



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

LUCCAS GOIS DE ALMEIDA

**IMPACTOS DA EUTROFIZAÇÃO NA DISPONIBILIDADE HÍDRICA DE
RESERVATÓRIOS NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

FORTALEZA

2021

LUCCAS GOIS DE ALMEIDA

IMPACTOS DA EUTROFIZAÇÃO NA DISPONIBILIDADE HÍDRICA DE
RESERVATÓRIOS NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola. Área de concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas.

Orientador: Prof. Dr. Pedro Henrique Augusto Medeiros.

FORTALEZA

2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

A448i Almeida, Luccas Gois de.

Impactos da eutrofização na disponibilidade hídrica de reservatórios no semiáridobrasileiro / Luccas Gois de Almeida. – 2021.
84 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Fortaleza, 2021.
Orientação: Prof. Dr. Pedro Henrique Augusto Medeiros.

1. qualidade da água. 2. rede de reservatórios. 3. modelagem da qualidade da água.
4. estado do Ceará. I. Título.

CDD 630

LUCCAS GOIS DE ALMEIDA

IMPACTOS DA EUTROFIZAÇÃO NA DISPONIBILIDADE HÍDRICA DE
RESERVATÓRIOS NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola. Área de concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas.

Aprovada em 12/11/2021.

BANCA EXAMINADORA

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

Prof. Dr. Francisco Maurício de Sá Barreto
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará - IFCE

Dr. Mário Ubirajara Gonçalves Barros
Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Ceará – COGERH

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Agradeço a meus pais que estiveram do meu lado, e me deram toda a estrutura que eu precisei para chegar até aqui e ir adiante, mesmo nos períodos mais sombrios.

Ao meu professor e orientador Pedro Medeiros que clareou os caminhos acadêmicos com excelência e muita paciência. A Camila Cristina Souza Lira que além de amiga e auxiliadora na hora de explicar o modelo, serviu como a grande base para um dos pilares dessa pesquisa.

A banca examinadora pelas contribuições de grande importância e ao tempo despendido para auxiliar-me nessa empreitada científica.

A minha amada Stephanie Melo que foi uma peça fundamental para que eu sempre continuasse em frente e não fraquejasse em momento nenhum.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES por ter financiado a minha bolsa de pesquisa do mestrado e a Companhia de Recursos Hídricos do Ceará – COGERH, pela coleta e disponibilidade dos dados utilizados nesse trabalho.

A todos os professores e profissionais da Universidade Federal do Ceará em específico ao Departamento de Engenharia Agrícola que me acolheu de braços abertos, me guiando pelos caminhos da ciência rumo ao salto imenso de aprendizado que eu dei.

RESUMO

A água é um fator essencial para o desenvolvimento e manutenção da vida na Terra, por isso é necessário realizar uma gestão sustentável deste recurso. A região semiárida do nordeste brasileiro apresenta um déficit hídrico devido à elevada evaporação potencial e as irregularidades pluviométricas, e para superar essa problemática os governos adotaram o sistema de rede de reservatórios, armazenando água e dessa forma aumentando a segurança hídrica da região. Entretanto, a adoção desta medida, associada ao lançamento pontual (indústrias, efluentes domésticos) e difuso (áreas agrícolas) de nutrientes, acelerou o processo de eutrofização dos mananciais, que depreciou a qualidade das águas e compromete o múltiplo uso. O estudo buscou quantificar o impacto da eutrofização sobre a disponibilidade hídrica de reservatórios no semiárido brasileiro utilizando duas abordagens: 1) estimar, a partir de dados secundários da Companhia de Gestão de Recursos Hídricos - COGERH, o percentual de tempo que 50 açudes permanecem com padrão equivalente à Classe 4 para águas doces da resolução CONAMA 357/2005; 2) utilizar o modelo proposto Chapra e Canale (1991) e adaptado por Lira et al. (2020) para simular a dinâmica do teor de fósforo no açude São José I. As principais conclusões deste estudo foram que: cerca de metade do tempo os reservatórios do Estado do Ceará se encontram com qualidade equivalente ao padrão da Classe 4, em que, 24 reservatórios apresentaram-se nessa condição em mais de 70% do tempo, enquanto 11 reservatórios em menos de 30% do tempo; as estimativas pela regressão dos dados secundários apresentaram-se como uma forma simples e efetiva para estimativa do tempo de indisponibilidade, e; a modelagem do balanço de fósforo representou bem uma situação média do reservatório, mas não conseguiu reproduzir a amplitude dos valores observados da concentração de fósforo total na água.

Palavras-chave: qualidade da água; rede de reservatórios; modelagem da qualidade da água; estado do Ceará.

ABSTRACT

Water is an essential factor for the development and maintenance of life on Earth, therefore the sustainable management of this resource is necessary. The semi-arid region of northeastern Brazil presents water deficit due to high potential evaporation and rainfall irregularities, and to overcome this problem, governments adopted the reservoir network system, storing water and thus increasing the region's water security. However, the adoption of this measure, associated to the concentrated (industries, urban areas) and diffuse (agricultural areas) release of nutrients, accelerated the eutrophication process, which depreciated the water quality and hampered the multiple use. The study sought to quantify the impact of eutrophication on the water availability of reservoirs in the Brazilian semiarid region using two approaches: 1) estimate, based on secondary data from the Water Resources Management Company - COGERH, the percentage of time that 50 reservoirs remain in accordance to Class 4 for fresh water of resolução CONAMA 357/2005; 2) use the proposed model Chapra and Canale (1991) and adapted by Lira et al. (2020) to simulate the dynamics of phosphorus content in the São José I reservoir. The main conclusions of this study were that about half of the time the reservoirs in the State of Ceará present water quality in accordance to Class 4. The estimates by the regression of secondary data were presented as a simple and effective way to estimate the water unavailability time. The phosphorus balance modeling well represented an average reservoir situation but failed to reproduce the amplitude of the observed values of phosphorus concentration in the water.

Keywords: water quality; reservoir network; water quality modelling; state of Ceará.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	10
2	OBJETIVOS	11
2.1	Geral	11
2.2	Específico	11
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	12
3.1	Segurança hídrica e os aspectos da qualidade da água	12
3.2	Eutrofização em reservatórios	13
3.3	Disponibilidade hídrica e a eutrofização	16
4	METODOLOGIA	18
4.1	Área do estudo	18
4.2	Estimativa do tempo de indisponibilidade hídrica com base em monitoramento quantitativo e qualitativo	22
4.3	Modelo para estimativa do índice de estado trófico anual	24
4.4	Modelagem físico-matemática do balanço de fósforo	26
4.4.1	<i>Modelo de balanço de fósforo de Chapra e Canale</i>	26
4.4.2	<i>Estimativa dos parâmetros do modelo</i>	28
4.4.3	<i>Balanço hídrico no reservatório</i>	32
4.4.4	<i>Método CN-SCS</i>	33
4.4.5	<i>Estimativa do tempo de indisponibilidade hídrica por dados do modelo</i>	34
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
5.1	Dados medidos de concentração de fósforo e impacto na disponibilidade hídrica	35
5.2	Comparativo entre o modelo de regressão a partir de dados secundários da COGERH e o modelo de Wiegand et al. (2021)	44
5.3	Modelagem do balanço de fósforo	50
5.3.1	<i>Calibração dos parâmetros</i>	50
5.3.2	<i>Desempenho do modelo de balanço de fósforo</i>	53
5.3.3	<i>Estimativa do tempo de indisponibilidade hídrica</i>	60
6	CONCLUSÃO	62
	REFERÊNCIAS	64

APÊNDICE A – GRÁFICOS DAS REGRESSÕES COM BASE NO MONITORAMENTO DA QUALIDADE E QUANTIDADE DA COGERH.	71
APÊNDICE B – GRÁFICOS DOS VALORES DE ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (IET) DO MODELO DE REGRESSÕES COM BASE NO MONITORAMENTO DA QUALIDADE E QUANTIDADE DA COGERH E DO MODELO DE WIEGAND ET AL. (2021)	80

1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural que tem extrema importância, seja presente na sustentação da vida, manutenção dos ecossistemas ou na participação direta ou indireta para o desenvolvimento socioeconômico. Portanto, o uso sustentável dos recursos hídricos é essencial em termos qualitativos e quantitativos (LEMOS E SOUZA FILHO, 2013).

A região semiárida, presente em grande parte do Nordeste brasileiro, é caracterizada por ter um regime irregular de chuvas, tanto temporal como espacialmente, o Estado do Ceará, inserido nesta área e foco principal do trabalho, apresenta a maior parte do seu território com solos no cristalino, assim a rede de drenagem do estado, possui rios efêmeros ou intermitentes, o que impossibilita a disponibilidade hídrica durante todo o ano (CIRILO, 2008).

Para superar esse déficit hídrico e buscar uma segurança hídrica em disponibilidade quantitativa de água, optou-se pela estratégia da construção de reservatórios superficiais, que retêm os volumes escoados da bacia hidrográfica contribuinte, de modo que possibilite o seu uso ao longo do ano, sendo essas estruturas responsáveis por cerca de 90% da oferta hídrica do estado (de ARAÚJO; GÜNTNER; BRONSTERT, 2006).

A rede de reservatórios instalada associada atividades que elevam a introdução artificial de nutrientes como: despejo não tratado de efluentes podem desencadear o efeito da qualidade da água descrito por Medeiros e Sivapalan (2020) em que, o aumento do tempo de residência hidráulica e as elevadas taxas de evaporação da região criam um ambiente favorável ao acúmulo de nutrientes acelerando a degradação da qualidade da água.

A eutrofização pode ser definida como um processo natural ou artificial de enriquecimento ou aumento da concentração de nutrientes nos corpos hídricos, resultando em modificações na qualidade da água (ESTEVES, 2011).

No Brasil a Resolução CONAMA 357/2005 apresenta valores limites para as características físico químicas e biológicas da água, valores estes que variam de acordo com o uso esperado do recurso hídrico.

Um reservatório com grau de eutrofização avançado pode promover o desenvolvimento de cianobactérias produtoras de toxinas, podendo causar hipoxia e disrupção de cadeias alimentares (CONLEY ET AL., 2009).

Por meio da análise de dados hidrológicos, de variáveis de qualidade da água em reservatórios e de modelagem do balanço de fósforo, este trabalho propõe identificar como o processo de eutrofização afeta a disponibilidade hídrica em reservatórios do Ceará. Foram utilizados dados de qualidade de água medidos pela Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Ceará – COGERH e o modelo de balanço de fósforo de Chapra e Canale (1991), adaptado por Lira et al. (2020), para identificar padrões na dinâmica do teor de fósforo nos reservatórios e desta forma contribuir para a gestão da qualidade dos recursos hídricos.

2 OBJETIVOS

2.1 Geral

Avaliar o impacto da eutrofização sobre a disponibilidade hídrica de reservatórios localizados no Estado do Ceará.

2.2 Específicos

- Traçar a curva de permanência de disponibilidade de água em açudes a partir de dados secundários, utilizando como base o monitoramento de qualidade de água realizado pela Companhia de Gestão de Recursos Hídricos – COGERH;
- Estimar o percentual de tempo e as condições de indisponibilidade de água em açudes a partir das curvas de permanência e utilizando como referência a Resolução CONAMA 357/2005;
- Codificação em linguagem Python do modelo de balanço de fósforo proposto por Chapra e Canale (1991) e adaptado por Lira et al. (2020);
- Utilizar o modelo proposto por Chapra e Canale (1991) e adaptado por Lira et al. (2020) para avaliar a dinâmica da qualidade da água do Açude São José I.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Segurança hídrica e os aspectos da qualidade da água

O estado do Ceará apresenta um regime instável de chuvas, embora existam áreas em que essa irregularidade é mais acentuada, como na região central, em contraste a zona litorânea, a Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME) considera as características no regime de chuvas e divide o Ceará em regiões pluviométricamente homogêneas, de acordo com o estudo de Xavier (2001).

Segundo Lisboa (1984 apud CAMPOS, 2015), observa-se uma relação entre a chuva e as condições econômicas, portanto a irregularidade dos regimes pluviométricos da região resulta em períodos de escassez de chuva e pode ser um grande limitante para o desenvolvimento econômico da região.

Para atenuar esta problemática, o Governo elabora uma série de políticas públicas com foco na construção de reservatórios, que buscam assegurar a retenção de parte da água escoada nos períodos chuvosos para fornecer água nos períodos de estiagem (CAMPOS, 2015).

A estratégia funcionou e aumentou a segurança hídrica até a década de 90, quando ocorreu uma saturação na construção de reservatórios, como apresentado no estudo de Malveira, de Araújo e Güntner (2012) aplicado na Bacia do Alto Jaguaribe, localizada no estado do Ceará.

Em contrapartida, o barramento das águas superficiais aliada ao mal planejamento do manejo das bacias hidrográficas, criam um ambiente vulnerável ao acúmulo de nutrientes e podem resultar em processos de eutrofização acelerados, como é o caso da rede de reservatórios do Estado do Ceará que possuíam 80% dos reservatórios classificados como eutrófico e hipereutrófico segundo boletim divulgado pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos – COGERH em novembro de 2019.

A Resolução CONAMA 357 se consolida no Brasil como uma diretriz importante para associar as características relacionadas à água e sua qualidade e sugere os padrões aceitáveis para cada tipo de uso, desde usos mais nobres como o de abastecimento até os que são mais liberativos, como fins de navegação. A abordagem que inclui os aspectos qualitativos e a compreensão das características

físico químicas da água são de acordo com Tundisi et al. (2008) necessários para traçar estratégias de planejamento e gestão, de modo a projetar diferentes cenários futuros considerando modificações na demanda hídrica e no uso e ocupação da bacia hidrográfica, portanto, sendo uma boa ferramenta para a alocação de água.

3.2 Eutrofização em reservatórios

A eutrofização é um processo de enriquecimento ou aumento da concentração de nutrientes no corpo hídrico, principalmente do fósforo e nitrogênio, que são componentes da membrana celular e das moléculas de ATP, moléculas responsáveis pelo armazenamento de energia, dos seres vivos; pode ocorrer de forma natural, quando os aportes de nutrientes são carregados pelas chuvas, de forma lenta e contínua, ou de forma artificial devido ao despejo de subprodutos dos sistemas de produção humanos, como descarga de efluentes industriais e domésticos, ou uso de fertilizantes agrícolas (ESTEVES, 2011).

O fósforo e o nitrogênio são nutrientes limitantes no crescimento da comunidade fitoplanctônica, portanto o aumento de suas concentrações no processo de eutrofização de corpos hídricos, resultam em aumento de microalgas no corpo hídrico (WANG; WANG, 2009).

O aporte de nutrientes devido à atividade agrícola que são transportadas de forma difusa para os corpos hídricos, são potencializados por conta da introdução do enriquecimento artificial de nutrientes no solo, que em períodos chuvosos são transferidos do solo para os corpos hídricos, estes podem também percolar pelo solo dependendo de sua capacidade de infiltração e atingir lençóis freáticos. (ESTEVES, 2011).

A aceleração do processo de eutrofização ocasionada pelos múltiplos aportes de nutrientes resulta no desequilíbrio ecológico, de modo que o corpo hídrico possui mais matéria orgânica do que é capaz de consumir e decompor (ESTEVES, 2011), desta forma, desequilíbrios ambientais podem ocorrer. Um exemplo foi o afloramento de cianobactérias ocorrido na Represa Billings em São Paulo em 2012 apresentado na Figura 1 (LAMPARELLI ET AL., 2014).

Figura 1 – Floração de cianobactérias no reservatório Billings em São Paulo (2012)



Fonte: Lamparelli et al., 2014.

O uso e ocupação de uma bacia hidrográfica tem grande influência na qualidade das águas da região, como evidenciado por Maillard e Santos (2008). Portanto, o incremento da demanda hídrica devido ao progresso das atividades da sociedade moderna, tais como: industrialização, despejo de efluentes domésticos, entre outros, modifica a dinâmica qualitativa da água como mostra Santos et al. (2006).

Por causa das condições físicas e químicas do corpo d'água eutrofizado alguns impactos são observados como a anaerobiose no corpo d'água, resultado da redução da concentração de oxigênio dissolvido por conta da elevada demanda biológica do meio; mortandade da fauna menos resistente às mudanças na disponibilidade de oxigênio; presença de algas que produzem toxinas capazes de reduzir a fauna local. O tratamento da água pode ser muito oneroso, de modo a impossibilitar a utilização desta água (VON SPERLING, 2005).

Os ambientes lânticos são recursos hídricos que possuem águas com baixas renovações devido a baixas velocidades de escoamento e possuem ciclagem interna de nutrientes, como os reservatórios, lagos, lagoas e represas. (HORNE E

GOLDMAN, 1994). Estes ambientes apresentam maior vulnerabilidade à eutrofização, devido às condições estacionárias do escoamento da água (PORTO, 1991).

Para assegurar a disponibilidade da água, regiões em que a convivência com a seca é uma realidade, como o Nordeste brasileiro, utilizam-se da estratégia de criação de uma densa rede de reservatórios de águas superficiais (PEREIRA et al., 2019).

O abastecimento humano totaliza no estado do Ceará cerca de 81 % das reservas hídricas superficiais, que são monitoradas pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH), ao unir a demanda de irrigação e da indústria supera os 90 % (CEARÁ, 2008). Este armazenamento permitiu que a região possuísse um estoque de água para as épocas em que não tem precipitação, permitindo uma maior confiabilidade na disponibilidade hídrica ao longo do ano (de ARAÚJO E BRONSTERT, 2016).

Todavia, o método da criação de uma densa rede de reservatórios modificou as características do regime hidrológico da região, com o aumento de permanência da água e, em associação com a evapotranspiração elevada da região, promoveu a sedimentação e o acúmulo de nutrientes (de ARAÚJO et al., 2006; WIEGAND et al., 2016). Este acúmulo de nutrientes acelera o processo de eutrofização, que é visualizado pelos indicadores ambientais como o crescimento de macrófitas e aumento da concentração de clorofila-a gerado pela comunidade fitoplanctônica (ZHANG et al., 2018; COELHO et al., 2017).

Ao longo do leito do rio, o fósforo fica preso em reservatórios que impedem a distribuição deste nutriente para jusante, desta forma o fluxo de fósforo é modificado (HARRISON et al., 2010; FRIEDL E WÜEST, 2002).

O semiárido apresenta períodos de estiagem que resultam na redução dos volumes de água dos reservatórios, isso ocorre devido a características como: elevada irradiação solar, e eventos de chuva concentrados em um período do ano. No período chuvoso as vazões afluentes suspendem os sedimentos ricos em nutrientes presentes no sedimento, tornando-os disponíveis na coluna d'água, e em épocas de estiagem, esses nutrientes associados a condições estáveis de irradiação solar e temperatura elevada aumentam a produção de microalgas, intensificando o processo de eutrofização (BARBOSA et al., 2012; BOUVY et al., 2003; BRAGA et al., 2015).

O uso de modelos para a estimativa de parâmetros associados à qualidade das águas, em busca de uma melhor gestão dos recursos hídricos, foi evidenciado

por Amin et al. (2017) que avaliou a performance do do modelo Soil and Water Assessment Tool (SWAT), em que se constatou superestimativas marginais de cargas de fósforo com viés em torno de -9.1%, quando comparados os valores observados e simulados.

Os modelos matemáticos permitem compreender e estimar a dinâmica da qualidade da água, e avaliar o impacto de diferentes fontes poluidoras nos corpos hídricos, com a criação de diversos cenários, em que se simula as diferentes dinâmicas, passadas ou futuras, e visualiza-se as diferentes reações dos recursos hídricos estudados (SALLA et al., 2013).

3.3 Disponibilidade hídrica e a eutrofização

O termo “água”, é utilizado para indicar, de modo geral, o elemento natural que não está em utilização ou uso, em contrapartida recurso hídrico é considerado bem econômico passível de utilização com esta finalidade, logo por seu uso não ter sempre viabilidade econômica, nem toda água da Terra é um recurso hídrico (TUNDISI, 1999).

Na visão da Política Nacional dos Recursos Hídricos (1997), a água é um recurso de domínio público, limitado e dotado de valor econômico, que deve ter sua gestão visando o uso múltiplo, mas em casos de escassez hídrica deva priorizar o abastecimento humano e a dessedentação de animais.

O uso múltiplo da água gera uma série de conflitos devido a sua disponibilidade, como o apresentado por Galvão e Bermann (2015) o conflito entre a geração de energia das usinas hidroelétricas como Ilha Solteira e o turismo de praias artificiais.

A Resolução CONAMA 357 (2005) é a legislação federal que classifica os corpos hídricos, de acordo com a sua salinidade e suas características físicas, químicas e biológicas, e sugere e direciona as possibilidades do uso para abastecimento humano, e qual o tipo de tratamento deve ser utilizado, como apresentado na Tabela 1.

Tabela 1 – Classificação de águas doces para valores de fósforo total (PT), clorofila-a (CL) em ambientes lênticos.

Classe	Fósforo Total (mg.L-1)	Clorofila-a (mg.L-1)	Uso para abastecimento humano
Especial	Mantido as condições naturais do corpo de água		Permitido com desinfecção
I	0,02	10	Permitido após tratamento simplificado
II	0,03	30	Permitido, após tratamento convencional
III	0,05	60	Permitido, após tratamento convencional ou avançado
IV	> 0,05	> 60	Não indicado

Fonte: Adaptado da Resolução CONAMA 357, 2005.

De acordo com as instruções da Resolução CONAMA 357 (2005), se um corpo hídrico lântico possuir vários parâmetros de qualidade que classifiquem tecnicamente o corpo hídrico na classe 4, a Resolução indica que sua água não seja destinada para o abastecimento humano, mesmo após tratamento.

O ponto importante é compreender que a Resolução CONAMA 357 (2005), funciona como norteadora para os órgãos de gestão brasileiros definirem quais usos são mais adequados ao corpo hídrico de acordo com suas características. Porém, na prática observa-se corpos hídricos como uso para abastecimento humano, mesmo sendo Classe 4. Entretanto, após o tratamento as águas necessitam apresentar a comprovação que após o tratamento atende aos padrões de potabilidade.

Para a Companhia de água e esgoto do Estado do Ceará (CAGECE) os padrões de potabilidade estão descritos na Portaria nº 888 do Gabinete do Ministro do Ministério da Saúde, de 04 de maio de 2021.

No estudo de Silva et al. (2018), um reservatório localizado na Região Metropolitana de São Paulo apresentou concentração de fósforo total de $0,061 \pm 0,012$ que de acordo com a Resolução CONAMA 357 (2005) classificam o este parâmetro de qualidade tecnicamente na classe 4. As concentrações elevadas podem ser explicadas por fatores como: elevada demanda hídrica, má gestão dos resíduos sólidos na bacia e lançamento de efluentes industriais e domésticos que segundo Piza

(2013), contribuem para o aumento da concentração de fósforo nos reservatórios, sofrendo fortes impactos da industrialização e urbanização.

O monitoramento e modelagem da qualidade da água para a bacia do Reservatório Acarape do Meio considerada estratégica para a região do Ceará, foi realizado por Lima et al. (2018) que realizou levantamento das características físicas e químicas dos corpos de água presentes na bacia e chegaram à conclusão de que 37 quilômetros do Rio Pacoti , rio principal da bacia, estavam classificados como classe 4, tendo somente um trecho de sua nascente como classe 2, e todos os outros rios confluentes também foram classificados como classe 4, assim o reservatório que recebe todas essas águas, também foi classificado como de classe 4, o que configura segundo a Resolução CONAMA 357 (2005), água imprópria para abastecimento humano.

Com o mapeamento de uso e ocupação realizado por Lima et al. (2018) foi possível entender o que estava causando a poluição destes corpos de água, que em geral foram devido ao mal funcionamento de Estações de Tratamento de Esgoto, com registros de lançamento de efluentes com concentrações de fósforo total de 14,78 mg/L , ou seja 148 vezes acima da permitida para corpos hídricos de classe 2, de modo que a presença da ETE prejudicava mais do que se o lançamento fosse individual, devido ao fato de se configurar como uma poluição pontual, ao em vez de ser difusa.

Investimentos para a melhoria das condições e aumento da taxa de remoção de fósforo das ETEs em simulações utilizando o modelo QUAL-UFMG desenvolvido por Von Sperling (2007) , evidenciaram que são suficientes para redução drástica nas condições de aporte de fósforo nos corpos hídricos (LIMA et al., 2018).

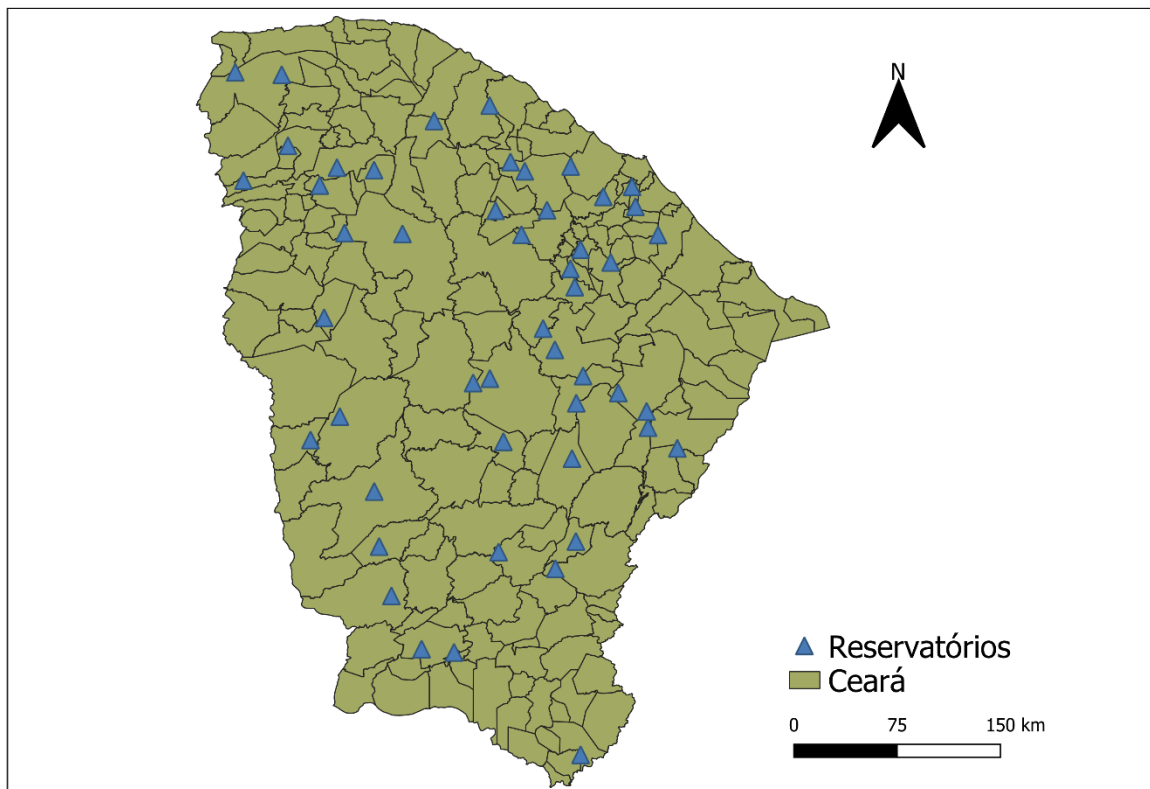
4 METODOLOGIA

4.1 Área do estudo

Para este estudo utilizou-se os dados de 50 reservatórios monitorados pela COGERH e localizados no Estado do Ceará (FIGURA 2), uma região semiárida caracterizada por: elevada variabilidade pluviométrica espacial e temporal (CAMPOS, 2011), com um período de chuvas concentradas nos meses de Fevereiro a Maio e

uma média de chuva, de acordo com a FUNCEME, da ordem de 800 mm por ano e que enfrentou de 2010 a 2017 um período de chuvas abaixo da média com valores em torno de 360 a 670 mm; elevadas taxas de evaporação potencial que, de acordo com as normais climatológicas de 1981 a 2010 do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), é da ordem de grandeza de 2300 mm por ano ,e; solos pouco profundos com 80% da área localizada no embasamento cristalino. (ARAÚJO, 2011).

Figura 2 – Reservatórios selecionados do Estado do Ceará

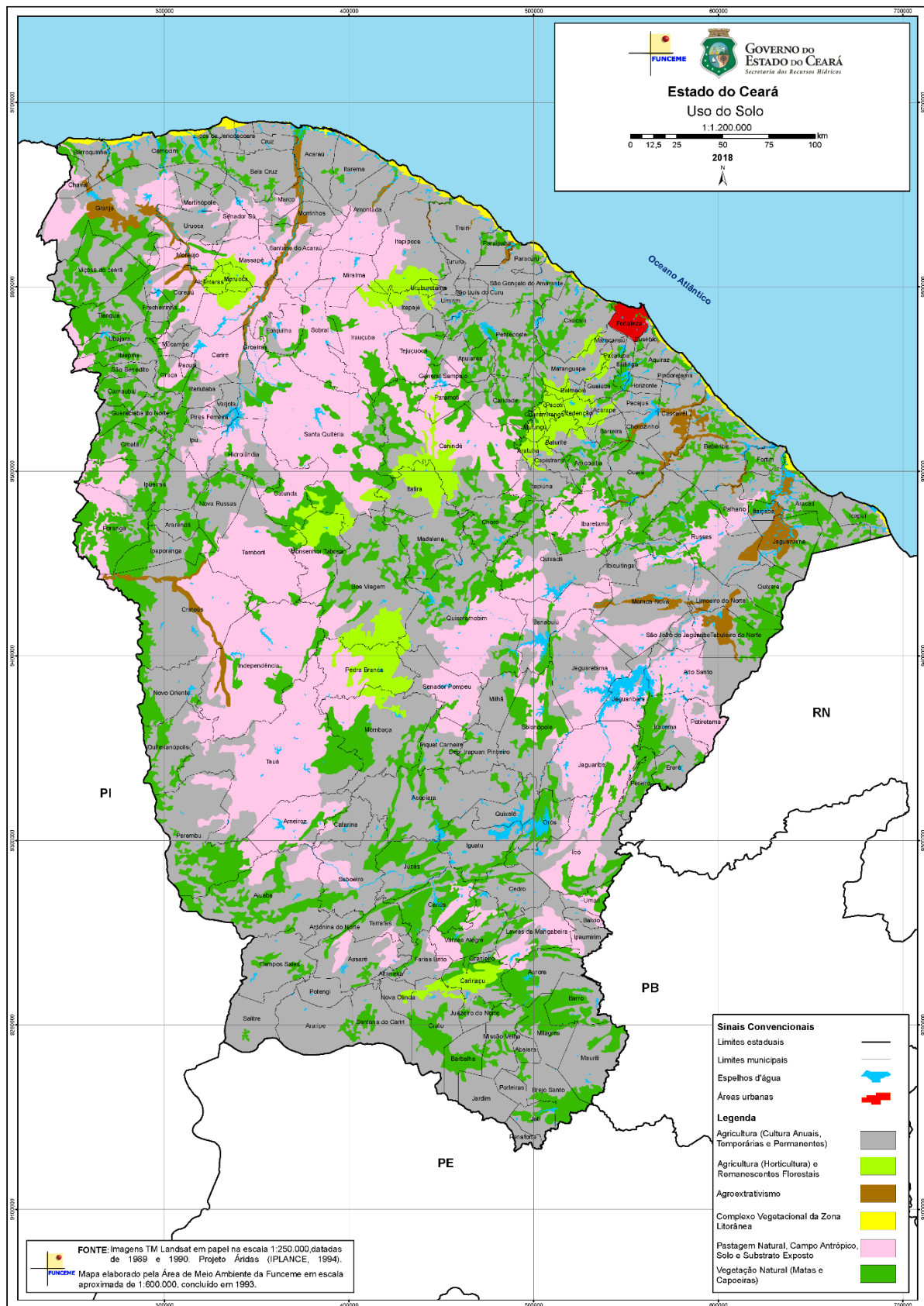


Fonte: Autor, 2021

A união destes fatores resultou em uma região com rios incapazes de manter uma vazão por longos períodos após o período de chuvas. Por isso, uma rede de reservatórios foi criada para aumentar o tempo de residência hidráulica e abastecer a região ao longo do ano, sendo parte deles monitorados pela COGERH (155 reservatórios) e outra parcela não monitorada, construída por fazendeiros locais com auxílios governamentais de acordo com as demandas hídricas do local (MAMEDE et al., 2012).

Apesar da característica natural de escassez hídrica, a agricultura é uma atividade importante para a economia do estado tanto para produção como para subsistência da população rural, como pode ser observado na Figura 3.

Figura 3 – Mapa de uso do solo do Estado do Ceará



Fonte: Funceme, 1994.

Segundo dados da Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE), o Ceará apresentava em 2016 uma cobertura de esgotamento sanitário da ordem de 40,5%, sendo Fortaleza, a capital da cidade, contemplada com um esgotamento de 57,8% da sua população. Portanto, o sistema de coleta e tratamento do Estado apresenta baixos índices contribuindo para a depleção da qualidade dos corpos hídricos da região.

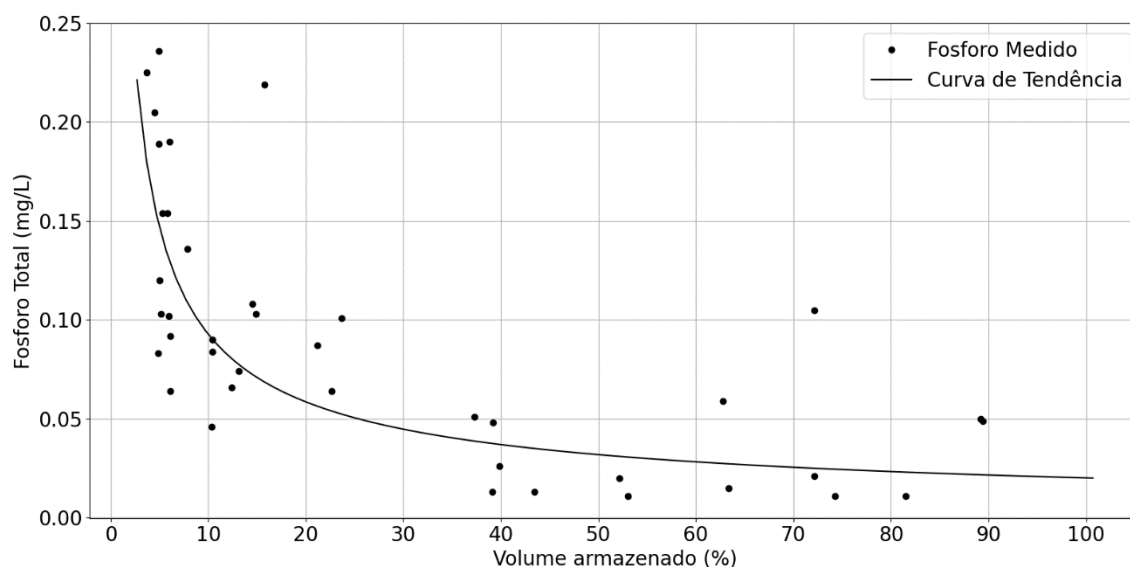
4.2 Estimativa do tempo de indisponibilidade hídrica com base em monitoramento quantitativo e qualitativo

Dados de quantidade e qualidade de água em reservatórios do Ceará, contendo concentrações de fósforo total analisadas, assim como informações de volume armazenado em reservatórios, foram disponibilizados pela COGERH.

A quantidade de dados de qualidade é muito menor do que a dos dados de volume, que são diários portanto, não é possível uma análise de frequência direta entre os dados, optando-se por uma análise indireta descrita no parágrafo a seguir.

A partir dos dados medidos, é traça-se uma linha de tendência entre a concentração de fósforo e o volume de água acumulado no reservatório, produzindo uma equação da curva de regressão, que permite estimar o valor de fósforo no reservatório com base no volume (FIGURA 4).

Figura 4 – Curva de correlação volume x fósforo total para o reservatório Castanhão.



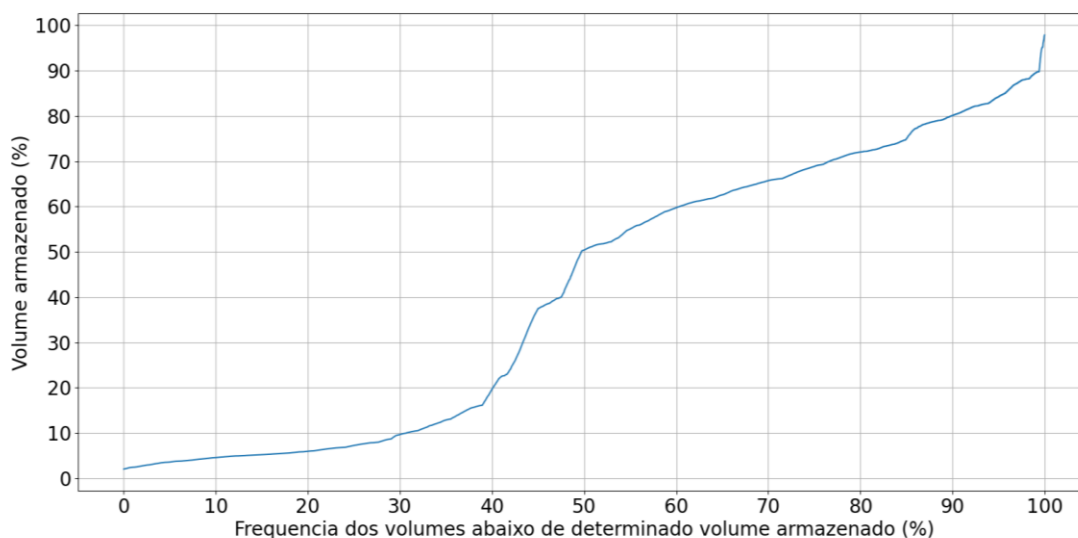
Fonte: Autor, 2021.

A Resolução CONAMA 357/2005 determina que reservatórios com concentrações de fósforo acima de 0,05 mg/L possuem este parâmetro classificado tecnicamente como de classe 4. Valores superiores a 0,03mg/L possuem este parâmetro classificado tecnicamente como classe 3 ou 4, sendo assim limitantes para utilização com fins de aquicultura e irrigação de hortaliças. Portanto, no período em que um açude apresentar valores de fósforo total que ultrapassem o limite estabelecido, pode ser considerada situação de indisponibilidade hídrica por qualidade, de acordo com o seu uso pretendido da água.

Neste trabalho, avaliou-se a indisponibilidade hídrica para o abastecimento humano, considerado o limite da concentração de fósforo da classe 4. O valor do limite estabelecido foi utilizado para estimar qual o volume de água do reservatório correspondente a essa concentração limite de fósforo total, utilizando-se para isso o gráfico de correlação entre concentração de fósforo e volume do reservatório (FIGURA 3).

Com os dados diários de volume do reservatório é possível calcular a curva de permanência de volumes, relacionando assim o volume armazenado à frequência de tempo em que o volume é menor ou igual a ele, como apresentado na Figura 5.

Figura 5 – Curva de permanência de volumes para o reservatório Castanhão.



Fonte: Autor, 2021.

O valor de volume limite para a máxima concentração de fósforo admitida para uso da água para abastecimento humano, obtido da regressão entre concentração de fósforo e volume do reservatório (FIGURA 5), é então aplicado na curva de permanência de volumes (FIGURA 5), que permite estimar a frequência com que o reservatório se encontra com volumes iguais ou abaixo do limite estabelecido. Nessa condição, o teor de fósforo está acima do limite estabelecido da classe 4 para águas doces da Resolução CONAMA 357/2005 e, portanto, a água armazenada é considerada indisponível, para os fins desta pesquisa.

4.3 Modelo para estimativa do índice de estado trófico anual

O modelo proposto por Wiegand et al. (2021) estima o Índice de Estado Trófico (IET) por meio de uma equação empírica que leva em consideração a porcentagem de volume acumulado médio anual em relação a capacidade do reservatório – $V(\%)$ e o percentual da precipitação acumulada anual em relação à precipitação acumulada anual máxima observada – $P(\%)$.

O cálculo de IET calculado no estudo de Wiegand et al. (2021) é o proposto por Carlson (1977), que utiliza os dados de transparência do disco de Secchi (TDS), clorofila-a (Cl-a) e fósforo total (FT), sendo calculado pelas seguintes equações:

$$IET(TDS) = 10 * \left(6 - \frac{\text{Ln } TDS}{\text{Ln } 2}\right) \quad (1)$$

$$IET(Cl - a) = 10 * \left(6 - \frac{2,04 - 0,68 \text{ Ln } Cl - a}{\text{Ln } 2}\right) \quad (2)$$

$$IET(FT) = 10 * \left(6 - \frac{\text{Ln}(48/ FT)}{\text{Ln } 2}\right) \quad (3)$$

$$IET(\text{Médio}) = \frac{IET(TDS) + IET(Cl - a) + IET(FT)}{3} \quad (4)$$

O IET proposto por Carlson (1977) é utilizado para classificar o estado trófico da seguinte maneira: oligotrófico ($IET \leq 40$), mesotrófico ($40 < IET \leq 50$), eutrófico ($50 < IET \leq 70$) e hipereutrófico ($IET > 70$).

Os dados de precipitação diários são acumulados para geração de uma série em escala temporal anual. Em seguida, os valores de precipitação anuais em mm (P_{ano}) são transformados em porcentagem relativa à maior precipitação acumulada anual na série em mm ($P_{máx}$). Desta forma os eventos são comparados entre si de acordo com os regimes pluviométricos da região.

$$P(\%) = P_{ano} / P_{máx} \quad (5)$$

Os dados de volume acumulados nos reservatórios, fornecidos pela COGERH, são as medidas diárias da porcentagem do volume armazenado em relação à capacidade total do reservatório em m^3 (Capac). O valor representativo anual é a média dos volumes ao longo do ano em m^3 (V_{ano}).

$$V(\%) = V_{ano} / \text{Capac} \quad (6)$$

Com os dados de entrada, calcula-se o parâmetro adimensional Φ proposto por Pacheco et al. (2016), que é utilizado no cálculo do IET na equação proposta por Wiegand et al. (2021), como apresentado na tabela 2:

$$\Phi = 1 - [V(\%)]^a + [P(\%)]^b \quad (7)$$

Onde, Φ é um parâmetro adimensional ajustado para V(%) e P (%); e “a” e “b” são coeficientes de ajuste tabelados.

A Tabela 2 apresenta os valores de a e b calibrados por Wiegand et al. (2021) para reservatórios localizados na área de estudo.

Tabela 2 – Valores dos coeficientes a e b da equação de Wiegand et al. (2021)

Reservatório	Equação IET	Coeficiente a	Coeficiente b
Aracoiaba	IET = 8.6820 Φ + 50.228	1	0
Arneiroz II	IET = 19.476 Φ + 37.678	1	0
Banabuiú	IET = 10,879* Φ + 54,021	1	2
Benguê	IET = 14.874 Φ + 46.028	1	0
Canoas	IET = 14.847 Φ + 45.706	1	0
Castanhão	IET = 24.412 Φ + 15.115	1	0
Flor do Campo	IET = 25.900 Φ + 26.269	0,5	0
Lima Campos	IET = 36.095 Φ + 2.0744	2	0
Orós	IET = 22,094 Φ + 37,441	1	1
Pacoti	IET = 20.962 Φ + 46.411	1	2
Patu	IET = 27,680 Φ + 31,003	1	0
Pompeu Sobrinho	IET = 40.504 Φ - 7.1040	1	0
Riacho do Sangue	IET = 42.429 Φ + 24.117	1	1
Várzea do Boi	IET = -38.092 Φ + 134.32	3	1

Fonte: Autor, 2021

4.4 Modelagem físico-matemática do balanço de fósforo

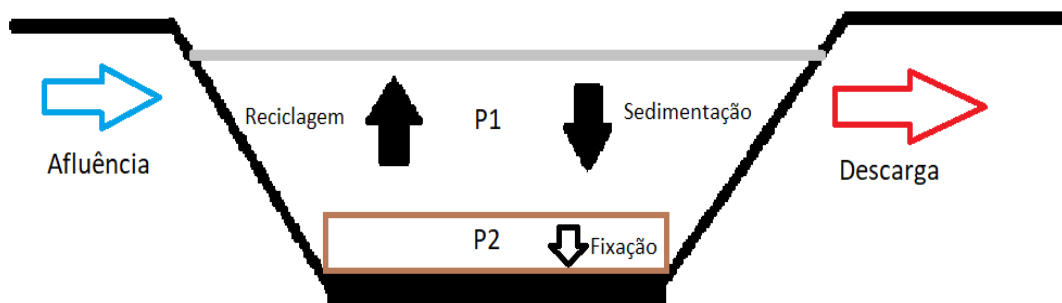
4.4.1 Modelo de balanço de fósforo de Chapra e Canale

O modelo semiempírico proposto por Chapra e Canale (1991), contém uma série de equações que buscam representar o balanço simples do fósforo total em um reservatório e quantificar o retorno do fósforo para a coluna d'água. O modelo de balanço de fósforo total descreve a interação entre o sedimento e a coluna de água (FIGURA 6) e pode ser expresso pelas equações abaixo:

$$V_1(dp_1/dt) = W - Qp_1 - v_sA_s p_1 + v_rA_s p_2 \quad (8)$$

$$V_2(dp_2/dt) = v_sA_s p_1 - v_rA_s p_2 - v_bA_s p_2 \quad (9)$$

Figura 6 – Diagrama do modelo de balanço de fósforo para um lago com sedimento no fundo.



Fonte: Adaptado de Chapra e Canale, 1991

Os termos V_1 e V_2 são os volumes do reservatório e do sedimento em m^3 , respectivamente. A componente v_s é a velocidade de sedimentação do fósforo da coluna d'água para a camada de sedimentos em m/ano , v_r é a velocidade de ressuspensão de fósforo presente no sedimento para a coluna de água em m/ano , v_b é o coeficiente de transferência de fósforo que é fixado nos sedimentos em m/ano , t é o tempo em anos, Q é a vazão de saída do reservatório em m^3/ano , W carga de fósforo que entra no reservatório em mg/ano , A_s é a área superficial da zona de deposição em m^2 , p_1 e p_2 são as concentrações de fósforo na coluna d'água e no sedimento em mg/m^3 , respectivamente.

O modelo utilizado neste estudo foi uma adaptação proposta por Lira et al. (2020), que utilizou do modelo de Chapra e Canale (1991) para estimar a dinâmica do fósforo do reservatório Tijuquinha no estado do Ceará, cuja elevada variação do volume armazenado exigiu adaptações na formulação original.

As principais adaptações de Lira et al. (2020) foram a utilização de um passo mensal nas variáveis do modelo e a alocação do volume para dentro da

derivada da equação, a fim de atingir um balanço de fósforo coerente as variações de volume características da região semiárida.

A concentração de fósforo na coluna de água no final do período de análise adaptada por Lira et al. (2020) é:

$$p_{1(i+t)} = (V_{1(t)}p_{1(t)} + W - Qp_{1(t)} - v_s A_s p_{1(t)} + v_r A_s p_{2(t)}) / V_{1(i+t)} \quad (10)$$

Onde:

$p_{1(i+t)}$ - Concentração de fósforo na coluna de água no final do período (mg/m^3);

$p_{1(t)}$ - Concentração de fósforo na coluna de água no início do período (mg/m^3);

W - Carga de fósforo afluyente ($\text{mg}/\text{mês}$);

Q - Vazão efluente em $\text{m}^3/\text{mês}$;

v_s - Velocidade de sedimentação ($\text{m}/\text{mês}$);

v_r - Velocidade de ressuspensão ($\text{m}/\text{mês}$);

$p_{1(t)}$ - Concentração de fósforo no sedimento no início do período (mg/m^3);

$V_{1(t)}$ - Volume de água no reservatório no início do período (m^3) e;

$V_{1(i+t)}$ - Volume de água no reservatório no final do período (m^3).

A concentração de fósforo no sedimento no final do período de análise adaptada por Lira et al. (2020) é:

$$p_{2(i+t)} = p_{2(t)} + (v_s A_s p_{1(t)} - v_r A_s p_{2(t)} - v_b A_s p_{2(t)}) / A_s h_2 \quad (11)$$

Onde:

$p_{2(i+t)}$ - Concentração de fósforo no sedimento no final do período (mg/m^3);

$p_{2(t)}$ - Concentração de fósforo no sedimento no início do período (mg/m^3);

v_b - Velocidade de fixação do fósforo ($\text{m}/\text{mês}$) e;

h_2 - Lâmina de sedimento que interage com a coluna de água (m).

4.4.2 Estimativa dos parâmetros do modelo

A estimativa dos parâmetros foi realizada somente para o reservatório São José I, que tinham dados disponíveis para a estimativa dos parâmetros, obedecendo a metodologia proposta por Lira et al. (2020). Os parâmetros do modelo de Chapra e Canale (1991) que precisam ser definidos são:

A carga de fósforo total afluyente (W , em mg/mês) é calculada através da equação a seguir:

$$W = EscA_tL_p \quad (12)$$

Onde:

Esc (m) – Escoamento da bacia hidrográfica;

A_t (m²) – Área total da bacia hidrográfica;

L_p (KgP/m³/mês) - Taxa de carga poluidora de fósforo para o reservatório.

O valor de L_p foi estimado pela mediana dos dados de concentração de fósforo medidos na entrada do reservatório, descritos na Tabela 3. Escolheu-se a mediana como valor de referência, pois a média (0,29 mg/L) apresentava valor similar ao da mediana e observou-se que o desvio padrão da amostra foi de 0,21 mg/L, portanto a média poderia representar um valor tendencioso a medida de possíveis outliers. Os valores foram obtidos em campanhas de coleta de Lima Neto et al. (submetido).

Tabela 3 – Medições da concentração de fósforo total na entrada do reservatório São José I.

Data	PT (mg/L)
14/09/2018	0,20
23/10/2018	0,50
05/12/2018	0,35
27/03/2019	0,10
24/04/2019	0,10
29/05/2019	0,70
27/08/2019	0,31
25/09/2019	0,22
16/10/2019	0,10
Mediana	0,22

Fonte: Lima Neto et al. (submetido).

A carga de fósforo total efluente (W_{out} , em mg/mês) é estimada pela vazão de saída do reservatório (Q_{out} , em m³/mês), seja por retirada ou vertimento, e a

concentração de fósforo que sai do reservatório (P_{1out} , em mg/m^3), de acordo com a equação abaixo:

$$W_{out} = Q_{out}P_{1out} \quad (13)$$

O valor da concentração de fósforo inicial no reservatório (P_1 , em mg/m^3) é estimado pelo modelo preditivo de Vollenweider (1976), ele é uma estimativa do primeiro valor que será simulado de acordo com o padrão da concentração de fósforo afluyente representada pelo L_p , em que:

$$P_1 = L_p 10^3 / (V(1/t + K_s)) \quad (14)$$

Onde:

P_1 - Concentração de fósforo no corpo d'água (mgP/m^3);

L_p - Carga afluyente de fósforo (KgP/ano);

K_s - Coeficiente de perda de fósforo por sedimentação (ano^{-1});

V - Volume médio do reservatório (m^3).

O K_s pode ser estimado como apresentado por Salas e Martino (1991), utilizando a equação 15 que apresentou os melhores resultados para reservatórios do semiárido:

$$K_s = 4 / t^{0,5} \quad (15)$$

Em que:

t - Tempo de detenção hidráulica (ano).

O valor inicial da concentração de fósforo no sedimento (P_2 , em mg/m^3) pode ser estimado por meio do teor médio de fósforo total no sedimento ($P\%$) que foi adotado um valor de 1,47% de coletas realizadas no estudo de Lima Neto (submetido), porosidade (α_{sed}) e densidade do sedimento (ρ_{sed} , em g/cm^3), como descrito por Chapra e Canale (1991):

$$P_2 = P\%(1 - \alpha_{sed}) \cdot \rho_{sed} \cdot 10^9 \quad (16)$$

Os valores de porosidade e densidade do sedimento foram 0,9 e 2,58 g/cm^3 , respectivamente estimado no trabalho de Lira et al. (2020).

A estimativa da área da zona de deposição (A_s), para o reservatório São José I, levou em consideração a taxa de assoreamento apresentada no trabalho de Araújo (2003), com o valor de 1,85% a cada década para reservatórios do semiárido. Com essa informação é possível estimar o volume assoreado do ano de construção até os dias atuais (EQUAÇÃO 17):

$$V_{\text{ass}} = V_{\text{res}} \cdot T_{\text{Ass}} \cdot t \quad (17)$$

Onde:

V_{ass} (m^3) - Volume assoreado;

V_{res} (m^3) - Volume do reservatório;

T_{Ass} (década^{-1}) - Taxa de Assoreamento por década;

t - Tempo (década).

Utilizando as Equações 22 e 23 da curva cota-área-volume (CAV) do reservatório apresentadas na secção 4.4.3 é possível estimar a área que o volume assoreado ocupa.

A velocidade de fixação (v_b , em $\text{m}/\text{mês}$) leva em consideração que, em média, a diferença entre a carga de fósforo que entrou (W) e a carga de fósforo que saiu do reservatório (W_{out}), durante o período de estudo, é a quantidade de fósforo total retida e que pela equação proposta por Chapra e Canale (1991) é possível estimar o v_b , como apresentado abaixo:

$$v_b = W_{\text{retido}} / (A_s \cdot P_2) \quad (18)$$

Onde:

W_{retido} ($\text{mg}/\text{mês}$) – Quantidade de fósforo retida;

A_s (m^2) – Área da zona de deposição;

P_2 (mg/m^3) – Concentração inicial de fósforo total no sedimento.

A velocidade de sedimentação (v_s , em $\text{m}/\text{mês}$) foi estimada por Lira et al. (2020) igualando a Equação 8 com a equação desenvolvida por Vollenweider (1976 apud CHAPRA, 1997), resultando na equação 19:

$$v_s = kV / A_s + v_r P_2 / P_1 \quad (19)$$

Onde:

k (mês⁻¹) – coeficiente de decaimento de fósforo, mesmo valor de K_s ajustado para o passo mensal;

V (m³) – Volume do reservatório;

A_s (m²) - Área de superfície da zona de deposição;

P_1 (mg/m³) – Concentração inicial do fósforo na água;

P_2 (mg/m³) - Concentração inicial do fósforo no sedimento;

v_r (m/mês) - Velocidade de ressuspensão.

Por fim, a velocidade de ressuspensão (v_r , em m/mês) pode ser estimada através da maximização do coeficiente de eficiência (NSE) proposto por Nash e Sutcliffe (1970) que varia de menos infinito a 1, sendo 1 o valor mais eficiente, e é calculado através da seguinte equação:

$$NSE = 1 - \frac{\sum_1^j (Y_{med_j} - Y_{sim_j})^2}{\sum_1^j (Y_{med_j} - \bar{Y}_{med})^2} \quad (20)$$

Onde:

Y_{med} - Valor medido da variável no tempo j ;

Y_{sim} - Valor simulado da variável no tempo j ;

\bar{Y}_{med} - Média dos valores medidos.

4.4.3 Balanço hídrico no reservatório

Os dados de volume de precipitação sobre o reservatório (V_P , em m³) e escoamento (V_{Esc} , em m³) estimado pelo método CN-SCS (Tópico 4.4.4), são utilizados como entrada do balanço hídrico do reservatório. A evaporação (V_{Ev} , em m³), obtida das Normais Climatológicas do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), o volume retirado (V_R , em m³), pode ser disponibilizado pela COGERH, e o volume vertido (V_{Vert} , em m³) são a saída do balanço hídrico do reservatório, de modo que a representação equacional da estimativa da dinâmica do volume é:

$$V_{t+1} = (V_t + V_{Esc} + V_P) - (V_{Ev} + V_R + V_{Vert}) \quad (21)$$

Onde:

V_{t+1} (m³) – volume acumulado no reservatório no final do mês;

V_t (m³) – volume acumulado no reservatório no início do mês.

Observa-se que todos os componentes da equação estão em m³, entretanto o valor de precipitação e evaporação, são disponíveis em mm. Para a conversão desses valores em volumes no reservatório, é necessário estimar a área do espelho d'água e para isso utiliza-se as informações da curva cota-área-volume do reservatório disponibilizado pela COGERH, que permitirá estimar a equação:

$$V = K.h^a \quad (22)$$

Onde:

K – Coeficiente de abertura;

a – Coeficiente de forma;

h (m) – altura da água no reservatório;

V (m³) – Volume acumulado no reservatório.

A derivada desta equação permite a estimativa da área do espelho d'água (A, em m²), e a equação resultante fica:

$$A = a.K.h^{a-1} \quad (23)$$

4.4.4 Método CN-SCS

O método empírico do Número de Curva (CN) proposto pelo Serviço de Conservação do Solo dos EUA (SCS) (USDA, 1986), permite a estimativa do escoamento a partir dos valores de chuva. Por sua vez, dados de chuva na área de estudo são disponibilizados pela Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos – Funceme pelo portal Hidroweb da Agência Nacional de Águas – ANA, ferramenta integrante do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH).

Inicialmente, é necessário estimar o valor do parâmetro CN que reflete as características do solo e vegetação, tipo de solo, bem como a umidade antecedente do solo, variando de 0 a 100. Para a bacia hidrográfica do São José I, foi realizado o levantamento dos tipos de solos presentes e o uso e ocupação predominante do solo da região, estimando-se o valor de CN a partir dessas informações e utilizando-se as recomendações de Sartori, Neto e Genovez (2005).

O valor de CN varia de acordo com as condições de umidade antecedente e depende da lâmina de precipitação acumulada dos cinco dias antes da precipitação do dia (CHOW, MAIDMENT E MAYS, 1988). O solo é considerado seco se a precipitação antecedente for menor que 24 mm, saturado se for maior do que 41 mm e em condições médias de umidade se o valor estiver entre esses dois limites.

O valor de CN para condições de média umidade (CNII) é estimado de acordo com o procedimento descrito anteriormente, e a partir dele ajusta-se os valores para as condições de solo seco (CNI) e de solo saturado (CNIII) de acordo com as seguintes equações:

$$CNI = 4,2CNII/(10-0,058CNII) \quad (24)$$

$$CNIII = 23CNII/(10+0,13CNII) \quad (25)$$

Com o valor do CN estimado para cada dia da série de precipitações, é calculada a retenção potencial (S, em mm) característica da bacia pela equação a seguir:

$$S = 254(100-CN) / CN \quad (26)$$

As perdas hídricas iniciais (ou abstração inicial) são admitidas como 20% da retenção potencial. Para a estimativa do escoamento tem-se duas condições: i) caso as perdas iniciais da região sejam maiores do que a precipitação (P, em mm), então o escoamento é zero, pois a quantidade de água precipitada não é suficiente para superar as perdas iniciais; ii) caso a precipitação seja maior do que a abstração inicial, então a estimativa do escoamento (hexc, em mm) segue a equação abaixo:

$$hexc = (P - 0,2S)^2 / (P + 0,8S) \quad (27)$$

4.4.5 Estimativa do tempo de indisponibilidade hídrica por dados do modelo

Com base na modelagem, o tempo de indisponibilidade hídrica para consumo humano é estimado pela razão entre o número de intervalos de tempo em que as concentrações de fósforo total na coluna de água, ao longo de toda a série simulada, ficaram acima do limite estabelecido (N_P1Classe4), e o número total de intervalos de

tempo da série (N_P1Total). O limite de indisponibilidade foi definido neste trabalho como a Classe 4 para águas doces da Resolução CONAMA 357/2005 (0,05mg/L).

$$\text{Tempo de indisponibilidade} = N_P1\text{Classe4} / N_P1\text{Total} \quad (28)$$

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Dados medidos de concentração de fósforo e impacto na disponibilidade hídrica

A Tabela 4 apresenta as estimativas da indisponibilidade hídrica devido a altas concentrações de fósforo em 50 reservatórios estratégicos em que foi possível o método proposto neste estudo, sendo a soma de suas capacidades equivalente a 89,7% do total de reservatórios estratégicos do Estado do Ceará.

Tabela 4 – Valores da capacidade do reservatório (V), tempo de indisponibilidade, volume limite estimado, equação da curva Volume X Fósforo Total, coeficiente de correlação (R) e p-value da variável Volume.

Reservatório	Capacidade (hm ³)	Dados acima do limite da Classe 4 (%)	Equação de regressão entre fósforo total (PT) e volume de água (V) no açude	R	P-value (Volume)	Volume limite de indisponibilidade hídrica (%)	Tempo de indisponibilidade devido ao fósforo (%)
Angicos	56,05	27,5	$PT = 0,0608 * V^{-0,1368}$	0,16	0,124	4,18	1,28
Aracoiaba	162	68,42	$PT = 0,4034 * V^{-0,5509}$	0,5	0,003	44,24	33,37
Araras	859,53	75	$PT = 0,3402 * V^{-0,4270}$	0,69	0,001	89,12	82,07
Arneiroz II	178,13	82,5	$PT = 0,6152 * V^{-0,6554}$	0,62	0,000	46,05	60,81
Atalho	72,55	58,62	$PT = 0,1237 * V^{-0,3745}$	0,46	0,006	11,23	33,03
Ayres De Sousa	96,8	66,67	$PT = 0,7345 * V^{-0,5922}$	0,49	0,000	93,47	71,04
Banabuiu	1534	76,32	$PT = 0,1090 * V^{-0,2579}$	0,61	0,000	20,56	36,68
Benguê	18	71,79	$PT = 0,3945 * V^{-0,5721}$	0,59	0,000	36,98	45,48
Canoas	69,25	68,42	$PT = 0,7465 * V^{-0,7938}$	0,72	0,000	30,13	47,87
Castanhão	6700	67,5	$PT = 0,4277 * V^{-0,6635}$	0,76	0,000	25,4	42,31

Castro	62,31	87,1	$PT = 0,2103 * V^{-0,1816}$	0,37	0,053	100	100
Caxitoré	202	76,92	$PT = 0,1205 * V^{-0,1858}$	0,24	0,309	100	100
Cedro	126	76,67	$PT = 0,3050 * V^{-0,6741}$	0,81	0,000	14,62	60,71
Cipoada	86,09	57,89	$PT = 0,1032 * V^{-0,4482}$	0,7	0,000	5,03	28,08
Desterro	5,6	100	$PT = 0.6020 * V^{-0.4169}$	0.51	0,013	100	100
Edson Queiroz	254	81,58	$PT = 1.0455 * V^{-0.7381}$	0.62	0,000	61.50	56.44
Escuridão	2,72	100	$PT = 0,0554 * V^{0,1995}$	0,34	0,833	100	100
Farias de Sousa	12,23	90,91	$PT = 0,2344 * V^{-0,2651}$	0,42	0,014	100	100
Figueiredo	497	77,78	$PT = 0,0833 * V^{-0,1342}$	0,42	0,006	44,77	100
Flor do Campo	105	76,47	$PT = 0,2484 * V^{-0,3543}$	0,71	0,000	92,23	95,4
Fogareiro	118	89,66	$PT = 0,1684 * V^{-0,1878}$	0,47	0,009	100	100
Forquilha	50,13	67,57	$PT = 0,2891 * V^{-0,4162}$	0,58	0,000	67,76	68,33
Gameleira	52,64	55,17	$PT = 0,1264 * V^{-0,1842}$	0,22	0,421	100	100
Gangorra	54,4	27,03	$PT = 0,0547 * V^{-0,0973}$	0,12	0,139	0	0

Gavião	33,3	79,55	$PT = 75,6101 * V^{-1,5490}$	0,16	0,670	100	100
General Sampaio	322,2	79,07	$PT = 0,1159 * V^{-0,1775}$	0,25	0,113	100	100
Itaúna	72,58	25	$PT = 0,0804 * V^{-0,1967}$	0,22	0,598	0	0
Jaburu I	141	7,69	$PT = 0,0360 * V^{-0,1261}$	0,15	0,339	0	0
Jaburu II	101,64	100	$PT = 0,5367 * V^{-0,3206}$	0,74	0,000	100	100
Lima Campos	66,38	74,29	$PT = 0,2966 * V^{-0,5119}$	0,66	0,000	32,4	30,56
Missi	65,3	75,76	$PT = 0,1951 * V^{-0,2407}$	0,38	0,031	100	100
Orós	1940	80,56	$PT = 0,3691 * V^{-0,5331}$	0,71	0,000	42,5	43,22
Pacajus	232	83,33	$PT = 0,5086 * V^{-0,4352}$	0,39	0,001	100	100
Pacoti	380	79,07	$PT = 0,0234 * V^{0,3377}$	0,19	0,369	9,45	95,57
Patu	65,1	70,27	$PT = 0,2810 * V^{-0,5498}$	0,71	0,000	23,09	24,42
Pedras Brancas	456	19,44	$PT = 0,1808 * V^{-0,6465}$	0,8	0,000	7,3	11,38
Penedo	2,23	80	$PT = 0,2348 * V^{-0,2802}$	0,36	0,111	100	100
Pentecoste	360	82,61	$PT = 0,1505 * V^{-0,2179}$	0,54	0,000	100	100

Pesqueiro	9,03	90,91	$PT = 0,3497 * V^{-0,4547}$	0,55	0,001	72,07	85,81
Poço Do Barro	52	56,76	$PT = 0,3075 * V^{-0,6585}$	0,72	0,000	15,77	24,42
Pompeu Sobrinho	143	88,24	$PT = 0,4060 * V^{-0,5320}$	0,55	0,001	51,25	75,37
Riacho do Sangue	58,43	72,22	$PT = 0,3170 * V^{-0,4845}$	0,75	0,000	45,23	37,08
São Domingos	3,2	47,83	$PT = 0,0802 * V^{-0,1371}$	0,19	0,149	31,36	42,7
São Jose I	7,67	76,92	$PT = 0,4646 * V^{-0,4200}$	0,22	0,335	100	100
Sítios Novos	126	87,8	$PT = 0,2128 * V^{-0,1580}$	0,39	0,025	100	100
Taquara	320,78	14,29	$PT = 0,0226 * V^{0,0415}$	0,04	0,917	0	0
Tijuquinha	0,48	69,7	$PT = 0,0478 * V^{0,1057}$	0,08	0,400	1,54	96,88
Trussu	268,8	44,74	$PT = 0,2484 * V^{-0,5671}$	0,7	0,000	16,89	16,62
Valério	1,86	18,42	$PT = 0,0886 * V^{-0,2877}$	0,22	0,009	7,31	0,27
Várzea do Boi	51,91	87,5	$PT = 1,7125 * V^{-0,8867}$	0,57	0,008	53,81	65,79

Fonte: Autor, 2021

O coeficiente de correlação (R) apresentou valores superiores a 0,6 em 36% dos reservatórios; o p-value foi menor do que 0,05 em 68% dos reservatórios; as capacidades de armazenamento entre 5,6 a 6700 hm³, indicam que a regressão foi se adaptou bem para os reservatórios com baixas a elevadas capacidades de armazenamento.

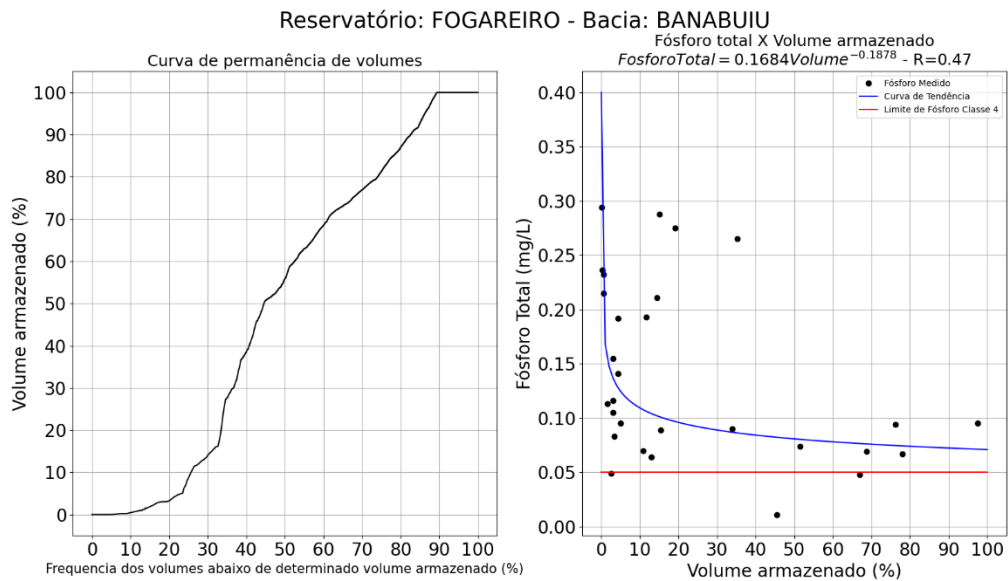
A maioria dos reservatórios apresentaram a capacidade entre 0,48 e 1000 hm³ e apenas 3 reservatórios acima dessa faixa. Os reservatórios com mais de 1000 hm³ apresentaram o tempo de indisponibilidade abaixo de 50%, eles possuem a maior representatividade da amostra, visto que a soma de suas capacidades é equivalente a 54,9 % da capacidade do Estado do Ceará.

O tempo de indisponibilidade hídrica devido ao fósforo apresentou as seguintes faixas: 78% reservatórios com o tempo maior do que 30%, 56% dos reservatórios com mais de 50% do tempo e 46% dos reservatórios com 70% do tempo.

A média do tempo de indisponibilidade hídrica para abastecimento humano nos açudes estudados foi de 51%, ponderada pela capacidade de armazenamento cada açude.

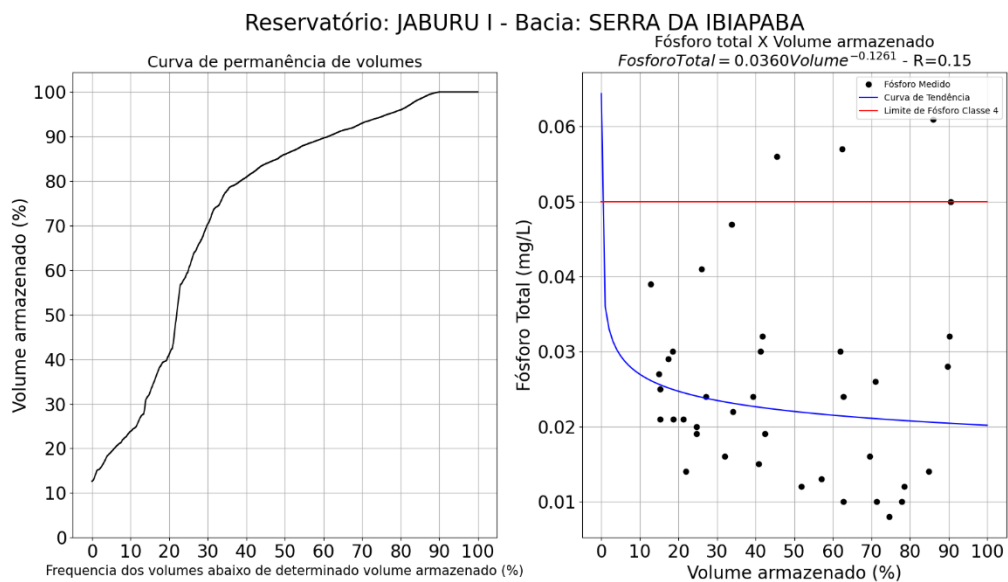
Uma série de reservatórios apresentaram o tempo de indisponibilidade devido ao fósforo em 100% ou 0% do tempo, esse fato ocorreu, pois, as curvas de estimativa da regressão ficaram acima ou abaixo do limite de classe 4 respectivamente, como pode ser observado na Figura 7 e 8.

Figura 7 – Curva de regressão do reservatório Fogareiro localizado na bacia do Banabuiú



Fonte: Autor, 2021.

Figura 8 – Curva de regressão do reservatório Jaburu I localizado na bacia da Serra da Ibiapaba



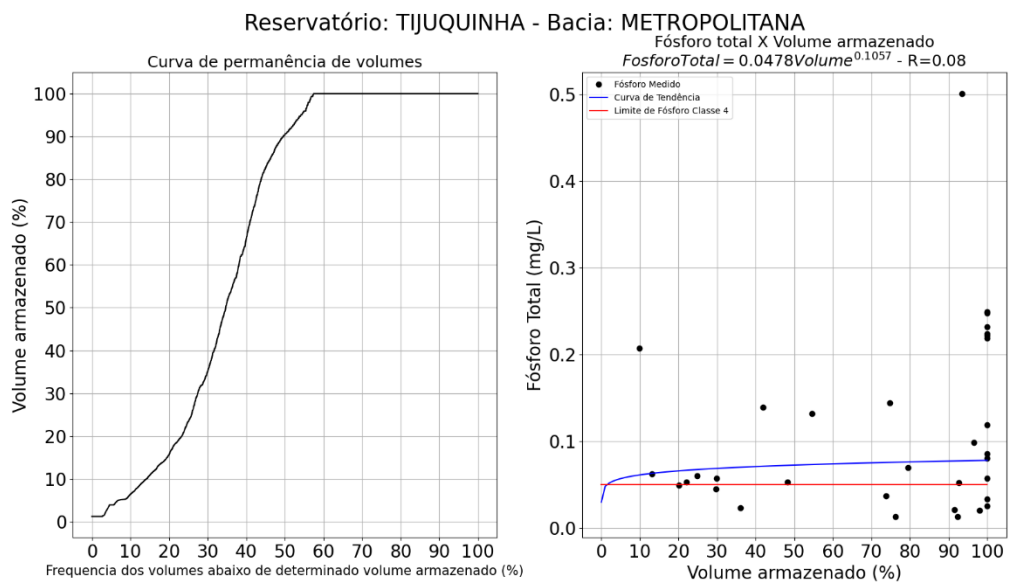
Fonte: Autor, 2021.

Os açudes Pacoti e Tijuinha apresentaram o comportamento da curva em que quanto maior o volume, maior era a concentração de fósforo medido, entretanto

o valor do coeficiente R foi baixo, portanto, não apresenta uma forte relação entre o volume e a concentração de fósforo medido.

No caso do Tijuquinha essa relação foi observada, porque a maioria dos dados foram obtidos quando o volume do reservatório estava em 100% da capacidade e com valores variando entre 0,03 a 0,25 mg/L, como observado na Figura 9.

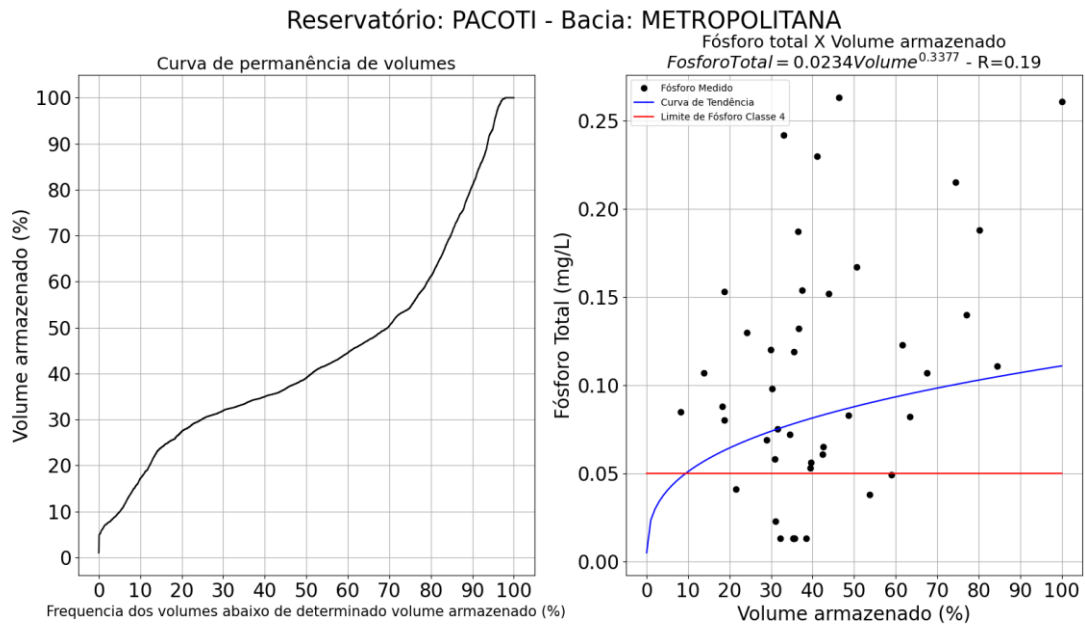
Figura 9 – Curva de correlação volume x fósforo total para o reservatório Tijuquinha localizado na bacia Metropolitana.



Fonte: Autor, 2021.

O reservatório Pacoti faz parte do Eixão das Águas um projeto governamental que transporta as águas do açude Castanhão até o reservatório Gavião para o abastecimento da Região Metropolitana de Fortaleza (RMF) por meio de canais de transposição. A contribuição de outros reservatórios na sua afluição pode influenciar na concentração de fósforo, por esse motivo observa-se um padrão de dispersão elevado das medidas de fósforo total para um dado volume, como é mostrado na Figura 10.

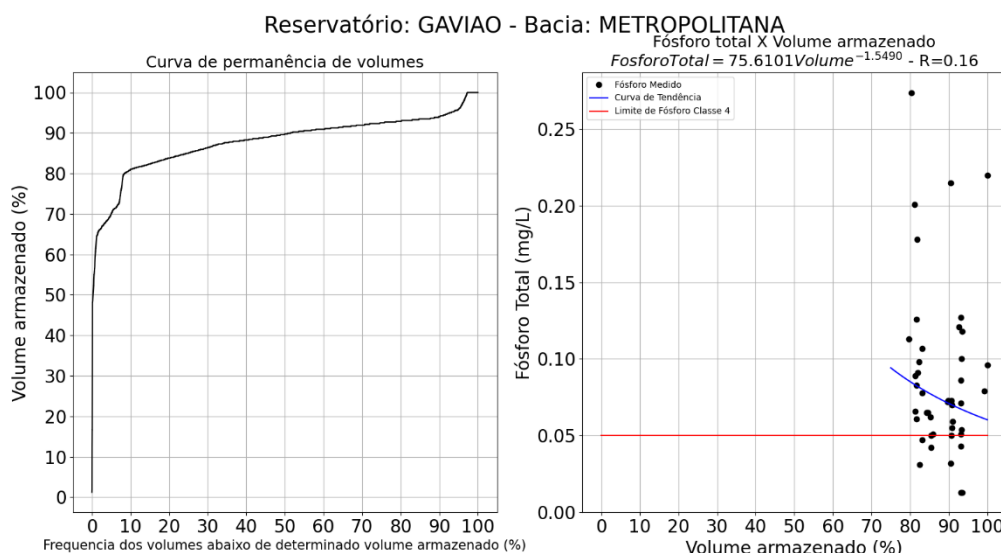
Figura 10 – Curva de correlação volume x fósforo total para o reservatório Pacoti localizado na bacia Metropolitana.



Fonte: Autor, 2021.

O reservatório Gavião é o responsável por fornecer a água que irá ser tratada pela Estação de Tratamento de Água (ETA- Gavião) e ETA-OESTE que abastecem a RMF. A operação da ETA foi concebida para funcionar por gravidade, por isso é realizada a manutenção do nível do açude na cota de 35 metros cerca de 80% da capacidade do reservatório Gavião (MENESCAL ET AL., 2003). Embora, sua faixa de volume sempre seja entre 70 e 100%, observa-se que o grau de dispersão das concentrações de fósforo (FIGURA 11) para um dado volume é elevado, reforçando a explicação dada para o reservatório Pacoti.

Figura 11 – Curva de correlação volume x fósforo total para o reservatório Gavião localizado na bacia Metropolitana.



Fonte: Autor, 2021.

5.2 Comparativo entre o modelo de regressão a partir de dados secundários da COGERH e o modelo de Wiegand et al. (2021)

O modelo de Wiegand et al. (2021) permite uma estimativa anual da classe trófica de reservatórios, possibilitando avaliar a evolução a longo prazo. Para fins de comparação, as estimativas de fósforo pelo modelo de regressão foram utilizadas para calcular os valores de IET diários e a partir destes, foi calculado o valor médio para representar o estado trófico anual.

A classificação utilizada no estudo foi a de Carlson (1977), na qual existem 4 classes: Oligotrófica e Mesotrófica para corpos hídricos que apresentam uma qualidade boa, e Eutrófica e Hipertrófica para fases mais avançadas no processo de eutrofização, logo apontando para uma qualidade pior do corpo hídrico.

Para apresentar melhor os resultados as Tabelas 5, 6 e 7 apresentam o percentual de tempo que o reservatório ficou em cada classe trófica para o modelo de Wiegand et al (2021), o modelo de regressão e os dados medidos pela COGERH, respectivamente.

Tabela 5 – Percentual de tempo em cada classe trófica do modelo de Wiegand et al. (2021).

Reservatório	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Orós	0%	0%	100%	0%
Aracoíaba	0%	0%	100%	0%
Arneiroz II	0%	0%	36%	64%
Banabuiú	0%	0%	100%	0%
Benguê	0%	0%	27%	73%
Canoas	0%	0%	54%	46%
Castanhão	0%	33%	67%	0%
Flor do Campo	0%	0%	40%	60%
Lima Campos	0%	0%	55%	45%
Pacoti	0%	0%	85%	15%
Patu	0%	0%	27%	73%
Pompeu Sobrinho	0%	0%	15%	85%
Riacho do Sangue	0%	0%	27%	73%
Várzea do Boi	0%	0%	17%	83%

Fonte: Autor, 2021

Tabela 6 – Percentual de tempo em cada classe trófica do modelo de regressão.

Reservatório	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Orós	0%	0%	75%	25%
Aracoiaba	0%	0%	85%	15%
Arneiroz II	0%	0%	55%	45%
Banabuiú	0%	0%	75%	25%
Benguê	0%	0%	82%	18%
Canoas	0%	15%	54%	31%
Castanhão	0%	0%	58%	42%
Flor do Campo	0%	0%	30%	70%
Lima Campos	0%	0%	73%	27%
Pacoti	0%	0%	85%	15%
Patu	0%	0%	64%	36%
Pompeu Sobrinho	0%	0%	38%	62%
Riacho do Sangue	0%	0%	55%	45%
Várzea do Boi	0%	0%	17%	83%

Fonte: Autor, 2021

Tabela 7 – Percentual de tempo em cada classe trófica dos dados medidos pela COGERH.

Reservatório	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Orós	0%	8%	50%	42%
Aracoíaba	0%	15%	62%	23%
Arneiroz II	0%	9%	27%	64%
Banabuiú	0%	17%	50%	33%
Benguê	0%	9%	64%	27%
Canoas	0%	23%	54%	23%
Castanhão	8%	17%	33%	42%
Flor do Campo	0%	0%	40%	60%
Lima Campos	0%	0%	45%	55%
Pacoti	0%	8%	54%	38%
Patu	0%	18%	55%	27%
Pompeu Sobrinho	0%	8%	31%	62%
Riacho do Sangue	9%	0%	27%	64%
Várzea do Boi	0%	17%	0%	83%

Fonte: Autor, 2021

O mais importante é a classe predominante do estado trófico em cada reservatório, ou seja, qual a classe que apresentou maior percentual de tempo (TABELA 8). A maior parte dos açudes apresentou a mesma classe predominante nos dois modelos e nos dados medidos, e aqueles que divergiram não apresentaram

grandes diferenças sendo o estado trófico mais próximo o que apresentou maior percentual.

Tabela 8 – Classe trófica predominante do modelo de Wiegand et al. (2021), regressão e dados medidos da COGERH.

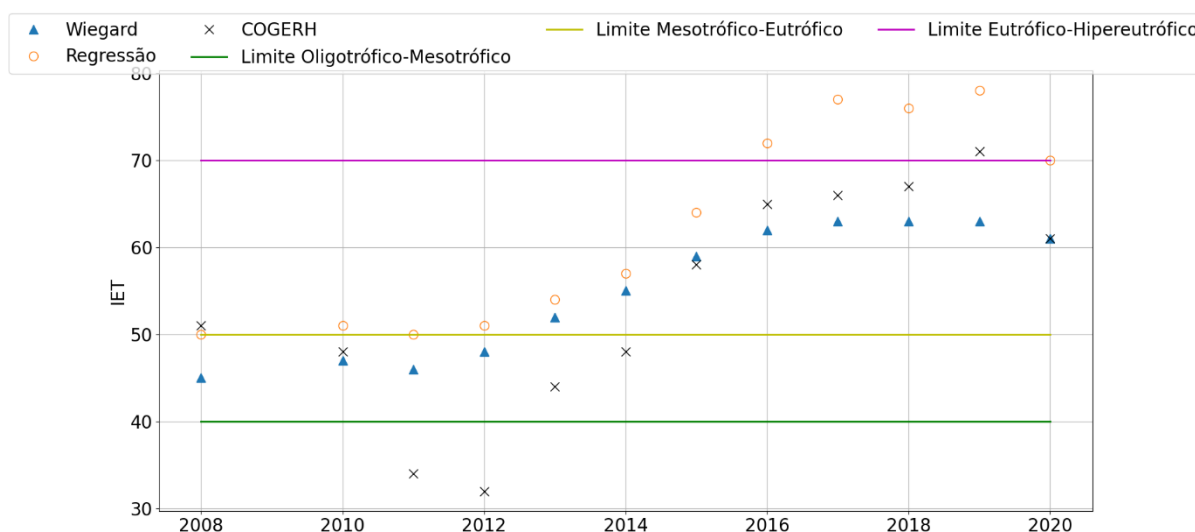
Reservatório	Classe predominante Wiegand et al. (2021)	Classe predominante Regressão	Classe predominante dados medidos COGERH
Orós	Eutrófico	Eutrófico	Eutrófico
Aracoiaba	Eutrófico	Eutrófico	Eutrófico
Arneiroz II	Hipereutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Banabuiú	Eutrófico	Eutrófico	Eutrófico
Benguê	Hipereutrófico	Eutrófico	Eutrófico
Canoas	Eutrófico	Eutrófico	Eutrófico
Castanhão	Eutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Flor do Campo	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico
Lima Campos	Eutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Pacoti	Eutrófico	Eutrófico	Eutrófico
Patu	Hipereutrófico	Eutrófico	Eutrófico
Pompeu Sobrinho	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico
Riacho do Sangue	Hipereutrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Várzea do Boi	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico

Fonte: Autor, 2021

Em termos de classe trófica predominante, os dois modelos acertaram a mesma quantidade de reservatórios, mostrando assim uma assertividade qualitativa similar.

O Castanhão mostrou uma distribuição diferente entre os modelos, essa diferença foi perceptível, pois a maioria dos dados estavam próximos ao limite de cada classe, portanto o modelo de regressão apresentou uma superestimativa comparada com o modelo de Wiegand et al. (2021). Como é possível observar nas Figura 12.

Figura 12 - Valores de IET do modelo de Wiegand et al. (2021) e modelo de regressão do reservatório Castanhão.



Fonte: Autor, 2021.

A elaboração da equação de IET do modelo de Wiegand et al. (2021), levou em consideração a transparência do disco de Secchi, a clorofila-a e o fósforo total, enquanto o modelo de regressão utiliza somente os dados de concentração de fósforo para a estimativa do valor do IET. Embora a fonte de dados seja diferente, em termos anuais a diferença entre os resultados não foi grande, mas as diferenças entre os valores podem ser explicadas por essa diferença entre os princípios da estimativa de cada modelo.

O modelo de Wiegand et al. (2021) foi concebido para estimar o IET anualmente, mas o modelo de regressão permite a estimativa mensal de modo que é possível avaliar a variação ao longo dos meses. Apesar das incertezas do método de

regressão, a estimativa da classe trófica permite reduzir a chance de erro, pois cada classe possui um espectro de valores de IET.

A disponibilidade de dados também é outro fator importante na escolha dos modelos, pois o de Wiegand et al. (2021) necessita de uma quantidade maior de dados (precipitação e volume) em comparação com o modelo de regressão que necessita apenas dos dados de volume.

5.3 Modelagem do balanço de fósforo

5.3.1 Calibração dos parâmetros

A tabela abaixo apresenta os valores dos parâmetros que apresentaram o melhor coeficiente de Nash-Sutcliffe e que apresentaram os resultados compatíveis com os dados medidos.

Tabela 9 - Parâmetros do modelo usados na simulação do reservatório São José I e Tijuquinha

Parâmetro	Valores São José I	Valores Tijuquinha*
CN	80	70
Área bacia (Km ²)	184,63	37,95
Demanda hídrica (L/s)	60	50
Capacidade do açude (m ³)	7.670.000	580.848
CF - Coeficiente de forma do reservatório	15.598	1.114
CA - Coeficiente de abertura do reservatório	2,67	2,52
A2 - Área da zona de deposição (m ²)	349.795	30.000
h2 - (m) Camada que, de acordo com Chapra e Canale (1991) apresenta interação com a água.	0,1	0,1
P% - Teor médio de fósforo no sedimento	0,0147	0,1
alfa - Porosidade	0,9	0,9
ro - Densidade (g/cm ³)	2,58	2,58
vs - Velocidade sedimentação (m/mês)	13,93	6,45
vr - Velocidade reciclagem (m/mês)	0,00826	0,00097
vb - Velocidade de fixação (m/mês)	0,00225	0,00256
Lp - Concentração de fósforo na afluência (mg/L)	0,22	0,34

*Dados do trabalho de Lira et al. (2020).

Fonte: Autor, 2021.

O valor para a velocidade de sedimentação foi comparado com o trabalho de Chapra e Canale (1991) que estimou um valor de 3,52 m/mês para um reservatório de clima temperado, ou seja 3,95 vezes menor do que o do reservatório São José I. A diferença entre os valores é explicada pela relação da velocidade de sedimentação e o coeficiente de decaimento de fósforo, que para reservatórios do semiárido são 4 vezes maiores do que os de clima temperado de acordo com estimativas de Toné e Lima Neto (2016). O valor de v_s de Lira et al. (2020) subsidia a relação entre o coeficiente de decaimento e a velocidade, pois em seu estudo adota-se um K_s duas vezes maior do que o de Chapra e Canale (1991), pois o reservatório Tijuquinha apresenta um clima mais próximo ao tropical do que do semiárido.

A velocidade de fixação foi similar para este estudo e o de Lira et al. (2020), em contrapartida a velocidade de reciclagem foi da ordem de 8 vezes maior. A diferença entre os valores, pode ser explicada pela diferença de comportamento entre os reservatórios, pois o Tijuquinha enche e seca praticamente todos os anos, enquanto o São José I tende a manter seu volume ao longo do tempo, tendo apenas secado uma vez.

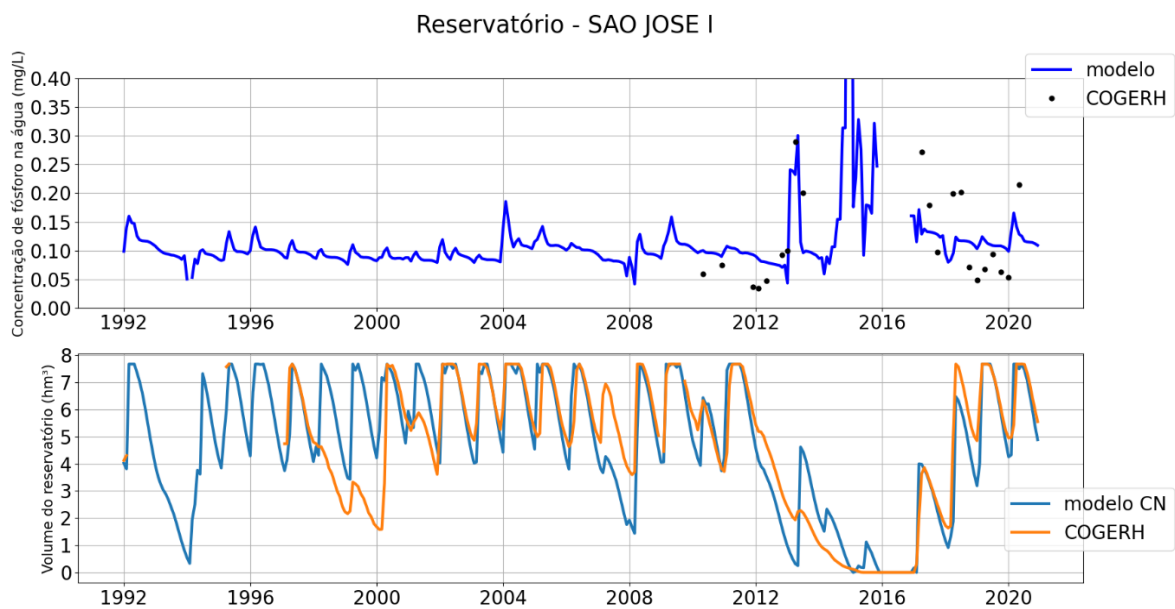
O coeficiente de Nash e Sutcliffe (1970) foi de 0,36, um valor razoavelmente satisfatório, tendo em vista que apenas 21 dados foram medidos de forma pontual no reservatório.

A concentração de fósforo na afluência e o teor médio de fósforo no sedimento foram estimados em campanhas de coleta realizadas por Lima Neto et al. (submetido).

5.3.2. Desempenho do modelo de balanço de fósforo

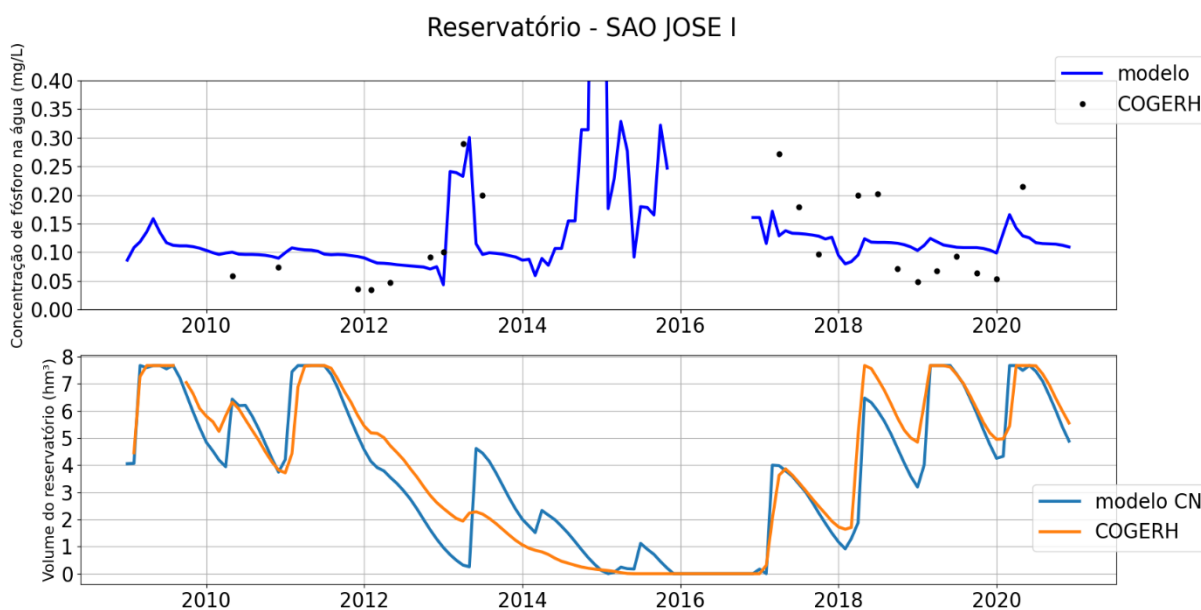
A Figura 13 apresenta as concentrações de fósforo simuladas em comparação com os dados medidos para o reservatório São José I e a Figura 14 apresente um maior detalhamento para o período que teve dados medidos.

Figura 13 - Concentração de fósforo na coluna de água do reservatório São José I simulado e medido



Fonte: Autor, 2021.

Figura 14 - Concentração de fósforo na coluna de água do reservatório São José I simulado e medido detalhando o período de dados medidos.



Fonte: Autor, 2021.

A concentração de fósforo apresentou alta variação da concentração à medida que o reservatório estava mais seco e baixa variação com volumes mais elevados. A variação em períodos que o volume está menor é esperado, pois ao perder água por evaporação, a concentração de fósforo aumenta.

As fontes de fósforo que entram na coluna de água são provenientes de cargas externas, como as vazões afluentes e despejo de efluentes, e cargas internas dos sedimentos no fundo do reservatório que acumulam o fósforo sedimentado e em determinadas situações, podem disponibilizar o fósforo de volta para a coluna de água. (LIJKLEMA ET AL., 1994; GRANÉLI, 1999; WU ET AL., 2001; YU ET AL., 2017).

Os reservatórios do semiárido quando passam por períodos extensos de seca apresentam uma redução das cargas externas de fósforo, desta forma aumentando a importância dos processos de cargas internas dos sistemas. (CAVALCANTE ET AL., 2018).

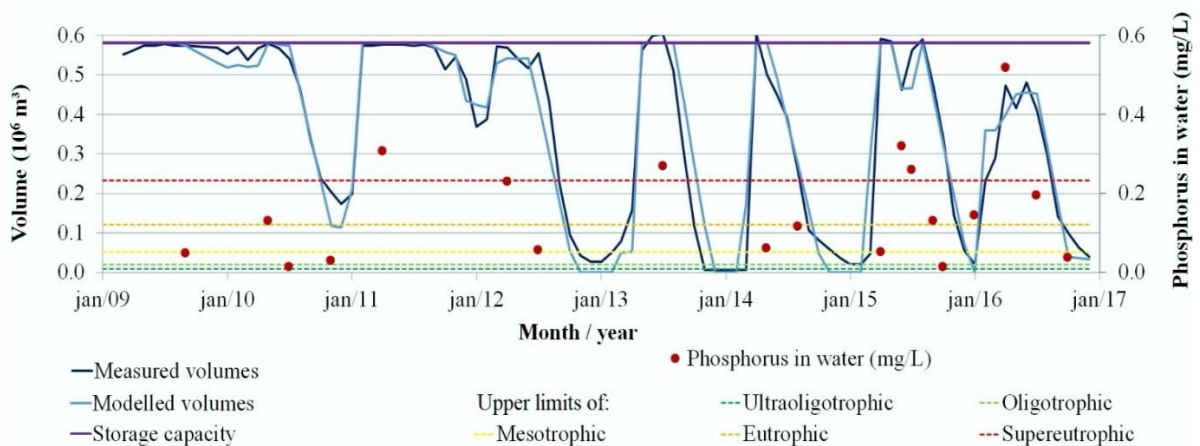
Os períodos prolongados de seca são caracterizados por baixas vazões de entrada no reservatório e redução da altura da coluna de água, desta forma permitindo uma maior atuação dos ventos na mistura dos sedimentos com a água presente no açude e provocando uma ressuspensão do fósforo dos sedimentos. O aumento da

taxa de fósforo na coluna de água resultante da ressuspensão de sedimentos é relatado em diversos estudos (FAN ET AL., 2001; SØNDERGAARD ET AL., 1993; SØNDERGAARD ET AL., 1992).

A concentração de oxigênio na região dos sedimentos também é um fator de extrema importância para determinar a intensidade da ressuspensão de fósforo para a coluna de água. O hidróxido de ferro (FeOH_3), presente no sedimento apresenta uma enorme capacidade de adsorção de fósforo em condições aeróbicas, entretanto em condições anóxicas a força da adsorção é reduzida e ocorre uma liberação do fósforo para a coluna de água (CAVALCANTE ET AL., 2018). Trabalhos como de Mortimer et al. (1971) e Lima Neto et al. (submetido) apresentam valores limites de concentração de oxigênio dissolvido (OD) para liberação do fósforo do sedimento que são $\text{OD} < 1\text{-}2 \text{ mg/L}$ e $1,5 \text{ mg/L}$, respectivamente.

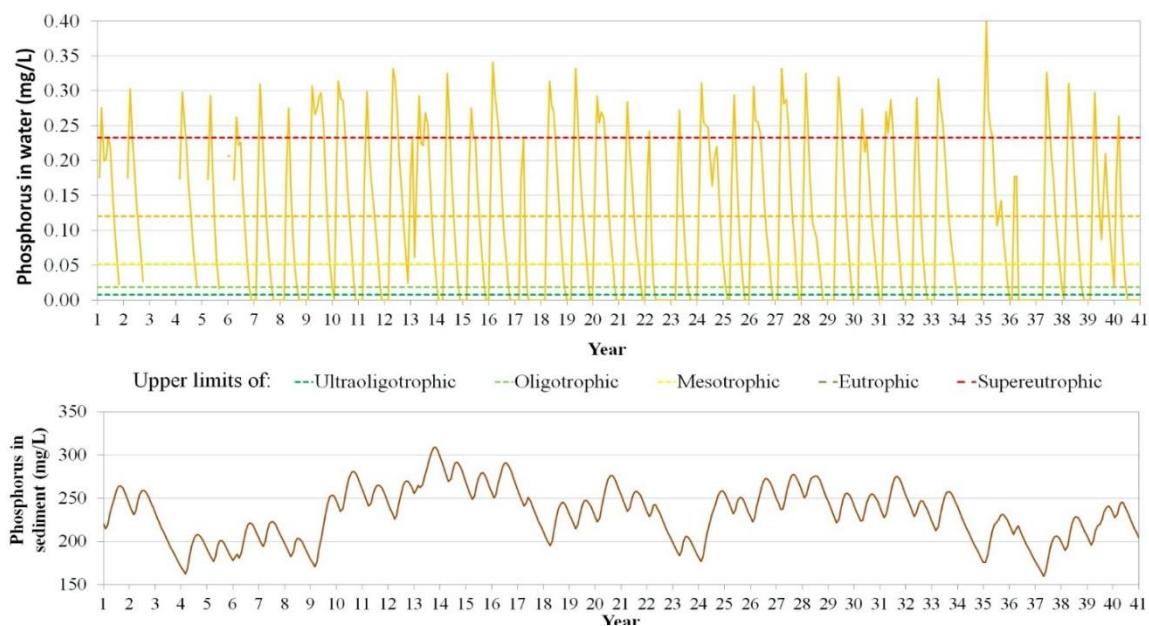
O estudo feito por Lira et al. (2020) apresenta a simulação do reservatório Tijuquinha que utiliza o modelo adaptado de Chapra e Canale (1991), que foi utilizado neste estudo. Para fins comparativos observa-se os resultados obtidos apresentados nas Figuras 15 e 16.

Figura 15 - Variação do volume no reservatório Tijuquinha simulado e medido de Lira et al. (2020)



Fonte: Lira et al., 2020.

Figura 16 – Concentração de fósforo na coluna de água (superior) e no sedimento (inferior) no reservatório Tijuquinha simulado e medido de Lira et al. (2020)



Fonte: Lira et al., 2020.

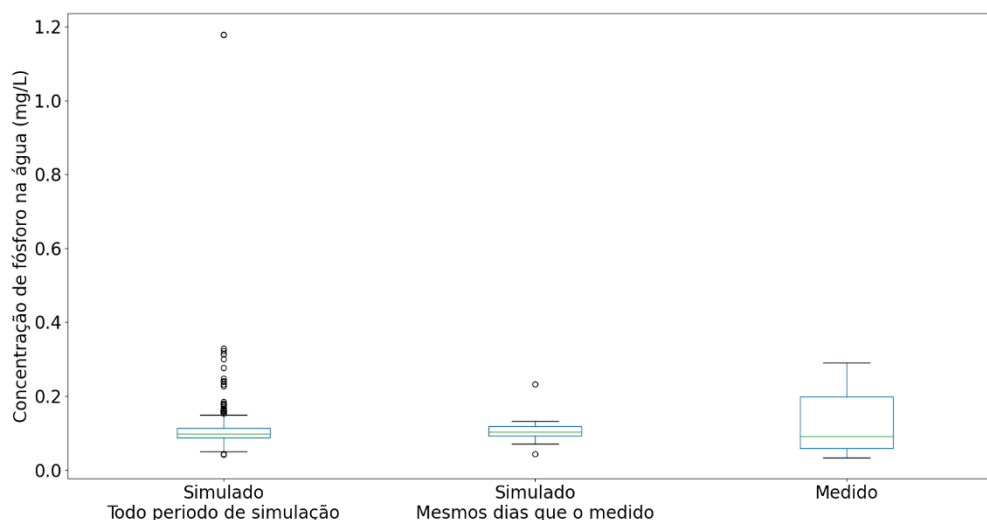
O reservatório Tijuquinha apresenta como sua característica a capacidade de secar e encher anualmente, por esse motivo, observa-se uma grande variação nos valores da concentração de fósforo na coluna de água, diferente do São José I que apresentou poucos períodos de secagem do reservatório.

A presença de água no reservatório São José I por períodos mais longos reflete a menor variação da concentração de fósforo ao longo dos meses, em que as variações mais abruptas foram observadas quando o reservatório passou por um período de estiagem mais prolongado.

O estudo de Lira et al.(2020) reforça a hipótese de que grandes variações de volume em reservatórios com baixa quantidade de água, refletem em grandes variações da concentração de fósforo na coluna de água para o modelo utilizado, como ocorre no período entre 2012 a 2017 da simulação do reservatório São Jose I.

A primeira comparação entre os dados medidos e simulados é mostrado na Figura 17 abaixo, em que se apresenta o grau de dispersão em um diagrama de caixa das mesmas datas das medições.

Figura 17 - Diagrama de caixa para os valores de concentração de fósforo simulados e medidos ao longo do mesmo período e para o período completo de simulação



Fonte: Autor, 2021.

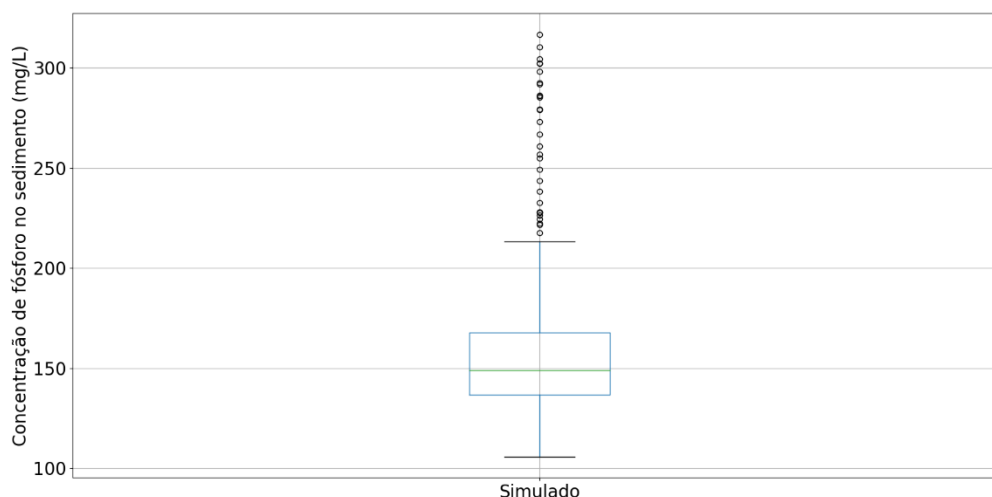
O diagrama acima mostra que os dados medidos apresentaram uma dispersão maior, entretanto é notável que o valor da mediana é semelhante. O padrão apresentado é similar ao do trabalho de Lira (2020) que ressalta a diferença entre a representatividade dos dados, pois o medido é resultado da coleta de um ponto do reservatório, enquanto o valor simulado tenta representar uma situação média do reservatório como um todo.

Os valores de offset mostrados nos dados simulados para todo o período da simulação incorporam o período em que o reservatório apresentou volumes baixos e uma grande variação nas concentrações de fósforo, inclusive apresentando um valor em torno de 1,2 mg/L que está fora da faixa dos outros valores simulados.

Na campanha realizada no âmbito do estudo de Lima Neto et al. (submetido) foi coletada uma amostra do sedimento para estimativa das frações de fósforo, na qual obteve-se um valor de 151,54 mg/L, que foi utilizado como norteador na performance da dinâmica de fósforo que o modelo apresentava.

O diagrama apresentado na Figura 18 apresenta os valores da concentração de fósforo no sedimento, obtidos através da simulação.

Figura 18 - Diagrama de caixa para os valores de concentração de fósforo simulados no sedimento.



Fonte: Autor, 2021.

Observa-se que o valor da mediana apresentado pelo diagrama é próximo ao medido em campo por Lima Neto et al. (submetido). Embora, um número considerável de dados se apresentou como outliers, esse comportamento pode ser esperado, devido ao fato dos baixíssimos volumes apresentados entre os anos de 2012 e 2017 do período de estudo, mesmo período que grandes variações de volumes foram observadas.

No período de seca prolongada dois processos são evidenciados: o primeiro é o aumento da concentração na água apresentando grandes variações nas concentrações, que ocorrem devido a perda de volume de água para a evaporação, reduzindo o volume de água, mas mantendo a massa de fósforo; o segundo é o enriquecimento de nutriente do sedimento que ocorre intensamente pois com concentrações elevadas na coluna de água ocorre uma intensa transferência de fósforo para a camada de sedimentos, como é descrito pela Equação 9.

Segundo Moura et al. (2020), reservatórios que apresentaram baixa taxa de precipitação e uma maior disponibilidade de fósforo no sedimento tendem a liberar mais fósforo para a coluna de água.

Com a secagem do reservatório a massa de fósforo presente na coluna de água passa a se depositar no fundo do reservatório, aumentando assim a concentração de fósforo no sedimento e por ser um período de seca prolongada as taxas de

precipitação foram baixas, de modo que o período de 2012 a 2017 se encaixa no padrão relatado por Moura et al. (2020).

Figura 19 - Variação da concentração de fósforo no sedimento do açude São José I.



Fonte: Autor, 2021.

Na Figura 19 observa-se que no período de seca prolongada ocorre uma elevação abrupta da concentração de fósforo no sedimento. O estudo de Lira et al. (2020), mostrou que o reservatório Tijuquinha que enchia e secava anualmente, não apresentava grandes variações na concentração de fósforo no sedimento, entretanto deve ser pontuado uma série de diferenças entre os reservatórios como: magnitude da capacidade hídrica (Tijuquinha: 0,58 hm³; São José I: 7,67hm³), carga de fósforo afluente média (Tijuquinha:42,59 Kg P/mês; São José I:235,39 Kg P/mês) e padrão de vertimento do açude pelas cheias que tem influência na descarga de fósforo do reservatório.

5.3.3 Estimativa do tempo de indisponibilidade hídrica

A indisponibilidade hídrica é estimada a partir ao tempo em que o reservatório, de acordo com os dados simulados, fica acima do limite da Classe 4 e pode ser visualizado na Figura 20.

Figura 20 – Concentração de fósforo total simulada para o São Jose I

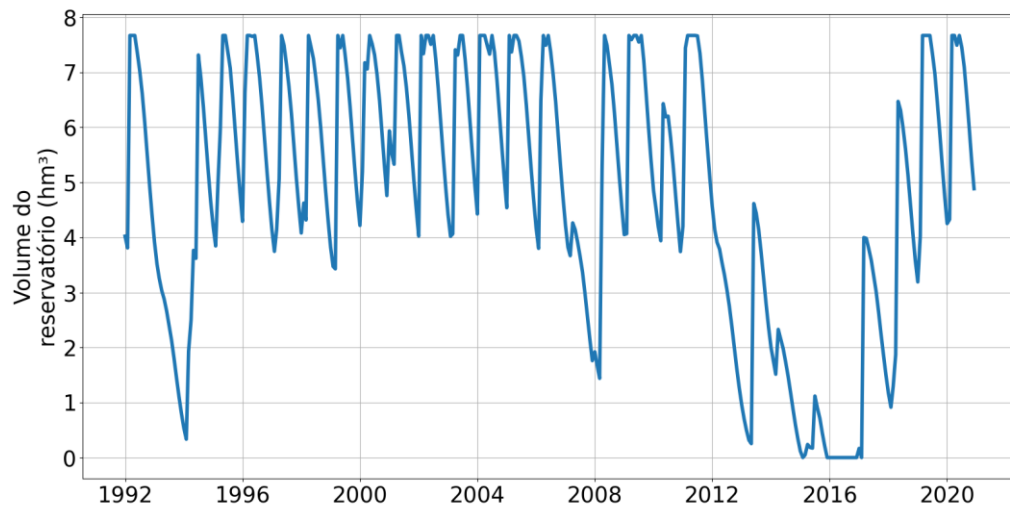


Fonte: Autor, 2021.

De acordo com a Figura acima, observa-se que na maior parte do tempo (cerca de 99%), o reservatório apresentou concentrações de fósforo acima do limite estabelecido, com apenas 3 meses com valores abaixo do limite. Para os dados medidos pela COGERH, observou-se que 81% dos dados estavam acima do limite estabelecido, de modo que a ordem de grandeza do modelo e do observado foi similar.

O vazio de dados apresentado no gráfico é explicado pela Figura 21, pois no período que o reservatório apresentou volume zero foi assumido valores vazios de concentração de fósforo na água.

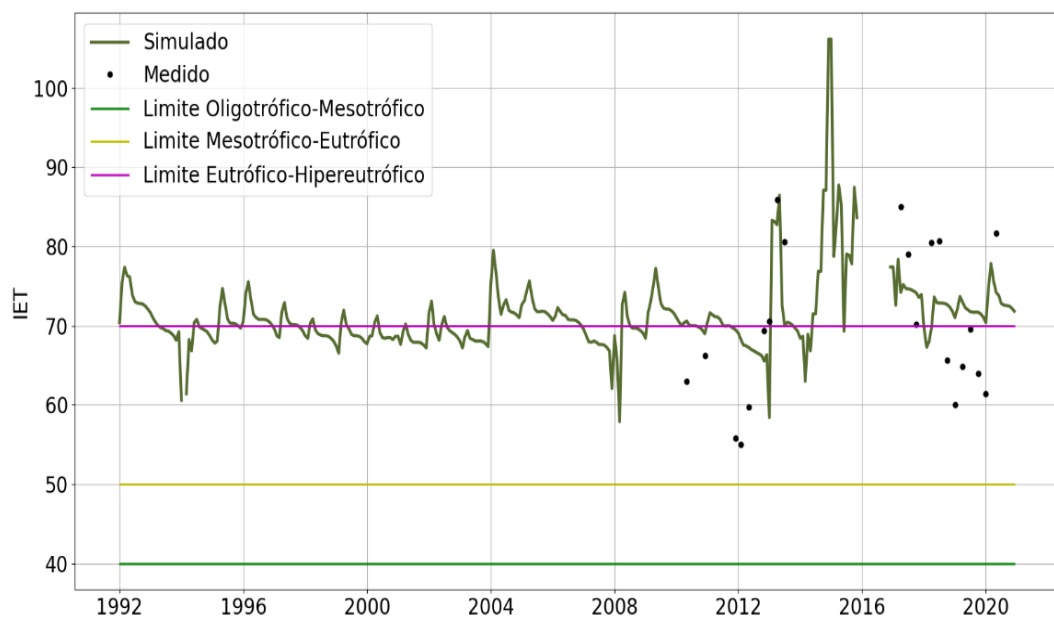
Figura 21 - Variação do volume do açude São José I



Fonte: Autor, 2021.

A dinâmica do estado trófico do açude São José I no período de estudo está representada na Figura 22.

Figura 22 – Valores de IET calculados pela concentração de fósforo simulado para o reservatório São José I



Fonte: Autor, 2021.

O reservatório apresentou somente 2 estados de trofia no período de estudo tanto para os dados simulado (62,40% Hipereutrófico e 37,60% Eutrófico) como para os dados medidos (42,86% Hipereutrófico e 57,14% Eutrófico), portanto o açude apresentou baixa qualidade da água de acordo com Carlson (1977).

Embora, a classe trófica predominante tenha sido diferente, o modelo foi capaz de apresentar somente as classes tróficas apresentadas pelos dados medidos, sendo um indicativo de que, a estimativa qualitativa da classe do reservatório foi satisfatória.

6 CONCLUSÕES

No trabalho foi possível estimar o impacto da eutrofização sobre a disponibilidade hídrica para abastecimento humano dos açudes estratégicos do Ceará, utilizando dados secundários de qualidade da água e volume de armazenamento de água medidos pela Companhia de Gestão de Recursos Hídricos – COGERH, e por meio de modelagem do balanço de fósforo.

O método de geração das curvas de regressão entre fósforo e volume de água armazenado nos açudes, associado a curva de permanência de volumes, permitiu a estimativa do tempo médio e individual que os açudes permanecem com padrão de qualidade compatível com a classe 4 da Resolução CONAMA 357/2005, ou seja, não estariam disponíveis para o abastecimento humano. O Estado do Ceará esteve cerca de metade do tempo com reservatórios na classe 4, este valor representa uma média ponderada pela capacidade de armazenamento de cada açude. De forma geral, 24 reservatórios apresentaram-se nesse padrão de qualidade em mais de 70% do tempo, enquanto 11 reservatórios em menos de 30% do tempo.

O modelo de Chapra e Canale (1991) adaptado por Lira et al. (2020) representou de forma satisfatória o comportamento médio da concentração de fósforo total na água quando comparado aos dados observados, chegando a um valor de coeficiente de Nash e Sutcliffe (1970) de 0,36, entretanto, observou-se que não foi capaz de reproduzir a amplitude dos valores medidos, comportamento similar ao apresentado pelo trabalho de Lira et al. (2020).

O método baseado em dados secundários permitiu a estimativa de forma satisfatória da indisponibilidade hídrica pela presença de fósforo, com uma quantidade

menor de dados do que o método de Wiegand et al. (2021). O modelo de Chapra e Canale (1991), por necessitar de calibração dos parâmetros, necessita de uma quantidade maior de informações, entretanto é bastante útil em situações que o tempo de monitoramento é curto, portanto, dificultando a estimativa pelo método da regressão.

Os corpos hídricos com os parâmetros de qualidade que tecnicamente os enquadrem em Classe 4 da Resolução CONAMA 357/2005 não são indicados para o abastecimento humano mesmo após tratamento. Entretanto, na prática o abastecimento não é suspenso quando os mananciais apresentam essa condição, enquanto a água disponibilizada pela CAGECE atende os padrões de potabilidade da Portaria nº 888 do Gabinete do Ministro do Ministério da Saúde, de 04 de maio de 2021. Porém, a piora da qualidade da água demanda um aumento dos insumos para o tratamento da água, podendo elevar o seu custo, além de existir a possibilidade de alcançar uma limitação de tecnologia do tratamento.

REFERÊNCIAS

- ARAÚJO, J. C. de. Assoreamento em reservatórios do semi-árido: modelagem e validação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 8, n. 2, p. 39-56, 2003.
- ARAÚJO, J. C. de.; GÜNTNER, Andreas; BRONSTERT, Axel. Loss of reservoir volume by sediment deposition and its impact on water availability in semiarid Brazil. **Hydrological Sciences Journal**, United Kingdom, v. 51, n. 1, p. 157-170, 2006.
- ARAÚJO, J. C. de. Gestão das águas de pequenos açudes na região semiárida. **Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas**, Campina Grande, p. 307-324, 2011.
- ARAÚJO, J. C. de.; BRONSTERT, Axel. A method to assess hydrological drought in semi-arid environments and its application to the Jaguaribe River basin, Brazil. **Water International**, [s.l.], v. 41, n. 2, p. 213-230, 2016.
- AMIN, MG Mostofa et al. Simulating hydrological and nonpoint source pollution processes in a karst watershed: A variable source area hydrology model evaluation. **Agricultural Water Management**, Netherlands, v. 180, p. 212-223, 2017.
- BARBOSA, José Etham de Lucena et al. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 24, p. 103-118, 2012.
- BOUVY, Marc et al. Limnological features in Tapacurá reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. **Hydrobiologia**, Netherlands, v. 493, n. 1, p. 115-130, 2003.
- BRAGA, Gustavo Girão et al. Influence of extended drought on water quality in tropical reservoirs in a semiarid region. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 27, p. 15-23, 2015.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente Resolução CONAMA nº. 357/2005, 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**. 2005.
- BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 8 jan. 1997b.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria GM/MS Nº 888 de 04 de maio de 2021. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 04 de mai. de 2021

CAMPOS, J. N. B. Paradigms and public policies on drought in Northeast Brazil: a historical perspective. **Environmental Management**, New York, v. 55, n. 5, p. 1052-1063, 2015.

CAMPOS, José Nilson B. Águas superficiais no semiárido brasileiro: Desafios ao atendimento aos usos múltiplos. **Recursos Hídricos em regiões áridas e semiáridas**, Campina Grande, v. 1, p. 250-268, 2011.

CARLSON, Robert E. A trophic state index for lakes 1. **Limnology and oceanography**, Waco, v. 22, n. 2, p. 361-369, 1977.

CAVALCANTE, H. et al. Phosphorus fractionation in sediments of tropical semiarid reservoirs. **Science of the Total Environment**, Netherlands, v. 619, p. 1022-1029, 2018.

CEARÁ, Assembleia Legislativa. Plano Estratégico dos Recursos Hídricos do Ceará. **Pacto das Águas**. Fortaleza. 408 p. INESP, 2008.

CHAPRA, S. C. Phosphorus Loading Concept. In: _____. **Surface water-quality modeling**. New York: McGraw-Hill, 1997. cap. 29, p. 534-559.

CHAPRA, S. C.; CANALE, R. P. Long-term Phenomenological Model of Phosphorus and Oxygen for Stratified Lakes. **Water Research**, [s.l.], v. 25, n. 6, p. 707-715, 1991.

CHOW, V. T.; MAIDMENT, D. R.; MAYS, L. W. Applied Hydrology McGraw-Hill Book Company. **New York**, 1988.

CEARÁ. Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. Diretoria de Operações Gerência de Desenvolvimento Operacional. **Qualidade das águas dos açudes monitorados pela COGERH – campanha de novembro/2019**. Fortaleza, 2019.

CIRILO, José Almir. Políticas públicas de recursos hídricos para o semi-árido. **Estudos avançados**, São Paulo, v. 22, p. 61-82, 2008.

COELHO, Christine et al. In situ and satellite observation of CDOM and Chlorophyll-a dynamics in small water surface reservoirs in the Brazilian semiarid region. **Water**, Switzerland, v. 9, n. 12, p. 913, 2017.

CONLEY, Daniel J. et al. Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. **Science**, New York, v. 323, n. 5917, p. 1014-1015, 2009.

UNITED STATES. SOIL CONSERVATION SERVICE. ENGINEERING DIVISION. **Urban hydrology for small watersheds**. Engineering Division, Soil Conservation Service, US Department of Agriculture, 1986.

ESTEVEZ, F.A. Fundamentos de limnologia. Rio de Janeiro: Editora **Interciência**, 2011. 826p.

FAN, Cheng-xin; ZHANG, Lu; QU, Wen-chuan. Lake sediment resuspension and caused phosphate release-a simulation study. **Journal of Environmental Sciences**, China, v. 13, n. 4, p. 406-410, 2001.

FINKLER FERREIRA, T.; MARQUES, DML Da Motta. Aplicação de Phoslock® para remoção de fósforo e controle de cianobactérias tóxicas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 14, n. 2, 2009.

FRIEDL, Gabriela; WÜEST, Alfred. Disrupting biogeochemical cycles-Consequences of damming. **Aquatic Sciences**, Switzerland, v. 64, n. 1, p. 55-65, 2002.

GALVÃO, Jucilene; BERMANN, Célio. Crise hídrica e energia: conflitos no uso múltiplo das águas. **Estudos avançados**, São Paulo, v. 29, p. 43-68, 2015.

GRANÉLI, Wilhelm. Internal phosphorus loading in Lake Ringsjön. In: **Nutrient reduction and biomanipulation as tools to improve water quality: The Lake Ringsjön story**. Springer, Dordrecht, 1999. p. 19-26.

HARRISON, John A. et al. Magnitudes and sources of dissolved inorganic phosphorus inputs to surface fresh waters and the coastal zone: A new global model. **Global Biogeochemical Cycles**, United States, v. 24, n. 1, 2010.

HORNE, A. J.; GOLDMAN, C. R. Limnology, 2nd. **Ed. McGraw Hill. California**, 1994.

KRATZER, Charles R.; BREZONIK, Patrick L. A carlson-type trophic state index for nitrogen in Florida lakes 1. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, United States, v. 17, n. 4, p. 713-715, 1981.

LAMPARELLI, M. C. et al. Atlas de cianobactérias da bacia do Alto Tietê. **São Paulo: CETESB**, 2014.

LAMPARELLI, Marta Condé. **Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

LEMO, W.E.D.; SOUZA FILHO, F. A. GERENCIAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA NO SEMIÁRIDO: PROPOSTA DE UM MODELO DE GESTÃO. In: Francisco de Assis de Souza Filho; José Nilson B. Campos; Sandra H. S. Aquino. (Org.). **Gerenciamento de Recursos Hídricos no Semiárido**. 1ed. Fortaleza: Expressão Gráfica, 2013, v.1, p. 511-540.

LIJKLEMA, L.; KOELMANS, A. A.; PORTIELJE, R. Water quality impacts of sediment pollution and the role of early diagenesis. **Water Science and Technology**, [s.l.], v. 28, n. 8-9, p. 1-12, 1993.

LIMA, Berthyer Peixoto; MAMEDE, George Leite; LIMA, Iran Eduardo. Monitoramento e modelagem da qualidade de água em uma bacia hidrográfica semiárida. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 23, p. 125-135, 2018.

LIRA, C.C.S. **Modelagem do impacto do manejo do sedimento sobre o nível trófico do Açude**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.

LIRA, Camila; MEDEIROS, Pedro HA; NETO, IRAN E. Modelling the impact of sediment management on the trophic state of a tropical reservoir with high water storage variations. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 92, 2020.

MAMEDE, George L. et al. Overspill avalanching in a dense reservoir network. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, United States, v. 109, n. 19, p. 7191-7195, 2012.

MAILLARD, Philippe; SANTOS, Nádia Antônia Pinheiro. A spatial-statistical approach for modeling the effect of non-point source pollution on different water quality parameters in the Velhas river watershed–Brazil. **Journal of Environmental Management**, United Kingdom, v. 86, n. 1, p. 158-170, 2008.

MALVEIRA, Vanda Tereza Costa; ARAÚJO, José Carlos de; GÜNTNER, Andreas. Hydrological impact of a high-density reservoir network in semiarid northeastern Brazil. **Journal of Hydrologic Engineering**, United States, v. 17, n. 1, p. 109-117, 2012.

MEDEIROS, Pedro; SIVAPALAN, Murugesu. From hard-path to soft-path solutions: slow–fast dynamics of human adaptation to droughts in a water scarce environment. **Hydrological Sciences Journal**, United Kingdom, v. 65, n. 11, p. 1803-1814, 2020.

MENESCAL, Rogério A. et al. Gestão dos Recursos Hídricos e a Garantia do Abastecimento Humano de Grandes Aglomerados Urbanos no Semi-Árido–O Caso de Fortaleza. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 9, n. 1, p. 217-232, 2004.

MIRANDA, M. A. C. N. **Medidas de mitigação para controle e manejo das florações de cianobactérias em um sistema raso tropical**. 2017. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2017.

MORTIMER, Clifford H. CHEMICAL EXCHANGES BETWEEN SEDIMENTS AND WATER IN THE GREAT LAKES-SPECULATIONS ON PROBABLE REGULATORY MECHANISMS 1. **Limnology and Oceanography**, Waco, v. 16, n. 2, p. 387-404, 1971.

MOURA, Diana S. et al. Modeling phosphorus exchange between bottom sediment and water in tropical semiarid reservoirs. **Chemosphere**, Oxford, v. 246, p. 125686, 2020.

NASCIMENTO, Luciano; AGOSTINHO, Lourdes Cristina Lucena; CAVALCANTI, Bernadete F. Estudo da mitigação da eutrofização do Açude Velho pela eletrólise. **Eclética Química Journal**, Araraquara, v. 39, n. 1, p. 107-119, 2014.

NASH, J. Eamonn; SUTCLIFFE, Jonh V. River flow forecasting through conceptual models part I—A discussion of principles. **Journal of hydrology**, Amsterdam, v. 10, n. 3, p. 282-290, 1970.

ANDRADE PACHECO, Carlos Henrique; OVRUSKI DE CEBALLOS, Beatriz Susana; LIMA NETO, Iran Eduardo. UMA ANÁLISE DE REGRESSÃO PARA DETERMINAÇÃO DO NÍVEL DE EUTROFIZAÇÃO DE UM RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica**, Chile, v. 9, n. 2, p. 274-289, 2016.

PANTANO, GLAUCIA **Recuperação de reservatórios eutrofizados por atividades antrópicas: estudos em microcosmos**. 2016. Tese (Doutorado em Química) – Centro de Ciências Exatas, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2016.

PEREIRA, Bruno et al. Assessment of the geometry and volumes of small surface water reservoirs by remote sensing in a semi-arid region with high reservoir density. **Hydrological Sciences Journal**, United Kingdom, v. 64, n. 1, p. 66-79, 2019.

PIZA, FJT. Relatório de Situação dos Recursos Hídricos Bacia Hidrográfica do Alto Tietê-UGRHI 06. 2013.

PORTO, R.L.L. (Org.). (1991) Hidrologia Ambiental. 1 ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. Coleção ABRH de Recursos Hídricos, v.3. 411 p.

QUEVEDO, Claudia Maria Gomes; PAGANINI, Wanderley Silva. A disponibilização de fósforo nas águas pelo uso de detergentes em pó: aspectos ambientais e de Saúde Pública. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 23, p. 3891-3902, 2018.

SALAS, Henry J.; MARTINO, Paloma. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. **Water research**, [s.l.], v. 25, n. 3, p. 341-350, 1991.

SALLA, Marcio Ricardo et al. Estudo da autodepuração do Rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do Rio Dourados. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 18, p. 105-114, 2013.

SARTORI, Aderson; LOMBARDI NETO, Francisco; GENOVEZ, Abel Maia. Classificação hidrológica de solos brasileiros para a estimativa da chuva excedente com o método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 10, n. 4, p. 05-18, 2005.

SEMINÁRIO IBEROAMERICANO SOBRE SISTEMAS DE ABASTECIMENTO URBANO DE ÁGUA, 6., 2006, João Pessoa [...]. **Análise da vazão de diluição de**

poluentes em sistema de otimização integrado de dois reservatórios em série no semi-árido nordestino. João Pessoa.

SILVA, Daniel Clemente Vieira Rêgo da et al. Avaliação da eficiência de um índice de estado trófico na determinação da qualidade da água de reservatórios para abastecimento público. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 23, p. 627-635, 2018.

SØNDERGAARD, Martin; KRISTENSEN, Peter; JEPPESEN, Erik. Phosphorus release from resuspended sediment in the shallow and wind-exposed Lake Arresø, Denmark. **Hydrobiologia**, Netherlands, v. 228, n. 1, p. 91-99, 1992.

SØNDERGAARD, Martin; KRISTENSEN, Peter; JEPPESEN, Erik. Eight years of internal phosphorus loading and changes in the sediment phosphorus profile of Lake Søbygaard, Denmark. In: **Proceedings of the Third International Workshop on Phosphorus in Sediments**. Springer, Dordrecht, 1993. p. 345-356.

TONÉ, A. J. A. ; LIMA NETO, I. E. Dinâmica do fósforo em reservatórios do semiárido brasileiro. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 13., 2016, Aracaju. **Anais...** Aracaju: Anais do XIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste , 2016.

TUNDISI, J. G.; GENTIL, J. G.; DIRICKSON, M. C. Seasonal cycle of primary production of nanno and microphytoplankton in a shallow tropical reservoir. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 1, p. 35-9, 1978.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA, TUNDISI. T. **Limonologia**. São Carlos (SP): Oficinas de Texto, 2008.

VOLLENWEIDER, Richard A. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. **Memorie dell' Istituto Italiano di Idrobiologia**, Italy, v. 33, p. 53-58, 1976.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 1996.

LIMA, Berthyer Peixoto; MAMEDE, George Leite; LIMA, Iran Eduardo. Monitoramento e modelagem da qualidade de água em uma bacia hidrográfica semiárida. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 23, p. 125-135, 2018.

WANG, Haijun; WANG, Hongzhu. Mitigation of lake eutrophication: Loosen nitrogen control and focus on phosphorus abatement. **Progress in Natural Science**, China, v. 19, n. 10, p. 1445-1451, 2009.

WIEGAND, Mario Cesar; PIEDRA, Julio Iván González; ARAÚJO, José Carlos de. Vulnerabilidade à eutrofização de dois lagos tropicais de climas úmido (Cuba) e semiárido (Brasil). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 21, p. 415-424, 2016.

WIEGAND, Mário César et al. Trophic state changes of semi-arid reservoirs as a function of the hydro-climatic variability. **Journal of Arid Environments**, United Kingdom, v. 184, p. 104321, 2021.

WU, Fan; QING, Hal; WAN, Guang. Regeneration of N, P and Si near the sediment/water interface of lakes from Southwestern China Plateau. **Water Research**, [s.l.], v. 35, n. 5, p. 1334-1337, 2001.

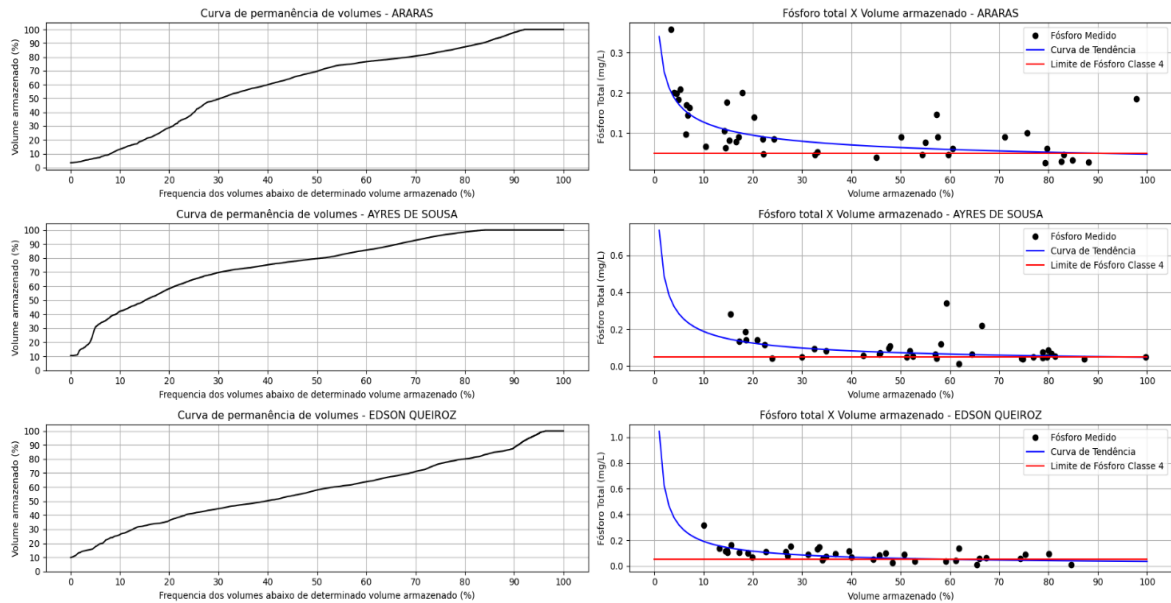
XAVIER, T. M. B. S. Tempo de Chuva-Estudos Climáticos e de Previsão para o Ceará e Nordeste Setentrional, Fortaleza: ABC Editora, 2001, 478p.

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

ZHANG, Shuping et al. Effective water surface mapping in macrophyte-covered reservoirs in NE Brazil based on TerraSAR-X time series. **International journal of applied earth observation and geoinformation**, [s.l.], v. 69, p. 41-55, 2018.

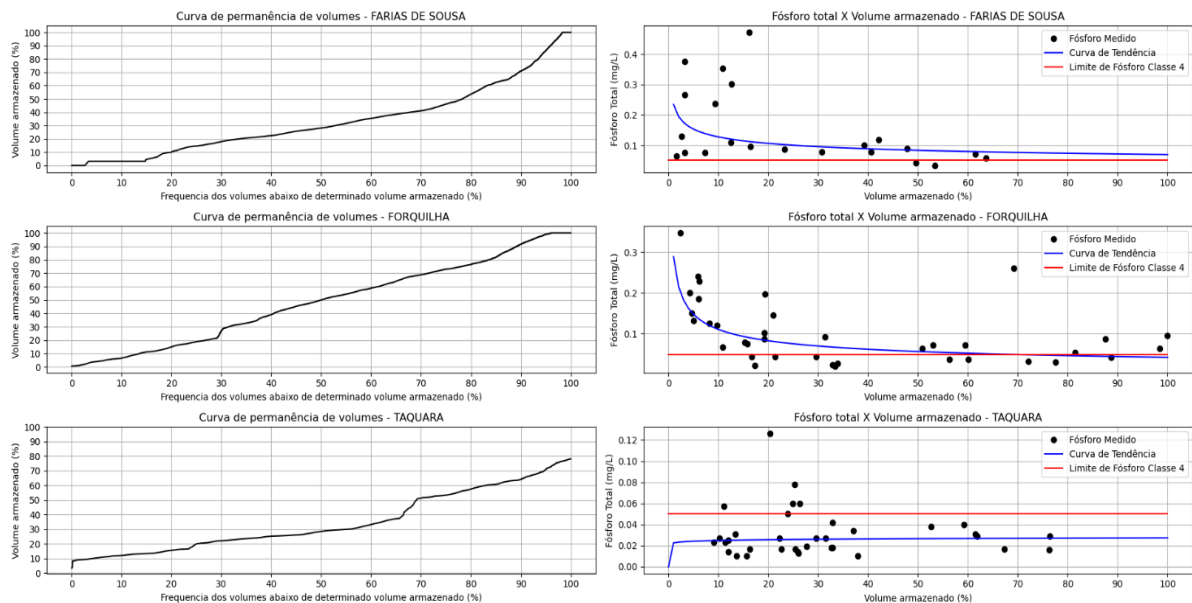
APÊNDICE A – GRÁFICOS DAS REGRESSÕES COM BASE NO MONITORAMENTO DA QUALIDADE E QUANTIDADE DA COGERH

Figura 23 – Curva de permanência de volumes e curva de regressão do fósforo total X volume armazenado dos reservatórios Araras, Ayres de Souza e Edson Queiroz.



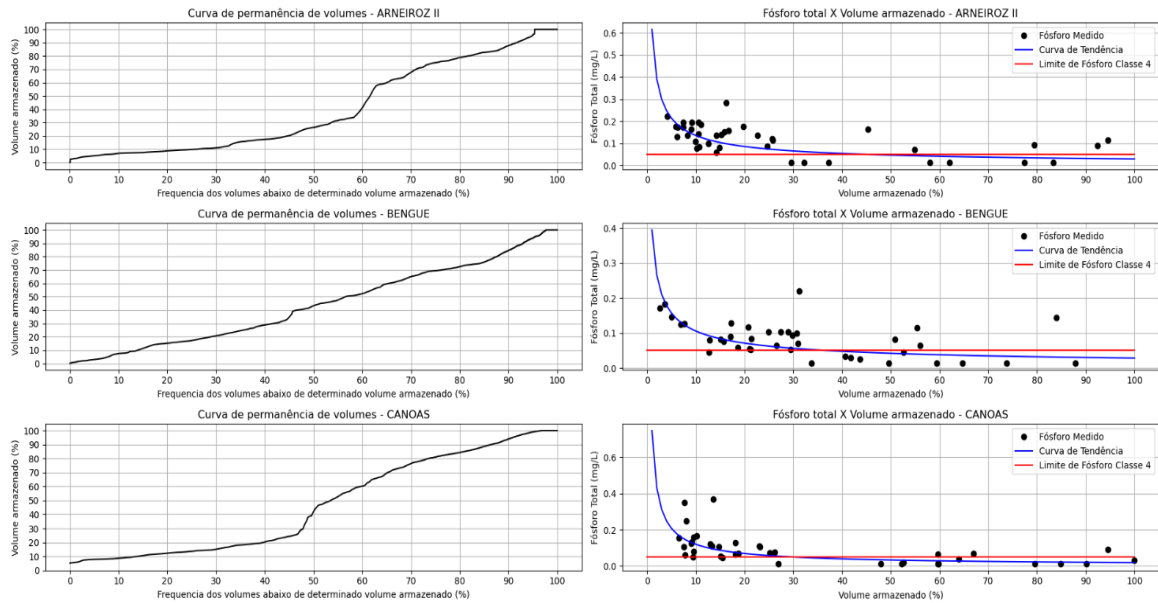
Fonte: Autor, 2021.

Figura 24 – Curva de permanência de volumes e curva de regressão do fósforo total X volume armazenado dos reservatórios Farias de Souza, Forquilha e Taquara.



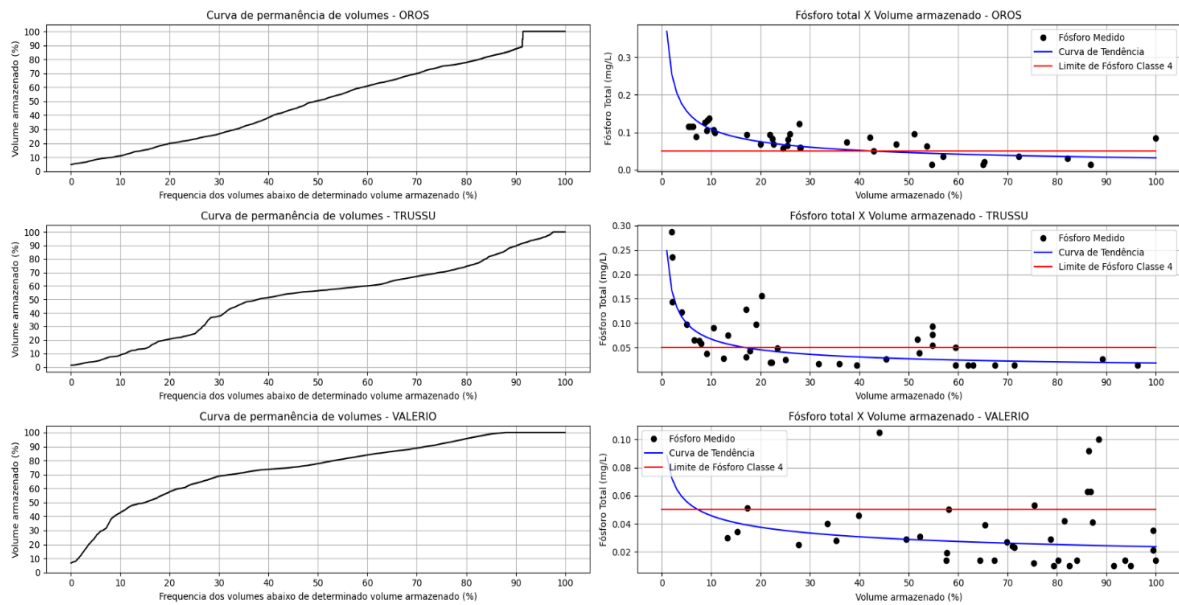
Fonte: Autor, 2021.

Figura 25 – Curva de permanência de volumes e curva de regressão do fósforo total X volume armazenado dos reservatórios Arneiroz II, Benguê e Canoas.



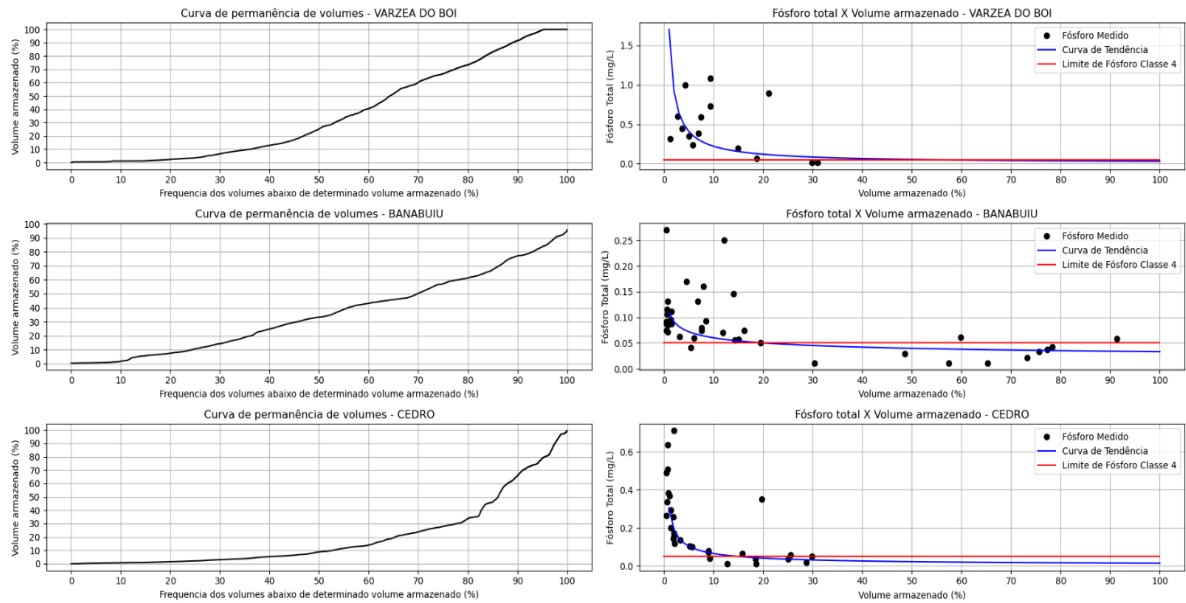
Fonte: Autor, 2021.

Figura 26 – Curva de permanência de volumes e curva de regressão do fósforo total X volume armazenado dos reservatórios Orós, Trussu e Valério.



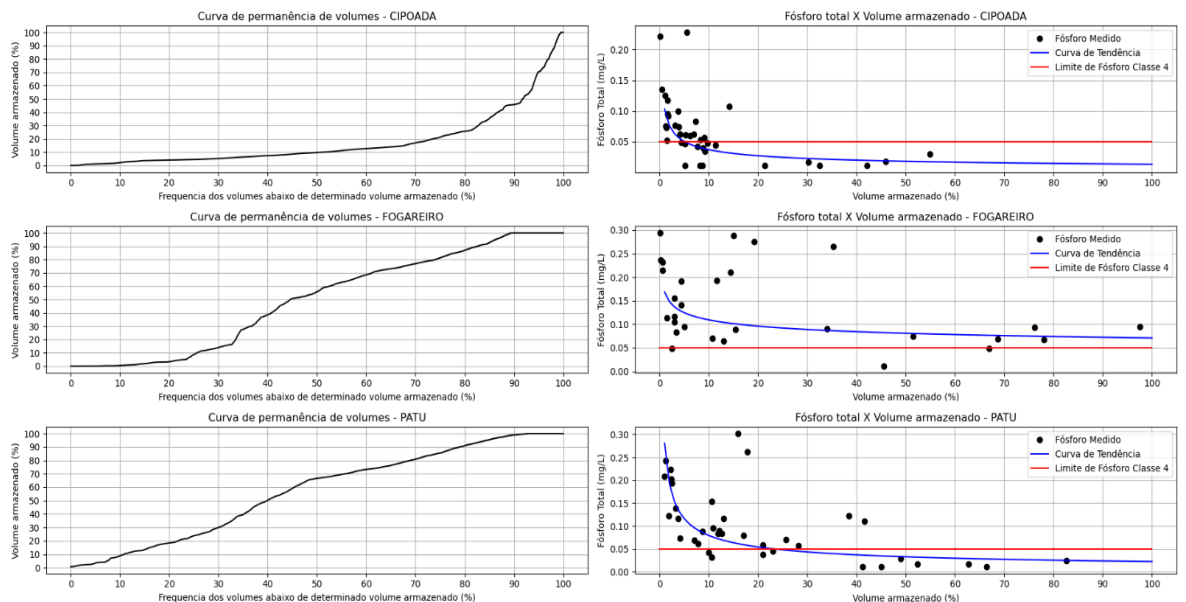
Fonte: Autor, 2021.

Figura 27 – Curva de permanência de volumes e curva de regressão do fósforo total X volume armazenado dos reservatórios Várzea do Boi, Banabuiú e Cedro.



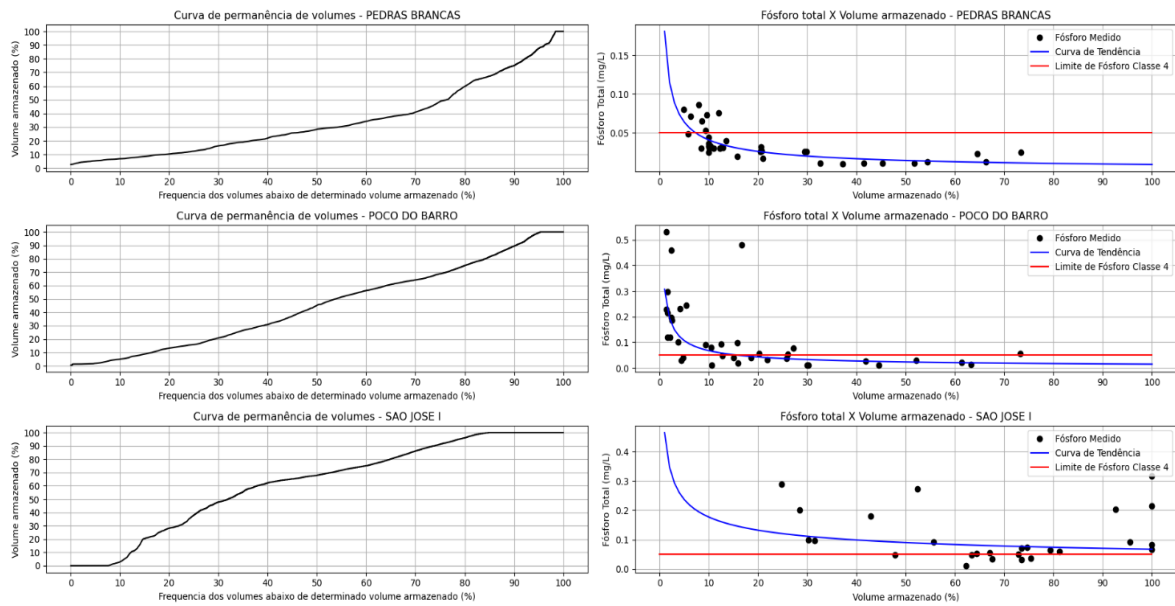
Fonte: Autor, 2021.

Figura 28 – Curva de permanência de volumes e curva de regressão do fósforo total X volume armazenado dos reservatórios Cipoada, Fogareiro e Patu.



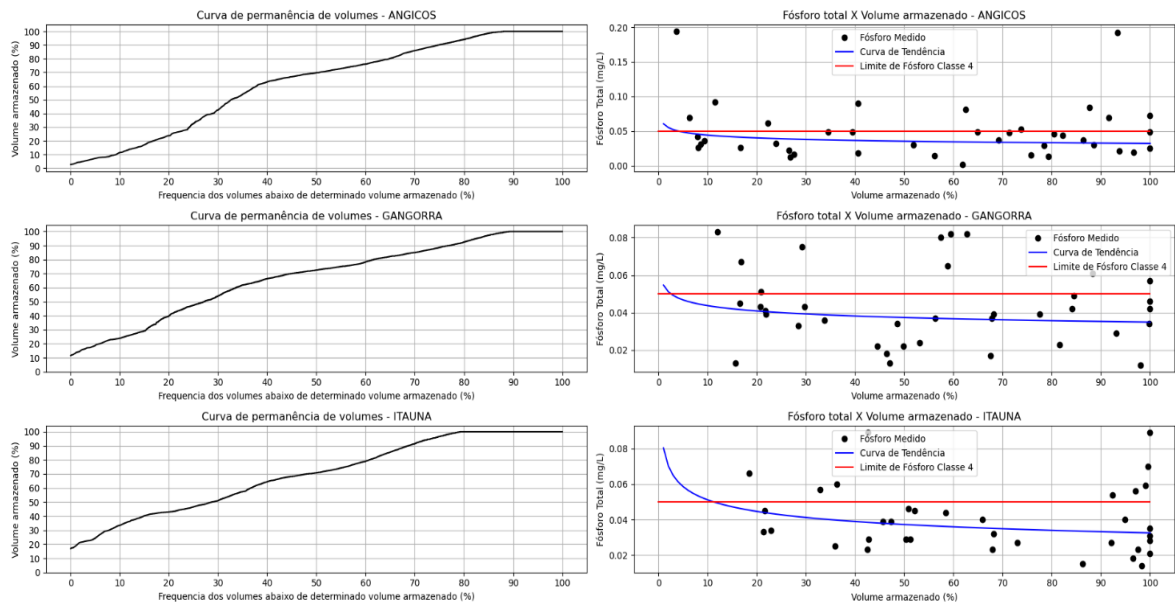
Fonte: Autor, 2021.

Figura 29 – Curva de permanência de volumes e curva de regressão do fósforo total X volume armazenado dos reservatórios Pedras Brancas, Poço do Barro e São José I.



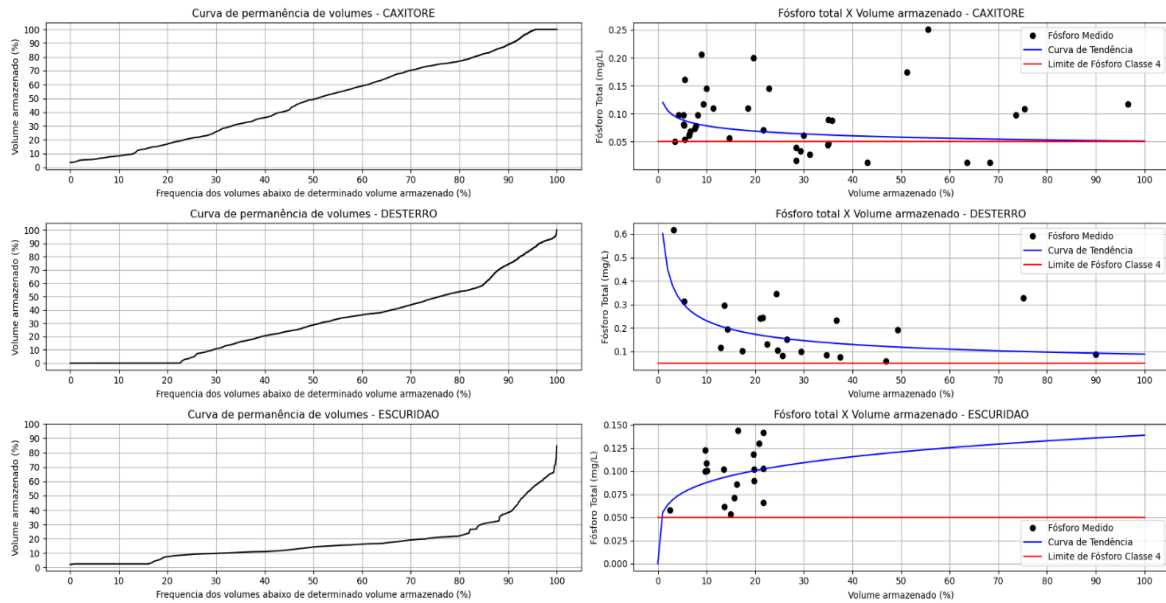
Fonte: Autor, 2021.

Figura 30 – Curva de permanência de volumes e curva de regressão do fósforo total X volume armazenado dos reservatórios Angicos, gangorra e Itaúna.



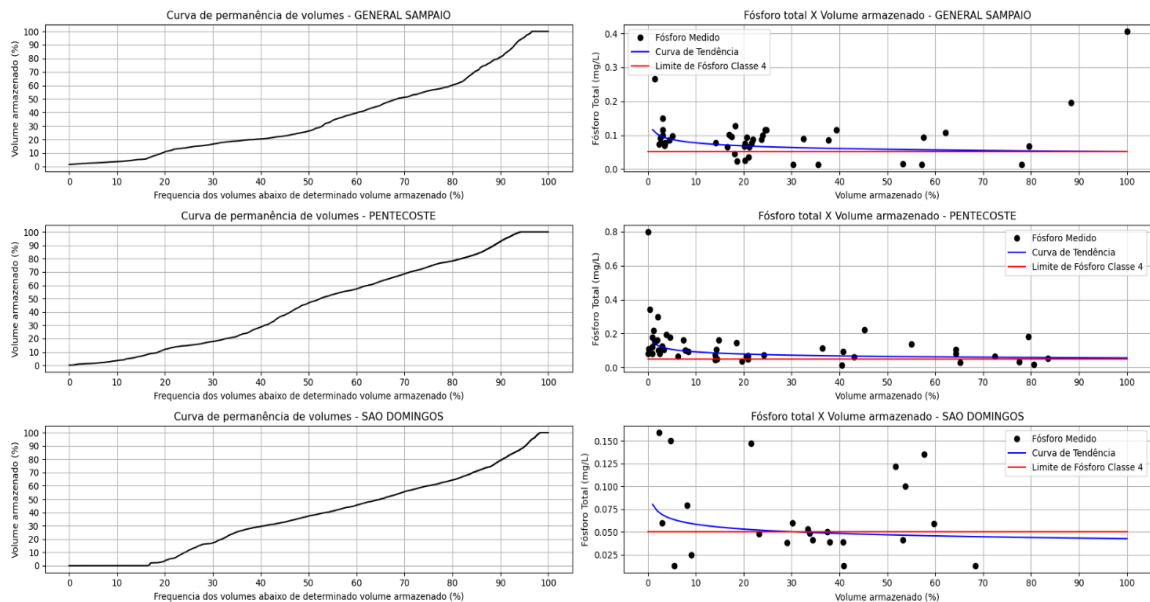
Fonte: Autor, 2021.

Figura 31 – Curva de permanência de volumes e curva de regressão do fósforo total X volume armazenado dos reservatórios Caxitoré, Desterro e Escuridão.



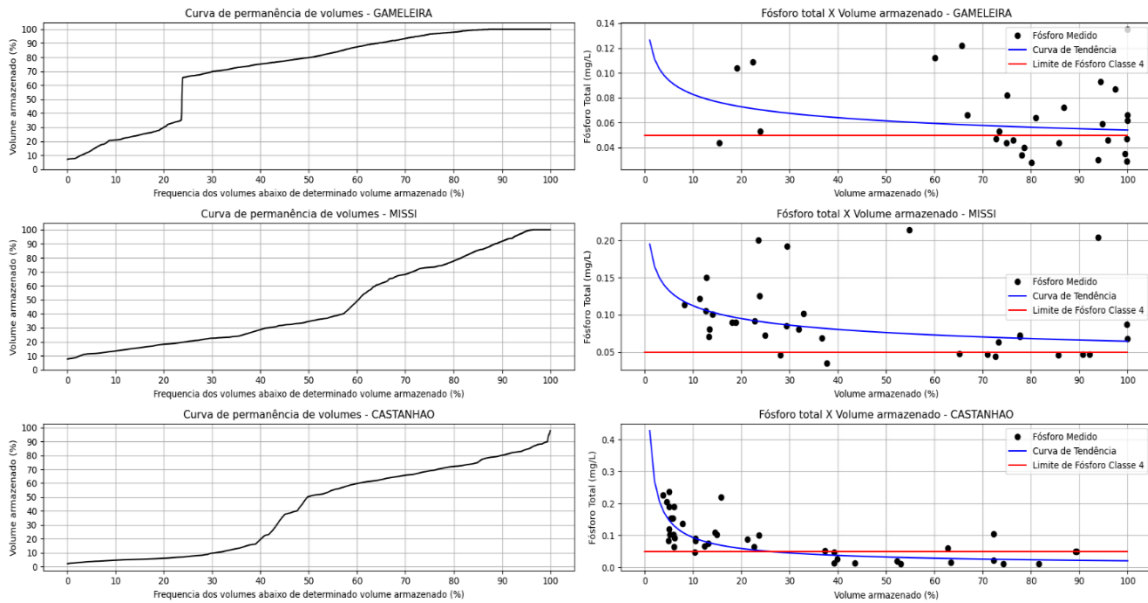
Fonte: Autor, 2021.

Figura 32 – Curva de permanência de volumes e curva de regressão do fósforo total X volume armazenado dos reservatórios General Sampaio, Pentecoste e São Domingos.



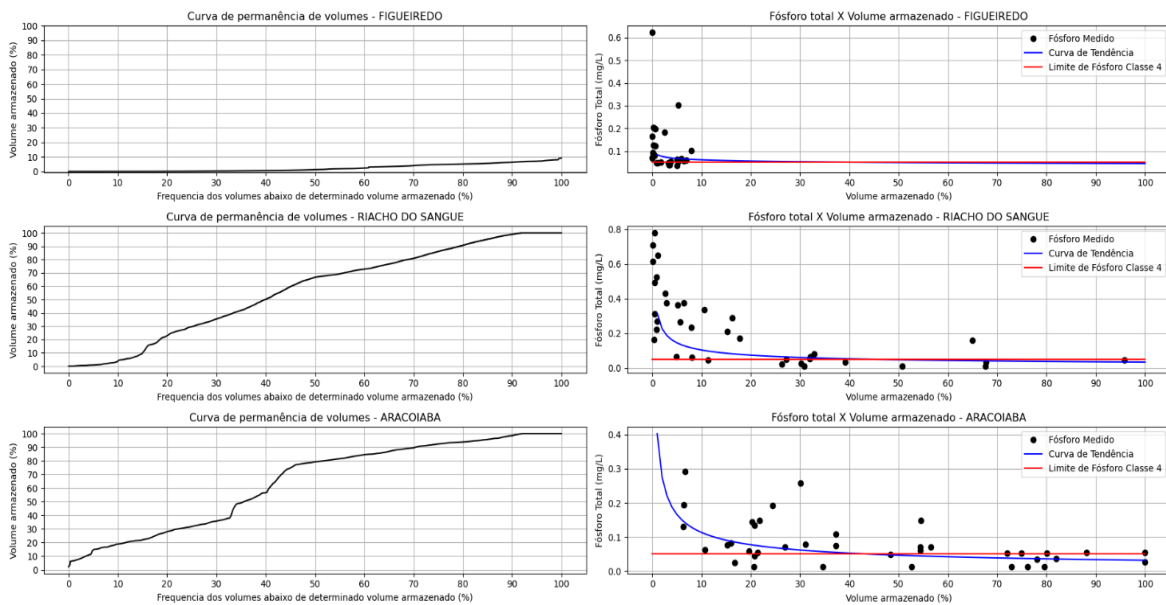
Fonte: Autor, 2021.

Figura 33 – Curva de permanência de volumes e curva de regressão do fósforo total X volume armazenado dos reservatórios Gameleira, Missi e Castanhão.



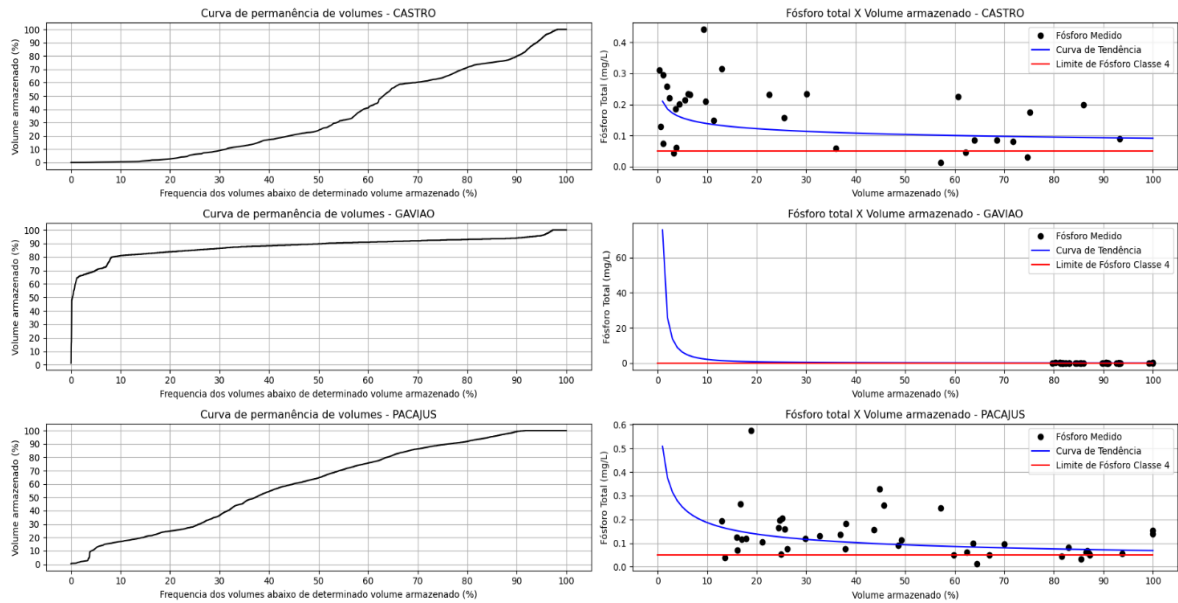
Fonte: Autor, 2021.

Figura 34 – Curva de permanência de volumes e curva de regressão do fósforo total X volume armazenado dos reservatórios Figueiredo, Riacho do sangue e Aracoiaba.



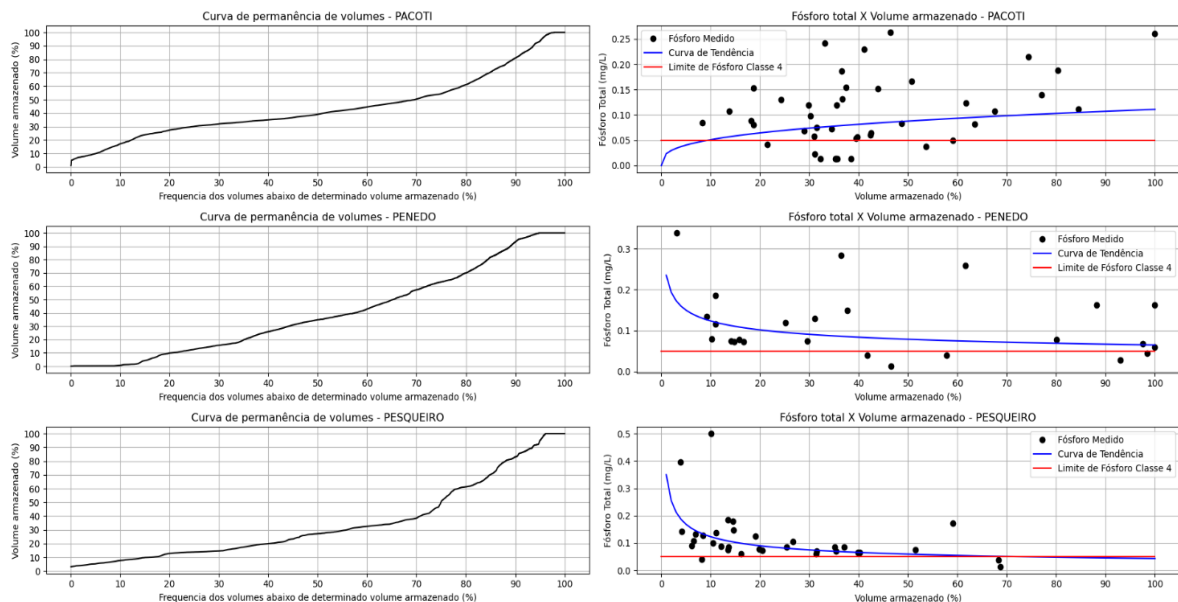
Fonte: Autor, 2021.

Figura 35 – Curva de permanência de volumes e curva de regressão do fósforo total X volume armazenado dos reservatórios Castro, Gavião e Pacajus



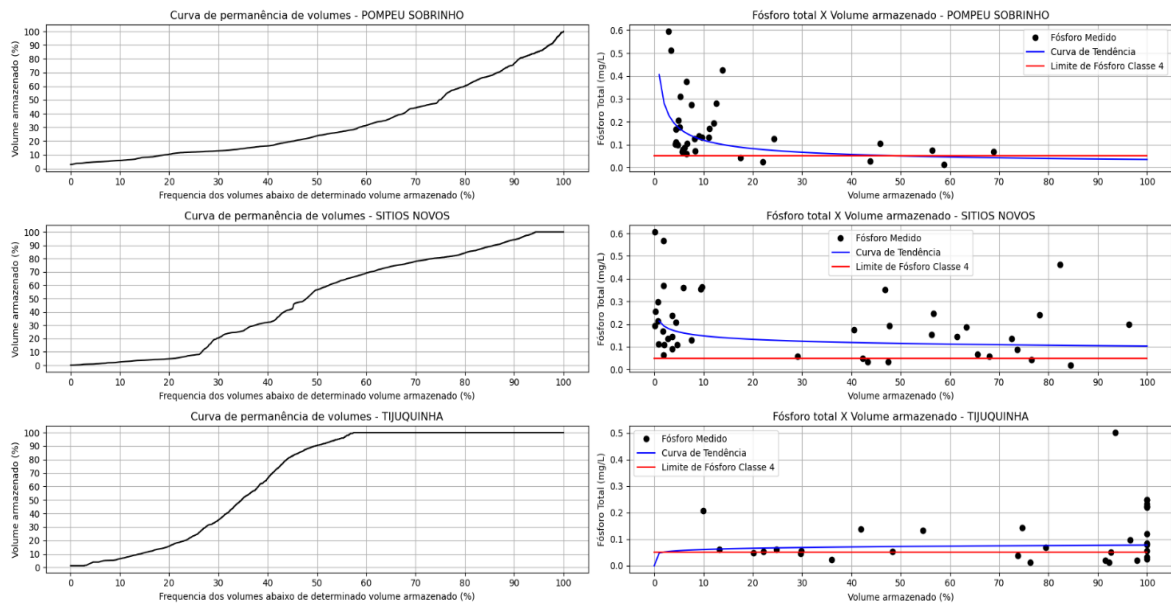
Fonte: Autor, 2021.

Figura 36 – Curva de permanência de volumes e curva de regressão do fósforo total X volume armazenado dos reservatórios Pacoti, Penedo e Pesqueiro.



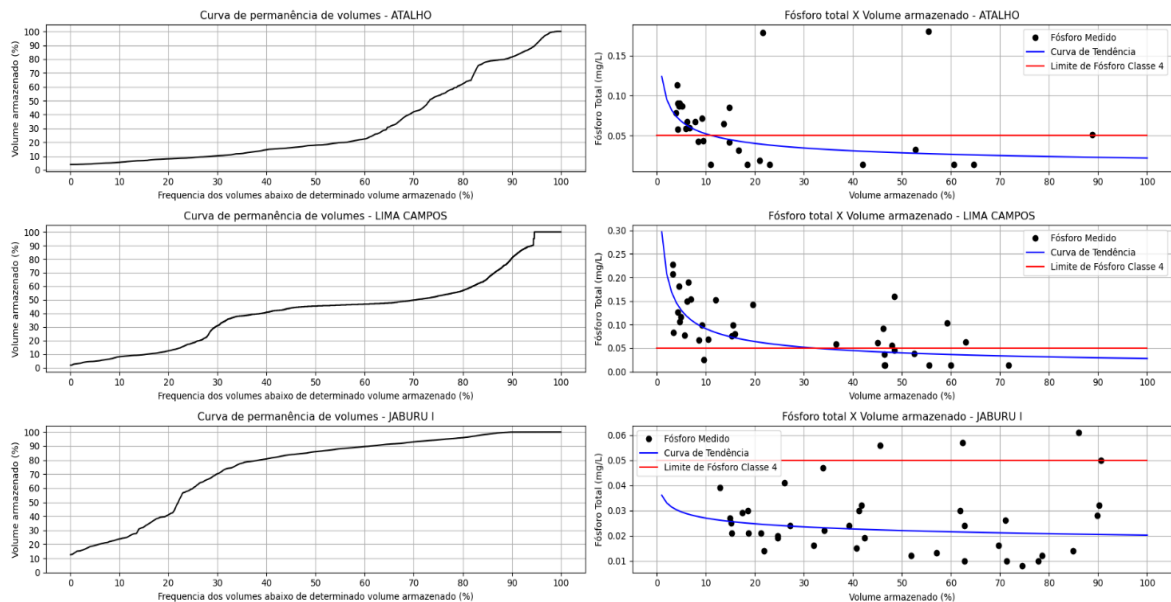
Fonte: Autor, 2021.

Figura 37 – Curva de permanência de volumes e curva de regressão do fósforo total X volume armazenado dos reservatórios Pompeu Sobrinho, Sítios novos e Tijuquinha.



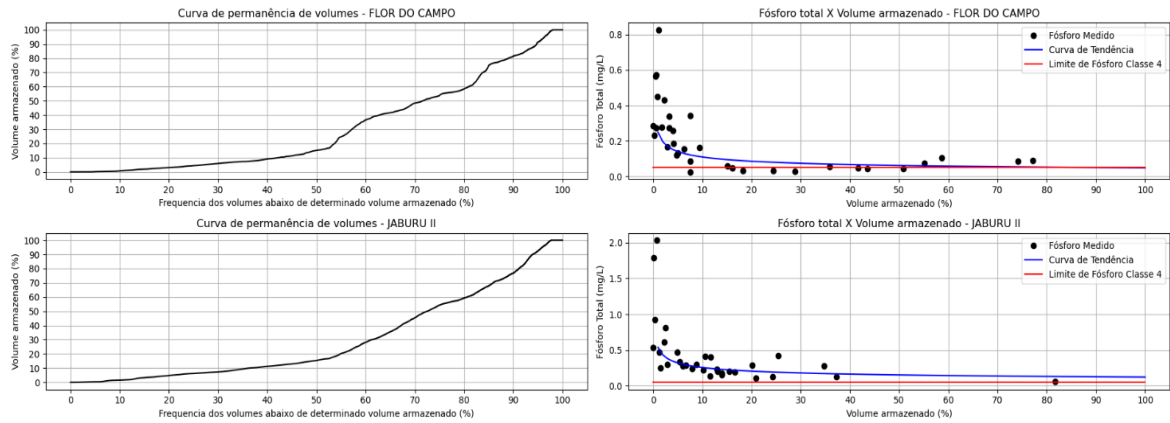
Fonte: Autor, 2021.

Figura 38 – Curva de permanência de volumes e curva de regressão do fósforo total X volume armazenado dos reservatórios Atalho, Lima Campos e Jaburu I.



Fonte: Autor, 2021.

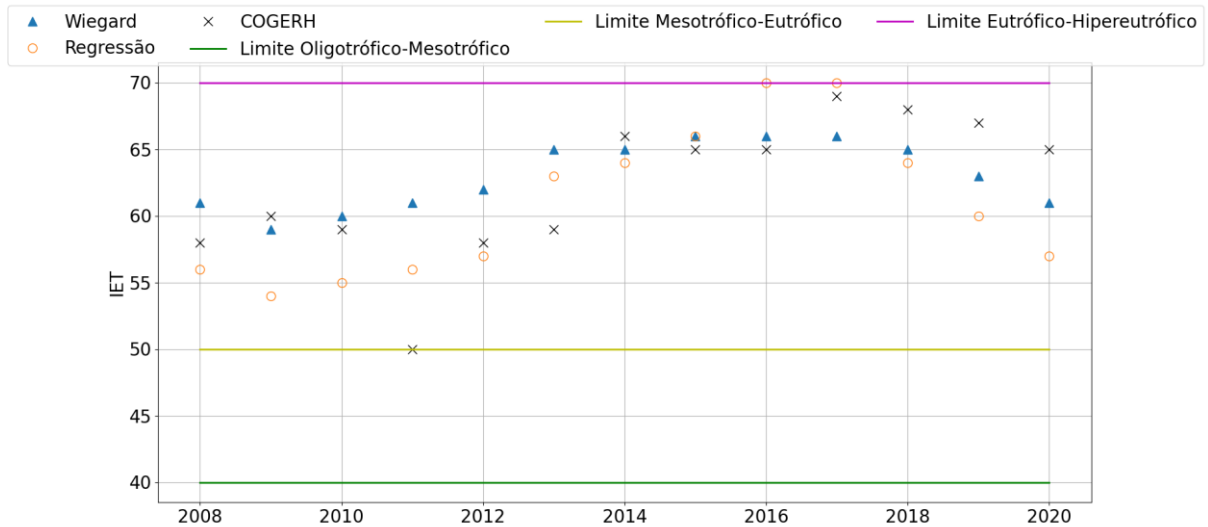
Figura 39 – Curva de permanência de volumes e curva de regressão do fósforo total X volume armazenado dos reservatórios Flor do campo e Jaburu II.



Fonte: Autor, 2021.

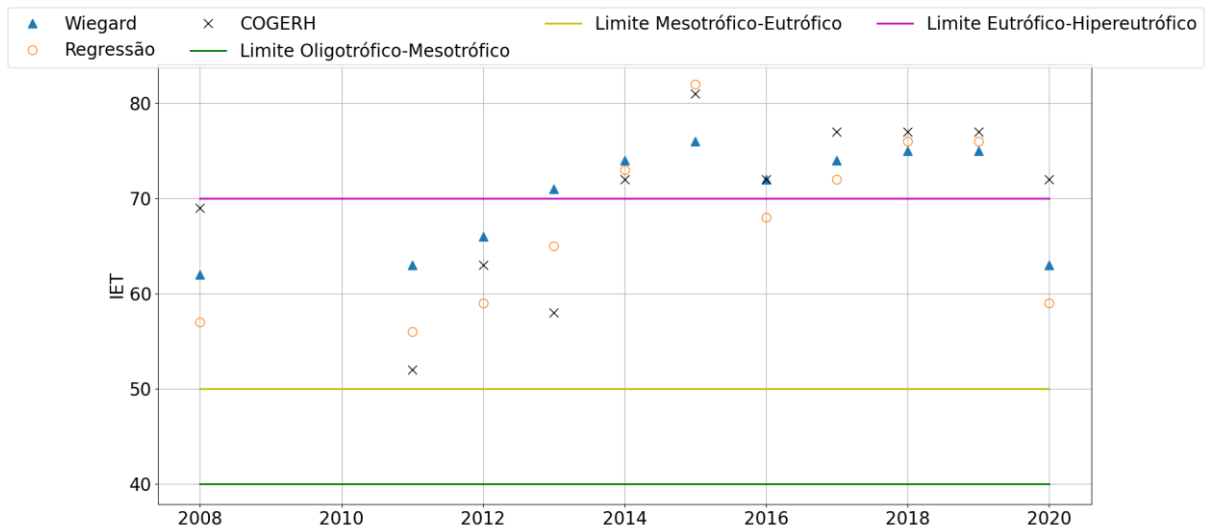
APÊNDICE B – GRÁFICOS DOS VALORES DE ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (IET) DO MODELO DE REGRESSÕES COM BASE NO MONITORAMENTO DA QUALIDADE E QUANTIDADE DA COGERH E DO MODELO DE WIEGAND ET AL. (2021).

Figura 40 - Valores de IET do modelo de Wiegand et al. (2021) e modelo de regressão do reservatório Aracoíaba.



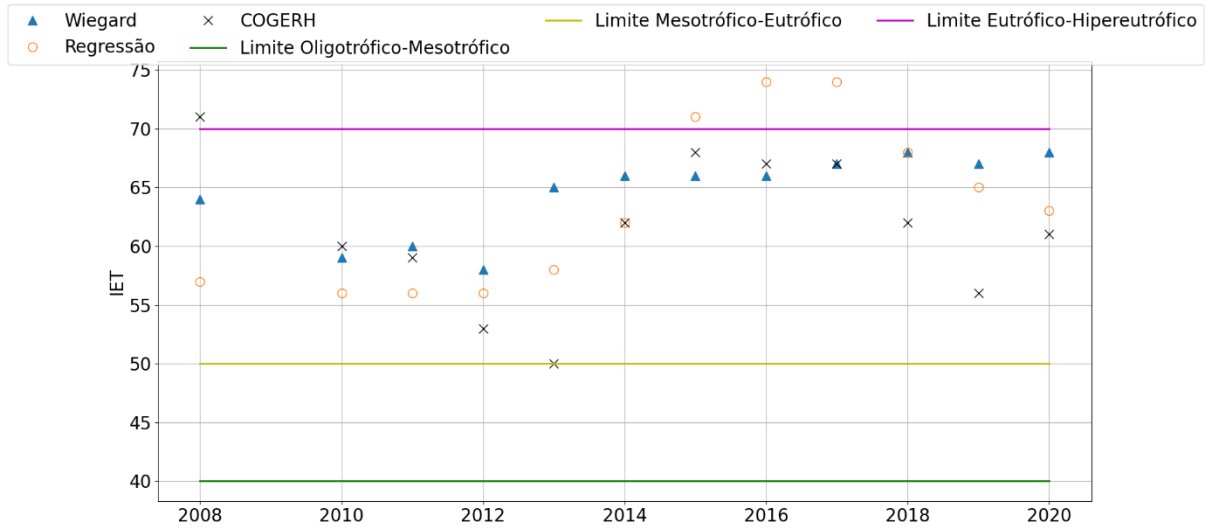
Fonte: Autor, 2021.

Figura 41 - Valores de IET do modelo de Wiegand et al. (2021) e modelo de regressão do reservatório Arneiroz II.



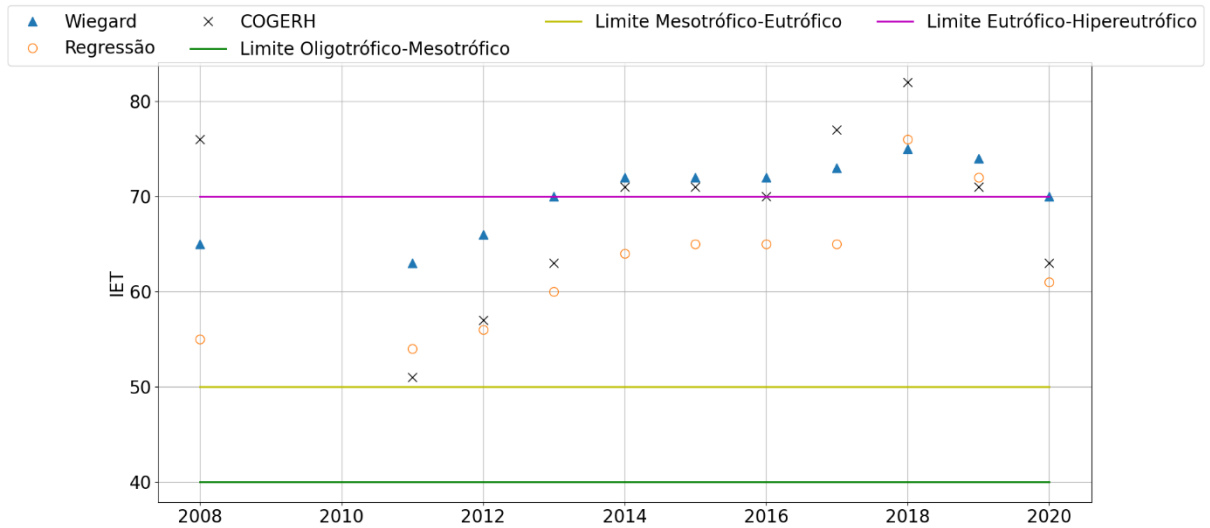
Fonte: Autor, 2021.

Figura 42 - Valores de IET do modelo de Wiegand et al. (2021) e modelo de regressão do reservatório Banabuiú.



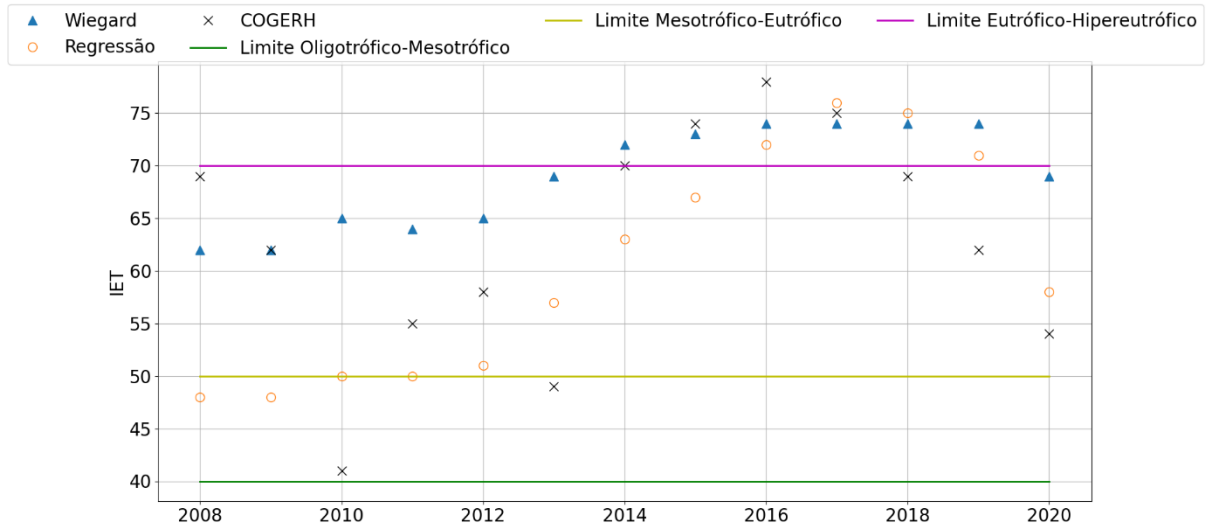
Fonte: Autor, 2021.

Figura 43 - Valores de IET do modelo de Wiegand et al. (2021) e modelo de regressão do reservatório Benguê.



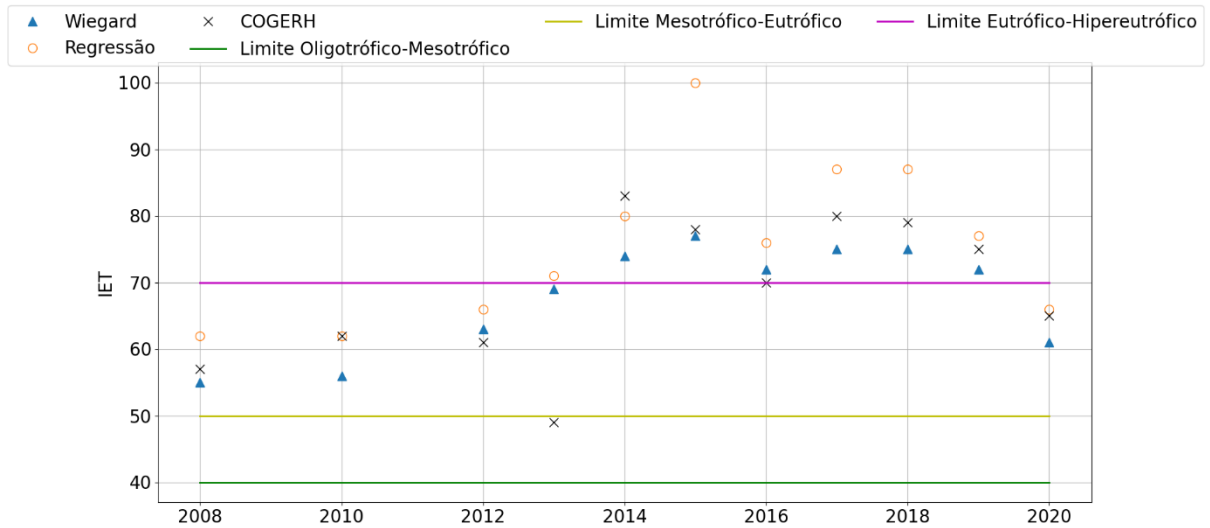
Fonte: Autor, 2021.

Figura 44 - Valores de IET do modelo de Wiegand et al. (2021) e modelo de regressão do reservatório Canoas.



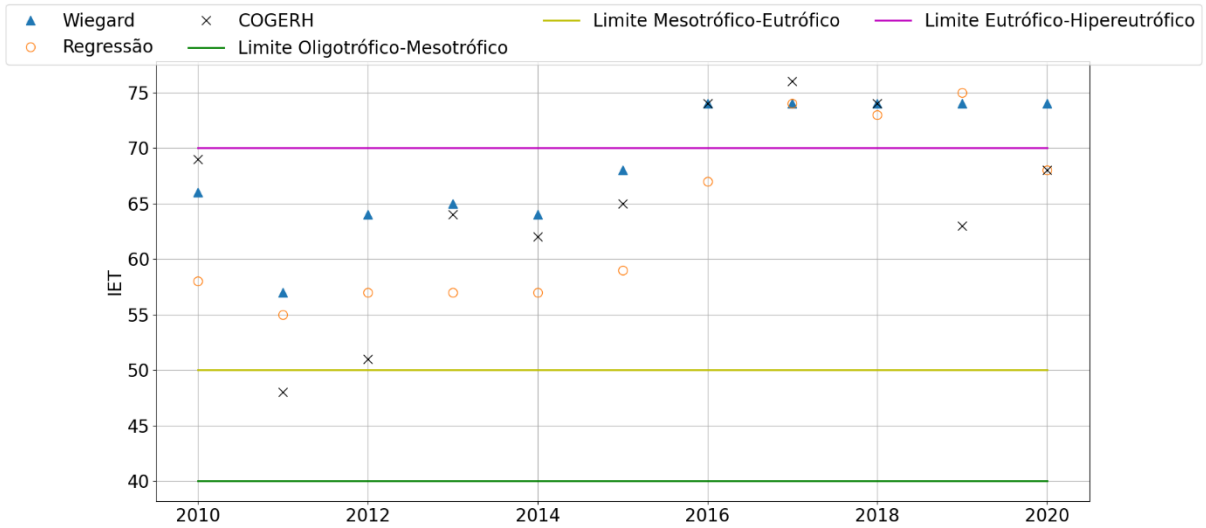
Fonte: Autor, 2021.

Figura 45 - Valores de IET do modelo de Wiegand et al. (2021) e modelo de regressão do reservatório Flor do Campo.



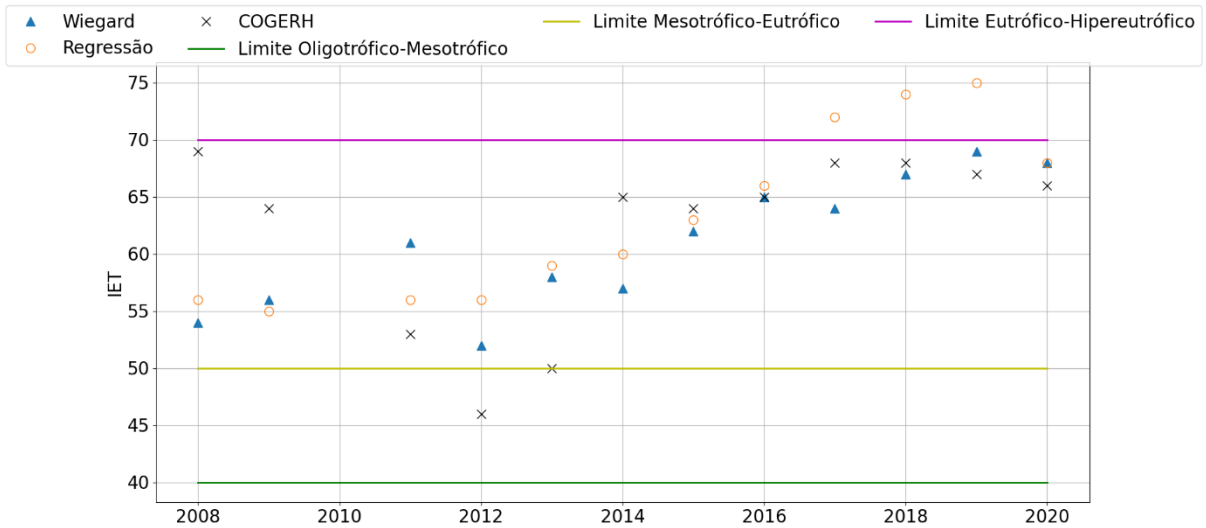
Fonte: Autor, 2021.

Figura 46 - Valores de IET do modelo de Wiegand et al. (2021) e modelo de regressão do reservatório Lima Campos.



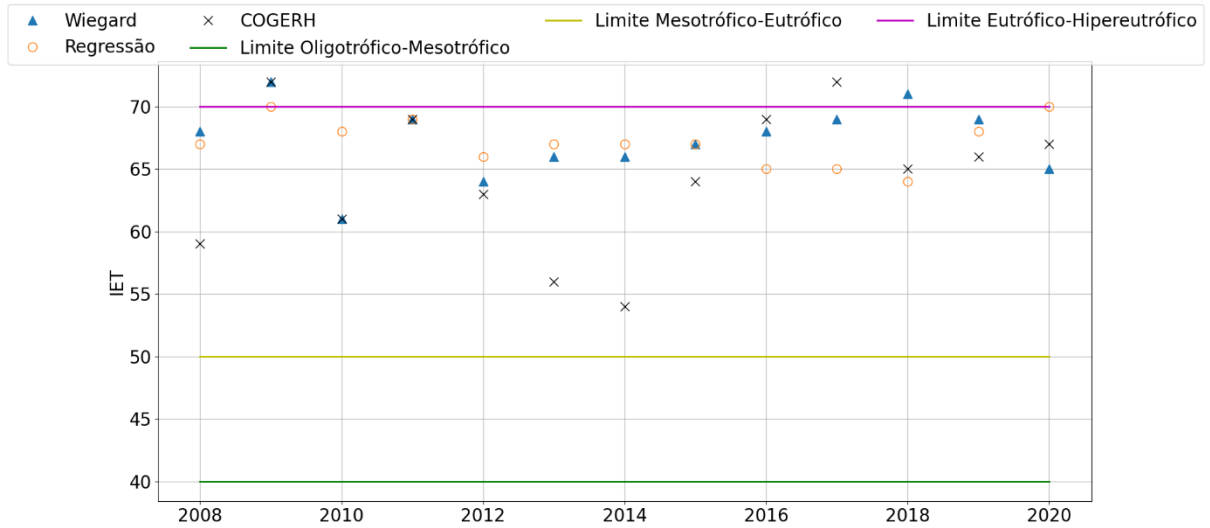
Fonte: Autor, 2021.

Figura 47 - Valores de IET do modelo de Wiegand et al. (2021) e modelo de regressão do reservatório Orós.



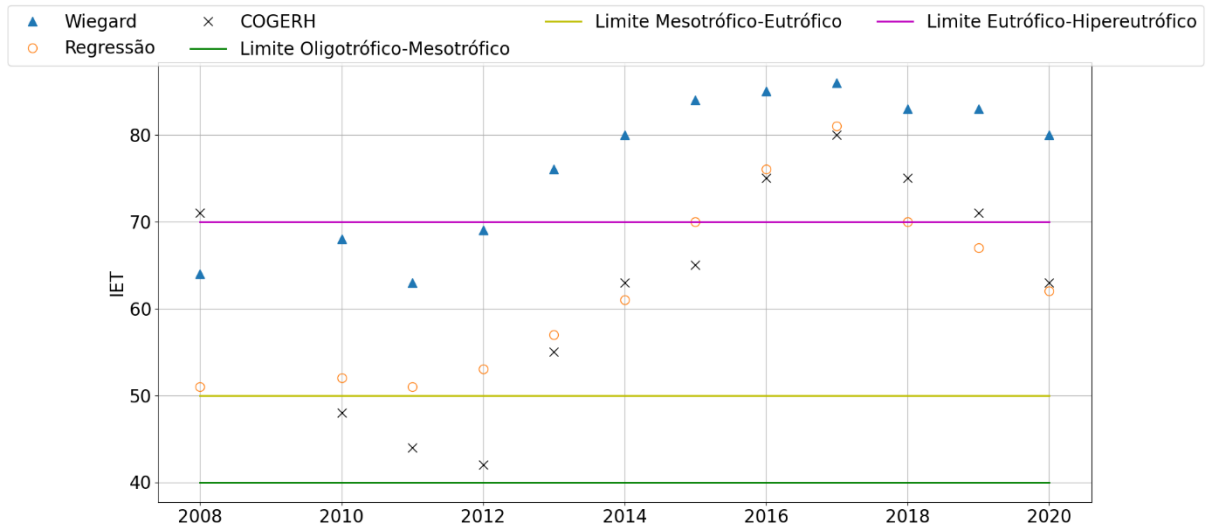
Fonte: Autor, 2021.

Figura 48 - Valores de IET do modelo de Wiegand et al. (2021) e modelo de regressão do reservatório Pacoti.



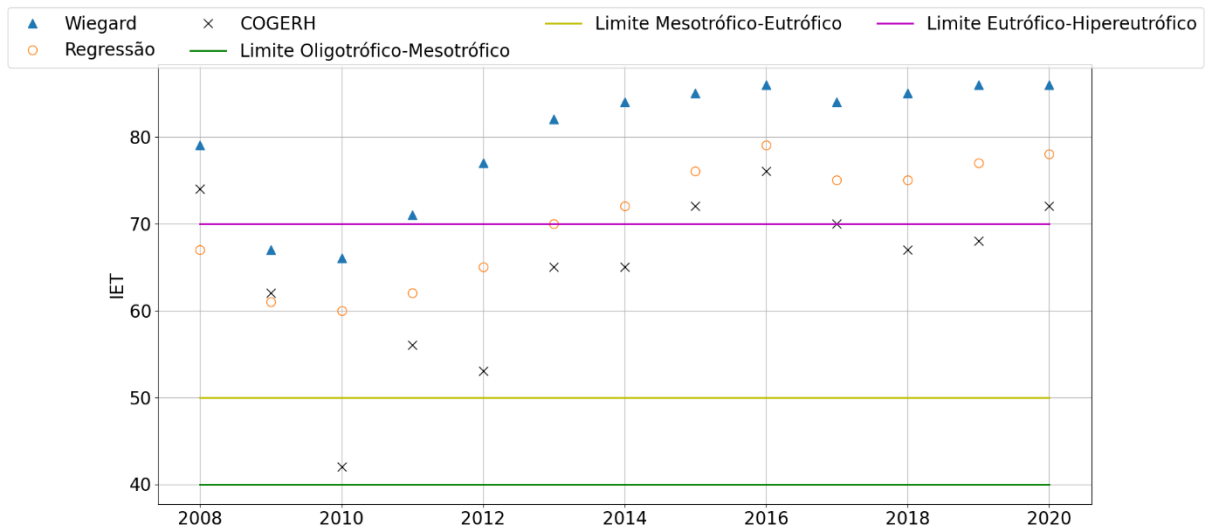
Fonte: Autor, 2021.

Figura 49 - Valores de IET do modelo de Wiegand et al. (2021) e modelo de regressão do reservatório Patu.



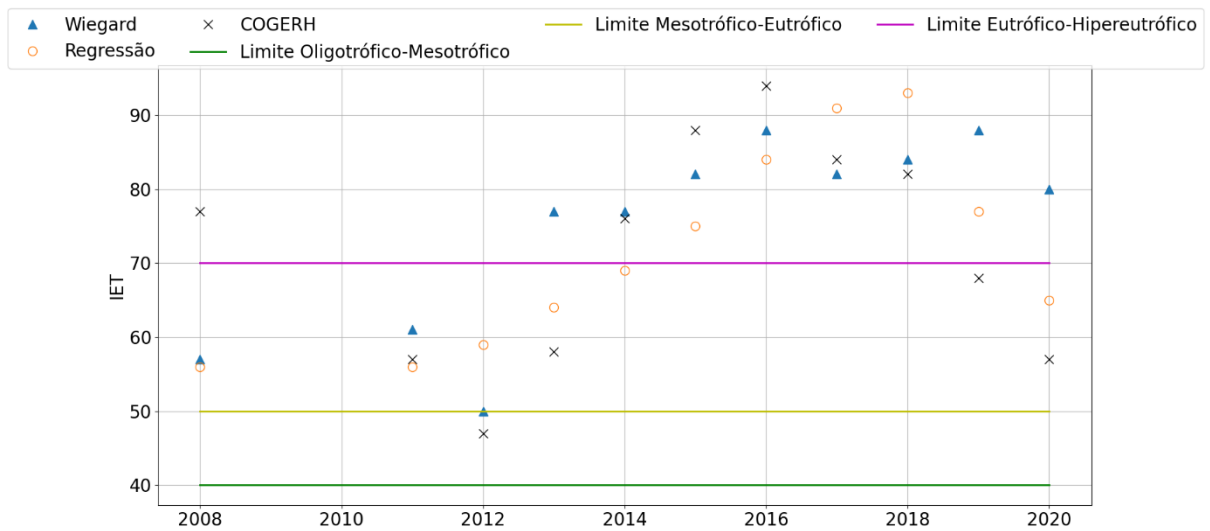
Fonte: Autor, 2021.

Figura 50 - Valores de IET do modelo de Wiegand et al. (2021) e modelo de regressão do reservatório Pompeu Sobrinho.



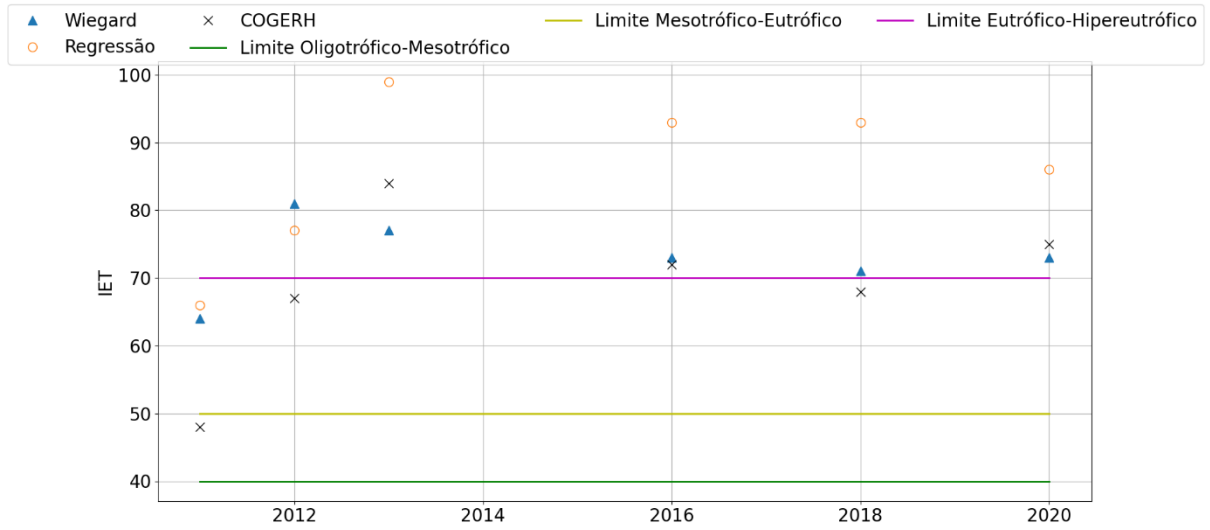
Fonte: Autor, 2021.

Figura 51 - Valores de IET do modelo de Wiegand et al. (2021) e modelo de regressão do reservatório Riacho do Sangue.



Fonte: Autor, 2021.

Figura 52 - Valores de IET do modelo de Wiegand et al. (2021) e modelo de regressão do reservatório Várzea do Boi.



Fonte: Autor, 2021.