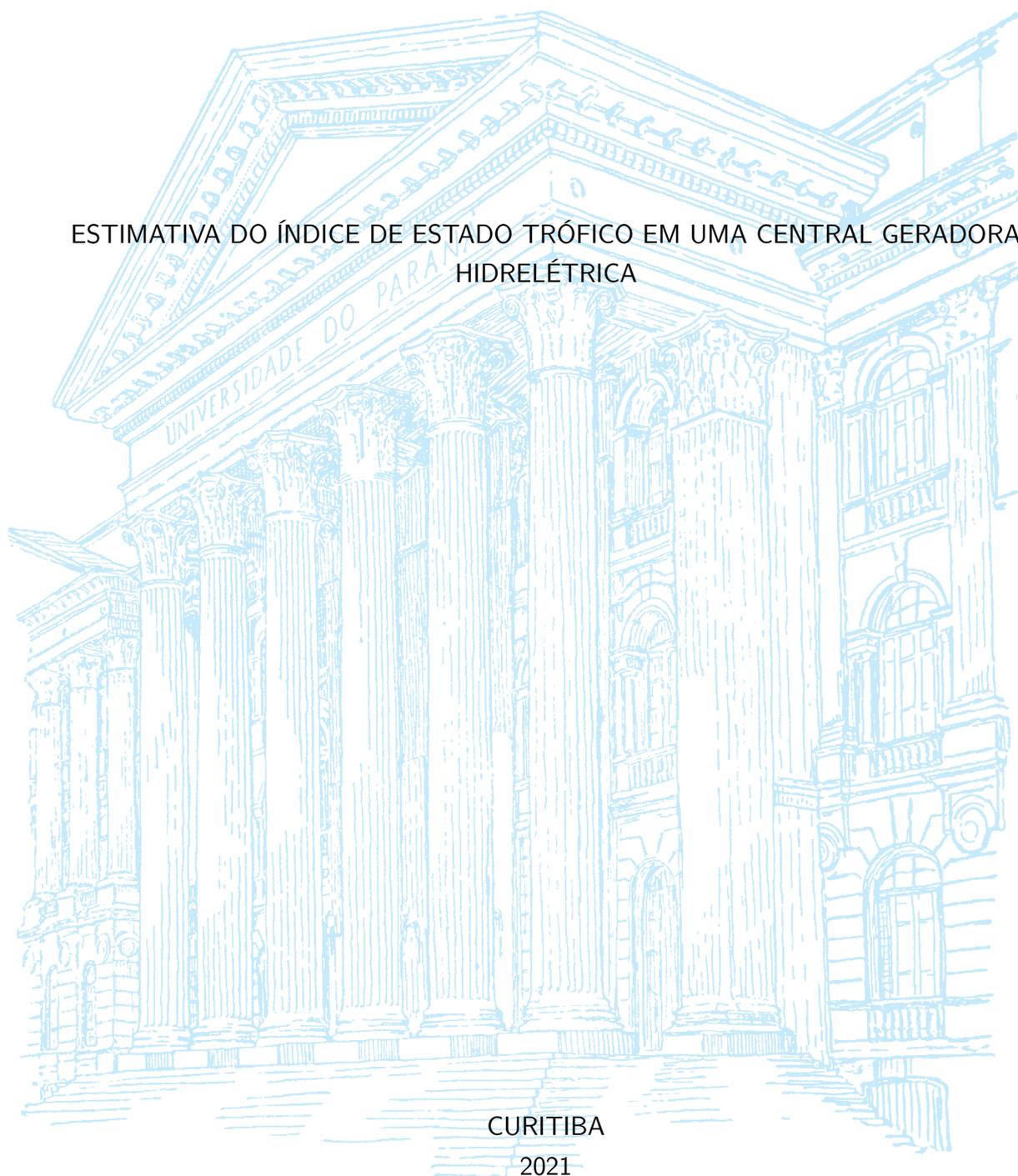


UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ESTIMATIVA DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO EM UMA CENTRAL GERADORA
HIDRELÉTRICA



CURITIBA

2021

ESTIMATIVA DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO EM UMA CENTRAL GERADORA HIDRELÉTRICA

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Engenharia Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Michael Mannich

CURITIBA
2021



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SETOR DE TECNOLOGIA
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

TERMO DE APROVAÇÃO DE PROJETO FINAL

FABIANA SEGALLA KRASNHAK

ESTIMATIVA DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO EM UMA CENTRAL GERADORA HIDRELÉTRICA

Projeto Final de Curso, aprovado como requisito parcial para a obtenção do Diploma de Bacharel em Engenharia Ambiental no Curso de Graduação em Engenharia Ambiental do Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná, com nota 9,5, pela seguinte banca examinadora:

Orientador(a): 
Michael Mannich
Departamento de Engenharia Ambiental / Universidade Federal do Paraná

Membro(a) 1: 
Cynara de Lourdes da Nóbrega Cunha
Departamento de Engenharia Ambiental / Universidade Federal do Paraná

Membro(a) 2: 

Emílio Graciliano Ferreira Mercuri
Departamento de Engenharia Ambiental / Universidade Federal do Paraná

Curitiba, 16 de dezembro de 2021

Agradecimentos

Primeiramente, agradeço a Deus por toda força e encorajamento que me guiaram até o final da graduação.

Aos meus pais, Lilian e Sérgio, que sempre me apoiaram e me incentivaram nos meus estudos e na vida. Agradeço também ao meu irmão, Rafael, à toda a família e ao meu namorado por todas as vezes em que compreenderam minha ausência e me auxiliaram com uma palavra de motivação.

Ao meu orientador, Michael Mannich, pelos ensinamentos, pela paciência e pelas reuniões e conversas que lembrarei sempre com muito carinho. Obrigada por todo o apoio e por acreditar na minha capacidade.

Às amigas que conheci durante a graduação, que fizeram essa jornada ser mais fácil: Isabela, Isadora, Luiza e Maria. Obrigada pela parceria em tantos trabalhos que fizemos. À minha amiga de longa data, Kelly, por estar ao meu lado em todos os momentos.

Aos professores da Engenharia Ambiental por todo o conhecimento transmitido.

À Universidade Federal do Paraná por todas as experiências que vivi e todo o aprendizado.

RESUMO

O Brasil tem vivenciado a expansão de sua matriz elétrica a partir da construção de reservatórios de pequenas centrais hidrelétricas (PCHs) e centrais geradoras hidrelétricas (CGHs). Embora esses empreendimentos sejam de pequeno porte, devido à uma menor área dos reservatórios, sabe-se que os represamentos causam alterações no corpo d'água, bem como na sua hidrodinâmica, que somados aos aportes de carga de nutrientes da bacia hidrográfica, podem causar um processo acelerado de eutrofização. Nesse contexto, a fim de se avaliar o impacto causado pelo represamento de um rio para formar um pequeno reservatório, foi analisado o estágio de eutrofização do reservatório da CGH Salto Bandeirantes, localizado no norte do Paraná, que tem apresentando proliferação de macrófitas aquáticas. Para isso, foi calculado o índice de estado trófico de acordo com Lamparelli (2004) a partir de duas etapas principais: I) a construção de uma curva de permanência de qualidade da água e II) a aplicação de um modelo simples do tipo reator de mistura completa para as simulações de fósforo total no reservatório, considerando diferentes magnitudes de volume (V), tempo de residência hidráulica (τ), temperatura (T) e decaimento de fósforo (k), nos períodos entre 2002–2008 e 2010–2015. Os resultados mostraram que construir uma curva de permanência para os aportes de carga é preferível do que considerar que a carga é resultado da combinação de vazão e concentração médias afluentes ao reservatório. Nas simulações, pôde-se categorizar o reservatório como ambiente intermediário ou lótico de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005. Dessa forma, no primeiro caso, as concentrações encontradas apontam que em praticamente todos os dias o limite Classe 3 do corpo hídrico é ultrapassado, enquanto que para o segundo somente em cerca de 20% do tempo não é atendido o enquadramento. Quando contrastados os diferentes cenários, foi notado que as maiores variações de concentração de fósforo ocorreram por conta do volume, o que mostra que a característica geométrica do reservatório é mais influente nas respostas aos aportes de carga. O índice de estado trófico encontrado classificou o reservatório como hipereutrófico em 100% do tempo no período simulado. Isso demonstra que esse corpo d'água, segundo as premissas adotadas, possui potencial para proliferação de macrófitas aquáticas. Portanto, reservatórios de pequeno porte podem impactar diretamente na qualidade da água de maneira significativa, sendo essencial que um diagnóstico completo seja realizado e que medidas como gestão da bacia hidrográfica e/ou técnicas de manejo sejam avaliadas para o reservatório da CGH Salto Bandeirantes.

Palavras-chave: Central Geradora Hidrelétrica. Macrófitas aquáticas. Índice de estado trófico.

ABSTRACT

Brazil has been experienced the expansion of its electrical matrix through the construction of reservoirs for small hydroelectric plants (SHP) and hydroelectric generation centrals (HGC). Although these projects are small, due to a smaller reservoir area, it is known that impoundments cause changes in the water body, as well as in its hydrodynamics, which, added to a load of nutrients from the hydrographic basin, can cause an accelerated eutrophication process. In this context, to assess the impact caused by a river damming to form a small reservoir, the eutrophication stage of the Salto Bandeirantes HGC reservoir, located in northern Paraná, which has increased proliferation of aquatic macrophytes, was analyzed. For this, the trophic state index was calculated according to Lamparelli (2004) from two main steps: I) the construction of a water quality permanence curve and II) the application of a simple completely stirred tank reactor model for the total phosphorus simulations in the reservoir, considering different magnitudes of volume (V), hydraulic residence time (τ), temperature (T) and phosphorus decay (k), in the periods between 2002–2008 and 2010–2015. The results showed that constructing a permanence curve for the load inputs is better than considering that the load is equal to the combination of mean flow and concentration affluents to the reservoir. In the simulations, it was possible to categorize the reservoir as an intermediate or lotic environment according to CONAMA Resolution 357/2005. Thus, in the first case, the concentrations found showed that practically everyday Class 3 limit of the water body was exceeded, while for the second only about 20% of the time the classification was not respected. When contrasting the different scenarios, it was noticed that the substantial variations in phosphorus concentration occurred due to the volume, which shows that the geometric characteristic of the reservoir is more influential in the responses to load contributions. The trophic state index results classified the reservoir as hypereutrophic 100% of the time in the simulated period. This demonstrates that this water body, conforming to the assumptions adopted, has the potential for the proliferation of aquatic macrophytes. Therefore, small reservoirs can directly impact water quality significantly, and it is essential that a complete diagnosis is carried out and that measures such as watershed management and/or management techniques are evaluated for the Salto Bandeirantes HGC reservoir.

Key-words: Hydroelectric Generation Centrals. Aquatic macrophytes. Trophic state index.

Lista de ilustrações

Figura 1 – Representação da classificação de macrófitas aquáticas. Fonte: Tundisi e Tundisi (2008)	19
Figura 2 – Espécies de macrófitas aquáticas comuns em reservatórios brasileiros. Fonte: IFAS (2021) e POWO (2021).	22
Figura 3 – Geração de energia média mensal e volume médio mensal de macrófitas aquáticas coletadas entre 1994 e 2000 na Usina Hidrelétrica de Jupuí. Fonte: Marcondes, Mustafá e Tanaka (2003)	28
Figura 4 – Material colhido pelo pórtico limpa-grades (a) e colheitadeira em operação (b) na UHE Jupuí. Fonte: Marcondes, Mustafá e Tanaka (2003) e Velini et al. (2005).	30
Figura 5 – Coleta de plantas aquáticas por esteira na margem do reservatório de Americana - SP. Fonte: Bravin et al. (2005).	31
Figura 6 – Levantamento florístico em reservatório da Bacia do Rio Tietê. Fonte: Cavenaghi et al. (2003).	32
Figura 7 – Banco de <i>Polygonum ferrugineum</i> no reservatório de Guarapiranga em 2005 (a). Retirada de plantas aquáticas flutuantes no braço Rio Grande, no Complexo Billings (b). Fonte: Pompêo (2017).	34
Figura 8 – Localização da CGH Salto Bandeirantes. Fonte: Elaborado pela autora.	37
Figura 9 – Imagem de satélite do reservatório da CGH Salto Bandeirantes. Fonte: Elaborado pela autora.	38
Figura 10 – Hidrograma correspondente à vazão afluente do reservatório da CGH Salto Bandeirantes.	41
Figura 11 – Curva de permanência de vazão afluente construída para o reservatório.	41
Figura 12 – Permanências encontradas das cargas de fósforo total para os dias de campanha no reservatório.	43
Figura 13 – Etapas de construção da curva de permanência de qualidade da água: (1) obtenção das permanências de concentração de fósforo total, (2) relação entre permanência e cargas de P e (3) aquisição da série diária de carga de fósforo total.	44
Figura 14 – Série diária de aportes de carga de fósforo total no reservatório da CGH Salto Bandeirantes.	44
Figura 15 – Curva de permanência de aportes de carga de fósforo total no reservatório da CGH Salto Bandeirantes.	45
Figura 16 – Regressão linear entre as temperaturas do ar e da água.	48

Figura 17	–Residências hidráulicas obtidas para o reservatório considerando vazões constante (τ_c) e variável (τ_v) para diferentes profundidades.	51
Figura 18	–Coeficientes de decaimento de fósforo total para a CGH calculados a partir da equação 3.7 para os cenários da Tabela 8 para diferentes profundidades.	52
Figura 19	–Concentrações de fósforo total encontradas para a CGH Salto Bandeirantes através da equação 3.9 para as simulações da Tabela 10 para diferentes profundidades.	54
Figura 20	–Curva de distribuição de frequência acumulada de concentração de P para o cenário $T_v\tau_c$ para diferentes profundidades.	55
Figura 21	–Índice de estado trófico calculado através da equação 3.11 para o cenário $T_v\tau_c$ para diferentes profundidades.	56
Figura 22	–Curva de distribuição de frequência acumulada do índice de estado trófico para o cenário $T_v\tau_c$ para diferentes profundidades.	57

Lista de tabelas

Tabela 1 – Lagos vs. reservatórios. Adaptado de: Straškrabra e Tundisi (2013) e Tundisi e Tundisi (2008).	14
Tabela 2 – Porte de reservatórios segundo o tamanho. Adaptado de: Tundisi e Tundisi (2008).	15
Tabela 3 – Índice de estado trófico e equivalência com transparência (S), concentrações de fósforo total (P-total) e clorofila-a (CL) em reservatórios. Adaptado de: Lamparelli (2004) e CETESB (2019).	17
Tabela 4 – Espécies de macrófitas aquáticas mais recorrentes em reservatórios brasileiros.	21
Tabela 5 – Dados de qualidade da água obtidos para o rio Bandeirantes do Norte. Fonte: IAT (2021b).	39
Tabela 6 – Permanências obtidas para as concentrações de fósforo total a partir da interpolação linear entre vazões.	42
Tabela 7 – Profundidades consideradas e seus respectivos volumes para o reservatório da CGH.	46
Tabela 8 – Simulações de concentração de fósforo total realizadas para o modelo tipo reator de mistura completa.	47
Tabela 9 – Temperaturas médias diárias do ar e da água consideradas para o reservatório. Fonte: INMET (2021) e IAT (2021b).	48
Tabela 10 – Resumo dos resultados de concentração de fósforo total para o reservatório considerando solução permanente (equação 3.6) e transiente (equação 3.9).	53

Lista de abreviaturas e siglas

0D	Zero-dimensional
1D	Unidimensional
2D	Bidimensional
3D	Tridimensional
ANA	Agência Nacional de Águas
ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
Anvisa	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
CESP	Companhia Energética de São Paulo
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CGH	Central Geradora Hidrelétrica
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CSTR	<i>Completely Stirred Tank Reactor</i>
IAT	Instituto Água e Terra
IET	Índice de Estado Trófico
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
MDE	Modelo Digital do Elevação
PCH	Pequena Central Hidrelétrica
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SNIRH	Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos
UHE	Usina Hidrelétrica

Lista de símbolos

P	Fósforo total (mg/L)
N	Nitrogênio total (mg/L)
q	Vazão específica ($\text{m}^3/\text{s}/\text{m}^2$)
Q_e	Vazão afluyente da estação (m^3/s)
A_e	Área de drenagem para a estação (m^2)
Q	Vazão afluyente ao reservatório (m^3/s)
A_r	Área de drenagem para o reservatório (m^2)
W	Carga (g/s)
C	Concentração (mg/L)
V	Volume (m^3)
k	Coefficiente de decaimento de fósforo (ano^{-1})
P_0	Fósforo total inicial (mg/L)
τ	Residência hidráulica (ano)
T	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)
t	Tempo (s)
T_c	Temperatura constante ($^{\circ}\text{C}$)
τ_c	Residência hidráulica constante (ano)
τ_v	Residência hidráulica variável (ano)
T_v	Temperatura variável ($^{\circ}\text{C}$)
$T_{\text{água}}$	Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$)
T_{ar}	Temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$)
R^2	Erro quadrático
H	Profundidade (m)

Sumário

1	Introdução	12
1.1	Objetivos	13
1.1.1	Objetivo Geral	13
1.1.2	Objetivos Específicos	13
2	Revisão Bibliográfica	14
2.1	Usos e características de reservatórios	14
2.2	Eutrofização em reservatórios	16
2.3	Macrófitas em reservatórios	18
2.4	Métodos de controle de macrófitas aquáticas	23
2.4.1	Controle físico	24
2.4.2	Controle químico	26
2.4.3	Controle biológico	27
2.5	Relatos de ocorrência de macrófitas em reservatórios	27
2.6	Modelagem simplificada de qualidade da água	34
3	Material e Métodos	37
3.1	Área de Estudo	37
3.2	Construção da Curva de Permanência de Vazão	39
3.3	Construção da Curva de Permanência de Qualidade da Água	41
3.4	Modelagem da Concentração de Fósforo Total	45
3.4.1	Estado trófico	49
4	Resultados e Discussão	50
4.1	Variáveis de entrada	50
4.2	Concentração de Fósforo e Índice de Estado Trófico	53
4.3	Implicações no controle de macrófitas aquáticas	57
5	Conclusão	59
	Referências	61

1 Introdução

O Brasil é conhecido por ser um país com grande disponibilidade hídrica, o que contribui para a geração de energia elétrica através de fonte hidráulica (AGOSTINHO et al., 2007). Atualmente, 65,2% da eletricidade brasileira provém de usinas hidrelétricas (UHEs), sendo uma das matrizes elétricas com maior participação de energias renováveis do mundo (EPE, 2021a). Segundo ANEEL (2021), o Brasil tem hoje 1369 empreendimentos em operação com uma potência total instalada de 109,365 GW.

Para a construção das hidrelétricas, os rios são represados e, conseqüentemente, passam por alterações em sua morfometria e hidrodinâmica, o que impacta diretamente a qualidade da água. Isso porque ambientes lóticos são transformados em lênticos, modificando-se condições de mistura do corpo hídrico e retardando a substituição das águas no reservatório. Ainda, para a formação do reservatório uma área é inundada, fazendo com que ocorra uma grande decomposição de matéria orgânica principalmente no início de sua operação. Esses fatores, somados aos impactos das atividades antrópicas ao redor da região, contribuem para a elevada disponibilidade nutrientes, como fósforo e nitrogênio. Assim, pode-se causar um processo de eutrofização ocasionando intensa proliferação de macrófitas aquáticas (ESTEVES, 1998; THOMAZ; BINI, 1998).

As macrófitas aquáticas são organismos que possuem importantes funções no equilíbrio do ecossistema aquático participando dos ciclos biogeoquímicos. Contudo, seu crescimento acelerado em reservatórios pode causar diversos problemas quanto aos seus usos múltiplos e, especialmente no caso de hidrelétricas, prejudicar a geração de energia em razão de entupimento e obstrução de grades de tomadas d'água de turbinas (THOMAZ; BINI, 1998; POMPÊO, 2017). Desse modo, além do impacto na qualidade da água, tem-se também um prejuízo econômico e operacional, já que para realizar a limpeza ou substituição das grades, o funcionamento das unidades geradoras é interrompido (MARCONDES; MUSTAFÁ; TANAKA, 2003). Uma outra questão importante é que controlar a infestação de plantas aquáticas em reservatórios muitas vezes é um trabalho árduo e oneroso (ANTUNIASSI; VELINI; MARTINS, 2002; MOURA; FRANCO; MATALLO, 2009).

Embora a maioria dos casos relatados na literatura sejam de grandes usinas hidrelétricas (POMPÊO, 2017), consideradas geradoras de maiores impactos ambientais, os represamentos causados por pequenas centrais hidrelétricas (PCHs) e centrais geradoras hidrelétricas (CGHs) também alteram os cursos d'água e, portanto, também estão suscetíveis ao processo de eutrofização (CRUZ, 2008). Por isso, o reservatório da CGH Salto Bandeirantes é objeto deste estudo, localizado na zona rural entre os municípios de Santa Fé e Nossa Senhora das Graças, no norte do estado do Paraná. As principais atividades desenvolvidas em seu entorno são relacionadas à agropecuária, com diferentes tipos de cultivos, criação de animais e agroindústrias. Embora o porte desse reservatório

seja considerado pequeno, com apenas 67,92 ha e, conseqüentemente, uma diminuta área de inundação, podendo ser classificado por esse critério de baixo impacto ambiental, o corpo d'água pode apresentar problemas com proliferação de macrófitas aquáticas. Em vista disso, o presente trabalho visa realizar um diagnóstico de qualidade da água para o reservatório, de maneira a compreender o seu potencial de eutrofização a partir do índice de estado trófico.

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo Geral

Realizar um diagnóstico de qualidade da água para um reservatório que apresenta proliferação de macrófitas aquáticas.

1.1.2 Objetivos Específicos

1. Quantificar as cargas afluentes do reservatório com base em uma curva de permanência da qualidade da água;
2. Simular a concentração de fósforo total e avaliar a resposta do modelo utilizado a partir de diferentes valores de coeficiente de decaimento de fósforo;
3. Calcular o índice de estado trófico;
4. Compreender as implicações dos resultados no manejo do corpo d'água.

2 Revisão Bibliográfica

2.1 Usos e características de reservatórios

Os reservatórios são obras de engenharia que visam usos múltiplos à sociedade: abastecimento de água, irrigação, geração de energia elétrica, recreação, navegação, entre outros. Esses barramentos, sendo principalmente represamentos de rios, têm sido feitos há milhares de anos e são normalmente considerados como uma transição entre rios e lagos. Eles possuem características diferentes dos sistemas lacustres naturais, com uma hidrodinâmica que varia segundo os processos operacionais, geralmente com flutuações nos níveis d'água e variações na vazão. Além disso, são também alteradas qualidades morfométricas como profundidade, volume e índice de desenvolvimento de margem (TUNDISI; TUNDISI, 2008). A Tabela 1 mostra as diferenças dessas características entre lagos e reservatórios.

Tabela 1 – Lagos vs. reservatórios. Adaptado de: Straškrabra e Tundisi (2013) e Tundisi e Tundisi (2008).

Característica	Lagos	Reservatórios
origem	natural	antrópica
formato	regular	dendrítico
profundidade máxima	próxima do centro	próxima da barragem
área de drenagem	menor	maior
morfometria	formato de u	formato de v
flutuação do nível	menor	maior
acoplamento com a bacia hidrográfica	pequeno	grande
índice de desenvolvimento de margem	baixo	alto
causa do pulso	natural	operado pelo homem

Com a construção de reservatórios também alteram-se as condições de mistura no corpo hídrico. Isso porque, de maneira geral, os reservatórios são classificadas como ambientes lênticos e com alto tempo de residência, fazendo com que a renovação da água no corpo hídrico seja lenta e, conseqüentemente, ocorra uma estratificação da coluna d'água. Dessa forma, a contribuição desses fatores pode afetar diretamente a qualidade da água (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Os reservatórios passaram a apresentar grandes dimensões a partir do século XIX e, especialmente no Brasil, foram impulsionados pelo desenvolvimento econômico e aumento da demanda de energia elétrica no início do século XX. Também, a construção foi propiciada no país devido à sua vasta disponibilidade hídrica. Em 1889, inaugurou-se a primeira usina hidrelétrica pública brasileira com um lago de grande porte, a Usina de Marmelos, que foi construída no rio Paraibuna para o fornecimento de eletricidade de Juiz de Fora, em Minas Gerais (AGOSTINHO et al., 2007). Já em 1901, construiu-se o primeiro grande reservatório para o mesmo fim, a barragem de Edgard de Souza, no rio Tietê, em São

Paulo (ESTEVEES, 1998; AGOSTINHO et al., 2007; TUNDISI; TUNDISI, 2008). Contudo, já existiam usinas hidrelétricas de menor porte para geração particular de energia. A partir da década de 60 foram construídos os maiores reservatórios brasileiros, sendo exemplos os de Sobradinho, Tucuruí, Serra da Mesa e Itaipu.

Após os anos 1990 a área alagada passou a diminuir em razão da utilização de outras formas de energia e diminuição de políticas públicas para o setor (AGOSTINHO et al., 2007). Em 1998, as pequenas centrais hidrelétricas (PCHs) passaram a ganhar maior espaço no cenário elétrico brasileiro. Isso devido a alguns motivos: menores custos relacionados à construção, menores impactos ambientais causados quando se comparado com grandes usinas hidrelétricas, necessidade de atendimento de áreas mais afastadas e pequenos centros urbanos e a simplicidade do licenciamento ambiental (AGOSTINHO et al., 2007; KLIEMANN; DELARIVA, 2015). Ainda, de acordo com Agostinho et al. (2007), em algumas regiões do país, como Sul e Sudeste, já foi esgotado o potencial hidrelétrico por meio de grandes obras, restando ser aproveitado somente através de usinas hidrelétricas de menor porte. Além disso, no atual panorama de expansão da matriz de energia elétrica renovável do Brasil, as pequenas centrais hidrelétricas e centrais geradoras hidrelétricas (CGHs) mostram-se importantes, principalmente em consonância com as fontes eólica, fotovoltaica e de biomassa (EPE, 2017; EPE, 2021b). A Tabela 2 apresenta a classificação do porte de reservatórios de acordo com a área e volume.

Tabela 2 – Porte de reservatórios segundo o tamanho. Adaptado de: Tundisi e Tundisi (2008).

Categoria	Área (km ²)	Volume (m ³)
Muito pequeno	< 1	< 10 ⁶
Pequeno	1 – 10 ²	10 ⁶ – 10 ⁸
Médio	10 ² – 10 ⁴	10 ⁸ – 10 ¹⁰
Grande	10 ⁴ – 10 ⁶	10 ¹⁰ – 10 ¹¹

A definição de PCH já passou por diversas alterações, sendo que, segundo a Resolução Normativa n° 673 de 2015 da ANEEL (Agência Nacional de Energia Elétrica), esse tipo de empreendimento correspondia à potência instalada superior a 3 MW e igual ou inferior a 30 MW, e com uma área de reservatório de até 13 km², excetuando a calha do leito regular do rio (ANEEL, 2015). Porém, a nova Resolução Normativa n° 875 de 2020 da ANEEL, considera uma potência instalada superior a 5 MW e igual ou inferior a 30 MW. Dessa forma, hidrelétricas com potência igual ou inferior a 5 MW são classificadas como CGHs (ANEEL, 2020).

De acordo com ANEEL (2021), o Brasil possui hoje 425 PCHs e 725 CGHs em operação, contra 219 UHEs. As pequenas centrais hidrelétricas e centrais geradoras hidrelétricas correspondem hoje à 3,11% e 0,48 %, respectivamente, da potência fiscalizada da matriz elétrica do país. Além disso, existem 24 PCHs e 4 CGHs em construção.

Apesar das hidrelétricas de pequeno porte serem consideradas por muitos como empreendimentos de baixo impacto ambiental, deve-se atentar para as possíveis modificações no ambiente que esses barramentos podem causar, especialmente por conta de sua contínua expansão em território nacional. Isso porque os estudos ambientais exigidos no processo de licenciamento são simplistas, por conta de suas menores dimensões, fazendo com que, muitas vezes, aspectos ambientais importantes sejam negligenciados. Também, podem ocorrer efeitos sinérgicos e cumulativos em bacias hidrográficas onde há um conjunto de CGHs e/ou PCHs operando, com alterações bruscas na hidrologia e na qualidade da água (BERMANN, 2007; CRUZ, 2008).

Embora a Resolução CONAMA nº 357/2005 não defina a geração hidrelétrica como um dos usos para águas doces (BRASIL, 2005), deve-se monitorar as características físico-químicas e biológicas desses reservatórios, a fim de se evitar processos de eutrofização. Desse modo, pode-se impedir que equipamentos, como turbinas, tenham sua durabilidade comprometida e que os múltiplos usos dos reservatórios sejam prejudicados, já que esses geralmente são utilizados para mais de um fim (ESTEVES, 1998; STRAŠKRABRA; TUNDISI, 2013).

2.2 Eutrofização em reservatórios

A eutrofização corresponde ao crescimento excessivo de plantas aquáticas devido às elevadas concentrações de nutrientes, sobretudo fósforo e nitrogênio, de forma a comprometer os múltiplos usos dos recursos hídricos (SPERLING, 1996; ESTEVES, 1998). Esse processo pode ocorrer de forma natural, através do escoamento superficial no solo e decomposição de matéria orgânica, ou de maneira artificial devido aos impactos das atividades humanas sobre as bacias hidrográficas. Esse último consiste em um processo de "envelhecimento" acelerado do corpo d'água (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Segundo Esteves (1998), a eutrofização artificial ocorre principalmente por conta das atividades agrícolas, com a utilização de fertilizantes enriquecidos em fósforo e nitrogênio, e lançamento de efluentes industriais e domésticos. Ainda, Sperling (1996) cita a ocupação urbana como um fator importante, já que os loteamentos ocasionam a impermeabilização do terreno, o que contribui para o assoreamento do corpo d'água e, conseqüentemente, beneficia a proliferação de plantas aquáticas. A drenagem pluvial urbana também é apontada como outro agente que favorece o aporte de nutrientes.

Considerando as fontes de nutrientes, essas podem ser difusas ou pontuais. As fontes difusas são aquelas em que a contribuição de poluentes ocorre de forma distribuída no espaço, como verifica-se no escoamento superficial de solos agrícolas. Enquanto que as pontuais atingem a água em um único ponto, sendo portanto mais facilmente detectáveis, como em casos de despejos domésticos e industriais (SPERLING, 1996; TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Thomaz e Bini (1998) afirmam que a proliferação de plantas aquáticas em reservatórios é resultado da soma dos impactos causados pela contribuição de nutrientes nos cursos d'água, decorrentes do uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica, com as mudanças em fatores morfológicos e hidrodinâmicos de ecossistemas aquáticos naturais. Dessa forma, o ambiente passa de uma condição com baixas concentrações de nitrogênio e fósforo e grande profundidade, para um com muitos nutrientes e menor profundidade.

Uma forma de avaliar a qualidade da água quanto às suas propriedades físico-químicas e biológicas é através de indicadores como o índice de estado trófico (IET). Esse índice classifica os corpos d'água de acordo com sua produtividade, ou seja, o nível de enriquecimento de nutrientes. Existem diferentes formas de se calcular esse índice, sendo um dos mais conhecidos o de Carlson (1977) que foi desenvolvido para regiões temperadas e leva em consideração as concentrações de fósforo total e clorofila-a, e transparência da água (disco de Secchi). Logo, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) adotava esse IET com modificações para zonas tropicais feitas por Toledo et al. (1983) e, na atualidade, utiliza o índice de estado trófico proposto por Lamparelli (2004) (POMPÊO, 2017).

Lamparelli (2004) desenvolveu, a partir do banco de dados da CETESB, dois índices, um para rios e outro para reservatórios do Brasil, que incorporam as concentrações de fósforo total e clorofila-a. Nesses cálculos, a turbidez é desconsiderada, já que a possível presença de material mineral em suspensão compromete a transparência da água, mas não é significativo para a condição trófica. Além disso, o grau de trofia, ou seja, estágio de eutrofização, é classificado do estado mais inicial para o mais avançado com as seguintes tipologias: ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico, supereutrófico e hipereutrófico, como mostra a Tabela 3. É importante destacar que há outras inúmeras formas de se calcular o índice de estado trófico, sendo que um mesmo corpo d'água pode ser classificado com distintos níveis de trofia, de acordo com as diferentes metodologias. Assim, é fundamental que sejam avaliados variados índices para definição do estado trófico (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Tabela 3 – Índice de estado trófico e equivalência com transparência (S), concentrações de fósforo total (P-total) e clorofila-a (CL) em reservatórios. Adaptado de: Lamparelli (2004) e CETESB (2019).

Estado Trófico	IET	Secchi - S (m)	P-total - P (mg.m ⁻³)	Clorofila-a (mg.m ⁻³)
Ultraoligotrófico	IET ≤ 47	S ≥ 24	P ≤ 8	CL ≤ 1,17
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52	2,4 > S ≥ 1,7	8 < P ≤ 19	1,17 < CL ≤ 3,24
Mesotrófico	52 < IET ≤ 59	1,7 > S ≥ 1,1	19 < P ≤ 52	3,24 < CL ≤ 11,03
Eutrófico	59 < IET ≤ 63	1,1 > S ≥ 0,8	52 < P ≤ 120	11,03 < CL ≤ 30,55
Supereutrófico	63 < IET ≤ 67	0,8 > S ≥ 0,6	120 < P ≤ 233	30,55 < CL ≤ 69,05
Hipereutrófico	IET > 67	0,6 > S	233 < P	69,05 < CL

A eutrofização pode gerar diversos impactos negativos sobre os reservatórios devido às alterações na qualidade da água, dentre eles: I) crescimento excessivo de macrófitas

aquáticas, especialmente as flutuantes como *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia spp.*; II) condições de anaerobiose nos corpos d'água por causa do alto consumo de oxigênio dissolvido, o que contribui para a mortandade de peixes; III) acúmulo de vegetação, decorrente também do processo de assoreamento, que torna os reservatórios cada vez mais rasos; IV) maiores custos no tratamento de água; V) dificuldade de navegação e uso recreacional; VI) problemas estéticos e VII) aumento nos custos operacionais e diminuição da capacidade de geração de energia em reservatórios de hidrelétricas (ESTEVES, 1998; SPERLING, 1996; THOMAZ; BINI, 2003).

2.3 Macrófitas em reservatórios

As macrófitas aquáticas, também denominadas de plantas aquáticas, são espécies vegetais que podem habitar tanto ambientes alagadiços como totalmente aquáticos, e são importantes produtores primários desses ecossistemas, já que participam dos ciclos biogeoquímicos e possuem grande aptidão para acelerá-los. São também organismos com alto poder de adaptação, tendo então certa vantagem competitiva, e possuem diferentes formas de vida (ESTEVES, 1998; POMPÊO, 2008; POMPÊO, 2017). Segundo Tundisi e Tundisi (2008), elas podem ser classificadas conforme seus biotipos, como mostrado na Figura 1. Os biotipos são:

- anfíbia ou semi-aquática: consegue sobreviver tanto em áreas alagadas como fora da água, devido à capacidade de modificação de sua morfologia;
- emergente: é enraizada no fundo e permanece parte fora d'água e parte submersa;
- flutuante livre: não possui raiz, o que permite seu transporte por meio da ação de correntezas, vento ou animais;
- flutuante fixa: é enraizada no fundo com seus ramos e/ou caules e/ou folhas flutuantes na superfície;
- submersa livre: sem raiz e fica totalmente debaixo d'água, normalmente somente suas flores ficam na superfície;
- submersa fixa: não tem raiz, com imersão das flores;
- epífita: se estabelece sobre outras macrófitas.

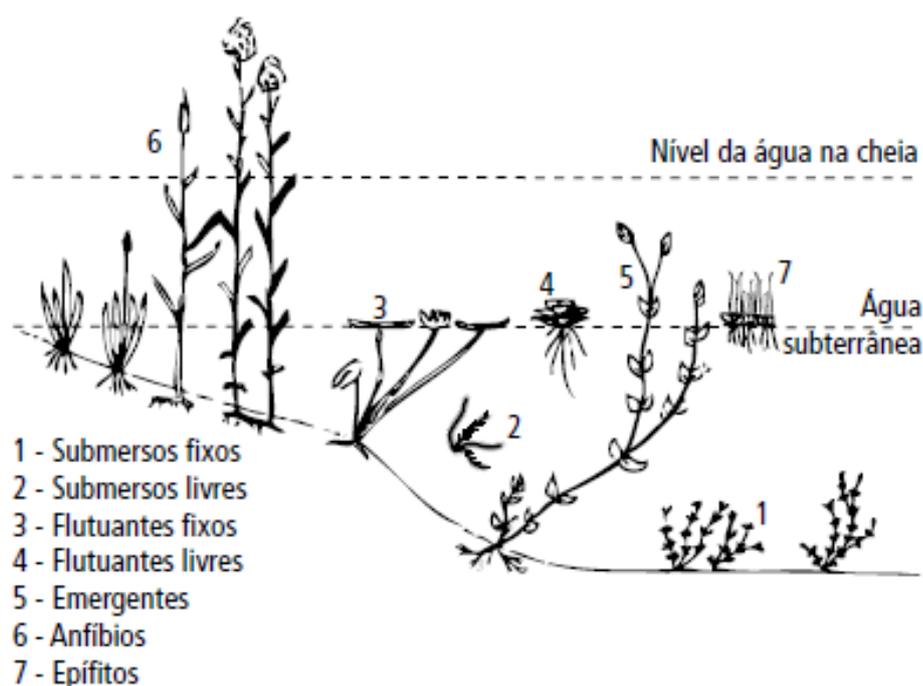


Figura 1 – Representação da classificação de macrófitas aquáticas. Fonte: Tundisi e Tundisi (2008)

Sabe-se que, além da concentração de nutrientes como fósforo e nitrogênio na água, nos sedimentos ou ainda no substrato, há outros fatores que limitam a produtividade das macrófitas, como: temperatura, radiação luminosa, transparência da água, profundidade, velocidade de corrente, variações no nível d'água, oxigênio e carbono inorgânico dissolvido e pH (THOMAZ; BINI, 1998; BINI et al., 1999; THOMAZ; BINI, 2003; BIUDES; CAMARGO, 2008; BORNETTE; PUJALON, 2009; PEREIRA et al., 2012). De acordo com Tundisi e Tundisi (2008) essas propriedades influenciam na composição e distribuição das macrófitas em reservatórios. Isso porque cada forma de vida apresenta diferentes condições ótimas para seu desenvolvimento.

De maneira geral, macrófitas flutuantes e emergentes têm seu crescimento favorecido por ambientes mais eutrofizados, enquanto que as submersas são associadas a um grau de trofia mais oligotrófico e à maior penetração de luz na coluna d'água (THOMAZ; BINI, 1998; CAVENAGHI et al., 2003; CAMARGO; PEZZATO; HENRY-SILVA, 2003). Segundo Thomaz e Bini (1998), o crescimento de plantas aquáticas flutuantes e também de fitoplâncton devido elevadas concentrações de fósforo e nitrogênio contribuem para a redução da proliferação de submersas, já que ocorre diminuição na transparência da água e, conseqüentemente, de penetração da luz. Contudo, o desenvolvimento do fitoplâncton também pode limitar a produtividade das flutuantes (PEREIRA et al., 2012). Além disso, há diferenças nas origens nutricionais, sendo que espécies livres adquirem seus nutrientes majoritariamente da coluna d'água e as fixas, do substrato (BINI et al., 1999; THOMAZ; BINI, 1998; THOMAZ et al., 2007).

Tratando-se da temperatura, essa varia de acordo com a espécie, sendo que cada

uma apresenta uma temperatura ótima para seu desenvolvimento. Contudo, em regiões tropicais, normalmente, seu crescimento é beneficiado em temperaturas mais elevadas (CAMARGO; PEZZATO; HENRY-SILVA, 2003; BORNETTE; PUIJALON, 2009; BIUDES; CAMARGO, 2008; POMPÊO, 2017). Segundo Camargo, Pezzato e Henry-Silva (2003), acentuadas variações no nível d'água podem desfavorecer macrófitas flutuantes e emergentes, isso porque as primeiras podem perder a área inundável, ficando sobre o solo seco e as segundas, não sobrevivem muito tempo totalmente imersas. No caso das plantas aquáticas submersas, a diminuição do nível d'água contribui para a limitação do aumento de biomassa. As espécies emergentes e anfíbias conseguem suportar maiores flutuações dos níveis d'água (PEREIRA et al., 2012).

As diferentes velocidades de corrente também podem atuar de distintas formas nas espécies de macrófitas. Altas velocidades contribuem para o transporte de espécies flutuantes impedindo o desenvolvimento de bancos dessas plantas aquáticas. Já velocidades moderadas podem favorecer essas espécies por conta de maior disponibilidade de nutrientes ou ainda, assim como no caso das submersas, pelo menor desenvolvimento do fitoplâncton. Enquanto que as enraizadas são prejudicadas devido à instabilidade do substrato. A movimentação da água pode também auxiliar na dispersão e elevação da produtividade primária das macrófitas aquáticas (CAMARGO; PEZZATO; HENRY-SILVA, 2003; BIUDES; CAMARGO, 2008).

De acordo com Biudes e Camargo (2008) e Tundisi e Tundisi (2008), o pH é um outro fator importante para a produtividade primária de macrófitas aquáticas, pois interfere nas diferentes formas disponíveis de carbono inorgânico dissolvido na água. Geralmente, as plantas aquáticas preferem a forma de CO_2 (dióxido de carbono), mas podem também utilizar, com menores taxas de fotossíntese, o HCO_3^- (bicarbonato) e, raramente, o CO_3^{2-} (carbonato). Normalmente, o CO_2 está mais disponível em pH mais ácidos, HCO_3^- entre pH de 6,0 a 8,5 e CO_3^{2-} para pH maior que 8,0.

O conjunto de fatores limitantes à produtividade primária de plantas aquáticas mostra que há diferentes condições que interferem na proliferação desses organismos e que eles devem ser avaliados de forma integrada, para compreender efetivamente o processo de eutrofização em reservatórios. Todavia, Thomaz e Bini (1998) afirmam que comumente o excessivo crescimento de macrófitas em reservatórios está relacionado com maiores cargas de nutrientes, menores profundidades e poucas flutuações nos níveis d'água, sendo que essas circunstâncias podem também explicar o maior desenvolvimento de macrófitas em braços e trechos superiores em reservatórios. Ainda, ressaltam que a proliferação não ocorre de forma padronizada e, por isso, é essencial analisar cada caso individualmente.

Nos reservatórios brasileiros são muitos os relatos de infestação por macrófitas aquáticas, ocorrendo principalmente próximos aos locais de grande densidade demográfica (CARDOSO; MARTINS; TERRA, 2003; POMPÊO, 2017). As espécies mais problemáticas nesse sentido são apresentadas na Tabela 4 e podem ser vistas na Figura 2.

Tabela 4 – Espécies de macrófitas aquáticas mais recorrentes em reservatórios brasileiros.

Tipo	Espécie/gênero	Referências
Flutuante livre	<i>Eichhornia crassipes</i>	Thomaz e Bini (1998), Bini et al. (1999), Antuniassi, Velini e Martins (2002), Cardoso, Martins e Terra (2003), Camargo, Pezzato e Henry-Silva (2003), Marcondes, Mustafá e Tanaka (2003), Cavenaghi et al. (2003), Negrisoni et al. (2006), Pompêo (2017).
	<i>Salvinia spp.</i>	Thomaz e Bini (1998), Bini et al. (1999), Camargo, Pezzato e Henry-Silva (2003), Marcondes, Mustafá e Tanaka (2003), Pereira et al. (2012), Pompêo (2017).
	<i>Pistia stratiotes</i>	Thomaz e Bini (1998), Bini et al. (1999), Camargo, Pezzato e Henry-Silva (2003), Marcondes, Mustafá e Tanaka (2003), Negrisoni et al. (2006), Pompêo (2017).
Submersa	<i>Egeria densa</i>	Bini et al. (1999), Marcondes, Mustafá e Tanaka (2003), Camargo, Pezzato e Henry-Silva (2003), Marcondes, Mustafá e Tanaka (2003), Cavenaghi et al. (2003), Velini et al. (2005), Mormul et al. (2010).
	<i>Egeria najas</i>	Thomaz e Bini (1998), Bini et al. (1999), Marcondes et al. (2002), Marcondes, Mustafá e Tanaka (2003), Cavenaghi et al. (2003), Velini et al. (2005), Thomaz et al. (2007), Mormul et al. (2010).
	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Marcondes et al. (2002), Camargo, Pezzato e Henry-Silva (2003), Marcondes, Mustafá e Tanaka (2003), Velini et al. (2005).
Emergente	<i>Polygonum</i>	Bini et al. (1999), Camargo, Pezzato e Henry-Silva (2003), Mormul et al. (2010), Pereira et al. (2012), Pompêo (2017).

De acordo com Moura, Franco e Matallo (2009), a espécie *Eichhornia crassipes*, também chamada de aguapé, é a espécie que mais causa problemas no Brasil por possuir uma alta taxa de crescimento (dobra sua área em 6–7 dias) e pode chegar a produzir 480 ton/ha/ano. Em segundo lugar, tem-se a *Pistia stratiotes* (alface d'água), a qual se desenvolve rapidamente podendo cobrir o corpo d'água. Ambas as espécies possuem preferência por ambientes eutrofizados. Também é citada a *Salvinia auriculata*, de nome popular carrapatinho, como uma espécie frequente em mananciais de água parada e, assim como a *Pistia stratiotes*, possui grande capacidade para cobrir toda a superfície d'água.

A *Egeria densa* e a *Ceratophyllum demersum*, também conhecidas como elodea e candelabro-aquático, respectivamente, são consideradas as submersas mais problemáticas em reservatórios de hidrelétricas. A *E. densa* tem preferência por mananciais de água parada, enquanto a *C. demersum* por ambientes eutrofizados, sendo tolerante às variações dos níveis d'água (MOURA; FRANCO; MATALLO, 2009).

Diversas formas de controle e manejo de macrófitas aquáticas têm sido empregadas em reservatórios para combater o intenso crescimento desses organismos, bem como a degradação da qualidade da água. Todavia, antes de serem adotadas medidas, é imprescindível a existência de um programa de monitoramento. Isso porque, somente um diagnóstico preciso pode esclarecer se é necessário ou não empregar alguma técnica de controle no corpo d'água e quais são as melhores estratégias. Dessa forma, é fundamental estudar e compreender os processos que ocorrem na bacia hidrográfica, como as transformações no uso e ocupação do solo, haja vista que os impactos nela causados irão refletir nas condições do corpo d'água do reservatório. Em vista disso, é importante conhecer o histórico e os usos múltiplos do reservatório em questão, realizar coletas de água para analisar sua



(a) *Eichhornia crassipes*.



(b) *Salvinia sp.*



(c) *Pistia stratiotes*.



(d) *Egeria densa*.



(e) *Egeria najas*.



(f) *Polygonum sp.*



(g) *Ceratophyllum demersum*.

Figura 2 – Espécies de macrófitas aquáticas comuns em reservatórios brasileiros. Fonte: IFAS (2021) e POWO (2021).

qualidade, dimensionar a biomassa das espécies e, ainda, fazer um levantamento florístico (POMPÊO, 2008; POMPÊO, 2017; XAVIER et al., 2021). Para a avaliação da área de estudo é comum se utilizar o sensoriamento remoto, com fotografias aéreas e imagens provenientes de satélites, já que é um método que permite acompanhar a evolução das infestações de plantas aquáticas (ALBRIGHT; ODE, 2011; MADSEN; WERSAL, 2017; POMPÊO, 2017). Além disso, de acordo com Pompêo (2008) e Moura, Franco e Matallo (2009), deve-se considerar como prioridade a prevenção da deterioração do corpo hídrico, como por exemplo a diminuição dos aportes de carga de esgotos, ou ainda, o aumento nos índices de tratamento desses. Essa gestão preventiva é considerada fundamental, pois atua diretamente no problema evitando que o processo de eutrofização seja intenso e contínuo, diminuindo a necessidade de se adotar recorrentemente medidas de controle no corpo hídrico.

2.4 Métodos de controle de macrófitas aquáticas

Os métodos de controle se dividem em três principais: mecânico, químico e biológico, sendo que para a escolha de um ou mais desses deve-se levar em consideração o biotipo das macrófitas aquáticas presentes no reservatório, os diferentes usos da água, os possíveis impactos que cada técnica pode causar sobre os organismos e seu ambiente e os custos envolvidos (POMPÊO, 2017; XAVIER et al., 2021). Segundo Madsen (2000), é importante classificar o corpo hídrico quanto sua prioridade de uso e possíveis restrições, além da intensidade de infestação. Por exemplo, reservatórios com atividade hidroviária podem ser considerados como alta prioridade de intervenção, já que a proliferação de plantas aquáticas podem impactar de forma acentuada o seu funcionamento. Também, corpos d'água que são utilizados por banhistas devem ser gerenciados com uma atenção especial, tendo em vista que nem todas as técnicas de controle podem ser aplicadas devido às restrições que envolvem o seu uso. Em casos como esses pode ser justificável a aplicação de procedimentos mais onerosos, enquanto que em outros reservatórios com diferentes funções, técnicas mais simples e com menores custos podem ser suficientes. Ainda, deve-se levar em consideração a escala do problema. Em situações de elevada proliferação também pode ser preferível o uso de métodos mais avançados e custosos, ao mesmo tempo que em cenários com menor densidade de plantas, pode-se optar por controles de baixo custo.

É fundamental salientar que todos os métodos de controle possuem vantagens e desvantagens, sendo importante conhecê-las para se adotar a melhor técnica para cada situação. Entretanto, uma desvantagem comum entre os controles físico, químico e biológico é que todos podem promover a desoxigenação do corpo d'água, devido à decomposição da vegetação. Além disso, as macrófitas aquáticas possuem características inerentes à sua biologia, como alto potencial de dispersão e regeneração, o que pode tornar um grande desafio a escolha da forma de manejo (THOMAZ; BINI, 1998).

2.4.1 Controle físico

O controle físico pode ser tanto um método direto como indireto, dependendo da sua forma de aplicação. O controle físico direto corresponde ao emprego da técnica diretamente sobre as espécies infestantes no reservatório, sendo ainda subdividido em dois tipos de controle: o manual e o mecânico. O primeiro é considerado, dentre todas as medidas de controle, a mais simples e engloba a coleta manual e utilização de ferramentas como ancinho, ganchos e lâminas cortantes (POMPÊO, 2017).

De acordo com Pompêo (2008) a remoção manual pode ser feita com o auxílio de facas, pás ou tesouras e uso de uma bolsa vazada para armazenamento das plantas cortadas e, especificamente em regiões de maiores profundidades, necessita-se de equipamento próprio para mergulho. Essa técnica costuma ser mais eficiente em áreas mais rasas e com bancos de macrófitas bem localizados (MOURA; FRANCO; MATALLO, 2009). Ainda, possui a grande vantagem de ser um método altamente seletivo, pois consegue remover somente as espécies-alvo, porém, é necessária muita mão de obra. No caso de retirada de espécies enraizadas, o uso de ferramentas torna-se necessário de forma a arrancá-las do fundo. Assim, são utilizados o ancinho ou ganchos, os quais são lançados na coluna d'água a fim de remover essas plantas, sendo posteriormente levadas por arrasto até as margens do reservatório de maneira manual ou com uso de barco para remoção. Podem também ser utilizadas lâminas cortantes, sendo as mais comuns as de formato em "V", que de forma semelhante são arremessadas na água e transportadas até as margens, realizando então o corte da vegetação. Comparando-se essas ferramentas, o ancinho possui a capacidade de retirar pela raiz as espécies enquanto que as lâminas não, podendo ocorrer no último caso o processo de rebrota da vegetação. Contudo, os dois possuem a desvantagem de não serem seletivos na remoção de espécies e, ainda, provocarem a agitação do sedimento. Essas medidas também são mais eficientes em casos de infestações mais localizadas (POMPÊO, 2008; POMPÊO, 2017; XAVIER et al., 2021).

O controle mecânico corresponde à utilização de equipamentos para realizar processos de colheita, dragagem, corte, picagem, empurro, reboque ou uma combinação dessas funções, de maneira a diminuir a biomassa de macrófitas aquáticas (MARCONDES; MUSTAFÁ; TANAKA, 2003). Um dos equipamentos utilizados é a colheitadeira, também conhecida como ceifadeira mecânica, que é uma máquina de grande porte que flutua sobre o corpo d'água com capacidade de cortar, através de uma esteira, e colher as plantas aquáticas. Há também o *rotovation*, que assim como a ceifadeira é uma robusta máquina, composto por lâminas que giram e reviram o sedimento, conseguindo remover as macrófitas pela raiz (MADSEN, 2000; POMPÊO, 2017). Como um método mais simples existem as lâminas deslizantes que são empregadas para supressão de vegetação que se encontra logo abaixo da superfície d'água (POMPÊO, 2008). A aplicação de fogo sobre as folhas de plantas aquáticas também é considerada um tipo de controle mecânico (NEGRISOLI et al., 2006; POMPÊO, 2017).

Marcondes, Mustafá e Tanaka (2003) citam como uma desvantagem dos métodos mecânicos o fato de que boa parte dos equipamentos disponíveis não são especificamente concebidos para o controle de macrófitas aquáticas, sendo feitas adaptações para seu uso em meio aquático, o que compromete sua eficiência. Também, tanto a colheitadeira quanto o *rotovation* são pouco seletivos e possuem o inconveniente de ressuspender sedimentos e nutrientes. Além disso, o uso de colheitadeira geralmente constituiu-se como uma solução a curto prazo, sendo preciso seu emprego mais vezes em um intervalo tempo para o devido controle da infestação (MADSEN, 2000; MOURA; FRANCO; MATALLO, 2009) e também pode contribuir para a reinfestação da mesma área, ou até mesmo, infestação de uma novo local, por meio de fragmentos de vegetação deixados no corpo hídrico. O controle mecânico, diferentemente do manual, é indicado em casos de proliferação de macrófitas em grande escala (POMPÊO, 2008).

Segundo Madsen (2000), Pompêo (2008) e Moura, Franco e Matallo (2009), outros problemas relacionados ao controle mecânico são a destinação da biomassa retirada e os altos custos, sendo considerado o método mais oneroso. Apesar disso, é a técnica mais utilizada no Brasil (BRAVIN et al., 2005).

Entre os métodos indiretos tem-se o uso de barreiras, alterações no nível d'água e o sombreamento (GIBBONS; GIBBONS; SYTSMA, 1994; MADSEN, 2000; POMPÊO, 2017) (MADSEN, 2000). No caso das barreiras, a inibição do crescimento das macrófitas aquáticas se dá através de uma camada com material, que pode ser orgânico, inorgânico ou sintético, que encobre as plantas. Essa técnica é considerada ideal para pequenas áreas por ser dispendiosa. Ainda, novas infestações podem ser favorecidas pelo acúmulo de sedimentos acima da camada empregada. Entretanto, principalmente as barreiras sintéticas, têm acentuada durabilidade (MADSEN, 2000). Modificar o nível d'água também pode ser uma opção, já que a profundidade do reservatório é um dos fatores que influencia no desenvolvimento das plantas aquáticas. Contudo, a eficiência dessa técnica varia muito com a espécie, além de interferir diretamente no funcionamento operacional do reservatório (MADSEN, 2000; THOMAZ et al., 2006; POMPÊO, 2008). Finalmente, a atenuação da luminosidade pode ser feita por meio do tingimento da água com corantes naturais ou sintéticos, sendo considerado um método de controle para pequena escala (GIBBONS; GIBBONS; SYTSMA, 1994; MADSEN, 2000).

De acordo com Gibbons, Gibbons e Sytsma (1994), ações de gestão na bacia hidrográfica também podem ser consideradas como um tipo de controle físico indireto. Entre elas pode-se citar a proteção de matas ciliares, a implantação de sistema de tratamento de efluentes domésticos e industriais e a destinação correta de resíduos sólidos (POMPÊO, 2017).

2.4.2 Controle químico

O controle químico corresponde à utilização de herbicidas para conter a proliferação de macrófitas aquáticas. Entre os herbicidas mais utilizados para tal fim estão: 2,4-D, diquat, fluridone, glifosato, imazapyr e sulfato de cobre, podendo também ser empregado uma combinação desses. Geralmente, no caso de espécies submersas, os produtos são aplicados diretamente na água, enquanto que para o controle de espécies emergentes e flutuantes, nas próprias plantas (BROOKER; EDWARDS, 1975; MADSEN, 2000; MARCONDES et al., 2002; CARDOSO; MARTINS; TERRA, 2003; BELGERS et al., 2007; COSTA et al., 2005a).

Apesar de ser um método considerado mais rentável do que o controle mecânico, dependendo da escala, é também tido como um controle menos seguro devido ao fato de que os efeitos desses compostos químicos na água não são ainda totalmente compreendidos. O risco está relacionado à permanência desses produtos no corpo hídrico de forma a impactar organismos não-alvo e restringir os usos da água, especialmente para abastecimento público, já que cada herbicida possui certa toxicidade (ANTUNIASSI; VELINI; MARTINS, 2002; THOMAZ, 2002; AGOSTINHO; GOMES; JR., 2003; MOURA; FRANCO; MATALLO, 2009). Por isso, Pompêo (2017) recomenda que essa estratégia seja adotada somente nos casos em que outros tipos de controle sejam inviáveis. Todavia, Marcondes, Mustafá e Tanaka (2003) afirmam que a técnica, além de ser eficiente, pode ser utilizada sem grandes problemas desde que sejam seguidas diretrizes de segurança, com a realização de estudos e monitoramentos para avaliar os possíveis impactos no ecossistema.

Outro ponto importante relacionado à aplicação de herbicidas é que cada espécie responde de forma específica aos tipos de produtos e suas doses (COSTA et al., 2005b; HENARES et al., 2011), sendo essa resposta dependente da morfologia da planta (BELGERS et al., 2007). Além disso, podem ocorrer casos de resistência ao composto químico (BROOKER; EDWARDS, 1975) e, dependendo da espécie, até sua regeneração (COSTA et al., 2005a). De acordo com Moura, Franco e Matallo (2009), tratando-se de parâmetros de qualidade da água, fatores como pH, temperatura, turbidez e condutividade elétrica também influenciam no controle eficaz.

Segundo Costa et al. (2005a) e Costa et al. (2005b), os Estados Unidos é considerado um dos países que mais utilizam herbicidas no controle de macrófitas aquáticas, sendo os principais: 2,4-D, diquat, fluridone, glifosato e outros como endothall e cobre. Contudo, na Europa, o uso de herbicidas é mais restrito (THOMAZ; BINI, 1998; THOMAZ, 2002). No Brasil, o único herbicida liberado para aplicação em corpos d'água pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (Anvisa) é o fluridone (CARDOSO; MARTINS; TERRA, 2003; BRAVIN et al., 2005; POMPÊO, 2017).

2.4.3 Controle biológico

O controle de macrófitas aquáticas por meio de organismos vivos é denominado de biológico e pode conter as infestações de plantas aquáticas através da herbivoria ou introdução de fitopatógenos, sendo peixes, insetos e fungos exemplos de agentes utilizados (GIBBONS; GIBBONS; SYTSMA, 1994; MADSEN, 2000; THOMAZ, 2002; MIYAZAKI; PITELLI, 2003; MARCONDES; MUSTAFÁ; TANAKA, 2003). Apesar de ser considerado como um método preferível por Esteves (1998) e classificado como de menor impacto ambiental, ainda assim existem riscos que devem ser levados em consideração. Isso porque, muitas vezes, o controle é feito a partir da introdução de espécies exóticas no corpo d'água, as quais normalmente se reproduzem com maior velocidade, pressionando as espécies nativas (THOMAZ; BINI, 1998). Também, de acordo com Thomaz (2002) e Marcondes, Mustafá e Tanaka (2003), uma vez introduzido o organismo dificilmente consegue-se retirá-lo do ecossistema, o que pode fazer com que os possíveis prejuízos sejam mais duradouros se comparado com outras formas de controle.

Segundo Moura, Franco e Matallo (2009), os peixes mais utilizados para controlar macrófitas aquáticas no Brasil são a carpa-capim (*Ctenopharyngodon idella*), a tilápia (*Tilapia rendalli*) e o pacu (*Piaractus mesopotamicus*), sendo eficientes principalmente no controle das plantas submersas. Como a carpa-capim e a tilápia são espécies invasoras, o pacu como espécie nativa é considerado a melhor opção de controle (POMPÊO, 2017). Miyazaki e Pitelli (2003) afirmam que isso também deve-se ao fato de que o restabelecimento de populações nativas de peixes é tida como condicionante de funcionamento de reservatórios de usinas hidrelétricas pelos órgãos de meio ambiente.

Apesar do emprego do controle biológico ser lento, muitas vezes por conta da elevada densidade de plantas, sua atuação pode ser muito mais duradoura do que outros métodos, além de ser de baixo custo (POMPÊO, 2008). Entretanto, é válido destacar que a eficiência do controle também é dependente da seletividade que existe dos organismos por certas espécies de macrófitas (ESTEVES, 1998; MADSEN, 2000).

2.5 Relatos de ocorrência de macrófitas em reservatórios

A presença excessiva de macrófitas aquáticas em reservatórios de hidrelétricas podem causar o entupimento e/ou obstrução das grades da tomada d'água. Essa obstrução ocorre devido ao aumento da pressão nas grades, por conta da menor captação de água que gera, conseqüentemente, variações na potência da turbina. Dessa forma, é necessário parar o funcionamento das turbinas geradoras para ser feita a retirada dessas plantas ou até mesmo substituição de grades, causando prejuízos à geração de energia, além dos custos relacionados ao manejo (CAVENAGHI et al., 2003; POMPÊO, 2008; POMPÊO, 2017).

Um dos casos mais emblemáticos é o da Usina Hidrelétrica Engenheiro Souza Dias, a qual controla o reservatório de Jupuíá. Esse reservatório está localizado na divisa entre os

estados de São Paulo e Mato Grosso do Sul e foi construído através do represamento do rio Paraná em 1968. Jupiá recebe águas também dos rios Tietê e Sucuruí e de outros rios de menor porte (MARCONDES; MUSTAFÁ; TANAKA, 2003; VELINI et al., 2005).

Segundo Marcondes, Mustafá e Tanaka (2003), as infestações por macrófitas aquáticas se iniciaram após a construção da Usina Hidrelétrica Três Irmãos no rio Tietê, localizada à montante do reservatório da Eng. Souza Dias, em 1990. Desse modo, foram criadas condições de baixas vazões e alta transparência da água, contribuindo com o desenvolvimento das espécies submersas *Egeria densa*, *Egeria najas* e *Ceratophyllum demersum*. Em períodos de maior vazão, também é relatada a ocorrência das flutuantes *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* e fragmentos das submersas, sendo essas plantas aquáticas deslocadas do reservatório até a usina, causando o entupimento das grades de proteção de tomadas d'água.

No caso de necessidade de substituição de grades, a geração é reduzida aproximadamente em 60% ou mais e, para a troca de apenas uma grade, estima-se que cada unidade geradora, com potência de 110 MW, fique sem funcionar por cerca de 40 horas. Entre 1990 e 1999, foram realizadas 1016 substituições de grade na UHE de Jupiá, devido a rompimentos e deformações e, nos anos de 1994 à 2001, calcula-se que foi retirada cerca de 54.044 m³ de macrófitas aquáticas do reservatório, entre outros materiais (MARCONDES; MUSTAFÁ; TANAKA, 2003). A Figura 3 mostra que os meses em que houve maior crescimento de vegetação na usina, no geral, foram os que também atingiram menores valores de geração de energia.

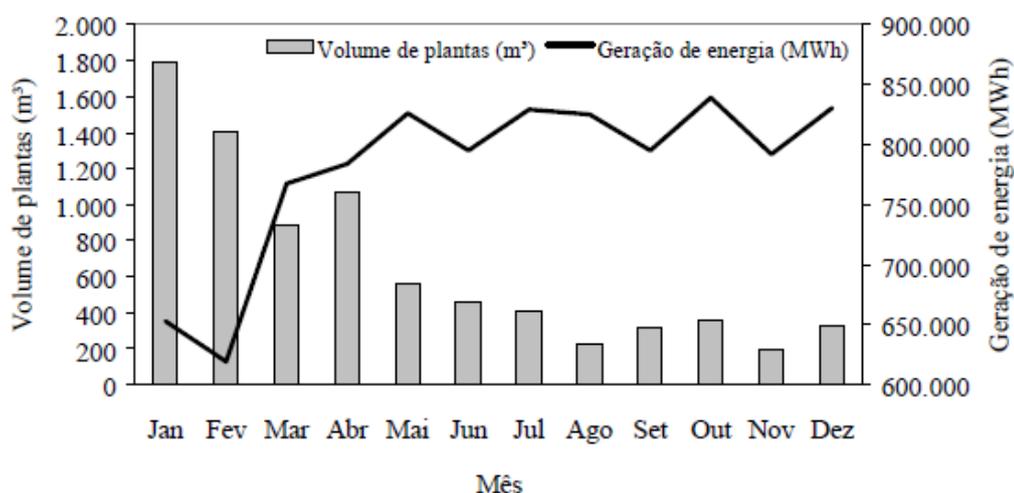


Figura 3 – Geração de energia média mensal e volume médio mensal de macrófitas aquáticas coletadas entre 1994 e 2000 na Usina Hidrelétrica de Jupiá. Fonte: Marcondes, Mustafá e Tanaka (2003)

Marcondes, Mustafá e Tanaka (2003) descrevem algumas medidas de controle adotadas em Jupiá. Dentre elas estão os pórticos limpa-grades para retirar as macrófitas detidas nas grades, como pode ser visto na Figura 4(a), e também uma comporta com lâminas de aço que conseguem cortar essas plantas. Como o processo de corte faz com que os fragmentos

de vegetação transpassem as grades, também é utilizado um rebocador para impedir que atinja as tomadas d'água. Além disso, também são utilizadas estratégias operacionais, como abrir primeiramente as comportas de superfície ao invés das do fundo, manobra essa que auxilia no desvio das plantas aquáticas, principalmente flutuantes, das unidades de geração. Ainda, é feito um controle da vazão na Usina Três Irmãos, já que foi constatado que a variação dos níveis dessa usina faz com que espécies submersas de macrófitas se soltem do substrato.

No reservatório da Usina Eng. Souza Dias foram feitas também diversas pesquisas relacionadas ao controle mecânico, químico e biológico das macrófitas aquáticas, essas realizadas pela CESP (Companhia Energética de São Paulo), que antigamente administrava a UHE, juntamente com outras instituições. Tratando-se do controle mecânico, é citado a avaliação do uso de uma colheitadeira (MARCONDES; MUSTAFÁ; TANAKA, 2003). Velini et al. (2005) realizaram uma análise operacional a respeito do uso desse tipo de equipamento em Jupia, que é mostrado na Figura 4(b), para o controle de plantas submersas e concluíram que é necessário um sistema de orientação, como GPS, para garantir a eficiência no uso de colheitadeiras. Ainda, constatou-se que a capacidade operacional decresceu com o aumento da biomassa e também com a distância do local de descarte das plantas. Como alternativa de controle químico, Marcondes et al. (2002) avaliaram a utilização do herbicida fluridone sobre as espécies *Egeria densa*, *Egeria najas* e *Ceratophyllum demersum* nesse reservatório e tiveram como resultado controles satisfatórios para *Egeria densa* e *Egeria najas*, com eficiência entre 81,3% e 100%, para concentrações contínuas de 4,9 e 21,1 ppb. Entretanto, o fluridone não teve efeitos sobre a espécie *Ceratophyllum demersum*. Outro estudo realizado por Miyazaki e Pitelli (2003) foi acerca do controle dessas mesmas espécies pelo pacu (*Piaractus mesopotamicus*), que foi considerado eficiente no controle dos três tipos de plantas. Contudo, foi relatado uma preferência do pacu pelas espécies de *Egeria* quando na presença de *Ceratophyllum demersum*.



(a)



(b)

Figura 4 – Material colhido pelo pórtico limpa-grades (a) e colheitadeira em operação (b) na UHE Jupia. Fonte: Marcondes, Mustafá e Tanaka (2003) e Velini et al. (2005).

Outra intensa proliferação de macrófitas foi relatada no reservatório da usina de Salto Grande, em Americana - SP. Entre os anos 2004 e 2008, foi constatado o crescimento das espécies *Salvinia*, *Eichhornia*, *Pistia* e *Polygonum* com um volume total aproximado de 131.000 m³ gerando um prejuízo de cerca de R\$ 3.000.000,00 na época, devido aos gastos com controle e manejo (POMPÊO, 2017), e menciona-se também a presença de *Brachiaria subquadrifera* (NEGRISOLI et al., 2006). De acordo com Pompêo (2017) o pico da infestação ocorreu em 2000, quando aproximadamente 300 ha do espelho d'água ficaram cobertos. Esses problemas em Americana ocorrem devido ao fato de ser uma região com acentuadas atividades agrícolas e industriais, além de elevada densidade demográfica (CAMARGO; PEZZATO; HENRY-SILVA, 2003).

Pompêo (2017) menciona que o principal tipo de controle utilizado no reservatório de Salto Grande é o mecânico, com o uso de barcos coletores, trator *dragline* e esteiras em

suas margens (Figura 5). Ainda, cita que foram desenvolvidas outras estratégias de manejo na região, como a restauração florestal de margens e programas de educação ambiental de forma a melhorar a qualidade da água na área e, assim, diminuir problemas de eutrofização. Bravin et al. (2005) desenvolveram para a UHE de Americana um equipamento para controle das macrófitas aquáticas, constituído de uma esteira de margem e um picador, e constataram que o equipamento não tinha capacidade para superar o intenso crescimento das plantas aquáticas no reservatório. Segundo esse estudo, o maior empecilho estava na pequena dimensão da entrada do picador, o qual sofria entupimentos por *Brachiaria subquadriflora*, considerada de maior porte quando comparada com as espécies *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*. Outra constatação importante foi que o uso do equipamento poderia ser viável caso fosse reduzida a proliferação de plantas aquáticas em 75% através de medidas de manejo.



Figura 5 – Coleta de plantas aquáticas por esteira na margem do reservatório de Americana - SP. Fonte: Bravin et al. (2005).

Reservatórios da Bacia do Rio Tietê, utilizados para geração de energia também, possuem histórico de infestação por macrófitas aquáticas (Figura 6). Os reservatórios de Barra Bonita, Bariri e Ibitinga possuem maiores problemas com plantas marginais e flutuantes (CAVENAGHI et al., 2003), tais como *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia* (THOMAZ; BINI, 1998), enquanto que os de Promissão e Nova Avanhandava, com as submersas *Egeria densa* e *Egeria najas* (CAVENAGHI et al., 2003). Segundo Cavenaghi et al. (2003), isso deve-se ao fato de que esses reservatórios estão localizados na seguinte sequência: Barra Bonita, Bariri, Ibitinga, Promissão e Nova Avanhandava, o que faz com que os reservatórios mais à jusante tenham menores concentrações de nutrientes, turbidez e sólidos suspensos, o que favorece o desenvolvimento de macrófitas submersas em detrimento das flutuantes. As marginais e flutuantes estão relacionadas com a sedimentação de sólidos nas zonas onde ocorre transição de um ambiente lótico para lântico. Além disso, em campanhas de monitoramento foram encontrados elevados níveis

de nutrientes nos sedimentos dos cinco reservatórios, porém, com maiores concentrações de fósforo em Barra Bonita, Bariri e Ibitinga.



Figura 6 – Levantamento florístico em reservatório da Bacia do Rio Tietê. Fonte: Cavenaghi et al. (2003).

Um outro reservatório que sofre com a proliferação de macrófitas aquáticas é o reservatório de Itaipu, o qual foi formado em 1982 (BINI et al., 1999). Thomaz e Bini (1998) afirmam que antes de sua formação haviam sido encontradas 24 espécies de plantas aquáticas na área e, 15 anos após, esse número aumentou para 62. Isso mostra, portanto, a dimensão do impacto que o represamento pode causar na qualidade da água e, conseqüentemente, no desenvolvimento dessas plantas. Ainda, é relatado que houve uma explosão de espécies submersas no reservatório, provavelmente, em razão da criação de um ambiente com menores velocidades e variações dos níveis d'água, elevada concentração de nutrientes e matéria orgânica dos sedimentos e maior transparência na coluna d'água. Já em 2008, foram constatados em um levantamento 87 táxons de macrófitas, sendo sua maioria espécies emergentes, com maior incidência da *Polygonum*, e em segundo lugar as submersas enraizadas, especialmente a *Egeria densa*. Também foram encontradas duas espécies não nativas de grande importância, as *Urochloa subquadripara* e *Hydrilla verticillata*, que ocorriam com uma alta frequência e possuíam capacidade de ocupar grandes áreas nas margens do reservatório (MORMUL et al., 2010). Bini et al. (1999) ainda relatam que a distribuição de espécies nesse reservatório é muito variável, já que seu centro é considerado mesotrófico, enquanto que os braços podem se alterar de oligo-mesotrófico a eutrófico. O desenvolvimento mais intenso, de maneira geral, ocorre nos braços, onde há menor profundidade e maior quantidade de nutrientes (THOMAZ; BINI, 1998).

Conforme Thomaz, Bini e Pagioro (2003), embora esteja presente uma grande variedade de espécies em Itaipu, os dados obtidos de monitoramento mostram que o reservatório não deve apresentar problemas com elevada proliferação de macrófitas aquáticas. Um

dos motivos para isso é o fato de que essas plantas acumulam-se distantes da calha central, dificultando o transporte desses organismos até a barragem. Além disso, Itaipu também possui características como grande profundidade e turbidez acentuadas, que dificultam a proliferação. Dessa forma, a principal medida empregada no reservatório é a de monitoramento contínuo, também chamada de “não manejo”, de forma a acompanhar o crescimento das macrófitas aquáticas, bem como a necessidade em se adotar ou não técnicas de controle. Entretanto, há algumas infestações localizadas que interferem especialmente nas áreas utilizadas para lazer do reservatório, sendo adotada, então, a coleta manual, que acaba por ser suficiente na restauração do uso do corpo d’água. Já em zonas afastadas do centro do reservatório e com presença de espécies exóticas, é recomendada a inserção de macrófitas nativas para diminuir sua colonização excessiva e evitar maiores problemas no futuro.

Há histórico também de infestação de plantas aquáticas próxima aos pontos de captação de água bruta em reservatórios de abastecimento de água, como no reservatório de Guarapiranga e no Complexo Billings, situados no município e na região metropolitana de São Paulo, respectivamente. Esses reservatórios são conectados por um sistema de bombeamento, ocorrendo então o transporte de água da represa Billings para a de Guarapiranga. Nelas, a eutrofização deve-se principalmente à ocupação urbana em seu entorno, que faz com que a qualidade da água seja deteriorada (POMPÊO, 2008; POMPÊO, 2017).

De acordo com Pompêo (2008) e Pompêo (2017), em Guarapiranga são relatados eventos de infestação de macrófitas desde 1959, com a proliferação da espécie *Eichhornia azurea*. Dentre as medidas tomadas na época pela SABESP (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo), está o controle manual para remover pequenas plantas em locais com maior acessibilidade. Como mostra a Figura 7(a), em 2005 houve também o intenso crescimento de *Polygonum ferrugineum*, espécie anfíbia enraizada, a qual foi removida por meio de guindaste. Para essa remoção e destinação da biomassa em aterro, estima-se que foram gastos R\$ 93.000,00 no total. Já em 2007, outras espécies passaram a ser um problema: *Pistia stratiotes* e *Salvinia spp.*, sendo que essas também foram controladas da mesma forma que dois anos atrás.

O Complexo Billings, considerado o maior reservatório destinado ao abastecimento de água da região metropolitana de São Paulo, possui problemas de eutrofização principalmente no braço Rio Grande, como pode ser visto na Figura 7(b), devido acentuada concentração de nutrientes e sólidos totais. Isso ocorre por conta de aportes de esgotos industriais e domésticos na área (CARDOSO-SILVA et al., 2014). Em 2004, houve um elevado desenvolvimento da espécie *Salvinia auriculata* na represa, sendo que em seu pico de infestação atingiu cerca de 150.000 m² do espelho d’água. Semelhantemente à Guarapiranga, a estratégia de manejo utilizada na época foi a de controle manual e destinação para aterro sanitário. A SABESP também desenvolveu uma esteira, que se

situava nas margens, para facilitar o transporte de massa verde removida diretamente para caminhões (POMPÊO, 2008; POMPÊO, 2017). Segundo Camargo, Pezzato e Henry-Silva (2003) também há antecedentes da presença de *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* no reservatório.



(a)



(b)

Figura 7 – Banco de *Polygonum ferrugineum* no reservatório de Guarapiranga em 2005 (a). Retirada de plantas aquáticas flutuantes no braço Rio Grande, no Complexo Billings (b). Fonte: Pompêo (2017).

2.6 Modelagem simplificada de qualidade da água

Para avaliar parâmetros de qualidade da água, bem como nutrientes em reservatórios, e orientar medidas de gestão na bacia hidrográfica, pode ser utilizada a modelagem matemática. Os modelos visam representar de forma aproximada os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem nos corpos d'água considerando diferentes níveis de complexidade. Dessa forma, para aplicá-los é necessário analisar as particularidades do corpo hídrico em questão e o tempo de processamento computacional. Nesse sentido, os modelos hidrodinâmicos e de qualidade da água podem ser classificados de segundo as dimensões consideradas (zero-dimensional, unidimensional, bidimensional e tridimensional),

como são descritos seus processos (empírico ou conceitual) e de acordo com a variação no tempo (dinâmico ou constante), entre outras divisões. Especialmente as dimensões, categorizam diretamente a robustez do modelo (CHAPRA, 1997; COX, 2003):

- Zero-dimensional (0D): considera que não há variação espacial do parâmetro, admitindo que ocorre mistura completa no corpo d'água de acordo com o balanço de massa;
- Unidimensional (1D): representa os processos de advecção e dispersão em somente uma direção do corpo hídrico, assumindo mistura completa lateral e vertical;
- Bidimensional (2D): admite variações em duas dimensões, sendo essas lateralmente e verticalmente ou lateralmente e longitudinalmente, com mistura completa somente em uma dimensão;
- Tridimensional (3D): assume variações do soluto na largura, no comprimento e na profundidade, sendo o modelo mais complexo.

Tratando-se de reservatórios, a escolha entre os quatro tipos de modelo, pode ser feito se baseando em fatores como: quantidade de dados disponíveis, tempo de residência e objetivo do estudo. Geralmente, para reservatórios com informações escassas, com baixo tempo de residência e/ou para avaliação preliminar do corpo d'água são utilizados modelos 0D (CHAPRA, 1997). Como exemplo de modelo zero dimensão está o tipo reator de mistura completa, conhecido por CSTR (*Completely Stirred Tank Reactor*), sendo desenvolvido por Vollenweider et al. (1968).

Embora o CSTR seja considerado simples, é bastante utilizado em distintas aplicações. Slaughter et al. (2017) aplicou esse modelo para bacias de captação com dados escassos e obteve distribuições de frequência de salinidade e nutrientes. Pintilie et al. (2007) utilizou o modelo a fim de simular o transporte de metais pesados na água e em sedimentos em diferentes cenários. Tratando-se de estudos brasileiros, destacam-se os realizados por Araújo, Lima Neto e Becker (2019), Fraga, Rocha e Lima Neto (2020), Toné e Lima Neto (2020) e Rocha e Lima Neto (2021) na modelagem de parâmetros de qualidade da água em reservatórios do semiárido, região com poucos dados disponíveis.

Fraga, Rocha e Lima Neto (2020) modelaram as concentrações de coliformes fecais e *Escherichia coli* em um lago do semiárido utilizando o CSTR e Araújo, Lima Neto e Becker (2019) aplicaram esse modelo a fim de quantificar cargas de fósforo total provenientes de esgoto doméstico em um reservatório raso de Fortaleza, no Ceará, o que permitiu compará-las com os limites da Resolução CONAMA 357/2005. Rocha e Lima Neto (2021) aplicaram o modelo para 20 reservatórios cearenses, também para quantificação de aportes do mesmo nutriente, obtendo resultados satisfatórios quando comparados com cargas de referência de inventários ambientais. Já Toné e Lima Neto (2020) validaram o modelo de mistura completa de fósforo total para 40 reservatórios do Brasil, incluindo os do semiárido

e demais regiões. Ainda, o aplicaram considerando variações de parâmetros como volume, vazão e carga para um reservatório hipotético.

Nota-se que, apesar da modelagem de mistura completa ser uma abordagem muito simplificada, é útil para diversas análises, como na avaliação da redução necessária de cargas afluentes para enquadramento dos corpos d'água na legislação ambiental vigente e consideração de diferentes cenários. Desse modo, em determinadas situações, esse tipo de modelo é preferível e pode-se obter bons resultados.

3 Material e Métodos

3.1 Área de Estudo

Segundo sua licença de operação e seu Relatório Ambiental Simplificado (documento não publicado), a Central Geradora Hidrelétrica (CGH) Salto Bandeirantes está localizada no rio Bandeirantes do Norte, principal afluente da Bacia Hidrográfica do rio Pirapó, na divisa entre os municípios de Santa Fé e Nossa Senhora das Graças, no norte do estado do Paraná. O barramento tem como coordenadas geográficas $22^{\circ}58'41,68''\text{S}$ e $51^{\circ}49'58,58''\text{O}$ e a Figura 8 mostra a localização da barragem e do final do reservatório da CGH (ENERGÉTICA, 2016; IAT, 2021a).

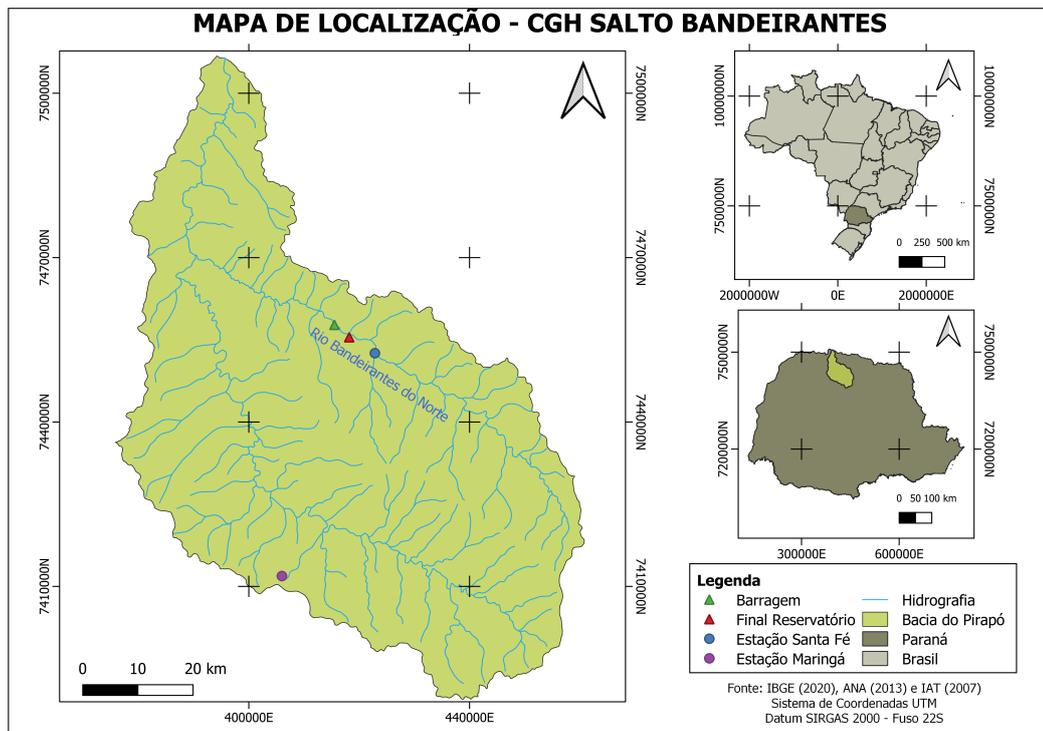


Figura 8 – Localização da CGH Salto Bandeirantes. Fonte: Elaborado pela autora.

A Central Geradora Hidrelétrica possui potência instalada de 4,2 MW com duas turbinas do tipo Francis e seu reservatório possui uma área de 67,92 ha, sendo considerado de porte muito pequeno (Tabela 2), e barragem com altura de 8,00 m (IAT, 2021a). Sua operação é de regime a fio d'água, ou seja, com regularização diária de vazão por meio da barragem (ENERGÉTICA, 2016). Segundo ANEEL (2021), seu funcionamento foi iniciado em 24 de novembro de 2016 e é operado pela Santa Fé Energética Ltda.

De acordo com Energética (2016) a bacia do rio Bandeirantes do Norte, bem como na área ao entorno do reservatório, há o predomínio de ocupação rural e tem-se, principalmente,

atividades agropecuárias e agroindustriais, incluindo culturas de milho, soja, trigo e outros cultivos, pecuária de corte e leiteira, piscicultura, além de indústrias de alimentos e do setor agrícola. Assim, é esperado um impacto negativo sobre a qualidade da água desse reservatório devido à utilização de fertilizantes químicos ricos em fósforo e nitrogênio, dejetos animais e esgotos industriais. Também à montante há solos naturalmente eutróficos e a contribuição de esgotos domésticos da bacia do Pirapó. Dessa forma, pode-se afirmar que o corpo d'água recebe aportes de carga de nutrientes e que, com o represamento, um processo de eutrofização pode ocorrer.

A Figura 9 mostra uma imagem de satélite atual com mais detalhes da localização do reservatório. Pode-se notar que existem bancos de macrófitas aquáticas especialmente em suas margens. Também há relatos da proliferação desses organismos no corpo d'água feitos pela empresa atualmente responsável por seu monitoramento.

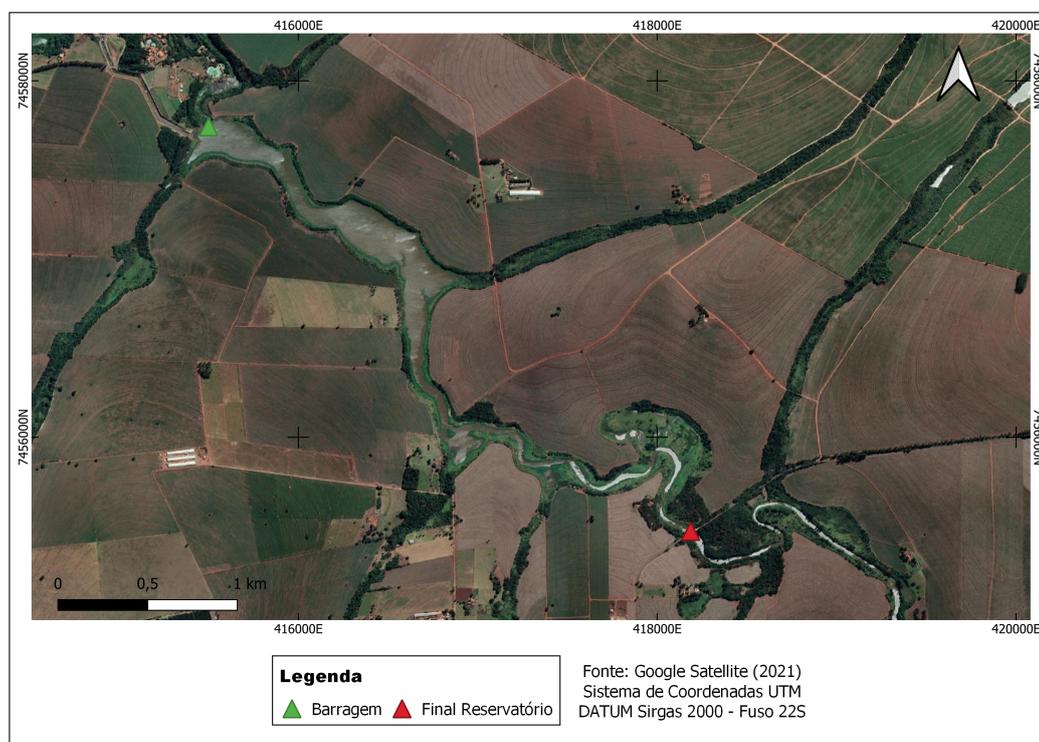


Figura 9 – Imagem de satélite do reservatório da CGH Salto Bandeirantes. Fonte: Elaborado pela autora.

Levando-se em consideração a Deliberação nº 01 do Comitê de Bacias Hidrográficas do Pirapó, Paranapanema 3 e Paranapanema 4 de 2019, o trecho do rio Bandeirantes do Norte onde o reservatório se encontra (entre o Ribeirão do Interventor e Ribeirão Araçá) é classificado como Classe 3 no enquadramento de curto prazo (2022) e Classe 2 no enquadramento de longo prazo (2030), conforme a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005; CBH-PIRAPONEMA, 2019).

Como o reservatório da CGH Salto Bandeirantes tem apresentado significativa proliferação de macrófitas aquáticas, torna-se necessário compreender melhor as causas do processo de eutrofização nesse local. Isso é imprescindível a fim de guiar as ações a

serem tomadas futuramente para evitar que tanto a qualidade da água como as turbinas geradoras de energia elétrica sejam comprometidas. Em vista disso, foi feito um diagnóstico do reservatório a partir da obtenção de seu índice de estado trófico (IET), de forma a classificar o seu grau de eutrofização. O cálculo do IET será realizado através dos resultados de simulação de concentração do nutriente limitante, tendo em vista que esse é o principal fator para o desenvolvimento de plantas aquáticas (THOMAZ; BINI, 1998). De acordo com Sperling (1996), baixas concentrações do nutriente limitante implicam em baixo crescimento populacional de plantas aquáticas e vice-versa. Dessa forma, é essencial conhecê-lo para identificar o nutriente responsável pela proliferação de macrófitas aquáticas e, posteriormente, realizar uma gestão hídrica adequada.

3.2 Construção da Curva de Permanência de Vazão

Segundo Salas e Martino (1991), a maioria dos lagos tropicais é limitado pelo fósforo. Por isso, para análise da qualidade da água do reservatório foram obtidos dados de concentração de fósforo total (P) e vazão diária da estação mais próxima do reservatório da CGH Salto Bandeirantes. Essa estação foi encontrada no site do IAT (Instituto Água e Terra), órgão que realiza seu monitoramento, com o código 64546900 (IAT, 2021b). Sua localização é no rio Bandeirantes do Norte, em Santa Fé, na latitude 23° 02' 00" e longitude 51° 45' 11", não abrangendo a área do reservatório como mostra a Figura 8. O período disponível de dados é entre os dias 27/09/2016 e 25/08/2021, correspondendo a 17 campanhas, apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 – Dados de qualidade da água obtidos para o rio Bandeirantes do Norte. Fonte: IAT (2021b).

Data da campanha	Vazão (m ³ /s)	Fósforo total (mg/L)
27/09/2016	13,77	0,100
12/12/2016	32,60	0,320
24/05/2017	25,53	0,150
27/07/2017	19,56	0,120
31/10/2017	44,87	0,800
04/12/2017	18,80	0,130
05/03/2018	30,34	0,300
03/09/2018	12,81	0,120
05/11/2018	21,10	0,100
21/03/2019	23,30	0,450
04/06/2019	19,17	0,600
21/08/2019	10,08	0,100
12/11/2019	6,95	0,110
14/05/2020	12,39	0,120
25/08/2020	13,55	0,082
08/06/2021	14,52	0,140
25/08/2021	7,33	0,140

Como a estação não se encontra no reservatório, a estratégia escolhida foi de inferir a

qualidade de sua água a partir dos dados disponíveis para o rio Bandeirantes do Norte. Para realizar posteriormente uma simulação das concentrações de fósforo total no reservatório, foi adotado o método de construir uma curva de permanência, de forma a obter os dados de entrada para o modelo que será utilizado. A curva de permanência é uma curva de frequência acumulada que mostra a probabilidade de que um evento seja excedido e, no âmbito da gestão hídrica, ela é considerada uma ferramenta importante que pode integrar os dados qualitativos e quantitativos, de modo a identificar o comportamento dos aportes de carga em um corpo d'água. Isso é possível já que com a construção dessa curva pode-se relacionar vazões com concentrações, bem como suas probabilidades de ocorrência (CUNHA; CALIJURI; MENDIONDO, 2012; FORMIGONI et al., 2011; BRITES, 2010; FERREIRA; FERNANDES; KAVISKI, 2016). Assim, essa curva irá integrar dados históricos de vazão com as concentrações e vazões disponíveis na Tabela 5, a fim de se obter os aportes de carga no reservatório e, posteriormente, calcular seu índice de estado trófico.

A primeira etapa consistiu em adquirir uma série histórica de vazão para a área de estudo. Dessa forma, foram obtidos dados diários de vazão da mesma estação em que são monitorados os parâmetros de qualidade de água. Essa série foi encontrada no Portal HydroWeb da ANA, integrante do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH), de mesmo código 64546900, com dados nos períodos de 16/08/2002 a 31/01/2016 (ANA, 2021).

Para a construção da curva de permanência de vazão para o reservatório foi necessário fazer uma correção da área de bacia de drenagem, já que a estação está localizada mais à montante da barragem. As áreas das bacias foram obtidas a partir de um modelo digital de elevação (MDE) do local, encontrado no site do Topodata (INPE), com resolução de 30 m (INPE, 2021). Assim, por meio do software QGIS 3.16.6 foram geradas as bacias de drenagem e encontradas as áreas: 1016,47 km² para a bacia onde está localizada a estação e 1218,32 km² para a barragem. Após isso, a correção foi feita a partir dos seguintes cálculos realizados para cada dia:

$$q = \frac{Q_e}{A_e} \quad (3.1)$$

$$Q = qA_r \quad (3.2)$$

Onde q é a vazão específica, Q_e é a vazão afluente à estação, A_e é a área da bacia de drenagem para a estação, Q é a vazão afluente ao reservatório e A_r a área da bacia de drenagem da barragem do reservatório. A Figura 10 mostra os dados de vazão já corrigidos, onde pode-se constatar que existem falhas nos dados nos anos de 2008, 2009, 2010 e 2015. Essas falhas em um primeiro momento foram ignoradas, sendo construída a curva de permanência para todos os dias com dados de vazão disponíveis.

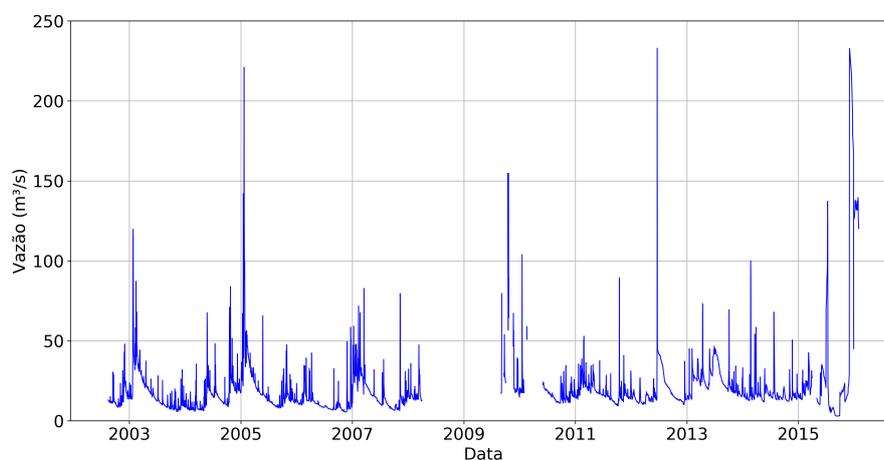


Figura 10 – Hidrograma correspondente à vazão afluyente do reservatório da CGH Salto Bandeirantes.

De posse dos dados históricos de vazão corrigidos para a bacia de interesse, fez-se a curva de permanência de vazão para o reservatório, que pode ser vista na Figura 11. Desse modo, foi possível obter para cada medição de vazão a sua permanência correspondente.

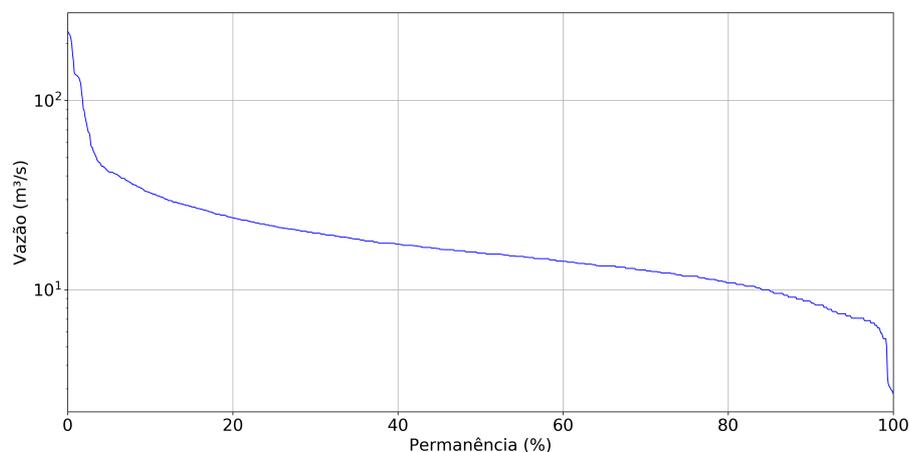


Figura 11 – Curva de permanência de vazão afluyente construída para o reservatório.

3.3 Construção da Curva de Permanência de Qualidade da Água

Nesta segunda etapa, as concentrações de fósforo total foram relacionadas com a curva de permanência de vazão construída anteriormente. Para isso, fez-se uma interpolação linear entre os dados de vazão já corrigidos apresentados na Tabela 6 e os dados de vazão da curva de permanência (Figura 11), conseguindo-se chegar em uma relação entre as vazões e, conseqüentemente, adquirindo-se as permanências das concentrações do nutriente. A Tabela 6 mostra os resultados encontrados.

Tabela 6 – Permanências obtidas para as concentrações de fósforo total a partir da interpolação linear entre vazões.

Vazão (m ³ /s)	Permanência (%)	Fósforo total (mg/L)
53,78	3,14	0,800
39,07	6,45	0,320
36,37	7,76	0,300
30,60	11,62	0,150
27,93	14,39	0,450
25,29	17,82	0,100
23,44	20,97	0,120
22,98	22,12	0,600
22,53	23,12	0,130
17,40	40,20	0,140
16,50	45,01	0,100
16,24	46,73	0,082
15,35	52,80	0,120
14,85	55,70	0,120
12,08	73,61	0,100
8,78	89,07	0,140
8,33	90,56	0,110

Com a finalidade de relacionar carga e permanência diariamente, foram calculadas as cargas de fósforo pela fórmula:

$$W = QC \quad (3.3)$$

onde W é a carga, Q a vazão afluyente e C a concentração do reservatório para cada dia. Ressalta-se que essa formulação considera que a carga está relacionada somente com os eventos hidrológicos. Dessa forma, a equação representa principalmente os aportes de fósforo total devido aos fertilizantes e dejetos animais, o que é razoável considerando que na bacia predominam atividades agropecuárias.

Como na Tabela 6 não há as permanências de 0% e 100% e suas concentrações correspondentes, elas foram acrescentadas, de forma a possibilitar a interpolação dos dados posteriormente. Para isso, foi considerado que as vazões nessas permanências são às da curva da Figura 11, correspondendo à 232,93 m³/s e 2,83 m³/s, respectivamente. Já as concentrações referentes a essas vazões foram adotadas como iguais aos eventos de magnitude mais próximos, que correspondem às permanências de 3,14% e 90,56%. A Figura 12 mostra as cargas relacionadas com suas permanências e os pontos adicionados.

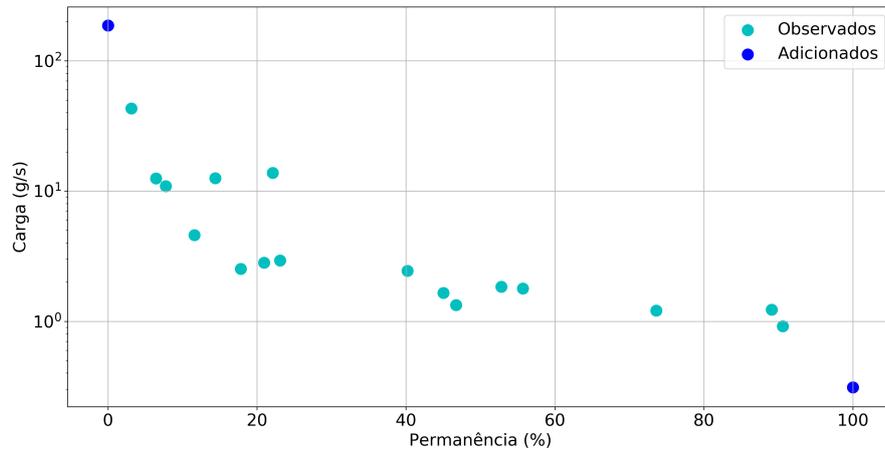


Figura 12 – Permanências encontradas das cargas de fósforo total para os dias de campanha no reservatório.

Após relacionar as cargas com as permanências para os dias de campanha, o objetivo foi obter as permanências das cargas correspondentes à série histórica de vazão. Isso foi feito da seguinte forma: em primeiro lugar, foram encontradas as permanências das vazões da série histórica fazendo suas correspondências com a curva de permanência de vazão da Figura 11. Neste processo, foram utilizados somente os dois maiores períodos disponíveis de vazão da série histórica, que são os períodos de 16/08/2002 a 31/03/2008 e 01/06/2010 a 31/03/2015; em segundo, fez-se uma interpolação linear entre as permanências obtidas para a série histórica de vazão com os pontos mostrados na Figura 12, permitindo assim construir uma série diária para a carga de fósforo total. A Figura 13 ilustra como foram feitas todas as etapas e a Figura 14 mostra o resultado final obtido.

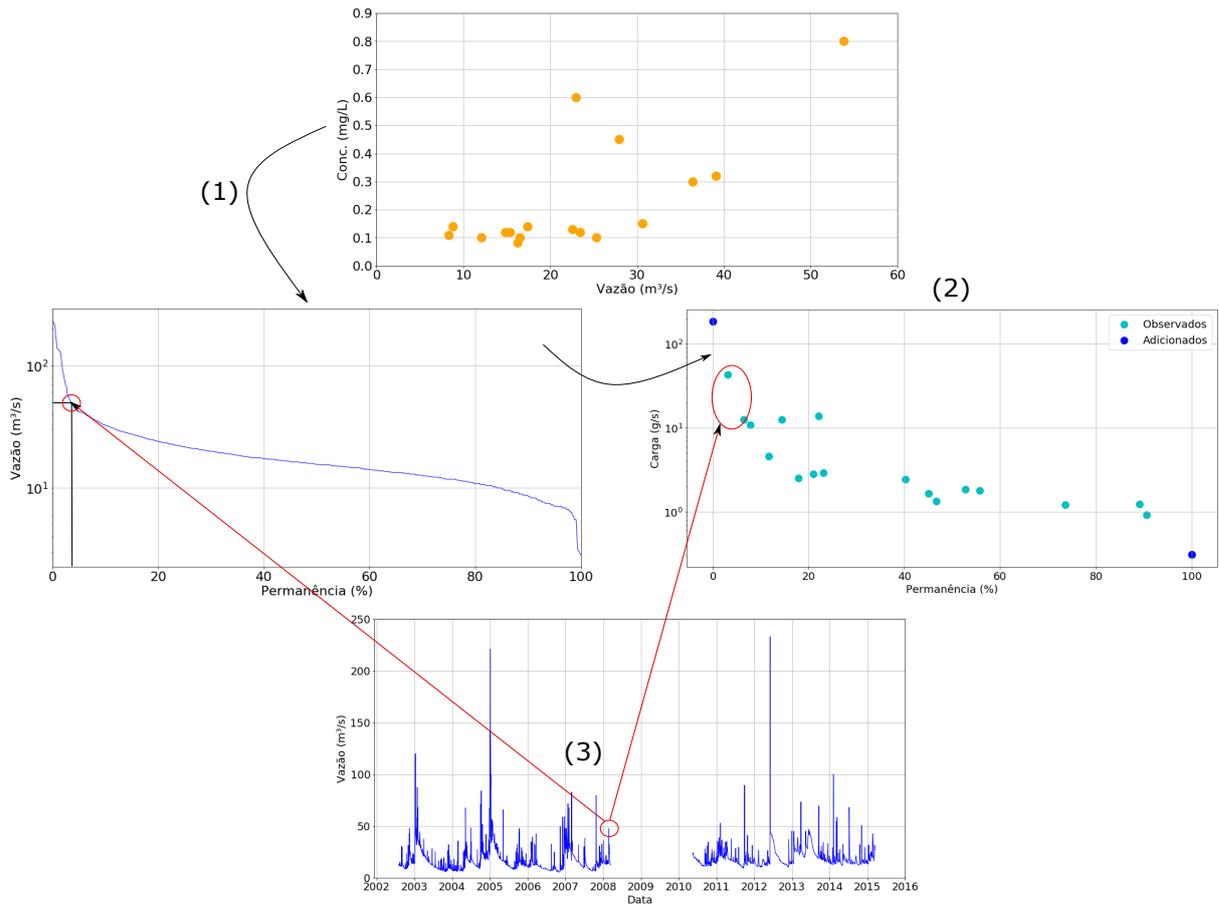


Figura 13 – Etapas de construção da curva de permanência de qualidade da água: (1) obtenção das permanências de concentração de fósforo total, (2) relação entre permanência e cargas de P e (3) aquisição da série diária de carga de fósforo total.

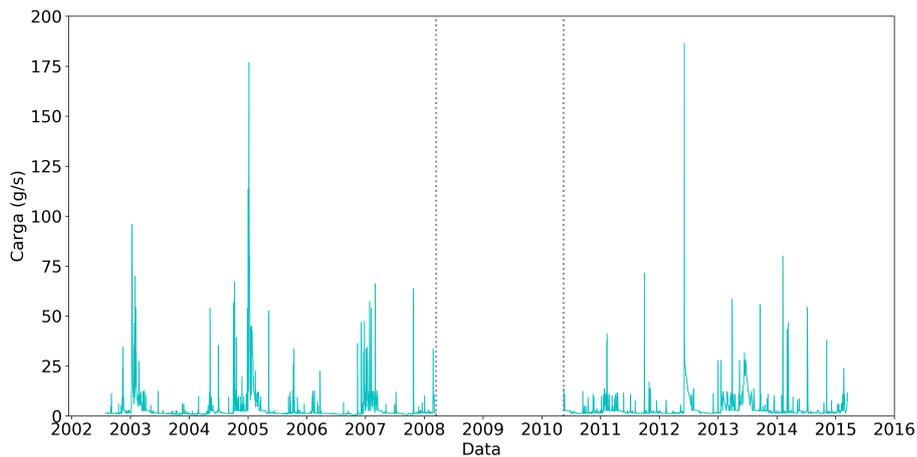


Figura 14 – Série diária de aportes de carga de fósforo total no reservatório da CGH Salto Bandeirantes.

Uma curva de permanência de carga foi construída a partir dos dados da Figura 14, de maneira que fosse possível integrar a área abaixo dessa curva e, conseqüentemente, estimar a carga média de fósforo total.

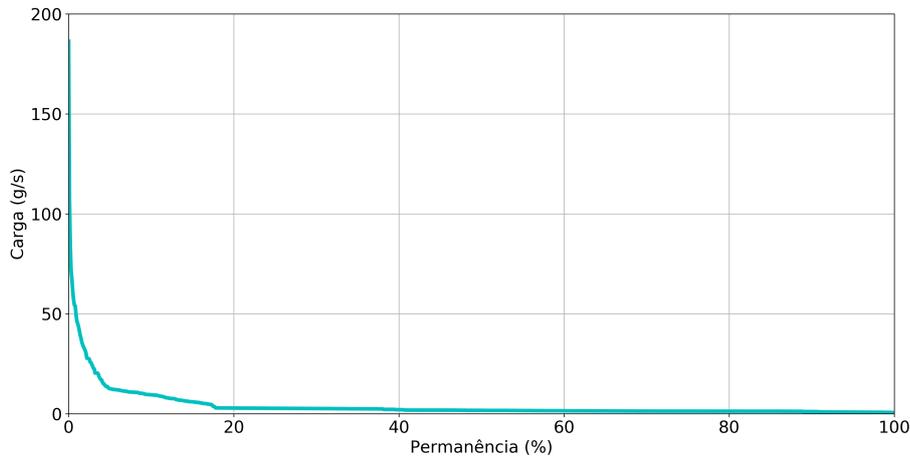


Figura 15 – Curva de permanência de aportes de carga de fósforo total no reservatório da CGH Salto Bandeirantes.

3.4 Modelagem da Concentração de Fósforo Total

Para a modelagem da concentração de fósforo total optou-se por utilizar um modelo zero-dimensional, já que o reservatório é considerado de porte pequeno. Além disso, preferiu-se a não introdução de novas variáveis que venham a aumentar as incertezas dos resultados gerados pelo modelo. Dessa forma, foi escolhido para aplicação um modelo do tipo reator de mistura completa (CSTR, sigla em inglês), que é considerado um dos modelos mais simples para modelar parâmetros de qualidade da água. Ele considera decaimento de fósforo ao longo do tempo, mistura completa desse nutriente na água e volume constante, ou seja, vazões de entrada e saída iguais. O modelo utilizado é descrito por Vollenweider et al. (1968) e foi aplicado e validado por Toné e Lima Neto (2020) para reservatórios brasileiros, como o Fiú, localizado no norte do Paraná:

$$V \frac{dP}{dt} = W - QP - kVP \quad (3.4)$$

que tem como solução analítica:

$$P = P_0 e^{-\lambda t} + \frac{W}{\lambda V} (1 - e^{-\lambda t}) \quad (3.5)$$

onde P é a concentração de fósforo total ao longo do tempo, P_0 a concentração de fósforo total inicial, V o volume, W a carga de fósforo afluyente, Q a vazão de saída do reservatório, t o tempo, k o coeficiente de decaimento de fósforo e $\lambda = k + 1/\tau$, sendo τ o tempo de residência hidráulica definido por $\tau = V/Q$.

De modo a obter uma primeira estimativa da magnitude média de P , considerou-se regime permanente:

$$P = \frac{W}{\lambda V} \quad (3.6)$$

Para esse cálculo foi feita a média da carga de fósforo total através da integração da área abaixo da curva mostrada na Figura 15 pela regra do trapézio. Como a profundidade do reservatório é desconhecida, foi feita uma estimativa considerando diferentes profundidades médias: 2 m, 4 m e 6 m, a fim de explorar distintos volumes possíveis. Esses valores foram escolhidos considerando que o reservatório possui uma barragem com 8 m de altura e uma área de 67,92 ha, a qual é considerada muito pequena, sendo esperado que essas profundidades estejam próximas do valor médio real, de acordo com a Tabela 1. Dessa forma, foram encontrados os volumes mostrados na Tabela 7.

Tabela 7 – Profundidades consideradas e seus respectivos volumes para o reservatório da CGH.

Profundidade (m)	Volume (m ³)
2	1.358.000
4	2.716.800
6	4.075.200

A fórmula para o cálculo de k foi obtida de Toné e Lima Neto (2020), que mostram a necessidade de incorporação da temperatura da água na dinâmica do fósforo para corpos d'água brasileiros e encontraram uma equação geral para o cálculo desse coeficiente, validando-o para 40 reservatórios de diferentes regiões. Sendo assim, k é função tanto do tempo de residência hidráulica (τ) como da temperatura (T), logo $k = f(\tau, T)$. Além disso, a formulação considera somente o consumo de fósforo por meio da sedimentação, com uma correção da temperatura. O k é dado por:

$$k = \frac{0,769e^{0,025T}(1,066)^{T-10}}{\sqrt{\tau}} \quad (3.7)$$

onde τ deve estar na unidade de ano e T em °C.

Para serem obtidas as concentrações de P ao longo do tempo, a equação 3.4 foi resolvida com a aplicação do método de Euler progressivo (explícito), que tem como forma geral:

$$y_{i+1} = y_i + f(x_i, y_i) \quad (3.8)$$

chegando com as devidas manipulações na solução transiente:

$$P_{i+1} = P_i + \Delta t \left(\frac{W_i - Q_i P_i}{V} - k_i P_i \right) \quad (3.9)$$

onde as concentrações devem estar na unidade de mg/L, carga de g/s, vazão de m³/s, volume de m³, k de s⁻¹ e Δt de s.

Tratando-se dos dados de entrada do modelo, as cargas e vazões de entrada são conhecidas das etapas anteriores, e os volumes utilizados estão na Tabela 7. Os valores de concentração inicial de fósforo total foram obtidos através da equação 3.6. O modelo foi aplicado diariamente com um Δt de 8640 s, correspondendo a um $dt = 0,1$ dia. Isso porque, como o reservatório é pequeno, é necessário um intervalo de tempo menor para que seja possível visualizar a resposta desse corpo hídrico às cargas de fósforo.

Com a finalidade de compreender a sensibilidade do modelo quanto suas variáveis de entrada, foram consideradas distintas configurações que interferem diretamente nos valores de reação do modelo (k), utilizando as diferentes profundidades (2, 4 e 6 m). As simulações são apresentadas na Tabela 8.

Tabela 8 – Simulações de concentração de fósforo total realizadas para o modelo tipo reator de mistura completa.

Simulação	Variação
$T_c\tau_c$	Temperatura e tempo de residência hidráulica constantes.
$T_c\tau_v$	Temperatura constante e tempo de residência hidráulica variável.
$T_v\tau_c$	Temperatura variável e tempo de residência hidráulica constante.
$T_v\tau_v$	Temperatura e tempo de residência hidráulica variáveis.

Nos cenários onde o tempo de residência hidráulica é constante, foi utilizada a média da vazão histórica para seu cálculo ($18,27 \text{ m}^3/\text{s}$). Já quando considerada a variação da residência, essa foi atualizada diariamente de acordo com a vazão para cada dia. Nas simulações em que é considerada temperatura da água constante, foi utilizada a média diária de temperatura medida para o rio, segundo a estação utilizada anteriormente, com uma média de $21,34 \text{ }^\circ\text{C}$. Enquanto que para as simulações onde se considera a variação de temperatura da água, foram obtidos dados diários de temperatura do ar de uma estação meteorológica, a fim de, posteriormente, conseguir uma série diária de temperatura da água para os períodos históricos de vazão.

As medições médias de temperatura do ar foram adquiridas do site do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia) para a estação mais próxima da barragem, sendo de cerca de 47 km, correspondendo à estação Maringá (código 83767), de latitude $-23,4^\circ$ e longitude $-51,9^\circ$ (INMET, 2021), mostrada na Figura 8. Dessa forma, a temperatura da água diária entre os anos de 2002–2008 e 2010–2015 foi estimada através da regressão linear entre os dados de temperatura do ar e da água dos dias de campanha de qualidade da água. Os valores diários são mostrados na Tabela 9.

Tabela 9 – Temperaturas médias diárias do ar e da água consideradas para o reservatório. Fonte: INMET (2021) e IAT (2021b).

Data	Temperatura do ar (°C)	Temperatura da água (°C)
27/05/2014	12,40	17,68
08/10/2015	29,10	24,00
05/07/2016	21,98	18,90
27/09/2016	22,80	20,10
12/12/2016	25,34	24,30
24/05/2017	22,48	20,30
27/07/2017	20,54	17,40
31/10/2017	22,58	17,80
04/12/2017	26,52	25,10
05/03/2018	27,30	25,60
03/09/2018	13,02	19,30
05/11/2018	23,76	25,00
21/03/2019	23,06	25,00
04/06/2019	17,70	20,00
21/08/2019	19,92	20,60
12/11/2019	25,86	25,60
14/05/2020	20,56	20,50
25/08/2020	19,96	18,50
08/06/2021	18,10	19,30
25/08/2021	28,92	22,50

A regressão é apresentada na Figura 16 e a relação entre temperatura da água e do ar obtida foi a de:

$$T_{\text{água}} = 0,4542T_{\text{ar}} + 11,308 \quad (3.10)$$

com um R^2 de 0,5128.

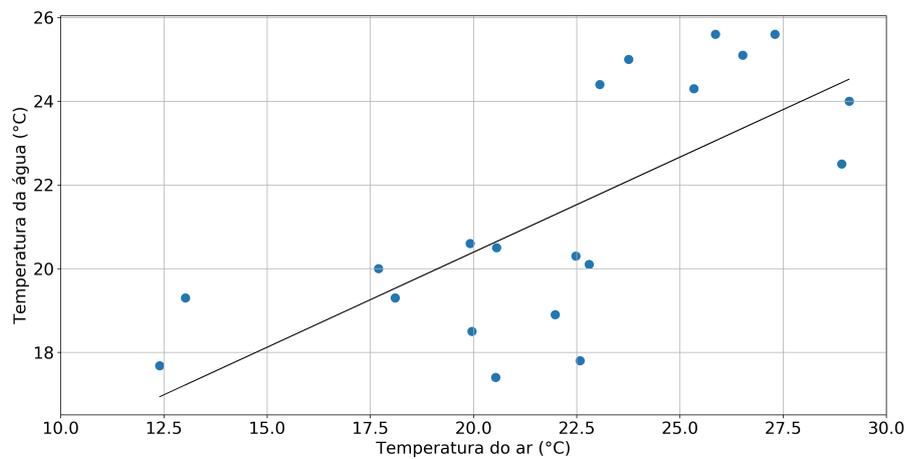


Figura 16 – Regressão linear entre as temperaturas do ar e da água.

3.4.1 Estado trófico

A análise do grau de eutrofização do reservatório foi feita através do cálculo do índice de estado trófico (IET) diário segundo a formulação de Lamparelli (2004):

$$IET(P) = 10 \left(6 - \frac{1,77 - 0,42(\ln P)}{\ln 2} \right) \quad (3.11)$$

em que IET(P) é o índice de estado trófico para fósforo total e P a concentração de fósforo total, expresso em $\mu\text{g.L}^{-1}$ (CETESB, 2019). Após isso, o estado trófico do reservatório foi classificado de acordo com a Tabela 3.

4 Resultados e Discussão

4.1 Variáveis de entrada

A obtenção da carga média de fósforo total (P) afluyente ao reservatório, a partir da integração da área abaixo da curva do gráfico que relaciona carga e permanência na Figura 15, resultou em 335 kg/dia. No caso em que a carga média é estimada por $\bar{W} = \bar{Q}\bar{C}$, com os valores da Tabela 6, chega-se no valor de 454 kg/dia. Isso indica que, considerar somente as médias das vazões e concentrações pode subestimar ou superestimar os aportes de carga no reservatório. Assim, utilizar uma curva de permanência de qualidade da água é útil a fim de encontrar valores mais verossímeis, já que considera a distribuição de frequência acumulada dos eventos.

As diferentes simulações $T_c\tau_c$, $T_c\tau_v$, $T_v\tau_c$ e $T_v\tau_v$ realizadas consideraram distintas configurações quanto ao volume do reservatório, residência hidráulica e temperatura, interferindo diretamente nos valores encontrados para o coeficiente de decaimento de fósforo (k). Dessa forma, esses parâmetros variaram de forma a alterar os resultados de concentração de P obtidos pela equação 3.9 em cada simulação, além de avaliar a sensibilidade do modelo utilizado.

Tratando-se dos valores de tempo residência hidráulica, esses demonstram o tempo em que a água se mantém no reservatório. Esse parâmetro é de suma importância por interferir na qualidade da água, já que um maior tempo de residência irá corresponder diretamente à uma maior capacidade de retenção de nutrientes no corpo hídrico, estando geralmente relacionado com o aumento do potencial de eutrofização, e vice-versa (ESTEVEZ, 1998; LAMPARELLI, 2004; TUNDISI; TUNDISI, 2008). A Figura 17 a seguir mostra os resultados obtidos para o tempo de residência hidráulica do reservatório da CGH Salto Bandeirantes nos distintos cenários com profundidade variável.

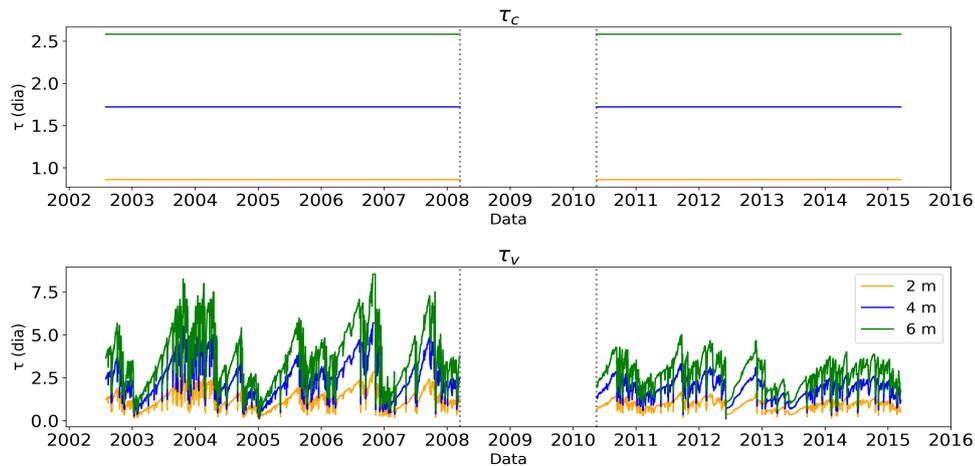


Figura 17 – Residências hidráulicas obtidas para o reservatório considerando vazões constante (τ_c) e variável (τ_v) para diferentes profundidades.

Nota-se que, quando calculado o tempo de residência hidráulica a partir do valor médio de vazão, os resultados obtidos são menores do que os para a variação de vazão, isso porque o primeiro não considera flutuações diárias. Esses valores são considerados pequenos e são encontrados em reservatórios com acentuada relação entre vazão e volume (ANA, 2020). De acordo com a classificação feita na Resolução CONAMA 357/2005, corpos d'água com tempo de residência menor do que 2 dias são classificados como ambientes lóticos, entre 2 e 40 dias como intermediários e acima de 40 dias como lênticos (BRASIL, 2005). Desse modo, percebe-se na Figura 17 que o reservatório da CGH Salto Bandeirantes pode ser categorizado como ambiente intermediário ou lótico, dependendo do cenário em questão, o que demonstra que esse reservatório tem uma baixa retenção de nutrientes. Além disso, os valores encontrados para residência variável estão mais próximos dos tempos de residência hidráulica encontrados para reservatórios brasileiros por Toné e Lima Neto (2020), já os constantes são menores. Ainda, como esperado de acordo com a fórmula de $\tau = V/Q$, os valores de residência hidráulica aumentaram diretamente com o aumento do volume. Isso mostra que o cenário com maior volume mantém por mais tempo o fósforo total represado.

O coeficiente de decaimento (k) de fósforo total corresponde aos processos que podem ocorrer com esse nutriente na água, como sedimentação e consumo de fósforo pelas macrófitas aquáticas, que auxiliam na diminuição da concentração desse no reservatório (SALAS; MARTINO, 1991; ARAÚJO; LIMA NETO; BECKER, 2019). Contudo, a formulação dada por Toné e Lima Neto (2020) considera unicamente a sedimentação. Os resultados obtidos para o coeficiente para as simulações realizadas encontram-se na Figura 18.

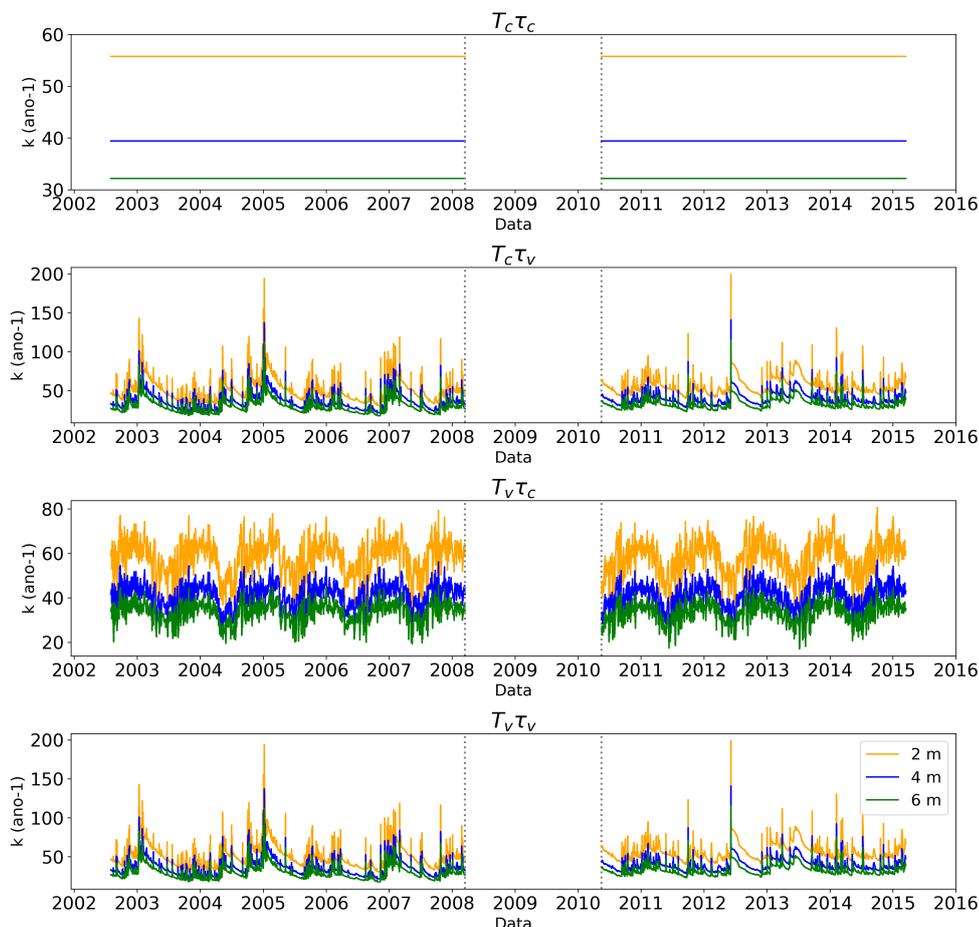


Figura 18 – Coeficientes de decaimento de fósforo total para a CGH calculados a partir da equação 3.7 para os cenários da Tabela 8 para diferentes profundidades.

Pode-se constatar que, contrariamente aos resultados para o tempo de residência hidráulica, os valores de k decresceram com o aumento da profundidade, o que está de acordo com a equação 3.7. Isso significa que no cenário de maior volume para o reservatório, irá ocorrer um decaimento de concentração de fósforo total de forma mais lenta. Entretanto, nota-se que apesar dos resultados de $T_c \tau_v$ e $T_v \tau_v$ extrapolarem em alguns dias para valores maiores que 100 ano^{-1} , na maior parte do tempo k é menor, sendo semelhantes aos obtidos nos cenários $T_c \tau_c$ e $T_v \tau_c$. Isso pode ser explicado devido ao fato de que, apesar dos tempos de residência hidráulica encontrados serem diferentes, elas são pequenas, e a temperatura média considerando os dias de campanha ($21,34 \text{ }^\circ\text{C}$) é próxima da média obtida para a série histórica através da regressão linear da equação 3.10 ($21,60 \text{ }^\circ\text{C}$). Quando comparadas as ordens de grandeza encontradas, elas se enquadram nas estimadas por Toné e Lima Neto (2020).

Entre os reservatórios brasileiros estudados por Toné e Lima Neto (2020) estão alguns com problema histórico de infestação por macrófitas aquáticas, tais como Americana e Barra Bonita, em São Paulo. Esses reservatórios possuem volumes bem superiores aos três estimados para o reservatório da CGH Salto Bandeirantes, com cerca de 100 hm^3 e

2000 hm³, respectivamente. Também possuem valores de tempo de residência hidráulica mais elevados, com aproximadamente 24 e 70 dias na média, e coeficientes de reação que variam de 29 a 3 ano⁻¹. O reservatório com maior coeficiente estudado foi o de Santana, no Rio de Janeiro, que possui um volume de 11,9 hm³ e k igual a 110 ano⁻¹.

4.2 Concentração de Fósforo e Índice de Estado Trófico

A Tabela 10 apresenta os resultados obtidos para a solução permanente e transiente, sendo que, para essa última, são apresentados os valores médios de concentração do período avaliado.

Tabela 10 – Resumo dos resultados de concentração de fósforo total para o reservatório considerando solução permanente (equação 3.6) e transiente (equação 3.9).

Simulação	H (m)	Sol. permanente (mg/L)	Sol. transiente (mg/L)
$T_c\tau_c$	2	0,1874	0,1466
$T_c\tau_v$			0,1471
$T_v\tau_c$			0,1461
$T_v\tau_v$			0,1466
$T_c\tau_c$	4	0,1788	0,1423
$T_c\tau_v$			0,1427
$T_v\tau_c$			0,1417
$T_v\tau_v$			0,1421
$T_c\tau_c$	6	0,1727	0,1395
$T_c\tau_v$			0,1397
$T_v\tau_c$			0,1388
$T_v\tau_v$			0,1390

Pode-se notar que a solução permanente é consideravelmente maior que a transiente para o fósforo total no reservatório. Isso porque a permanente não considera as variações temporais de vazão e carga, as quais podem ser menores ou maiores que as médias que foram utilizadas para seu cálculo. Como a solução encontrada ultrapassa a solução temporal, isso pode significar que a carga média estimada ultrapassa as cargas diárias ou que a vazão média está abaixo dos valores de vazão da série histórica.

Os resultados de concentração de P obtidos pela solução permanente são elevados quando comparados com os limites de concentração para ambientes intermediários (0,075 mg/L) e lóticos (0,15 mg/L) da Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005). As soluções transientes, apesar de menores do que os valores das permanentes, ultrapassam o valor de referência para corpo d'água intermediário e estão abaixo para o lótico, porém muito próximos do valor permitido. Quando contrastados os valores encontrados considerando as diferentes profundidades (H) e soluções, pode-se notar que a concentração decresce com o aumento de H. Isso ocorre em vista do aumento de volume considerado para o reservatório. Constata-se também que os resultados médios obtidos para os diferentes

cenários são muito próximos, mas, as diferenças mais expressivas acontecem entre as distintas profundidades consideradas (por exemplo, entre $T_c\tau_c$ para 2 m, 4 m e 6 m), e não quando comparados os cenários a partir de constância ou variação de temperatura e residência hidráulica (como entre $T_c\tau_c$, $T_c\tau_v$, $T_v\tau_c$ e $T_v\tau_v$ para $H = 2$ m). Uma análise mais completa pode ser feita a partir dos valores obtidos ao longo do tempo para a concentração de fósforo total no reservatório, que são mostrados na Figura 19.

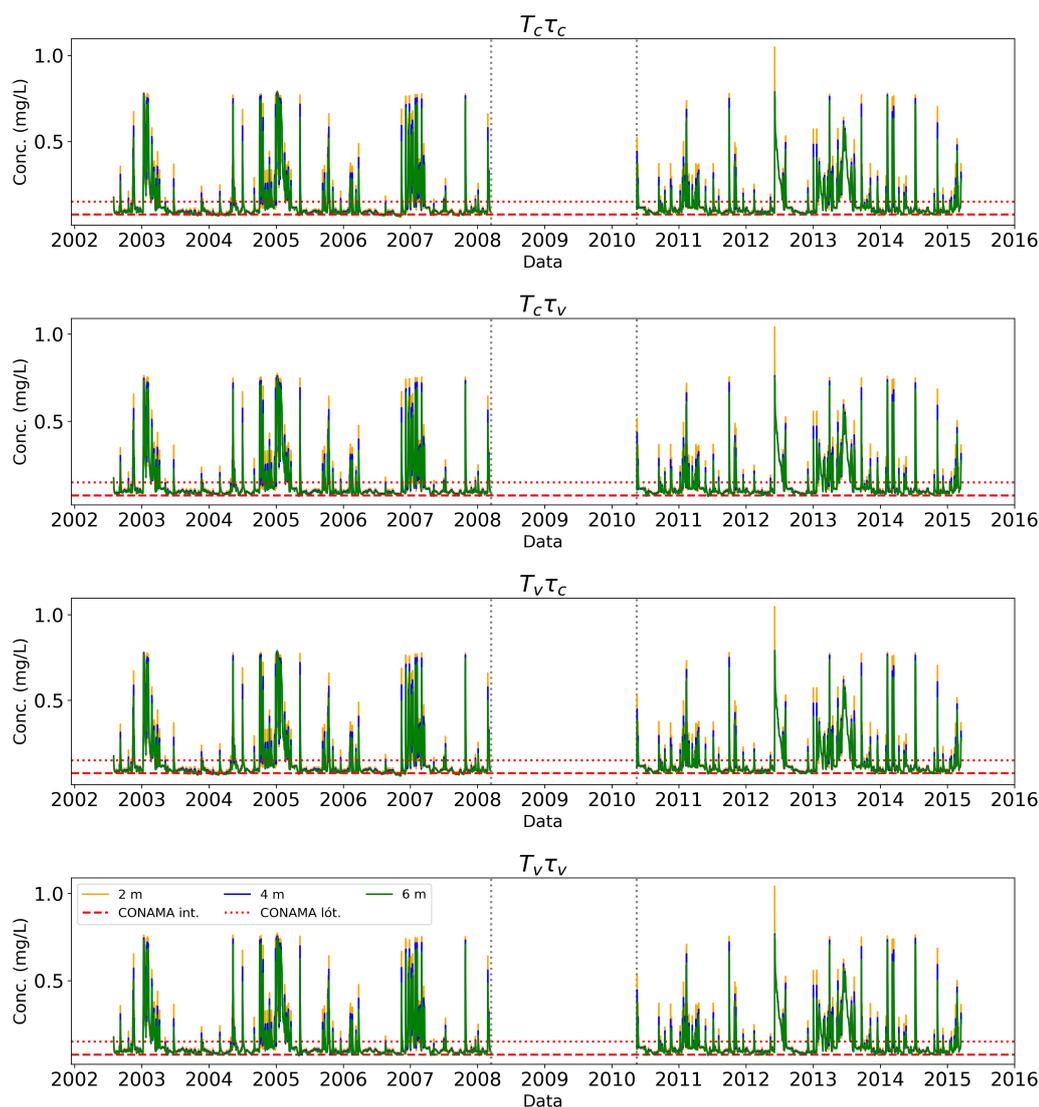


Figura 19 – Concentrações de fósforo total encontradas para a CGH Salto Bandeirantes através da equação 3.9 para as simulações da Tabela 10 para diferentes profundidades.

Pode-se perceber que ocorrem picos de concentração em vários dias, sendo o maior em torno de 1 mg/L, bem acima das médias encontradas próximas de 0,14 mg/L. Essas maiores concentrações estão relacionadas a maiores aportes de carga e vazão afluentes ao represamento. Além disso, pode-se notar que as concentrações de fósforo total permanecem, praticamente em todo o tempo, acima do limite da CONAMA 357/2005 para ambiente

intermediário e é ultrapassado em vários dias o valor de referência para ambiente lótico. Também, novamente, para as quatro simulações realizadas, os resultados são muito semelhantes e a maior distinção entre as concentrações encontradas ocorrem entre as possíveis profundidades estipuladas para o reservatório e, conseqüentemente, entre os volumes. Isso demonstra que o reservatório da CGH possui um tempo residência hidráulica muito baixo, de tal forma que retém por pouco tempo o fósforo total, e que o coeficiente de decaimento é insuficiente para realizar uma remoção do nutriente de maneira a diminuí-lo consideravelmente no corpo d'água. Assim, há uma pequena interferência desses parâmetros nas respostas do reservatório aos aportes de carga. Ainda que a área e o volume dessa represa sejam muito diminutos, mostram-se como mais influentes no amortecimento das concentrações de P, contribuindo com a sua diluição. Portanto, os principais fatores que governam a modelagem de fósforo para esse reservatório, assumindo as premissas adotadas no modelo e nas simulações, além das cargas afluentes elevadas, são as suas próprias características geométricas.

Com o propósito de avaliar a probabilidade de ocorrência das diferentes magnitudes de concentração de fósforo total no reservatório, foi calculada a sua distribuição acumulada de frequência por meio da simulação com menores valores, sendo essa a $T_v\tau_c$, que considera temperatura variável e tempo de residência hidráulica constante para os três volumes. Dessa forma, pode-se inferir para os demais cenários um resultado próximo ou um pouco mais pessimista do que o apresentado na Figura 20.

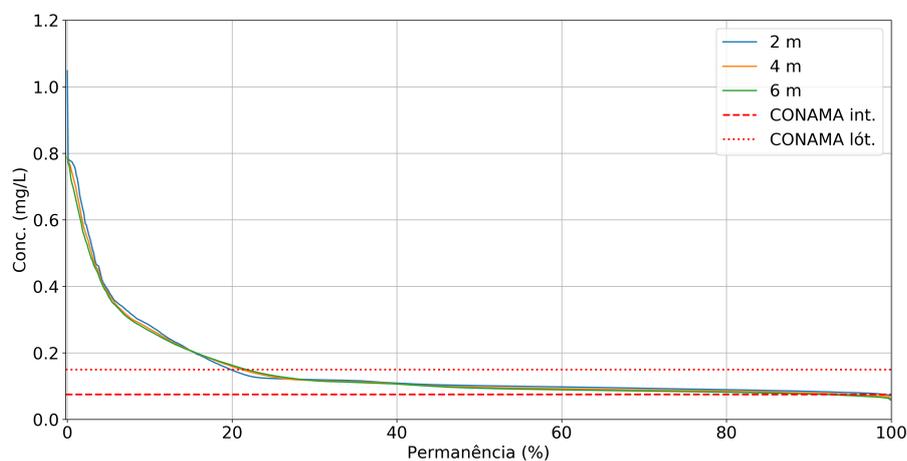


Figura 20 – Curva de distribuição de frequência acumulada de concentração de P para o cenário $T_v\tau_c$ para diferentes profundidades.

Pode-se observar que as maiores concentrações ocorrem nas menores permanências de forma que as elevadas concentrações, perto de 1 mg/L, possuem uma tendência de ocorrer com pouquíssima frequência. Também, verifica-se que em quase 100% do tempo as concentrações encontram-se superiores à 0,075 mg/L, enquanto que a concentração de 0,15 mg/L é excedida em cerca de 20% dos dias. Sendo assim, o corpo d'água, se considerado como ambiente intermediário, não respeita a Classe 3. Já quando classificado como lótico,

obedece na maioria dos dias seu enquadramento.

A fim de analisar o grau de eutrofização do reservatório, optou-se por calcular o índice de estado trófico (IET) da simulação a partir das concentrações de fósforo total de $T_v\tau_c$ considerando os diferentes H's, sendo mostrada sua variação temporal na Figura 21.

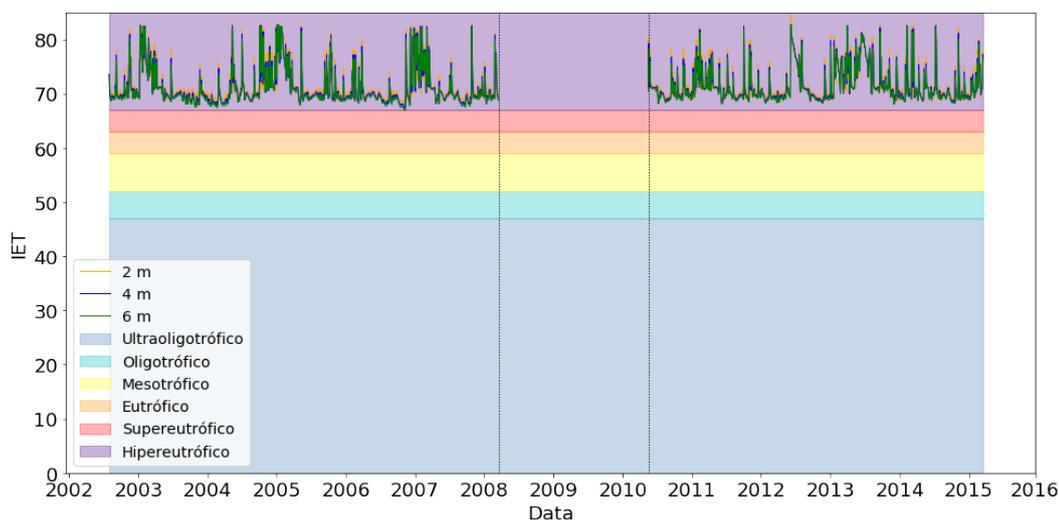


Figura 21 – Índice de estado trófico calculado através da equação 3.11 para o cenário $T_v\tau_c$ para diferentes profundidades.

A Figura 21 mostra que em todo o período analisado o reservatório é considerado como hipereutrófico para os três volumes avaliados, ou seja, com $IET > 67$, de acordo com a Tabela 3. Desse modo, esse corpo d'água é classificado com o maior estágio de eutrofização, por conta das elevadas concentrações de fósforo total (LAMPARELLI, 2004). Portanto, o reservatório da CGH Salto Bandeirantes possui grande tendência à acentuada produtividade primária, com grande disponibilidade de P e, conseqüentemente, predisposição à proliferação de macrófitas aquáticas, partindo-se das premissas adotadas na modelagem. Contudo, ressalta-se que a preferência por altas concentrações de nutrientes varia conforme a espécie, segundo suas singularidades na aquisição dos nutrientes e formas de vida (THOMAZ; BINI, 1998; CAVENAGHI et al., 2003; CAMARGO; PEZZATO; HENRY-SILVA, 2003). Também, pode-se notar que, mesmo com pouca diferença nos valores encontrados, o IET é maior para o caso do reservatório com profundidade de 2 m, o que está de acordo com Thomaz e Bini (1998), Bini et al. (1999), Thomaz e Bini (2003) e Pompêo (2008), que afirmam que reservatórios rasos possuem maior probabilidade à eutrofização. Para analisar as frequências encontradas para os índices de estado trófico diários no corpo d'água estudado, fez-se uma outra curva de distribuição acumulada na Figura 22.

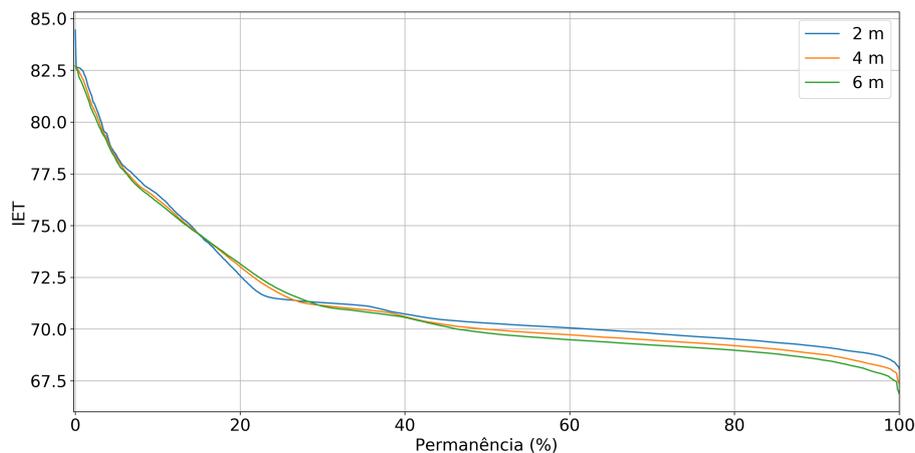


Figura 22 – Curva de distribuição de frequência acumulada do índice de estado trófico para o cenário $T_v \tau_c$ para diferentes profundidades.

A curva de distribuição de frequência acumulada do IET do reservatório segue a mesma tendência da curva de concentração, isso porque esse índice é diretamente dependente desse parâmetro. Dessa forma, os maiores valores desse índice possuem uma menor probabilidade de ocorrência. Percebe-se também que, mesmo na permanência máxima, o reservatório continua tendo um IET acima de 67 e é classificado como hipereutrófico. Isso reitera que o reservatório da CGH, segundo as simulações realizadas, possui um potencial para a proliferação de plantas aquáticas.

4.3 Implicações no controle de macrófitas aquáticas

Nas condições admitidas para a modelagem de fósforo total, como o índice de estado trófico indica que o reservatório da Central Geradora Hidrelétrica Salto Bandeirantes é classificado como hipereutrófico, devem ser consideradas ações com o propósito de controlar a eutrofização. Isso porque, caso as macrófitas aquáticas sejam transportadas até as turbinas, elas podem ser comprometidas e prejudicar a geração de energia elétrica (THOMAZ; BINI, 1998; MARCONDES; MUSTAFÁ; TANAKA, 2003; STRAŠKRABRA; TUNDISI, 2013). O controle dessas plantas pode ser realizado de forma a impedir a eutrofização contínua do reservatório, realizando uma gestão da bacia hidrográfica, ou adotar medidas diretas, sobre esses organismos, com o emprego de técnicas de manejo físicas, químicas ou biológicas (POMPÊO, 2008; MOURA; FRANCO; MATALLO, 2009; POMPÊO, 2017).

A gestão do corpo hídrico auxiliaria de forma a diminuir os aportes de carga afluentes ao reservatório, atuando diretamente na causa da proliferação de macrófitas aquáticas. Entre as principais medidas que podem ser adotadas, considerando as atividades desenvolvidas próximas ao reservatório da CGH, estão a redução do uso de fertilizantes agrícolas e aumento do índice de tratamento de esgoto doméstico e industrial. Também é de suma

importância o monitoramento ambiental contínuo do local, a fim de se ter um diagnóstico completo da qualidade da água do reservatório. Nesse contexto, ele auxiliaria na verificação da necessidade de empregar um controle direto sobre as plantas aquáticas, ou seja, se de fato a densidade de macrófitas presente no reservatório viria a prejudicar as turbinas da CGH. Caso confirmado, esse estudo mais aprofundado, com informações como a extensão do banco dessas plantas, as espécies de macrófitas aquáticas existentes no corpo d'água e a identificação de áreas mais rasas no reservatório, pode indicar qual o método mais eficaz e ao mesmo tempo menos oneroso para o reservatório. Nesse sentido, podem ser feitas algumas ponderações com base na literatura, considerando que a utilização de uma estratégia direta seja indispensável. Como o controle químico ainda é pouco utilizado no Brasil e há pouco conhecimento de seus efeitos na água, poderia se cogitar a adoção do controle físico ou biológico (THOMAZ, 2002; AGOSTINHO; GOMES; JR., 2003).

Quanto ao controle físico, há diversos relatos de sua utilização em reservatórios brasileiros. Na Usina Hidrelétrica de Jupia, localizada na divisa entre São Paulo e Rio Grande do Sul, destacam-se equipamentos como limpa-grades, comporta com lâminas de aço, além de colheitadeira (MARCONDES; MUSTAFÁ; TANAKA, 2003). Na UHE de Americana, em São Paulo, foram utilizados barcos coletores, trator e esteiras. Já nos reservatórios de Guarapiranga e Billings, localizados também no mesmo estado, as plantas encontradas em locais de maior acesso foram removidas de forma manual, enquanto que em áreas mais afastadas das margens empregou-se o guindaste. A escolha entre a técnica manual ou mecânica, bem como as ferramentas e equipamentos a serem utilizados, depende principalmente do tamanho da área afetada e das espécies (MARCONDES et al., 2002; MOURA; FRANCO; MATALLO, 2009). Para o biológico, deve-se evitar problemas com introdução de espécies exóticas, sendo uma possibilidade a utilização de uma espécie nativa como o pacu (*Piaractus mesopotamicus*). Esse peixe foi utilizado satisfatoriamente para controle de macrófitas submersas na Usina de Jupia (MIYAZAKI; PITELLI, 2003). Contudo, é importante realizar um estudo da biodiversidade do corpo d'água para não ser gerado um desequilíbrio ecológico (POMPÊO, 2017).

5 Conclusão

A obtenção dos aportes de carga de fósforo total para o reservatório da CGH Saltos Bandeirantes se deu a partir da construção de uma curva de permanência de qualidade da água. Essa estratégia foi adotada por levar em conta a distribuição acumulada de frequência de concentração, relacionando a probabilidade de excedência de cada evento para o reservatório, contrastando com a carga média calculada através de $\overline{W} = \overline{QC}$, que pode subestimar ou superestimar os valores de carga de fósforo para o corpo d'água. De fato, o valor encontrado admitindo vazão e concentração médias foi maior (454 kg/dia) do que quando calculado a partir da permanência dos dados (335 kg/dia).

Através das simulações realizadas para os cenários $T_c\tau_c$, $T_c\tau_v$, $T_v\tau_c$ e $T_v\tau_v$ com profundidades de 2 m, 4 m e 6 m avaliadas para o reservatório, notou-se uma diferença significativa entre a solução permanente e solução transiente média, devido ao fato de que a primeira não considera a variação de concentração temporal de fósforo total, logo, não considera as flutuações de vazão e carga afluentes, de maneira que foram obtidos valores superiores. Analisando-se a resposta temporal do reservatório aos aportes de carga, considerando que os valores de residência hidráulica obtidos classificam o reservatório ora como ambiente intermediário e ora como lótico, as concentrações encontradas ultrapassam a referência para ambiente intermediário praticamente em todo o tempo, enquanto que para lótico é excedido somente em cerca de 20%. Isso indica que para o enquadramento de longo prazo (2030) em Classe 2, serão necessárias medidas na bacia hidrográfica a fim de atendê-lo.

Contrastando-se as respostas médias transientes com as obtidas ao longo do tempo, para as distintas configurações consideradas, elas mostraram-se mais semelhantes entre as simulações $T_c\tau_c$, $T_v\tau_c$, $T_v\tau_c$ e $T_v\tau_v$ do que se avaliada pelas diferenças de profundidade e, conseqüentemente, de volumes. Isso demonstra que o reservatório possui uma baixa residência hidráulica, fazendo com que ele retenha pouco fósforo total e que os coeficientes de decaimento de fósforo total encontrados não são suficientes para aumentar de forma considerável a remoção do nutriente no corpo d'água. Dessa maneira, o volume mostrou-se mais influente na diminuição da concentração de P no reservatório da CGH Salto Bandeirantes, auxiliando na sua diluição nesse corpo d'água.

Os índices de estado trófico diários obtidos para o cenário com menores concentrações de fósforo total mostraram-se elevados de maneira a classificar o reservatório como hipereutrófico em todo o tempo, embora os valores extremos de concentração ocorram com baixa frequência. Isso demonstra que, conforme as premissas adotadas na modelagem do nutriente limitante no corpo hídrico, o reservatório possui acentuada disponibilidade de P e possui capacidade de desenvolver proliferação de macrófitas aquáticas. Nas simulações realizadas, a eutrofização mostra-se como consequência das acentuadas cargas afluentes de fósforo total combinadas com a pouca profundidade do reservatório e a sua diminuta

área. Portanto, pode-se concluir que reservatórios pequenos, como os de centrais geradoras hidrelétricas, podem causar um considerável impacto na qualidade da água de uma bacia hidrográfica.

Sabendo-se do potencial encontrado a partir do índice de estado trófico e relatado para a proliferação de macrófitas aquáticas no reservatório da Central Geradora Hidrelétrica Salto Bandeirantes, é recomendado um estudo mais aprofundado no local, realizando um levantamento florístico, dimensionamento dos bancos de macrófitas aquáticas existentes e identificação de áreas críticas por batimetria. Isso é imprescindível para compreender melhor os impactos desses organismos sobre o corpo d'água e na geração de energia elétrica. Após um diagnóstico preciso, poderão ser adotadas medidas de maneira a atuar preventivamente no problema, realizando uma gestão da bacia hidrográfica e/ou no emprego de medidas de manejo diretas sobre essas plantas, caso seja identificada a necessidade.

A utilização de um modelo simples, atrelado à uma curva de permanência de qualidade da água, para simulação de fósforo total mostrou-se como uma ferramenta útil para uma análise prévia do corpo hídrico, considerando os dados escassos do reservatório de pequeno porte. Como estudos futuros é sugerido que, além de um estudo mais completo da região, seja ampliada a revisão bibliográfica a fim de compreender a utilização de modelos simples, como o reator de mistura completa (CSTR) utilizado neste trabalho, para pequenos reservatórios. Isso é importante já que é admitido somente um coeficiente de decaimento de fósforo, que varia apenas com os parâmetros de residência hidráulica e temperatura, não considerando a taxa de crescimento de macrófitas aquáticas, por exemplo. Por isso, é necessária a investigação se o coeficiente de decaimento de fósforo (k) adotado é de fato coerente, haja vista que ele é muito simplificado e influencia diretamente nos resultados obtidos para a concentração de fósforo total no corpo d'água.

Referências

- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; JR., H. F. J. Relações entre macrófitas e fauna de peixes. *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. Maringá: Eduem*, p. 261–280, 2003.
- AGOSTINHO, A. A. et al. *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. [S.l.]: UEM, 2007.
- ALBRIGHT, T. P.; ODE, D. J. Monitoring the dynamics of an invasive emergent macrophyte community using operational remote sensing data. *Hydrobiologia*, Springer, v. 661, n. 1, p. 469–474, 2011.
- ANA. *Qualidade da Água em Reservatórios*. 2020. Disponível em: <<https://capacitacao.ana.gov.br/conhecerh/handle/ana/2205>>. Acessado em: 15 nov. 2021.
- ANA. *Portal HidroWeb*. 2021. Disponível em: <<https://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>>. Acessado em: 05 ago. 2021.
- ANEEL. Resolução Normativa nº 673, de 4 de agosto de 2015. *Diário Oficial da União*, p. 118, 2015.
- ANEEL. Resolução Normativa nº 875, de 10 de março de 2020. *Diário Oficial da União*, p. 60, 2020.
- ANEEL. Sistema de Geração de Informações - Capacidade de Geração do Brasil. 2021.
- ANTUNIASSI, U. R.; VELINI, E. D.; MARTINS, D. Remoção mecânica de plantas aquáticas: análise econômica e operacional. *Planta Daninha*, v. 20, n. SPE, p. 35–43, 2002.
- 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*, 2019.
- BELGERS, J. D. M. et al. Effects of the herbicide 2, 4-d on the growth of nine aquatic macrophytes. *Aquatic Botany*, Elsevier, v. 86, n. 3, p. 260–268, 2007.
- BERMANN, C. Impasses e controvérsias da hidreletricidade. *Estudos avançados*, São Paulo, p. 139–153, 2007.
- BINI, L. M. et al. Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir, Brazil. *Hydrobiologia*, Springer, v. 415, p. 147–154, 1999.
- BIUDES, J. F. V.; CAMARGO, A. F. M. Estudos dos fatores limitantes à produção primária por macrófitas aquáticas no Brasil. *Oecologia Brasiliensis*, Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro (UNIRIO), v. 12, n. 1, p. 2, 2008.
- BORNETTE, G.; PUIJALON, S. *Macrophytes: ecology of aquatic plants. eLS*, Wiley Online Library, 2009.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 357. *Diário Oficial da União*, p. 1–23, 2005.

- BRAVIN, L. F. N. et al. Desenvolvimento de equipamento para controle mecânico de plantas aquáticas na UHE de Americana - SP. *Planta Daninha*, v. 23, p. 263–267, 2005.
- BRITES, A. P. Z. *Enquadramento dos corpos de água através de metas progressivas: probabilidade de ocorrência e custos de despoluição hídrica*. Tese (Doutorado) — Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2010.
- BROOKER, M.; EDWARDS, R. Aquatic herbicides and the control of water weeds. *Water Research*, Elsevier, v. 9, n. 1, p. 1–15, 1975.
- CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, M. M.; HENRY-SILVA, G. G. Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. Maringá: Eduem*, p. 59–83, 2003.
- CARDOSO, L. R.; MARTINS, D.; TERRA, M. A. Sensibilidade a herbicidas de acessos de aguapé coletados em reservatórios do Estado de São Paulo. *Planta Daninha*, v. 21, n. SPE, p. 61–67, 2003.
- CARDOSO-SILVA, S. et al. Compartimentalização e qualidade da água: o caso da Represa Billings. *Bioikos*, v. 28, n. 1, p. 31–43, 2014.
- CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes 1. *Limnology and oceanography*, Wiley Online Library, v. 22, n. 2, p. 361–369, 1977.
- CAVENAGHI, A. L. et al. Caracterização da qualidade de água e sedimento relacionados com a ocorrência de plantas aquáticas em cinco reservatórios da bacia do rio Tietê. *Planta Daninha*, v. 21, n. SPE, p. 43–52, 2003.
- CBH-PIRAPONEMA. *Deliberação nº 01 de 17 de dezembro de 2019*. 2019. Disponível em: <http://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos_restritos/files/documento/2020-05/deliberacao_n_1_2019_enquadramento.pdf>. Acessado em: 10 out. 2021.
- CETESB. *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo*. 2019. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>>. Acessado em: 15 jul. 2021.
- CHAPRA, S. C. *Surface water-quality modeling*. [S.l.]: McGraw-Hill, 1997.
- COSTA, N. et al. Controle químico de plantas daninhas aquáticas: *Alternanthera philoxeroides*, *Enhydra anagallis* e *Pycnus decumbens*. *Planta Daninha*, v. 23, p. 335–342, 2005.
- COSTA, N. et al. pH foliar e deposição de gotas de pulverização em plantas daninhas aquáticas: *Brachiaria mutica*, *Brachiaria subquadripara* e *Panicum repens*. *Planta Daninha*, v. 23, p. 295–304, 2005.
- COX, B. A review of currently available in-stream water-quality models and their applicability for simulating dissolved oxygen in lowland rivers. *Science of the Total Environment*, Elsevier, v. 314, p. 335–377, 2003.
- CRUZ, R. F. d. *Impactos de pequenas centrais hidrelétricas com diferentes arranjos na Bacia do Alto São Lourenço*. Tese (Doutorado) — Universidade Federal de Mato Grosso, 2008.

- CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. d. C.; MENDIONDO, E. M. Integração entre curvas de permanência de quantidade e qualidade da água como uma ferramenta para a gestão eficiente dos recursos hídricos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 17, p. 369–376, 2012.
- ENERGÉTICA, S. F. Relatório Ambiental Simplificado - PCH Salto Bandeirantes. 2016.
- EPE. *Plano Decenal de Energia 2026*. 2017. Disponível em: <<https://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/Plano-Decenal-de-Expansao-de-Energia-2026>>. Acessado em: 20 jul. 2021.
- EPE. *Balanco Energético Nacional - Relatório Síntese*. 2021. Disponível em: <<https://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/balanco-energetico-nacional-2021>>. Acessado em: 15 jul. 2021.
- EPE. *Plano Decenal de Energia 2030*. 2021. Disponível em: <<https://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/plano-decenal-de-expansao-de-energia-2030>>. Acessado em: 20 jul. 2021.
- ESTEVES, F. de A. *Fundamentos de limnologia*. [S.l.]: Interciência, 1998.
- FERREIRA, D. M.; FERNANDES, C. V. S.; KAVISKI, E. Curvas de permanência de qualidade da água como subsídio para o enquadramento de corpos d'água a partir de modelagem matemática em regime não permanente. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 21, p. 479–492, 2016.
- FORMIGONI, Y. et al. Análise crítica da curva de permanência de qualidade da água com base em dados históricos. *Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, v. 19, 2011.
- FRAGA, R. F.; ROCHA, S. M.; LIMA NETO, I. E. Impact of flow conditions on coliform dynamics in an urban lake in the brazilian semiarid. *Urban Water Journal*, Taylor & Francis, v. 17, n. 1, p. 43–53, 2020.
- GIBBONS, M. V.; GIBBONS, H. L.; SYTSMA, M. D. *A citizen's manual for developing integrated aquatic vegetation management plans*. [S.l.]: Washington State Department of Ecology, 1994.
- HENARES, M. et al. Eficácia do diquat no controle de *Hydrilla verticillata*, *Egeria densa* e *Egeria najas* e toxicidade aguda para o guaru (*Phallocerus caudimaculatus*), em condições de laboratório. *Planta Daninha*, v. 29, p. 279–285, 2011.
- IAT. Licença de Operação 34.656, emitida em 03 de maio de 2021. 2021.
- IAT. *Sistema de Informações Hidrológicas*. 2021. Disponível em: <<http://www.iat.pr.gov.br/Pagina/Sistema-de-Informacoes-Hidrologicas>>. Acessado em: 02 ago. 2021.
- IFAS. *Plant Directory - Center for Aquatic and Invasive Plants*. 2021. Disponível em: <<https://plants.ifas.ufl.edu/plant-directory/>>. Acessado em: 25 jul. 2021.
- INMET. *Catálogo de Estações Convencionais*. 2021. Disponível em: <<https://portal.inmet.gov.br/paginas/catalogoman>>. Acessado em: 23 nov. 2021.
- INPE. *Mapa Índice Topodata*. 2021. Disponível em: <<http://www.webmapit.com.br/inpe/topodata/>>. Acessado em: 05 ago. 2021.

- KLIEMANN, B. C. K.; DELARIVA, R. L. Pequenas centrais hidrelétricas: cenários e perspectivas no estado do Paraná. *Ciência e Natura*, Universidade Federal de Santa Maria, v. 37, n. 3, p. 274–283, 2015.
- LAMPARELLI, M. C. *Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento*. Tese (Doutorado) — Universidade de São Paulo, 2004.
- MADSEN, J. D. Advantages and disadvantages of aquatic plant management techniques. U.S. Army Engineer Research and Development Center, 2000.
- MADSEN, J. D.; WERSAL, R. M. A review of aquatic plant monitoring and assessment methods. *Journal of Aquatic Plant Management*, v. 55, n. 1, p. 1–12, 2017.
- MARCONDES, D. A. S.; MUSTAFÁ, A. L.; TANAKA, R. H. Estudos para manejo integrado de plantas aquáticas no reservatório de Jupia. *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. Maringá: Eduem*, p. 299–315, 2003.
- MARCONDES, D. A. S. et al. Eficiência de fluridone no controle de plantas aquáticas submersas e efeitos sobre algumas características ambientais. *Planta Daninha*, v. 20, n. SPE, p. 63–71, 2002.
- MIYAZAKI, D. M. Y.; PITELLI, R. A. Estudo do potencial do pacu (*Piaractus mesopotamicus*) como agente de controle biológico de *Egeria densa*, *E. najas* e *Ceratophyllum demersum*. *Planta Daninha*, v. 21, n. spe, p. 53–59, 2003.
- MORMUL, R. P. et al. Aquatic macrophytes in the large, sub-tropical Itaipu Reservoir, Brazil. *Revista de biologia tropical*, v. 58, n. 4, p. 1437–1451, 2010.
- MOURA, M. A. M.; FRANCO, D. A. S.; MATALLO, M. Manejo integrado de macrófitas aquáticas. *Biológico*, p. 77–82, 2009.
- NEGRISOLI, E. et al. Estudo da degradação da biomassa de três espécies de plantas aquáticas no reservatório da UHE de Americana-SP. *Planta Daninha*, v. 24, n. 2, p. 221–227, 2006.
- PEREIRA, S. A. et al. Aquatic macrophytes as indicators of water quality in subtropical shallow lakes, Southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 24, n. 1, p. 52–63, 2012.
- PINTILIE, S. et al. Modelling and simulation of heavy metals transport in water and sediments. *Environmental Engineering & Management Journal*, v. 6, n. 2, 2007.
- POMPÊO, M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. *Oecologia brasiliensis*, Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro (UNIRIO), v. 12, n. 3, p. 5, 2008.
- POMPÊO, M. *Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais brasileiros*. [S.l.]: São Paulo: Instituto de Biociências da USP, 2017. v. 1.
- POWO. 2021. Disponível em: <<http://www.plantsoftheworldonline.org/>>. Acessado em: 25 jul. 2021.
- ROCHA, M. d. J. D.; LIMA NETO, I. E. Modeling flow-related phosphorus inputs to tropical semiarid reservoirs. *Journal of Environmental Management*, Elsevier, v. 295, p. 113–123, 2021.

- SALAS, H. J.; MARTINO, P. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. *Water research*, Elsevier, v. 25, n. 3, p. 341–350, 1991.
- SLAUGHTER, A. et al. A management-oriented water quality model for data scarce catchments. *Environmental modelling & software*, Elsevier, v. 97, p. 93–111, 2017.
- SPERLING, M. V. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. [S.l.]: Editora UFMG, 1996. v. 1.
- STRAŠKRABRA, M.; TUNDISI, J. G. *Gerenciamento da qualidade da água de represas: diretrizes para gerenciamento de lagos*. [S.l.]: Oficina de Textos, 2013.
- THOMAZ, S. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. *Planta Daninha*, v. 20, n. SPE, p. 21–33, 2002.
- THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios*. Associação Brasileira de Limnologia, 1998.
- THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. [S.l.]: EDUEM, 2003.
- THOMAZ, S. M.; BINI, L. M.; PAGIORO, T. A. Macrófitas aquáticas em Itaipu: ecologia e perspectivas para o manejo. *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. Maringá: Eduem*, p. 319–341, 2003.
- THOMAZ, S. M. et al. Effects of phosphorus and nitrogen amendments on the growth of *Egeria najas*. *Aquatic Botany*, Elsevier, v. 86, n. 2, p. 191–196, 2007.
- THOMAZ, S. M. et al. Effect of reservoir drawdown on biomass of three species of aquatic macrophytes in a large sub-tropical reservoir (Itaipu, Brazil). *Hydrobiologia*, Springer, v. 570, n. 1, p. 53–59, 2006.
- TOLEDO, A. et al. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. [S.l.: s.n.], 1983. v. 12, p. 1–34.
- TONÉ, A. J. A.; LIMA NETO, I. E. Modelagem simplificada do fósforo total em lagos e reservatórios brasileiros. *Revista Dae*, v. 67, n. 221, p. 142–156, 2020.
- TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. *Limnologia*. [S.l.]: Oficina de Textos, 2008.
- VELINI, E. D. et al. Avaliação operacional do controle mecânico de plantas aquáticas imersas no reservatório de Jupia. *Planta Daninha*, v. 23, n. 2, p. 277–285, 2005.
- VOLLENWEIDER, R. A. et al. *Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication*. [S.l.]: Organisation for economic co-operation and development Paris, 1968.
- XAVIER, J. de O. et al. *Macrófitas aquáticas: Caracterização e importância em reservatórios hidrelétricos*. [S.l.]: Cemig, 2021. v. 1.