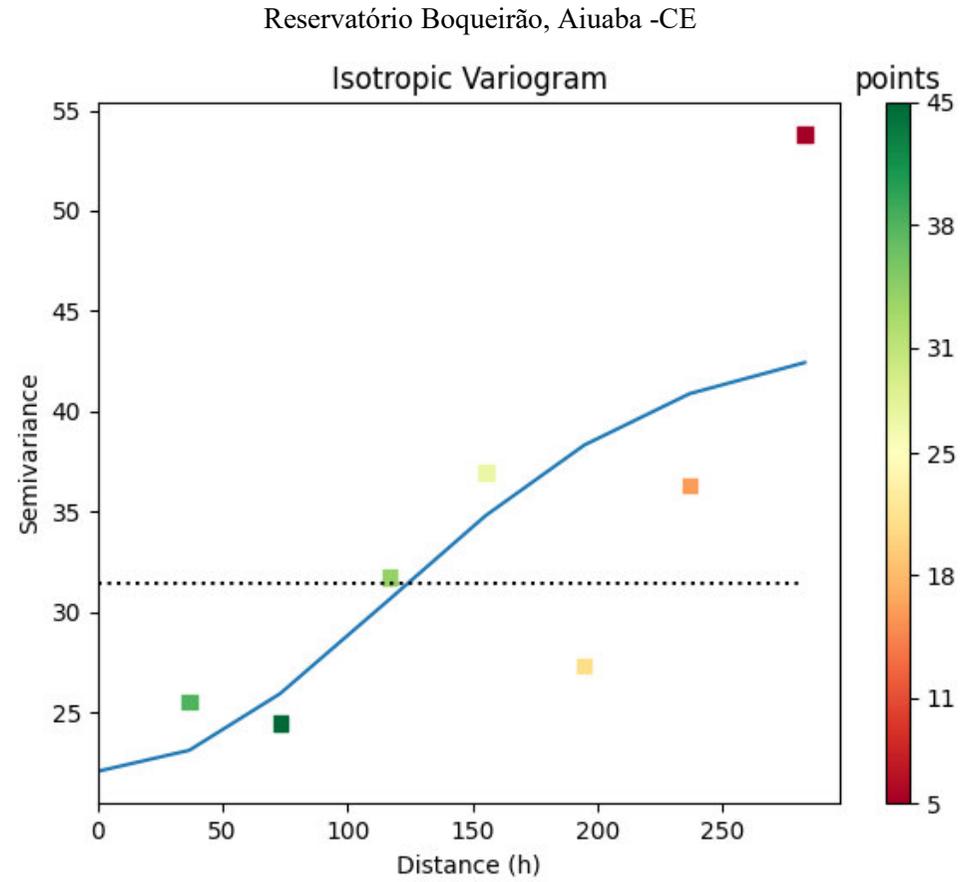
ZHANG, S. et al. Bathymetric survey of water reservoirs in north-eastern Brazil based on TanDEM-X satellite data. **Science of The Total Environment**, v. 571, p. 575–593, 15 nov. 2016.

ZHANG, S. et al. Effective water surface mapping in macrophyte-covered reservoirs in NE Brazil based on TerraSAR-X time series. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 69, p. 41–55, jul. 2018. Disponível em: https://www.hydro-international.com/content/article/accelerating-subsea-data-processing-using-artificial-intelligence?gad_source=1&gclid=EAIaIQobChMI06vImvfQhgMvr1VIAB3AjQDUEAAYA SAAEgKWEPD_BwE.

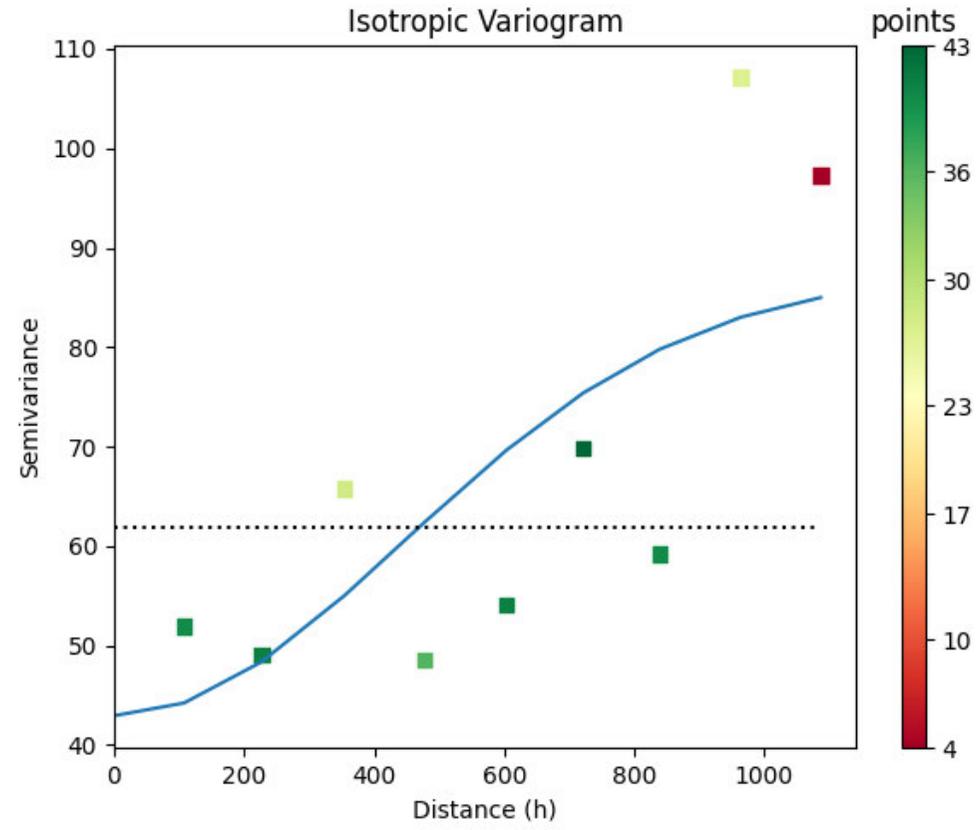
ZHANG, S. et al. Spatial Interpolation of Soil Texture Using Compositional Kriging and Regression Kriging with Consideration of the Characteristics of Compositional Data and Environment Variables. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 12, n. 9, p. 1673–1683, 1 set. 2013. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2095311913603950>.

ZHU, Y.; LIU, Y.; WANG, W.; SINGH, V. P.; REN, L., A global perspective on the probability of propagation of drought: From meteorological to soil moisture. **Journal of Hydrology**, v. 603, 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169421009574>.

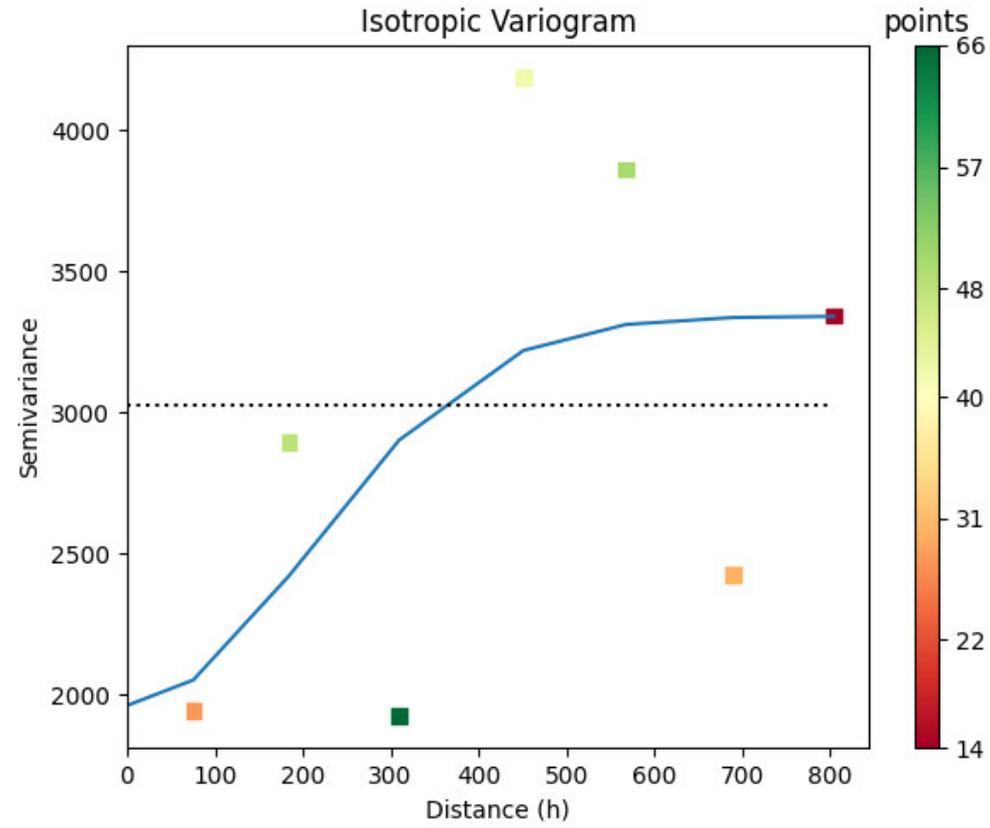
ZONTA, J. H. et al. Variabilidade espacial da fertilidade do solo em área cultivada com algodoeiro no Cerrado do Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 6, p. 595–602, jun. 2014. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/9r3L7bZhHxmkzScYMmVKbWv/>.

APÊNDICE A – SEMIVARIOGRAMAS CONSTRUÍDOS PELO PLUG-IN SMART-MAP.

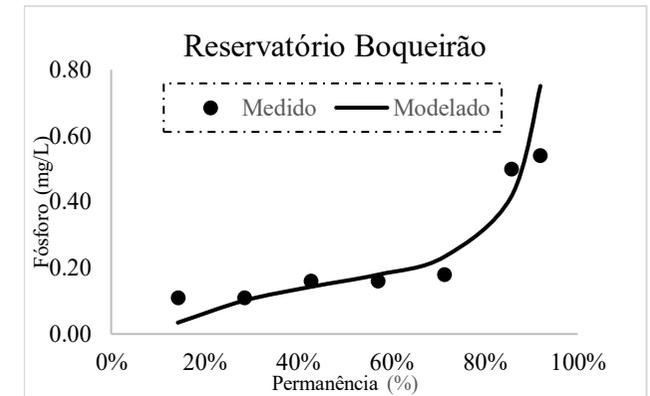
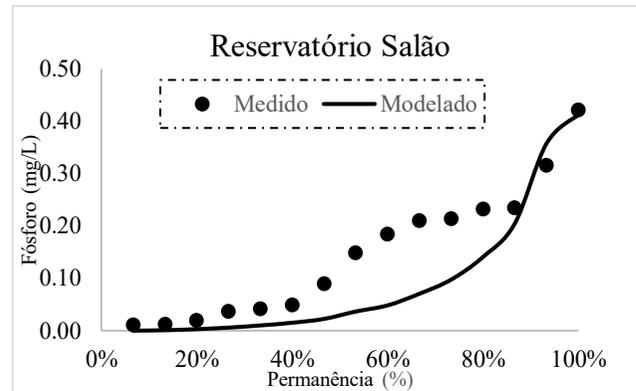
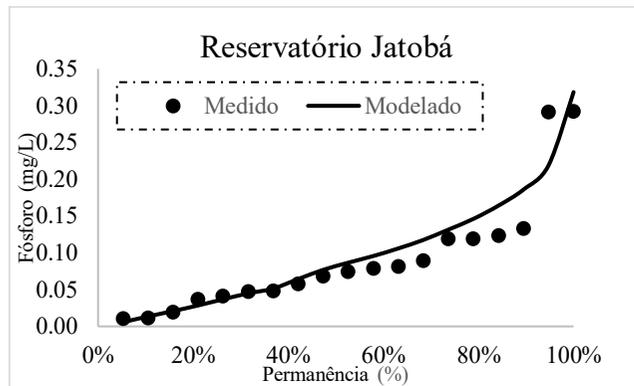
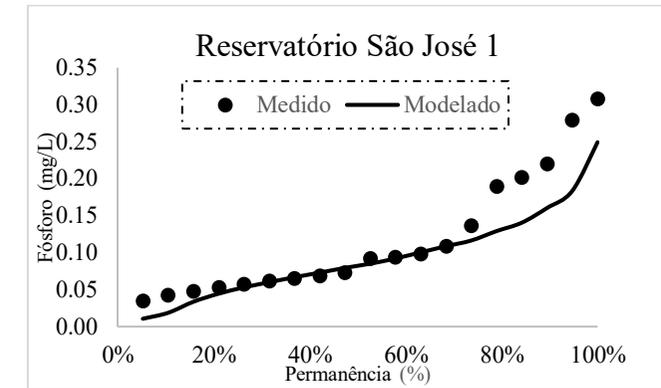
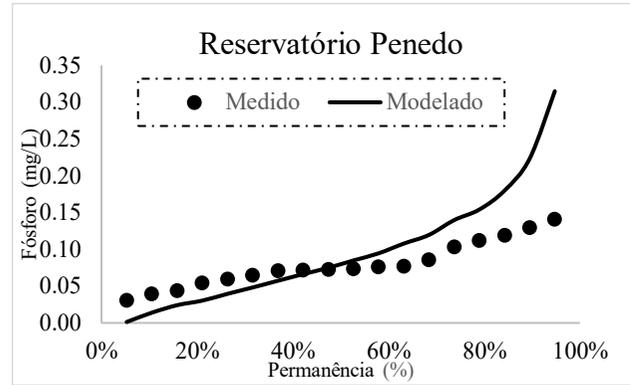
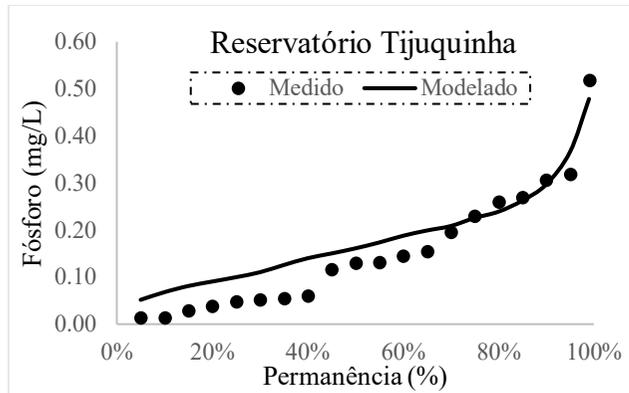
Reservatório São Joaquim, Madalena - CE



Reservatório São Nicolau, Madalena - CE



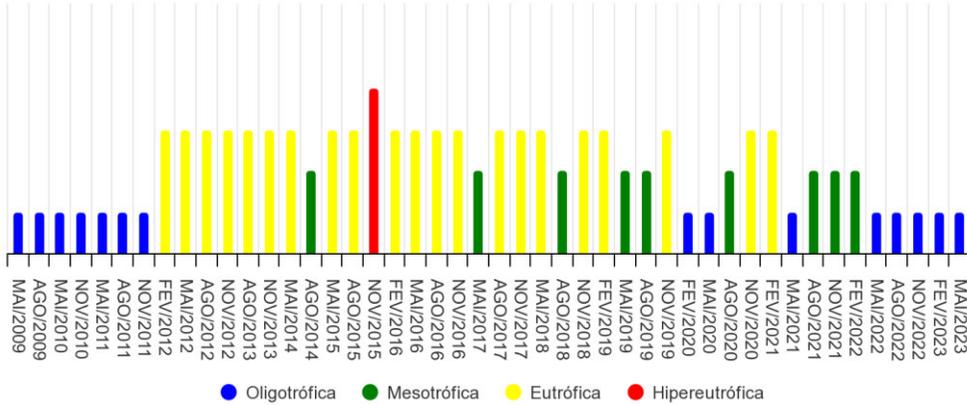
APÊNDICE B – DESEMPENHO DO MODELO CURVAS DE PERMANÊNCIA



ANEXO A – QUALIDADE DE ÁGUA COGERH

Reservatório Tijuquinha
Estado Trófico

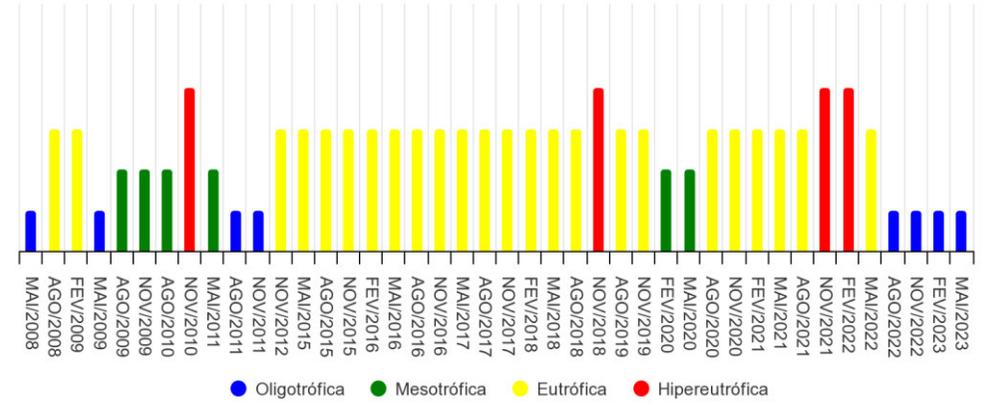
Sistema de Qualidades das Águas



COGERH

Reservatório Penedo
Estado Trófico

Sistema de Qualidades das Águas

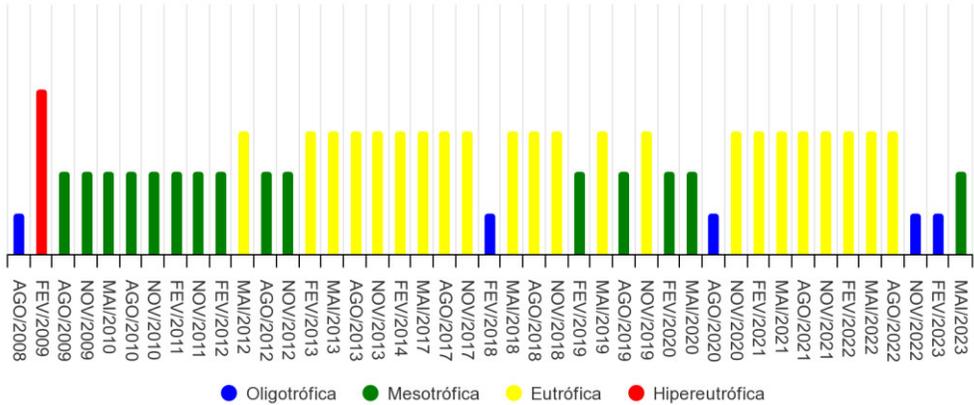


COGERH

Reservatório São José 1

Estado Trófico

Sistema de Qualidades das Águas

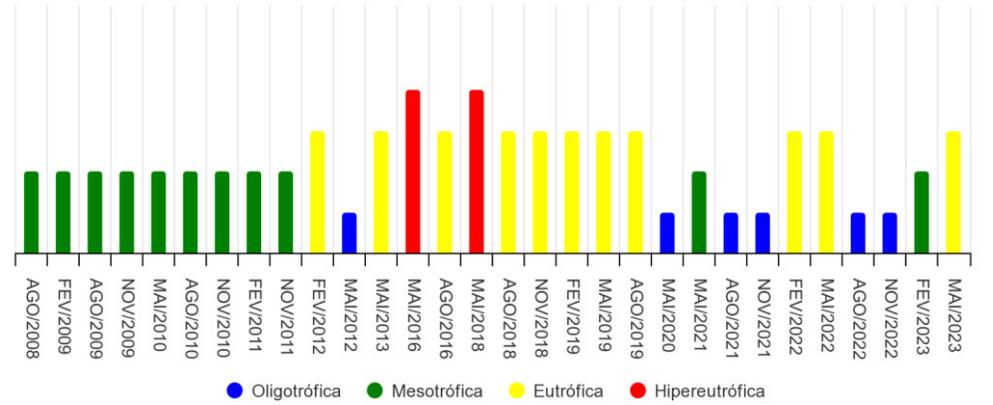


COGERH

Reservatório Jatobá

Estado Trófico

Sistema de Qualidades das Águas

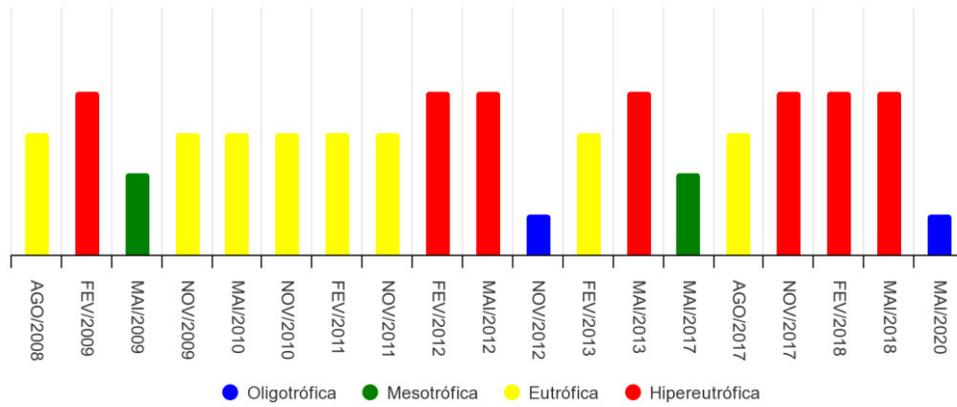


COGERH

Reservatório Salão

Estado Trófico

Sistema de Qualidades das Águas



COGERH