

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RECÔNCAVO DA BAHIA**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS, AMBIENTAIS E BIOLÓGICAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA**

**MODELO PARA O MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE  
RESERVATÓRIOS DA REGIÃO DO SUBMÉDIO E BAIXO RIO SÃO FRANCISCO A  
PARTIR DE IMAGENS DO SENTINEL-2**

**JORGE ROSA DOS SANTOS**

**CRUZ DAS ALMAS – BA**

**Janeiro, 2025**

**MODELO PARA O MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM  
RESERVATÓRIOS DA REGIÃO DO SUBMÉDIO E BAIXO RIO SÃO FRANCISCO A  
PARTIR DE IMAGENS DO SENTINEL-2**

**Jorge Rosa dos Santos**

Engenheiro Sanitarista e Ambiental

Universidade Federal do Recôncavo da Bahia

Dissertação apresentada ao Colegiado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, como requisito para obtenção do Título de Mestre em Engenharia Agrícola (Área de Concentração: Recursos hídricos: uso, gestão e qualidade).

**Orientador:** Profa. Dra. Selma Cristina da Silva

**Co-Orientador:** Prof. Dr. Everton Luis Poelking

**CRUZ DAS ALMAS – BA**

**Janeiro, 2024**

## FICHA CATALOGRÁFICA

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RECÔNCAVO DA BAHIA**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS, AMBIENTAIS E BIOLÓGICAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA**

**MODELO PARA O MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM  
RESERVATÓRIOS DA REGIÃO DO SUBMÉDIO E BAIXO RIO SÃO FRANCISCO A  
PARTIR DE IMAGENS DO SENTINEL-2**

Comissão Examinadora da Defesa de Dissertação de

Jorge Rosa dos Santos

Aprovada em:

---

Orientadora: Profa. Dra. Selma Cristina da Silva

**Universidade Federal do Recôncavo da Bahia – UFRB/CETEC**

---

Membro interno: Profa. Dra. Carla Fernandes Macedo

**Universidade Federal do Recôncavo da Bahia – UFRB/CCAAB**

---

Membro interno: Profa. Dra. Claudia Bloisi Vaz Sampaio

**Universidade Federal do Recôncavo da Bahia – UFRB/CETEC**

## **DEDICATÓRIA**

À minha mãe, Sineide Rosa dos Santos, meu maior exemplo de determinação, caráter, força e amor. Desde sempre, sua prioridade foi nossa educação e bem-estar. Com tantas renúncias e sacrifícios ao longo da vida, ela nos proporcionou as melhores oportunidades, nos guiando pelo caminho do conhecimento e do crescimento pessoal. Tudo o que sou, tudo o que tenho e tudo o que ainda conquistarei são frutos de seu empenho e dedicação. Sou eternamente grato por sua presença e inspiração, que me motivam a seguir em frente e alcançar meus sonhos.

## AGRADECIMENTOS

A Deus, pela saúde, sabedoria e pela graça de ouvir minhas orações, me concedendo forças para alcançar meus objetivos.

Aos meus pais, Jorgeval Pereira e Sineide Rosa, por todo o apoio, amor e dedicação em cada momento da minha vida. Aos meus irmãos, Sirlei Rosa, Josiel Rosa e Soniclei Rosa, pelo carinho, suporte e companheirismo constantes.

À Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (UFRB), por meio do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola (PPGEA), pela oportunidade de concluir mais esta etapa acadêmica. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio financeiro e incentivo à pesquisa.

À minha orientadora, Dra. Selma Cristina da Silva, e ao meu co-orientador, Dr. Everton Luis Poelking, pela orientação, valiosas contribuições para minha formação profissional e pessoal, e pela amizade ao longo desta jornada

Aos professores do Núcleo de Engenharia de Água e solo (NEAS), pela dedicação ao ensino e à pesquisa, que tanto contribuíram para meu crescimento acadêmico. Por fim, agradeço a todos que, de alguma forma, colaboraram no desenvolvimento deste trabalho. Meu sincero muito obrigado!

## RESUMO

O lançamento de efluentes ricos em nutrientes e matéria orgânica afeta a transparência da água e o nível de trofia dos reservatórios, o que pode resultar em florações de algas tóxicas e proliferação de macrófitas aquáticas. A identificação precoce das mudanças na Qualidade da Água (QA) é fundamental para prevenir os impactos da poluição. O Índice de Estado Trófico (IET), que pode ser calculado a partir de parâmetros como Fósforo Total (P), Clorofila-a (Cl-a) e Profundidade do Disco de Secchi (S), é amplamente utilizado para essa avaliação. Além disso, as variações na coloração da água, relacionadas à transparência e avaliadas pela Escala Forel-Ule (EFU), também indicam mudanças na QA. Dessa forma, o presente estudo teve como objetivo desenvolver modelos empíricos para monitorar a S e o IET em lagos tropicais, utilizando dados espectrais do sensor MSI do satélite Sentinel-2, com validação cruzada *in situ*. Foram considerados dados dos reservatórios de Itaparica, Moxotó, Paulo Afonso IV e Xingó. Os resultados *in situ* mostraram que Moxotó e Xingó apresentaram maiores IET e menores valores de S, reforçando a necessidade de controle da poluição. O modelo exponencial apresentou melhor desempenho nas estimativas de S, com MAD de 1,12 m e MAPE de 36%, assim como para IET, com MAD de 2,56 e MAPE de 4,71%. A aplicação do modelo permitiu investigar a distribuição espacial da transparência da água em Moxotó, mostrando uma tendência de aumento da transparência da água nos meses mais secos (agosto a dezembro), com valores máximos de S (5,22 m) em novembro. Nos meses de janeiro a abril, caracterizados pelo período chuvoso da região, a transparência diminuiu, com valor mínimo de S (4,55 m) em fevereiro. Entre maio e julho, houve uma queda mais acentuada na S, com o menor valor registrado (3,99 m) em junho. Em termos de distribuição espacial, o modelo demonstrou que a região nordeste de Moxotó, a montante do município de Jatobá/PE, é a mais vulnerável a mudanças na transparência da água, especialmente nos meses de agosto a dezembro. Essa área apresentou maiores variações de S ao longo do reservatório. Por outro lado, nos demais meses, a transparência da água se mostrou mais homogênea ao longo do reservatório. Além de revelar padrões sazonais da S, o modelo também foi capaz de identificar pontos críticos de poluição e áreas de maior proliferação de macrófitas, especialmente nas datas 06/03/2020 e 28/09/2019. Nas estimativas do  $IET_m$ , para esses dias, o modelo permitiu identificar variações nos níveis tróficos dos reservatórios, entre os estados mesotrófico e eutrófico. Esse monitoramento detalhado permitiu não apenas a identificação de áreas de baixa QA, mas também a localização de possíveis fontes de poluição. Os resultados confirmam a capacidade dos modelos em monitorar as variações sazonais da transparência da água e do IET em Moxotó, permitindo uma avaliação contínua e remota da QA, evidenciando que o uso do sensoriamento remoto, aliado a dados *in situ*, provou ser uma ferramenta útil para o monitoramento de grandes áreas, complementando métodos tradicionais e oferecendo uma solução mais econômica e abrangente para os estudos da QA em reservatórios.

**Palavras-chave:** Monitoramento por satélite, transparência da água, sensoriamento remoto, qualidade da água.

## ABSTRACT

The discharge of effluents rich in nutrients and organic matter affects water transparency and the trophic level of reservoirs, which can result in toxic algae blooms and the proliferation of aquatic macrophytes. Early identification of changes in Water Quality (WQ) is essential to prevent the impacts of pollution. The Trophic State Index (TSI), which can be calculated from parameters such as Total Phosphorus (P), Chlorophyll-a (Chl-a), and Secchi Disk Depth (S), is widely used for this assessment. Additionally, variations in water color, related to transparency and evaluated using the Forel-Ule Scale (FUS), also indicate changes in WQ. Thus, the present study aimed to develop empirical models to monitor S and TSI in tropical lakes using spectral data from the MSI sensor on the Sentinel-2 satellite, with in situ cross-validation. Data from the Itaparica, Moxotó, Paulo Afonso IV, and Xingó reservoirs were considered. In situ results showed that Moxotó and Xingó had higher TSI and lower S values, reinforcing the need for pollution control. The exponential model showed the best performance in estimating S, with a MAD of 1.12 m and a MAPE of 36%, as well as for TSI, with a MAD of 2.56 m and a MAPE of 4.71%. The model's application allowed for the investigation of the spatial distribution of water transparency in Moxotó, showing an increasing trend in water transparency during the drier months (Aug. to Dec.), with maximum S values (5.22 m) in Nov. In the months from Jan. to Apr., characterized by the region's rainy season, transparency decreased, with a minimum S value (4.55 m) in Feb. Between May and Jul., there was a sharper drop in S, with the lowest recorded value (3.99 m) in Jun. In terms of spatial distribution, the model demonstrated that the northeastern region of Moxotó, upstream of the Jatobá/PE municipality, is the most vulnerable to changes in water transparency, especially in the months from Aug. to Dec. This area showed the greatest variations in S throughout the reservoir. Conversely, in the other months, water transparency was more homogeneous throughout the reservoir. In addition to revealing seasonal patterns of S, the model was also able to identify critical pollution points and areas of greater macrophyte proliferation, especially on dates such as 06/03/2020 and 28/09/2019. For these days, the model for TSI estimates identified variations in the trophic levels of the reservoirs, revealing that the TSI ranged from mesotrophic to eutrophic states. This detailed monitoring allowed not only the identification of low WQ areas but also the identification of potential pollution sources. The results confirm the models' ability to monitor seasonal variations in water transparency and TSI in Moxotó, enabling continuous and remote WQ assessment. This demonstrates that remote sensing, combined with in situ data, has proven to be a useful tool for monitoring large areas, complementing traditional methods and offering a more cost-effective and comprehensive solution for WQ studies in reservoirs.

**Keywords:** Satellite monitoring, water transparency, remote sensing, water quality.

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> – Concentrações máxima de Clorofila-a e densidade máxima de cianobactérias para água doce de diferentes classes de uso, no Brasil.	25
<b>Tabela 2</b> - Padrão de cianotoxinas em água para consumo humano	26
<b>Tabela 3</b> – Classificação do Estado Trófico proposta por Carlson (1977)	27
<b>Tabela 4</b> – Classificação do Estado Trófico para lagos tropicais segundo Lamparelli (2004)	29
<b>Tabela 5</b> - Valores Triestímulos, Coordenadas de cromaticidade, Coordenadas polares, ângulo de matiz $\alpha$ correspondente para EFU de 1 a 21	34
<b>Tabela 6</b> – Capacidade de suporte e produção de peixes em Sobradinho, Itaparica, Moxotó e Xingó.	68
<b>Tabela 7</b> – Localização das Estações de medição de dados climáticos do INMET e CEMADEM	70
<b>Tabela 8</b> – Velocidade média dos ventos na Médio e Submédio da Bacia Hidrográfica do Rio do São Francisco	72
<b>Tabela 9</b> - Parâmetros analisados	75
<b>Tabela 10</b> – Principais bandas dos satélites Sentinel-2A e Sentinel-2B.	84
<b>Tabela 11</b> - Classificação da Correlação	90
<b>Tabela 12</b> - Estatística descritiva obtida com os dados do IET.	96
<b>Tabela 13</b> - Estatísticas descritiva dos dados do IET, QA e $\alpha$	109
<b>Tabela 14</b> – Distribuição dos dados de IET e parâmetros opticamente ativos da água.	110
<b>Tabela 15</b> – Correlação entre o $\alpha$ derivado do Sentinel 2 e as variáveis da QA	118
<b>Tabela 16</b> – Avaliação dos modelos empíricos exponencial e potencial na fase de treinamento para diferente faixa do índice da EFU	127
<b>Tabela 17</b> – Bandas contidas nas imagens após a aplicação do modelo empírico $S(\alpha)$	131
<b>Tabela 18</b> – Estatística descritiva dos pixels das imagens com as estimavas de S Médio mensal	136
<b>Tabela 19</b> – Avaliação dos modelos empíricos exponencial na fase de treinamento e validação para diferente faixa do índice da EFU	151
<b>Tabela 20</b> – Estáticas descritiva dos pixels das imagens consideradas para as estimativas de IETm	153
<b>Tabela 21</b> – Identificação das imagens do Sentinel 2 usadas para o monitoramento espacial e temporal da transparência da água no reservatório de Moxotó	176
<b>Tabela 22</b> - Série de dados de observações da qualidade da água viável nos reservatórios de Itaparica, Moxotó, Paulo Afonso IV e Xingó	178

## LISTA DE QUADRO

<b>Quadro 1</b> – Principais características das camadas verticais da coluna d'água .....	17
<b>Quadro 2</b> – Principais funções desempenhadas pelas macrófitas aquáticas.....	18
<b>Quadro 3</b> - Classes e filo de microalgas e cianobactérias encontrados em reservatório .....	23
<b>Quadro 4</b> - Cianotoxinas, e gêneros de organismos produtores .....	25
<b>Quadro 5</b> - Características dos estados tróficos de um corpo d'água.....	29
<b>Quadro 6</b> - Aplicações do sensoriamento remoto e geoprocessamento em estudos envolvendo identificação de macrófitas aquáticas.....	41
<b>Quadro 7</b> - Aplicações do sensoriamento remoto e geoprocessamento na recuperação da Escala Forel-Ule em mananciais com floração de algas e cianobactérias.....	50

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> - Estratificação térmica em ambientes lênticos .....	16
<b>Figura 2</b> - Classificação das macrófitas aquáticas .....	18
<b>Figura 3</b> - Transferência da energia absorvida pelos ficobilissomos para a clorofila <i>a</i> . .....	21
<b>Figura 4</b> – Distribuição vertical das florações de organismos do fitoplâncton em coluna d’água. ....	22
<b>Figura 5</b> – Classificação das Cianotoxinas .....	24
<b>Figura 6</b> – Padrões de cores da Escala Forel-Ule .....	30
<b>Figura 7</b> - Absorção de energia luminosa pelos cones r, g e b em função do comprimento de onda.....	31
<b>Figura 8</b> – Diagrama de cromaticidade CIE 1931 .....	33
<b>Figura 9</b> – Escala Forel-Ule e Diagrama de Cromaticidade da CIE (1931).....	35
<b>Figura 10</b> - Espectro eletromagnético e a energia do fóton da luz visível. ....	36
<b>Figura 11</b> – Curvas de reflectância espectral típica da água, vegetação verde e solo seco exposto.....	37
<b>Figura 12</b> – Células do mesófilo paliádico e mesófilo esponjoso de uma folha. ....	39
<b>Figura 13</b> - Espectros de absorção dos pigmentos clorofila a clorofila b e outros pigmentos presente nas células vegetais das folhas .....	45
<b>Figura 14</b> - Biblioteca espectral de gêneros de cianobactérias medidos em laboratório.....	46
<b>Figura 15</b> - Floração de algas ou cianobactérias no Lago Erie (América do Norte).....	47
<b>Figura 16</b> - Reflectância de água em medidas <i>in situ</i> feitas com um espectrorradiômetro.....	48
<b>Figura 17</b> – Reflectância de água com algas e com concentrações de sedimentos em suspensão .....	49
<b>Figura 18</b> – Etapas a serem desenvolvidas para o alcance do objetivo geral .....	57
<b>Figura 19</b> - Localização dos reservatórios de Itaparica.....	59
<b>Figura 20</b> – Curvas Cota-Área-Volume para o reservatório de Itaparica. ....	60
<b>Figura 21</b> – Localização dos reservatórios de Moxotó .....	61
<b>Figura 22</b> – Curvas Cota-Área-Volume para o reservatório de Moxotó.....	62
<b>Figura 23</b> – Localização dos reservatórios de Paulo Afonso IV .....	63
<b>Figura 24</b> – Curvas Cota-Área-Volume para o reservatório de Paulo Afonso IV .....	64
<b>Figura 25</b> – Localização do reservatório de Xingó.....	65
<b>Figura 26</b> - Curvas Cota-Área-Volume para o reservatório de Xingó .....	66
<b>Figura 27</b> - Produção de energia elétrica nos reservatórios estudados.....	67
<b>Figura 28</b> - Precipitação acumulada mensal média e temperatura média mensal nas proximidades do Reservatório .....	71
<b>Figura 29</b> – Ponto de Monitoramento da Qualidade da Água.....	74
<b>Figura 30</b> – Sombra de nuvem no <i>buffer</i> amostral de qualidade da água do PMQA MOX 02, no reservatório de Xingó. ....	78
<b>Figura 31</b> - Dias de coletas de água (em azul), dias de aquisição das imagens do Sentinel (em verde) e dias comum para coletas e imagens (em amarelo).....	80
<b>Figura 32</b> – Etapas para a terminação da máscara d’água .....	82
<b>Figura 33</b> – Pré-processamento das imagens do Sentinel 2AB .....	85
<b>Figura 34</b> - Modelo de distribuição Normal .....	89
<b>Figura 35</b> - Diagramas de dispersão de (a) S e EFU e (b) S e $\alpha$ com base no conjunto de dados simulado com o Software Hydrolight.....	93
<b>Figura 36</b> – Percentuais (%) de observações da classificação estado trófico dos Reservatórios .....	97
<b>Figura 37</b> - Sub-bacias do Submédio e Baixo São Francisco .....	100
<b>Figura 38</b> – Uso e ocupação do solo e atendimento populacional com rede coletora de esgoto na bacia do Rio Moxotó .....	102
<b>Figura 39</b> – Uso e ocupação do solo e atendimento populacional com rede coletora de esgoto na bacia do Rio São Francisco 07 .....	104
<b>Figura 40</b> – Uso e ocupação do solo e atendimento populacional com rede coletora de esgoto na bacia do Rio Pajeú .....	106
<b>Figura 41</b> – Uso e ocupação do solo e atendimento populacional com rede coletora de esgoto na bacia do Rio São Francisco 08.....	108
<b>Figura 42</b> - Matriz de Correlação entre o $\alpha$ e IET da água de Carlson (1977).....	112
<b>Figura 43</b> - Matriz de Correlação entre o $\alpha$ e IET da água de Lamparelli (2004).....	113
<b>Figura 44</b> - Matriz de Correlação entre o Ângulo Matriz e clorofila-a, fósforo total e S.....	114
<b>Figura 45</b> - Matriz de Correlação entre o Ângulo Matriz, DBO, Turbidez, COT e S.....	116
<b>Figura 46</b> – Relação entre o IET <sub>m</sub> (Cla; S) e o IET <sub>m</sub> (Cla; PT; S) para a metodologia de Carlson (1977) e Lamparelli (2004) .....	119
<b>Figura 47</b> – Relação entre a S e $\alpha$ derivado do Sentinel 2 .....	120
<b>Figura 48</b> – Relação Entre a Escala Forel-Ule e o $\alpha$ .....	121
<b>Figura 49</b> – Relação entre a S e o índice da EFU derivado do Sentinel 2.....	121
<b>Figura 50</b> – Classificação segundo a EFU das observações da QA da série de dados.....	122

<b>Figura 51</b> – Diagramas de dispersão de (A) da S e $\alpha$ (B) .....	122
<b>Figura 52</b> – Modelos empíricos linear (A) e exponencial (B), desempenho na fase de treinamento do linear (C) e do exponencial (D) .....	123
<b>Figura 53</b> – Desempenho na fase de validação do modelo linear (A) e exponenciais (B).....	124
<b>Figura 54</b> – Modelos empíricos potencial (A) e logarítmico (B), desempenho na fase de treinamento do potencial (C) e logarítmico (D) .....	125
<b>Figura 55</b> - Desempenho na fase de validação do modelo potencial (A) e logarítmico (B) .....	125
<b>Figura 56</b> – Modelo Polinomial (A) e seu desempenho no treinamento (B) e na validação (C) .....	126
<b>Figura 57</b> – Funcionalidade do modelo para Estimativa da S em função do $\alpha$ .....	128
<b>Figura 58</b> - Distribuição espacial da Profundidade do Disco de Secchi Média Mensal no reservatório de Moxotó .....	135
<b>Figura 59</b> - Detalhamento da Imagem 08 (28/09/2019).....	138
<b>Figura 60</b> – Imagem 08 (28/09/2019) e áreas com atividades aquícolas em Moxotó.....	139
<b>Figura 61</b> – Área 01, Área 02 e Área 03 com atividades aquícolas no reservatório de Moxotó.....	140
<b>Figura 62</b> - Detalhamento da Imagem 7 (01/12/2019) e Imagem 8 (07/12/2019) .....	141
<b>Figura 63</b> – Ponto de origem das mudanças da coloração da água e plumas em Moxotó .....	141
<b>Figura 64</b> – Localização do ponto de origem das plumas de perda de S da água em Moxotó e atividades aquícolas em sua volta .....	142
<b>Figura 65</b> - Detalhamento da Imagem 04 (06/03/2020).....	143
<b>Figura 66</b> - Detalhamento da Imagem 01 (15/04/2020).....	145
<b>Figura 67</b> – Diagramas de dispersão do $\alpha$ e o IET <sub>m</sub> no treinamento (A) e validação (B) .....	146
<b>Figura 68</b> – Diagramas de dispersão do ( $B^2/B_4$ ) e o IET <sub>m</sub> no treinamento (A) e validação (B).....	147
<b>Figura 69</b> – Diagramas de dispersão 3D das variáveis ( $B^2/B_4$ ), $\alpha$ e IET <sub>m</sub> .....	147
<b>Figura 70</b> – Modelo empírico linear (A), exponencial (B), desempenho no treinamento do modelo linear (C) e exponencial (D) .....	148
<b>Figura 71</b> – Desempenho na validação do modelo linear (A) e exponenciais (B) em prever os valores de IET <sub>m</sub> .....	148
<b>Figura 72</b> – Modelo empírico potencial (A) e logarítmico (B), desempenho no treinamento do potencial (C) e logarítmico (D) para estimar os valores do IET <sub>m</sub> .....	149
<b>Figura 73</b> - Desempenho na validação do modelo potencial (A) e logarítmico (B) em estimar os valores do IET <sub>m</sub> .....	149
<b>Figura 74</b> – Modelo Polinomial (A) e seu desempenho no treinamento (B) e validação (C) para as estimativas do IET <sub>m</sub> .....	150
<b>Figura 75</b> – Desempenhos dos Modelos Empíricos Multivariáveis para estimar o IET <sub>m</sub> .....	151
<b>Figura 76</b> – Funcionalidade do modelo para Estimativa do IET <sub>m</sub> em função do Ângulo Matriz .....	152
<b>Figura 77</b> - Distribuição espacial da classificação e do IET <sub>m</sub> em Moxotó.....	155

## LISTA DE SIGLA

<b>ANA</b>	-	AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO
<b>CBHSF</b>	-	COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO
<b>CBHSF</b>	-	COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO
<b>CDOM</b>	-	MATÉRIA ORGÂNICA DISSOLVIDA COLORIDA
<b>CEMADEN</b>	-	CENTRO NACIONAL DE MONITORAMENTO E ALERTAS DE DESASTRES
<b>CEMIG</b>	-	COMPANHIA ENERGÉTICA DE MINAS GERAIS
<b>CETESB</b>	-	COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO
<b>CIE</b>	-	COMISSÃO INTERNACIONAL DE ILUMINAÇÃO
<b>CL-A</b>	-	CLOROFILA-A
<b>CNA</b>	-	COTA DO NÍVEL DA ÁGUA
<b>COD</b>	-	CARBONO ORGÂNICO DISSOLVIDO
<b>COT</b>	-	CARBONO ORGÂNICO TOTAL
<b>D</b>	-	PROFUNDIDADE DO DISCO SECCHI
<b>DBO</b>	-	DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO
<b>EFU</b>	-	ESCALA FOREL-ULE
<b>ETA</b>	-	ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA
<b>GEE</b>	-	GOOGLE EARTH ENGINE
<b>IBGE</b>	-	INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA
<b>IET</b>	-	ÍNDICE DO ESTADO TRÓFICO
<b>INMET</b>	-	INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA
<b>MAE</b>	-	ERRO MÉDIO ABSOLUTO ( <i>MEAN ABSOLUTE ERROR</i> )
<b>MAPE</b>	-	ERRO PERCENTUAL ABSOLUTO MÉDIO ( <i>MEAN ABSOLUTE PERCENTAGE ERROR</i> )
<b>MEM</b>	-	MODELOS EMPÍRICOS MULTIVARIÁVEIS
<b>MES</b>	-	MODELOS EMPÍRICOS SIMPLES
<b>MNDWI</b>	-	ÍNDICE DE ÁGUA DE DIFERENÇA NORMALIZADA MODIFICADO
<b>MO</b>	-	MATÉRIA ORGÂNICA
<b>MPF</b>	-	MINISTÉRIO PÚBLICO FEDERAL
<b>N</b>	-	NITROGÊNIO
<b>NDAVI</b>	-	ÍNDICE DE VEGETAÇÃO AQUÁTICA POR DIFERENÇA NORMALIZADA
<b>NDVI</b>	-	ÍNDICE DE VEGETAÇÃO POR DIFERENÇA NORMALIZADA
<b>NDWI</b>	-	ÍNDICE DE ÁGUA DE DIFERENÇA NORMALIZADA
<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	-	NITROGÊNIO AMONÍACAL
<b>OD</b>	-	OXIGÊNIO DISSOLVIDO
<b>P</b>	-	FÓSFORO
<b>PMQA</b>	-	PONTOS DE MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA
<b>POA</b>	-	PARÂMETROS OPTICAMENTE ATIVOS
<b>PT</b>	-	FÓSFORO TOTAL
<b>QA</b>	-	QUALIDADE DA ÁGUA
<b>R<sup>2</sup></b>	-	COEFICIENTE DE DETERMINAÇÃO
<b>REM</b>	-	RADIAÇÃO ELETROMAGNÉTICA
<b>RMSE</b>	-	RAIZ DO ERRO QUADRÁTICO MÉDIO ( <i>ROOT MEAN SQUARE ERROR</i> )
<b>SNIS</b>	-	SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO
<b>SST</b>	-	SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS
<b>SW</b>	-	TESTE DE SHAPIRO-WILK
<b>T</b>	-	TURBIDEZ
<b>UHE</b>	-	USINA HIDRELÉTRICA
<b>WAVI</b>	-	ÍNDICE DE VEGETAÇÃO AJUSTADO A ÁGUA
<b><math>\alpha</math></b>	-	ÂNGULO MATRIZ
<b><math>\lambda</math></b>	-	COMPRIMENTO DE ONDA

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	<b>13</b>
<b>2. OBJETIVO GERAL</b> .....	<b>15</b>
2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	15
<b>3. REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	<b>16</b>
3.1. MACRÓFITAS AQUÁTICAS E CIANOBACTÉRIAS.....	18
3.2. ESTADO TRÓFICO DE AMBIENTES AQUÁTICOS.....	27
3.3. COLORAÇÃO DA ÁGUA USANDO O ÂNGULO MATRIZ (A) E A ESCALA FOREL-ULE.....	30
3.4. RESPOSTA ESPECTRAL DA ÁGUA .....	36
3.3.1. RESPOSTA ESPECTRAL EM CORPOS HÍDRICOS COM MACRÓFITAS .....	38
3.4.1. RESPOSTA ESPECTRAL DA ÁGUA COM ALGAS E CIANOBACTÉRIAS .....	45
3.5. EFU DERIVADA DO SENSORIAMENTO REMOTO .....	52
3.5.1. INTERPOLAÇÃO LINEAR .....	53
3.5.2. CONVERTER RGB EM VALORES TRIESTÍMULOS .....	56
<b>4. METODOLOGIA</b> .....	<b>57</b>
4.1. ÁREA DE ESTUDO .....	59
4.1.1. RESERVATÓRIOS.....	59
4.1.2. CLIMA.....	69
4.2. DADOS DE QUALIDADE DA ÁGUA .....	73
4.2.1. Determinação do Índice de Estado Trófico (IET).....	76
4.3. USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E ATENDIMENTO COM ESGOTO SANITÁRIO .....	76
4.4. SELEÇÃO DOS DADOS DE QA COM DATAS COINCIDENTES COM A VISITA DO SENTINEL 2.....	77
4.5. DETERMINAÇÃO DO A DERIVADO DO SENTINEL 2 .....	81
4.5.1. Extração da máscara d'água.....	81
4.5.2. Coleta de dados de reflectância para estimativa do $\alpha$ .....	83
4.5.3. Ângulo Matriz ( $\alpha$ ) derivado do Sentinel 2 .....	85
4.6. NORMALIDADE E CORRELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS.....	88
4.7. MODELO PARA MONITORAMENTO DO IET <sub>M</sub> DA ÁGUA VIA SENSORIAMENTO REMOTO.....	91
4.7.1. Modelos para recuperação da S e IET <sub>m</sub> .....	91
4.2.1. Métricas para avaliar o modelo .....	94
<b>5. RESULTADOS E DISCURSÕES</b> .....	<b>96</b>
5.1. ESTADO TRÓFICO DOS RESERVATÓRIOS .....	96
5.1.2. INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA QA DOS RESERVATÓRIOS .....	98
5.2. DISTRIBUIÇÃO DOS DADOS DE QA E A.....	109
5.3. CORRELAÇÕES DO A COM OS DA QA.....	111
5.4. CONCEPÇÃO DE MODELOS PARA O MONITORAMENTO DA QA VIA SENSORIAMENTO REMOTO .....	117
5.4.1. MODELO PARA ESTIMATIVA DA CLAREZA DA ÁGUA.....	120
5.4.2. MODELO PARA ESTIMATIVA DO IET <sub>m</sub> .....	146
<b>6. CONCLUSÕES</b> .....	<b>156</b>
<b>7. REFERÊNCIAS</b> .....	<b>158</b>
<b>8. ANEXO</b> .....	<b>176</b>

## 1. INTRODUÇÃO

Os ambientes lênticos (lagos) possuem uma capacidade de autodepuração muito inferior à dos ambientes lóticos (rios), ambos são os principais receptores de efluentes domésticos, industriais e escoamento superficial das áreas agricultáveis e urbanas. Esses efluentes contêm nutrientes como nitrogênio (N) e fósforo (P), além de matéria orgânica e sólidos em suspensão, responsáveis pelo processo de eutrofização dos corpos d'água. A eutrofização causa inúmeros problemas, incluindo a diminuição do uso da água para recreação, balneabilidade e navegação, frequente floração de algas e cianobactérias, crescimento excessivo de macrófitas, maus odores, mortandade de peixes e impactos na geração de energia elétrica (Von Sperling, 2014).

Os reservatórios de Moxotó e Paulo Afonso IV, localizados na região Norte da Bahia, têm sido recorrentemente eutrofizados. Rangel *et al.* (2020) analisaram o índice do estado trófico (IET) dos reservatórios de maio de 2018 a maio de 2019, observando que Paulo Afonso IV variou de mesotrófico a supereutrófico, enquanto Moxotó variou de mesotrófico a hipereutrófico. Em agosto de 2019, os casos de eutrofização nos reservatórios supracitados foram alvos do Ministério Público Federal da Bahia (MPF, 2019), com destaque para as proliferações excessivas de macrófitas aquáticas no reservatório de Moxotó. Casos de eutrofizações e proliferação excessiva de macrófitas aconteceram entre os meses de março a abril de 2019 e 2020, conforme relatado pelo Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (CBHSF; 2019 e 2020).

Essas alterações na qualidade da água podem ser observadas pela profundidade do Disco Secchi (S), concentração de clorofila-a (Cl-a) e concentração de fósforo total (PT), que são utilizados na determinação do IET essencial para o monitoramento da qualidade da água e gestão hídrica.

Geralmente, o monitoramento da qualidade da água em corpos hídricos é realizado por meio de coletas *in situ* e análises laboratoriais físico-químicas e biológicas seguindo o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. No entanto, as limitações técnicas e financeiras reduzem a quantidade de Pontos de Monitoramento da Qualidade da Água (PMQA) e a frequência, limitando a avaliação espacial e temporal da qualidade da água de grandes reservatórios. Isso impede o conhecimento do comportamento dinâmico da qualidade da água e os efeitos da eutrofização.

O monitoramento exigido pela Portaria MS n. 888/2021 (BRASIL, 2021) ocorre apenas nos pontos de captação de água bruta para abastecimento humano ou na entrada das Estações de Tratamento de Água (ETA). Assim, os gestores dos reservatórios do Sistema de Abastecimento de

## 1. Introdução

Água (SAA) e os órgãos ambientais não têm informações sobre a distribuição espacial das mudanças na qualidade da água. Porém, mudanças significativas na coloração da água, indicativo inicial da eutrofização, podem ocorrer longe dos pontos de monitoramento, comprometendo a qualidade de todo o reservatório sem serem detectadas.

Uma forma de ampliar e apoiar o monitoramento tradicional sem aumentar os custos é utilizando as ferramentas de sensoriamento remoto e geoprocessamento, que proporcionam um monitoramento sintético da qualidade das águas em diferentes escalas de tempo e espaço e preveem eventos de eutrofização. Essas ferramentas já foram utilizadas para observar mudanças na transparência da água (Wang *et al.*, 2020), floração de cianobactérias (Legleiter *et al.*, 2022) e proliferação de macrófitas aquáticas em reservatórios (Rosa, 2018). No entanto, essas ferramentas não substituem o monitoramento tradicional, e sim complementam-na, oferecendo alertas sobre possíveis alterações na qualidade da água e permitindo uma melhor avaliação e antecipação das ações necessárias (Simões *et al.*, 2021). Sua implementação adaptada à realidade brasileira, utilizando metodologias desenvolvidas por diversos autores (Wang *et al.*, 2020; Zhou *et al.*, 2022; Song *et al.*, 2023), será fundamental para o apoio ao monitoramento tradicional da QA e a tomada de decisão de gestores ambientais. Os modelos favorecem a identificação rápida e sem elevação de custo ao monitoramento tradicional, de mudanças da QA. Além disso, possibilitam entender os padrões espaciais e temporais dessas mudanças, possibilitando identificar as áreas com recorrências de mudanças na QA e o período do ano em que essas mudanças são intensificadas, tanto em frequência quanto em intensidade.

## 2. Objetivos

---

### 2. OBJETIVO GERAL

Desenvolver um modelo para o monitoramento das mudanças da transparência da água e do estado trófico de reservatórios em condições tropicais, via geoprocessamento e sensoriamento remoto na plataforma *Google Earth Engine* utilizando dados espectrais do sensor MSI do Sentinel-2, com validação cruzada *in situ*.

#### 2.1.OBJETIVOS ESPECÍFICOS

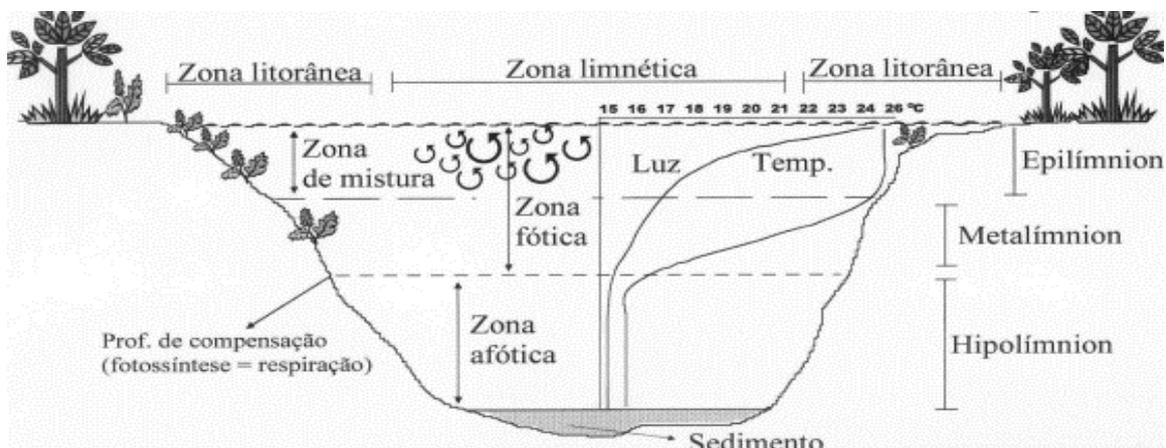
- Determinar o IET dos lagos de Itaparica, Moxotó, Paulo Afonso IV e Xingó de forma a observar possíveis eventos de eutrofização das águas;
- Determinar o Ângulo Matriz derivado do Sentinel 2;
- Verificar a correlação entre o Ângulo Matriz ( $\alpha$ ) derivado do sensoriamento remoto com Índice de Estado Trófico médio (IET<sub>m</sub>) e os Parâmetros Opticamente Ativos (POA) da qualidade da água;
- Desenvolver e validar modelo para o monitoramento do IET<sub>m</sub> da água via sensoriamento remoto;
- Aplicar o modelo desenvolvido para o monitoramento da qualidade da água do reservatório de Moxotó.

### 3. REVISÃO DE LITERATURA

A eutrofização é definida como o crescimento acelerado de macrófitas aquáticas, algas e cianobactérias em ambientes com elevadas concentrações de nutrientes, principalmente, fósforo (P) e nitrogênio (N), provenientes de descargas de esgotos domésticos, industriais e agroindustriais; e de escoamentos superficiais de áreas agricultáveis e urbanas. É mais pronunciada em ambientes lênticos (lagos e reservatórios), em função da sua baixa velocidade e capacidade de mistura (Von Sperling, 2014).

O lançamento de efluentes ricos em nutrientes, além da eutrofização, causa aumento da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), do nitrogênio amoniacal ( $N-NH_4^+$ ) e da concentração de microrganismos (bactérias e fungos), assim como da redução da concentração do oxigênio dissolvido (OD). Porém, há uma autodepuração da Matéria Orgânica (MO) lançada e o reestabelecimento das condições de qualidade da água em função do tempo, tipo de corpo hídricos (lênticos ou lóticos), clima e capacidade inserção de oxigênio da atmosfera na água, também conhecida como reaeração (Difusão molecular, mistura turbulenta e fotossíntese), conforme destaca Mota (1995) e (Von Sperling, 2014).

Em ambientes lóticos (rios e riachos), quanto maior é a turbulências do escoamento, mais rápido acontece o processo de autodepuração da carga orgânica, devido à injeção de  $O_2$  atmosférico na água. Por outro lado, em ambientes lênticos (reservatórios e lagos), a autodepuração acontece de forma mais lenta, sendo impulsionada pelos processos de estratificação térmica dos corpos hídricos, dessa forma a coluna vertical de água nos reservatórios é dividida em três zonas: Epilímnion; Metalímnion e Hipolímnion (**Figura 1**).



**Figura 1** - Estratificação térmica em ambientes lênticos

Fonte: Fernandes *et al.*, (2005)

### 3. Revisão de Literatura

O **Quadro 1** apresenta as principais características das três camadas verticais de coluna d'água para lagos e reservatórios.

**Quadro 1** – Principais características das camadas verticais da coluna d'água

CAMADAS	PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS
Epilímnion	Temperatura uniforme e está misturado devido às ações externas como velocidade do vento, radiação solar e saída e entrada de vazão, nessas camadas se concentra os organismos fotossintetizantes.
Metalímnion	Ocorre o maior gradiente de temperatura, também denominado de termoclina, nesta camada há equilíbrio das ações dos ventos, radiação solar e empuxo da massa d'água.
Hipolímnion	O gradiente é uniforme e a massa de água não sofre ação de forças externas.

**Fonte:** adaptado de Tundisi e Tundisi (2008)

Entre as macrófitas mais comuns em reservatórios, se destacam a *Eichhornia crassipes* (aguapé, jacinto d'água ou baronesa), *Pistia stratiotes L.* (alface d'água), *Salvinia auriculata* (orelha de onça) e *Lemna valdiviana* (lentilha d'água) (CEMG, 2021). Em certos casos pode ocorrer superpopulação (floração) de algas e cianobactérias que podem produzir toxinas (VON SPERLING, 2011), que causam problemas à saúde pública.

### 3. Revisão de Literatura

#### 3.1. MACRÓFITAS AQUÁTICAS E CIANOBACTÉRIAS

As macrófitas aquáticas são plantas de caule não lenhoso (herbáceas) que crescem na água, em solos cobertos por água ou em solos saturados com água. Algumas macrófitas são hospedeiras de algas e bactérias fixadoras de nitrogênio e proporcionam ambiente adequado para o desenvolvimento de microrganismos, visto que ovos de diversos animais são depositados nas suas raízes, que também servem de abrigo para o zooplâncton. A classificação ecológica das macrófitas aquáticas pode ser observada na **Figura 2**.



**Figura 2** - Classificação das macrófitas aquáticas

Fonte: Próprio autor (2023) adaptado de ESTEVES (1998) e PEDRALLI (1990)

Elas são de fundamental importância para manutenção dos ecossistemas aquáticos e para o meio ambiente, pois proporcionam a ciclagem e remoção de nutrientes de ambientes eutrofizados e atuam como substrato para o desenvolvimento de comunidades associadas (Sood *et al.*, 2012). O **Quadro 2** apresenta algumas das funções das macrófitas aquáticas.

**Quadro 2** – Principais funções desempenhadas pelas macrófitas aquáticas

FUNÇÃO	DESCRIÇÃO
Ciclagem de nutrientes	As macrófitas aquáticas fixas, que são enraizadas no sedimento, podem absorver os nutrientes das partes profundas e torná-los disponíveis a outras comunidades através do efeito de bombeamento nos ecossistemas aquáticos.
Remoção de nutrientes de ambientes eutrofizados	Algumas espécies têm importante papel na remoção de nutrientes em ambientes eutrofizados, por isso, podem agir como agentes despoluidores.
Favorecem o desenvolvimento da comunidade do perífiton	O caule, as raízes e as folhas submersas das plantas proporcionam ambiente adequado para a comunidade do perífiton, uma vez que podem reter material particulado.
Proporcionam heterogeneidade de habitat	As macrófitas criam ambientes favoráveis para uma fauna diversificada de insetos, peixes, aves e mamíferos, já que proporcionam refúgio, local para reprodução e recursos para esses organismos.
Protegem as margens do corpo d'água contra a erosão	As macrófitas emersas podem contribuir para a proteção das margens, já que conferem maior estabilidade para o entorno dos sistemas aquáticos devido à sua fixação no solo, atuando ainda como filtro para a entrada de sedimentos.

Fonte: Próprio autor (2023) adaptado de CEMIG (2021).

Embora as macrófitas aquáticas apresentem importantes funções ecológicas nos ambientes aquáticos, em condições de desequilíbrio ambiental dos corpos hídricos, elas podem crescer

### 3. Revisão de Literatura

---

intensamente, causando a eutrofização, tornando-se potencialmente prejudiciais aos usos múltiplos de reservatórios, tais como geração de energia, navegação e abastecimento público.

O crescimento excessivo e carreamento de grandes bancos de macrófitas até a entrada das máquinas de geração de energia é um dos principais prejuízos na geração de energia em reservatórios com histórico de eutrofização (CEMIG, 2021).

Diversos casos de proliferação excessiva de macrófitas nos reservatórios de Moxotó e Paulo Afonso IV foram relatados pelo Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (CBHSF; 2019 e 2020) e pela imprensa local dos municípios de Paulo Afonso/BA e Gloria/BA conforme destaca Almeida, A. (2019); Brito L. (2019) e Almeida A. (2020).

Em setembro de 2020, a proliferação das macrófitas aquáticas e os impactos sobre a qualidade das águas dos Reservatórios de Moxotó e Paulo Afonso IV foram tão intensos que houve intervenção do Ministério Público Federal (MPF) na identificação dos usuários poluidores e para obrigá-los pela despoluição, conforme destaca o CBHSF (2020-B), MPF (2020) e G1 (2020).

Os fatores ambientais que mais contribuem para a proliferação de macrófitas são: ação antrópica, maior precipitação, alta intensidade de luz solar, concentrações elevadas de nutrientes, menor velocidade de escoamento e menor profundidade (CEMIG, 2021). A macrófita que mais se desenvolve em ambientes aquáticos ricos em nutrientes é a *Eichhornia crassipes* (Aguapé). Biudes e Camargo (2008) demonstraram que a produção da massa seca de Aguapé é, aproximadamente, 68% superior a macrófita *Pistia stratiotes* L. (Alface d'água).

As algas são organismos eucariotos, não possuem raízes, caules ou folhas, e são classificadas em algas coloniais e unicelulares (Tortora *et al.*, 2012).

De forma geral existem dois filos que agrupam, exclusivamente, algas unicelulares: as *diatomáceas* (*Bacillariophyta*) e os *dinoflagelados* (*Dinophyta*), ambos presentes em água doce conforme destaca Souza e Castilho (2021). As espécies de microalgas produtoras de toxinas se concentram nesses dois filos (Castro *et al.*, 2012). As toxinas podem causar distúrbios neurotóxicos, hepatotóxicos e dermatotóxicos ou citotóxicos e não são removidas pelas Estações de tratamento de águas (ETA) convencionais, podendo causar sérios problemas à saúde dos consumidores. Algumas delas têm efeito rápido e em pouco tempo de ingestão pode causar a morte por parada cardíaca (Pompêo *et al.*, 2015). Existem 3 (três) tipos de neurotoxinas: Anatoxina-a, Anatoxina-a(s) e Saxitoxinas (CETESB, 2013-B). Os dinoflagelados do gênero *Alexandrium* são os principais responsáveis pela produção de saxitoxinas em florações (Tortora *et al.*, 2012).

### 3. Revisão de Literatura

---

As algas, assim como as cianobactérias, se proliferam em águas com elevadas concentrações de nutrientes, notadamente aquelas receptoras de efluentes domésticos ou industriais (Park; Craggs, 2010). Esses autores estudaram o tratamento de águas residuais e produção de algas em tanques com alta taxa de adição de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), um tratamento alternativo aos lagos convencionais de estabilização de águas residuais, e observaram uma produtividade de biomassa de  $24 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{dia})$ . Eles observaram que a quantidade de nutrientes presentes nos efluentes tratados, era grande e possibilitou o cultivo das algas, sem a necessidade de suplementação nutricional. Caso esses efluentes fossem lançados nos corpos hídricos sem esse polimento final e respeitando a capacidade de diluição e autodepuração do corpo hídrico, possivelmente, causaria a eutrofização.

Segundo Park e Craggs (2010), uma concentração de  $300 \text{ g}$  sólidos suspenso total de algas/ $\text{m}^3$  é capaz de absorver quase toda a radiação ativa (luz) dentro dos primeiros  $15 \text{ cm}$  da lagoa de alta taxa, deixando o resto da profundidade no escuro.

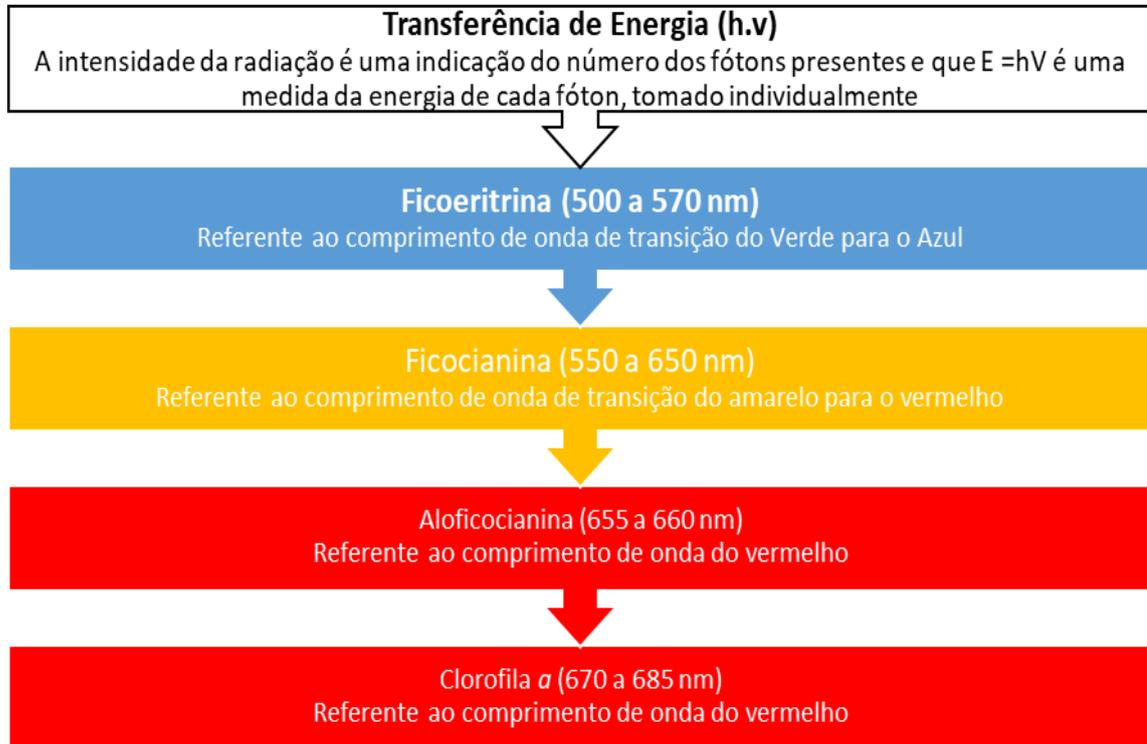
As cianobactérias são organismos procariontes pertencentes ao Reino Monera (Tortora *et al.*, 2012). São microrganismos aeróbicos foto autotróficos, possuem clorofila-*a* e os fotossistemas I e II, realizando, assim, a fotossíntese em presença de oxigênio e luz. São também as únicas a possuírem ficobilissomos, com os pigmentos acessórios ficoeritrina, ficocianina e aloficocianina (Singh *et al.*, 2024). Na sua estrutura celular não apresentam carioteca, mas têm DNA e RNA. Não possuem cloroplastos, mas apresentam pigmentos (clorofila *a* e *b*) e tilacóides. A clorofila-*a* é o único pigmento fotossintético capaz de funcionar como centro de reação do fotos sistema II, no interior dos tilacóides, oxidando a água e produzindo  $\text{O}_2$ , convertendo a energia absorvida em compostos orgânicos (Dalzoto, 2014).

Os tilacóides são importantes porque os pigmentos acessórios ficoeritrina, ficocianina e aloficocianina, encontram-se no seu interior, e graças a eles, a clorofila-*a* consegue absorver energia em outros comprimentos de ondas diferentes do seu espectro de absorção ( $670$  a  $685 \text{ nm}$ ) para a fotossíntese. Os ficobilissomos aderidos na parte externa do tilacóide absorvem a luz em comprimentos de onda distintos da clorofila-*a*. Porém, não são capazes de transferir a energia para a via fotossintética (Dalzoto, 2014). Dessa forma, a energia é convertida e transferida em um comprimento de onda possível de ser absorvida pela clorofila-*a*.

Assim, os pigmentos acessórios ficoeritrina, ficocianina e aloficocianina ampliam a capacidade de captura luminosa para fotossíntese, funcionando como antena, seguindo a seguinte rota: primeiro a energia é absorvida pelo pigmento acessório ficoeritrina, em comprimento de onda na faixa de  $500$

### 3. Revisão de Literatura

a 570 nm, em seguida é transferido para a ficocianina (550 a 650 nm) e para a Aloficocianina (655 a 660nm), que por fim, transfere essa energia pra a Clorofila-*a* no comprimento de onda entre 670 a 685 nm (**Figura 3**).



**Figura 3** - Transferência da energia absorvida pelos ficobilissomos para a clorofila *a*.

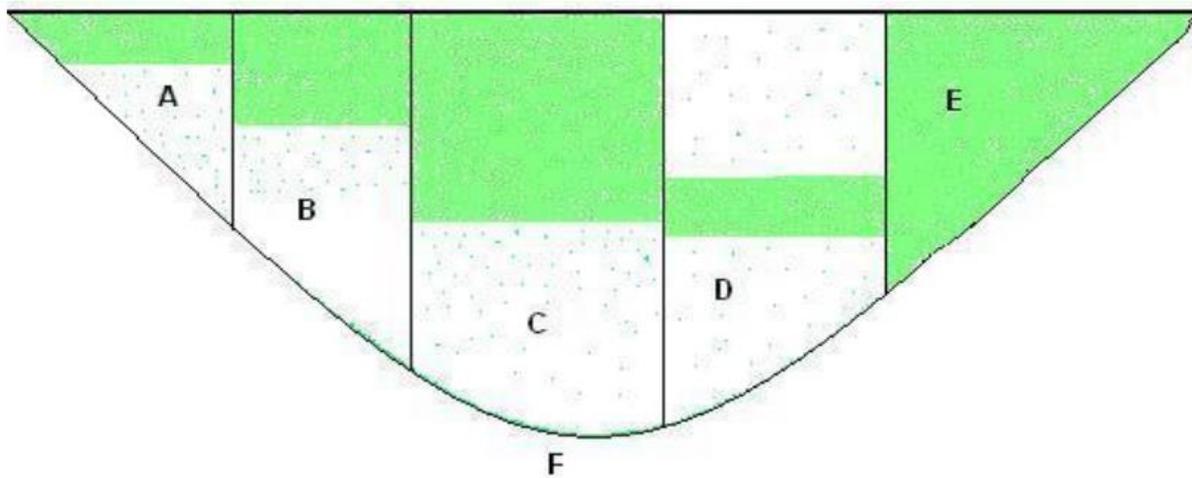
Fonte: Próprio autor (2023) adaptado de Dalzoto (2014).

Segundo Tortora *et al.* (2012), as cianobactérias são extremamente importantes para o ambiente, e ocupam nichos ambientais similares aos das algas. As colônias de cianobactérias podem desenvolver células especializadas, os heterocitos e os esporos de acinetos. Os heterocitos atuam na fixação de N, possibilitando a transformação do  $N_2$  em íon amônio ( $NH_4^+$ ). Os acinetos são esporos de resistência que permitem às cianobactérias sobreviverem a condições inóspitas ou desfavoráveis. Além disso, as cianobactérias desenvolveram vesículas gasosas que as permitem controlar sua flutuabilidade. Os principais gêneros de cianobactérias produtoras das cianotoxinas regulamentados pela Portaria GM/MS n. 888/2021 são: *Dolichospermum* (*Anabaena*), *Cylindrospermopsis*, *Aphanizomenon*, *Raphydiopsis* e *Umezakia*.

Quanto a caracterização dos seus *habitats* naturais, as microalgas e cianobactérias se desenvolvem em diferente profundidade em função do comprimento de onda ( $\lambda$ ) predominante, na faixa do azul (380 nm) ao vermelho (700 nm) (Tortora *et al.*,2012).

### 3. Revisão de Literatura

A distribuição vertical das cianobactérias nos lagos e reservatórios pode variar em períodos curtos (horas ou dias) em função da radiação solar. Assim, a profundidade do ponto de coleta das amostras na coluna de água pode ter um efeito substancial sobre os resultados da análise da qualidade da água (CETESB, 2013-B). As distribuições desses organismos na coluna da água podem ser observadas na **Figura 4**. A área verde indica a pluma de floração das cianobactérias na coluna d'água.



LOCALIZAÇÃO	DESCRIÇÃO
A	As cianobactérias e microalgas se acumulam nas margens, local associado às coletas de balneabilidade.
B	As cianobactérias e microalgas concentram-se em toda zona fótica ou limnética.
C	As cianobactérias e microalgas concentram-se na profundidade específica da zona fótica, principalmente em locais rasos onde a luz penetra até o fundo
D	Concentram-se as florações metalimnéticas. Este é um caso especial de uma população mantendo uma determinada profundidade na zona fótica. Florações metalimnéticas são evidenciadas pelos fortes aumentos do oxigênio em profundidade, geralmente perto da interface do epilímnio e metalímnio. São preocupantes no abastecimento de água potável, porque as populações não são visíveis e podem estar localizadas na mesma profundidade de locais que são utilizados para captação de água.
E	Apresentam distribuição em toda a coluna da água.
F	Apresentam concentração desses organismos no sedimento.

**Figura 4** – Distribuição vertical das florações de organismos do fitoplâncton em coluna d'água.

Fonte: Elaboração própria (2023) adaptado CETESB (2013-B).

A distribuição do fitoplâncton na coluna d'água (verticalmente) está diretamente relacionada com os processos de estratificação térmica dos corpos hídricos, principalmente aqueles classificados como lenticos.

A composição do fitoplâncton em reservatório de água destinada ao abastecimento público, irrigação e geração de energia, merece destaque na gestão e planejamento dos recursos hídricos, visto que tem grande interferência na qualidade das águas e, conseqüentemente, na saúde pública.

### 3. Revisão de Literatura

Vieira, *et al.* (2021) identificaram em reservatório de abastecimento de água localizado na região semiárida do Brasil, no município de Assaré-CE, 30 espécies do fitoplâncton distribuídas em seis classes taxonômicas (**Quadro 3**).

**Quadro 3** - Classes e filo de microalgas e cianobactérias encontrados em reservatório

CLASSE TAXONÔMICA	FILO
Cyanophyceae	Cyanobacteria/cianobactérias
Chlorophyceae	Chlorophyta
Bacillariophyceae	Ochrophyta/Diatomista
Euglenophyceae	Euglenophyta
Zygnemaphyceae	Chlorophyta
Mediophyceae	Ochrophyta/Diatomista

Fonte: Vieira *et al.* (2021).

As classes Cyanophyceae e Chlorophyceae foram as que apresentaram os maiores números de espécies, 13 e 11, respectivamente, as quais, juntas, representaram 80% da comunidade de fitoplacton no reservatório de Assaré-CE. A classe Bacillariophyceae apresentou 3 (10%) espécies. Já as classes com menor representatividade foram Euglenophyceae, Zygnemaphyceae e Mediophyceae, cada uma com 10% do total de espécies (Vieira *et al.*, 2021).

Menescal (2018) também investigou as principais espécies de cianobactérias presentes em uma floração no reservatório de água Joanes I. Esse manancial juntamente com a represa Pedra do Cavalo é de fundamental importância para o estado da Bahia, pois são responsáveis pelo abastecimento de água potável da cidade de Salvador e da sua Região Metropolitana.

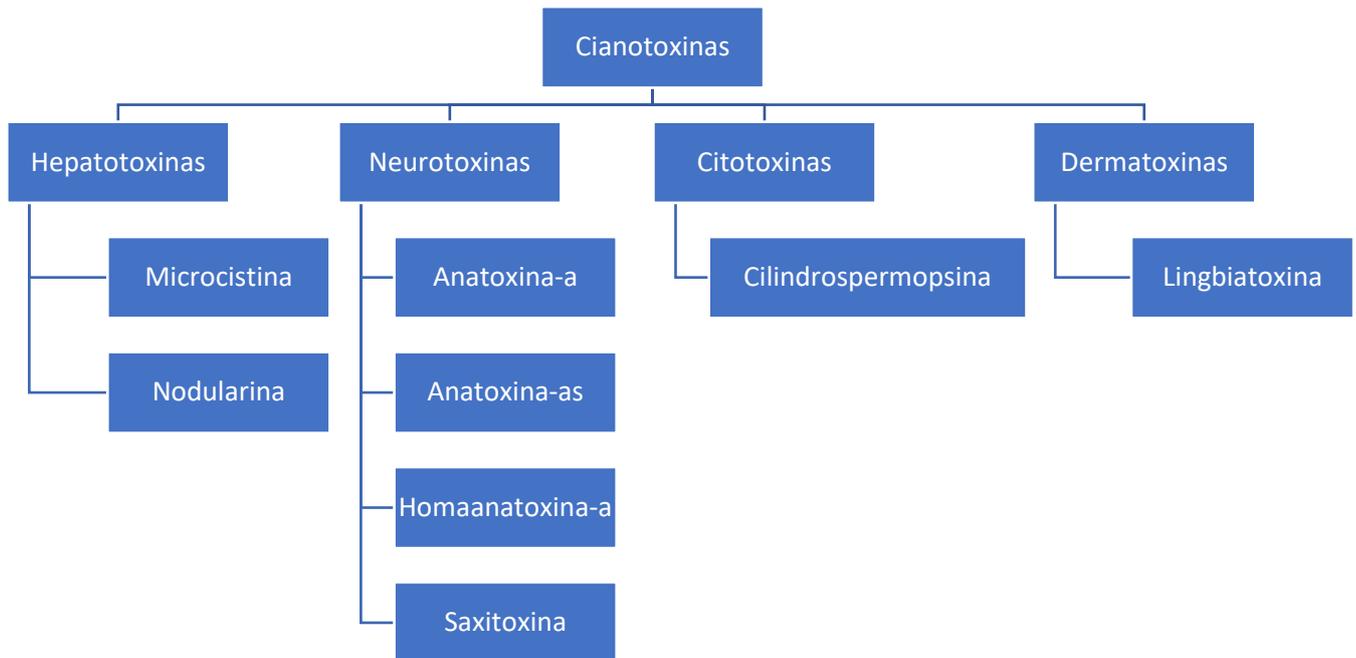
Segundo Menescal (2018) as florações de cianobactérias no reservatório do Joanes I são frequentes. Das 10 (dez) espécies identificadas, 4 (quatro) são potencialmente produtores de toxinas: *Raphidiopsis*, *raciborskii*, *acuminato-crispa*, *Aphanocapsa sp.*, *Phormidium sp.* e *Pseudanabaena sp.* De um total de 4 pontos de amostragem utilizado por Menescal (2018) o autor evidenciou que 2 (50%) apresentaram valores de cianobactérias acima dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA n. 357/05 para águas doce classe 2; e nos 4 (100%), o parâmetro clorofila-*a* se encontrava acima dos valores permissíveis pela referida Resolução e considerando a metodologia de Lamparelli (2004), o estado trófico do lago no trecho amostrado estava variando de supereutrófico a hipereutrófico.

Diversos gêneros de cianobactérias foram encontrados em reservatórios de água doce (Menescal, 2018 e Vieira *et al.*, 2021). Alguns desses gêneros possuem a capacidade de produzir cianotoxinas, como por exemplo, a microcistina: uma cianotoxinas frequentemente encontrada nas

### 3. Revisão de Literatura

florações de cianobactérias, é potencialmente carcinogênica e ocorre em ambientes aquáticos em todo o mundo (Pompêo *et al.*, 2022).

As cianotoxinas são produtos metabólicos secundários das cianobactérias, ou seja, não são necessárias para seu crescimento e reprodução (Pompêo *et al.*, 2015). São liberadas quando ocorre a lise celular da cianobactéria e são classificadas de acordo com sua ação farmacológica em: hepatotoxinas, neurotoxinas, citotoxinas e dermatotoxinas (**Figura 5**).



**Figura 5** – Classificação das Cianotoxinas

**Fonte:** Elaboração própria (2023) adaptado de Pompêo (2015) e Rodríguez *et al.*, (2006).

As florações de cianobactérias podem causar toxicidade e provocar a mortandade de peixes e outros animais que consumirem a água ou organismos contaminados (Filho e Silva, 2009). Porém, embora a mortandade de peixes e outros animais, em eventos de florações de cianobactérias, estejam associados a produção de cianotoxinas; outros fatores como pH, devido a atividade fotossintética, e baixa concentração de oxigênio, associada ao decaimento da floração, podem estar associados com a esta mortandade (Thostrup, L. & Christoffersen, 1999).

O **Quadro 4** lista os tipos de toxinas liberadas pelas cianobactérias e os gêneros de organismos produtores.

## 3. Revisão de Literatura

**Quadro 4** - Cianotoxinas, e gêneros de organismos produtores

TOXINA	ORGANISMOS PRODUTORES (GÊNEROS)
Microcistinas	<i>Microcystis</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Planktothrix</i> , <i>Nostoc</i> , <i>Hapalosiphon</i> , <i>Synechocystis</i> , <i>Aphanocapsa</i> , <i>Oscillatoria</i>
Saxitoxinas (PSPs)	<i>Aphanizomenon</i> , <i>Protogonyaulax</i> , <i>Alexandrium</i> , <i>Gymnodinium</i> , <i>Pyrodinium</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Lyngbya</i> , <i>Cylindrospermopsis</i> e também algumas espécies de dinoflagelados
Cilindrospermopsina	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> , <i>Umezakia</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Raphidiopsis</i> , <i>Anabaena</i> .

**Fonte:** Elaboração própria (2023) adaptado de Pompêo (2015) e Ferrão Filho (2009).

A microcistina é uma das principais cianotoxinas frequentemente encontrada nas florações de cianobactérias. Ela é potencialmente carcinogênica e ocorre em ambientes aquáticos em todo o mundo. Essa cianotoxina foi encontrada em reservatórios localizados na região Nordeste do Brasil (Pompêo *et al.*, 2022).

As cianotoxinas podem ser classificadas em três grandes grupos, de acordo com suas estruturas químicas como:

- **Peptídeos cíclicos** – englobam as hepatotoxinas, que são cianotoxinas capazes de prejudicar o fígado. Em ambientes aquáticos, essas toxinas permanecem no interior das cianobactérias e só são liberadas em lise celular (Menescal, 2018; Neiva, 2013);
- **Alcalóides** – englobam as neurotoxinas, aquelas que danificam ou destroem os tecidos do sistema nervoso, especialmente os neurônios, as células condutoras do sistema nervoso central (Neiva., 2013). Também causam desordens nos rins, trato digestório ou tratogastrointestinal, órgãos endócrinos, coração, sistema imune, vascular e muscular (Menescal, 2018);
- **Lipopolissacarídeos** – englobam as dermatotoxinas que causam reações alérgicas (Menescal, 2018; Neiva 2013).

Na legislação brasileira não existe regulamentações sobre os valores de referências para concentração de cianotoxinas em mananciais superficiais. De forma geral, a Resolução CONAMA n. 357/2005, que a estabelece apenas os valores máximos permitidos de Clorofila-*a* e concentração de cianobactérias para cada uma das quatro classes de água doce superficiais (**Tabela 1**).

**Tabela 1** – Concentrações máxima de Clorofila-*a* e densidade máxima de cianobactérias para água doce de diferentes classes de uso, no Brasil.

CLASSE	Clorofila- <i>a</i> (µg/L)	Densidade de cianobactérias (cel/mL)
I	10	200
II	30	50.000
III	60	100.000
VI	60	100.000

**Fonte:** Elaboração própria (2023) adaptado de Brasil (2005)

### 3. Revisão de Literatura

Os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade são regulamentados pelo anexo XX da Portaria de Consolidação n. 05/2017 (atualmente a Portaria GM/MS n. 888/2021) (BRASIL, 2021).

Em águas utilizadas para consumo humano os valores máximos permitidos (VMP) de cianotoxinas produzidas em florações de cianobactérias e microalgas, podem ser observados na **Tabela 2**.

**Tabela 2** - Padrão de cianotoxinas em água para consumo humano

PARÂMETRO	UNIDADE	VMP(2)
Cilindrospermopsinas	µg/L	1,0
Microcistina	µg/L (equivalente de MCYST-LR)	1,0
Saxitoxinas	µg/L (equivalente STX)	3,0

**FONTE:** Elaboração própria (2023) adaptado de BRASIL (2021).

**Nota:** Conforme estabelece o § 4<sup>a</sup> e 5<sup>a</sup> do Art. 43<sup>a</sup> quando a análise de cianotoxinas realizada na água bruta (entrada da ETA) ou em pelo menos um ponto de captação for superior ao VMP expresso na **Tabela 2**, será obrigatória a realização da análise de cianotoxinas na saída do tratamento com frequência semanal, caso for inferior ao VMP será dispensada a realização desta análise na saída do tratamento.

Conforme estabelecido pela Portaria GM/MS n.888/2021 em Art. 43, para minimizar os riscos de contaminação da água para consumo humano com cianotoxinas, os responsáveis por sistema de abastecimento de água - SAA com captação em mananciais superficiais devem realizar monitoramento para identificação e contagem de células de cianobactérias (BRASIL, 2021).

Para mananciais com concentrações menores ou iguais a 10.000 células de cianobactérias/mL a frequência do monitoramento é trimestral e, maiores que esse valor, semanal. Além disso, deve ser realizada análise de clorofila-*a* no manancial, com frequência mensal, como indicador de potencial aumento da contagem de cianobactérias (BRASIL, 2021).

Quando concentração de clorofila-*a* for igual ou superior a 10 µg/L, deve-se proceder a nova coleta de amostra para análise do fitoplâncton. Se a contagem de células de cianobactérias representar 10% ou mais do fitoplâncton, deve ser realizado monitoramento semanal de cianobactérias no manancial, no ponto de captação. Se a contagem de células de cianobactérias >20.000 células/mL no ponto de captação do manancial ou na entrada da Estação de Tratamento de Água (ETA), deve-se realizar análise das cianotoxinas microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsinas (BRASIL, 2021).

Esse monitoramento é necessário, porque o aporte excessivo de nutrientes nos corpos d'água, muitas vezes associado à atividade humana, favorece o crescimento excessivo de cianobactérias e macrófitas aquáticas. Esse aumento descontrolado de biomassa intensifica o processo de eutrofização,

### 3. Revisão de Literatura

que compromete a qualidade da água e o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos. Diante desse cenário, é fundamental compreender o estado trófico dos ambientes aquáticos para desenvolver estratégias de manejo que minimizem os impactos ambientais e protejam a biodiversidade.

#### 3.2. ESTADO TRÓFICO DE AMBIENTES AQUÁTICOS

Um dos principais métodos utilizados para mensurar os efeitos do enriquecimento de nutrientes em ambientes aquáticos é o Índice do Estado Trófico (IET).

O IET é uma medida utilizada para avaliar a qualidade da água em corpos hídricos, como lagos, rios e reservatórios. Ele pode ser determinado em função da concentração de Fósforo Total (PT), concentração de Clorofila-*a* (Cl-*a*) e ainda em função da Profundidade do Disco de Secchi (S), e pode indicar a quantidade de crescimento de plantas aquáticas, cianobactéria e microalgas.

Este índice é geralmente dividido em três categorias, conforme elaborado por Carlson (1977) para lagos de climas temperados: Oligotrófico, Mesotrófico e Eutrófico. Lamparelli (2004) trouxe importantes contribuições para a aplicação do IET de Carlson (1997) para lagos e rios em climas tropicais, expandindo a classificação do IET para 6 categorias, a saber: Ultraoligotrófico; Oligotrófico; Mesotrófico; Eutrófico; Supereutrófico e Hipereutrófico.

Este índice foi desenvolvido inicialmente por Carlson (1977), considerando proposições metodológicas baseadas em dados de lagos e reservatórios de clima temperado. O índice pode ser calculado utilizando os parâmetros: fósforo total, clorofila-*a* ou transparência da água, usando as equações 1, 2 e 3, respectivamente.

$$IET (PT) = 10 \times \left( 6 - \left( \frac{\ln(48)}{\ln(2)} \right) \right) \quad 1$$

$$IET (Cla) = 10 \times \left( 6 - \left( \frac{(2,04 - 0,68 \times \ln(Cla))}{\ln(2)} \right) \right) \quad 2$$

$$IET (S) = 10 \times \left( 6 - \left( \frac{\ln(S)}{\ln(2)} \right) \right) \quad 3$$

S = Profundidade do disco de Secchi (m); Cla = concentração de clorofila-*a* (µg/L) e PT = fósforo total (µg/L).

O índice do estado trófico total proposto por Carlson (1977) é calculado por média simples dos três índices tróficos 1, 2 e 3. A Tabela 3 mostra a classificação do IET em função dos resultados obtidos utilizando as equações supracitadas.

**Tabela 3** – Classificação do Estado Trófico proposta por Carlson (1977)

### 3. Revisão de Literatura

ESTADO TRÓFICO	PONDERAÇÃO	SECCHI - S (m)	P-TOTAL - P (µg/L)	CLOROFILA A (µg/L)
<b>Oligotrófico</b>	≤ 40	> 4,0	≤ 12	≤ 2,6
<b>Mesotrófico</b>	40 < IET ≤ 55	4,0 < S ≤ 1,5	≤ 12 < PT ≤ 18	2,6 < CL ≤ 12,75
<b>Eutrófico</b>	IET ≥ 55	< 1,5	≥ 18	> 12,75

Fonte: Elaboração própria (2023) adaptado de Carlson (1977).

O IET tem por objetivo classificar corpos hídricos em diferentes graus de trofia, avaliando a qualidade da água quanto ao enriquecimento por P e sua implicação no aumento da biomassa. Dessa forma, esse índice pode fornecer subsídios para a formulação de planos de manejo e gestão de ecossistemas aquáticos, por meio de estratégias que visem à sustentabilidade dos recursos hídricos (Lamparelli, 2004).

A metodologia proposta por Lamparelli (2004) considera a concentração de fósforo total (µg/L), clorofila-*a* (µg/L) e profundidade do disco de Secchi. Ambas medidas na superfície da água em ambientes lóticos e lênticos (reservatório, lagos e outros), resultando no IET<sub>P</sub> e o IET<sub>CL</sub> para ambientes lóticos **4** e **5** e lênticos equações **6** e **7**. Para o IET<sub>S</sub> foi mantido a Equação **3** de Carlson (1977).

$$IET(P) = 10 \times \left( 6 - \left( \frac{0,42 - 0,36 \times \ln(P)}{\ln(2)} \right) \right) - 20 \quad 4$$

$$IET(Cla) = 10 \times \left( 6 - \left( \frac{-0,7 - 0,6 \times \ln(CLa)}{\ln(2)} \right) \right) - 20 \quad 5$$

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

$$IET(Cla) = 10 \times \left( 6 - \left( \frac{0,92 - 0,34 \times \ln(CL)}{\ln(2)} \right) \right) \quad 7$$

Nota: Cla = Concentração de clorofila a (µg/L); P = Concentração de fósforo total (µg/L).

A transparência da água medida por meio do disco de disco de *secchi* nem sempre representa o estado de trofia, pois esse IET pode ser afetado pela elevada turbidez decorrente de material mineral em suspensão e não apenas pela densidade de organismos planctônicos. Diante disso, LAMPARELLI (2004) estabeleceu forma de determinar a transparência da água (m), de forma indireta, a partir de relação entre a concentração de P (µg/L), conforme equação **8**, ou clorofila-*a* (µg/L) conforme equação **9**.

$$\ln(S) = -0,36 \times \ln(P) + 042 \quad 8$$

### 3. Revisão de Literatura

$$\ln(S) = -0,6 \times \ln(Cla) - 0,7$$

9

**Nota:**  $\ln(S)$  = logaritmo neperiano da transparência da água medida através de disco de Secchi (m);

A variabilidade sazonal dos processos ambientais tem influência sobre o grau de eutrofização de um corpo hídrico, portanto, pode ocorrer variações no decorrer do ano, havendo épocas em que este se desenvolve de forma mais intensa (verão) e outras em que pode ser mais limitada (inverno) (CETESB, 2013-A). A CETESB vem utilizando aquela adaptada por Lamparelli (2004) desde 2013, para a determinação do IET e monitoramento dos corpos hídricos. A **Tabela 4** mostra a classificação do IET utilizada pela CETESB.

**Tabela 4** – Classificação do Estado Trófico para lagos tropicais segundo Lamparelli (2004)

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

**Fonte:** Elaboração própria (2023) adaptado CETESB (2013-A)

As características de cada estado trófico podem ser observadas no **Quadro 5**.

**Quadro 5** - Características dos estados tróficos de um corpo d'água.

ESTADO TRÓFICO	CARACTERÍSTICAS
<b>ULTRAOLIGOTRÓFICO</b>	Limpos, de produtividade muito baixa e concentrações insignificantes de nutrientes que não acarretam prejuízos aos usos da água.
<b>OLIGOTRÓFICO</b>	Limpos, de baixa produtividade, em que não ocorrem interferências indesejáveis sobre os usos da água, decorrentes da presença nutrientes
<b>MESOTRÓFICO</b>	Com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos.
<b>EUTRÓFICO</b>	Com alta produtividade em relação às condições naturais, com redução da transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água decorrentes do aumento da concentração de nutrientes e interferências nos seus múltiplos usos.
<b>SUPEREUTRÓFICO</b>	Com alta produtividade em relação às condições naturais, de baixa transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem com frequência alterações indesejáveis na qualidade da água, como a ocorrência de episódios florações de algas, e interferências nos seus múltiplos usos.
<b>HIPEREUTRÓFICO</b>	Afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, como comprometimento acentuado nos seus usos, associado a

### 3. Revisão de Literatura

	episódios florações de algas ou mortandades de peixes, com consequências indesejáveis para seus múltiplos usos, inclusive sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas
--	---

Fonte: Elaboração própria (2023) adaptado de CETESB (2013-A) e de VON SPERLING (2011)

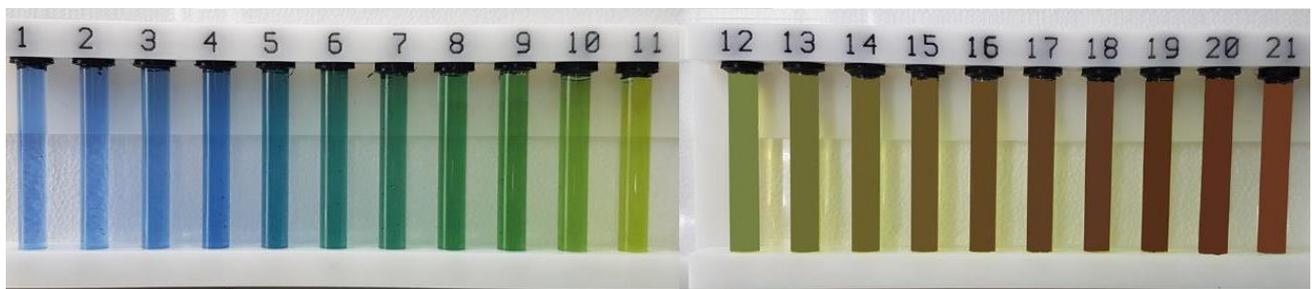
### 3.3. COLORAÇÃO DA ÁGUA USANDO O ÂNGULO MATRIZ ( $\alpha$ ) E A ESCALA FOREL-ULE

A coloração da água é um dos principais indicadores iniciais da qualidade da água dos ecossistemas aquáticos. Segundo Wang *et al.* (2020) a coloração e, conseqüentemente, a transparência da água varia com os três principais componentes opticamente ativos presente na água, a saber: material particulado suspenso, fitoplâncton (geralmente representado pela concentração de clorofila-a) e matéria orgânica dissolvida.

A Escala Forel-Ule (EFU) é uma das principais formas de monitorar a coloração da água dos corpos hídricos e tem sido aplicada globalmente por oceanógrafos e limnologistas. Ela foi projetada em duas etapas entre 1890 e 1892.

No início, o pesquisador suíço François-Alphonse Forel usou 11 (onze) tons de cores que cobrem as águas de azul a verde para estudar a cor do Lago de Genebra. Dois anos depois, o alemão Wilhelm Ule ampliou a escala, cobrindo águas verdes a marrons, adicionando 10 (dez) tons de cores extras. Assim, a escala passou a ser composta por 21 cores, indo do azul ao marrom, passando pelas cores azul, verde e marrom (Ceccaroni, 2020).

O método de observação da Escala Forel-Ule consiste em uma simples determinação e classificação da cor das águas naturais, comparando a cor da água com a paleta de cores da escala Forel-Ule (21 líquidos coloridos em frascos).



**Figura 6** – Padrões de cores da Escala Forel-Ule

Fonte: Ceccaroni, 2020.

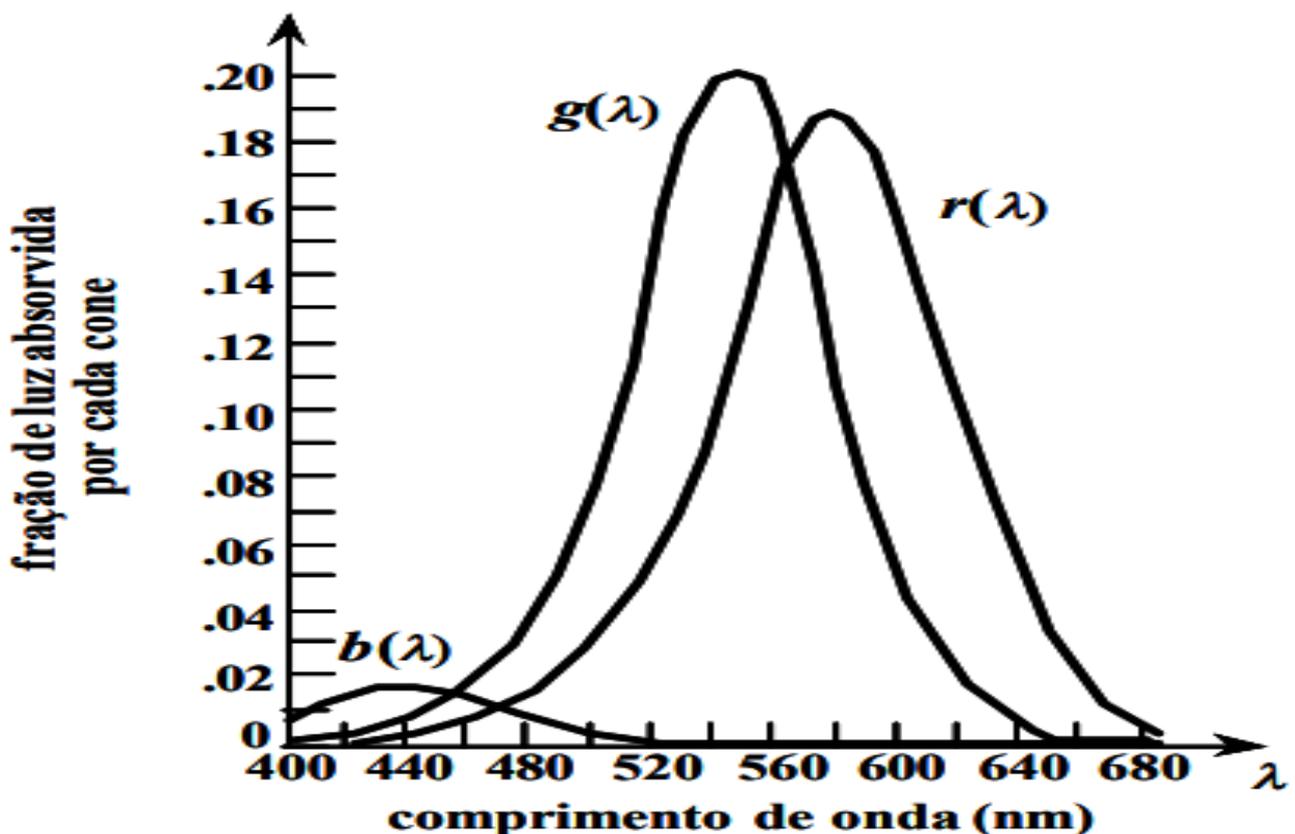
A metodologia para criação das 21 cores da escala Forel-Ule foi estabelecida por Forel (1895) e Ule (1894). Uma das limitações desta escala é que está sujeita a interpretações do usuário por meio da análise visual, diferente de outras formas digitais de realizar o monitoramento da coloração da

### 3. Revisão de Literatura

água. Burggraaff *et al.* (2021) estudou e simulou o impacto de várias formas de daltonismo utilizando a escala Forel-Ule, e concluiu que esse distúrbio de visão diminui a discriminabilidade média entre as cores em até 33% e tornou vários pares de cores essencialmente indistinguíveis, dessa forma o autor criou escalas adaptadas a cada tipo de daltônico.

Conforme destaca Wernand *et al.* (2010) o olho humano consegue distinguir cores entre o azul escuro (380 nm) e o vermelho escuro (780 nm). O olho humano é composto por três estruturas chamadas de cones, responsáveis pela sensação da cor, cada um deles responde melhor a uma determinada faixa de frequências da luz.

A **Figura 7** mostra resultados experimentais de sensibilidade de cada um destes cones que correspondem à sensação de vermelho (“r” para red), verde (“g” para green) e azul (“b” para blue) em função do comprimento de onda ( $\lambda$ ), gerando assim as funções de correspondência de cores r-g-b da Comissão Internacional de Iluminação (CIE) proposta em 1931.



**Figura 7** - Absorção de energia luminosa pelos cones r, g e b em função do comprimento de onda  
 Fonte: Gattass, 2002.

Segundo GATTASS (2002) o verde tem melhor absorção, seguido do vermelho e por último do azul com a menor absorção (**Figura 7**). Assim, mesmo que uma fonte azul emita a mesma quantidade de energia luminosa que uma fonte verde, percebe-se a luz verde mais intensa.

### 3. Revisão de Literatura

Uma cor pode ser descrita como uma mistura de três outras cores, conhecido como valores dos triestímulos, os quais representam a percentagem dos componentes de uma mistura aditiva de três cores.

Os valores de triestímulos, são chamados X, Y e Z, gerando o espaço de cores XYZ criado pela Comissão Internacional de Iluminação (CIE) em 1931 para ligar o espectro visível (nm) às cores percebidas pelo olho humano. Os valores X, Y e Z podem ser calculados a partir da refletância espectral, transmissão ou radiância espalhada por um objeto (Novoa *et al.* 2014).

Um modelo matemático para determinarmos os valores triestímulos (Novoa *et al.* 2014; Wernand *et al.* 2010), percebidos pelos nossos cones quando excitados por uma luz é apresentado nas equações **10**, **11** e **12**. Os valores de triestímulos dependem das curvas de sensibilidade  $r(\lambda)$ ,  $g(\lambda)$  e  $b(\lambda)$  apresentadas na **Figura 7** e do fluxo radiante  $S(\lambda)$ .

$$X = 683 \int_{380}^{830} S(\lambda)r(\lambda) d\lambda \quad 10$$

$$Y = 683 \int_{380}^{830} S(\lambda)g(\lambda) d\lambda \quad 11$$

$$Z = 683 \int_{380}^{830} S(\lambda)b(\lambda) d\lambda \quad 12$$

**Nota:**  $S(\lambda)$  é distribuição de energia espectral (Brasil, 2015), segundo WERNAND *et al.* (2010) representa as propriedades espectrais de qualquer cor fonte de luz e WEBER *et al.* (2020) trata  $S(\lambda)$  em termos de fluxo radiante. A constante 683 é usada para converter Lúmens em Watts.

As coordenadas de cromaticidade podem ser calculadas utilizando as equações **13**, **14** e **15** conforme Novoa *et al.* 2013; Novoa *et al.* 2014; Wernand *et al.* 2010:

$$x = \frac{X}{(X + Y + Z)} \quad 13$$

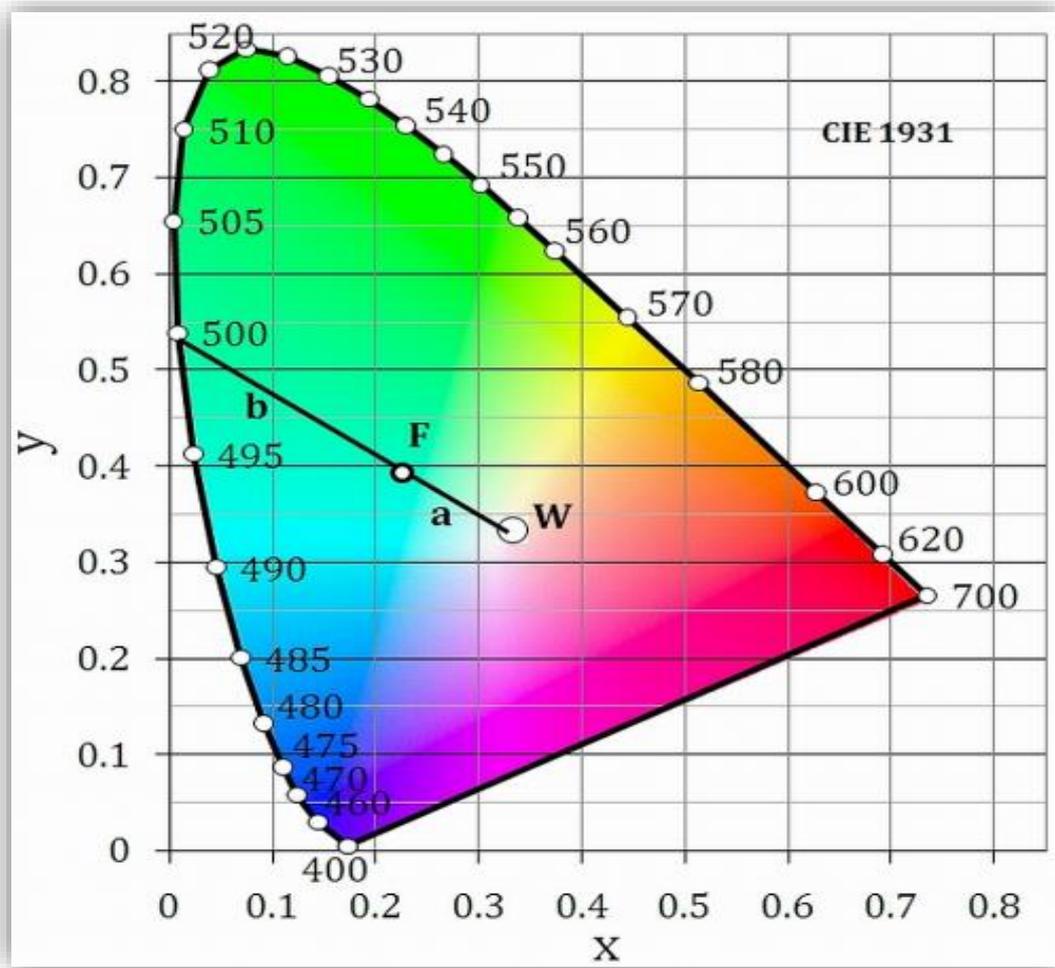
$$y = \frac{Y}{(X + Y + Z)} \quad 14$$

$$z = \frac{Z}{(X + Y + Z)} \quad 15$$

Conforme destaca Wernand *et al.* (2010), na soma das coordenadas  $x + y + z = 1$  e, portanto,  $z = 1 - x - y$ , a terceira delas não oferece informações adicionais. Apenas duas coordenadas (por

### 3. Revisão de Literatura

convenção x e y) são usadas para representar a cor no diagrama de cromaticidade (**Figura 8**).



**Figura 8** – Diagrama de cromaticidade CIE 1931

Fonte: Wernand *et al.* (2010)

Todas as cores podem ser representadas no diagrama de cromaticidade criado pela CIE (1934), resultado de uma série de experimentos feitos no final 1920 por William David Wright e John Guild. Wright e Guild (1920) usando cores primárias RGB em várias intensidades (fluxo luminoso), para vários observadores, obtendo todos os resultados resumidos pelas funções de correspondência de cores RGB CIE padronizadas.

A partir das coordenadas de cromaticidade CIE ( $x, y$ ) calculadas a partir dos valores triestímulos ( $X, Y, Z$ ) é gerado um novo sistema de coordenadas ( $x', y'$ ) centrado no ponto  $x = y = z = 1/3$ , representado pelo ponto W, o ponto branco apresentado na **Figura 8**. São usadas as equações 16 e 17 para o cálculo das novas coordenadas  $x'$  e  $y'$  em função das coordenadas de cromaticidade ( $x, y$ ). Dessa forma é gerado um novo sistema de coordenadas  $x'$  e  $y'$  centrado no ponto branco, conforme mostrado na **Figura 9**.

### 3. Revisão de Literatura

$$x' = y - \frac{1}{3} \quad 16$$

$$y' = x - \frac{1}{3} \quad 17$$

Por fim, pode-se representar quaisquer coordenadas de cromaticidade ( $x'$ ,  $y'$ ) do espectro radiante visível em termos do ângulo matriz ( $\alpha$ ) em relação ao ponto branco W (1/3, 1/3) da **Figura 8**, esse ângulo pode ser calculado a partir da equação **18**.

$$\alpha = \arctan\left(\frac{y'}{x'}\right) \times \frac{180}{\pi} \quad 18$$

Para o ângulo matriz ( $\alpha$ ) variar de  $0^\circ$  a  $360^\circ$ , conforme mostra a **Figura 9** partindo do eixo  $x'$  e  $y'$  negativo, se os valores das coordenadas cromáticas estiverem localizadas no 3º quadrante, ou seja, com valores de  $x'$  positivos e  $y'$  negativos, deve-se usar a equação **19**.

$$\alpha = \arctan\left(\frac{x'}{y'}\right) \times \frac{180}{\pi} + 180 \quad 19$$

Novoa *et al.* (2013) trouxeram importante contribuição para a digitalização das cores da EFU. Os autores conseguiram reproduzir os tubos de ensaios com os líquidos referente EFU proposta por Forel (1895) e Ule (1894) e calcular as coordenadas de cromaticidade da escala (**Tabela 5**).

**Tabela 5** - Valores Triestímulos, Coordenadas de cromaticidade, Coordenadas polares, ângulo de matriz  $\alpha$  correspondente para EFU de 1 a 21

EFU	Valores Triestímulos			C. Cromat.		Coord. Polares		Ângulo Matriz		Quadrante
	X	Y	Z	X	y	x'	y'	(-180 / 180)	$\alpha$ (0 / 360)	
1	0,23721	0,20691	0,79546	0,1914	0,1669	-0,1664	-0,1420	40,4680	40,46798048	1°
2	0,2104	0,21137	0,63576	0,1990	0,1999	-0,1335	-0,1344	45,1962	45,19621073	
3	0,19016	0,21722	0,49808	0,2100	0,2399	-0,0934	-0,1233	52,8503	52,85034961	
4	0,17832	0,22699	0,3819	0,2265	0,2883	-0,0450	-0,1068	67,1607	67,16065957	
5	0,17715	0,24157	0,30178	0,2459	0,3353	0,0019	-0,0875	91,2757	91,27572266	2°
6	0,18353	0,25932	0,24652	0,2662	0,3762	0,0428	-0,0671	122,5521	122,5520631	
7	0,20457	0,28951	0,20942	0,2908	0,4115	0,0782	-0,0425	151,4501	151,4501445	
8	0,2329	0,32496	0,18064	0,3154	0,4400	0,1067	-0,0180	170,4426	170,4425831	
9	0,27374	0,3754	0,16397	0,3367	0,4617	0,1284	0,0033	1,4838	181,4838062	3°
10	0,3382	0,44347	0,1493	0,3633	0,4764	0,1430	0,0299	11,8251	191,8250996	
11	0,39397	0,49637	0,12981	0,3862	0,4866	0,1532	0,0529	19,0310	199,0310278	
12	0,35345	0,42256	0,10231	0,4024	0,4811	0,1478	0,0691	25,0566	205,056596	
13	0,3072	0,34959	0,081224	0,4163	0,4737	0,1404	0,0829	30,5734	210,5734123	

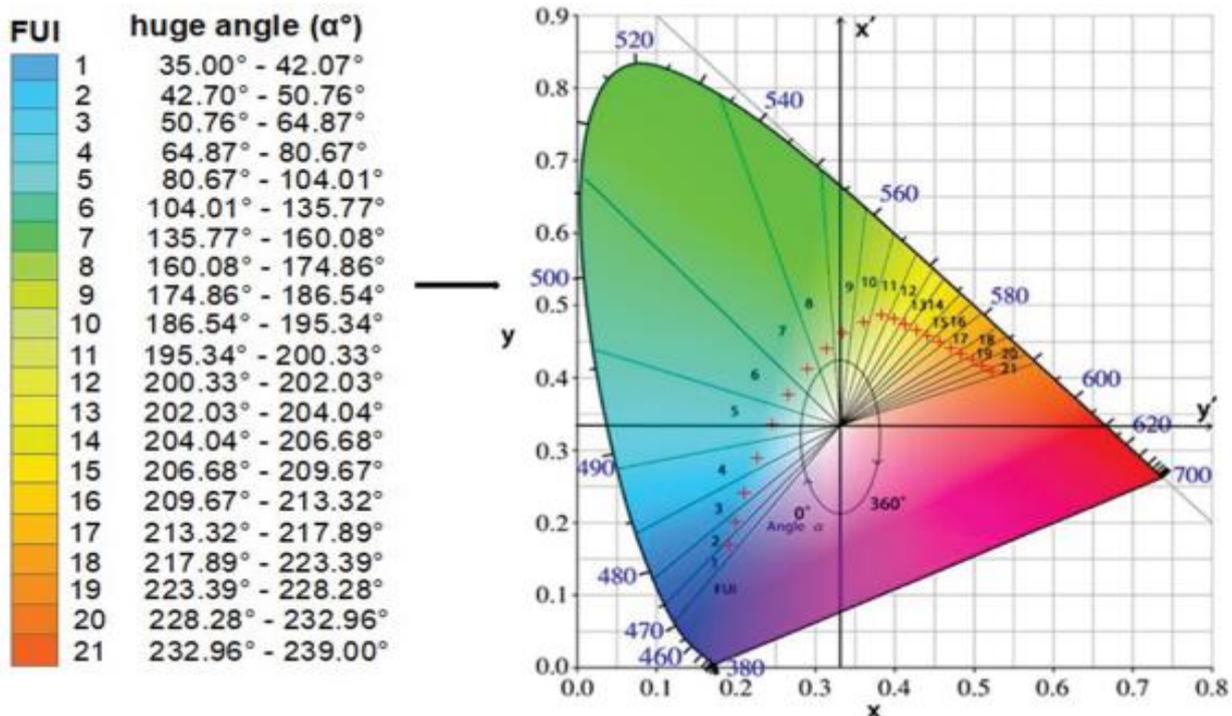
3. Revisão de Literatura

EFU	Valores Triestímulos			C. Cromat.		Coor. Polares		Ângulo Matriz		Quadrante
	X	Y	Z	X	y	x'	y'	(-180 / 180)	$\alpha$ (0 / 360)	
14	0,25746	0,27786	0,06157	0,4313	0,4655	0,1322	0,0980	36,5545	216,5544927	
15	0,22907	0,2352	0,04971	0,4457	0,4576	0,1243	0,1123	42,1145	222,1144897	
16	0,19695	0,19217	0,03874	0,4603	0,4491	0,1158	0,1270	47,6346	227,6345858	
17	0,17039	0,15808	0,03	0,4753	0,4410	0,1077	0,1420	52,8323	232,8322969	
18	0,15126	0,13398	0,02429	0,4887	0,4328	0,0995	0,1553	57,3554	237,3554039	
19	0,1313	0,11077	0,0188	0,5033	0,4246	0,0913	0,1700	61,7632	241,7632354	
20	0,11808	0,09532	0,01566	0,5155	0,4161	0,0828	0,1822	65,5560	245,5560452	
21	0,10452	0,08079	0,01255	0,5283	0,4083	0,0750	0,1949	68,9582	248,9581752	

Fonte: adaptado de Novoa *et al* (2013) e Song *et al.*, (2023).

Na **Figura 9** é possível observar a EFU variando de 1 a 21 à medida que o ângulo matriz varia de aproximadamente 35,00° para 239,00° e a cor da água variou de azul marinho ao marrom, passando por faixas de tonalidade bem definidas, com as cores azul esverdeado, verde e amarelo.

Com digitalização da EFU realizada por Novoa *et al.* (2013 e 2014), foram desenvolvidas novas pesquisas que possibilitaram a determinação do ângulo matriz ( $\alpha$ ) de corpos hídricos por geoprocessamento. Dessa forma o ângulo matriz ( $\alpha$ ), determinado por geoprocessamento, de um corpo hídrico específico, pode ser comparado com as faixas possibilitando assim e recuperação da coloração da água baseado EFU.



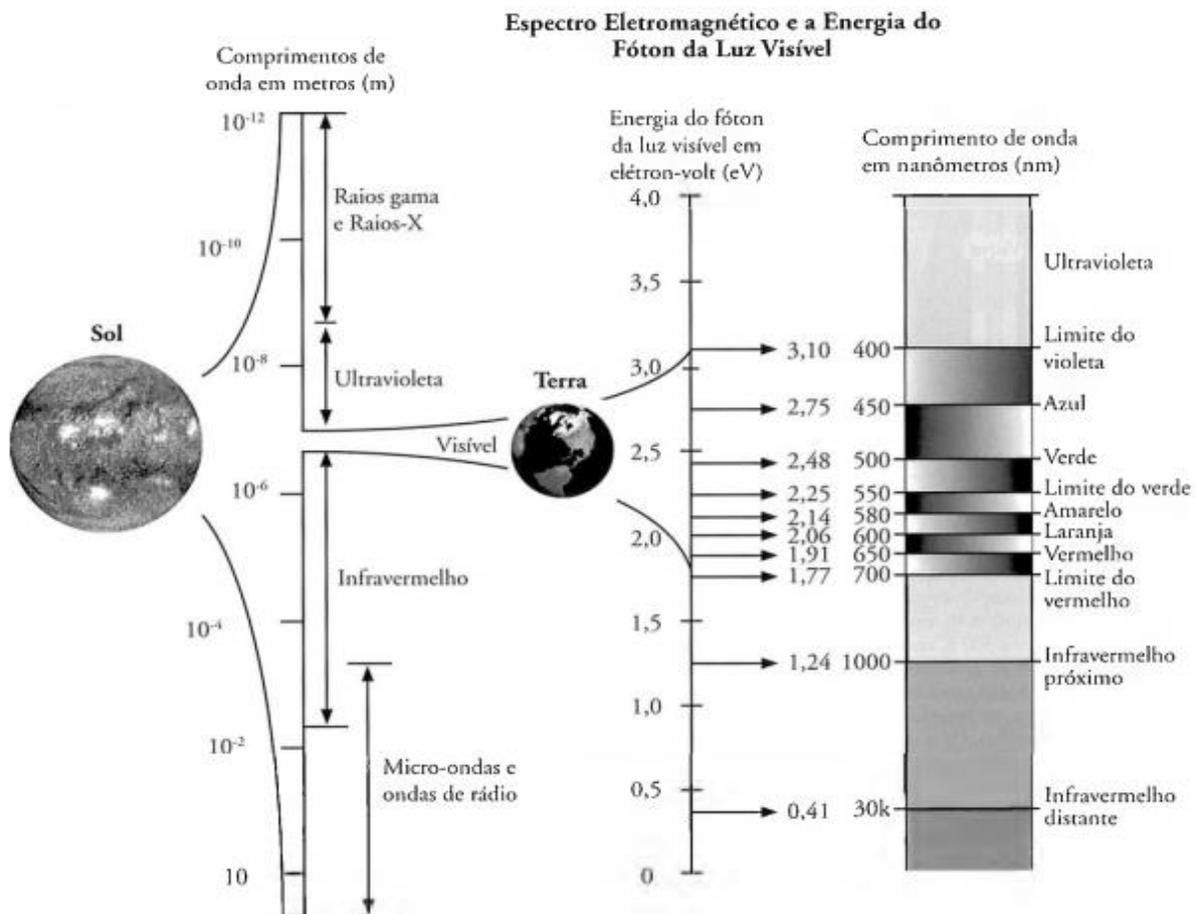
**Figura 9** – Escala Forel-Ule e Diagrama de Cromaticidade da CIE (1931)

Fonte: Adaptado de Zhou *et al* (2022)

### 3. Revisão de Literatura

#### 3.4. RESPOSTA ESPECTRAL DA ÁGUA

Os diferentes tipos de matérias, absorvem e transmitem a radiação eletromagnética (REM) em proporções variadas com base em suas propriedades. A Luz proveniente do sol representa a fonte inicial da energia eletromagnética registrada pelo sensoriamento remoto passivo. Neste, os sensores coletam a energia (radiação solar) naturalmente emitida ou refletida pelo objeto que está sendo medido. O sol produz um espectro contínuo de energia desde os raios gama até as ondas de rádio, que banham continuamente a Terra com energia (**Figura 10**).



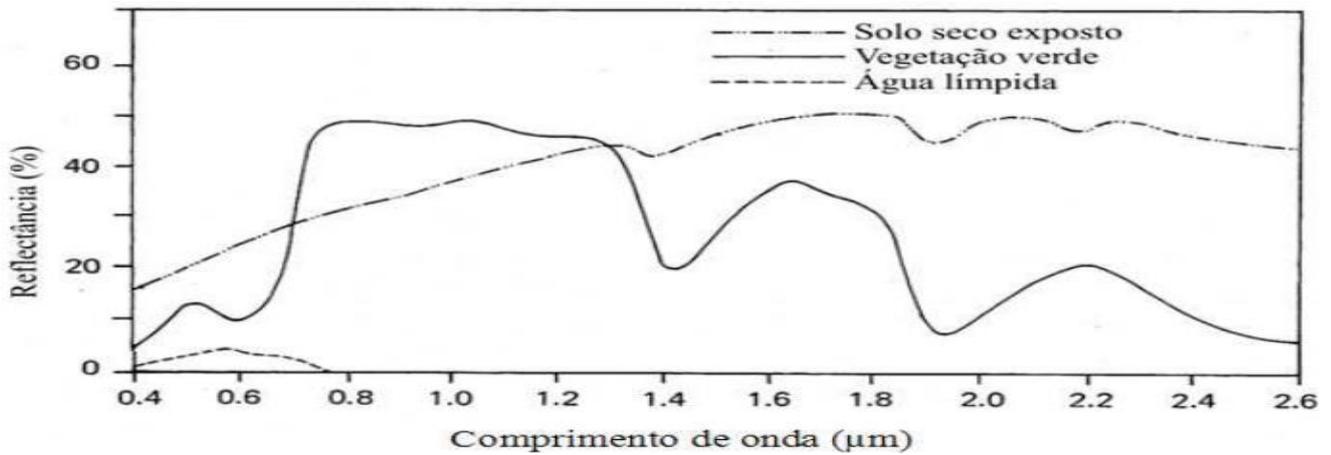
**Figura 10** - Espectro eletromagnético e a energia do fóton da luz visível.

Fonte: Jensen (2009).

A parte dessa energia que é interceptada pela terra e retorna ao espaço por reflexão ou emissão é de grande importância para o sensoriamento remoto (Jensen, 2009). Dessa forma, cada objeto tem um comportamento espectral diferente determinado pela medição da energia refletida no espectro eletromagnético, ou seja, em faixas de comprimento de ondas. A interação da energia refletida por um objeto pode ser expressa como uma curva de refletância espectral, que expressa o comportamento de cada alvo, dentre os quais podemos destacar: a água, a vegetação e o solo. A **Figura 11** apresenta

### 3. Revisão de Literatura

as curvas características de reflectância espectral dos alvos, evidenciando assim o comportamento espectral distinto para cada alvo.



**Figura 11** – Curvas de reflectância espectral típica da água, vegetação verde e solo seco exposto

Fonte: Adaptada de Lillesand *et. al.* (2004)

Conforme mostrado na **Figura 11**, a água límpida apresenta um pequeno percentual de reflectância entre os comprimentos de onda de 400 nm a 800 nm. A partir de 800 nm, a água age como um corpo negro, absorvendo praticamente toda a energia eletromagnética incidente e apresentando percentuais de reflectância próximos de zero. Isso resulta em uma curva de reflectância espectral distinta, contrastando com a reflectância observada no solo e na vegetação, que refletem parte significativa da radiação incidente.

A água, ao comportar-se de maneira semelhante a um corpo negro em comprimentos de onda mais elevados, destaca-se pela sua alta capacidade de absorção da radiação, especialmente no infravermelho próximo (Oliveira, 2022).

Essa diferença na radiação refletida pelos alvos possibilita identificá-los e diferenciá-los nas imagens obtidas por sensores acoplados a satélites e a drones. Além disso, por meio de investigações de campo e de dados espectrais, pode-se associar mudanças nas curvas padrões de um determinado alvo a mudanças nas suas propriedades físicas, químicas e biológicas.

Dessa forma é possível expandir os conceitos do sensoriamento remoto e geoprocessamento para os estudos envolvendo a qualidade da água de grandes reservatórios, entre eles, o monitoramento das mudanças da coloração da água, IET, clareza da água (profundidade do disco de Secchi), florações do fitoplâncton e monitoramento do desenvolvimento de macrófitas aquáticas.

De forma geral, o uso das ferramentas do sensoriamento remoto e do geoprocessamento na gestão das águas se baseia na presença dos componentes opticamente ativos na água, os quais

### 3. Revisão de Literatura

---

produzem mudanças na resposta espectral da água, em função da concentração de sólidos em suspensão, matérias orgânicas, concentração de organismos do fitoplâncton na água.

Os principais responsáveis pela mudança na resposta espectral da água, registrada pelos sensores multiespectrais e hiperespectrais são os pigmentos associados à fotossíntese (clorofilas *a*, *b*, *c* e *d* e outros pigmentos acessórios), presentes nas células desses organismos.

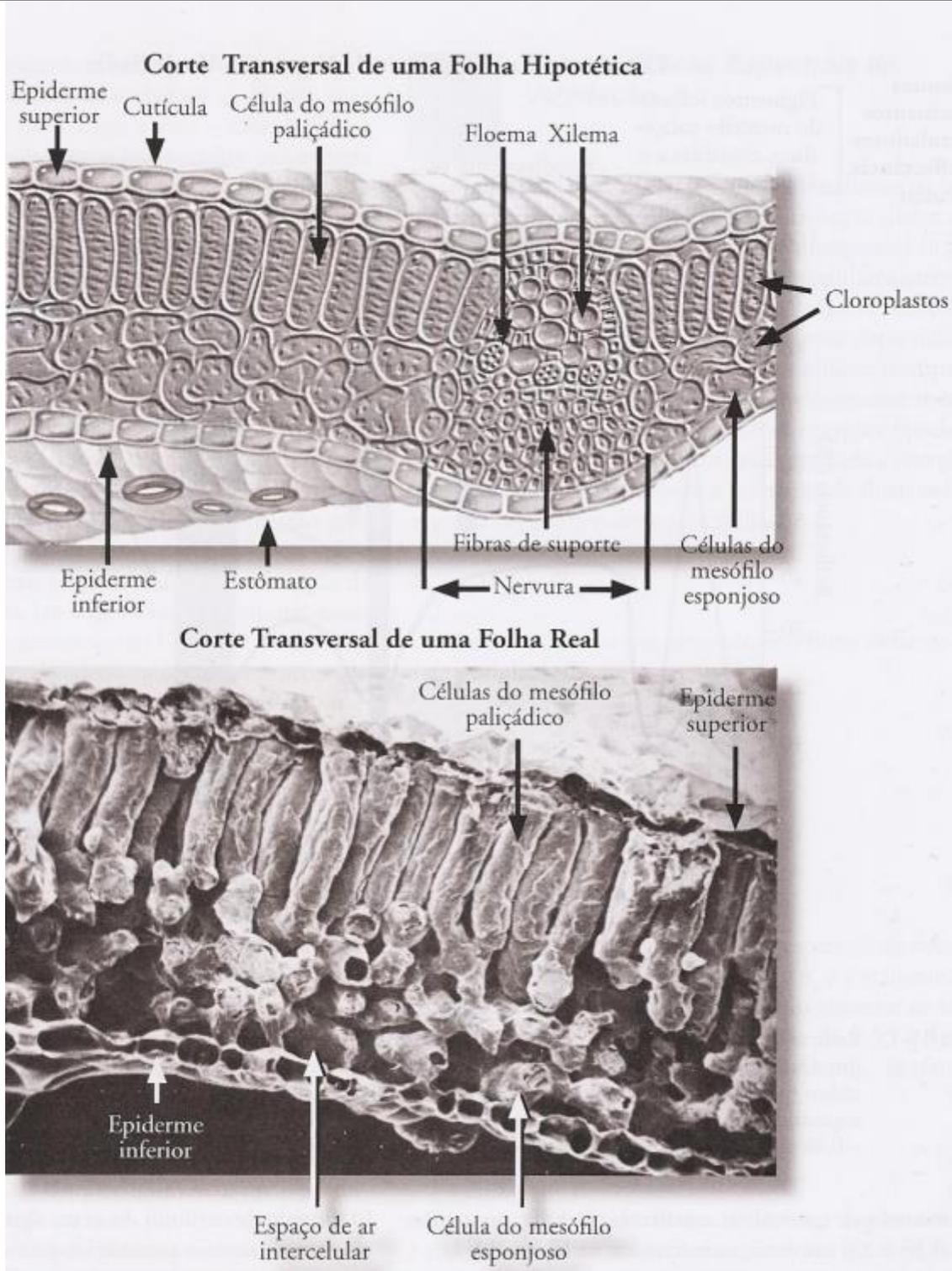
#### 3.3.1. RESPOSTA ESPECTRAL EM CORPOS HÍDRICOS COM MACRÓFITAS

Segundo Ponzoni *et al.* (2007) na região do visível (400 nm – 720 nm) os pigmentos existentes nas folhas da vegetação absorvem grande parte da radiação eletromagnética, ocasionando uma baixa reflectância. O autor destaca que esses pigmentos estão localizados nas organelas denominadas cloroplastos (Clorofila, 65%; Carotenos, 6%; e Xantofilas; 29%).

As clorofilas *a* e *b* das folhas vegetais, incluindo as macrófitas, absorvem grande parte da energia azul e vermelhas incidentes, sendo que o pigmento caroteno absorve principalmente no azul. Por outro lado, o pigmento ficoeritrina, encontrado em algumas algas nas cianobactérias, absorve, preferencialmente, a luz verde, e a ficocianina, absorve principalmente a luz verde e vermelha.

A incidência da radiação eletromagnética sobre os cloroplastos, considerando o comprimento de onda visível, produz as seguintes relações de absorção e refletância nos pigmentos Clorofila *a* e *b* (Jensen, 2006): na região do espectro eletromagnético do **Azul (400 – 500 nm)** existe uma grande absorção da radiação emitida, e conseqüentemente, menor reflectância; na do **Verde (500 – 600 nm)** existe a menor absorção possível, dentro da faixa do visível para as clorofilas, logo existe uma grande reflectância, resultando em picos. Outros pigmentos (ficoeritrina) são responsáveis por pequenas absorções de energia nessa faixa; na do **Vermelho (600 – 700 nm)** é onde se encontra a maior absorção da energia eletromagnética pela Clorofila-*a*.

Jensen (2006) chama atenção para as interações entre a energia do Infravermelho Próximo com as Células do Mesófilo Lacunoso presente nas folhas dos vegetais. A **Figura 12** mostra a secção transversal de uma folha. O mesófilo paliádico contém as células que apresentam maiores concentrações de cloroplastos e clorofilas, essas estão alinhadas na direção da luz e bem mais adensadas, por isso os pigmentos foliares têm um impacto significativo na absorção do espectro eletromagnético do Azul e Vermelho e na reflectância do espectro eletromagnético do verde.



**Figura 12** – Células do mesófilo paliçádico e mesófilo esponjoso de uma folha.

Fonte: JENSEN (2006).

As células do mesófilo esponjoso têm um impacto significativo na absorção e na reflectância da energia infravermelha incidente, devido a sua composição de muitas células e espaços de ar intercelular. Esse espalhamento interno causado pelas interfaces das paredes celulares e ar de dentro

### 3. Revisão de Literatura

---

da folha, é responsável pela alta reflectância difusa da energia do infravermelho próximo (700 -1200 nm) (Jensen, 2006).

Em uma folha verde genérica, a reflectância aumenta muito na região entre 700 e 1200 nm. As folhas verdes saudáveis absorvem energia radiante muito eficientemente nas porções do azul e do vermelho, que são regiões espectrais necessárias à fotossíntese. Porém, imediatamente após a banda de absorção do vermelho (causada pela clorofila-*a*), a transmitância e a reflectância das folhas aumentam consideravelmente, fazendo com que a absorvância caia. Se as plantas absorvessem a energia da região entre 700 e 1200 nm com a mesma eficiência que acontece no visível, elas poderiam esquentar muito e, desta forma, as proteínas poderiam ser irreversivelmente danificadas. Assim, as plantas desenvolveram uma adaptação, de tal forma que elas não usam esta grande quantidade de energia do infravermelho próximo, logo, elas simplesmente refletem ou transmitem essa energia para as camadas inferiores de folhas (Jensen, 2006).

Segundo Streit *et al.* (2005), a clorofila-*a* está presente em todos os organismos que realizam fotossíntese, inclusive as macrófitas aquáticas. A clorofila-*a* é o pigmento responsável pelo primeiro estágio do processo fotossintético, enquanto os demais pigmentos auxiliam na absorção de luz e na transferência da energia radiante para os centros de reação, sendo assim chamados de pigmentos acessórios.

Os principais pigmentos acessórios destacados por Streit *et al.* (2005) são os carotenóides (carotenos e xantofilas) além de outras: clorofila b, presente em vegetais superiores, algas verdes e algumas bactérias; clorofila c, em feófitas e diatomáceas; clorofila d, em algas vermelhas e cianobactérias; e clorofila f em cianobactérias.

Esse comportamento marcante de absorção e reflectância da Radiação Eletromagnética (REM) em diferentes faixas de comprimento de ondas (intervalos espectrais/bandas), proporcionam a criação de índices e algoritmos de classificações que expressam informações importante sobre as mudanças físicas, químicas e biológicas dos alvos, incluindo a água, além de informações sobre os diferentes estágios produtivos das atividades agrícolas e estado fisiológico das plantas.

O **Quadro 6** apresenta algumas das aplicações dos principais índices de vegetação e algoritmos classificadores utilizados no sensoriamento remoto e geoprocessamento para os estudos envolvendo recurso hídricos e distribuição e identificação de vegetação aquática.

## 3. Revisão de Literatura

**Quadro 6** - Aplicações do sensoriamento remoto e geoprocessamento em estudos envolvendo identificação de macrófitas aquáticas.

NOME	DESCRIÇÃO	EQUAÇÃO/ALGORITMOS	FONTE	USO
Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI)	Proposto por Rouse <i>et al.</i> (1973), é descrito como a diferença Normalizada entre os níveis digitais da reflectância das bandas do Infravermelho Próximo (NIR) e vermelho (RED). Partindo do princípio de que o contraste entre a baixa reflectância da vegetação na banda do vermelho e alta reflectância na banda do NIR, demonstrar o vigor e a densidade da cobertura vegetal	$NDVI = \frac{(RED - NIR)}{(RED + NIR)}$	Rosa-A <i>et al</i> (2018)	Índice de vegetação aplicado no mapeamento das macrófitas aquáticas do reservatório de ITAIPU. Os resultados do mapeamento revelaram uma acurácia global de 0,87, com índices Kappa em torno dos 0,73, considerando as seguintes classes e limiares: água (NDVI < 0,10 e a reflectância da banda do infravermelho de ondas curtas - SWIR < 0,08); Solo Exposto (0,10 ≤ NDVI < 0,20); Bancos de Macrófitas menos densas (0,20 ≤ NDVI < 0,75); (Bancos de macrófitas mais densas NDVI ≥ 0,75).
			MA <i>et al</i> (2007)	Usado para analisar e quantificar as mudanças na área do Lago Ebinur. Dois índices foram utilizando: NDVI e o NDWI, calculados com base nas refletâncias espectrais das bandas do sensor VGT.
			Oyama <i>et al</i> (2015)	Uso de imagem do Landsat/TM para determinar o limite de NDVI, NDWI e FAI para distinguir florações de cianobactérias e macrófitas aquáticas em lagos
Índice de Água de Diferença Normalizada (NDWI)	Proposto por McFeeters (1996), foi concebido visando maximizar a reflectância da água na banda verde e minimizar a reflectância na banda Infravermelho Próximo	$NDWI = \frac{(GREEN - NIR)}{(GREEN + NIR)}$	Tavares <i>et al</i> (2019)	Aplicação de índices de vegetação para o monitoramento do crescimento de vegetação aquática na área abrangência do lago Bolonha, no município de Belém-Pará.

## 3. Revisão de Literatura

NOME	DESCRIÇÃO	EQUAÇÃO/ALGORITMOS	FONTE	USO
			Simões <i>et al</i> (2021)	Avaliação do NDWI para o monitoramento das concentrações de sedimentos em suspensão no reservatório da UHE Sinop utilizando dados <i>in situ</i> e imagens de satélite Sentinel-2A e 2B
Índice de Água de Diferença Normalizada Modificado (MNDWI)	Proposto por Xu (2006), com o objetivo de minimizar a principal limitação do NDWI, ou seja, a ineficiência em suprimir o ruído proveniente das características das áreas construídas. Assim, esse índice foi desenvolvido considerando que um corpo hídrico apresenta maior absorção na banda do infravermelho de ondas curtas (SWIR) se comparado ao da banda do infravermelho próximo.	$MNDWI = \frac{(GREEN - SWIR)}{(GREEN + SWIR)}$	Nascimento <i>et al</i> (2019)	Comparação de índices de água por sensoriamento remoto (NDWI e MNDWI) em trecho específico do Rio Pajeú, em Pernambuco, utilizando imagens do OLI-Lansat 8 para a identificação de corpo hídrico por Sensoriamento remoto
Índice de Vegetação Aquática por Diferença Normalizada (NDAVI)	Proposto por Villa <i>et al.</i> (2014) para o mapeamento de diferentes espécies de vegetação aquática em três ecossistemas do norte da Itália. O NDAVI, vem como uma adaptação do NDVI, especificamente destinada à vegetação aquática, onde o fundo da vegetação é geralmente composto de água ou solo saturado. Esta versão do NDVI adaptada para áreas úmidas substitui a banda espectral do vermelho pela banda espectral do azul.	$NDAVI = \frac{(NIR - BLU)}{(NIR + BLU)}$	Villas <i>et al.</i> (2014)	Avaliação Comparativa de Índices de vegetação de banda larga sobre vegetação aquática. O trabalho comparou diferentes índices de vegetação (NDVI, SAVI e EVI) aplicados ao mapeamento da vegetação aquática e avaliou as capacidades de dois índices recentemente desenvolvidos (NDAVI e o WAVI), especificamente projetados para analisar ecossistemas aquáticos. Os melhores desempenhos são demonstrados na maioria dos casos por estes índices e pelo WAVI, em particular, demonstrando assim a utilidade de um índice específico para mapear a vegetação aquática.

## 3. Revisão de Literatura

NOME	DESCRIÇÃO	EQUAÇÃO/ALGORITMOS	FONTE	USO
Índice de Vegetação Ajustado a Água (WAVI)	O WAVI é uma derivação do NDAVI com a introdução de um fator de correção L para ajustar a influência do sinal de fundo. Segundo Villas <i>et al.</i> (2014), para a formulação do WAVI, foi usado um valor único de L = 0,5 tendo este demonstrado bons resultados por reduzir sensivelmente a influência do fundo para uma boa variedade de condições de cobertura da vegetação	$WAVI = (1 + L) \times \frac{(NIR - BLU)}{(NIR + BLU + L)}$		
Classificação Supervisionada	A classificação supervisionada é amplamente usada em várias aplicações de sensoriamento remoto e geoprocessamento, como mapeamento de uso da terra, detecção de mudanças, identificação de recursos naturais etc. Ela permite automatizar a análise de grandes conjuntos de dados geoespaciais e extrair informações valiosas para tomada de decisões em diversas áreas, incluindo gestão ambiental, agronegócios e planejamento urbano.	Naive Bayes (Baías ingênuas); K-nearest neighbour (K-vizinho mais próximo); Decision tree (Árvore de decisão); artificial neural network (Rede neural artificial); Support vector machine (Máquina de vetores de suporte); Random forest (Floresta aleatória); Boosted decision tree (Árvore de decisão reforçada) e eXtreme gradient boosting (Aumento de gradiente extremo)	Piaser & Villa (2023)	Avaliação das capacidades de algoritmos de aprendizado de máquina para classificação de vegetação aquática em zonas úmidas temperadas usando dados multitemporais do Sentinel-2. Os resultados mostram um poder preditivo geralmente maior para métodos de conjunto, como Random Forest (RF) e eXtreme Gradient Boosting (XGBoost).
		Distância mínima e Máxima verossimilhança	Rosa <i>et al</i> (2018-b)	Analisar da ocorrência de macrófitas aquáticas no lado Brasileiro do Reservatório de Itaipu com o uso de imagens Sentinel-2a, a partir da aplicação de classificadores supervisionados. Os resultados mostram que o algoritmo classificador que apresentou melhor desempenho foi o Máxima verossimilhança (Kappa=0,884) com o conjunto de dados de entrada contendo as bandas 2, 3, 4, 8. A inclusão dos índices NDVI e NDWI além das bandas utilizadas não apresentou aumento no desempenho na discriminação das classes de macrófitas.

**Fonte:** Elaboração própria (2023).

### 3. Revisão de Literatura

---

Os estudos realizados por Oyama *et al.* (2015) comprovam que a utilização dessas ferramentas e do NDVI e NDWI, índices amplamente utilizados para os estudos envolvendo vegetação, também podem ser aplicados para o estudo da proliferação de macrófitas aquáticas em reservatórios. Os autores encontram bons resultados empregando estes índices na detecção de vegetação aquática (macrófitas), em bandas espectrais de sensores como a do *Landsat*.

Oyama *et al.* (2015) observaram valores de NDVI acima dos 0,68 para áreas de ocorrência desse tipo de vegetação em lagos Japoneses. Além disso, estes mesmos autores utilizaram medições espectrais *in situ* para avaliar o comportamento da reflectância das florações de microalgas e cianobactérias. Eles encontraram uma diferença notável entre a reflectância das macrófitas e das florações de algas na banda do SWIR, com valores maiores e menores, respectivamente.

Os algoritmos classificadores, Máxima verossimilhança e Distância mínima, testados por Rosa *et al* (2018-b) apresentaram alto desempenho para diagnosticar a distribuição espacial e temporal das macrófitas, com coeficiente Kappa excelente, variando de 0,814 a 0,878 em função do conjunto de dados (bandas 2, 3, 4, 8, NDVI, NDWI), porém o Random Forest não foi testado pela autora. Conforme destaca Fonseca (2012) para valores de  $0,8 < \text{Coeficiente Kappa} \leq 1,0$  tem um desempenho excelente.

Além de identificar a distribuição espacial e temporal das macrófitas, o estudo apresentado por Rosa *et al* (2018) demonstrou a possibilidade de distinguir macrófitas em função dos contrastes de tons de verde característico de cada um dos três grupos analisados, sendo um desses grupos exclusivo para as macrófitas da espécie *Eichhornia crassipes* (baronesa), principal macrófita causadora de problemas nos Reservatórios de Itaparica, Moxotó e Lagoa de Paulo Afonso devido a sua proliferação excessiva.

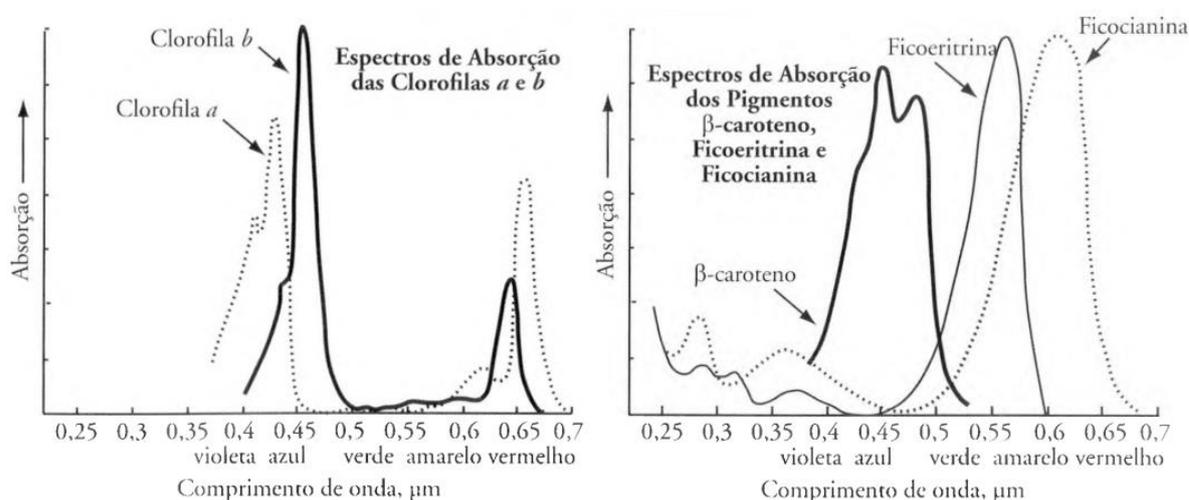
Piaser e Villa (2023) avaliaram o desempenho de 08 (oito) algoritmos de aprendizado de máquina para classificação da vegetação aquática em zonas úmidas temperadas usando dados multitemporais do Sentinel-2. Os resultados mostram um poder preditivo geralmente maior para os algoritmos Random Forest e eXtreme Gradient Boosting.

### 3. Revisão de Literatura

#### 3.4.1. RESPOSTA ESPECTRAL DA ÁGUA COM ALGAS E CIANOBACTÉRIAS

O aumento da concentração de clorofila-*a* na água é associado com a diminuição de energia refletida (logo aumenta a absorção) na banda azul (0,45–0,52  $\mu\text{m}$ ) e aumento na verde (0,52–0,60  $\mu\text{m}$ ). Como visto anteriormente as cianobactérias possuem clorofila-*a*, além dos pigmentos acessórios ficoeritrina, ficocianina e aloficocianina. Possivelmente a concentração desses pigmentos, em função dos diferentes gêneros de cianobactérias, são os responsáveis pelas discrepâncias das curvas de reflectância dos 12 gêneros estudados por Carl *et. al.* (2022).

A **Figura 13** mostra o comportamento da absorção da REM pelos pigmentos da vegetação em cada faixa de comprimento de onda na região do visível.



**Figura 13** - Espectros de absorção dos pigmentos clorofila a clorofila b e outros pigmentos presente nas células vegetais das folhas

Fonte: JENSEN (2006).

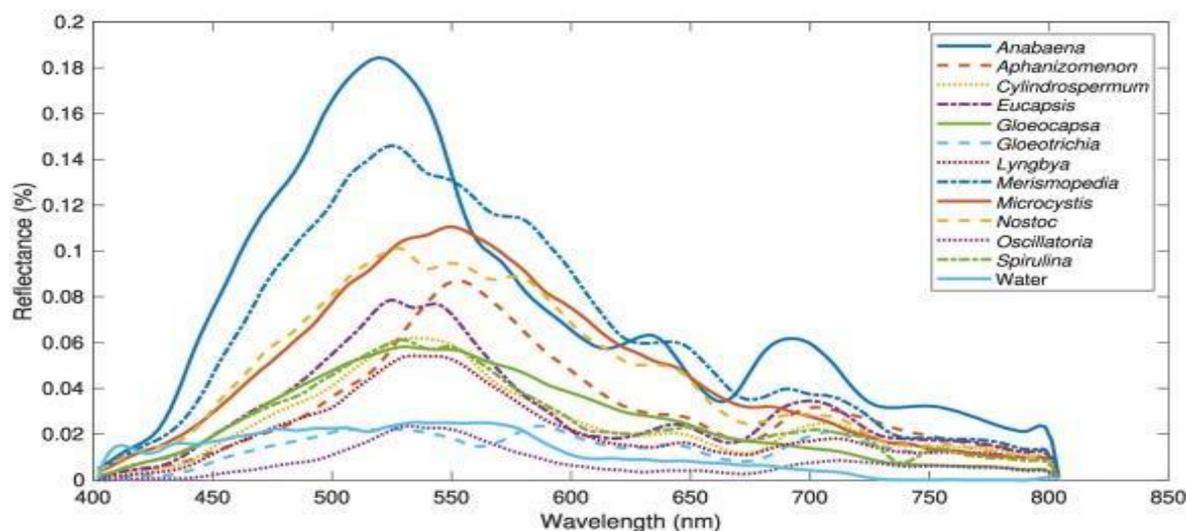
Carl *et al.* (2022) estudaram 12 gêneros de cianobactérias comumente encontradas nos lagos Detroit/OU; Grapevine Lake/Texas; Owasco Lake/NY e Klamath/OU. Para quantificar as características espectrais dos gêneros de cianobactérias, um sistema de imagem hiperespectral especializado acoplado a um microscópio foi usado para medir suas reflectâncias em um ambiente de laboratório, as amostras foram preparadas como lâminas montadas em umidade e células individuais fotografadas com uma câmera hiperespectral SOC-710 da Surface Optics acoplada a um microscópio Olympus MVX-10 com objetiva MX-2 $\times$ .

Esse sistema possibilitou a coleta de dados em 128 bandas, cada uma com 4,69 nm de largura abrangendo a faixa de comprimento de onda de 400 a 1000 nm, com resolução

### 3. Revisão de Literatura

espacial de aproximadamente 0,2  $\mu\text{m}/\text{pixel}$ . Dessa forma, Carl *et al.* (2022) desenvolveram uma biblioteca espectral (curvas de refletância em função do comprimento de onda em nm) para os 12 gêneros de cianobactérias.

Os autores observaram grande variabilidade na resposta espectral dos 12 gêneros de cianobactérias, com maiores valores de refletância para os gêneros *Anabaena*, *Merismopedia* e *Microcystis* (**Figura 14**).



**Figura 14** - Biblioteca espectral de gêneros de cianobactérias medidos em laboratório  
Fonte: Carl *et al.* (2022)

Conforme mostra a **Figura 14**, o gênero *Anabaena* possui uma curva muito discrepante da curva do gênero *Oscillatoria*, dessa forma, existe uma maior facilidade de diferenciar esses dois gêneros em florações.

Diante disso, embora as curvas tenham sido geradas em condições controladas de laboratório sem levar em conta outros constituintes opticamente ativos, como sedimento em suspensão e matéria orgânica dissolvida colorida, essas curvas poderão ser utilizadas em estudos futuros para o desenvolvimento de ferramentas para a identificar gêneros de cianobactérias em florações potencialmente tóxicas utilizando dados do sensoriamento remoto hiperespectral.

De forma geral, a presença dos pigmentos (clorofilas e pigmentos acessórios) na água provoca interação com a REM, causando alterações nos padrões de refletância da água, mudando sua cor. A **Figura 15** mostra uma floração de algas ou cianobactérias, registrada por imagens do satélite Landsat 8, ocorrida no Lago Erie (América do Norte) em setembro de 2017 (USGS, 2017).

### 3. Revisão de Literatura

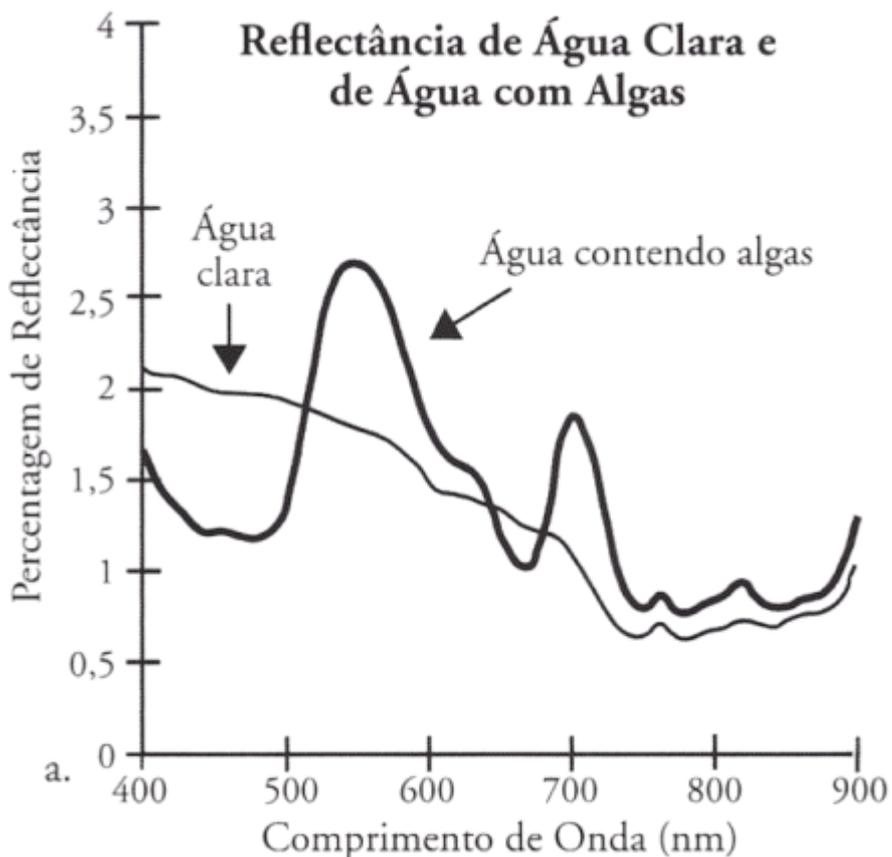


**Figura 15** - Floração de algas ou cianobactérias no Lago Erie (América do Norte)  
Fonte: USGS (2017)

A **Figura 16** mostra as características da reflectância espectral da água clara e da mesma água contendo alga composta primariamente por clorofila-*a*. Observe que a água clara refletiu aproximadamente 2% da REM entre 400 e 500 nm e diminuiu gradualmente para menos que 1% em comprimentos de onda maiores que 710 nm.

De forma contrária são observados dois picos de refletâncias (500 a 600 nm e nas proximidades de 700 nm) e dois vales (400 a 500 nm e nas proximidades de 680nm), evidenciando assim as atividades das clorofilas na água. Isso era esperado, devido a absorção de energia pela clorofila-*a* na região do azul e vermelho, e refletância na região do vermelho e do infravermelho próximo.

Jensen (2009) explica a interferência dos sólidos em suspensão na análise da resposta espectral da água contendo clorofilas. Esses dois materiais são comumente encontrados ao mesmo tempo em corpos hídricos, produzindo uma resposta espectral muito diferente da apresentada anteriormente.



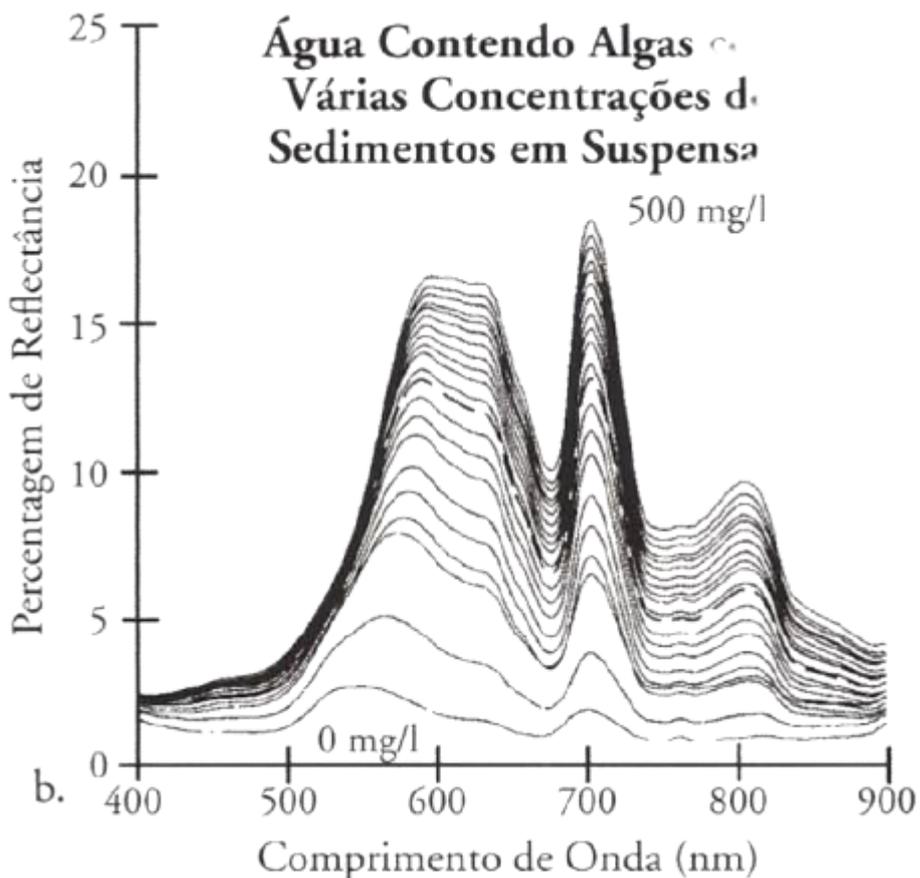
**Figura 16** - Reflectância de água em medidas *in situ* feitas com um espectrorradiômetro

Fonte: Jensen (2009) apud Han (1997)

A **Figura 17** mostra o que acontece com a resposta espectral da água quando as concentrações de sedimentos variam de 0 - 500 mg/L em água contendo microalgas ou cianobactérias (clorofila-*a*).

Para água com presença de cianobactérias e microalgas, o pico de reflectância na região do visível se deslocou de 547 nm (luz verde) com 0 mg/L de sedimentos em suspensão para 596 nm (comprimento de onda corresponde à cor laranja-avermelhada no espectro visível) quando a concentração era de 500 mg/L. Além disso, houve um aumento proporcional da reflectância ao longo de todo o espectro (Jensen, 2009).

## 3. Revisão de Literatura



**Figura 17** – Reflectância de água com algas e com concentrações de sedimentos em suspensão

Fonte: Jensen, 2009 apud Han, 1997.

As mudanças na coloração da água em função da concentração de clorofila podem ser observadas por meio da Escala Forel-Ule (EFU). Estudos recentes mostram a possibilidade da recuperação da EFU, a partir de dados de refletâncias do sensoriamento remoto, a e sua relação com os indicadores da qualidade da água, conforme o **Quadro 7**.

### 3. Revisão de Literatura

**Quadro 7** - Aplicações do sensoriamento remoto e geoprocessamento na recuperação da Escala Forel-Ule em mananciais com floração de algas e cianobactérias.

DISCRICÃO DO ESTUDO	FONTE	USO
<p>Este estudo desenvolveu um fluxo de trabalho interativo homem-máquina para identificar florações de cianobactérias e reconhecer suas cores com base no índice Forel-Ule e dados do instrumento multiespectral Sentinel-2. Usando este fluxo de trabalho, os autores conduziram análise e análise estatística da cor da floração para florações de cianobactérias em quatro lagos eutróficos de 2019 a 2022</p>	<p>Song <i>et al.</i> (2013)</p>	<p>Reconhecimento de cores de florescimento de cianobactérias em lagos e Monitoramento espaço temporal com Google Earth Engine e a Escala Forel-Ule</p>
<p>O objetivo principal deste estudo foi realizar a avaliações mensais do estado trófico das águas em Wuhan de março de 2019 a junho de 2020 usando 111 imagens do Sentinel-2. O índice Forel-Ule (FUI) e a regressão empírica do processo gaussiano (GPR) foram aplicados, respectivamente, para obter percentual mensal de área (AP) das águas com cada estado trófico. Os resultados obtidos por FUI e empíricos por GPR mostraram que a maioria dos corpos d'água (&gt; 90%) em Wuhan estavam em estados mesotróficos e eutróficos.</p>	<p>Zhou <i>et al.</i> (2021)</p>	<p>Avaliações do estado trófico em lagos e reservatórios de Wuhan usando dados do satélite Sentinel-2</p>
<p>Neste estudo, foi desenvolvido e validado um algoritmo robusto para recuperar a profundidade do disco Secchi. Comparado com outros dados de profundidade de disco de Secchi empírico, o algoritmo foi desenvolvido com base em dois parâmetros de cor da água, nomeadamente Índice Forel-Ule (FUI) e ângulo de matiz <math>\alpha</math>, recuperados de dados MODIS. O algoritmo apresenta bons resultados quando comparado com medições <i>in situ</i> de 17 lagos, com uma diferença relativa média (MRD) de 27,4% no conjunto de dados de validação.</p>	<p>Wang <i>et al.</i> (2020)</p>	<p>Mudanças na clareza da água em grandes lagos e reservatórios em toda a China observadas no MODIS de longo prazo.</p>
<p>Neste estudo, foi desenvolvido uma nova abordagem de RS para avaliar o estado trófico de corpos de água interiores globais com base em imagens de espectrorradiômetro de imagem de resolução moderada (MODIS) e Escala Forel-Ule (FUI). Primeiro, o FUI foi calculado a partir de dados MODIS dividindo a cor natural da água em 21 índices, do azul escuro ao marrom amarelado. Em seguida, a relação entre o FUI e o índice de estado trófico (IET) foi estabelecida com base em medições <i>in situ</i> e produtos MODIS. A refletância de saída de água na banda de 645 nm foi empregada para distinguir sistemas dominados por matéria orgânica dissolvida colorida (CDOM) na avaliação do estado trófico baseada em FUI.</p>	<p>Wang <i>et al.</i> (2018)</p>	<p>Avaliação do estado trófico das águas interiores globais usando um índice Forel-Ule derivado do MODIS</p>

### 3. Revisão de Literatura

DISCRICÃO DO ESTUDO	FONTE	USO
<p>Nesse estudo, foi avaliado o Índice da Diferença Normalizada de Água (NDWI) no monitoramento das concentrações de sedimentos em suspensão no reservatório da UHE Sinop. Utilizou-se dados de campo coletados trimestralmente para validação. Estes dados foram comparados ao índice NDWI em imagens de satélite Sentinel-2A e 2B processadas no software Arcgis 10.1. Para verificar o desempenho dos dados estimados foram realizados os testes em ambiente R: erro absoluto médio, raiz do erro quadrático médio, viés, Índice de concordância de Willmott e Índice de eficiência de Nash-Sutcliffe (ENS).</p>	<p>Simões <i>et al</i> (2021)</p>	<p>Avaliação do NDWI para o monitoramento das concentrações de sedimentos em suspensão no reservatório da UHE Sinop utilizando dados <i>in situ</i> e imagens de satélite Sentinel-2A e 2B</p>

**Fonte:** Elaboração própria, 2023

### 3. Revisão de Literatura

---

#### 3.5. EFU DERIVADA DO SENSORIAMENTO REMOTO

Nos últimos anos, a refletância de sensoriamento remoto ( $R_{SR}$ ) dentro da região visível tem sido utilizada para medição de cor de água, com base na EFU. Segundo Ye e Son (2022) com essa técnica é possível caracterizar as águas naturais de uma forma simples e globalmente eficaz. Segundo Wang *et al.* (2018) a reflectância de sensoriamento remoto por satélite ( $R_{SR}$ ) dos corpos hídricos inclui informações sobre a radiação que emerge abaixo da superfície da água, sendo capaz de revelar os componentes opticamente ativos presentes nas águas naturais.

Autores como Zhou *et al.* (2021) e Wang *et al.* (2018) conseguiram encontrar correlações satisfatórias entre o IET(Cla-*a*) e a coloração água medida pela Escala Forel-Ule, tanto para os parâmetros medidos *in situ*, quanto para parâmetros simulados no Hidrolight (IOCCG 2006). Além disso, esses mesmos autores conseguiram aplicar o conceito dos valores de triestímulos da CIE (1931), e assim recuperar a Escala Forel-Ule de lagos (pixel a pixel) a partir de dados de refletância espectral dos satélites Sentinel-2 MSI e MODIS, respectivamente, e posteriormente recuperar o IET<sub>Cla</sub> em função da Escala Forel-Ule determinada por sensoriamento remoto e geoprocessamento

Na literatura existem duas principais abordagens para calcular os valores triestímulos X, Y, Z e CIE (1931). A primeira delas é a reconstrução os dados espectrais usando uma abordagem de interpolação, conforme as equações **25**, **26** e **27** apresentadas proposta por Van Der Woerd e Wernand, 2015, 2018. A Segundo consiste em uma outra abordagem, essa é específica para sensores com apenas bandas RGB como bandas dentro da faixa visível, essa abordagem converte diretamente o RGB em valores triestímulos X, Y, e Z, conforme é mostrado nas equações **35**, **36** e **37**.

Wang *et al.* (2015, 2018 e 2020), trouxeram importantes contribuições para o monitoramento sintético da qualidade da água e mudanças provocadas pelos processos de eutrofização, a saber: em 2015 foi estabelecida uma metodologia para a extração das coordenadas de cromaticidade e de terminação da Escala Furel-Ule a partir de imagens do sensor MODIS e dados *in situ*; em 2018 os autores apresentam uma metodologia para a avaliação do IET de água interiores globais utilizando o mesmo sensor; em 2020 utilizando dado *in situ* e imagens do MODIS os autores estabeleceram uma metodologia

### 3. Revisão de Literatura

---

para a avaliação da profundidade do disco de Secchi das mudanças na clareza da água de grandes lagos na China.

Zhou *et al.* (2021) e Wang *et al.* (2018) conseguiram encontrar correlações satisfatórias entre o IET<sub>Cla</sub> e a coloração água medida pela EFU medidos *in situ*, eles aplicaram o conceito dos valores de triestímulos da CIE (1931), e recuperaram a EFU de lagos (pixel a pixel) a partir das bandas dos satélites Sentinel-2 MSI e MODIS, respectivamente. Posteriormente recuperaram o IET<sub>Cla</sub> em função da EFU determinada por sensoriamento remoto e geoprocessamento, evidenciando seu uso potencial para o monitoramento de lagos e reservatórios.

#### 3.5.1. INTERPOLAÇÃO LINEAR

Diversos autores como M. Wernand *et al* (2010); Wang *et al* (2015); Chen *et al* (2019); Van der Woerd *et al* (2018) e Zhao *et al* (2020) aplicaram os conceitos de valores triestímulos e coordenadas de cromaticidades no sensoriamento remoto e o geoprocessamento.

Conforme destaca Bukata *et al* (2001) e Wang *et al* (2015), os valores triestímulos podem ser derivados do espectro de reflexão com as seguintes equações;

$$X = 683 \int_{380}^{830} R_{sr}(\lambda)x(\lambda) d\lambda \quad 20$$

$$Y = 683 \int_{380}^{830} R_{sr}(\lambda)y(\lambda) d\lambda \quad 21$$

$$Z = 683 \int_{380}^{830} R_{sr}(\lambda)z(\lambda) d\lambda \quad 22$$

---

**Nota:**  $x(\lambda)$ ;  $y(\lambda)$  e  $z(\lambda)$  são funções de correspondência de cores, que podem ser obtidos nas tabelas CIE, em que os valores para x dependem da faixa do vermelho (R), para o y da faixa do verde (G) e para z da faixa do Azul (B).

Novoa *et al* (2014) estabeleceram o valor de K, apresentando nas equações de Wang *et al* (2018), igual a 683. Dessa forma, os valores triestímulos são convertidos de Lúmens para Watts, além disso os limites de integrações considerados para equações são de 380 nm a 830 nm, conforme Novoa *et al* (2014).

Diferentemente das equações apresentadas no item 3.3, nessas aplicadas ao geoprocessamento, é considerado que o espectro de reflexão  $\Phi(\lambda)$  é igual a reflectância de sensoriamento remoto por satélite ( $R_{sr}$ ) conforme Van der Woerd (2018).

### 3. Revisão de Literatura

---

Segundo Van der Woerd (2018) as funções de correspondência de cores são utilizadas como funções de ponderação para a determinação dos valores de triestímulos. Para satélites de cobertura não hiperespectral, como: MERIS, MODIS, Sentinel, Landsat e CZCS, todo o espectro deve ser primeiro reconstruído, por interpolação linear, com base nos Rrs medidos nas bandas espectrais disponíveis.

Dessa forma para calcular a integral da equação 20 entre a banda 1 (comprimento de onda igual a  $\lambda_1$ ) e a banda 2 (comprimento de onda igual a  $\lambda_2$ ), podemos abordar a integral pela soma apresenta da equação 23.

$$\sum_{\lambda_1}^{\lambda_2} Rsr(\lambda)x(\lambda) d\lambda \quad 23$$

O próximo passo é rescrever a  $Rsr(\lambda)$  com ( $\lambda_1 \leq \lambda \leq \lambda_2$ ) por interpolação linear conforme a equação 24.

$$Rsr(\lambda) = Rsr(\lambda_1) \times \frac{(\lambda - \lambda_2)}{(\lambda_1 - \lambda_2)} d\lambda - Rsr(\lambda_2) \times \frac{(\lambda - \lambda_1)}{(\lambda_1 - \lambda_2)} d\lambda \quad 24$$

Substituindo o valor da refletância de sensoriamento remoto  $Rsr(\lambda)$  da equação 23 na 24 e replicando o mesmo cálculo para Y e Z, temos que os valores triestímulos são:

$$X = Rsr(\lambda_1) \times \sum_{\lambda_1}^{\lambda_2} x(\lambda) \times \frac{(\lambda - \lambda_2)}{(\lambda_1 - \lambda_2)} d\lambda - Rsr(\lambda_2) \times \sum_{\lambda_1}^{\lambda_2} x(\lambda) \times \frac{(\lambda - \lambda_1)}{(\lambda_1 - \lambda_2)} d\lambda \quad 25$$

$$Y = Rsr(\lambda_1) \times \sum_{\lambda_1}^{\lambda_2} y(\lambda) \times \frac{(\lambda - \lambda_2)}{(\lambda_1 - \lambda_2)} d\lambda - Rsr(\lambda_2) \times \sum_{\lambda_1}^{\lambda_2} y(\lambda) \times \frac{(\lambda - \lambda_1)}{(\lambda_1 - \lambda_2)} d\lambda \quad 26$$

$$Z = Rsr(\lambda_1) \times \sum_{\lambda_1}^{\lambda_2} z(\lambda) \times \frac{(\lambda - \lambda_2)}{(\lambda_1 - \lambda_2)} d\lambda - Rsr(\lambda_2) \times \sum_{\lambda_1}^{\lambda_2} z(\lambda) \times \frac{(\lambda - \lambda_1)}{(\lambda_1 - \lambda_2)} d\lambda \quad 27$$

Como conhecemos  $x(\lambda)$ ;  $y(\lambda)$  e  $z(\lambda)$ , apresentadas nas equações 28, 29 e 30 conforme Wyman *et al.* (2013), o somatório pode ser feito assim que soubermos quais duas bandas escolher.

$$r = x(\lambda) = 1,065 \times e^{-0,5 \times \left(\frac{\lambda - 595,8}{33,33}\right)^2} + 0,366 \times e^{-0,5 \times \left(\frac{\lambda - 446,8}{19,44}\right)^2} \quad 28$$


---

### 3. Revisão de Literatura

---

$$\mathbf{g} = y(\lambda) = 1,014 \times e^{-0,5 \times \left( \frac{\ln(\lambda) - \ln(556,1)}{0,075} \right)^2} \quad 29$$

$$\mathbf{b} = z(\lambda) = 1,839 \times e^{-0,5 \times \left( \frac{\ln(\lambda) - \ln(449,8)}{0,051} \right)^2} \quad 30$$


---

Aplicando essa metodologia, Van der Woerd *et al* (2018) difeíram em função das bandas dos satélites e da resolução espacial, equações específicas para o sensor Espectrômetro de Imagem de Média Resolução (MERIS) do satélite ENVISAT, para o sensor MODIS do Satélite Terra, para o sensor Instrumento MultiSpectral (MSI) a bordo do Sentinel 2, para o sensor Imageador Operacional Terrestre a bordo do Landsat 8 e outros sensores

Para o Sentinel 2, utilizando as bandas do visível (B2, B3 e B4) de 10 metros de resolução espacial as equações **25**, **26** e **27** foram reduzidas para as equações **31**, **32** e **33** respectivamente:

$$\mathbf{X} = 12,040 \times B2 + 53,696 \times B3 + 32,087 \times B4 \quad 31$$

$$\mathbf{Y} = 23,122 \times B2 + 65,702 \times B3 + 16,830 \times B4 \quad 32$$

$$\mathbf{Z} = 62,055 \times B2 + 1,778 \times B3 + 0,015 \times B4 \quad 33$$

**Nota:** B2 é a banda 2 do Sentinel 2, retorna ao valor de refletância na faixa do azul (490 nm); B3 é a banda 3 do Sentinel 2, retorna ao valor de refletância na faixa do verde (560 nm) e B4 é a banda 4 do Sentinel 2 e retorna ao valor de refletância na faixa do vermelho (665 nm).

Após a determinação dos valores triestímulos X, Y, e Z por sensoriamento remoto e geoprocessamento, podemos determinar o ângulo matriz ( $\alpha$ ) conforme apresentado apresentadas no item 3.3. Segundo Van Der Woerd e Wernand (2018) essa diferença é causada por um deslocamento de  $-5^\circ$  a  $20^\circ$  do ângulo matriz ( $\alpha$ ), causado pela conversão do RGB (refletância espectral do sensor do satélite) em ângulo de matiz ( $\alpha$ ).

Esses mesmos autores perceberam que a variação do ângulo matriz ( $\Delta\alpha$ ) não é aleatória, dessa forma os autores apresentaram um método de correção delta, que corrige a diferença entre os resultados do sensor e os resultados de cor verdadeira usando ajustes polinomiais. Para os sensores do Sentinel 2 A/B com resolução espacial de 10 m, podemos calcular a variação do ângulo matriz ( $\Delta\alpha$ ) conforme a equação **34**.

$$\Delta\alpha = -164,83a^5 + 1.139,90a^4 - 3.006,04a^3 + 3.677,75a^2 - 1.979,71a + 371,38 \quad 34$$

### 3. Revisão de Literatura

---

#### 3.5.2. CONVERTER RGB EM VALORES TRIESTÍMULOS

Antes dos trabalhos de Van Der Woerd *et al.* (2018), Wang *et al.* (2015; 2018) já tinham observados em seus trabalhos que a aplicação de interpolação linear pode causar desvio nas coordenadas de cromaticidade e no ângulo de matiz.

Portanto, Wang *et al.* (2015; 2018) propuseram que para as bandas RGB das imagens de sensoriamento remoto podem ser aplicadas diretamente com os valores RGB do diagrama de cromaticidade CIE e propuseram a seguinte equação para a determinação dos valores triestímulos.

---


$$X = 1,1302 \times B2 + 1,7517 \times B3 + 2,7689 \times B4 \quad 35$$

$$Y = 0,0601 \times B2 + 4,577007 \times B3 + 1 \times B4 \quad 36$$

$$Z = 5,5934 \times B2 + 0,0556 \times B3 + 0 \times B4 \quad 37$$


---

Wang *et al.* (2015; 2018; 2020) aplicaram as equações 35, 36 e 37 para o MODIS em suas pesquisas. Outros autores como Zhao *et al.* (2020) e Song *et al.* (2023) utilizaram essas mesmas equações em seus trabalhos para o Sentinel 2 com 60 m e 10 m de resolução espacial respectivamente.

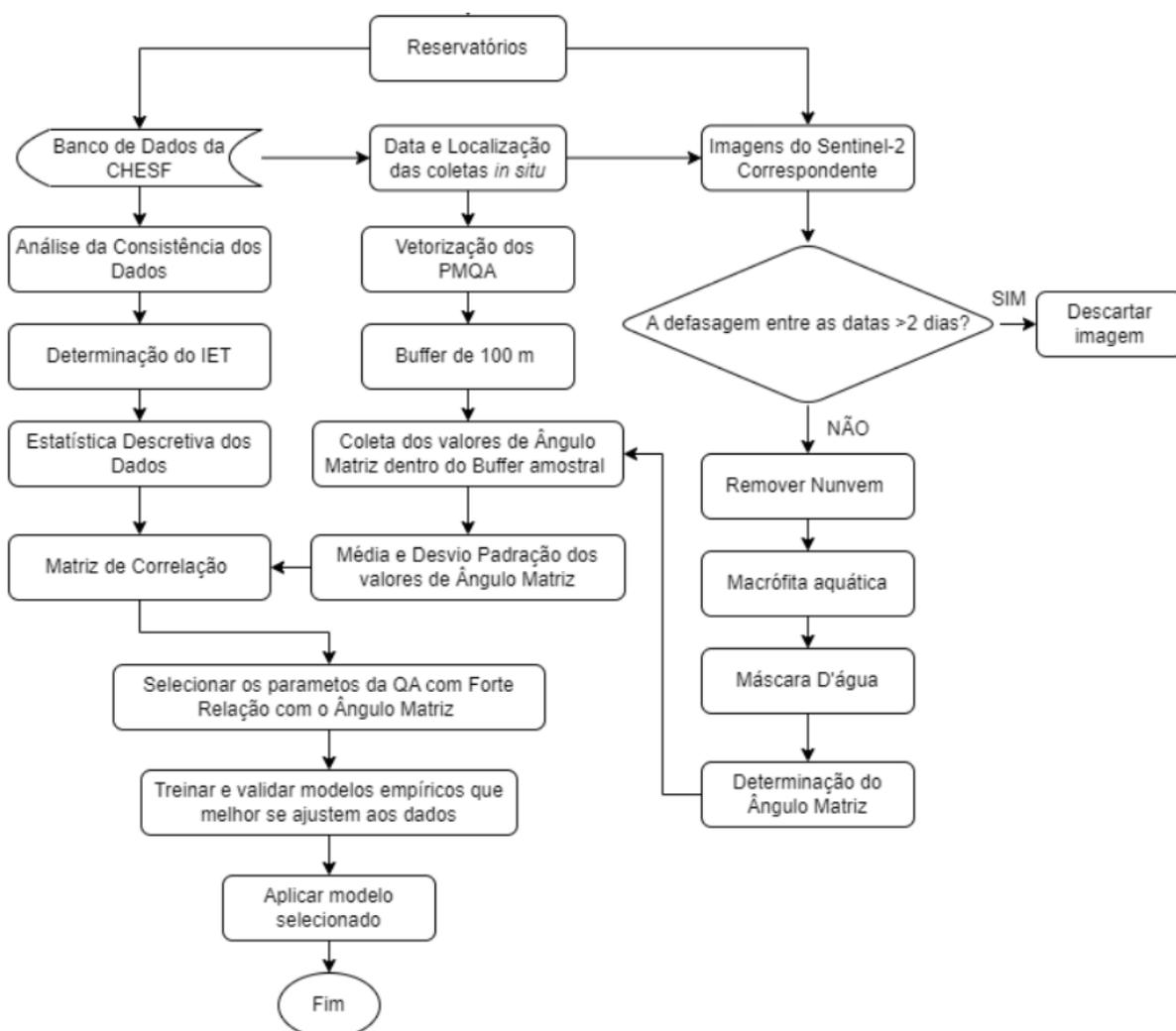
Após a determinação dos valores triestímulos X, Y, e Z, podemos determinar o ângulo matriz ( $\alpha$ ) conforme apresentado no item 3.3

No entanto, conforme destaca Wang *et al.* (2015; 2018; 2020) a segunda abordagem também apresenta um desvio entre cor verdadeira detectada pelo olho humano e a cor derivada das bandas dos sensores por meio dos valores triestímulos X, Y, e Z e ângulo matriz ( $\alpha$ ). Porém, conforme destaca Wang *et al.* (2015; 2018; 2020) esse desvio não é aleatório, ele segue uma função polinomial de 5º grau e pode ser estimado em função dos valores do ângulo matriz e assim corrigir o ângulo matriz estimado via sensoriamento remoto multiespectral.

#### 4. Metodologia

### 4. METODOLOGIA

Foram selecionados para o estudo, os reservatórios de Itaparica, Moxotó, Paulo Afonso IV (Lagoa de Paulo Afonso) localizados no submédio da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco e, o reservatório de Xingó inserido no baixo São Francisco. A escolha se deu pela importância estratégica para a geração de energia elétrica, produção de alimentos, abastecimento público, frequências de casos de eutrofização e; existência de dados secundários de qualidade da água, principalmente a concentração de Clorofila-*a* (Cl-*a*), Fósforo Total (PT) e Profundidade do Disco de Secchi (S), condições apresentadas em ambos os reservatórios. A **Figura 18** ilustra o sequenciamento das atividades a serem desenvolvidas.



**Figura 18** – Etapas a serem desenvolvidas para o alcance do objetivo geral.

Nota: COA: Componente/Parâmetros da qualidade da água opticamente ativos

Fonte: Elaboração própria (2023).

#### 4. Metodologia

---

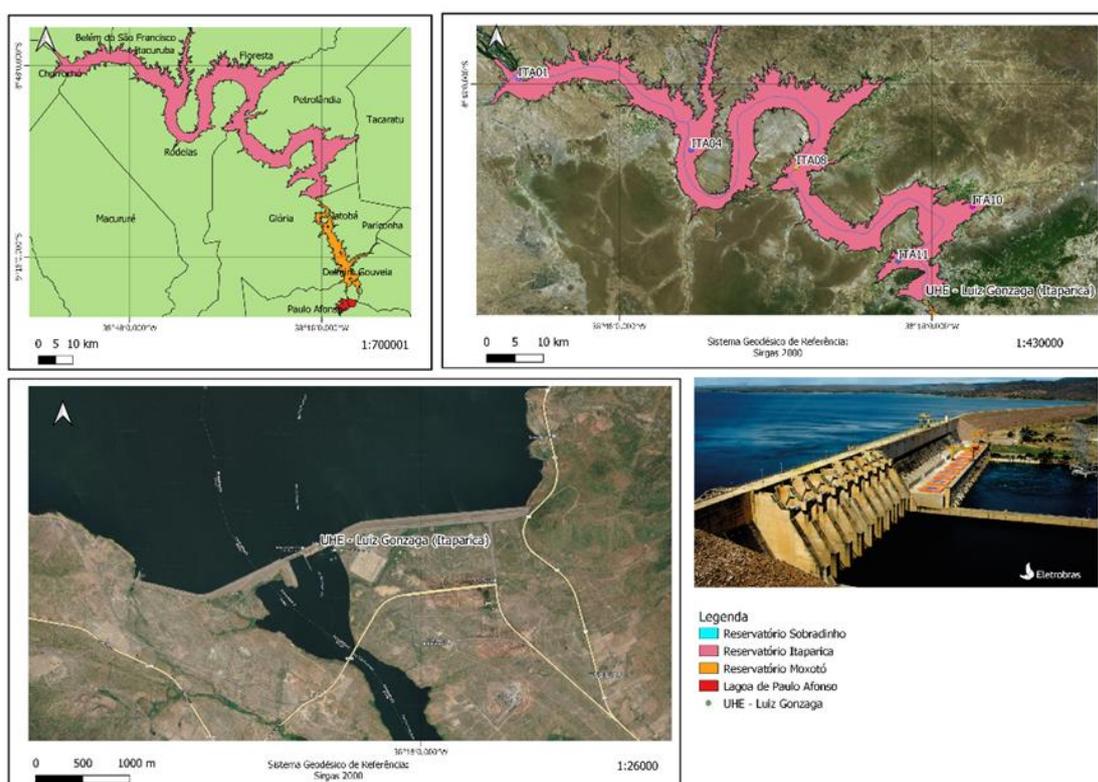
Essas etapas permitiram recuperar o Ângulo Matriz ( $\alpha$ ) por sensoriamento remoto e geoprocessamento, conforme os trabalhos de Wang *et al.* (2015; 2018; 2020), Zhao *et al.* (2020) e Song *et al.* (2023). A partir do  $\alpha$  foi possível determinar a coloração da água (EFU) dos reservatórios para os mesmos dias que foram realizadas as coletas de água, nos reservatórios objeto deste trabalho. O conjunto dos quatro reservatórios possui uma série de dados de, aproximadamente, cinco anos com as seguintes informações: localização do ponto de monitoramento da qualidade da água (PMQA); data da coleta; e parâmetros da qualidade da água necessários para o cálculo do IET.

## 4. Metodologia

### 4.1. ÁREA DE ESTUDO

#### 4.1.1. RESERVATÓRIOS

O Reservatório de Itaparica alimenta a Usina Hidrelétrica (UHE) Luiz Gonzaga e fica localizado nas coordenadas geográficas: Latitude  $9^{\circ}8'32.97''S$  e Longitude  $38^{\circ}18'36.76''O$ , a cerca de 25 km a jusante da cidade de Petrolina/PE e a 50 km a montante do Complexo Hidrelétrico de Paulo Afonso. Além da geração de energia elétrica, é também utilizado para regularização das vazões afluentes que alimenta o reservatório de Moxotó a montante (CHSF, 2024). A **Figura 19** mostra a localização geral do reservatório de Itaparica.

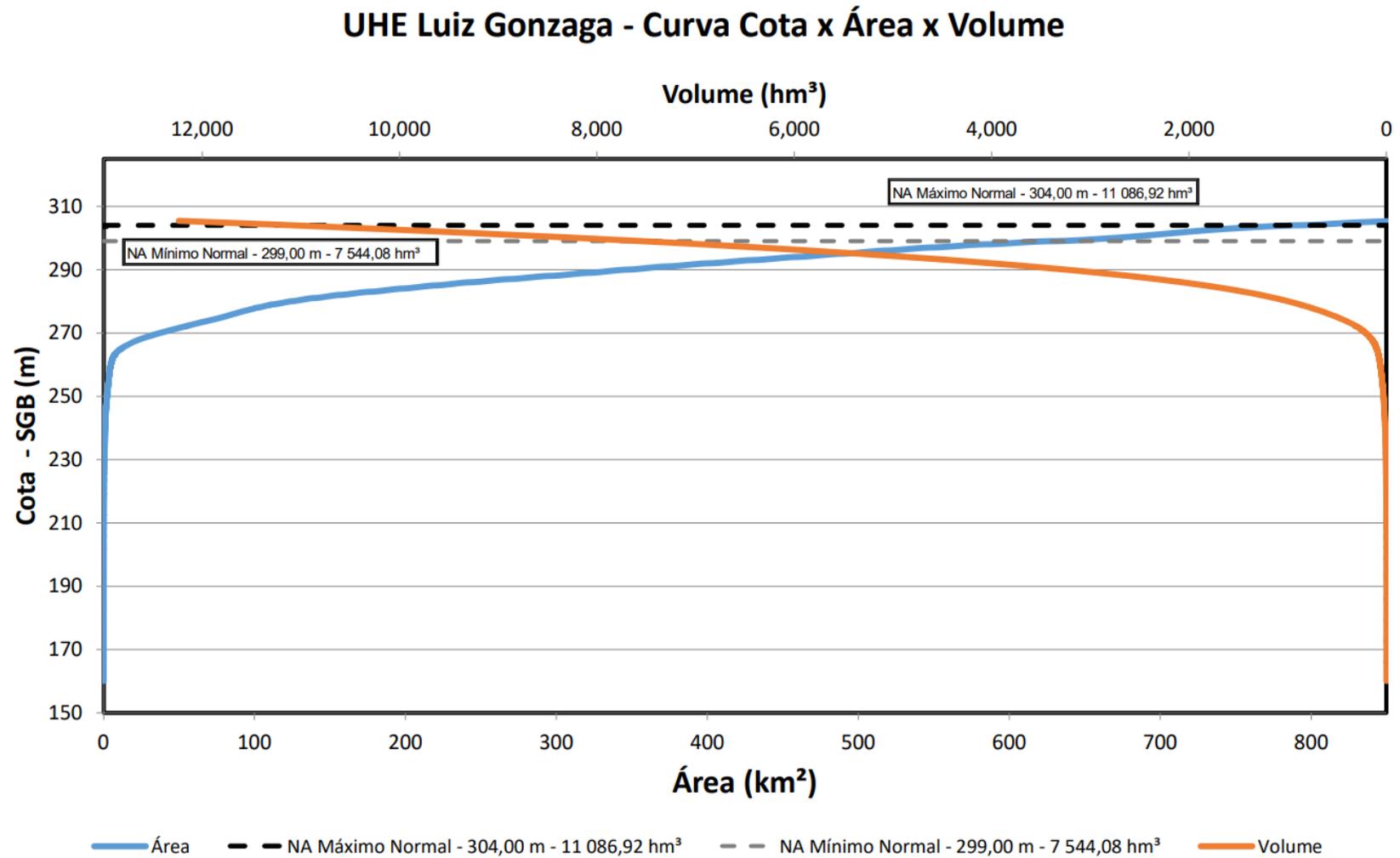


**Figura 19** - Localização dos reservatórios de Itaparica.

Fonte: Elaboração própria (2024).

O reservatório de Itaparica possui um volume total do reservatório  $10.782 \text{ hm}^3$ , volume útil do reservatório  $3.549 \text{ hm}^3$ , CNA máximo e mínimo operativo normal, respectivamente, de 304,00 m e 299 m (ANA, 2019). Na **Figura 20** podem ser observadas a variação da área alagada e volume do reservatório de Itaparica em função da cota do nível de água.

## 4. Metodologia

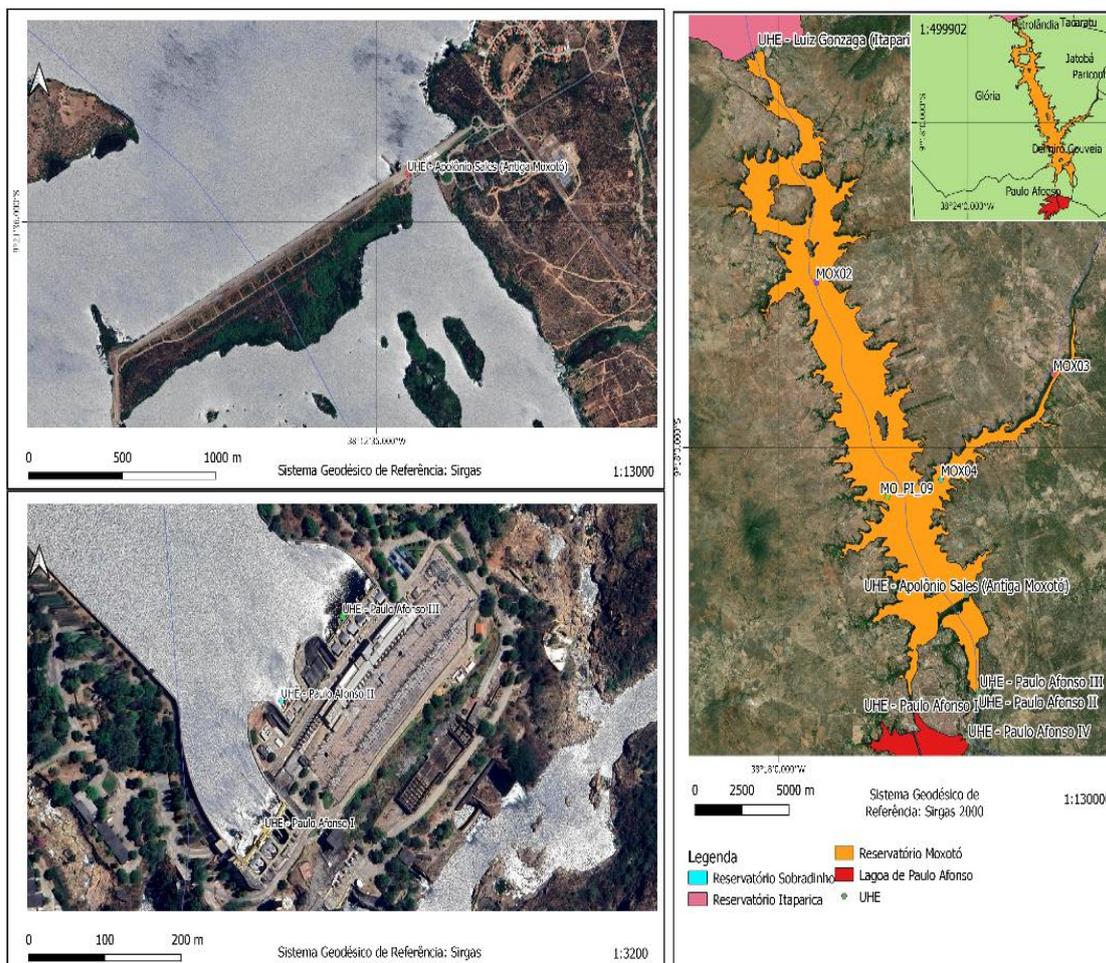


**Figura 20** – Curvas Cota-Área-Volume para o reservatório de Itaparica.

Fonte: ANA (2019). Nota: SGB - Serviço Geológico do Brasil

#### 4. Metodologia

O Reservatório de Moxotó alimenta a Usina Hidrelétrica (UHE) Apolônio Sales e fica localizado nas coordenadas geográficas Latitude  $9^{\circ}21'12.72''S$  e Longitude  $38^{\circ}12'52.78''O$ , a cerca de três quilômetros a montante do barramento das Usinas Paulo Afonso I, I, II e III, no município alagoano de Delmiro Gouveia (**Figura 21**).

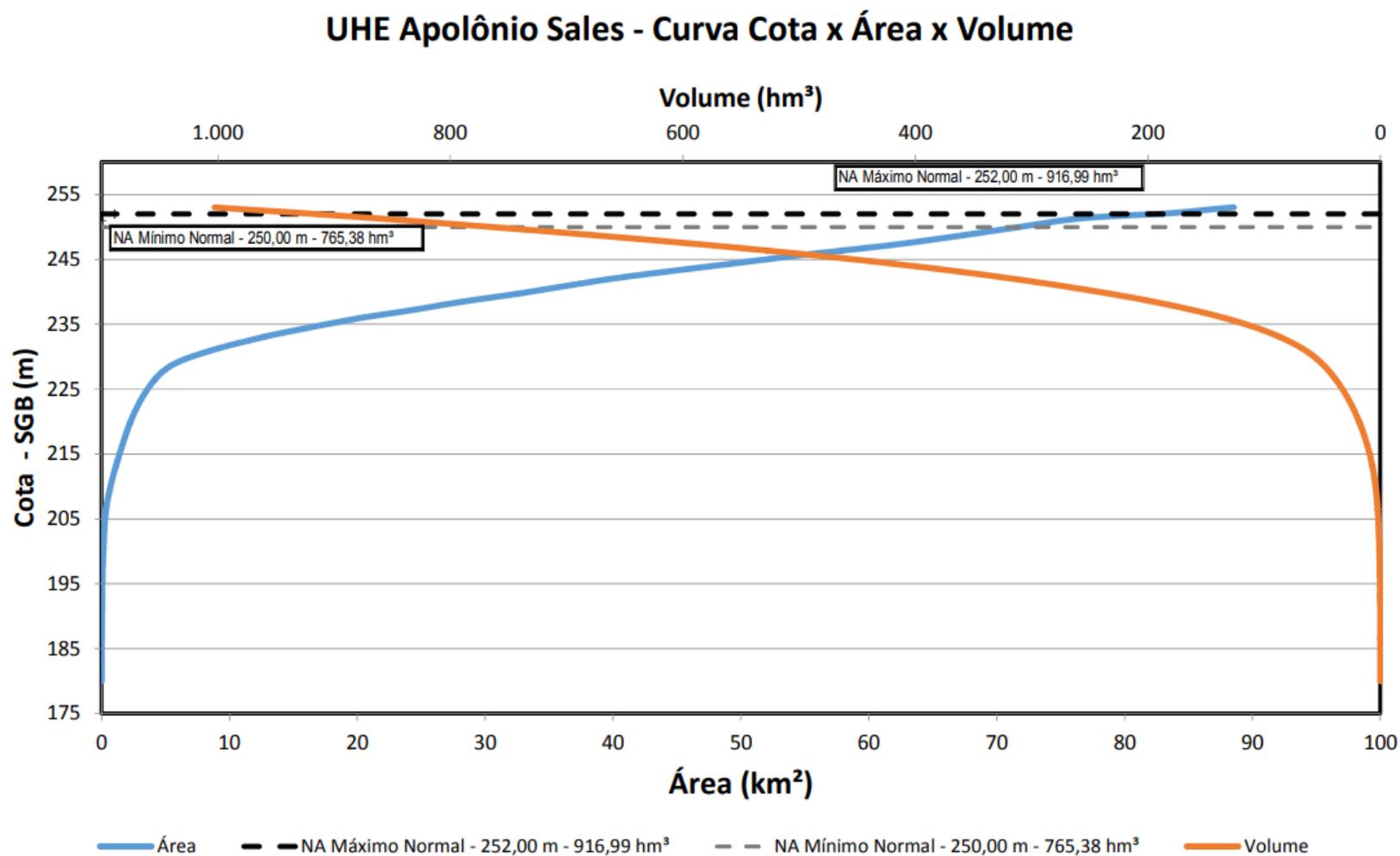


**Figura 21** – Localização dos reservatórios de Moxotó

Fonte: Elaboração própria (2024).

O reservatório de Moxotó possui um volume total do reservatório  $1.150 \text{ hm}^3$ , volume útil do reservatório  $180 \text{ hm}^3$ , com regularização semanal de vazão; CNA máximo e mínimo na cota, respectivamente, de  $252,00 \text{ m}$  e  $250,00 \text{ m}$  (CHESF, 2024). Na **Figura 22** podem ser observadas a variação da área alagada e volume do reservatório do Itaparica em função da cota do nível de água.

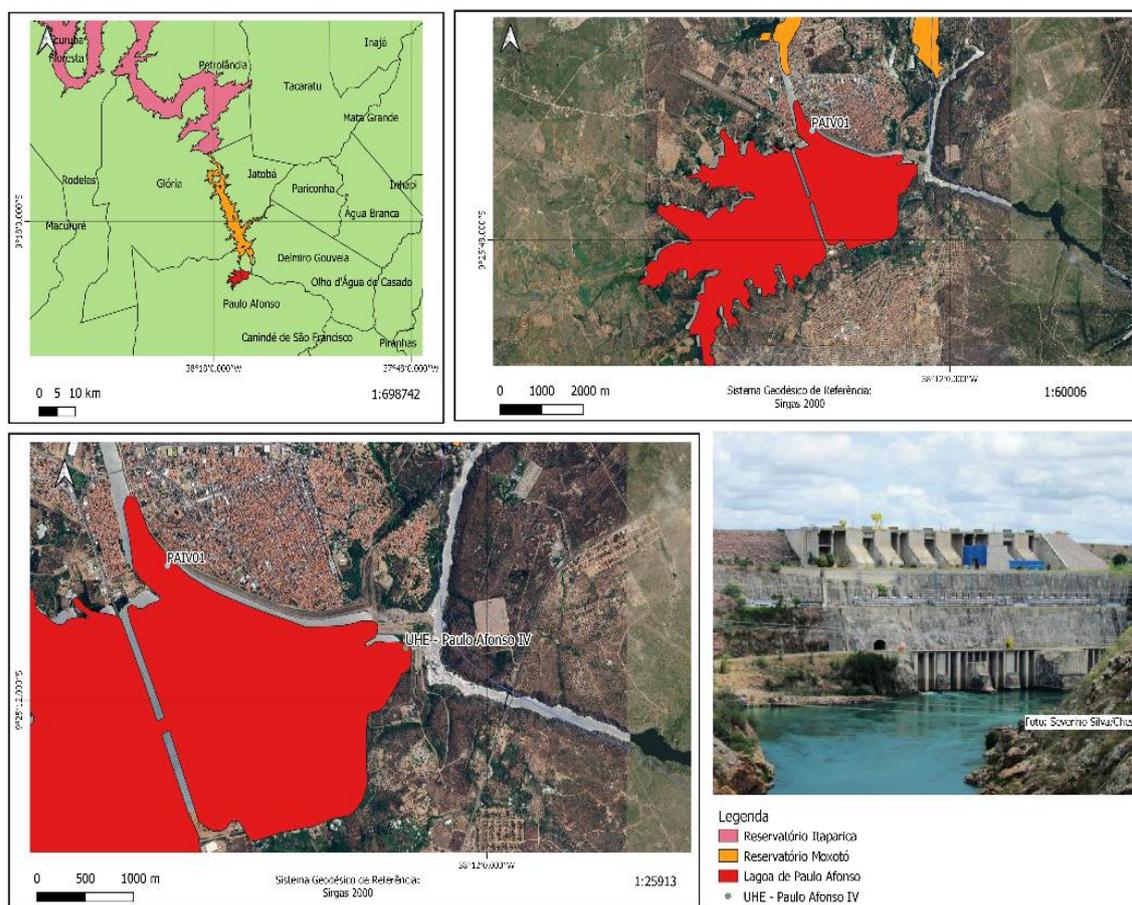
## 4. Metodologia



**Figura 22** – Curvas Cota-Área-Volume para o reservatório de Moxotó  
 Fonte: ANA (2019)

#### 4. Metodologia

O Reservatório de Moxotó abastece o Reservatório Paulo Afonso IV, que fica totalmente inserido na área urbana do Município de Paulo Afonso/BA e é responsável pelo suprimento de água a UHE Paulo Afonso IV, conforme mostra a **Figura 23**.

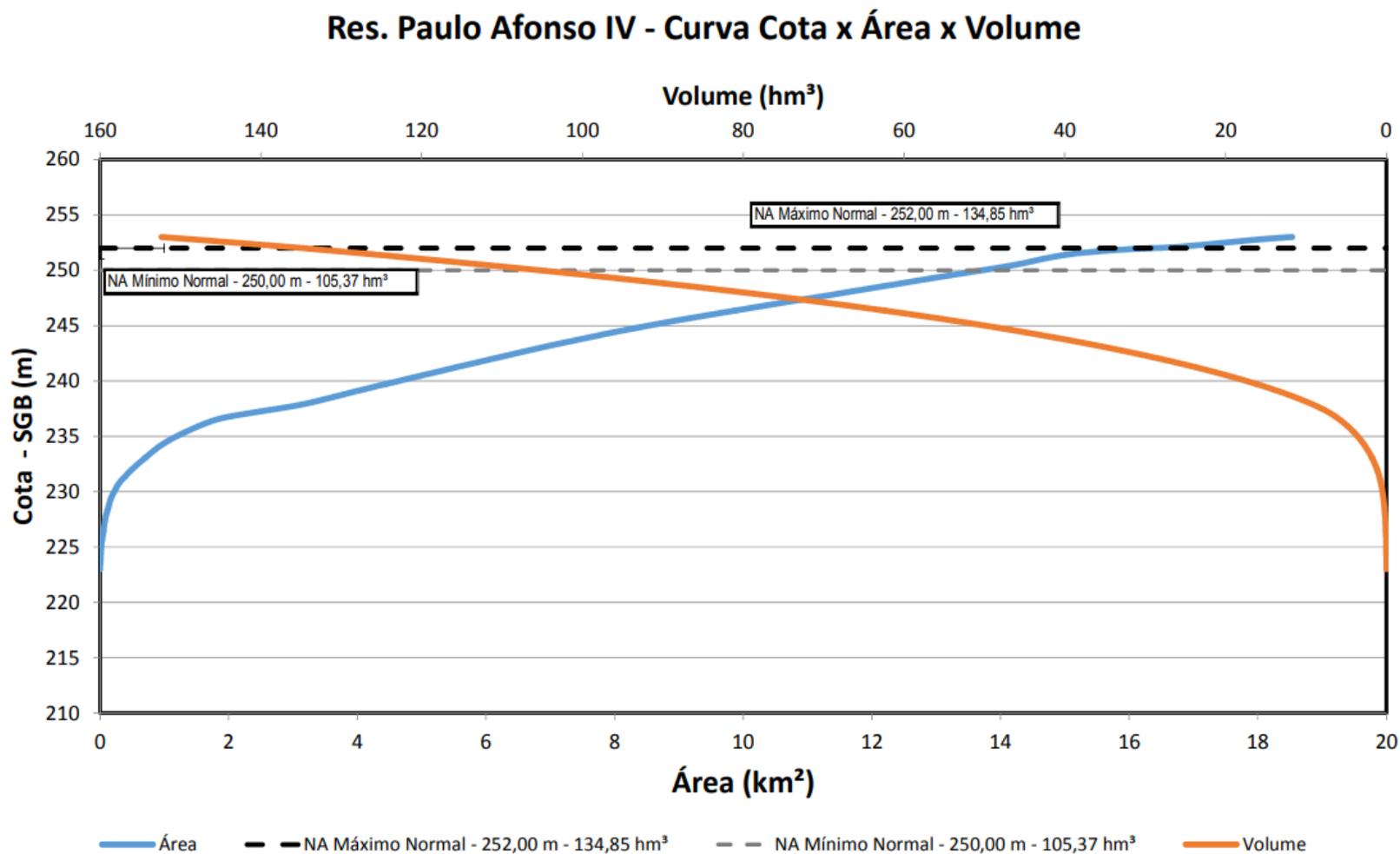


**Figura 23** – Localização dos reservatórios de Paulo Afonso IV

Fonte: Elaboração própria (2024).

O Reservatório da UHE Paulo Afonso IV, possui um volume total do reservatório 127,5 hm<sup>3</sup>, volume útil do de 29,5 hm<sup>3</sup>, CNA máximo e mínimo, respectivamente, de 252,00 m e 250,00 m (CHESF, 2024). Na **Figura 24** podem ser observadas a variação da área alagada e volume do reservatório.

## 4. Metodologia

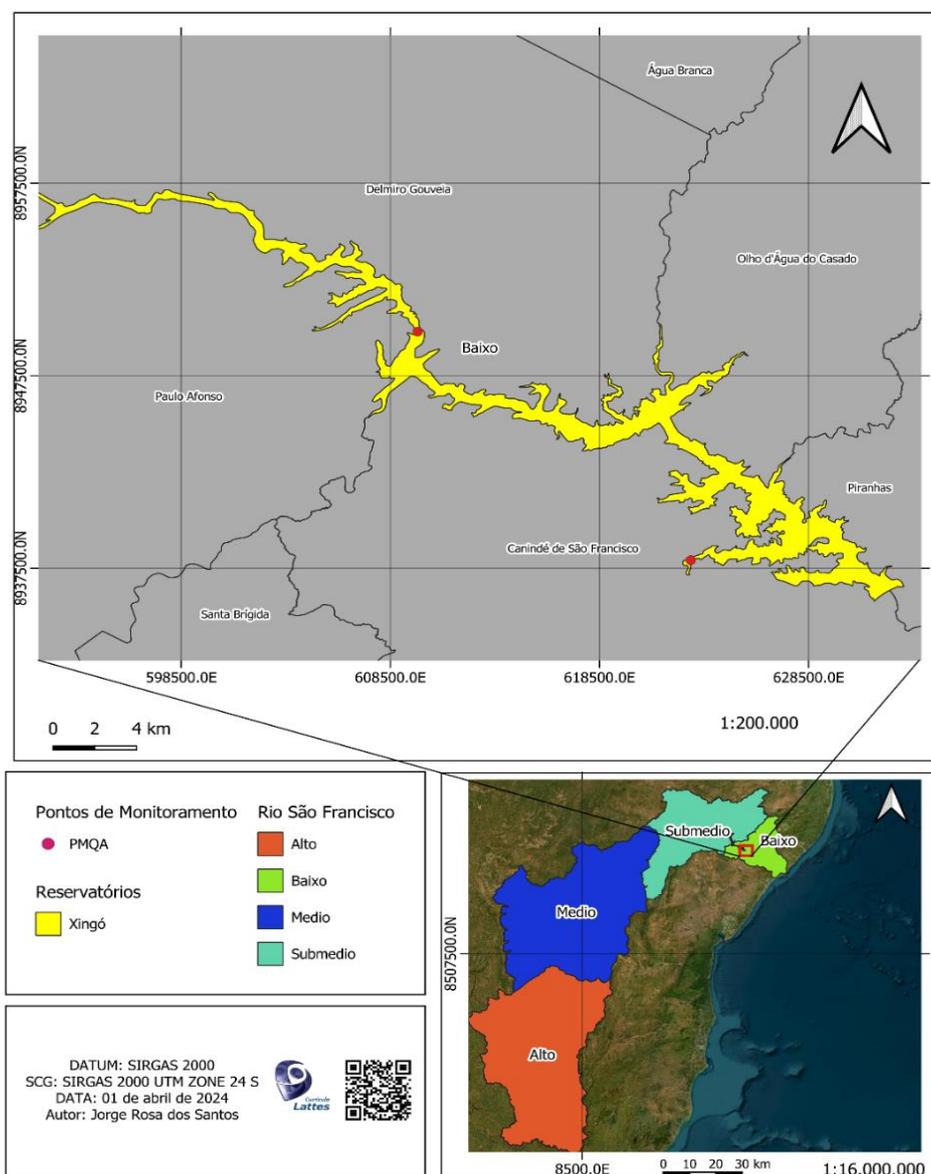


**Figura 24** – Curvas Cota-Área-Volume para o reservatório de Paulo Afonso IV

Fonte: CHESF (2019)

#### 4. Metodologia

O Reservatório de Xingó (**Figura 25**) possui uma UHE administrada e operada pela CHESF. Esse reservatório fica localizado entre os estados de Alagoas e Sergipe, situando-se a 12 km do município de Piranhas/AL e a 6 km do município de Canindé do São Francisco/SE, com barramento nas proximidades das coordenadas geográficas de longitude  $9^{\circ}37'6.22''S$  e latitude  $37^{\circ}47'20.49''O$  (CHESF, 2024).

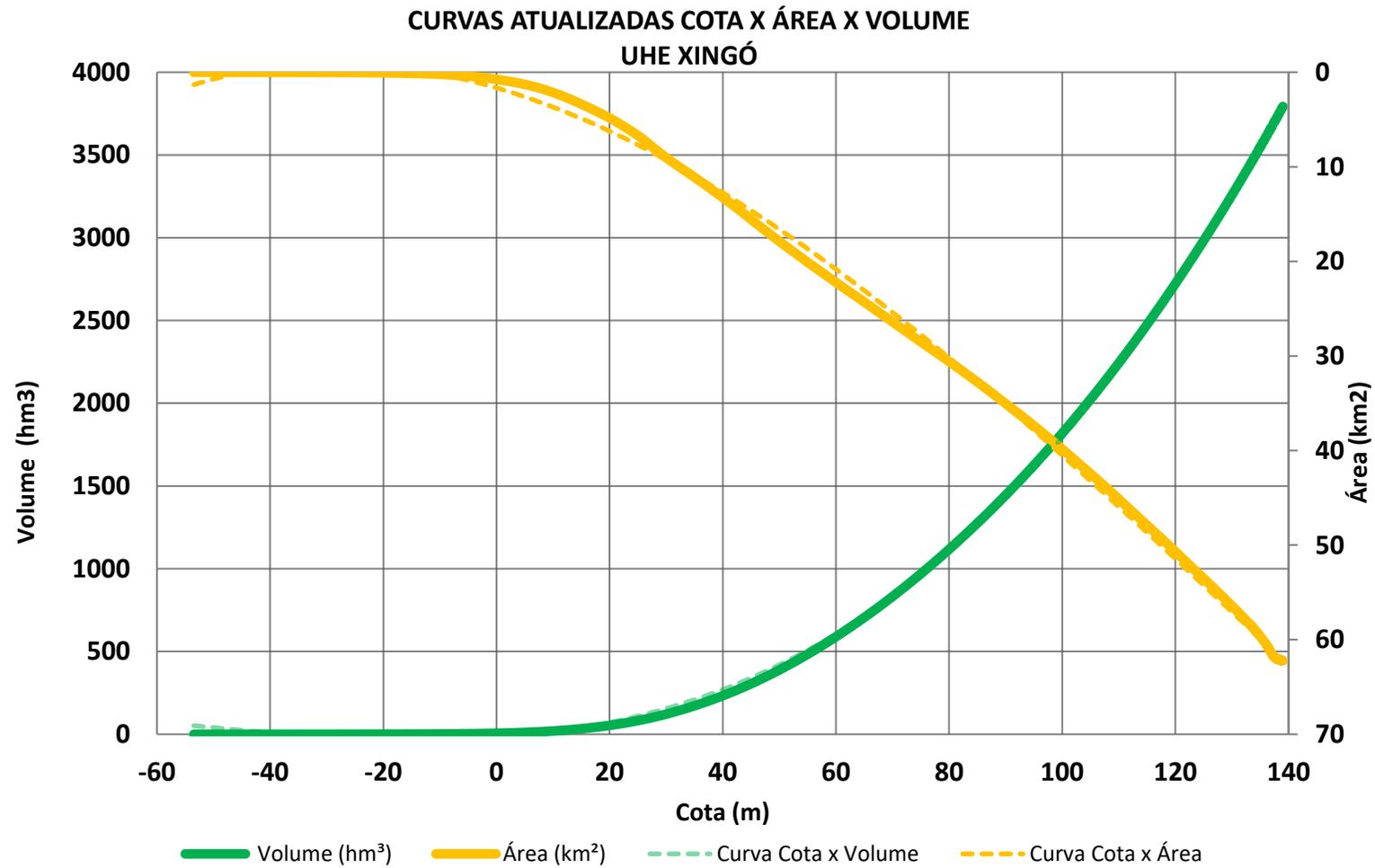


**Figura 25** – Localização do reservatório de Xingó.

Fonte: Elaboração própria (2024)

O Reservatório da UHE Xingó, possui um volume total do reservatório  $3.800 \text{ hm}^3$ , volume útil do reservatório  $41 \text{ hm}^3$ , com possui uma CNA máximo na cota 138,00 m e CNA mínimo operativo normal 137,20 m (CHESF, 2024). A **Figura 26** mostra as curvas Cota-Área-Volume.

## 4. Metodologia



**Figura 26** - Curvas Cota-Área-Volume para o reservatório de Xingó

Fonte: CHESF (2019)

#### 4. Metodologia

Cada um dos quatro reservatórios possui UHE que juntas somam uma potenciais total de 7.504,0 MW (**Figura 27**), representando cerca de 73% de toda potência do sistema de geração de energia da CHESF.

##### Itaparica

- UHE Luiz Gonzaga com 6 geradores com potência unitária de 246.600 kW, totalizando 1.479.600 kW. A área normal do reservatório é de 828 km<sup>2</sup>, volume total de 10.782 Hm<sup>3</sup> e volume útil de 3.549 Hm<sup>3</sup>.

##### Moxotó

- UHE Apolônio Sales com 4 geradores com potência unitária de 100.000 kW, totalizando 400.000 kW. A área normal do reservatório é de 98 km<sup>2</sup>, volume total de 1.150,0 Hm<sup>3</sup> e volume útil de 180 Hm<sup>3</sup>.

##### Paulo Afonso IV

- UHE Paulo Afonso IV com 6 geradores com potência unitária de 410.400 kW, totalizando 2.462.400 kW. A área normal do reservatório é de 12,9 km<sup>2</sup>, volume total de 127,5 Hm<sup>3</sup> e volume útil de 29,5 Hm<sup>3</sup>.

##### Xingó

- UHE Xingó com 6 geradores com potência unitária de 535.000 kW, totalizando 3.162.000 kW. A área normal do reservatório é de 60 km<sup>2</sup>, volume total de 3.800 Hm<sup>3</sup> e volume útil de 41 Hm<sup>3</sup>.

**Figura 27** - Produção de energia elétrica nos reservatórios estudados

**Fonte:** adaptado da CHESF (2024)

Os reservatórios de Itaparica, Moxotó e Xingó fazem parte do Polo Federal de Piscicultura do Submédio do São Francisco, fazendo fronteira com os municípios de Delmiro Gouveia, Olho D'água do Casado e Piranhas (em Alagoas), Chorrochó, Glória, Paulo Afonso e Rodelas (na Bahia), Belém do São Francisco, Floresta, Jatobá, Itacuruba e Petrolândia (em Pernambuco), conforme destaca Tenório *et al.* (2017).

Conforme dados do IBGE (2022) o município Jatobá-PE, localizado às margens do reservatório de Moxotó é 3º maior produtor de Tilápia do Brasil (15.000,0 ton/ano), ficando atrás apenas do município Nova Aurora-PR (24.427,0 ton/ano) e Palotina-PR (15.000,0 ton/ano). O município de Petrolândia - PE ocupa a 9ª posição no ranking nacional, produzindo 9.600,0 ton/ano.

Segundo Tenório; Silva; Campeche (2017) a maior concentração de pisciculturas encontra-se no reservatório de Moxotó (60,98%), entretanto, a maior produção de peixes concentra-se no reservatório de Itaparica. Os autores destacam que a maior produção

#### 4. Metodologia

ocorre na margem pernambucana, e quando considerada a produção delimitada por margem municipal, Glória (BA) lidera o *ranking*.

A produção aquícola (ton/ano) na bacia hidrográfica do rio São Francisco, é maior nos reservatórios de Itaparica, Três Marias, Xingó e Moxotó MAPA (2023). Na **Tabela 6** é possível observar a capacidade de suporte para a produção de peixe nos reservatórios, as capacidades de produção regularizada prevista no contrato de cessão de uso e a produção declarada.

**Tabela 6** – Capacidade de suporte e produção de peixes em Sobradinho, Itaparica, Moxotó e Xingó.

Reservatório	Capacidade de suporte (ton/ano)	Capacidade Produção Regularizada(ton/ano)			Produção Declarada (ton/ano)	
	2021	2020	2021	2020	2021	2022
Sobradinho	39.766,00	384,00	384,0	110,00	105,00	-
Itaparica	93.560,00	37.345,88	25.335,88	9.935,36	6.015,46	14.593,7
Moxotó	76.560,00	20.707,80	20.707,80	3.384,26	3.384,26	3.033,42
Paulo Afonso IV	-	-	-	-	-	-
Xingó	87.983,00	3.474,40	3.474,00	1.836,23	3.917,00	6.240,31

Fonte: Elaboração própria (2024), adaptado do MAPA (2023)

A capacidade de suporte é a máxima produção de peixes permitida, em toneladas por ano, respeitando-se o limite de fósforo a ser lançado no ambiente pela atividade (MAPA, 2023). Observa-se na **Tabela 6** que a produção declarada para todos os reservatórios ainda está muito abaixo da capacidade suporte, e já está contribuindo para a eutrofização das águas dos reservatórios. A piscicultura em reservatórios pode contribuir para a eutrofização e sua expansão em corpos de água doce, pode levar à degradação ambiental e conflitos com outros usuários de água (Taskov *et al.* 2021).

Para controlar a poluição das águas, é de fundamental importância que a gestão desses reservatórios seja realizada de acordo com a Portaria SAP/MAPA n. 412/2021 e a Portaria Conjunta SAP/MAPA - SPU/SEDDM/ME n. 396/2021, as quais regulamentam o uso dos espaços físicos em corpos d'água de domínio da União para fins de aquicultura.

Isso possibilita que todos os usuários, incluindo aqueles que desenvolvem a piscicultura, estejam regularizados com contratos de cessão que informem a capacidade de produção regularizada e declarem a produção anual. Dessa forma, garante-se que não seja ultrapassada a capacidade de suporte de cada reservatório, controlando os limites de

#### 4. Metodologia

---

carga orgânicas e fósforo, responsáveis pelo processo de eutrofização, que são lançados nos reservatórios.

A regulação das atividades e gestão desse recurso hídrico é crucial para evitar a alteração da qualidade da água nos reservatórios, inclusive relacionada a eutrofização. Problemas como esses foram observados em 2016 (IBAMA, 2016). As campanhas de fiscalização ambiental relatadas pelo IBAMA identificaram diversos pontos com o surgimento de manchas de algas nos reservatórios supracitados. Segundo o IBAMA (2016) esse fenômeno, possivelmente é provocado pelo lançamento de efluentes dos inúmeros tanques de aquicultura localizados nos reservatórios do complexo hidrelétrico de Paulo Afonso e da UHE Xingó e, também, com o lançamento de efluentes da dos matadouros, das indústrias e de esgotos domésticos.

##### 4.1.2. CLIMA

Os reservatórios estão situados no Sertão Nordeste. A área em torno dos reservatórios possui clima tipo BSh (Koppen) semiárido, com pluviosidade média entre 500 e 600 mililitros anuais. A caatinga é a vegetação, predominante na região, influência do clima do tipo BSh, semiárido quente (Pereira *et al.*, 2013).

Embora esses dados não sejam utilizados para alimentar o modelo, eles são importantes para a caracterização da área de estudo. O clima é um fator importante para o controle da qualidade da água e o seu nível trófico, Zhou *et al.* (2021) destacam que a temperatura, velocidade dos ventos e precipitação são os três principais fatores climáticos que influenciam na eutrofização.

##### 4.1.2.1. TEMPERATURA E PLUVIOSIDADE

O aumento da temperatura do ar pode influenciar o processo de eutrofização dos corpos hídricos, conforme destaca Wang *et al.* (2023) e Peng *et al.* (2024):

- acelerando os processos biológicos e químicos na água, incluindo a atividade metabólica das microalgas, cianobactérias e macrófitas;
- podem aumentar a evaporação e reduzir o tempo de residência da água nos lagos. Isso significa que a água permanece no lago por menos tempo, mas os nutrientes podem ser concentrados mais rapidamente, contribuindo para a eutrofização.
- em corpos hídricos mais profundos, as variações podem influenciar a estratificação térmica. Se a água da superfície se tornar mais quente do que a água mais profunda,

#### 4. Metodologia

pode ocorrer uma estratificação, impedindo uma mistura eficiente da água. Isso cria condições propícias para o crescimento de algas e cianobactérias.

A temperatura do ar desempenha papel importante na eutrofização de lagos, influenciando diretamente os processos biológicos, químicos e físicos que afetam a qualidade da água (Wang *et al.*, 2023). Além da temperatura, precipitações mais intensas podem lavar mais nutrientes das áreas circundantes aos reservatórios, aumentando a carga de nutrientes disponíveis para as cianobactérias, algas e macrófitas (Larsen *et al.*, 2020).

Em função da importância dessas duas variáveis, foram coletados dados diários de temperatura e precipitação de três estações automáticas do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e dos pluviômetros mantidos pelo Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (CEMADEN). A **Tabela 7** mostra as coordenadas geográficas de localização das estações e pluviômetros do INMET e CEMADEM, das quais foram coletadas as informações para esse estudo nas proximidades dos Reservatórios.

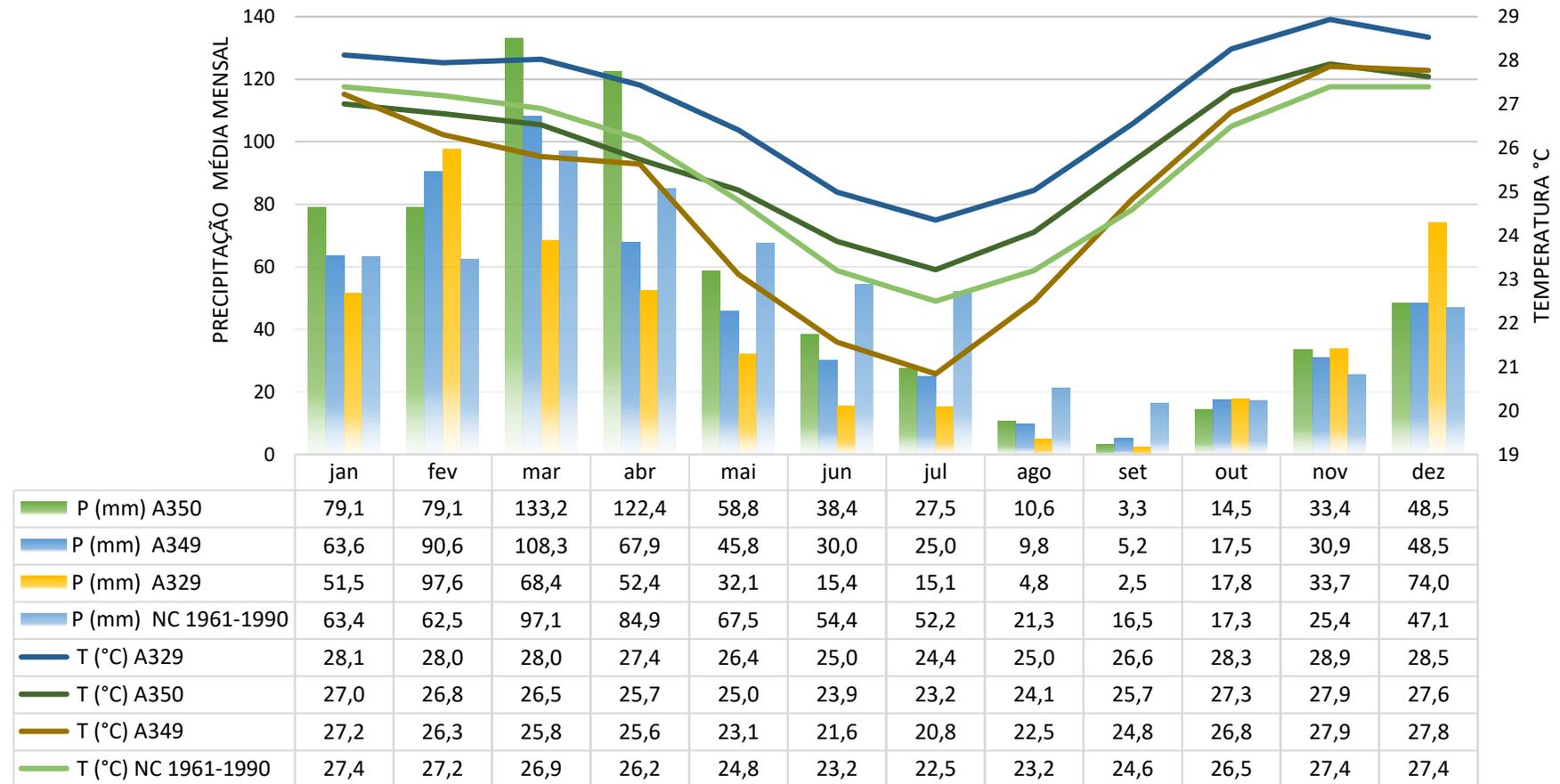
**Tabela 7** – Localização das Estações de medição de dados climáticos do INMET e CEMADEM

Município	Código no	Tipo	Coordenadas Geográficas (24	
Ibimirim/PE	A349	Estação Automática	8°30'34.00"S	37°42'42.00"O
	D0606	Pluviômetro	8°31'58.80"S	37°41'49.20"O
Serra Talhada/PE	A350	Estação Automática	7°57'15.00"S	38°17'42.00"O
	D3878	Pluviômetro	7°59'36.31"S	38°17'37.70"O
Flores/PE	D0594	Pluviômetro	8° 2'46.90"S	37°49'58.44"O
Cabrobó-PE	A329	Estação Automática	8°30'14.00"S	39°18'55.00"O
	D0552	Pluviômetro	8°31'40.80"S	39°16'04.80"O

**Fonte:** Elaboração própria (2023), adaptado de INMET (2023)

As temperaturas médias mensais mostram que os meses mais frios do ano na região são: junho, julho e agosto, com temperaturas médias mensais variando de 28,84 °C a 25,03 °C. Os períodos mais quentes (outubro a janeiro), com temperaturas médias mensais variando de em torno de 26,86 °C a 28,94 °C. Além dos dados do INMET e CEMADEM (**Figura 28**), foram considerados dados da Normais Climatológicas do Brasil 1961-1990 da estação n. 82986, localizado no município de Paulo Afonso/BA. Os meses de agosto, setembro e outubro são os meses com menores precipitações dos anos, caracterizando o período seco na região. Os meses com maiores precipitações acumuladas, são: dezembro, janeiro, fevereiro, março e abril (**Figura 28**).

## 3. Metodologia



**Figura 28** - Precipitação acumulada mensal média e temperatura média mensal nas proximidades do Reservatório

**Fonte:** Elaboração própria (2023), adaptado de INMET (2023)

#### 4. Metodologia

##### 4.1.2.2. VELOCIDADE DOS VENTOS

O vento é o principal mecanismo externo capaz de misturar camadas ou estratos de diferentes temperaturas e densidades. Se a energia gerada pelo vento não é suficiente para promover a mistura, a coluna d'água mantém-se, estratificada em três camadas (epilímnio, hipolímnio e metalímnio) (Ferreira; Cunha, 2013).

Quando a energia gerada pelo vento agitar a superfície da água, pode aumentar a mistura na coluna d'água, causando a suspensão de nutrientes sedimentados no hipolímnio afetando a distribuição de nutrientes e oxigênio na água, podendo causar a uma queda na qualidade da água (Chen *et al.*, 2023; Zhang & Chen, 2023).

A velocidade do vento pode influenciar na perda da qualidade da água de um reservatório, aumentando a turbidez da água, especialmente em áreas onde o solo é vulnerável à erosão. A ação do vento pode transportar partículas de solo, sedimentos e detritos para a água, tornando-a turva e prejudicando a qualidade da água (Wu *et al.*, 2023). Porém, também pode facilitar a oxigenação da água, ajudando a manter níveis adequados para a vida aquática e o equilíbrio do ecossistema (Zhang & Chen, 2023).

A **Tabela 8** apresenta as velocidades médias dos ventos em municípios pertencentes a áreas submédia e baixa da Bacia Hidrográfica do Rio do São Francisco. É possível observar que nas proximidades da área de estudo (Paulo Afonso) a velocidade dos ventos tem grau 02 na Escala de *Beaufort* caracterizadas por brisas leves com velocidades variando de 1,6 a 3,3 m/s. O comportamento do vento é semelhante nos municípios Petrolândia, Cabrobó e Floresta, ambos localizados nas proximidades dos reservatórios de Moxotó e Lagoa de Paulo Afonso.

**Tabela 8** – Velocidade média dos ventos na Média e Submédia da Bacia Hidrográfica do Rio do São Francisco

	Mata	Paulo Afonso	Pesqueir	Petrolândia	Propriá	Morro do	Cabrobó	Floresta	Petrolina
Jan	4,52	<b>2,6</b>	4,17	1,2	4,43	3,09	2,5	1,82	3,17
Fev	4,44	<b>2,59</b>	3,61	1,07	3,94	3,29	2,21	1,57	3
Mar	4,56	<b>2,43</b>	3,27	1,14	3,49	3,46	2,21	1,54	3,04
Abr	4,74	<b>2,23</b>	2,66	1,11	2,81	3,43	2,43	1,62	3,3
Mai	5,08	<b>2,29</b>	2,86	1,75	2,27	3,81	2,68	1,8	4,29
Jun	5,03	<b>2,42</b>	2,95	1,92	2,37	4,17	3,07	2,27	4,77
Jul	5,24	<b>2,54</b>	2,99	2,05	2,39	4,18	3,62	2,33	4,99
Ago	5,12	<b>2,89</b>	3,45	2,02	2,64	4,05	3,7	2,82	5,28
Set	4,95	<b>3,3</b>	4,09	2,05	3,55	4,21	3,78	3,02	5,06
Out	4,56	<b>3</b>	4,58	2,04	4,64	3,54	3,22	2,83	4,24
Nov	4,31	<b>2,68</b>	4,44	1,6	5,08	3,3	3,26	2,33	3,64

#### 4. Metodologia

	Mata	Paulo Afonso	Pesqueir	Petrolândia	Propriá	Morro do	Cabrobó	Floresta	Petrolina
Dez	4,4	<b>2,58</b>	4,26	1,47	4,76	2,92	2,69	1,92	3,3
Ano	4,75	<b>2,63</b>	3,61	1,62	3,53	3,62	2,95	2,16	4,01

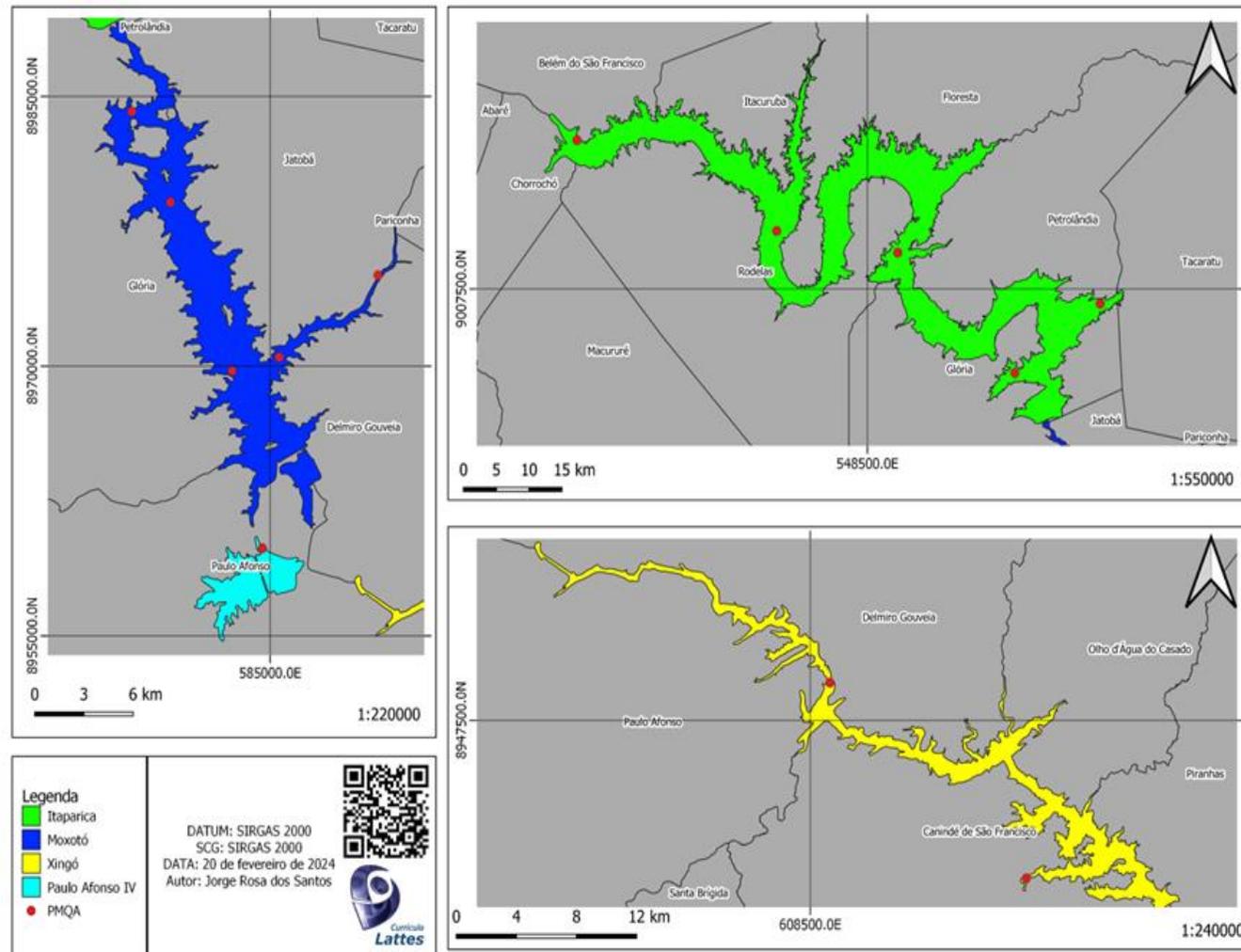
**Fonte:** Elaboração própria (2023), adaptado de INMET (2023)

#### 4.2. DADOS DE QUALIDADE DA ÁGUA

Por meio do banco de dados do Programa de Monitoramento do Rio São Francisco, no Período de Vazão Reduzida realizado pela Companhia Hidroelétrica do São Francisco (CHESF), é possível ter acesso a uma série histórica de dados qualidade da água dos reservatórios de Itaparica, Moxotó, Paulo Afonso IV e Xingó, referente a 5 anos de monitoramento (agosto/2017 a setembro/2021). Porém, devido à falta de dados de clorofila-a no período de agosto de 2016 a setembro de 2018, serão utilizados nesse estudo dados do período de outubro/2018 a setembro/2021.

A CHESF implantou um total 13 (treze) de pontos de monitoramento da qualidade da água (PMQA) sendo: 5 (cinco) no reservatório de Moxotó; 5 (cinco) no de Itaparica; 1 (um) no de Paulo Afonso IV e 2 (dois) no de Xingó (**Figura 29**).

## 4. Metodologia



**Figura 29** – Ponto de Monitoramento da Qualidade da Água  
**Fonte:** Elaboração própria (2023)

#### 4. Metodologia

Entre os parâmetros analisados pelo programa de monitoramento da CHESF (Tabela 9), tem-se aqueles que serão utilizados para o cálculo IET (Transparência, P Total e Clorofila-*a*). Todas as análises foram realizadas no Laboratório de Limnologia, do Departamento de Pesca e Aquicultura da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), em Recife (PE).

**Tabela 9** - Parâmetros analisados

FÍSICO-QUÍMICOS DE CAMPO	FÍSICO-QUÍMICOS LABORATORIAIS	BIOLÓGICOS LABORATORIAIS - FITOPLÂNCTON
Temperatura (°C)	Amônia (mg/L)	Clorofila a (µg/L)
pH	Nitrato (mg/L)	Dens. Total (cél/mL)
Condut. Elétrica (µS/cm)	N Total	Clorofíceas(cél/mL)
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Ortofosfato (mg/L)	Diatomáceas (cél/mL)
Salinidade	P Total (mg/L)	Cianobactérias (cél/mL)
Transparência (m)	COT	Dinoflagelados (cél/mL)
-	Alcalin. Total (mg/L)	-
-	Dureza Total (mg/L)	-
-	Turbidez (NTU)	-
-	DBO	-

**Fonte:** elaboração própria (2023), adaptado de CHESF, 2024.

**Nota<sup>1</sup>:** As concentrações de clorofila-*a* e feofitina foram determinadas através do método proposto por Nusch (1980) e recomendações de Wetzel & Likens (2000), empregando-se membrana filtrante HAWP da Millipore™ para filtração das amostras de água e posterior extração com etanol;

**Nota<sup>2</sup>:** As concentrações fósforo total foram determinados segundo Strickland & Parsons (1960);

**Nota<sup>3</sup>:** As concentrações de carbono orgânico total (COT) (mg/L), segundo APHA (2006);

**Nota<sup>4</sup>:** analisada através de turbidímetro de bancada OBERCO-HELLIGE, modelo 966;

**Nota<sup>5</sup>:** A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5/20</sub> mg/L) foi analisada segundo APHA (1995).

A água possui sólidos dissolvidos e/ou em suspensão, que influenciam na sua interação com a luz, representados por, respectivamente: matérias orgânicas dissolvida, clorofila e sólidos em suspensão (Wang *et al.*, 2020). Outros autores como Adjovou *et al.* (2023) e Tesfaye (2024), destacam que essas componentes se relacionam com os parâmetros da qualidade da água: turbidez, matéria em suspenso total, demanda bioquímica de oxigênio, fósforo total, profundidade do disco de Secchi e outros. Dessa forma esses parâmetros podem ser monitorados de forma eficaz utilizando técnicas de sensoriamento remoto, que oferecem uma abordagem econômica e precisa com alta resolução espacial e temporal para grandes corpos d'água. Diante disso, além dos parâmetros necessários para o cálculo do IET, foram selecionando os parâmetros

#### 4. Metodologia

---

Carbono Orgânico Total (COT), a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e a Turbidez (T), para avaliar a sua correlação com o Ângulo Matriz.

##### 4.2.1. Determinação do Índice de Estado Trófico (IET)

Wang *et al* (2018) consideraram apenas IET<sub>Cl<sub>a</sub></sub> de Carlson (1977) nos estudos envolvendo a recuperação do índice da Escala Forel-Ule de imagens de satélites e a recuperação do IET. Além disso, para o IET<sub>Cl<sub>a</sub></sub> os autores classificam o estado trófico da água como oligotrófico (IET < 30), mesotrófico (30 ≤ IET < 50) ou Eutrófico (IET ≥ 50).

Nesse trabalho o IET foi calculado utilizando as metodologias de Carlson (1977) e Lamparelli (2004), conforme apresentado no **item 3.2** e observado a influência do uso e ocupação do solo na qualidade das águas.

A série de dados utilizada no cálculo do IET foi referente ao período de 01/10/2018 a 30/09/2021, quando foram analisadas as concentrações de clorofila-*a* (Cl-*a*), de fosforo total (PT) e, a profundidade do Disco de Secchi (S). A série possui um total de 584 observações distribuídas nos 13 PMQA supracitados.

##### 4.3. USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E ESGOTAMENTO SANITÁRIO

Para diagnosticar o uso e ocupação do solo em volta dos reservatórios, foram utilizados mapas de Cobertura e Uso do Solo da Coleção 9 do MapBiomias (2023), tendo como área de interesse as sub-bacias hidrográficas do submédio e baixo são Francisco que possui rede de drenagem para os reservatórios de Itaparica, Moxotó, Paulo Afonso IV e Itaparica. O projeto MapBiomias monitora o uso e ocupação do solo do Brasil por meio do mapeamento anual da cobertura e uso da terra. O projeto é uma iniciativa do Observatório do Clima e é desenvolvido por uma rede de instituições parceiras, como universidades, ONGs e empresas de tecnologia.

As imagens foram baixadas e classificadas no software livre QGIS, de acordo com códigos da legenda para os valores de *pixels* na Coleção 9. A Coleção 9 do MapBiomias inclui os mapas e dados anuais de cobertura e uso da terra do Brasil para o período de 1985 a 2023, porém para esse trabalho usou-se apenas as informações para o ano de 2023.

#### 4. Metodologia

---

A situação do esgotamento sanitário dos municípios inseridos nessas sub-bacias hidrográficas considerou o percentual da população urbana atendida por rede coletora de esgoto e o de esgoto coletado e tratado. Esses dados foram coletados das séries históricas de dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2022).

#### 4.4. SELEÇÃO DOS DADOS DE QA COM DATAS COINCIDENTES COM A VISITA DO SENTINEL 2

No total foram 125 dias de campanhas de monitoramento (**Figura 31**). Desse total, apenas 26 dias de coletas de amostras de água coincidem com visita do Sentinel 2 na área de estudo onde há registro das imagens pelo Instrumento MSI.

Foram selecionadas imagens considerando uma defasagem máxima de 2 dias entre o dia da campanha de monitoramento da qualidade *in situ* e o dia de registro das imagens pelo Sentinel 2. Essa defasagem considerada varia de acordo com o estudo, para o estudo da qualidade da água. Segundo Gunarso *et al.* (2023), os dados *in situ* devem serem coletados no mesmo dia ou mais próximo possível do dia de visita do satélite usado.

Para a seleção dos dados procedeu-se a etapa de pré-processamento, que consistiu em: Determinar a área alagada dos reservatórios; remover *pixels* com interferência de nuvens, utilizando a banda SCL do Sentinel e Remover os *pixels* com a presença de macrófitas usando o limite de NDVI > 0,3.

Essas etapas de pré-processamento resultaram em 141 observações distribuídas nos 13 PMQA no período de abril de 2019 a setembro de 2021. Posteriormente foi determinado o valor do Ângulo Matriz ( $\alpha$ ), conforme o item 4.5.3. Na sequência foi aplicado *buffers* circular de raio igual a 100 m sobre os PMQA.

Esse valor de raio foi estabelecido porque os parâmetros de qualidade da água desses reservatórios podem ser considerados os mesmos dentro de um raio de 100 m volta do PMQA. Nesse trabalho esses *buffers* foram denominados de *buffers* amostrais, com cada um possuindo 314 *pixels* e área igual 314,16 m<sup>2</sup>.

A partir das imagens dos reservatórios contendo os valores do  $\alpha$ , foram feitos recortes, utilizando os *buffers* amostrais como camada máscara e posteriormente

#### 4. Metodologia

calculado o valor médio e desvio padrão do 314 pixel dentro dos *buffers* amostrais contendo os valores de  $\alpha$ .

Além das etapas automáticas de pré-processamento realizadas no GEE, foram realizadas análises visuais nos *buffers* amostrais da qualidade da água e no seu entorno para cada um dos pontos de monitoramento, com o objetivo de avaliar a presença de sombra de nuvens sobre esses *buffers* amostrais, pois a etapa de pré-processamento automática não foi o suficiente para remover esse tipo de interferência.

Para realçar essa interferência, utilizou-se: a composição de bandas verdadeira RGB; a composição falsa cor com a B4 associado ao vermelho, B11 associado verde e B2 associado ao azul; os *buffers amostrais* e as imagens dos reservatórios contendo os valores de  $\alpha$ .

Conforme destaca Li *et al.* (2013) as características espectrais das sombras de nuvens geralmente se assemelham às de corpos d'água, o que dificulta a identificação e remoção automática dessas interferências quando o alvo estudado é a água.

A **Figura 30** mostra um exemplo da presença de sombra de nuvens sob o *buffer amostral* do PMQA MOX\_02, no reservatório de Xingó no dia 04 de agosto de 2019.



**Figura 30** – Sombra de nuvem no *buffer* amostral de qualidade da água do PMQA MOX 02, no reservatório de Xingó.

**Fonte:** Elaboração própria (2024), captura de tela do Google Earth Engine

Na **Figura 30** as áreas verdes, representam a água livre, sem a interferência das nuvens e a mais escura é a sombra de nuvem no espelho d'água. Após a análise visual,

#### 4. Metodologia

---

foram desconsiderados os *buffers* amostrais que estavam sob influência das sobras de nuvens e restaram apenas 83 observações viáveis que podem ser consultadas na **Tabela 22** em **ANEXO**.

Esse procedimento foi realizado para garantir, que as interações entre a água dentro dos *buffers* e a radiação eletromagnética solar aconteça sem interferências de: nuvens, sombras de nuvens ou vegetação aquática. Isso porque foi observado que a presença de sombras de nuvens sobre a água interfere no valor do ângulo matriz ( $\alpha$ ), resultando em uma determinação incorreta da coloração da água. Dessa forma, a água é erroneamente classificada. Por exemplo, águas turvas, que deveriam apresentar valores elevados de ângulo matriz, podem ser classificadas incorretamente como águas com coloração próxima ao azul-marinho, que possui valores mais baixos de  $\alpha$ , essas observações podem ser reforçadas a da **Figura 9**.

4. Metodologia

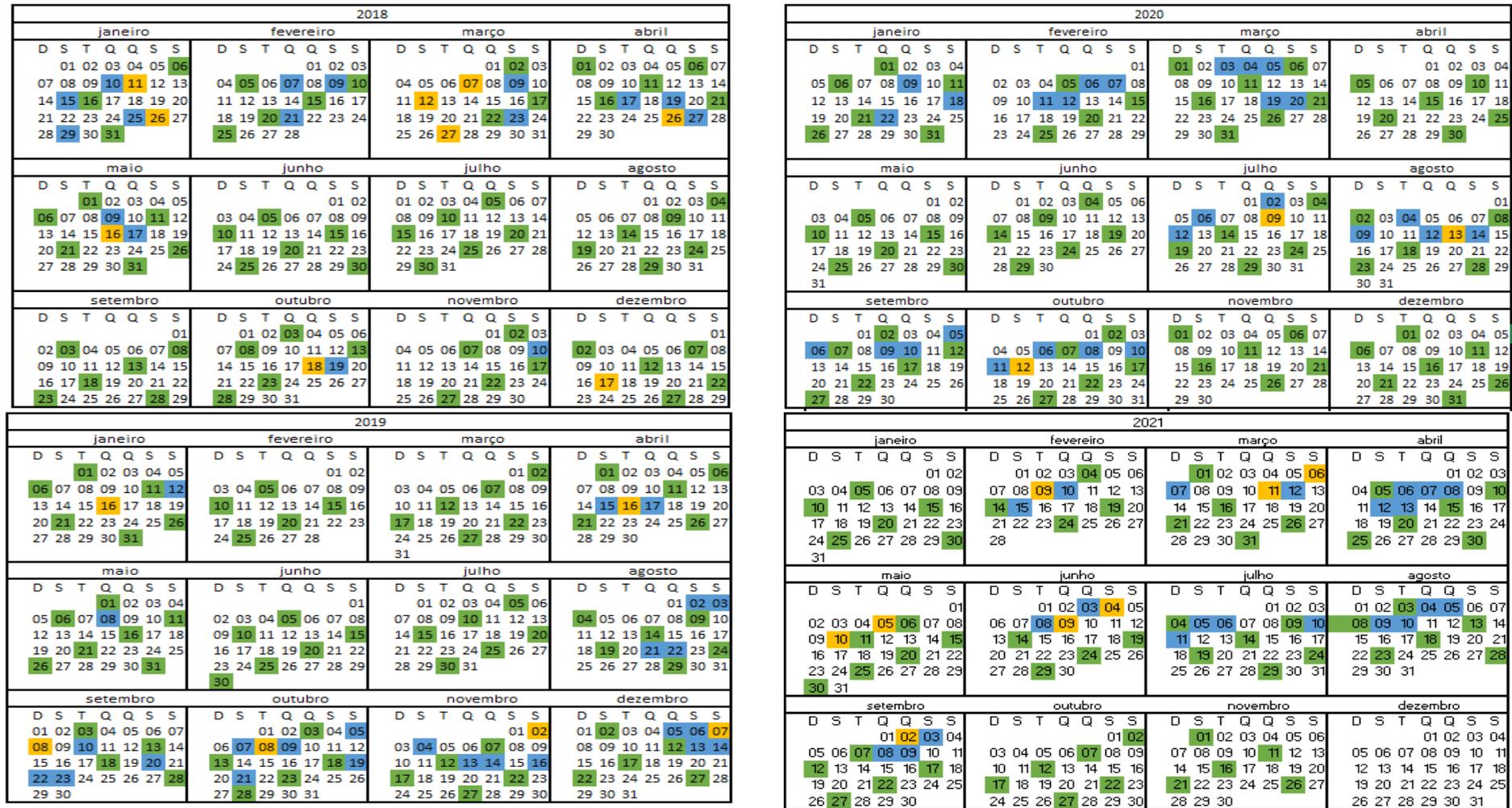


Figura 31 - Dias de coletas de água (em azul), dias de aquisição das imagens do Sentinel (em verde) e dias comum para coletas e imagens (em amarelo)

Fonte: Elaboração própria (2023)

#### 4. Metodologia

---

### 4.5. DETERMINAÇÃO DO $\alpha$ DERIVADO DO SENTINEL 2

#### 4.5.1. Extração da máscara d'água

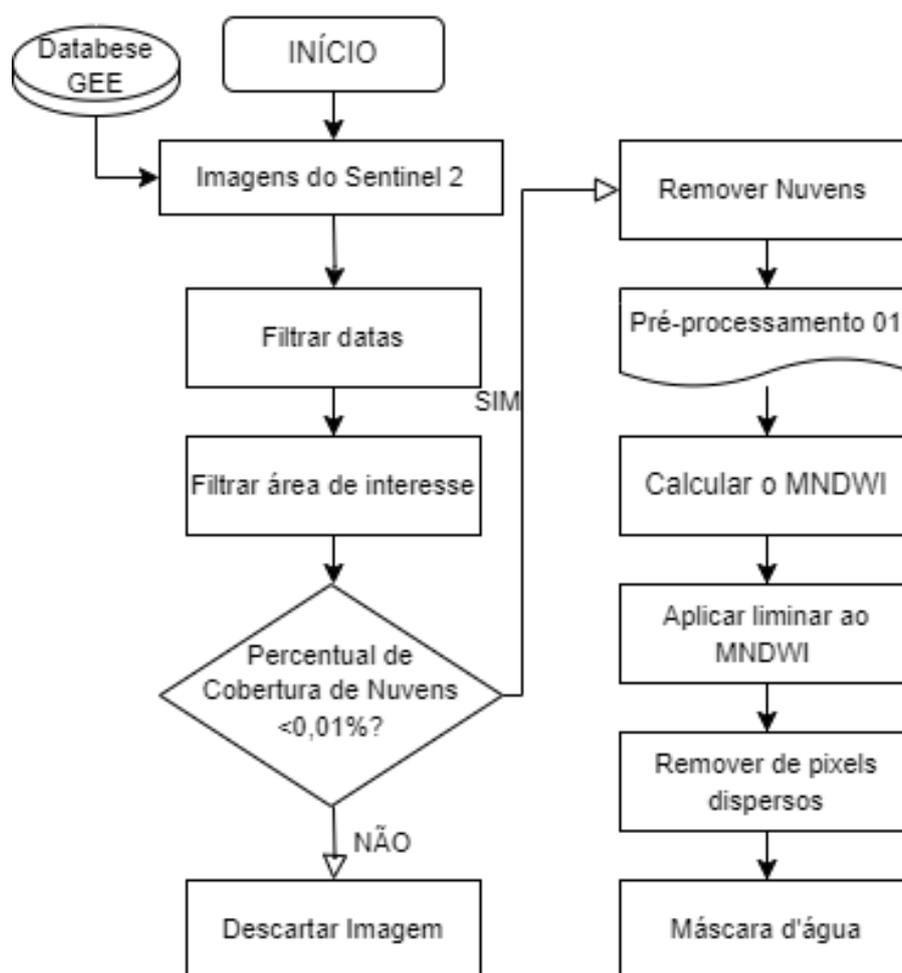
Para a extração da máscara de água foi utilizado o *Modified Water Normalized Difference Index* (MNDWI). Este índice foi desenvolvido por Xu (2006), considerando que um corpo hídrico apresenta maior absorção na banda SWIR (Infravermelho de ondas curtas) se comparado ao da banda NIR, possibilitando a diferenciação de áreas alagadas das demais áreas.

Para o cálculo do MNDWI (Equação 38) foram utilizadas as reflectâncias das bandas 3 (banda verde) e banda 11 (banda SWIR) do Sentinel 2. Segundo Xu (2006), o MNDWI suprime e até mesmo remove de forma eficiente os ruídos de áreas urbanas, bem como os ruídos da vegetação e de solos expostos, por isso é mais adequado do que o *Normalized Difference Water Index* (NDWI) para melhorar a extração da máscara d'água.

$$MNDWI = \frac{B3(560 \text{ nm}) - B11(1613,7 \text{ nm})}{B3(560 \text{ nm}) + B11(1613,7 \text{ nm})} \quad 38$$

O MNDWI gera uma imagem, cujo valor dos *pixels* varia de -1 a 1, sendo 0 o limiar entre os alvos que são água e o que não são água. Neste trabalho, valores de MNDWI > -0,2 são considerados como corpos hídricos. Após a classificação dos *pixels* são removidas as poligonais isoladas que possuem, no máximo, 5 *pixels*. As poligonais que excedam esse limite são consideradas como máscara d'água. As etapas para extração da máscara d'água, podem ser observadas na **Figura 32**.

## 4. Metodologia



**Figura 32** – Etapas para a terminação da máscara d'água

Fonte: Elaboração própria (2024)

Song *et al.* (2023) e Zhao *et al.* (2020), Nascimento *et al.* (2019) e Wang *et al.* (2007) usaram índices como NDWI e NDVI para extrair a poligonal da área alagada de reservatórios e lagos. Esses índices exploram a sensibilidade espectral da vegetação e da água em diferentes bandas espectrais, facilitando a distinção entre áreas alagadas e terrenos secos. Essa abordagem é particularmente eficaz em ambientes aquáticos, permitindo a detecção remota de variações sazonais nas áreas inundadas.

Os principais pontos positivos de utilizar esses índices NDVI, NDWI e MNDWI incluem a capacidade de monitoramento em larga escala, a rapidez na obtenção de informações e a minimização da necessidade de coleta de dados em campo. No entanto, existem desafios associados, como a interferência atmosférica e a dificuldade na identificação de corpos d'água sob densa cobertura vegetal, ou seja, reservatórios com proliferação de macrófitas aquáticas (Zhao *et al.*, 2020).

#### 4. Metodologia

---

A cobertura vegetal sobre o espelho d'água dos reservatórios subestima a área alagada dos corpos hídricos, pois essa área ocupada pela vegetação aquática (macrófita) não é considerada como área alagada durante o processo de classificação automática, mas sim como uma área genérica com presença de vegetação. Além disso, a sazonalidade da vegetação pode levar a variações nos índices, exigindo adaptações específicas para diferentes condições (Rosa, 2018).

Para trabalhos que necessitem de toda a área alagada do reservatório, incluindo as áreas cobertas por macrófitas aquáticas, é indicado extrair a máscara d'água a partir de um Modelo Digital de Elevação do Terreno (MDE), considerando a Cota do Nível de Água do Reservatório (CNA).

Porém, para esse trabalho serão utilizadas apenas imagens da área que contenham água livre, sem a interferência das macrófitas aquáticas ou outro tipo de vegetação. O uso do índice MNDWI é o mais indicado, pois ele possibilita a extração da máscara de água livre que interage de forma direta com a radiação eletromagnética. Uma forma de avaliar essa metodologia é comparar a área alagada dos reservatórios calculada a partir da curva Cota x Área x Volume, tendo como valor de entrada a mesma Cota do Nível de Água apresentada na série histórica e a área alagada determinada pelo MNDWI (Rosa *et al.*, 2024).

##### 4.5.2. Coleta de dados de reflectância para estimativa do $\alpha$

Os dados de reflectância foram coletados do conjunto de dados do Sentinel 2, esses dados são imagens multiespectrais de alta resolução, do sensor Instrumento Multiespectral (MSI) com uma altura de 786 km e uma largura de faixa de 290 km.

No Sentinel 2, as resoluções dos *pixels* são 10 m para as bandas do visível, 20 m para o infravermelho e 60 m para as bandas de correção atmosférica. O ciclo de revisita (Resolução Temporal) de cada satélite é de 10 dias. Os dois satélites são complementares e em conjunto apresentam uma resolução temporal de 5 dias. Essa resolução espacial e temporal é relativamente altas quando comparada com outras imagens de satélites, que assim como o Sentinel 2, possuem acesso gratuito, como por exemplo: o Landsat 8, MODIS e CBERS, respectivamente, de 30 m e 8 dias; 250 m e 1 dias; 10 a 260 m e 5 a 26 dias.

#### 4. Metodologia

Quanto a sua resolução radiométrica, as imagens possuem 12 *bits* por *pixel*, ou seja,  $2^{12}$  níveis de cinzas. Para outras imagens de satélites de acesso gratuito, como as imagens do Landsat 8 temos 18 *bits* por *pixel*, do Modis temos 12 *bits* por *pixel* e do CBERS temos 8 a 10 *bits* por *pixel*.

O Sentinel 2 é composto por dois satélites, Sentinel-2A e Sentinel-2B, fornecendo imagens de vegetação, solo e cobertura hídrica, vias navegáveis interiores e áreas costeiras. O Sentinel 2A foi lançado em 23 de junho de 2015 e o Sentinel-2B em 7 de março de 2017, ambos possuem as mesmas características apresentadas na tabela 9.

A **Tabela 10** mostra as características das principais bandas dos satélites Sentinel-2A e Sentinel-2B.

**Tabela 10** – Principais bandas dos satélites Sentinel-2A e Sentinel-2B.

BANDA	RESOLUÇÃO ESPACIAL	COMPRIMENTO DA ONDA	DISCRICÃO
B1	60 m	443.9nm (S2A) / 442.3nm (S2B)	Aerosols
B2	10 m	496.6nm (S2A) / 492.1nm (S2B)	Blue
B3	10 m	560nm (S2A) / 559nm (S2B)	Green
B4	10 m	664.5nm (S2A) / 665nm (S2B)	Red
B5	20 m	703.9nm (S2A) / 703.8nm (S2B)	Red Edge 1
B6	20 m	740.2nm (S2A) / 739.1nm (S2B)	Red Edge 2
B7	20 m	782.5nm (S2A) / 779.7nm (S2B)	Red Edge 3
B8	10 m	835.1nm (S2A) / 833nm (S2B)	NIR
B8A	20 m	864.8nm (S2A) / 864nm (S2B)	Red Edge 4
B9	60 m	945nm (S2A) / 943.2nm (S2B)	Water vapor
B11	20 m	1613.7nm (S2A) / 1610.4nm (S2B)	SWIR 1
B12	20 m	2202.4nm (S2A) / 2185.7nm (S2B)	SWIR 2

**Fonte:** Elaboração própria (2023) adaptado de Google Earth Engine (2023).

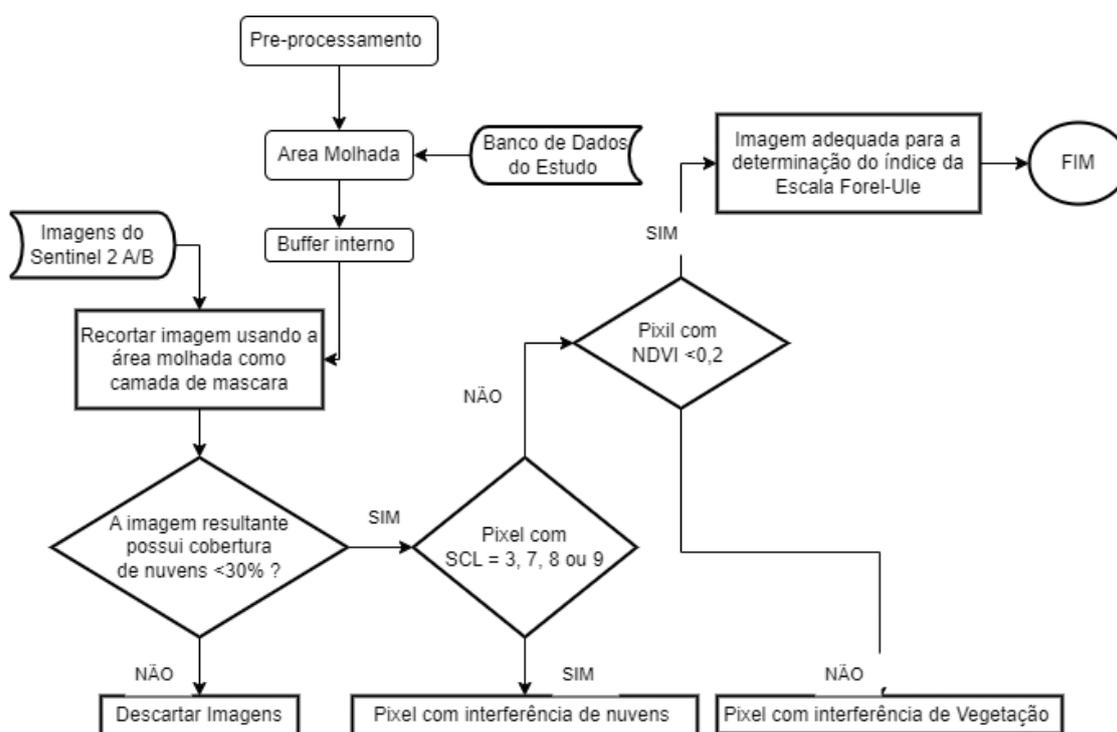
As imagens do satélite Sentinel 2 foram importadas da sua coleção pelo *Google Earth Engine* (GEE), filtrando as imagens por área e datas de interesse. Essas operações permitem a exploração fácil e eficiente das imagens Sentinel 2 proporcionando uma variedade de análises geoespaciais e monitoramento de mudanças ao longo do tempo.

## 4. Metodologia

### 4.5.3. Ângulo Matriz ( $\alpha$ ) derivado do Sentinel 2

Todo o processamento dos dados foi realizado na plataforma de processamento de dados geoespaciais, GEE. Essa ferramenta permite acessar e analisar grandes conjuntos de dados de imagens de satélite, facilitando a observação de mudanças na Terra ao longo do tempo. O GEE é amplamente utilizado em pesquisas ambientais, monitoramento de desastres naturais, estudos agrícolas e diversas outras aplicações relacionadas ao sensoriamento remoto e análise espacial.

Antes da aplicação da metodologia para derivar o Ângulo Matriz das imagens do Sentinel 2 e posteriormente classificá-lo em faixas correspondentes a Escala Forel-Ule é necessário a realização das etapas de pré-processamento apresentadas na **Figura 33** e a poligonal da máscara d'água determinada no item **4.5.1**.



**Figura 33** – Pré-processamento das imagens do Sentinel 2AB

Fonte: Fonte: Elaboração própria (2023)

#### A. Interferência de Nuvem e Águas Rasas

A partir das poligonais dos reservatórios (máscara d'água) determinadas conforme o item 4.5.1, é aplicado um *buffer* interno de 50 m. Esse *buffer* interno é suficiente para mitigar o impacto dos *pixels* mistos de fronteira entre terra e água. Para esse estudo só serão utilizadas imagens que apresentarem cobertura de nuvens  $\leq 30\%$ , dentro dos

#### 4. Metodologia

---

limites do *buffer* interno de 50 m das poligonais de cada um dos dois reservatórios (Song *et al.*, 2023).

Posteriormente foi estabelecida uma máscara de nuvem utilizando a banda SCL (Banda de classificação), de forma que todos *os pixels* com valores 3 (Sobra de Nuvens), 7 (Nuvens Baixas), 8 (Nuvens Médias) e 9 (Nuvens Altas), serão classificados como uma máscara de nuvem, com o objetivo de filtrar as interferências causadas pelo percentual de nuvens presente nas imagens, gerando assim o primeiro produto.

#### B. Interferência da vegetação aquática

A presença de vegetação aquática pode causar interferência na determinação do índice da EFU derivada do Sentinel 2 AB. Para resolver esse problema, é aplicado o NDVI no primeiro produto, e estabelecido valores limites para classificar os *pixels* em duas classes, a saber: água sem interferência de macrófitas e em água com interferência de macrófitas.

Rosa *et al.* (2018-a) observaram que bancos de macrófitas menos densas apresentam  $0,20 \leq \text{NDVI} < 0,75$  e mais densas  $\text{NDVI} \geq 0,75$ . Oyama. *et al.* (2015) observaram valores de NDVI acima dos 0,68 para áreas de ocorrência de macrófitas em lagos Japoneses. Dessa forma, a fim de evitar *pixels* com a presença de vegetação, foi considerado para o presente estudo apenas *pixels* do primeiro produto que apresentarem valores de NDVI menores que 0,3 - gerando assim o produto final do pré-processamento.

#### C. Determinação dos valores triestímulos

Após o pré-processamento das imagens foi determinada a coloração da água para toda a poligonal do reservatório, tendo como referência o  $\alpha$  e os índices da Escala de Forel-Ule. A determinação dos valores triestímulos foi feita considerando as equações proposta Wang *et al.* (2015; 2018) sob a abordagem de conversão RGB em valores triestímulos, conforme as equações 39, 40 e 41.

$$X = 2,7689 \times B2 + 1,7517 \times B3 + 1,1302 \times B4 \quad 39$$

$$Y = 1,0000 \times B2 + 4,577007 \times B3 + 0,0601 \times B4 \quad 40$$

#### 4. Metodologia

---

$$Z = 0,0000 \times B2 + 0,0556 \times B3 + 5,5934 \times B4 \quad 41$$

A presente sequência de cálculo foi realizada *pixel a pixel* tendo como entrada os dados das bandas B2, B3 e B4 Sentinel 2.

#### D. Determinação das Coordenadas de Cromaticidade

As coordenadas de cromaticidade CIE (x, y) são calculadas a partir da normalização dos três valores de triestímulos entre 0 e 1, conforme as equações 42, 43 e 44.

$$x = \frac{X}{(X + Y + Z)} \quad 42$$

$$y = \frac{Y}{(X + Y + Z)} \quad 43$$

$$z = \frac{Z}{(X + Y + Z)} \quad 44$$

Posteriormente é gerado um novo sistema de coordenadas polares (x', y') centrado no ponto x = y = z = 1/3, construído com base nas coordenadas de cromaticidade (x, y), conforme as equações 45 e 46.

$$x' = y - \frac{1}{3} \quad 45$$

$$y' = x - \frac{1}{3} \quad 46$$

#### E. Determinação do Ângulo Matriz ( $\alpha$ )

O  $\alpha$ , inclinação do vetor que liga as coordenadas x' e y' ao ponto branco (x'=1/3, y'=1/3), é calculado a partir da equação 47.

$$\alpha = \arctan \left( \frac{y'}{x'} \right) \times \frac{180}{\pi} \quad 47$$

Para o ângulo matriz ( $\alpha$ ) variar de 0° a 360° (**Figura 9**) partindo do eixo x' negativo, se os valores das coordenadas cromáticas estiverem localizadas no 3° quadrante, ou seja, com valores de x' positivos e y' positivos, deve-se usar a equação 48.

#### 4. Metodologia

---

$$\alpha = \arctan \tan \left( \frac{x'}{y} \right) \times \frac{180}{\pi} + 180 \quad 48$$

#### F. Correção do desvio do Ângulo Matriz ( $\alpha$ )

Para resolver os possíveis problemas de deslocamento do  $\alpha$ , foi calculado, a variação do ângulo matriz ( $\Delta\alpha$ ), conforme a equação 49 proposta por Wang *et al.* (2018), em que  $x = \alpha/100$ .

$$\Delta\alpha = -1,8185x^5 - 62,461x^4 + 320,49x^3 - 510,97x^2 - 306,32x - 50,343 \quad 49$$

Após a correção do  $\alpha$  deve foram consultados os valores de referência para cada índice (1 a 21) da EFU apresentado na **Figura 9** do item 3.3 e assim classificada a coloração da água dos reservatórios.

Para a construção dos modelos foram considerados apenas os dados de  $\alpha$  derivados do Sentinel 2, que apresentaram uma defasagem máxima de dois dias entre as coletas da água e visita do satélite, conforme foi detalhado no item.4.4.

#### 4.6. NORMALIDADE E CORRELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS

A distribuição normal é uma das mais importantes distribuições de probabilidades da estatística. Ela é descrita pela função densidade de probabilidade (Equação 50) e, é especificada por dois parâmetros: a média ( $\mu \in \mathbb{R}$ ) e o desvio padrão ( $\sigma > 0$ ).

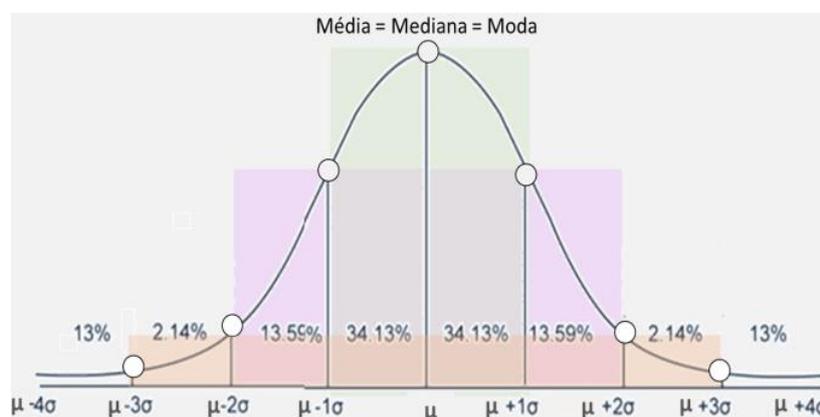
$$f(x) = \frac{e^{-\frac{1}{2} \times \left(\frac{x-\mu}{\sigma}\right)^2}}{\sigma\sqrt{2\pi}}, \quad x \in \mathbb{R} \quad 50$$

Quando a distribuição dos dados é normal, a média está no centro da distribuição, sendo igual à mediana e à moda devido à simetria da curva. Essa distribuição é representada por um gráfico simétrico em forma de sino e possui as seguintes proporções de valores sob a curva: 68,26% dos valores estão dentro de um desvio padrão ( $\pm 1\sigma$ ) da média; 95,44% estão dentro de dois desvios padrão ( $\pm 2\sigma$ ); e 99,72% estão dentro de três desvios padrão ( $\pm 3\sigma$ ) (**Figura 34**). Valores que se encontram além de três

#### 4. Metodologia

desvios padrão acima ou abaixo da média são considerados *outliers* (Maity & Saha, 2023).

##### *Empirical Rule.*



**Figura 34** - Modelo de distribuição Normal  
Fonte: Colabrae, 2024

Verificar se as variáveis possuem distribuição normal é crucial, pois vários métodos estatísticos, dependem da suposição de normalidade. Além disso, alguns testes de correlações, como por exemplo o teste de correlação de Pearson assume que as variáveis envolvidas seguem uma distribuição normal (Nogueira *et al.*, 2023).

Okinen e Uusitalo (2023) observaram que métodos não paramétricos como os coeficientes de correlação de Spearman ou Kendall são mais adequados para variáveis que não possui distribuição normal, pois não dependem da suposição de normalidade.

O Teste de Shapiro-Wilk é considerado ideal para tamanhos de amostra entre 3 e 2000, com base em sua robustez para amostras pequenas e médias. De acordo com estudos como o de Royston (1982), o teste pode ser estendido para amostras de até 2000 observações, possibilitando detectar desvios da normalidade em faixas mais amplas de amostra.

Como o número de amostra de cada variável é muito pequeno ( $N = 83$ ) os resultados obtidos pelo teste de WK são mais consistentes, conforme destaca R. Tomšik (2019) e Royston (1982). Dessa forma foi aplicado o teste de Shapiro-Wilk (SW), utilizando o software Jamovi 2.3.28 com o objetivo de observar se os de IET<sub>m</sub> e dos POA aproximam de uma distribuição normal.

#### 4. Metodologia

Os testes de Normalidade são realizados com grau de confiança de 95%, ou seja, nível de significância ( $\alpha$ ) de 5%. Esses testes fornecem o parâmetro valor de prova (valor-p). Se  $\text{valor-p} \leq \alpha$ , não se pode admitir que o conjunto de dados em questão tenha distribuição normal; se  $\text{valor-p} > \alpha$ , a distribuição normal é uma distribuição possível para o conjunto de dados em questão.

A correlação entre duas variáveis, pode ser representada pelos testes de Pearson, Spearman e Kendall Tau, ambos os três testes oferecem diferentes abordagens.

O teste de correlação de Pearson assume normalidade dos dados e linearidade, com coeficientes entre -1 e 1, e valores-p indicando significância ( $p < 0.05$ ). O teste de Spearman não assume normalidade, sendo ideal para relações monotônicas e dados ordinais, interpretando coeficientes de maneira semelhante. O Kendall Tau, também é utilizado para relações monotônicas, com coeficientes variando entre -1 e 1 e valores-p similares para determinar significância.

Correlações fortes e fracas entre duas variáveis são quantificadas pelo coeficiente de correlação ( $r$  para o teste de Pearson,  $\rho$  para o de Spearman e  $\tau$  para o de Kendall Tau), que varia de -1 a +1. Um coeficiente de correlação positivo indica que as variáveis aumentam ou diminuem juntas, enquanto um coeficiente negativo significa uma relação inversa.

Correlações fortes são tipicamente definidas quando o coeficiente está próximo de  $\pm 1$ , sugerindo a utilização de recreações para a construção de modelos, enquanto correlações fracas são observadas quando o coeficiente está mais próximo de 0, indicando uma falta de relação entre as duas variáveis.

O grau de correlação entre as variáveis pode ser classificado em muito forte, forte, moderada, fraca e muito fraca (Tabela 11):

**Tabela 11** - Classificação da Correlação

CLASSIFICAÇÃO DA CORRELAÇÃO	CORRELAÇÃO (r ou $\rho$ )
Muito forte	> 0,90
Forte	0,70 a 0,89
Moderada	0,40 a 0,69
Fraca	0,20 a 0,39
Muito fraca	0,00 a 0,19

Fonte: Baba *et al.* (2014)

#### 4. Metodologia

---

### 4.7. MODELO PARA MONITORAMENTO DO IET<sub>m</sub> DA ÁGUA VIA SENSORIAMENTO REMOTO

#### 4.7.1. Modelos para recuperação da S e IET<sub>m</sub>

Na literatura existem diversos tipos de modelos utilizados para estudos ambientais, eles podem ser classificados segundo a abordagem, complexidade e objetivo. Os mais comumente utilizados são:

- **Modelos Empíricos** - baseiam-se em dados observacionais para identificar padrões ou relações, dentre esses modelos podemos, os modelos empíricos desenvolvidos por Wang *et al.*, (2018), Chen *et al.*, (2019) e Wang *et al.*, (2020) usados para o monitoramento da qualidade da água sensoriamento remoto;
- **Modelos Teóricos** - baseiam-se em teorias e princípios científicos estabelecidos, como leis físicas, para descrever e prever o comportamento de sistemas, são exemplos desses modelos o modelo de Bohr do átomo (na física), Teoria da Evolução por Seleção Natural (biologia) e o ciclo hidrológico (ambiental), Tucci (2004) apresenta um modelo conceitual do ciclo hidrológico;
- **Modelos Determinísticos** - modelos nos quais os resultados são completamente determinados pelas condições iniciais e pelos parâmetros do modelo, sem envolver aleatoriedade, como por exemplos, os modelos de crescimento populacional de Malthus, a população cresce de acordo com equações matemáticas precisas. Segundo Fischer e Schumann (2022) os modelos determinísticos podem gerar hidrogramas completos de cheias a partir de longas séries de precipitação, auxiliando na análise da frequência de cheias;
- **Modelos Estocásticos** - incorporam elementos de aleatoriedade ou incerteza, resultando em resultados que variam entre execuções mesmo com as mesmas condições iniciais, os modelos epidemiológicos estocásticos e modelos de previsão do tempo são exemplos desses modelos. Os Modelos estocásticos são usados para a avaliação do risco de inundações, eles geram séries temporais climáticas plausíveis para avaliar o desempenho de infraestruturas relacionadas com a água, tais como reservatórios (Nguyen *et al.*, 2023).

#### 4. Metodologia

---

- **Modelos de Machine Learning** - usam algoritmos de aprendizado de máquina para identificar padrões em grandes conjuntos de dados e fazer previsões baseadas nesses padrões, sem ser explicitamente programados para isso, os modelos de redes neurais e *Random Forest* são exemplo desses tipos de modelo. Rosa *et al.*, (2018) usaram esse tipo de modelos para o monitoramento de macrófitas aquáticas no reservatório de Itaipu usando imagens do Sentinel 2 e Ge *et al.*, (2024) usaram a aprendizado de máquina para inversão de cianobactérias via sensoriamento remoto nos tanques de peixes na República Tcheca;

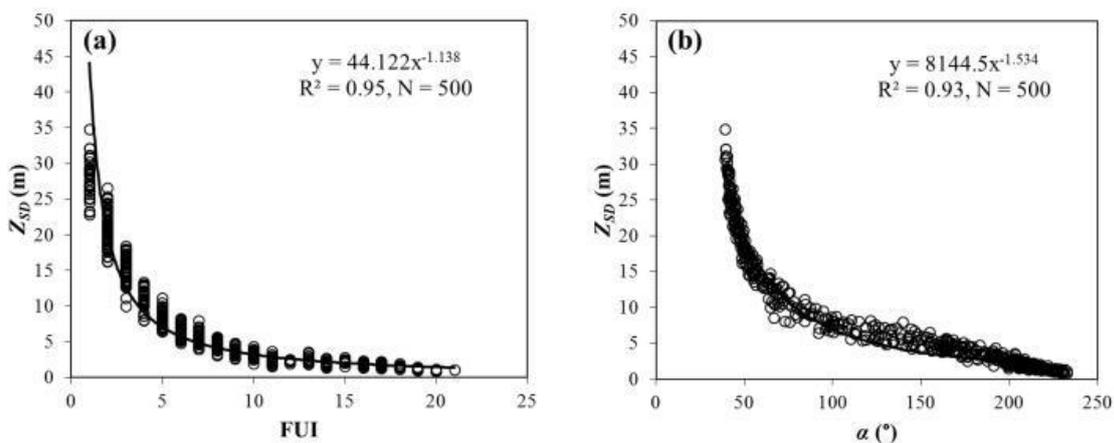
Alguns tipos de modelos vêm sendo utilizados para a recuperação do IET em função do  $\alpha$  e o Índice da EFU, destacando-se: modelos de regressão de processos gaussianos (Zhou *et al.*, 2021) e os modelos empíricos de regressões lineares múltiplas *stepwise* (Chen *et al.*, 2019).

Modelos empíricos são amplamente utilizados em estudos ambientais devido à sua flexibilidade, simplicidade de aplicação e eficácia em capturar padrões a partir de dados observacionais (Wang *et al.*, 2020).

A partir de um conjunto de dados simulados com 500 amostras, derivados do Software Hydrolight, Wang *et al.* (2020) encontraram uma relação potencial negativa entre o a EFU e os valores da S, com  $R^2$  de 0,95 (**Figura 35-a**). Quando essa relação é analisada considerando  $\alpha$  (**Figura 35-b**), a relação exponencial negativa é mantida, porém o  $R^2$  diminui para 0,93. Os mesmos autores evidenciaram que quando é utilizado os dados de S medidos *in situ* e os dados de EFU e  $\alpha$  derivado do *Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS), sensor acoplado ao satélite Terra (EOS AM), a relação potencial negativa entre a S e a EFU apresentou  $R^2$  de 0,93 e relação potencial negativa entre S e o  $\alpha$  apresentou um  $R^2$  de 0,72.

Isso indica que existe uma diferença significativa entre a relação das duas variáveis quando derivadas de simulações no Software Hydrolight e quando são derivadas de dados reais.

#### 4. Metodologia



**Figura 35** - Diagramas de dispersão de (a) S e EFU e (b) S e  $\alpha$  com base no conjunto de dados simulado com o Software Hydrolight

Fonte: Wang et al. (2020)

A redução nos valores do  $R^2$ , observada nos dados simulados por Wang *et al.* (2020) no Software Hydrolight pode ser explicada por dois motivos, segundo os autores: o primeiro está relacionado a faixa de cobertura do conjunto de dados, pois o conjunto de dados simulados cobre toda faixa das paletas de cores da EFU (1 a 21), por outro lado a cor da água em grandes lagos normalmente não consegue cobrir cores azuis ou marrons extremas; o segundo consiste que o conjunto de dados simulado foi gerado com base em modelos bio-ópticos principalmente para águas oceânicas (Lee, 2006), que não representará todas as situações complexas em águas interiores.

Wang *et al.* 2020 conseguiram desenvolver um modelo empírico simples de função potencial, para a determinação da S em função dos dados de  $\alpha$  e EFU derivados do MODIS. O modelo teve um desempenho correspondente a MAPE de 27,4% e com MAD de 0,37 m.

Zhang *et al.*, (2021) utilizou um modelo de função de potência simples baseado na banda vermelha, usando 887 pares de medições S *in situ* e a refletância da banda 4 do Landsat simultâneas. O modelo foi validado com um conjunto de dados independente de 246 medições S, e os resultados mostraram que o erro relativo médio e o erro quadrático médio normalizado foram 34,2% e 55,4%, respectivamente.

Wang *et al.* 2018 desenvolv um modelo para a recuperação do EFU do MODIS com uma precisão considerável (92,5%,  $R^2 = 0,92$ ) comparando com medições *in situ*, e a precisão geral do método de avaliação do estado trófico baseado em EFU é de 80,0% ( $R^2 = 0,75$ ), validado por um conjunto de dados independente.

#### 4. Metodologia

---

No presente trabalho foi explorado os modelos empíricos simples e multivariáveis para recuperação do IET<sub>m</sub> e S nos reservatórios de Itaparica, Moxotó, Paulo Afonso IV e Xingó. Inicialmente foi realizada uma análise da normalidade dos dados e correlação entre as variáveis. Em seguida, o modelo foi construído utilizando 71% dados de IET determinado *in situ* e o  $\alpha$  derivado do Sentinel 2 e 29% para a validação.

##### 4.2.1. Métricas para avaliar o modelo

A avaliação de um algoritmo de regressão é crucial para determinar sua eficácia e desempenho em relação aos dados, dessa forma foi usadas as seguintes métricas para avaliar a regressão:

- **Erro Médio Absoluto (*Mean Absolute Error* - MAE):** é a média das diferenças absolutas entre as previsões ( $\hat{y}$ ) e os valores reais ( $y_i$ ) para um número de observações ( $n$ ). Essa métrica é fácil de interpretar, pois representa a média dos erros em unidades originais dos dados, calculada pela Equação 51.

$$MAE = \sum_{i=0}^n \frac{|y_i - \hat{y}_i|}{n} \hat{y} \quad 51$$

Um MAE de valor zero indica que não há erro médio; ou seja, as previsões do modelo são perfeitamente precisas em relação aos valores reais. Ao comparar modelos ou previsões, um modelo com um MAE menor é considerado mais preciso, pois tem menor erro médio absoluto em relação aos dados reais.

- **Raiz do Erro Quadrático Médio (*Root Mean Square Error* - RMSE):** é a raiz quadrada do MSE e tem a vantagem de estar na mesma unidade que a variável de resposta original, facilitando a interpretação, é calculada pela Equação 52.

$$RMSE = \sqrt{\sum_{i=0}^n \frac{(y_i - \hat{y}_i)^2}{n}} \quad 52$$

O RMSE fornece uma medida média dos erros entre as previsões e os valores reais, mas agora na mesma unidade que os dados originais. Quanto menor o RMSE,

#### 4. Metodologia

---

mais preciso é o modelo em relação aos dados reais. O RMSE é sensível a *outliers*, mas de uma maneira mais atenuada do que o MSE, devido à aplicação da raiz quadrada.

- **Erro Percentual Absoluto Médio (*Mean Absolute Percentage Error* – MAPE):** expressa o erro como uma porcentagem da média dos valores reais. É útil quando se deseja avaliar o erro em termos relativos, é calculada pela Equação 53.

$$MAPE = \sum_{i=1}^n \frac{(y_i - \hat{y}_i) / y_i}{n} \quad 53$$

O MAPE expressa o erro médio como uma porcentagem do valor real. Quanto menor o MAPE, mais preciso é o modelo em relação aos valores reais. Ao comparar modelos ou previsões, um modelo com um MAPE menor é considerado mais preciso, pois tem menor erro percentual médio absoluto em relação aos dados reais.

- **Coefficiente de Determinação ( $R^2$ ):** é uma medida que indica a proporção da variabilidade na variável de resposta que é explicada pelo modelo. Pode variar de 0 a 1, sendo 1 indicativo de um modelo perfeito, é calculada conforme a Equação 54.

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - \bar{y})}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})} \quad 54$$

Ao avaliar um modelo de regressão, é recomendável usar várias métricas para obter uma compreensão abrangente de seu desempenho. Além disso, deve-se considerar o contexto específico do problema ao interpretar essas métricas.

5. *Resultados***5. RESULTADOS E DISCUSSÕES****5.1. ESTADO TRÓFICO DOS RESERVATÓRIOS**

Na **Tabela 12** constam os dados de estatística descritiva dos IET e na **Figura 36** a classificação do estado trófico de cada reservatório aplicando as metodologias de Carlson (1977) e de Lamparelli (2004).

**Tabela 12** - Estatística descritiva obtida com os dados do IET.

Reservatório	N Amostras	Valores dos IET					
		Média	Mediana	Desvio-P	Mínimo	Máximo	
CARLSON (1977)	Itaparica	224	44,8	44,7	3,81	33,1	56,0
	Moxotó	222	47,3	47,0	4,66	36,4	63,8
	Paulo Afonso IV	46	45,6	45,7	3,36	36,4	53,6
	Xingó	92	51,6	52,9	6,40	35,8	62,3
	<b>Todos Reservatórios</b>	<b>584</b>	<b>46,9</b>	<b>46,5</b>	<b>5,13</b>	<b>33,1</b>	<b>63,8</b>
LAMPARELLI (2004)	Itaparica	224	47,8	47,4	2,83	40,2	61,2
	Moxotó	222	50,4	49,9	3,70	42,4	62,2
	Paulo Afonso IV	46	48,6	48,3	2,23	43,5	54,0
	Xingó	92	54,2	55,0	5,18	43,1	63,2
	<b>Todos Reservatórios</b>	<b>584</b>	<b>49,9</b>	<b>49,0</b>	<b>4,21</b>	<b>40,02</b>	<b>64,2</b>

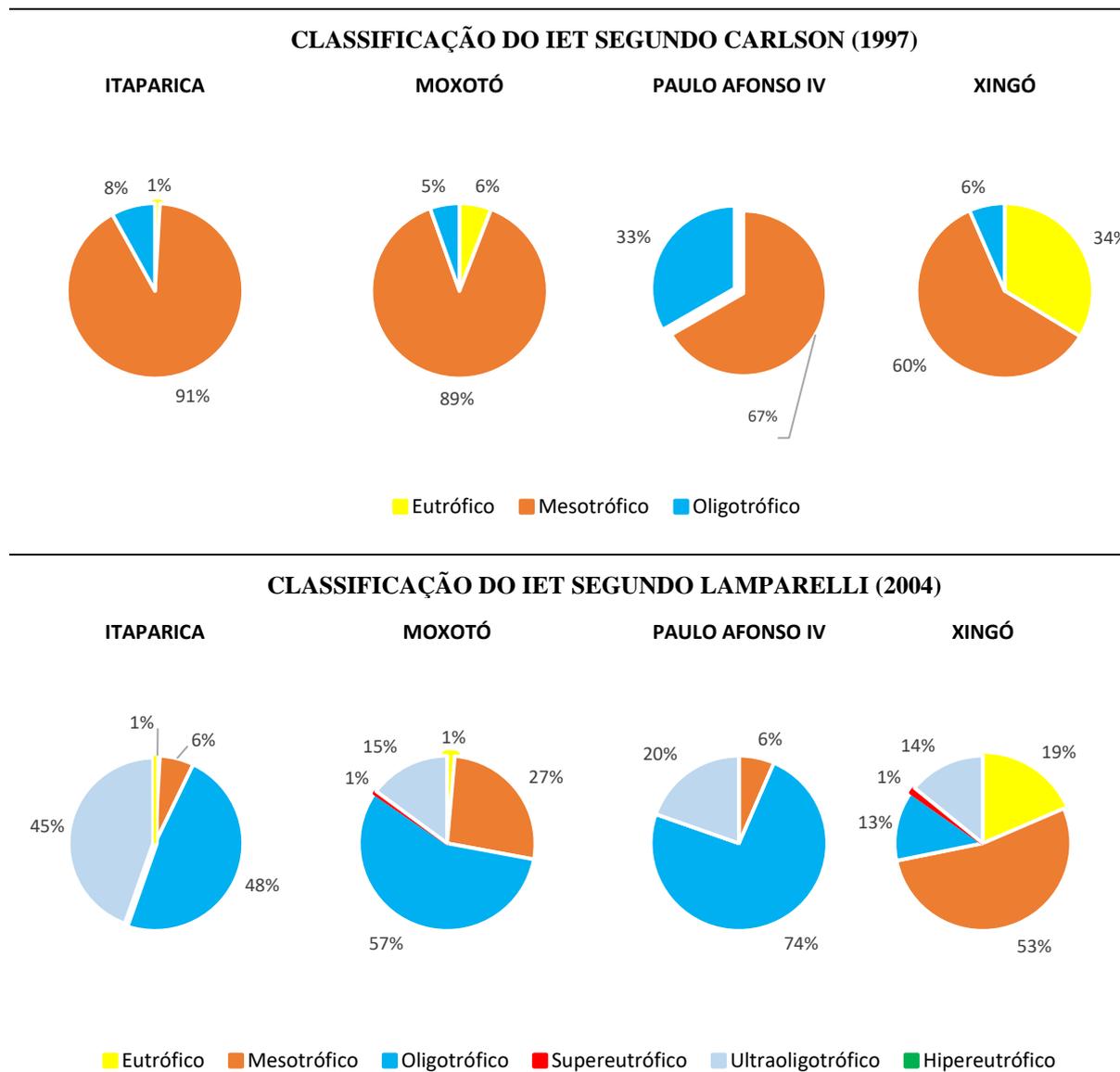
Fonte: Elaboração própria Elaboração própria (2024), elaborado no Jamovi.

Os dados mostram que a média e mediana apresentaram valores similares, ambas menores que 53 e maiores que 44,7 quando IET é calculado por Carlson (1977) e dentro do intervalo mesotrófico ( $40 < \text{IET} \leq 55$ ). Quando o IET é calculado por Lamparelli (2004) a média e mediana são menores ou iguais a 55 e maiores que 47,4, variando nos intervalos do estado trófico oligotrófico ( $47 < \text{IET} \leq 52$ ) e mesotrófico ( $52 < \text{IET} \leq 59$ ).

Observa-se na **Figura 36** que as metodologias apresentam resultados diferentes, visto o primeiro adotar apenas três níveis de classificação. Para reservatórios de climas tropicais, recomenda-se utilizar a metodologia de Lamparelli (2004), pois essa possui na sua concepção adaptações para as condições de climas tropicais e ajusta o  $\text{IET}_m$  de Carlson (1977) para considerar fatores específicos, como altas temperaturas, grandes variações sazonais de chuvas e outras variações climáticas que afetam a dinâmica dos nutrientes e a produção de algas.

## 5. Resultados

Com a metodologia de Carlson (1977) observou-se casos de eutrofização em 1% do total de amostras no reservatório de Itaparica; 6% no de Moxotó e 34% no de Xingó. No reservatório de Paulo Afonso IV, 67% das amostras de QA apresentaram condições mesotróficas (**Figura 36**).



**Figura 36** – Percentuais (%) de observações da classificação estado trófico dos Reservatórios

**Fonte:** Elaboração própria (2024), elaborado no Jamovi.

No reservatório de Paulo Afonso IV existe apenas um PMQA nomeado PAIV 01, localizado na saída de um canal construído, que transporta água dos reservatórios de Moxotó para esse reservatório. Esse canal coleta a água do reservatório de Moxotó na zona horizontal lacustre, que é caracterizada por Kimmer e Groeger (1984) como a mais

## 5. *Resultados*

---

larga e profunda do reservatório, com concentração de nutrientes e matéria orgânica reduzidas e com águas mais oligotróficas. Essas características contribuem para que o estado trófico das águas no PMQA-PAIV 01 varie entre oligotrófico e Mesotrófico. É possível que em outros pontos, distante da entrada da água nesse reservatório o estado trófico seja elevado, visto que o reservatório fica totalmente inserido na área urbana do município de Paulo Afonso.

Calculando o IET com a metodologia de Lamparelli (2004), é possível observar que não houve casos de Hipereutrofização nos reservatórios. Mas, as amostras avaliadas nos reservatórios de Xingó e Moxotó apresentaram, respectivamente, 53% e 27% (mesotrófico), 19% e 1% (eutrofico) e ambos 1% (supereutrófico), indicando necessidade de intervenção para a melhoria da qualidade da água.

Com a metodologia de Carlson (1977) e de Lamparelli (2004), a qualidade das águas de todos os reservatórios foi classificada como mesotróficas em, respectivamente, mais de 60% e 30% das amostras. Os reservatórios de Moxotó e Xingo foram os reservatórios com estados tróficos mais elevado considerando as duas metodologias.

### **5.1.2. INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA QA DOS RESERVATÓRIOS**

Além dessas atividades supracitadas, também há lançamento de esgotos sem tratamento provenientes das cidades de Paulo Afonso, Glória/BA, Jatobá/PE, Delmiro Gouveia/Al que contribuem para a deterioração da qualidade da água dos reservatórios (IBAMA, 2016). Além disso, áreas agrícolas contribuem com concentrações elevadas de nitrito, amônio e sólidos dissolvidos totais (Saeidi et al.,2023).

Isso porque o uso e a ocupação do solo na bacia hidrográfica, também pode impactar significativamente a qualidade da água dos reservatórios (Zhao *et al.*, 2024; Saeidi *et al.*, 2023). As áreas agrícolas contribuem com concentrações elevadas de nitrito, amônio e sólidos dissolvidos totais (Saeidi *et al.*,2023).

Mudanças no uso do solo, relacionadas a urbanização e as práticas agrícolas têm sido associadas a alterações na comunidade de microalgas em reservatórios no nordeste brasileiro, indicando adaptações a diferentes gradientes tróficos com base em influências antropogênicas (Silva *et al.*,2022).

## 5. *Resultados*

---

Para controlar o processo de eutrofização, é necessário a implementação de medidas preventivas e de controle da poluição, de forma a evitar o lançamento de nutrientes e cargas orgânicas nos reservatórios (MPF, 2020). Entre essas medidas, tem-se: Implementar estações de tratamento de esgoto eficientes, capazes de remover nutrientes (especialmente fósforo e nitrogênio;

- Promover o uso controlado e eficiente de fertilizantes em áreas agrícolas;
- Estabelecer faixas de vegetação ciliar ao redor de rios e reservatórios;
- Implementar sistemas de monitoramento contínuo da QA;
- Planejar o uso do solo urbano para minimizar os impactos os reservatórios;
- Realizar campanhas de conscientização para educar a população local;

Os quatro reservatórios estudados são alimentados com água do reservatório de Sobradinho, localizado no médio São Francisco, que armazena e regula a vazão a jusante.

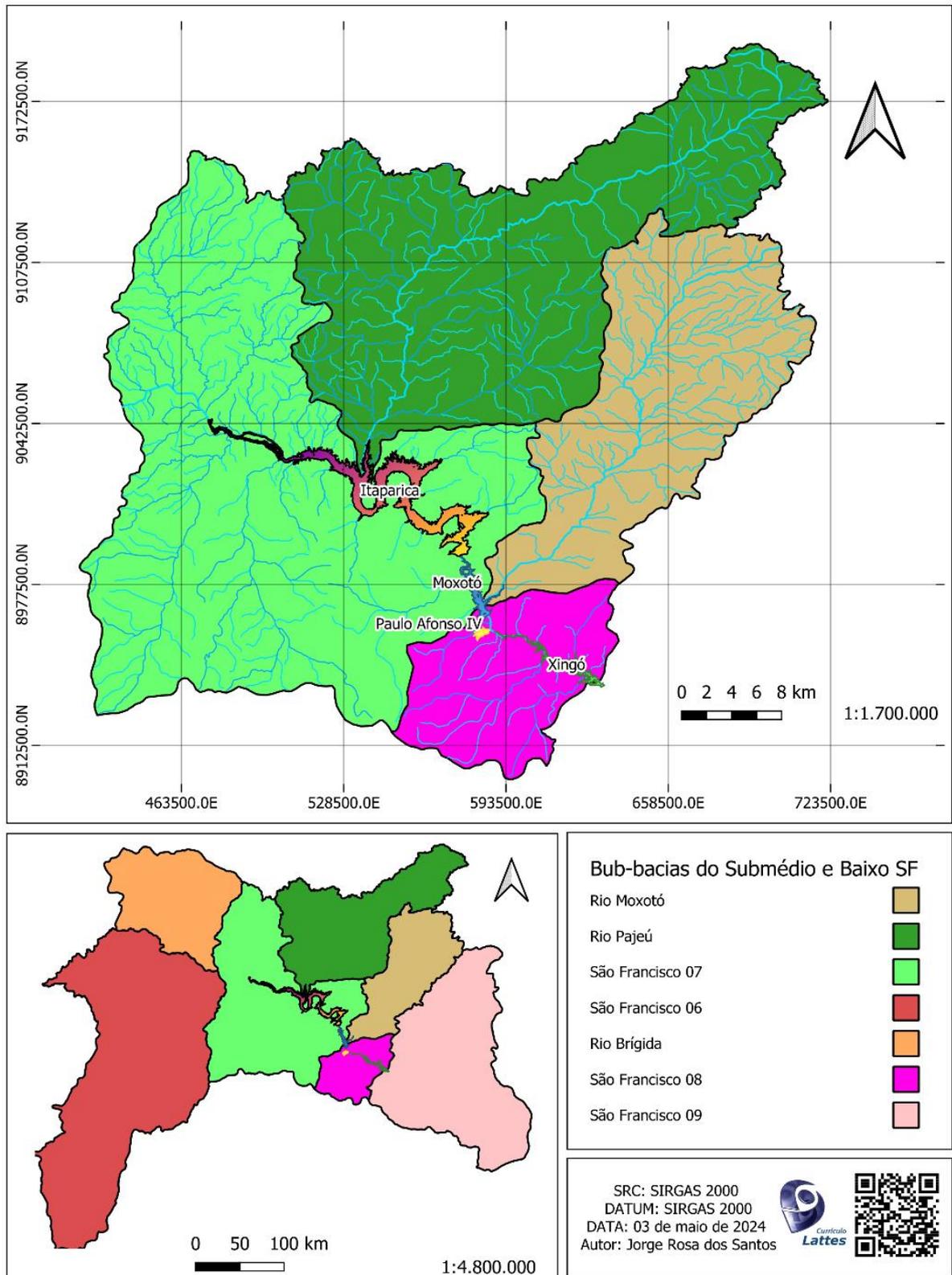
O submédio do São Francisco é dividido em cinco sub-bacias hidrográficas: Moxotó, Pajeú, Brígida, São Francisco 06 e São Francisco 07.

O baixo São Francisco é composto pelas bacias hidrográficas de São Francisco 08 e São Francisco 09 (ANA, 2021).

É possível observar que a água que flui do reservatório de sobradinho e passa pela bacia São Francisco 07 é armazenada no reservatório de Itaparica, logo a sua qualidade é influenciada pelas atividades antrópicas realizadas nas bacias São Francisco 07 e do Rio Pajeú.

Embora parte do reservatório Moxotó esteja inserido na bacia São Francisco 07, a água que flui de Itaparica e é armazenada no reservatório Moxotó está sob influência das bacias São Francisco 07 e do Rio Moxotó. Quanto ao reservatório de Paulo Afonso IV e Xingó, esses têm a qualidade de suas águas influenciadas pelas atividades humanas realizadas na bacia São Francisco 08 (**Figura 37**).

5. Resultados



**Figura 37-** Sub-bacias do Submédio e Baixo São Francisco

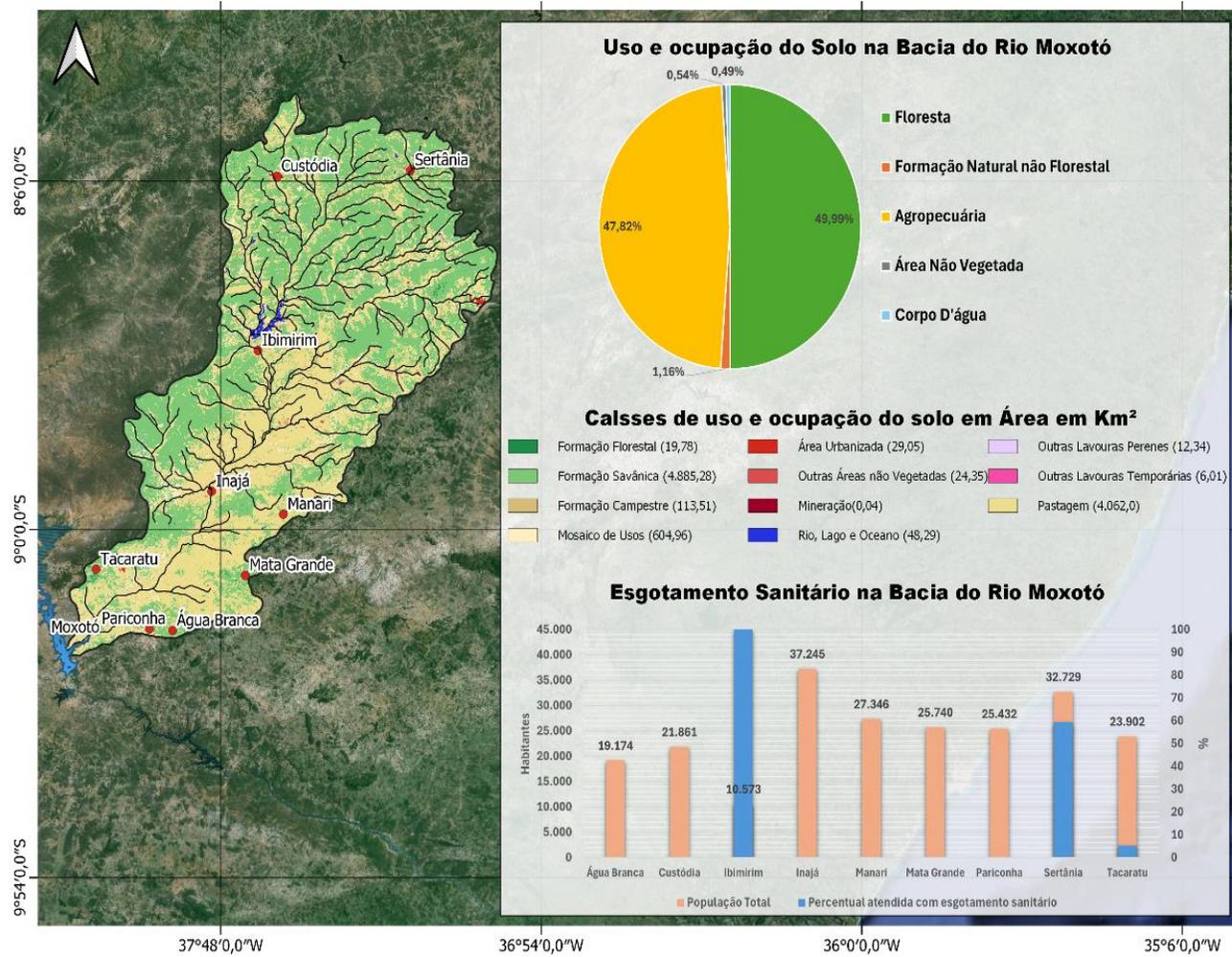
Fonte: Elaboração própria Elaboração própria (2024)

## 5. *Resultados*

---

A **Figura 38** mostra o uso e ocupação do solo e o atendimento populacional com esgoto sanitário nos municípios que compõem na bacia do Rio Moxotó. Observa-se na **Figura 38** que: 49,99% da área da bacia do Rio Moxotó é coberta por florestas (formação savânica e formação florestal); 47,82% por área destinadas a agropecuária (mosaico de usos, outras lavouras perenes, outras lavouras temporárias e pastagem); 1,16% por áreas de formação natural não floresta (formação campestre); 0,54% por área não vegetada (área urbanizada, outras áreas não vegetadas e mineração); 0,49% por corpos d'água (rio, lago e oceano). Dessa forma, as águas estão sendo impactadas pelo uso agrícola (fonte difusa) e pelo lançamento de esgotos domésticos (fonte pontual).

5. Resultados



**Figura 38** – Uso e ocupação do solo e atendimento populacional com rede coletora de esgoto na bacia do Rio Moxotó  
 Fonte: Elaboração própria Elaboração própria (2024) com dados do SNIS (2022) e do MapBiomias (2023)

## 5. *Resultados*

---

Observa-se que dos 9 (nove) municípios com sede inserida na bacia, apenas Ibimirim; Sertânia e Tacaratu possuem sistema de esgotamento sanitário, atendendo 100%, 59,3% e 5,3% da população com coleta de esgoto. Do volume total de esgoto coletado, apenas Tacaratu trata 100%, outros dois municípios possuem índice de tratamento nulo, demonstrando as condições sanitárias precárias da bacia.

Na Bacia do rio São Francisco 7 (**Figura 39**), 44,25% da área é coberta por florestas; 43,2% por áreas destinadas a agropecuária; 6,65% por áreas de formação natural não florestada; 2,51% por área não vegetada e 3,58% por corpos d'água.

Nota-se na **Figura 39** que o percentual da área não vegetada é maior em relação à bacia do Moxotó e a quantidade de municípios (15) é maior. Apenas dois (Itacuruba e Macururé) não são atendidos com serviços de esgotamento sanitário; três (Glória -, Petrolândia, e Belém do São Francisco) o atendimento populacional é muito baixo e; quatro (Verdejante%, Rodelas, Cabrobó, e Jatobá), o atendimento populacional é igual ou maior que 70%.

É importante destacar os municípios com menor cobertura por rede coletora de esgoto Glória e Petrolândia se desenvolveram a margem dos reservatórios, respectivamente, de Moxotó e Itaparica. Os municípios de Abaré, Chorrochó, Glória e Salgueiro tratam 100% dos esgotos coletados, porém os percentuais de esgoto coletado são baixos ou muito baixos, enquanto os municípios de Rodelas, Belém do São Francisco e Terra Nova tratam 28%, 55% e 49% respectivamente. Deste, apenas Rodelas tem percentual de coleta elevado (94%) Os demais municípios possuem índice de tratamento nulo (**Figura 39**).

5. Resultados

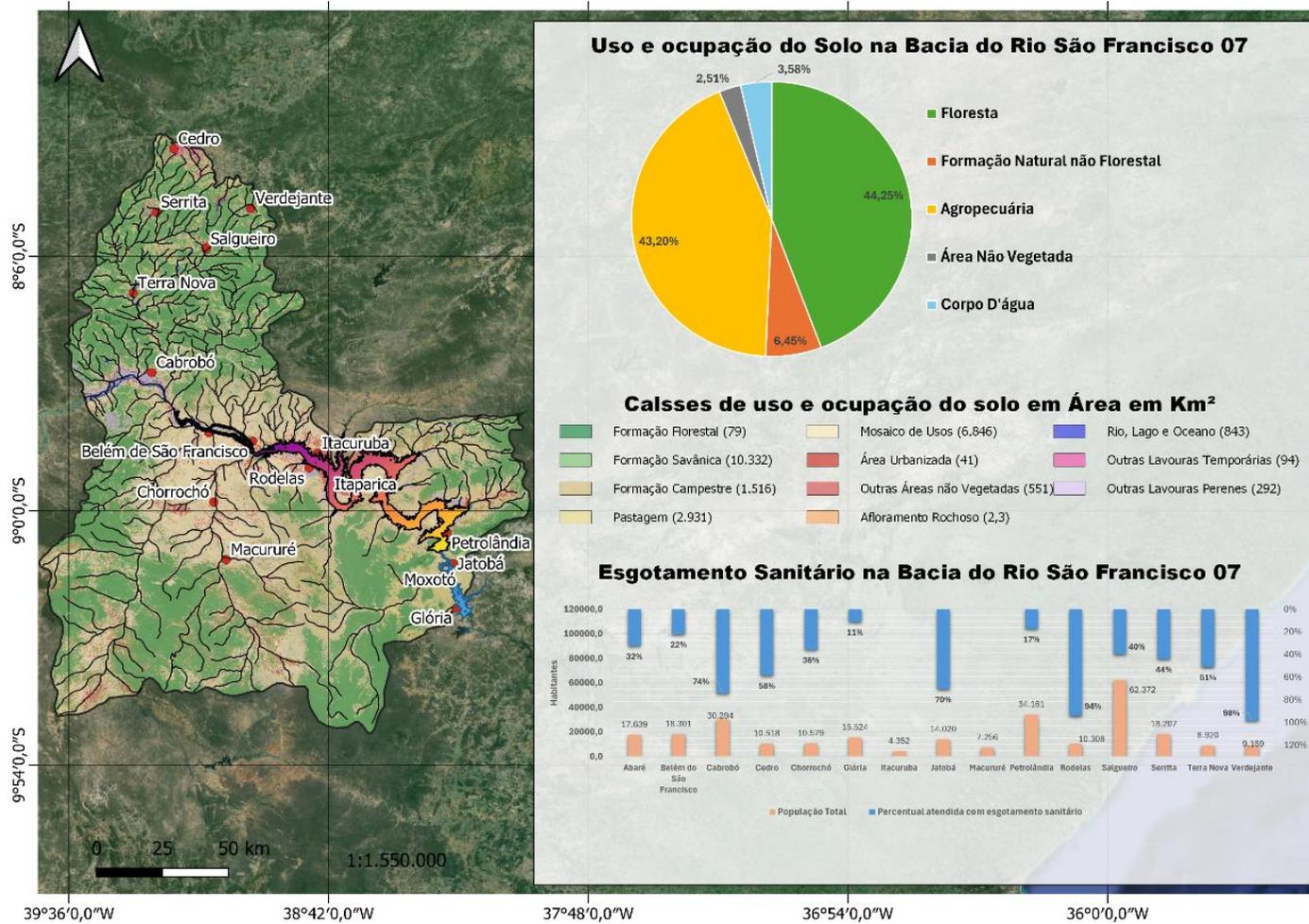


Figura 39 – Uso e ocupação do solo e atendimento populacional com rede coletora de esgoto na bacia do Rio São Francisco 07

## 5. *Resultados*

---

A proximidade de áreas urbanas de reservatórios de água doce influencia à eutrofização e aqueles próximos às sedes municipais são mais impactados. A urbanização geralmente traz consigo maiores entradas de nutrientes de fontes como escoamento urbano, descarga de esgoto e atividades industriais, contribuindo para níveis elevados de fósforo e nitrogênio na água (Burkholder *et al.*, 2023).

Quanto maior a distância do ponto de lançamento até o reservatório (exutório) melhor a qualidade das águas, visto que ocorre a autodepuração (Hishe *et al.*, 2019). Desta forma, há uma correlação entre distância do ponto de lançamento e qualidade da água do reservatório. Porém, o fósforo possui ciclo sedimentar e dependendo das condições de fluxo, pode não sedimentar ao longo do percurso e acumular nos reservatórios, o que aumenta e acelera o processo de eutrofização. Para minimizar os impactos causados pelo lançamento direto ou indireto das fontes poluidoras, é necessário a manutenção da vegetação ribeirinha que tem grande importância para a conservação da qualidade das águas (Bere, 2005).

Na bacia do Pajeú 63,12% de sua área é coberta por floresta; 30,12% são utilizadas para agropecuária; 4,76% possuem formação natural não florestal; 1,26% são não vegetadas e 0,75% ocupada por corpos d'água (**Figura 40**).

Essa bacia possui 22 municípios e em 10 deste total não existe sistema de esgotamento sanitário. Os municípios com maiores índices de atendimento populacional são: Serra Talhada (78%); São José do Egito (66%); Mirandiba (66%) e floresta (50%); e com menores são: Itapetim (13%); Carnaubeira da Penha (17%) e Afogados da Ingazeira (18%). Floresta é o município localizado próximo, inclusive a sede municipal, ao exutório do Rio Pajeú no reservatório de Itaparica (**Figura 40**). Dos 22 municípios, apenas de Afogados da Ingazeira, Carnaíba e Itapetim tratam 100% dos esgotos coletados, porém o atendimento com rede coletora de esgoto é muito baixo. Os demais municípios possuem índice de tratamento nulo.

5. Resultados

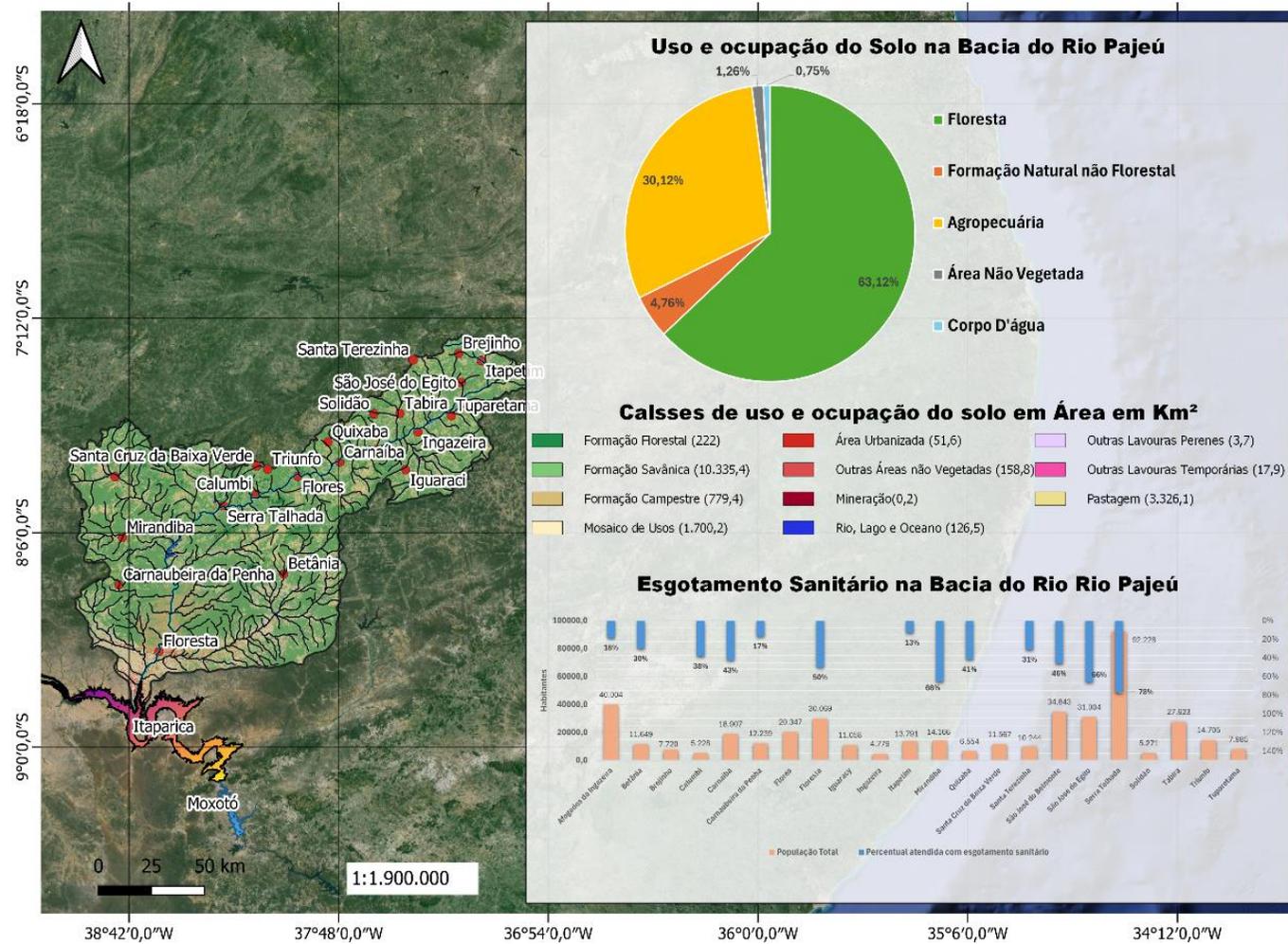


Figura 40 – Uso e ocupação do solo e atendimento populacional com rede coletora de esgoto na bacia do Rio Pajeú

Fonte: Elaboração própria Elaboração própria (2024) com dados do SNIS (2022) e do MapBiomass (2023)

## 5. *Resultados*

---

A bacia rio São Francisco 08 tem 56,52% de sua área ocupada por atividade agropecuárias; 40,21% por cobertura florestal; 2,07% por corpos d'água; 0,89% não vegetada e; 0,31% por formação natural não florestal (**Figura 41**). Essa bacia tem apenas 4 municípios com sedes municipais inserida nos seus limites. Destes, apenas Olhos d'água do Casado não possui sistema de esgotamento sanitário. Os municípios de Delmiro Gouveia, Paulo Afonso e Santa Brígida atendem, respectivamente, a 58% 34% e 27% da população com rede coletora de esgotamento sanitário e todos três municípios tratam 100% dos esgotos coletados (**Figura 41**).

Observando os dados apresentados nas **Figura 38 a Figura 41** concluiu-se que as condições precárias de esgotamento sanitário dos municípios (Pariconha, Água Branca, Tacaratu e Mara Grande, Petrolândia, Glória e Paulo Afonso, bem com a sua proximidade aos reservatórios e as atividades agropecuárias são fatores potenciais para o aumento da frequência de processos de eutrofização no reservatório de Moxotó.

Os municípios Paulo Afonso, Delmiro Gouveia, Santa Brígida e Olhos D'água do Casado, pertencentes à bacia do São Francisco 08 fazem parte da rede de Drenagem do reservatório de Moxotó e, também, contribuem, assim como as atividades aquícolas, para a frequente eutrofização desse reservatório.

5. Resultados

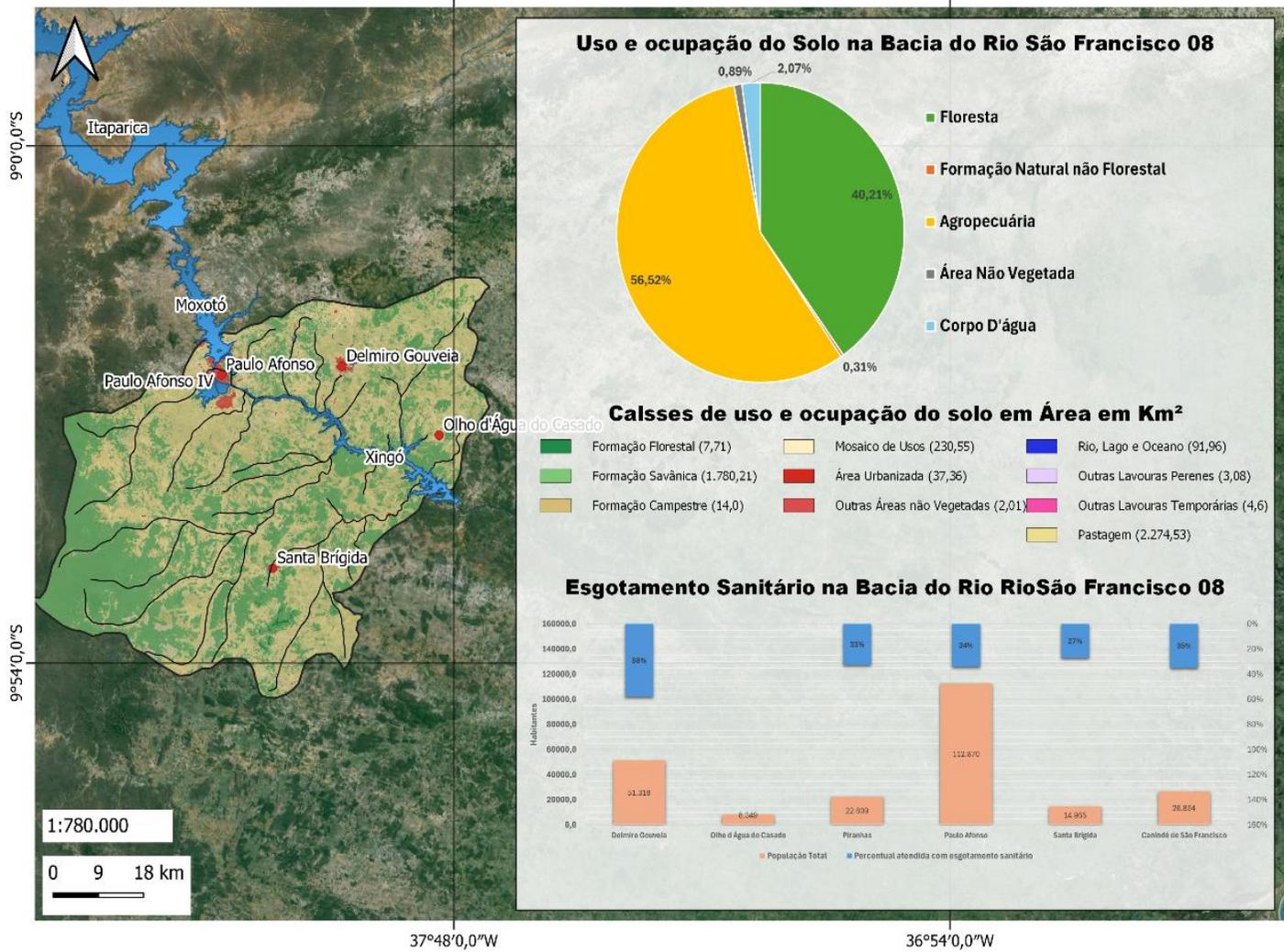


Figura 41 – Uso e ocupação do solo e atendimento populacional com rede coletora de esgoto na bacia do Rio São Francisco 08.

## 5. Resultados

### 5.2. DISTRIBUIÇÃO DOS DADOS DE QA E $\alpha$

A **Tabela 13** apresenta a estatísticas descritiva dos dados de Ângulo Matriz ( $\alpha$ ) derivado do Sentinel 2, os parâmetros da Qualidade da Água (QA) e os valores dos IET para as 83 observações realizadas.

**Tabela 13** - Estatísticas descritiva dos dados do IET, QA e  $\alpha$

	Variável	Uni	Média	Mediana	Desvio-padrão	Mínimo	Máximo
	$\alpha$	°	113,4099	99,9000	36,2524	63,9700	194,820
Parâmetros da Qualidade da Água	Cl <sub>a</sub>	µg/L	6,1278	4,4640	5,3440	0,1000	29,760
	PT	mg/L	0,0600	0,0510	0,0418	0,0120	0,245
	S	m	4,0205	4,0000	2,1050	0,5000	8,800
	DBO	-	1,6672	1,5400	0,7584	0,1200	4,930
	T	NTU	2,7681	1,7000	2,6703	0,6000	13,900
	COT	-	9,0863	9,0000	4,7272	0,4000	22,300
	Carlson (1977)	ITE(Cl <sub>a</sub> )	-	44,5204	45,2457	9,4949	7,9799
ITE(PT)		-	58,6361	58,9049	0,8450	55,3459	59,772
ITE(S)		-	42,7118	40,0000	10,0653	28,6250	70,000
IET <sub>m</sub>		-	48,6228	47,9256	5,6320	38,3958	64,543
Lamparelli (2004)	ITE(Cl <sub>a</sub> )	-	53,7029	54,0656	4,7474	35,4327	63,371
	ITE(PT)	-	58,0753	58,2885	3,7909	49,5211	67,798
	ITE(S)	-	42,7118	40,0000	10,0653	28,6250	70,000
	IET <sub>m</sub>	-	51,4967	50,2361	4,6613	44,3044	67,056

Fonte: Elaboração própria (2024), elaborado no Jamovi.

Observa-se na **Tabela 13** que a profundidade do disco de Secchi (S), monitorada in situ, variou de 0,5 a 8,8 metros, com uma média de 4,02 metros e mediana de 4,00 metros. Os valores do ângulo matriz ( $\alpha$ ) oscilaram entre 63,97° e 194,82°, indicando que, nessa faixa, as águas observadas variaram de 3 a 10 na Escala Forel-Ule. Quanto ao Índice de Estado Trófico (IET<sub>m</sub>) de Lamparelli (2004), os valores variaram de 44,30 a 67,00, demonstrando que as águas analisadas apresentaram níveis de trofia que iam de Ultraoligotrófico ( $IET \leq 47$ ) a Supereutrófico ( $63 < IET \leq 67$ ).

A **Tabela 14** apresenta os resultados do teste de normalidade (SW) e histogramas para: IET e POA de qualidade da água (Turbidez, COT, DBO, S, PTI e clorofila-a). Observa-se que a série de dados, com 83 observações, apenas o IET<sub>PT</sub> calculado pela

## 5. Resultados

metodologia de Lamparelli possui distribuição normal, as demais variáveis não possuem distribuição normal dos dados, conforme mostra os resultados do teste de SW.

**Tabela 14** – Distribuição dos dados de IET e parâmetros opticamente ativos da água.

POA	Shapiro-Wilk (SW)
Ângulo Matriz	< 0.001
IET <sub>m</sub> <sup>1</sup>	0.007
IET <sub>Cl</sub> <sup>1</sup>	< .001
IET <sub>PT</sub> <sup>1</sup>	< .001
IET <sub>S</sub> <sup>1</sup>	< .001
IET <sub>m</sub> <sup>2</sup>	< .001
IET <sub>Cl</sub> <sup>2</sup>	< .001
IET <sub>PT</sub> <sup>2</sup>	0,768
IET <sub>S</sub> <sup>2</sup>	< .001
Cl	< .001
PT	< .001
S	0.013
T	< .001
COT	0.034
DBO	< .001

**Fonte:** Elaboração própria (2024), elaborado no Jamovi.

**Nota:** <sup>1</sup>IET calculado conforme Carlson (1997) e <sup>2</sup>IET Calculado conforme Lamparelli (2004).

## 5. Resultados

---

### 5.3. CORRELAÇÕES DO $\alpha$ COM OS DA QA

Após análises da distribuição dos dados do IET e dos POA é possível determinar o grau de relação de cada uma dessas variáveis com o Ângulo Matriz ( $\alpha$ ) derivado das imagens do Sentinel 2.

É possível observar na metodologia que as mudanças no IET da água são acompanhadas pelas mudanças da coloração da água, medida pelo  $\alpha$ .

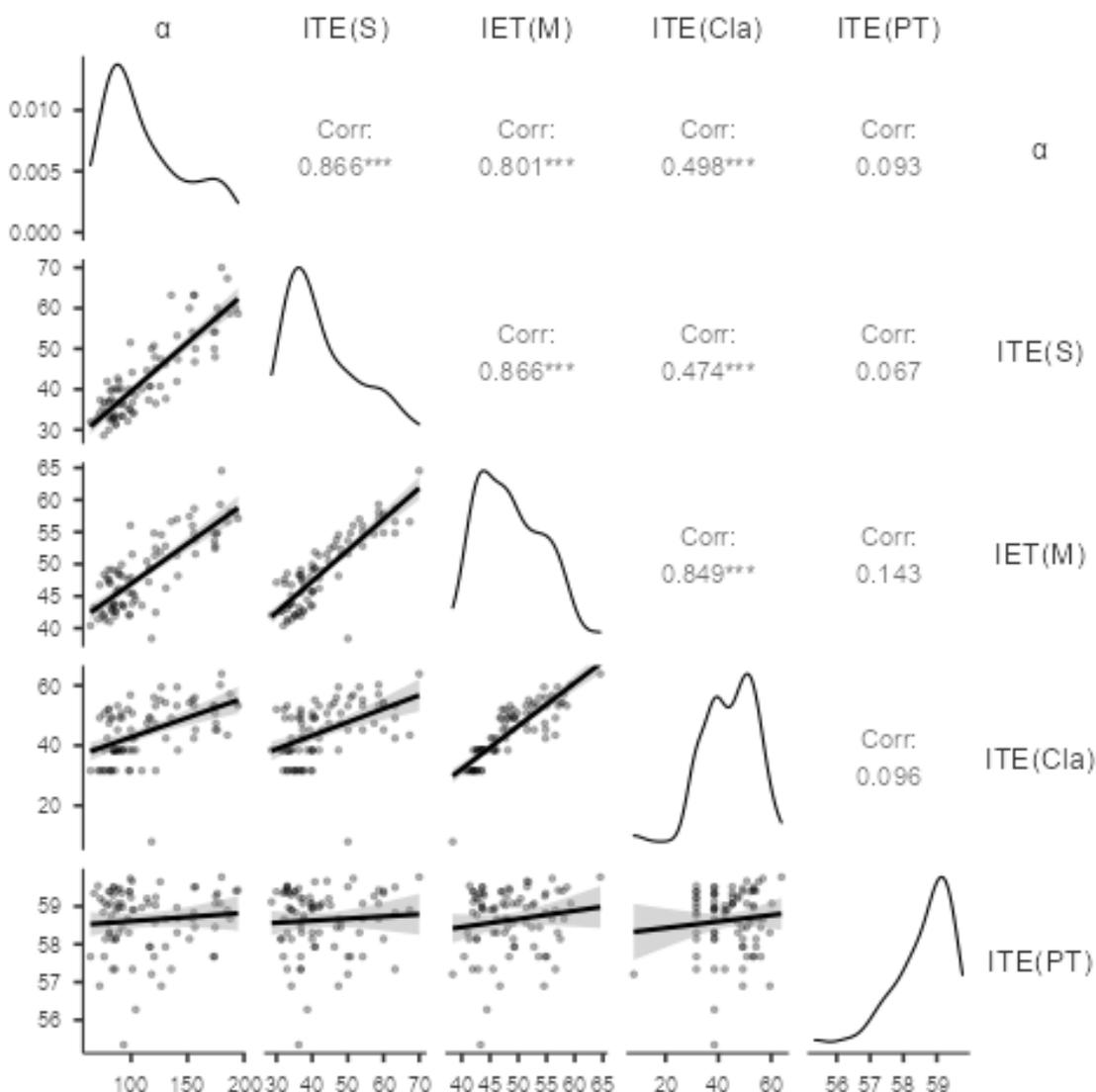
O teste de correlação de Spearman mostrou que as variáveis IET (S) e IET<sub>m</sub> de Carlson (1977) possuem forte relação com o  $\alpha$ , com  $\rho = 0,866$  e  $\rho = 0,801$ . Enquanto, para as variáveis IET (Cla) e IET(PT) de Carlson (1977) a relação é, respectivamente, moderada ( $\rho = 0,498$ ) e muito fraca ( $\rho = 0,093$ ).

Os testes de correlação mostraram que existe uma relação forte e positiva com o  $\alpha$  e com os valores do IET<sub>m</sub> determinado em campo. À medida que o valor do  $\alpha$  aumenta, o IET também aumenta, indicando que valores baixos de  $\alpha$  estão associados a água com condições mais oligotróficas, enquanto valores elevados de  $\alpha$  estão associados a água mais eutrofizadas.

Sabendo dessa relação, é possível modelar esse fenômeno, por meio de modelos matemáticos empíricos, investigando qual a relação mais se ajusta a esse fenômeno, de forma que torne possível determinar os valores de IET<sub>m</sub> ou outra variável da qualidade da água com os valores do  $\alpha$ .

Nota-se que os valores de IET (Cla- $\alpha$ ) e o IET(S) são os que mais influenciaram no valor do IET<sub>m</sub>, pois essas duas variáveis possuem forte relação com o IET<sub>m</sub>, com  $\rho$ , respectivamente, de 0,849 e 0,866, enquanto o IET (PT) apresentou uma relação muito fraca com o IET<sub>m</sub>, com  $\rho = 0,143$ .

5. Resultados



**Figura 42** - Matriz de Correlação entre o  $\alpha$  e IET da água de Carlson (1977)

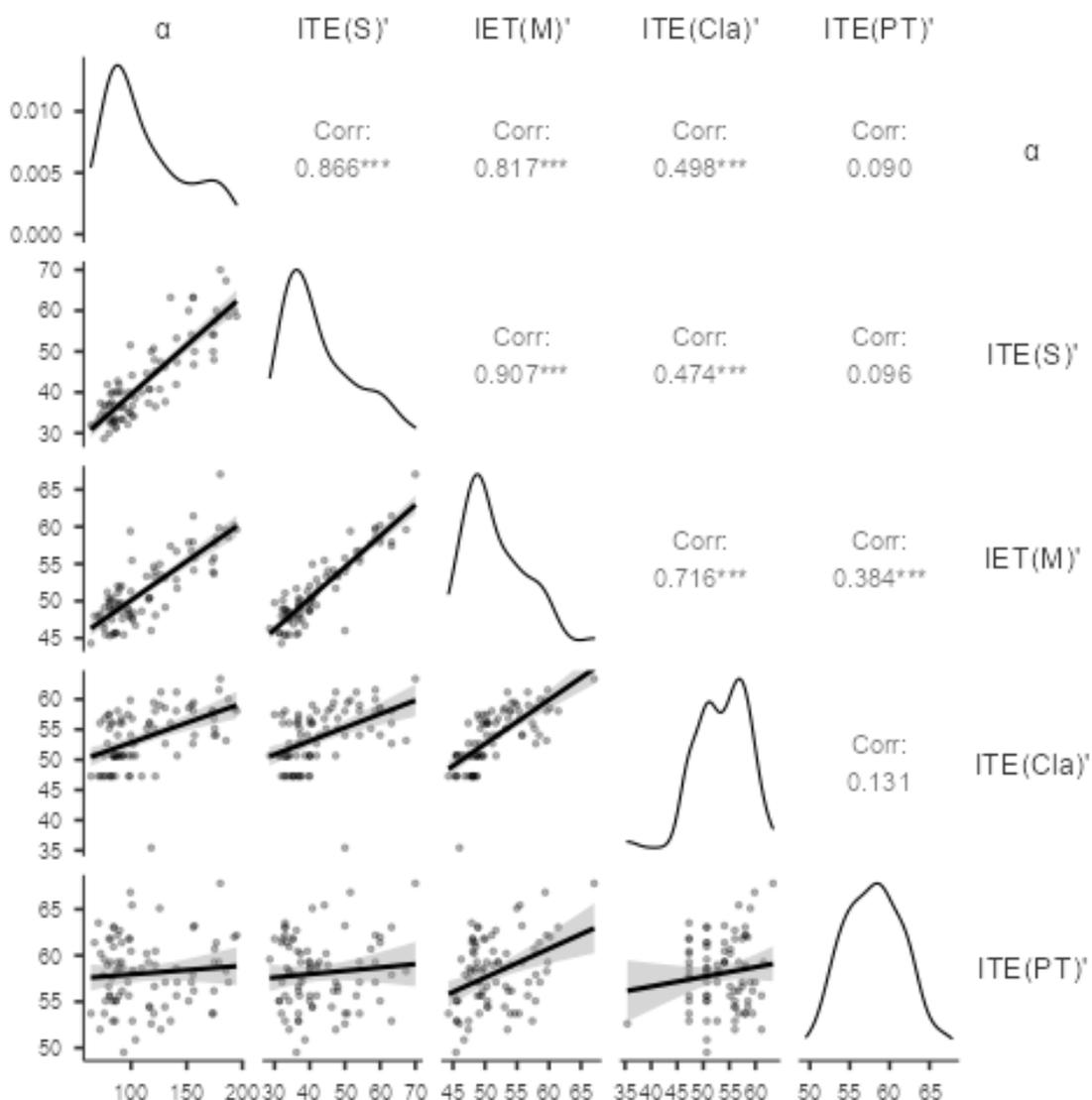
Fonte: Elaboração própria (2024), elaborado no Jamovi;

Nota. \*  $p < 0.05$ , \*\*  $p < 0.01$ , \*\*\*  $p < 0.001$

A correlação entre o IET de Lamparelli (2004) e o  $\alpha$  derivado do Sentinel 2, pode ser observada na **Figura 43**. Comparando os dados das **Figura 42** e **Figura 43**, conclui-se que as colorações entre as variáveis são praticamente as mesmas.

Dessa forma, a metodologia utilizada para o cálculo do IET, seja por Lamparelli (2004) ou por Carlson (1977), não exerce influência na relação entre as variáveis IET e Ângulo Matriz ( $\alpha$ ), indicando que as duas metodologias são válidas.

5. Resultados



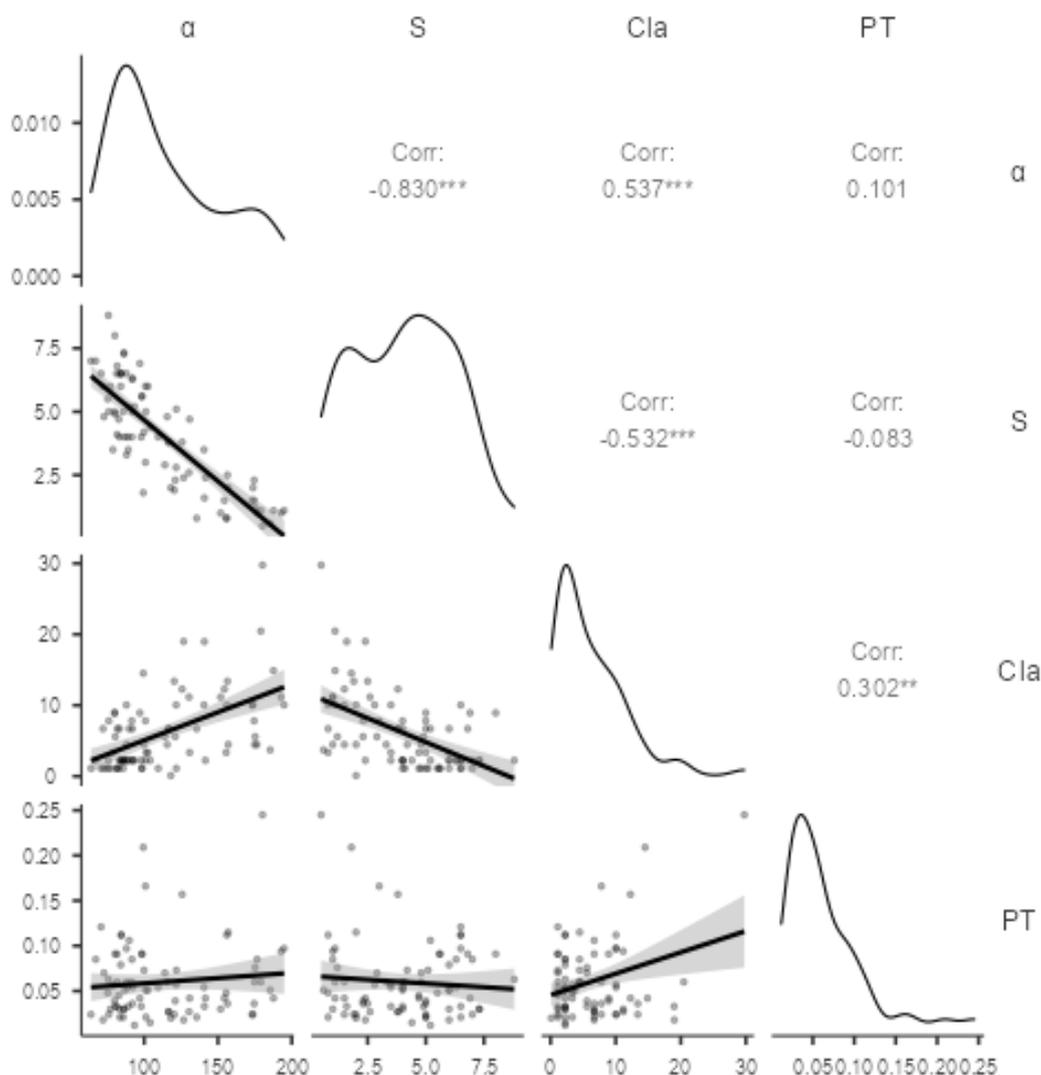
**Figura 43** - Matriz de Correlação entre o  $\alpha$  e IET da água de Lamparelli (2004)

Fonte: Elaboração própria (2024), elaborado no Jamovi;

Nota. \*  $p < 0.05$ , \*\*  $p < 0.01$ , \*\*\*  $p < 0.001$

A **Figura 44** mostra a correlação do  $\alpha$  com os parâmetros da qualidade da água utilizado para calcular o  $IET_m$ , nota-se que a clareza da água, medida pela S, possui forte relação inversa com o  $\alpha$ , com  $\rho = -0,830$ .

## 5. Resultados



**Figura 44** - Matriz de Correlação entre o Ângulo Matriz e clorofila-a, fósforo total e S

Fonte: Elaboração própria (2024), elaborado no Jamovi;

Nota. \*  $p < 0.05$ , \*\*  $p < 0.01$ , \*\*\*  $p < 0.001$

Isso quer dizer, que a medida os valores de Ângulo Matriz aumentam, partindo de valores entre  $35,0^\circ$  e  $42,07^\circ$  (azul marinho) para valores entre  $232,96^\circ$  a  $239,0^\circ$  (águas turvas de coloração amarela), os valores da profundidade do disco de Secchi diminui. Evidenciando que existe uma relação entre a cor da água e a profundidade do disco de Secchi.

Em outras palavras, quanto menor for o valor do ângulo matriz, maior será a clareza da água e da profundidade do disco de Secchi. Devido a essa forte correlação, esse fenômeno, pode ser modelado matematicamente, com o objetivo de estimar valores da S a partir dos valores de  $\alpha$ .

## 5. Resultados

---

A concentração de clorofila-*a* possui relação moderada com o  $\alpha$ . Essa relação é justificável, pois o aumento da concentração de clorofila-*a* impacta significativamente a coloração e a transparência da água.

Segundo Xue *et al.* (2021) as características de absorção espectral revelam uma relação entre concentração de clorofila-*a* e bandas de absorção específicas, particularmente nos vales de absorção do espectro do visível, influenciando a cor da água.

Kordi *et al.* (2012) observou a existência de uma relação inversa entre a transparência da água, medida pela profundidade do disco de Secchi, e a concentração de clorofila-*a* em reservatórios de água doce, sugerindo que com o aumento da concentração de clorofila-*a*, há uma redução da transparência da água. O mesmo ocorreu para a série de dados dos quatro reservatórios estudados.

Nessa série de dados foi observado uma relação inversa moderada ( $\rho = -0,532$ ) entre o S a concentração de clorofila-*a* (**Figura 44**). A concentração de fósforo apresentou uma relação muito fraca com os valores do  $\alpha$ . Assim como as mudanças na coloração da água, as mudanças na clareza da água são resultado da interação dos POA da água: concentração de clorofila, matéria orgânica dissolvida e sólidos em suspensão. Esses POA se relacionam com os parâmetros da qualidade da água estudados nesse trabalho, dentre eles os parâmetros DBO, Turbidez e Carbono Orgânico Total (COT).

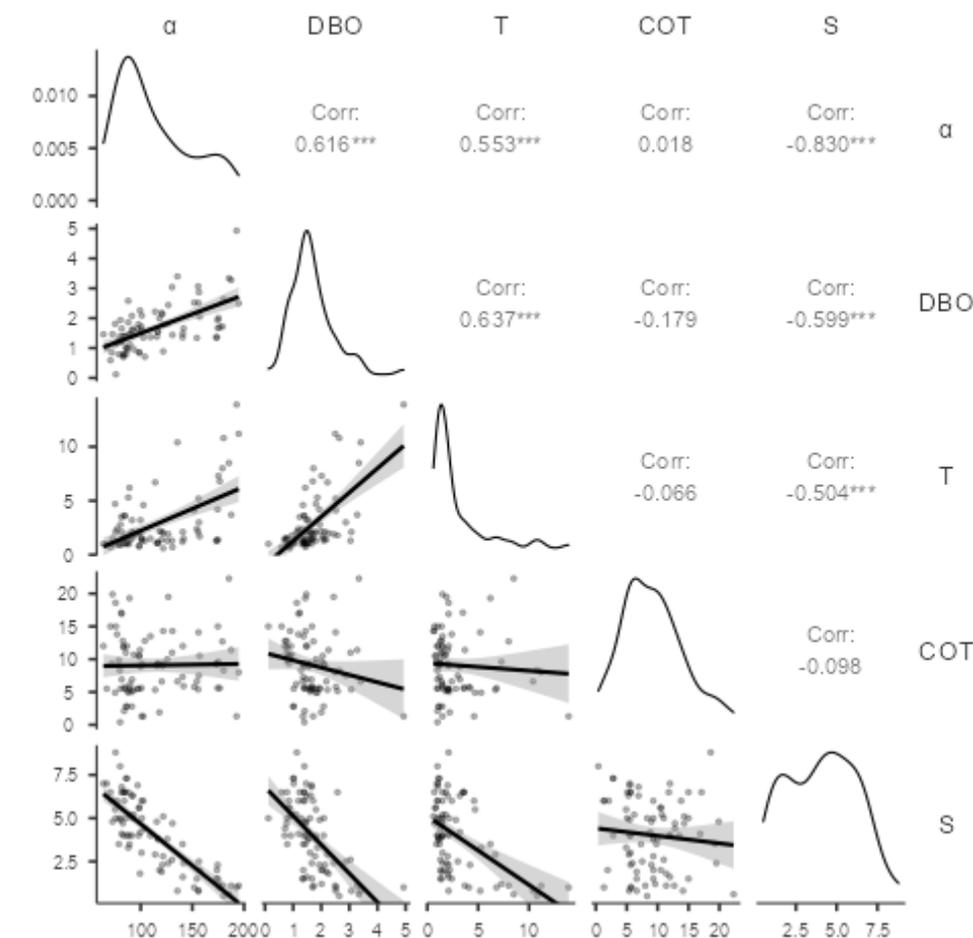
Analisando esses parâmetros da qualidade da água, podemos observar na **Figura 45** que a DBO possui uma relação inversa moderada ( $\rho = -0,599$ ) com a S, ou seja, o valor da S diminui à medida que o valor da DBO aumenta.

Por outro lado, a DBO apresenta uma relação positiva moderada com o  $\alpha$ , com  $\rho = 0,616$  (**Figura 45**). Isso pois a DBO é diretamente proporcional a matéria orgânica dissolvida (MOD) e particulada, elas são originárias de fontes como efluentes de águas residuais urbanas, atividades agrícolas, pecuárias e outras (Marcé *et al.*, 2021), e que interferem na cor da água, especificamente com matéria orgânica dissolvida colorida, e Carbono Orgânico Dissolvido (COD). A cor da água pode ser influenciada pela degradação desses compostos por meio de processos fotoquímicos e microbianos (Hou *et al.*, 2023; Vione, 2023).

## 5. Resultados

Analisando a relação entre a Turbidez  $\alpha$  a S, pode-se observar uma relação inversa moderada, com  $\rho = -0,504$ , ou seja, quando a turbidez aumenta, a transparência da água diminui (**Figura 45**). Porém, a relação entre a Turbidez e o  $\alpha$  é positiva, à medida que a Turbidez aumenta o valor do  $\alpha$  também aumenta, indicando que águas com turbidez elevada possui valores elevados de  $\alpha$ .

A turbidez da água é intimamente ligada à presença de sólidos suspensos e dissolvidos. Conforme destaca o estudo de Blessy *et al.* (2023) existe uma forte correlação positiva entre turbidez e sólidos suspensos totais (SST). No entanto, a relação entre turbidez e SST pode variar com base nos tamanhos de partículas e, em análises laboratoriais a presença de matéria orgânica dissolvida pode influenciar as medições de turbidez, em diferentes turbidímetros mostrando sensibilidade variável a esses materiais Kuzmanić *et al.* (2023) e Bright *et al.* (2018).



**Figura 45** - Matriz de Correlação entre o Ângulo Matriz, DBO, Turbidez, COT e S

Fonte: Elaboração própria (2024), elaborado no Jamovi;

Nota. \*  $p < 0.05$ , \*\*  $p < 0.01$ , \*\*\*  $p < 0.001$

## 5. Resultados

---

Embora autores como Lei *et al.* (2020) associem as mudanças na cor da água a um fenômeno conhecido como escurecimento, observado em vários sistemas aquáticos, causados pelo aumento do COT e a formação de complexos Fe-COD, que intensificam o efeito de coloração na água, os dados de COT apresentou relação muito fraca com a S e com o Ângulo Matriz ( $\alpha$ ), com  $\rho = -0,098$  e  $\rho = 0,018$ , respectivamente (**Figura 45**).

A presença e o aumento de turbidez, sólidos suspensos totais e a concentração de clorofila-a provocam alterações nas propriedades ópticas da água dos reservatórios, (Golunckov *et al.*, 2024), mudando sua coloração, e conseqüentemente, sua transparência.

Essas alterações podem ser monitoradas pelo sensoriamento remoto multiespectral, utilizando índices espectrais e indicadores de cores calculados a partir de imagens do Sentinel 2. Porém, existem diversos desafios nas estimativas de parâmetros específicos da QA, como concentração de clorofila-a, SST, turbidez e outros, via sensoriamento.

Esses desafios estão associados a presenças dos POA como: clorofila-a e outros pigmentos fotossintetizantes, sólidos em suspensão e dissolvidos, matéria orgânica em suspensão e dissolvida, comumente encontrados em águas naturais ao mesmo tempo. Esse POA criam uma mistura espectral que torna as estimativas de alguns parâmetros da qualidade da água via sensoriamento remoto um desafio (Adjovu *et al.*, 2023).

Por outro lado, todos esses POA contribuem para a mudança na transparência e coloração da água (Zhou *et al.*, 2019). Eles são objeto de diversos estudos relacionando dados determinados *in situ* e os derivados de imagens de satélites, a exemplo do: Sentinel 2, MODIS, Landsat 8 e outros.

Isso explica a forte relação, quase perfeita, entre o ângulo matriz derivado do Sentinel 2 e: a profundidade do disco de Secchi ( $\rho = -0,827$ ) e a relação forte a moderada entre o ângulo matriz e o IET Médio ( $\rho = 0,752$ ).

### 5.4. CONCEPÇÃO DE MODELOS PARA O MONITORAMENTO DA QA VIA SENSORIAMENTO REMOTO

A partir dos testes de correlações entre as variáveis da qualidade da água e o Ângulo Matriz ( $\alpha$ ) derivado do Sentinel, pode-se compreender melhor a relação entre

## 5. Resultados

essas variáveis. Esses testes permitem verificar a influência entre variáveis independente e dependente, facilitando a identificação de tendências e correlações (Prasad, 2024).

As variáveis de qualidade da água que apresentaram correlação forte e moderada com o  $\alpha$  podem ser observadas na **Tabela 15**.

**Tabela 15** – Correlação entre o  $\alpha$  derivado do Sentinel 2 e as variáveis da QA

VARIÁVEL DEPENDENTE	TESTE DE CORRELAÇÃO	CLASSIFICAÇÃO
IET <sub>S</sub>	0,866	relação forte
S	-0,830	relação forte
IET <sub>M</sub>	0,801	relação forte
DBO	0,616	relação moderada
Turbidez	0,553	relação moderada
IET <sub>Cla</sub>	0,498	relação moderada
Cla-a	0,537	relação moderada

**Fonte:** Elaboração própria (2024), elaborado no Jamovi;  
**Nota:**  $p < 0.001$

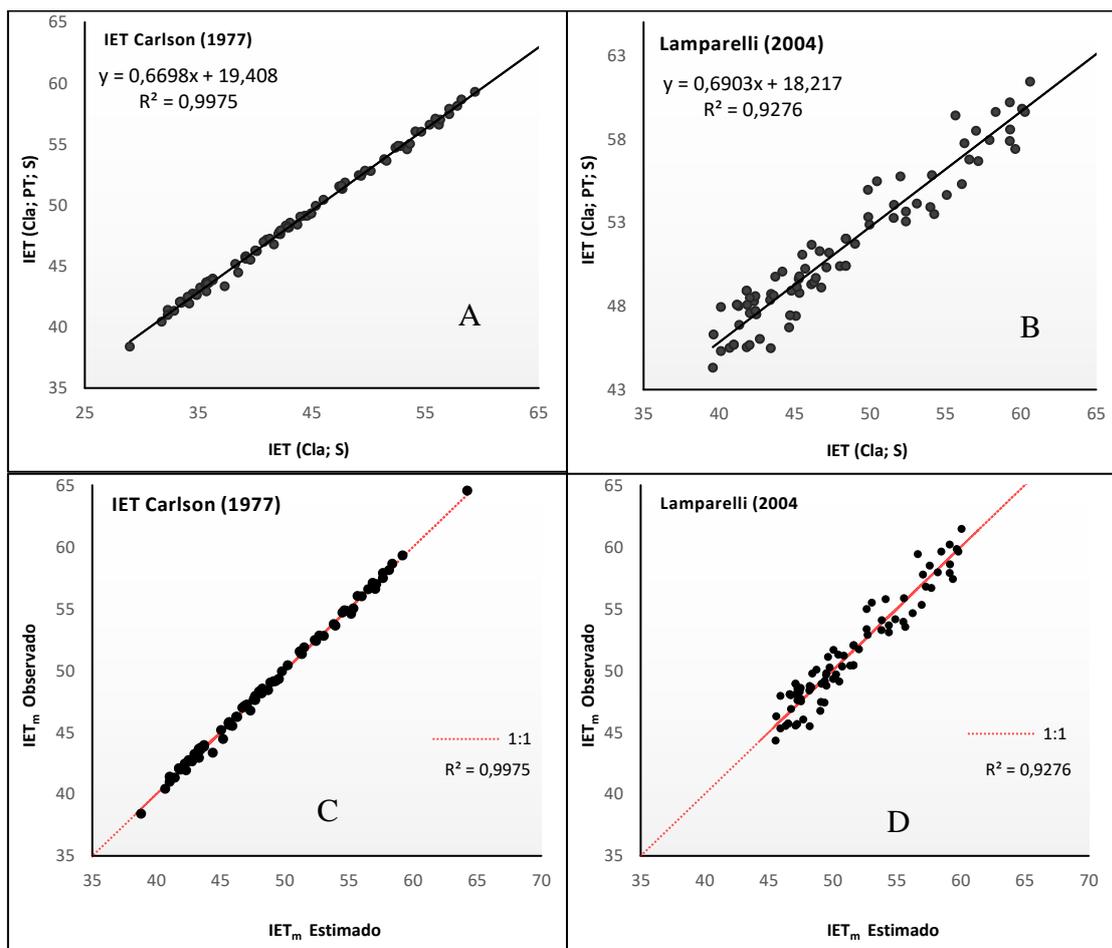
Na **Tabela 15** é possível observar que o IET<sub>Cla</sub> e a Cla-a possuem relação moderada com o  $\alpha$ . O IET<sub>S</sub> e o S possuem relação forte com  $\alpha$ .

Existem duas abordagens para contornar a falta de correlação entre o IET<sub>PT</sub> e o  $\alpha$ : 1) avaliar o IET<sub>m</sub> dos reservatórios por meio de uma relação com  $\alpha$ , visto que segundo o teste de correlação de Spearman (**Tabela 15**), essas variáveis possuem uma relação forte, e 2) determinar o IET<sub>m</sub> a partir da média entre o IET<sub>Cla</sub> e IET<sub>S</sub>.

Analisando as 83 observações da qualidade da água dos reservatórios, é possível perceber que existe uma relação linear entre o IET<sub>m</sub> calculado em função das três variáveis tradicionais, a saber: IET<sub>Cla</sub>, IET<sub>PT</sub> e IET<sub>S</sub>, e a média do IET<sub>Cla</sub> e IET<sub>S</sub>, conforme mostrado nos gráficos de dispersão apresentados na **Figura 46-A** e **Figura 46-B**.

Além disso, as **Figura 46-C** e **Figura 46-D** mostram a proximidade entre os valores de IET<sub>m</sub> estimado e o IET<sub>m</sub> observado.

## 5. Resultados



**Figura 46** – Relação entre o IET<sub>m</sub> (Cla; S) e o IET<sub>m</sub> (Cla; PT; S) para a metodologia de Carlson (1977) e Lamparelli (2004)

Fonte: Elaboração própria, 2024

Dessa forma, mesmo sem as informações sobre o IET<sub>PT</sub>, pode-se ajustar a média do IET<sub>Cla</sub> e IET<sub>S</sub> para a média do IET<sub>Cla</sub>, IET<sub>PT</sub> e IET<sub>S</sub>, usando a Equação 55 para a metodologia de Carlson (1977) e a Equação 56 para Lamparelli (2004), produzida pela regressão linear apresentada na Figura 46.

$$IEM = 0,6698 \times \frac{IET(Cla) + IET(S)}{2} + 19,408 \cong \frac{IET(Cla) + IET(PT) + IET(S)}{3} \quad 55$$

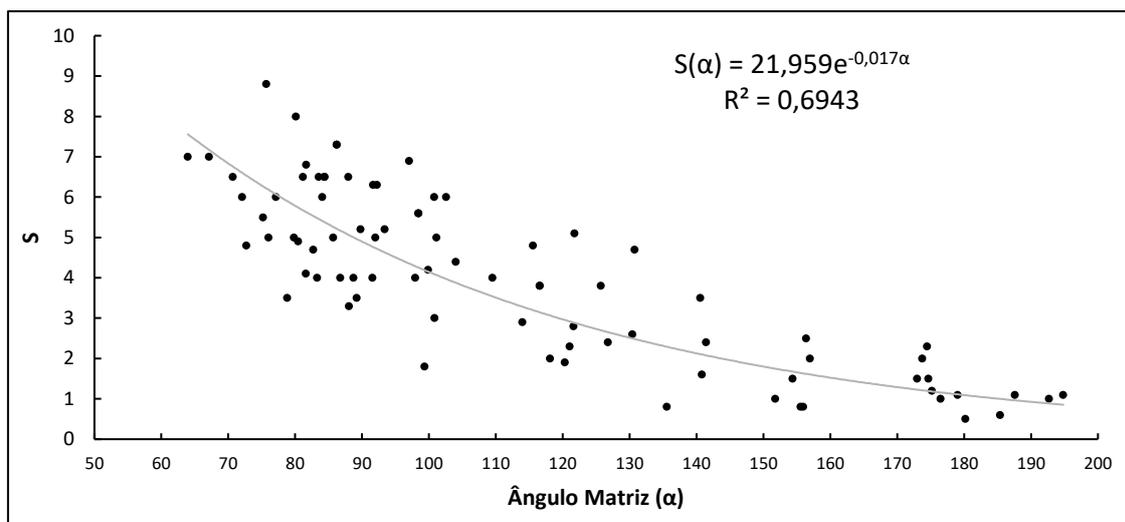
$$IEM = 0,6903 \times \frac{IET(Cla) + IET(S)}{2} + 18,217 \cong \frac{IET(Cla) + IET(PT) + IET(S)}{3} \quad 56$$

Com o IET<sub>PT</sub> e o IET<sub>Cla</sub> não seria possível calcular o IET<sub>m</sub>, visto a fraca relação com o IET<sub>PT</sub> e IET<sub>m</sub> (Figura 43) o que causaria uma redução excessiva do valor do R<sup>2</sup> e aumentaria os erros associados as estimavas de IET<sub>m</sub> quando comparado com o IET<sub>m</sub> observado.

## 5. Resultados

### 5.4.1. Modelo Para Estimativa Da Clareza Da Água

Trabalhos anteriores têm demonstrado que é possível determinar a clareza da água, medida pela S utilizando os valores de  $\alpha$  derivados do sensoriamento remoto (Wang *et al.*, 2020; Zhou *et al.*, 2022 e Abegaz *et al.*, 2023). Para os 83 pares de observações de S observados *in situ* e do  $\alpha$  derivado do Sentinel 2, foi possível observar uma relação exponencial negativa com  $R^2 = 0,6943$ , conforme mostrado no gráfico de dispersão apresentado na **Figura 47**.



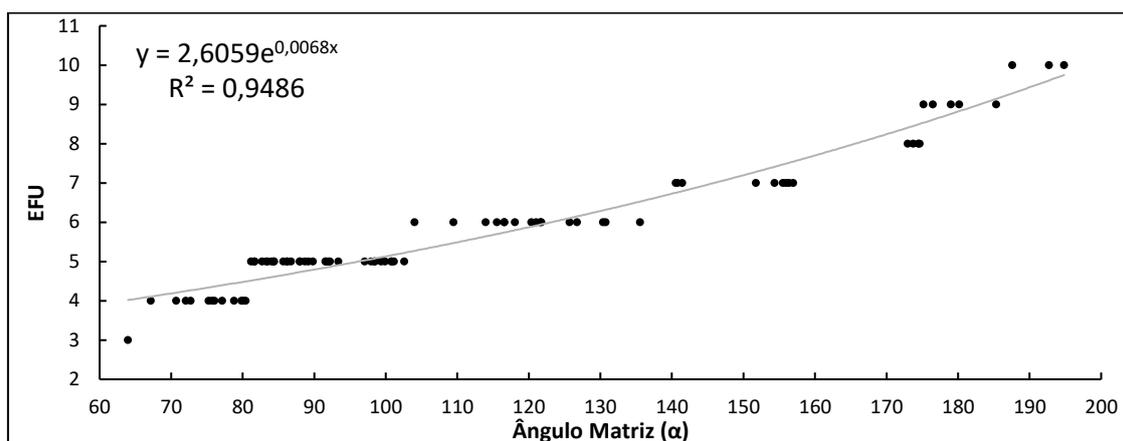
**Figura 47** – Relação entre a S e  $\alpha$  derivado do Sentinel 2

Fonte: Elaboração própria, 2024

À medida que o valor do  $\alpha$  aumenta, o valor da variável S diminui rapidamente, seguindo uma taxa proporcional ao  $\alpha$ . Isso significa que, para cada pequeno incremento em  $\alpha$ , o valor de S diminui a uma taxa proporcional descrita pela derivada da função  $S(\alpha) = 21,959e^{-0,017\alpha}$ , que é igual a  $S'(\alpha) = -0,373303e^{-0,017\alpha}$ .

Isso indica que à medida que os valores de  $\alpha$  aumentam, acontecem mudanças na coloração da água, e essas mudanças de coloração provocam mudanças na transparência da água. Portanto, o sensoriamento remoto pode ser uma ferramenta importante para monitoramento da QA dos reservatórios (Simões *et al.*, 2021; Song *et al.*, 2023). Considerando as faixas do  $\alpha$  referente as 21 palhetas de cor da Escala Forel-Ule, faixas utilizadas por Zhou *et al.* (2022) por Wang *et al.* (2018), observa-se na **Figura 48** a relação exponencial positiva entre os valores da EFU e os valores de  $\alpha$ , com um  $R^2 = 0,9486$ .

## 5. Resultados

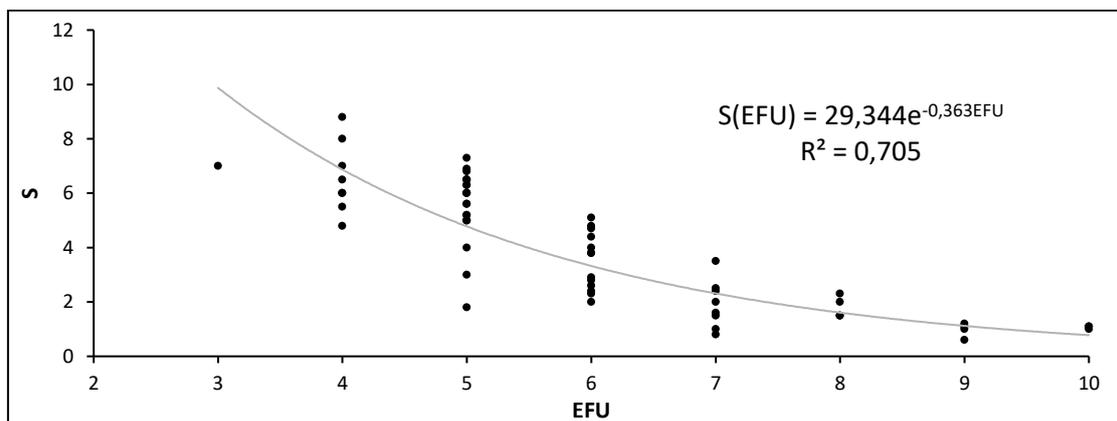


**Figura 48** – Relação Entre a Escala Forel-Ule e o  $\alpha$

Fonte: Elaboração própria, 2024

Assim como o  $\alpha$ , o índice da EFU vem sendo utilizada para o monitoramento da QA, pois ela possui forte relação com S conforme mostra os trabalhos de Wang *et al.* (2020) e Zhan *et al.* (2021) e Abegaz *et al.* (2023).

Correlacionando a S com os valores da EFU, observa-se na **Figura 49**, a existência de uma relação exponencial negativa, semelhante àquela encontrada com a relação entre a S e o  $\alpha$  (**Figura 47**). Isso indica que, quando os valores do índice da EFU diminuem, os valores da S aumentam exponencialmente, logo, águas turvas possuem valores maiores e mais claras menores índices da EFU.



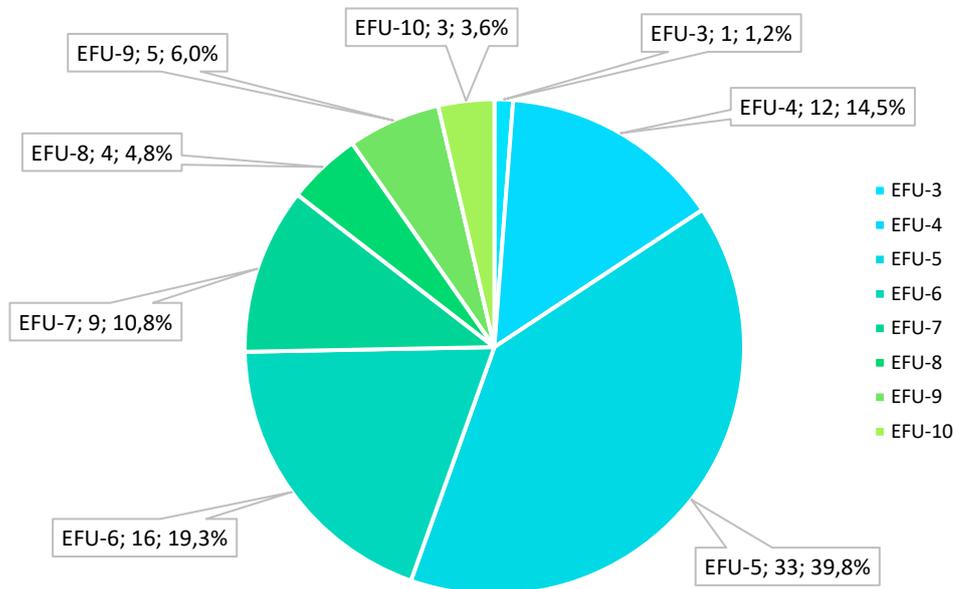
**Figura 49** – Relação entre a S e o índice da EFU derivado do Sentinel 2

Fonte: Elaboração própria, 2024

A **Figura 50** mostra a classificação das observações da QA segundo a e EFU, as cores são as reais associada a cada um dos índices da EFU. Song *et al.*, (2023) apresentam os Color Hex Code necessários para representar a EFU documentos digitais como Word, Excel e outros. Para a série de dados da qualidade da água estudada nesse

## 5. Resultados

trabalho, o índice da EFU variou de 3 a 10, sendo a maioria (55,5%) das observações corresponde a água de coloração azul marinho, azul marinho (EFU de 3 a 5).

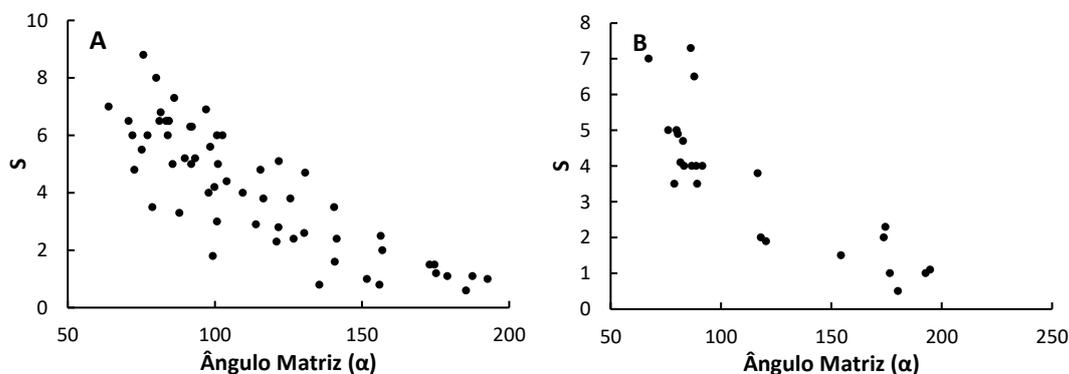


**Figura 50** – Classificação segundo a EFU das observações da QA da série de dados

Fonte: Elaboração própria (2024)

A série de dados foi repartida em duas subséries: uma para o treinamento dos modelos, com 59 (72%) amostras e outra para a sua validação com 24 (28%).

A **Figura 51-A** mostra o gráfico de dispersão das variáveis Ângulo Matriz ( $\alpha$ ) derivado do Sentinel 2 e Profundidade do Disco de Secchi (S) medido *in situ*, obtido a partir dos 59 pares das variáveis S e  $\alpha$  na fase de treinamento do modelo e **Figura 51-B** mostra o mesmo gráfico com os dados para a fase de validação dos modelos.

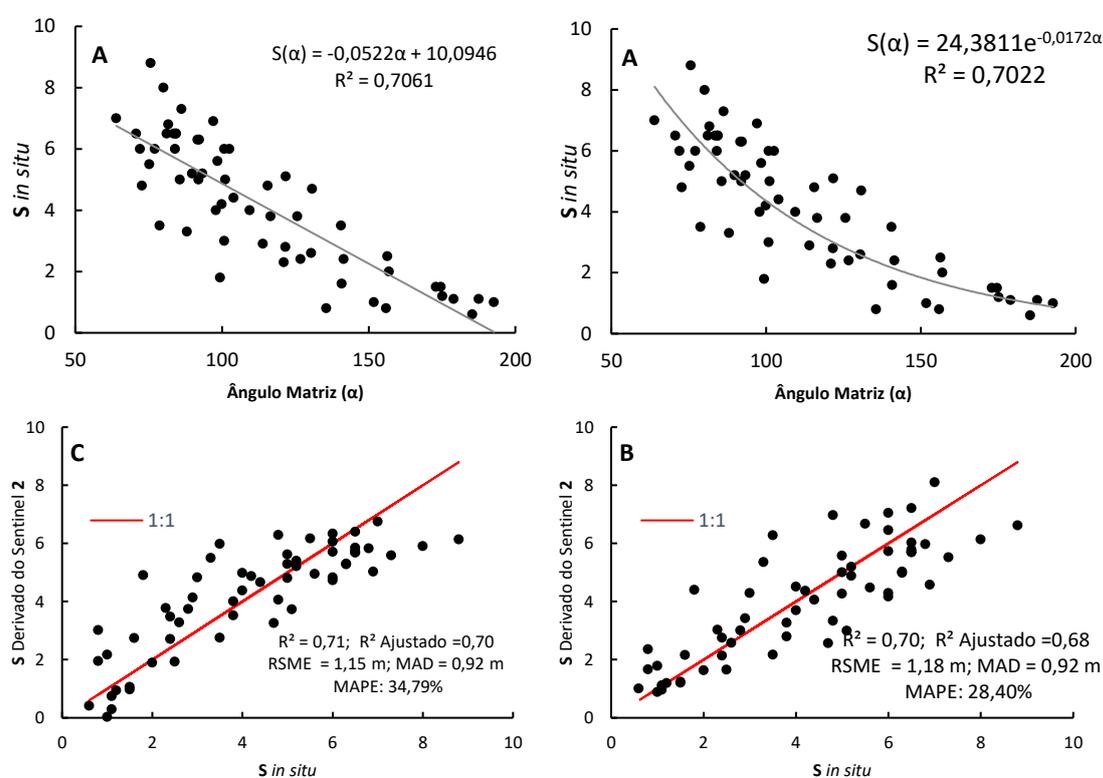


**Figura 51** – Diagramas de dispersão de (A) da S e  $\alpha$  (B)

Fonte: Elaboração própria (2024)

## 5. Resultados

A partir desses dados, foram avaliados 5 Modelos Empíricos Simples (MES), a saber: 1. Linear; 2. Exponencial; 3. Potencial; 4. Logarítmico e 5. Polinomial. A **Figura 52-A** mostra as equações para os modelos empíricos linear e a e **Figura 52-B** para o exponencial. Nelas é possível observar que os modelos possuem  $R^2$ , aproximadamente, de 0,70, ou seja, o modelo explica, aproximadamente, 70% da variabilidade dos dados de saída (variável dependente S), indicando que esse percentual de variação nos dados observados de S pode ser atribuído ao efeito da variável independente  $\alpha$ , incluída no modelo.



**Figura 52** – Modelos empíricos linear (A) e exponencial (B), desempenho na fase de treinamento do linear (C) e do exponencial (D)

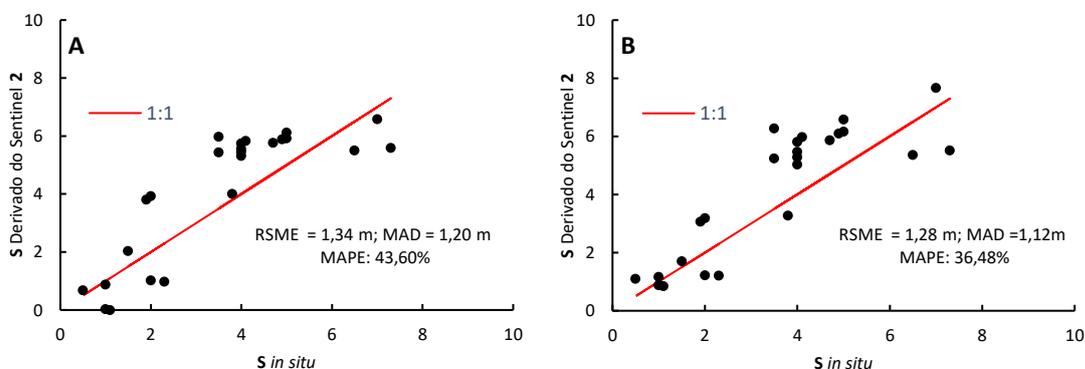
Em outras palavras, o modelo captura bem a relação entre a variável independente ( $\alpha$ ) e a variável dependente (S), mas ainda há cerca de 30% da variação que não é explicada pelo modelo.

Isso ficou evidente ao observar os valores das métricas Raiz Quadrada do Erro-Médio (RMSE), Erro Percentual Absoluto Médio (MAPE) e Desvio Médio Absoluto (MAD) utilizada para avaliar e comparar os modelos.

## 5. Resultados

Essas métricas mostram que na fase de treinamento dos modelos (**Figura 52-C e D**) o modelo exponencial apresentou melhor desempenho quando comparado com o modelo linear, pois aprestou uma MAPE de 28,40%, MAD de 0,92 m e RMSE de 1,18, enquanto o modelo linear aprestou MAPE de 34,79%, MAD de 0,92 m e RMSE de 1,15.

Na fase de validação o modelo Linear apresentou de 43,60% (-A), e o exponencial apresentou MAPE de 36,48% (**Figura 53-B**). Os valores de RMSE (1,34 m) e MAD (1,20 M) também foram superiores para o modelo Linear (**Figura 53-A**), quando comparado com o modelo exponencial, que obteve RMSE (1,28 m) e MAD (1,12m) (**Figura 53-B**).



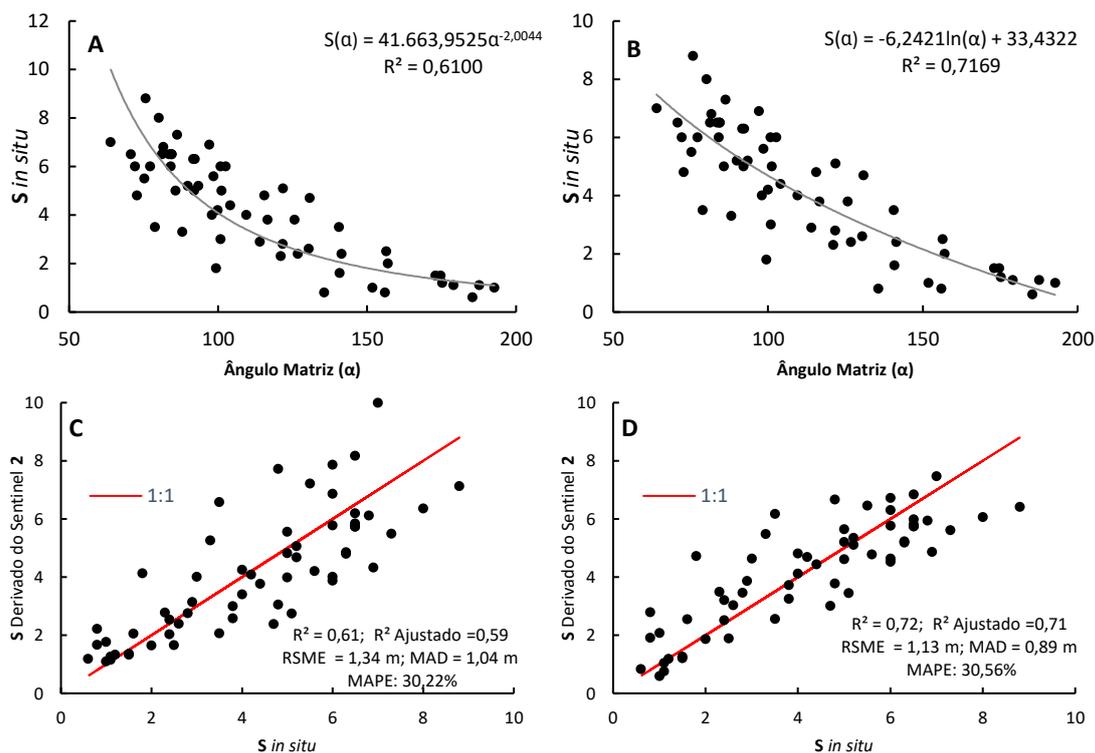
**Figura 53** – Desempenho na fase de validação do modelo linear (A) e exponenciais (B)  
 Fonte: Elaboração própria (2024)

A **Figura 54-A** mostra as equações para o MES Potencial e a **Figura 54-B** para o Logarítmico. Nela é possível observar que os modelos possuem  $R^2$  respectivamente, aproximadamente, de 0,60 e 71.

As métricas mostram que na fase de treinamento dos modelos (**Figura 54-C e D**) o modelo Logarítmico (**Figura 54-D**) apresentou melhores valores de MAD (0,89 m) e RMSE (1,13 m), quando comparado com modelo potencial (**Figura 56-C**) cujo MAD foi de 1,04 m e RMSE de 1,34.

Não houve diferença significativa de MAPE entre os dois modelos, ambos apresentaram MAPE de 30%. Porém, é importante destacar que o *modelo exponencial* ainda apresenta melhor desempenho que o potencial e o logarítmico, devido, principalmente, ao valor da MAPE de 28,41% na fase de treinamento.

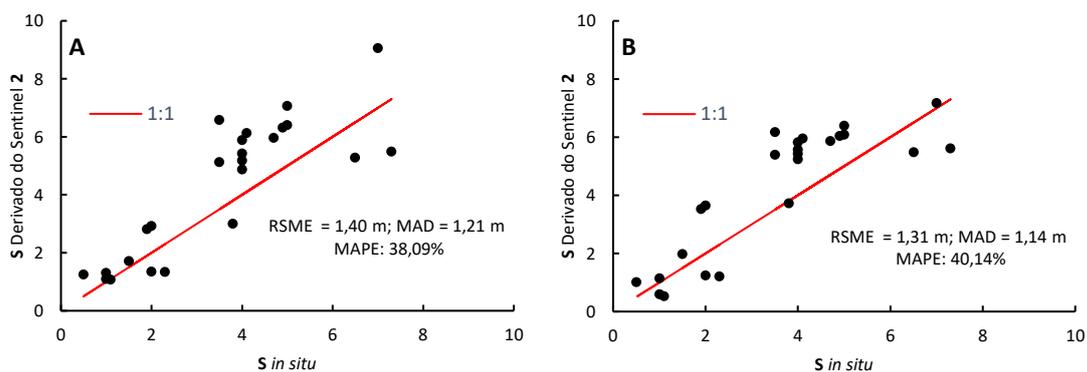
## 5. Resultados



**Figura 54** – Modelos empíricos potencial (A) e logarítmico (B), desempenho na fase de treinamento do potencial (C) e logarítmico (D)

Fonte: Elaboração própria (2024)

Na fase de validação, aconteceu o contrário, o modelo potencial (**Figura 55-A**) apresentou melhor desempenho (MAPE de 38,09%) comparado ao logarítmico (MAPE de 40,14%) (**Figura 55-B**). Porém, comparando os dois modelos utilizando as métricas RMSE e MAD, o logarítmico apresentou melhor desempenho (RMSE de 1,31 m e MAD de 1,14), visto os maiores valores de RMSE e MAD do Potencial.



**Figura 55** - Desempenho na fase de validação do modelo potencial (A) e logarítmico (B)

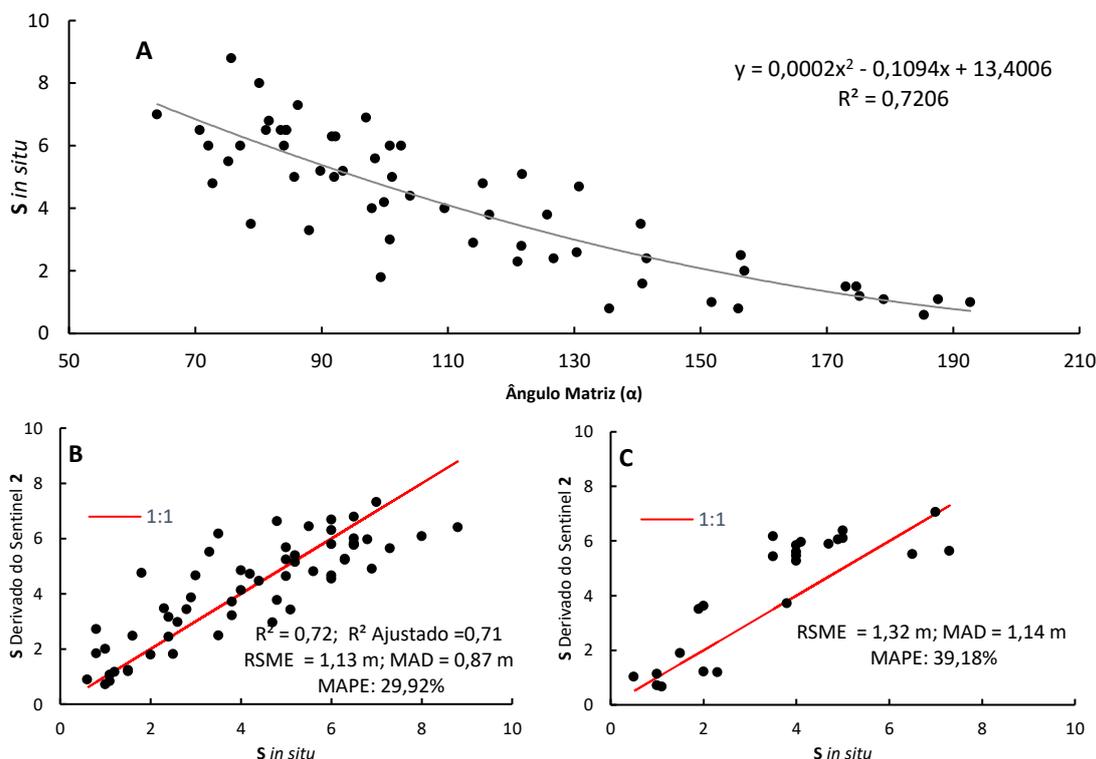
Fonte: Elaboração própria (2024)

Comparando a fase de validação dos modelos linear, potencial e logarítmico, com o exponencial (RMSE = 1,28; MAD = 1,12 e MAPE = 36,48%), fica evidente que o modelo exponencial possui melhor desempenho.

## 5. Resultados

A **Figura 56-A** mostra o MES Polinomial cujo  $R^2$  foi de 0,72. Na fase de treinamento (**Figura 56-B**) o modelo apresentou os melhores valores de MAD (0,87 m) e RMSE (1,13 m) e segundo melhor valor de MAPE (29,92%), visto que o modelo exponencial foi o melhor com MAD de 28,40%, conforme mostra na **Figura 52-D**.

Na fase de validação, o modelo exponencial apresentou um melhor desempenho (RMSE = 1,28; MAD = 1,12 e MAPE = 36,48%) (**Figura 52-D**) quando comparado ao polinomial (RMSE = 1,32; MAD = 1,14 e MAPE = 39,18%) (**Figura 56-C**).



**Figura 56** – Modelo Polinomial (A) e seu desempenho no treinamento (B) e na validação (C)  
**Fonte:** Elaboração própria (2024)

A **Tabela 16** mostra uma análise detalhada dos melhores modelos, o Exponencial e o Potencial na fase de treinamento.

É possível observar na **Tabela 16** que na fase de treinamento os modelos exponencial e polinomial possuem os melhores desempenhos para estimativa da S em água classificada com índice da EFU 9 e 10, com MAPE, respectivamente, de 18,6% e 21,2%.

## 5. Resultados

**Tabela 16** – Avaliação dos modelos empíricos exponencial e potencial na fase de treinamento para diferente faixa do índice da EFU

FASE	OBSERVAÇÕES			MODELO EXPONENCIAL			MODELO POLINOMIAL		
	EFU	N		MAPE	MAD	RMSE	MAPE	MAD	RMSE
TREINAMEN TO	$\leq 6$	45		27,2%	1,0722	1,3100	28,2%	1,0045	1,2460
	$6 < \text{EFU} \leq 8$	9		40,0%	0,620	0,7098	43,4%	0,6024	0,7106
	$8 < \text{EFU} \leq 10$	<b>5</b>		<b>18,6%</b>	<b>0,1358</b>	<b>0,1968</b>	<b>21,2%</b>	<b>0,1783</b>	<b>0,2164</b>
	$\text{EFU} > 10$	59		28,4%	0,9239	1,1786	29,9%	0,8731	1,0430
VALIDAÇÃO	$\leq 6$	17		35,60%	1,3868	1,4759	37,61%	1,3874	1,5183
	$6 < \text{EFU} \leq 8$	<b>3</b>		<b>33,4%</b>	<b>0,6923</b>	<b>0,7831</b>	<b>37,8%</b>	<b>0,7605</b>	<b>0,8121</b>
	$8 < \text{EFU} \leq 10$	4		42,51%	0,2821	0,3382	46,82%	0,3445	0,3753
	$\text{EFU} > 10$	24		36,48%	1,1159	1,2801	39,18%	1,1352	1,3187

Fonte: Elaboração própria (2024)

Nota: N é o número de observações em cada faixa de EFU.

Em águas classificadas na EFU em 3, 4, 5 e 6, os modelos exponencial e polinomial conseguem estimar os valores de S com erro (MAPE), respectivamente, de 27,2% e 28,2%. Ambos apresentaram dificuldade para estimar os valores de S em águas classificadas na EFU em 7 e 8, visto os elevados valores do erro MAPE, respectivamente, de 40 e 43,4% (Tabela 16).

Assim como na fase de treinamento, na fase de validação o modelo exponencial apresentou um desempenho superior ao modelo polinomial em todas as três métricas de avaliação (MAPE, MAD e RMSE). Na fase de validação o modelo conseguiu prever bem os valores da S para águas com índice da EFU 7 e 8, com o um erro percentual de 33,4% e absoluto de 0,6923 m.

É importante destacar que, na fase de treinamento, ambos os modelos apresentaram o pior desempenho para a faixa índice  $6 < \text{EFU} \leq 8$ . No entanto, na fase de validação, essa mesma faixa do EFU resultou no melhor desempenho dos modelos, sugerindo que, apesar das dificuldades encontradas durante o treinamento, os modelos conseguiram se ajustar a padrões subjacentes que permitiram previsões mais precisas nessa faixa quando testados com novos dados. Esse comportamento pode ser explicado por vários fatores, dentre eles: o ajuste dos modelos ao conjunto de dados; generalização do modelo e tamanho da amostra. Isso porque durante a fase de treinamento, os modelos

## 5. Resultados

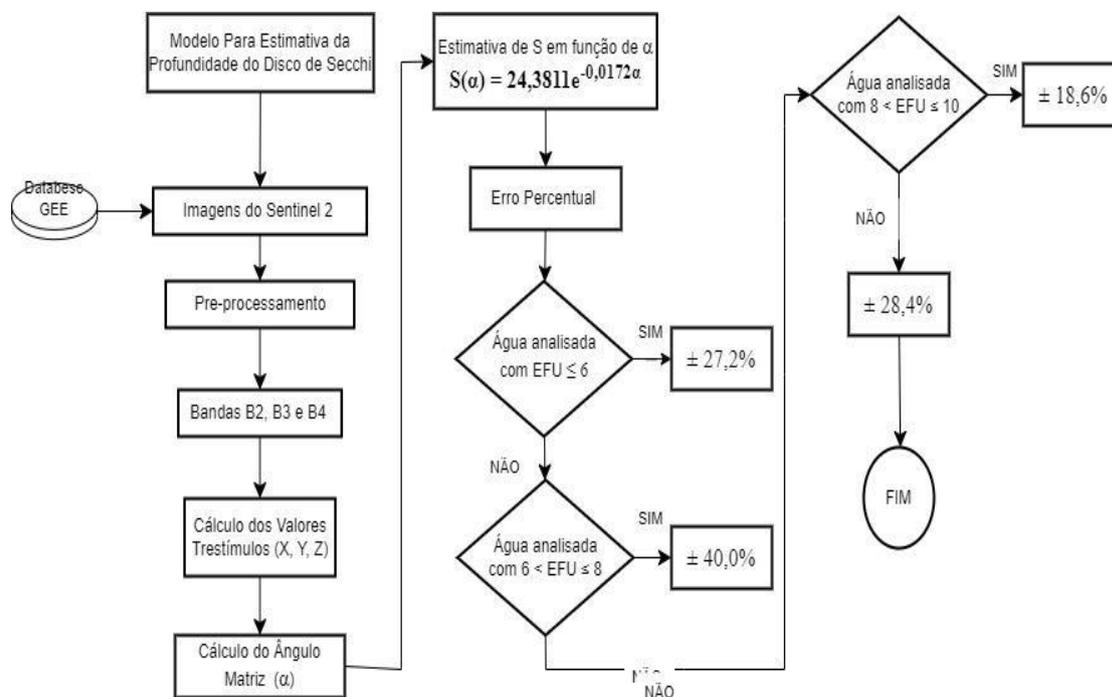
são ajustados com base nos dados disponíveis, que podem apresentar maior variabilidade, o que impacta negativamente o desempenho.

Sendo assim, considerando as métricas de avaliação, principalmente, o MAPE e MAD, na fase de treinamento e validação, é evidente que o modelo exponencial (Equação 57) teve o melhor desempenho para estimar os valores de S em função de  $\alpha$ , quando comparado os outros modelos, se tornando uma alternativa valiosa para o apoio ao monitoramento da água em grandes reservatórios.

$$S(\alpha) = 24,3811e^{-0,0172\alpha}$$

57

A Figura 57 mostra o funcionamento do modelo empírico  $S(\alpha)$  para a determinação da S em função do  $\alpha$  derivado do Sentinel 2. Os dados entrada do modelo são as bandas espectrais B2, B3 e B4 das imagens do Sentinel 2. Essas imagens são consultadas na plataforma do Google Earth Engine (GEE) e pré-processadas conforme apresentado no item 4.5 para que assim seja possível calcular os valores do  $\alpha$  pixel a pixel. Após a determinação dos valores de  $\alpha$ , o modelo empírico exponencial estima os valores de S. Além dos valores de S para cada pixel da imagem o modelo determina o erro percentual médio para cada faixa do índice da EFU considerado.



**Figura 57** – Funcionalidade do modelo para Estimativa da S em função do  $\alpha$

Fonte: Elaboração própria (2024)

## 5. Resultados

---

### 5.4.1.1. DIRETRIZES PARA APLICAÇÃO DO MODELO EMPÍRICO S(A)

O modelo empírico S( $\alpha$ ) foi desenvolvido especificamente para a determinação da clareza da água em reservatórios de Itaparica, Moxotó, Paulo Afonso IV e Xingó, utilizando imagens do Sentinel 2 na plataforma de análise geoespacial *Google Earth Engine*.

Para garantir resultados, é essencial que as imagens do Sentinel 2 utilizadas como entrada no modelo tenham sido previamente corrigidas atmosféricamente e estejam dentro das especificações de qualidade estabelecidas (menos de 30% de cobertura de nuvens).

A área de interesse pode ser delimitada manualmente no mapa usando a opção de editor de geometria do GEE, garantindo que o recorte da região de estudo esteja corretamente definido. A partir da área de interesse é possível determinar com o modelo de forma automática a área alagada do reservatório livre de interferência de nuvens e vegetação aquática. Isso assegura que o modelo seja aplicado na área geográfica correta e que a área alagada do reservatório esteja alinhada com a data das imagens selecionadas.

Os parâmetros do modelo, como os coeficientes para as estimativas da S, foram calibrados com base em dados empíricos específicos para os reservatórios de Itaparica, Moxotó, Paulo Afonso IV e Xingo. Portanto, qualquer alteração significativa no ambiente de aplicação ou aplicação em outros reservatórios (ex.: diferente bioma ou condições climáticas extremas) pode requerer uma reavaliação, possível recalibração desses parâmetros e novas validações cruzadas.

Além da importação dos dados de entrada (Imagens do Sentinel 2 e Área de Interesse), o modelo necessita da definição de alguns parâmetros iniciais, a saber:

- **Limite do MNDWI:** Define o valor mínimo do índice MNDWI para considerar um pixel como água;
- **Área mínima para Máscara D'água:** Define a área mínima para que um polígono seja considerado significativo como área alagada;
- **Limiar de NDVI:** Define o valor máximo do índice NDVI para que um pixel seja considerado livre de macrófitas.

## 5. Resultados

---

Após a importação dos dados de entradas e definição dos parâmetros iniciais, o modelo realiza um pré-processamento das imagens, que resumidamente consiste em: remover de nuvens, identificar área alagada e remover pixels dispersos. Além dessas etapas, foi aplicado um buffer interno de 50 m a área alagada filtrada, para reduzir as bordas dos polígonos, com o objetivo de evitar erros causados por imprecisões nas bordas dos corpos d'água.

Dando continuidade, o modelo usa poligonal da área alagada do reservatório, já pré-processada, como camada máscara para o recorta a imagem do Sentinel 2 fornecida como dado de entrada. A imagem resultante dessa operação serve de base para todo o modelo, a partir dela é calculado *pixel a pixel*:

- A. os valores triestímulos (X, Y, Z);
- B. as coordenadas (x, y, z);
- C. as coordenadas polares (x', y');
- D. Ângulo Matriz ( $\alpha$ ).

Todos esses valores são adicionados a imagem base no formato de bandas. Em seguida, os *pixels* da imagem base são classificados em faixas específicas, associadas à EFU (**Figura 9**). Dessa forma, é possível estimar espacialmente e temporalmente, a clareza da água medida pela S em utilizando com o modelo empírico exponencial criado item **5.4.1**.

Assim, o modelo aplica a Equação **57** ( $S(\alpha) = 24,3811e^{-0,0172\alpha}$ ) usando os valores de  $\alpha$  *pixel a pixel* de forma e estimar os valores de S, guarda esses valores em uma nova banda e adiciona essa nova banda a imagem base. Posteriormente, o modelo faz uma nova classificação dos *pixels* de 2 a 5, onde *pixels* classificados como 2 possuem valores do índice da EFU  $\leq 6$ ; classificado em 3 se  $6 < EFU \leq 8$ ; classificado em 4 se  $8 < EFU \leq 10$  e classificados em 5 se  $\leq 10$ .

Ao final do processo, tem-se uma imagem do reservatório para cada data associada, no formato *raster* (.tiff) com um total de 37 bandas. Desse total, 23 são das próprias imagens do Sentinel 2 e 14 são bandas resultantes do processamento do Modelo Empírico  $S(\alpha)$  *pixel a pixel* para estimar a S em função do  $\alpha$  derivado do sensoriamento remoto.

5. *Resultados*

A **Tabela 17** mostra detalhadamente cada banda contida nas imagens após o processamento do modelo empírico  $S(\alpha)$ .

**Tabela 17** – Bandas contidas nas imagens após a aplicação do modelo empírico  $S(\alpha)$

TIPO	BANDA	RESOLUÇÃO	DISCRICÃO
<b>Espectrais<sup>a1</sup></b>	B1	60 m	443.9nm (S2A) / 442.3nm (S2B) - Aerosols
	B2	10 m	496.6nm (S2A) / 492.1nm (S2B) - Blue
	B3	10 m	560nm (S2A) / 559nm (S2B) - Green
	B4	10 m	664.5nm (S2A) / 665nm (S2B) - Red
	B5	20 m	703.9nm (S2A) / 703.8nm (S2B) - Red Edge 1
	B6	20 m	740.2nm (S2A) / 739.1nm (S2B) - Red Edge 2
	B7	20 m	782.5nm (S2A) / 779.7nm (S2B) - Red Edge 3
	B8	10 m	835.1nm (S2A) / 833nm (S2B) - NIR
	B8A	20 m	864.8nm (S2A) / 864nm (S2B) - Red Edge 4
	B9	60 m	945nm (S2A) / 943.2nm (S2B) - Water vapor
	B11	20 m	1613.7nm (S2A) / 1610.4nm (S2B) - SWIR 1
	B12	20 m	2202.4nm (S2A) / 2185.7nm (S2B) - SWIR 2
<b>Correção Atmosférica<sup>a1</sup></b>	AOT	10 m	Aerosol Optical Thickness
	WVP	10 m	Water Vapor Pressure. The height the water would occupy if the vapor were condensed into liquid and spread evenly across the column.
<b>Probabilidade<sup>a1</sup></b>	SCL	20 m	Scene Classification Map (The "No Data" value of 0 is masked out)
<b>Imagem de Cor Verdadeira<sup>a1</sup></b>	TCI_R	10 m	True Color Image, Red channel
	TCI_G	10 m	True Color Image, Green channel
	TCI_B	10 m	True Color Image, Blue channel
<b>Classificação<sup>a1</sup></b>	MSK_CLDPRB	20 m	Cloud Probability Map (missing in some products)
	MSK_SNWPRB	10 m	Snow Probability Map (missing in some products)
<b>Qualidade<sup>a1</sup></b>	QA10	10 m	Always empty
	QA20	20 m	Always empty
	QA60	60 m	Cloud mask. Masked out between February 2022 and February 2024.

## 5. Resultados

TIPO	BANDA	RESOLUÇÃO	DISCRIÇÃO
Valores Triestímulo <sup>os2</sup>	X	10 m	X: correlacionar a resposta do olho humano ao espectro de luz vermelha
	Y	10 m	Y: representa a luminância, que está correlacionada com a resposta do olho humano ao verde
	Z	10 m	Z: correlacionar a resposta do olho humano ao espectro de luz azul
Coordenadas de Cromaticidade <sup>2</sup>	x	10 m	x: Representa a proporção da contribuição do valor triestímulo X na cor percebida.
	y	10 m	y: Representa a proporção da contribuição do valor triestímulo Y na cor percebida
	z	10 m	z: Representa a proporção da contribuição do valor triestímulo Z na cor percebida
Sistema de coordenadas centrado no ponto <sup>2</sup> $x = y = 1/3$	x'	10 m	x': coordenada transformada na direção horizontal, definida pela diferença entre a coordenada original y e o valor 1/3
	y'	10 m	y': coordenada transformada na direção vertical, definida pela diferença entre a coordenada original x e o valor 1/3
Ângulo Matriz ( $\alpha$ ) <sup>2</sup>		10 m	O ângulo entre o eixo horizontal e a linha que conecta o ponto central (0,0) ao ponto (x', y'). Dessa forma, pode-se representar quaisquer coordenadas de cromaticidade (x', y') do espectro radiante visível em termos do ângulo matriz
	$\Delta\alpha$	10 m	Desvio do $\alpha$ em função do ângulo $\alpha$ derivado do sensoriamento remoto
	$\alpha_{\text{corrigido}}$	10 m	Soma do $\alpha + \Delta\alpha$
Classificação dos Pixels <sup>2</sup>	EFU	10 m	Classificação do $\alpha$ em faixa conforme a EFU
	Faixa de EFU	10 m	Classificação do índice da EFU nas faixas: $EFU \leq 6$ ; $6 < EFU \leq 8$ ; $8 < EFU \leq 10$ e $EFU > 10$
Aplicação do Modelo <sup>2</sup>	S	10 m	Aplica o modelo empírico para estimar pixel a pixel o valor da Profundidade do disco de Secchi (S) em função do $\alpha$ derivado do sensoriamento remoto

Fonte: Elaboração própria (2024)

Nota: <sup>1</sup>Bandas originais do Sentinel 2; <sup>2</sup>Bandas resultado processamento do modelo empírico S( $\alpha$ )

Foi criada uma planilha em Excel para avaliar os dados calculados pelo *script* desenvolvido em linguagem de programação *JavaScript* para o *Google Earth Engine* (GEE) e a execução do modelo. Com o auxílio da ferramenta "Inspector" do GEE, é possível selecionar um *pixel* na imagem final resultante do processamento do modelo, e

## 5. Resultados

---

observar os valores das bandas B4 (R), B3 (G) e B2 (B). Esses valores devem ser inseridos na planilha, onde os valores de  $\alpha$  e S calculados pela planilha devem coincidir com os valores observados no *pixel* selecionado.

Após o processamento das imagens aplicando o modelo empírico  $S(\alpha)$  no GEE, as imagens geradas podem ser exportadas para outras plataformas, como o *Google Drive*, para fins de armazenamento ou processamento adicional, se necessário.

Recomenda-se a exportação apenas das quatro últimas bandas ( $\alpha_{\text{Corrigido}}$ , EFU, Faixas de EFU, e S) que representam os resultados do modelo empírico  $S(\alpha)$ . Essa prática é útil ao utilizar as imagens para a criação de mapas em *softwares* GIS, como o QGIS. Isso porque a exportação limitada a essas bandas específicas ajudam a evitar sobrecarga computacional e falhas no *software*, como os "*crashes*" frequentes no QGIS que podem resultar na perda do trabalho em andamento, devido ao fechamento inesperado do programa, tornando o processo de visualização e análise mais eficiente.

### 5.4.1.2. Aplicação do modelo empírico $S(\alpha)$ ao monitoramento da QA

O modelo  $S(\alpha)$  pode ser conceituado como uma ferramenta de apoio ao monitoramento tradicional da QA e a tomada de decisão de gestores ambientais. Ele possibilita a identificação rápida das mudanças da clareza da água, sem elevação de custo ao monitoramento tradicional. Além disso, possibilita entender os padrões espaciais e temporais dessas mudanças, identificando as áreas com recorrências de mudanças na QA e; o período do ano em que elas ocorrem, a sua frequência e intensidade.

A fim de apresentar a aplicabilidade desse modelo, foi realizado um monitoramento sintético da clareza da água do reservatório de Moxotó, utilizando imagens do Sentinel 2, com o objetivo de observar a dinâmica espacial e temporal da clareza da água, medida pela S, em períodos mensais. A escolha do reservatório se deveu aos frequentes casos de eutrofização observados tanto na série de dados *in situ* viáveis, quanto em toda a série de dados disponível.

As imagens foram selecionadas de forma semiautomática, utilizando um script em linguagem de programação JavaScript para o Google Earth Engine (GEE). A **Tabela 21**,

## 5. Resultados

---

em Anexo, mostra os identificadores das imagens acessadas na plataforma do GEE, as datas de obtenção e o percentual de nuvens na área de interesse.

Com base nas imagens apresentadas na **Tabela 21**, em anexo, foi realizada uma análise da distribuição espacial e temporal das S derivado do Sentinel 2 considerando as imagens diárias e as médias mensais de S e moda mensais do índice da EFU. Além disso, foram realizados detalhamentos das imagens em alguns casos especiais de mudanças na transparência da água acompanhadas de proliferação de macrófitas.

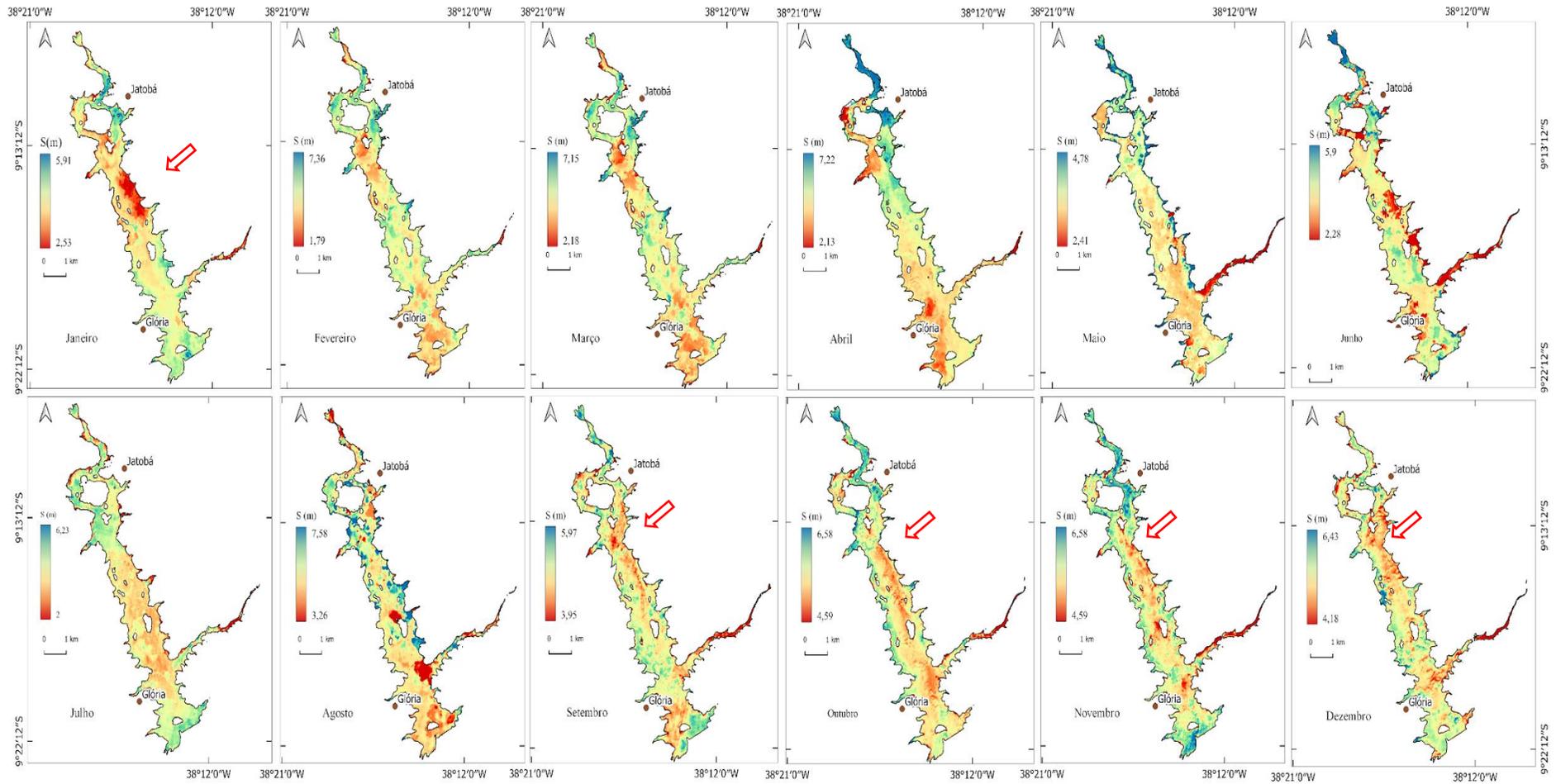
A **Figura 58** mostra a estimativas da S Média Mensal no reservatório de Moxotó, considerando os anos de 2019 a 2023, e em alguns casos 2024. A aplicação do modelo permitiu investigar a distribuição espacial da transparência da água em Moxotó, mostrando uma tendência de aumento da transparência da água nos meses mais secos (ago. a dez.), com valores máximos de S (5,22 m) em nov e mínimos em set. (4,95 m). Os meses de set. e out. foram os meses com maiores quantidade de imagens disponível e com menos percentuais de cobertura de nuvens, variando de 0,1 a 16%.

A **Tabela 18** mostra uma breve análise descritivas dos valores de S média mensal estimado *pixel a pixel*. Observa-se que nos meses de jan. a abr., caracterizados pelo período chuvoso da região, a transparência diminuiu, com valor mínimo de S (4,55 m) em fev. Entre mai. e jul., houve uma queda mais acentuada na S, com o menor valor registrado (3,99 m) em jun.

Em termos de distribuição espacial, o modelo demonstrou que a região nordeste de Moxotó, a montante do município de Jatobá/PE, é a mais vulnerável às mudanças na transparência da água, especialmente nos meses de ago. a dez. Essa área apresentou maiores variações de S ao longo do reservatório. Por outro lado, nos demais meses, a transparência da água se mostrou mais homogênea ao longo do reservatório, conforme indicando pela seta vermelha na **Figura 58**. Esse comportamento ficou bastante evidente nas imagens diárias.

Durante os meses de abril, maio, junho e julho as águas menos transparentes são encontras na região sudoeste do reservatório, nas proximidades da sede municipal de Gloria -BA e na zona fluvial ao sudeste, no encontro do Rio Moxotó com o reservatório.

## 5. Resultados



**Figura 58** - Distribuição espacial da Profundidade do Disco de Secchi Média Mensal no reservatório de Moxotó

5. *Resultados***Tabela 18** – Estatística descritiva dos pixels das imagens com as estimavas de S Médio mensal

	<b>Jan</b>	<b>Fev.</b>	<b>Mar.</b>	<b>Abr.</b>	<b>Mai.</b>	<b>Jun.</b>	<b>Jul.</b>	<b>Ago.</b>	<b>Set.</b>	<b>Out.</b>	<b>Nov.</b>	<b>Dez.</b>
Amostra	631.803	739.528	631.803	721.853	629.232	647.966	641.221	630.251	651.898	648.967	650.706	639.181
Outlier	8.212	23.289	8.212	23.328	77.800	76.834	11.761	61.784	18.931	21.368	21.343	19.992
Outlier %	1,30	3,15	1,30	3,23	12,36	11,86	1,83	9,80	2,90	3,29	3,28	3,13
Média	4,67	4,55	4,67	5,07	4,60	3,99	4,08	5,40	4,95	5,58	5,66	5,27
Mediana	4,71	4,65	4,71	5,06	4,36	4,15	4,11	5,30	4,99	5,57	5,71	5,31
Desvio P	0,95	1,15	0,95	1,06	1,16	1,04	0,77	1,17	0,46	0,50	0,55	0,53
Min	0,61	0,48	0,61	0,48	0,48	0,53	0,48	0,57	0,53	0,50	0,50	0,50
Max	8,45	40,65	8,45	51,93	12,58	10,79	10,45	14,46	9,05	9,88	9,66	8,47
Lower B.	2,18	1,79	2,18	2,79	2,65	2,28	2,00	3,26	3,96	4,60	4,54	4,18
Upper B.	7,15	7,36	7,15	7,38	6,30	5,90	6,23	7,58	5,97	6,59	6,86	6,43

## 5. *Resultados*

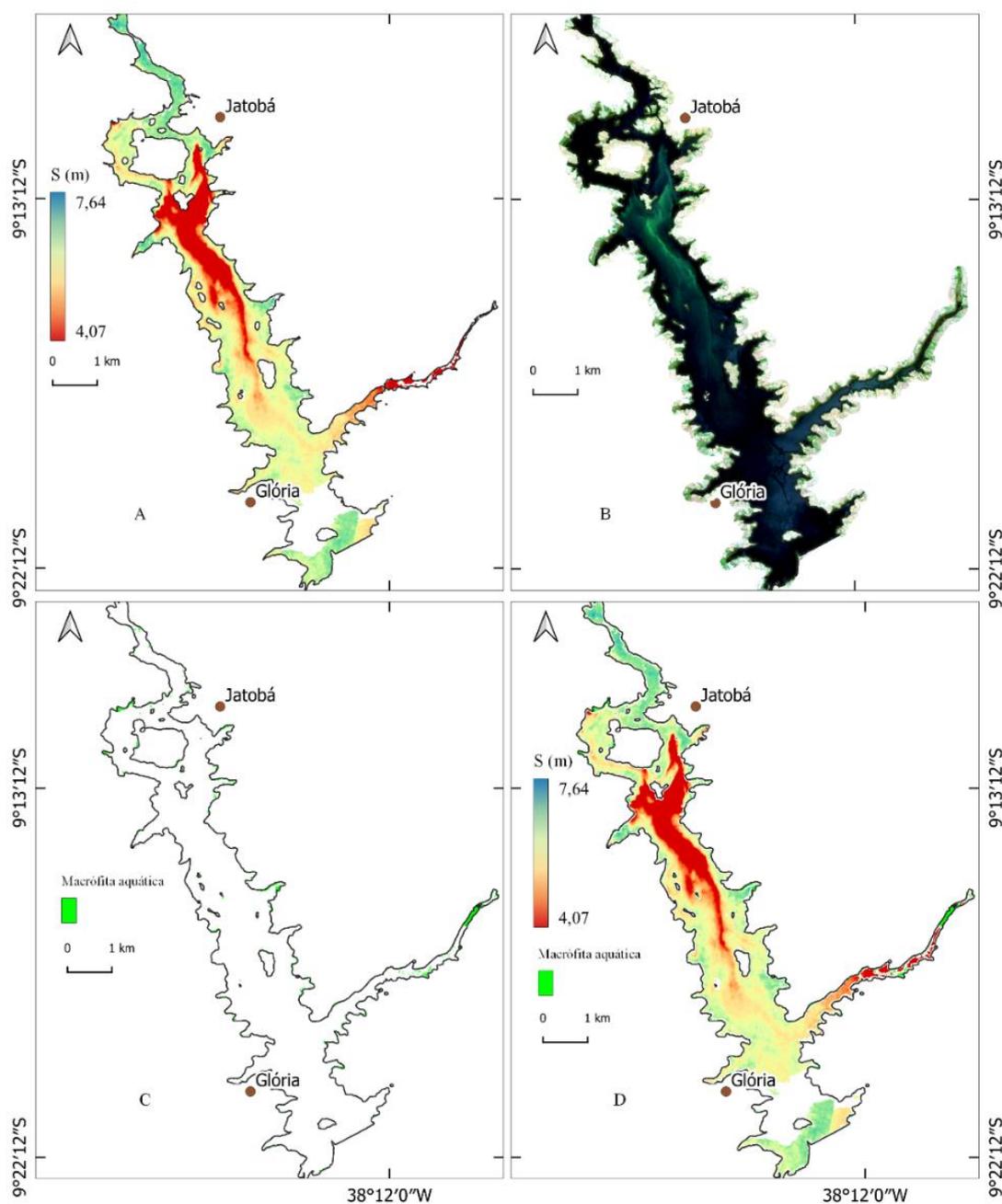
---

Além de revelar padrões sazonais da S, o modelo também foi capaz de identificar pontos críticos de poluição no reservatório, com alterações marcante na transparência da água, mais especificamente para: as **Imagem 07 (01/12/2019)** e 08 (07/12/2019); a Imagem 07 (17/11/2019); as Imagens 09 (18/10/2019), 10 (23/10/2019) e 11 (28/10/2019) e a **Imagem 08 (28/09/2019)**. Para esse conjunto de imagens, entre a primavera e verão do ano de 2019, com o uso do modelo, foi possível observar o surgimento de plumas bem características de poluição no reservatório, que causaram perda na qualidade da água e na sua transparência.

A **Figura 59** mostra a distribuição dos valores da S estimados a partir da **Imagem 08 (28/09/2019)**. Observa-se uma mudança marcante na transparência da água a montante da sede municipal de Jatobá – PE, evidenciada por uma pluma **Figura 59-A**. No centro da pluma, indicado pelo vermelho intenso, a transparência da água varia entre 1,2 e 1,4 m, porém em áreas fora dessa região a transparência da água aumenta, chegando a variar de 6 a 7 m a montante e a jusante dessa pluma. Esse comportamento notoriamente, indica possíveis fonte de poluição.

Essa poluição pode ser relacionada ao lançamento de esgoto bruto, visto que, embora o município de Jatobá – PE atenda 70% da população urbana com coleta de esgoto o percentual de tratamento ainda é nulo, conforme os dados do SNIS (2022), ou ainda, pode estar relacionada a intensas atividades aquícolas realizadas no reservatório, como a criação de tilápias em tanque rede, visto que segundo o IBGE (2022) o município é o terceiro maior produtor de tilápia do Brasil.

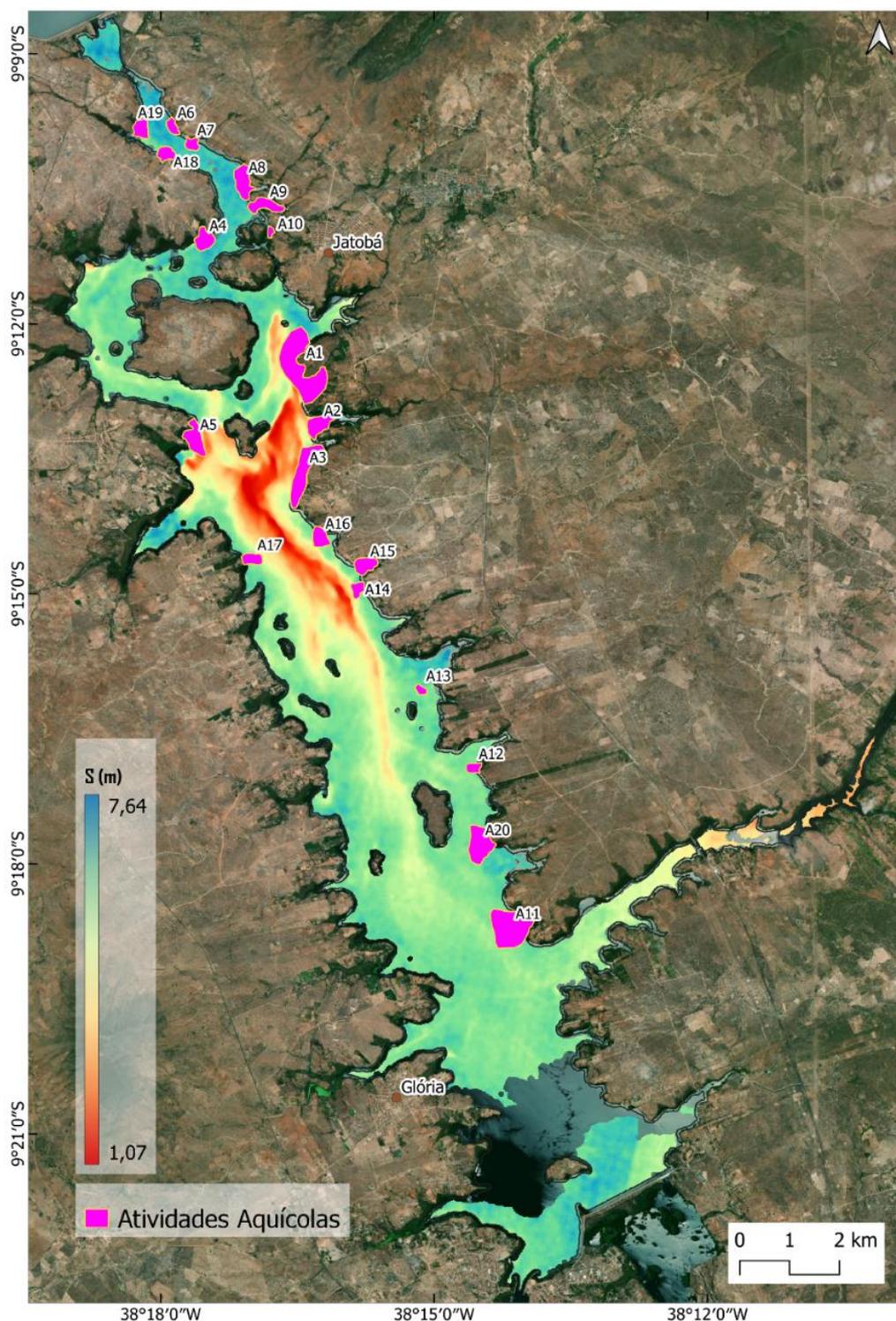
## 5. Resultados



**Figura 59** - Detalhamento da Imagem 08 (28/09/2019).

Usando o *Google Earth Pro* foram feitas observações no reservatório para datas próximas ao surgimento da pluma apresentada na **Figura 60**. Essas observações possibilitaram identificar 20 áreas ao longo do reservatório de Moxotó com o desenvolvimento de atividades aquícolas, mais especificamente. A **Figura 60** mostra a distribuição dessas áreas de cultivos de peixes no reservatório de Moxotó, observa-se que existe uma concentração maior dessa atividade na região nordeste do reservatório, as margens do município de Jatobá – PE.

## 5. Resultados



**Figura 60** – Imagem 08 (28/09/2019) e áreas com atividades aquícolas em Moxotó

A **Figura 61** mostra uma visão aérea das Áreas 01, 02 e 03 identificadas no reservatório de Moxotó em março de 2021, observa-se que a pluma de mudanças na transparência da água surge nas proximidades dessas áreas.

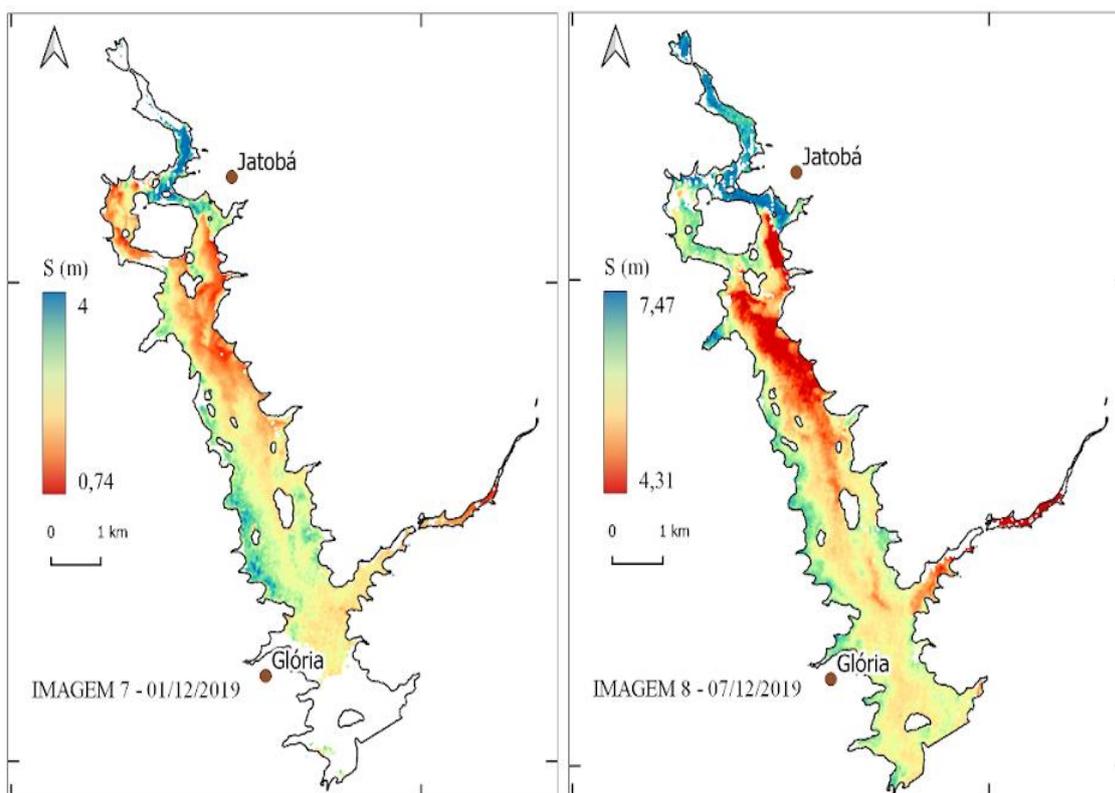
## 5. Resultados



**Figura 61** – Área 01, Área 02 e Área 03 com atividades aquícolas no reservatório de Moxotó

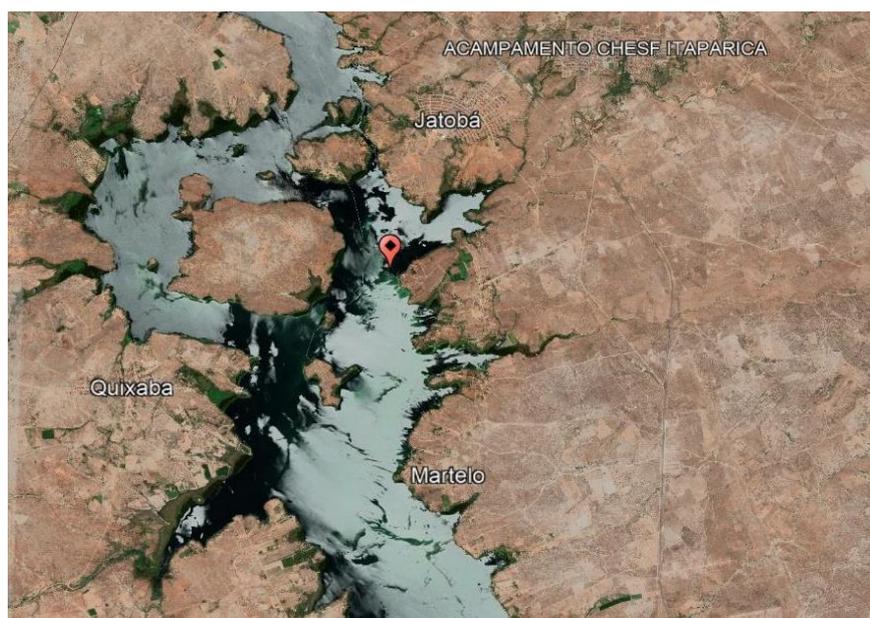
A **Figura 62** mostra a distribuição dos valores da *S* estimados a partir da **Imagem 07 (01/12/2019)** e **Imagem 08 (07/12/2019)**. Observa-se novamente uma mudança marcante na transparência da água a montante da sede municipal de Jatobá – PE, evidenciada por uma pluma. Esse fenômeno foi observado em diversas imagens durante as estimativas diárias para a determinação da *S* Média Mensal.

## 5. Resultados



**Figura 62** - Detalhamento da Imagem 7 (01/12/2019) e Imagem 8 (07/12/2019)

A **Figura 63** mostra a localização geral desse ponto, nas proximidades das coordenadas geográficas  $9^{\circ}12'20.96''\text{S}$  e  $38^{\circ}16'35.43''\text{O}$ , onde se originaram mudanças marcantes da coloração e transparência da água nos meses de setembro, outubro, novembro e dezembro de 2019.



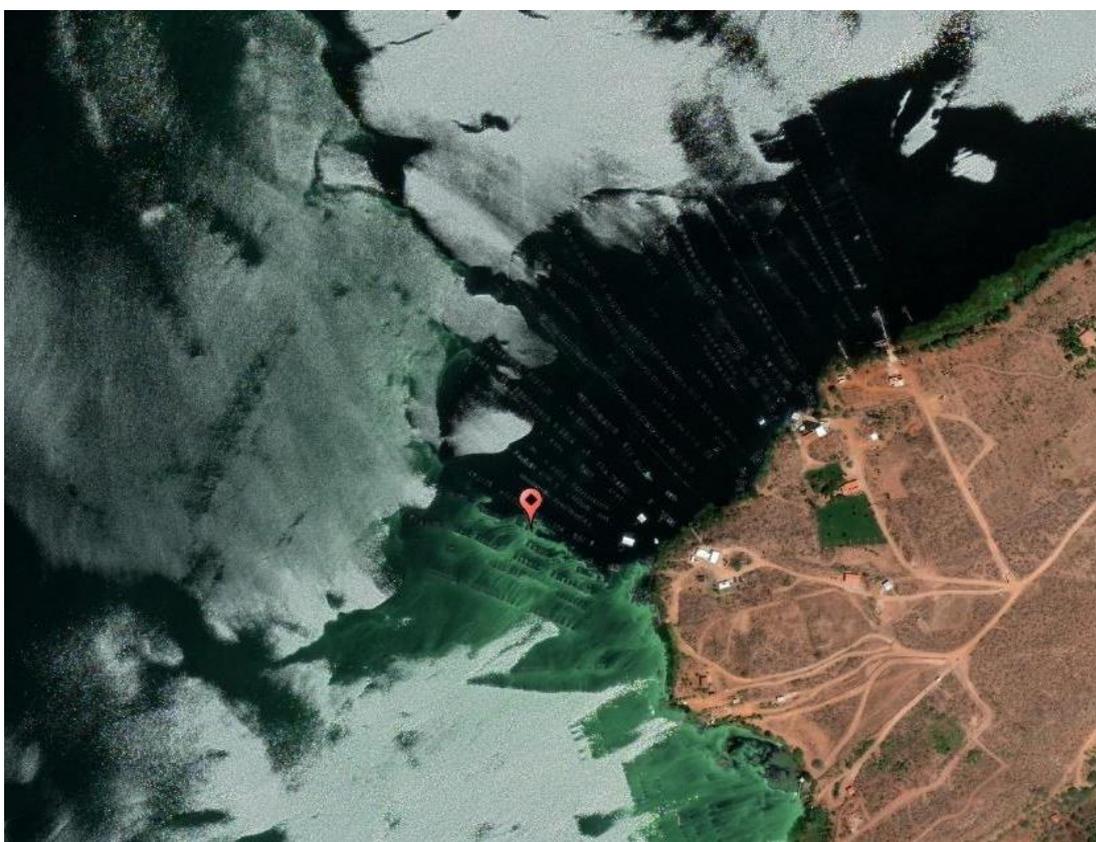
**Figura 63** – Ponto de origem das mudanças da coloração da água e plumas em Moxotó

## 5. Resultados

---

Imagens de satélite de alta resolução, disponível no Google Earth Pro, para a data de 01 de dezembro de 2019 (**Figura 63**), também conseguiram registrar as mudanças na coloração da água do reservatório de Moxotó, que reduziram a transparência da água e causam os surgimentos das plumas nas imagens Imagem vistas anteriormente.

A **Figura 64** mostra a localização detalhada desse ponto de origem, observa-se que o ponto de está localizado em uma área com intensa atividade aquícola, mais especificamente na Área 01.



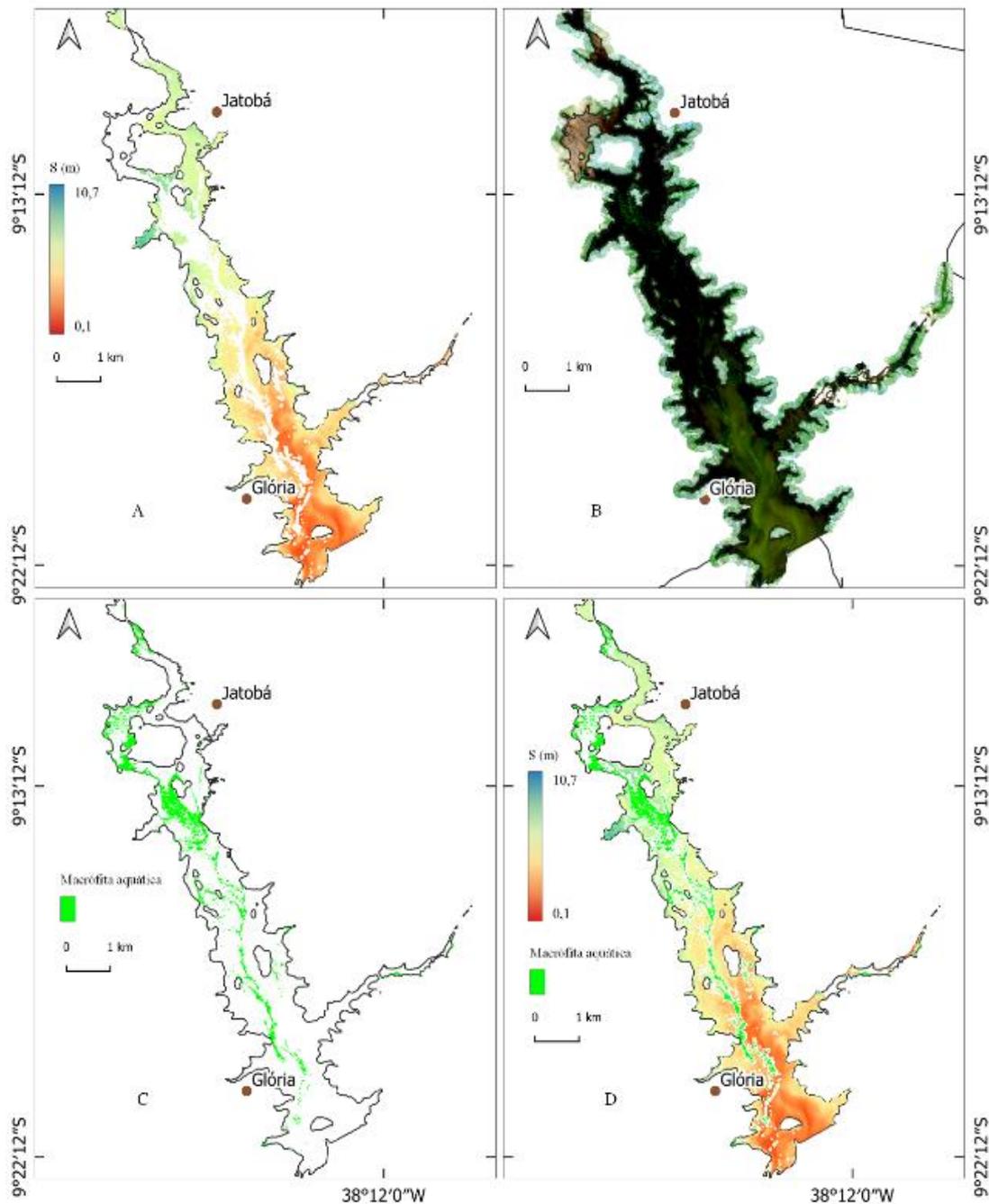
**Figura 64** – Localização do ponto de origem das plumas de perda de S da água em Moxotó e atividades aquícolas em sua volta

Além disso do surgimento das plumas, as estimativas diárias da S permitiram identificar mudanças na transparência da água do reservatório acompanhadas de casos proliferação excessivas de macrófitas aquáticas em diversas datas, dentre elas: **Imagem 04 (06/03/2020)** e **Imagem 03 (15/04/2020)**.

A **Figura 65-A** mostra a distribuição espacial dos valores de S estimados a partir da **Imagem 04 (06/03/2020)**. Na **Figura 65-B** exibe a Imagem 04 em cor verdadeira,

## 5. Resultados

evidenciando a presença significativa de bancos de macrófitas aquáticas na zona fluvial do reservatório ao noroeste do reservatório.



**Figura 65** - Detalhamento da Imagem 04 (06/03/2020)

Fonte: Elaboração própria (2024)

Por fim, a **Figura 65-D** mostra a sobreposição das informações apresentadas na **Figura 65-A** e **Figura 65-C**. Nela é possível observar que as macrófitas são

## 5. *Resultados*

---

transportadas das zonas fluviais do reservatório, na região mais a montante ao noroeste do reservatório, seguindo o fluxo principal da água até as regiões mais a montante.

Noticiários locais evidenciaram os impactos das perdas da qualidade da água nos reservatórios, principalmente no reservatório de Moxotó, um dia após o registro da **Imagem 04** pelo Sentinel 2, algumas dessas notícias podem ser consultadas no site de notícias local do Município de Paulo Afonso – BA como Almeida (2020).

Esse fenômeno de proliferação excessiva de macrófitas foi mais intenso entre os meses de março a abril dos anos. e 2019 e 2020. O fato desse fenômeno ter sido mais intenso nesse período pode estar relacionada a baixa circulação de água no reservatório. Pois observa-se na série histórica (diária) de vazões defluentes dos reservatórios apresentada no Sistema de Acompanhamento de Reservatório da ANA, que houve uma redução drástica das vazões defluentes do reservatório de Itaparica para o reservatório de Moxotó e do reservatório de Moxotó para Paulo Afonso IV nos períodos de março a abril de 2019 e 2020.

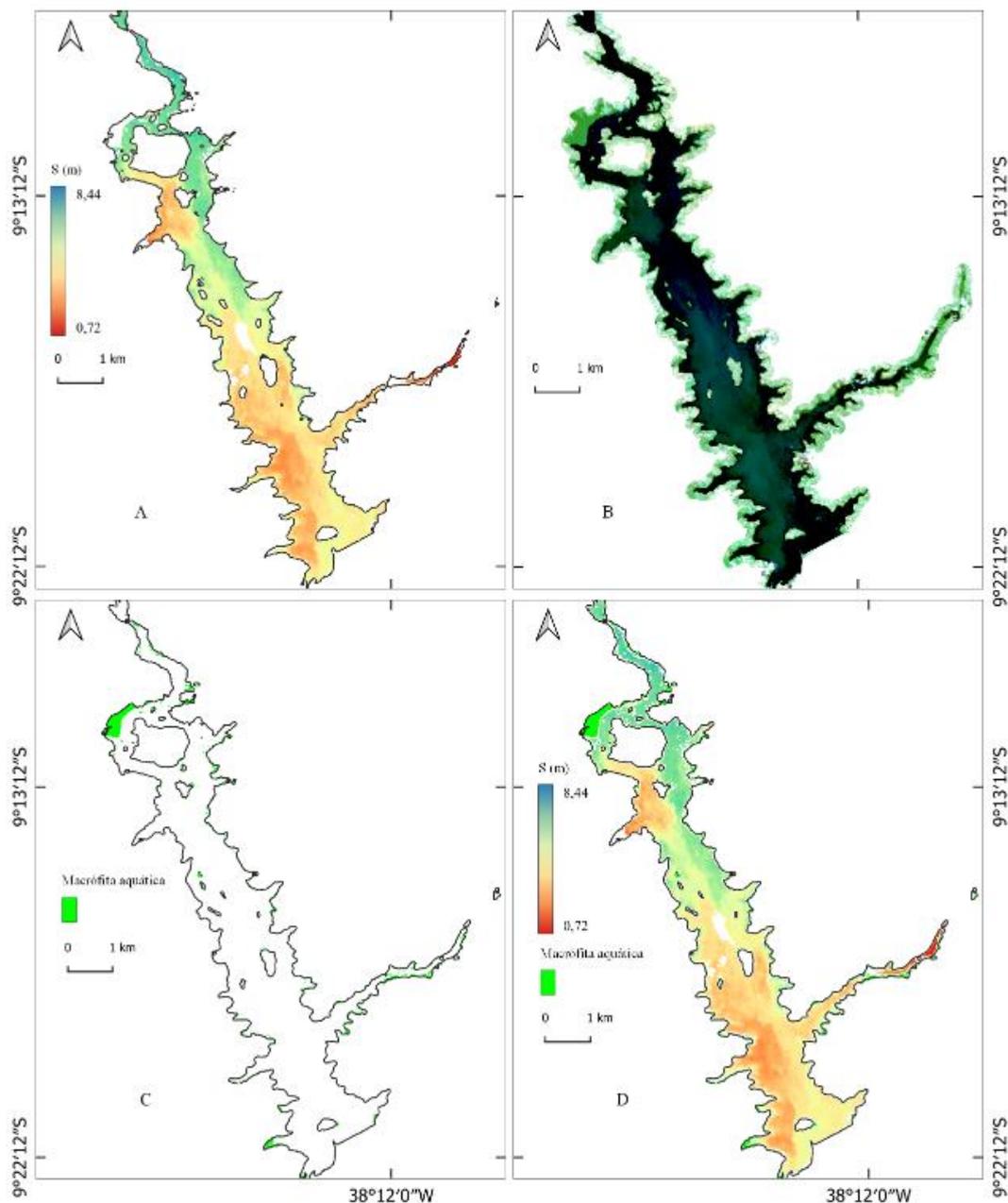
Porém, observa-se que houve chuvas concentradas entre os meses de fevereiro a abril (2019 e 2020) nos rios secundários, conforme mostra dados diários das estações A329, A350, A429 e dados dos SISDAGRO para o município de Paulo Afonso – BA (**Tabela 7**), o que pode ter contribuído para desprendimento dessa vegetação dos bancos de macrófitas da zona fluvial do reservatório.

A **Figura 66-A** mostra a distribuição espacial da S estimados a partir da Imagem 01 (15/04/2020). Na **Figura 66-B** e **Figura 66-C** exibe a Imagem 01 em cor verdadeira, evidenciando a presença significativa de bancos de macrófitas aquáticas na zona fluvial noroeste do reservatório.

Os dados apresentados para o mês de março, mais especificamente na Imagem 04 (06/03/2020) e Imagem 03 (16/03/2021); e agora para o mês de abril, Imagem 01 (15/04/2020), mostram que houve uma grande amplitude dos dados de clareza da água no reservatório, indicando que para o mesmo dia o reservatório possuía grande variações dos dados de clareza da água, e possíveis fontes de contaminação ao longo do reservatório. Além disso, a presença de macrófitas aquáticas reforçam essa hipótese.

## 5. Resultados

Essa situação foi se agravando no decorrer dos dias entre 06/03/2020 a 15/04/2020, causando diversos problemas ambientais e sociais aos municípios de Gloria e Paulo Afonso, dentre eles: a suspensão do abastecimento de água, prejuízos na piscicultura e pesca artesanal (mortandade de peixe), fechamento da grande maioria dos estabelecimentos às margens do Rio São Francisco, perdas no turismo, comprometimento do lazer (CBHSF, 2020).



**Figura 66** - Detalhamento da Imagem 01 (15/04/2020)

## 5. Resultados

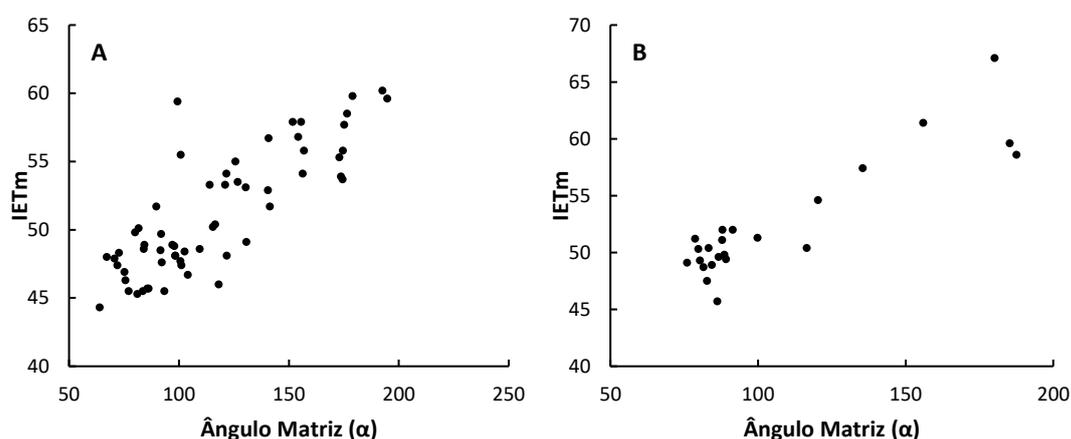
### 5.4.2. MODELO PARA ESTIMATIVA DO IET<sub>m</sub>

Os testes de correlação revelam que o IET<sub>m</sub> calculado usando a metodologia de Lamparelli (2004) possui uma forte relação com o  $\alpha$  derivado do Sentinel 2.

Durante o desenvolvimento do presente trabalho, foi observado que os valores do IET<sub>m</sub> possuem forte relação com a razão entre a banda espectral do azul e verde ( $B^2/B_4$ ) do Sentinel 2. Teste de correlação de Spearman entre essa  $B^2/B_4$  e os valores de IET<sub>m</sub> retornaram a valores de  $\rho$  maior que 0,7, indicando uma relação forte, conforme a classificação de Baba et al. (2014).

Morel; Prieur (1977) também observaram essa correlação entre a  $B^2/B_4$  e a concentração de clorofila em água e Crioni *et al.* (2023) exploraram essa correlação para a estimativas da concentração de clorofila-a em reservatórios da região metropolitana de São Paulo.

A **Figura 67-A** mostra o gráfico de dispersão das variáveis Ângulo Matriz ( $\alpha$ ) derivado do Sentinel 2 e o IET<sub>m</sub> calculado considerando a metodologia de Lamparelli (2004) a partir dos parâmetros da qualidade da água determinado em *in situ* considerando os dados para o treinamento do modelo **Figura 67-B** mostra o mesmo gráfico com os dados para a fase de validação.

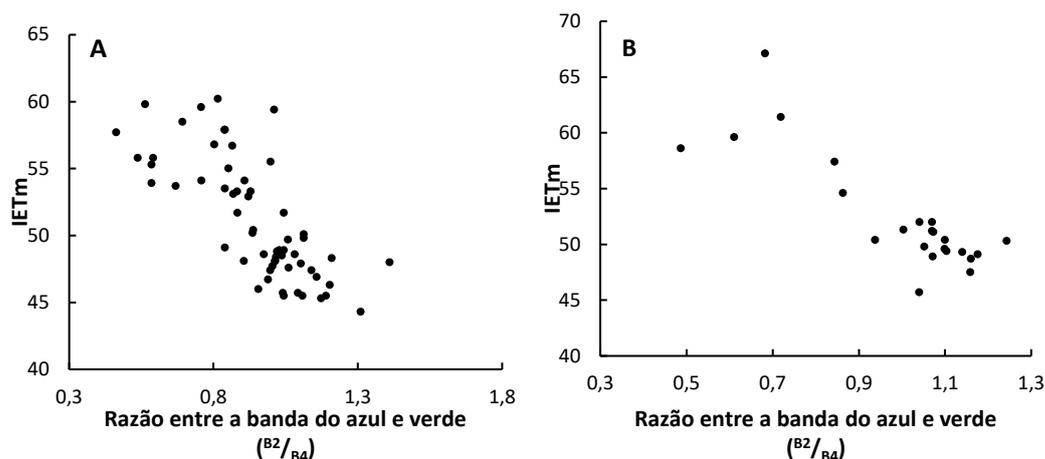


**Figura 67**– Diagramas de dispersão do  $\alpha$  e o IET<sub>m</sub> no treinamento (A) e validação (B)

Fonte: Elaboração própria (2024)

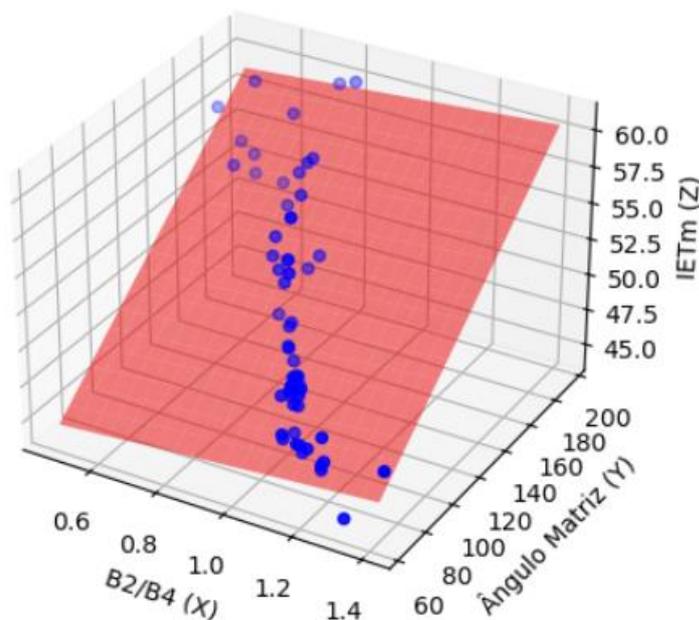
A **Figura 68-A** mostra o gráfico de dispersão das variáveis  $B^2/B_4$  derivado do Sentinel 2 e o IET<sub>m</sub> reservados para a fase de treinamento do modelo e **Figura 68-B** mostra o mesmo gráfico com os dados para a fase de validação dos modelos.

## 5. Resultados



**Figura 68** – Diagramas de dispersão do  $(B^2/B_4)$  e o  $IET_m$  no treinamento (A) e validação (B)  
 Fonte: Elaboração própria, 2024

Observando os gráficos de dispersão das **Figura 67**, **Figura 68** e **Figura 69**, conclui-se que à medida que os valores de  $\alpha$  aumentam o  $IET_m$  aumenta, revelando uma correlação positiva. Porém, à medida que os valores de  $B^2/B_4$  aumentam, os valores do  $IET_m$  diminuem, revelando uma correlação, negativa, ou seja, inversa.

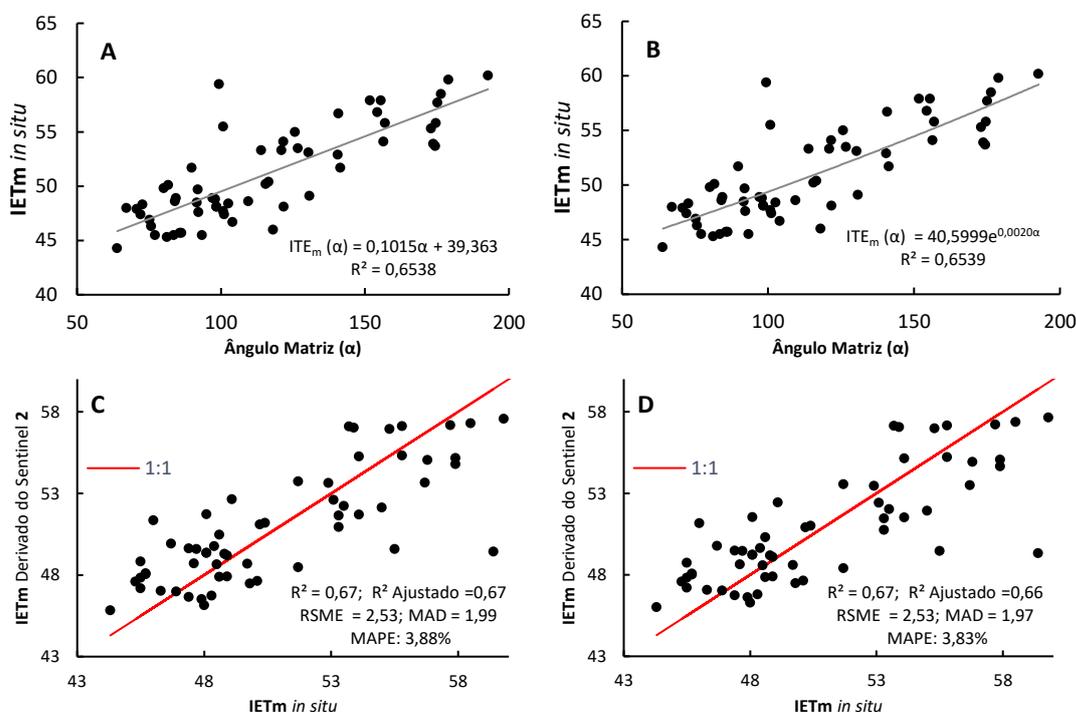


**Figura 69** – Diagramas de dispersão 3D das variáveis  $(B^2/B_4)$ ,  $\alpha$  e  $IET_m$   
 Fonte: Elaboração própria (2024)

A partir desses dados utilizados para a construção dos diagramas, foram avaliados 5 Modelos Empíricos Simples (MES) e Multivariáveis (MEM) com os objetivos de estimar os valores de  $IET_m$  a partir dos valores das variáveis derivados do Sentinel ( $B^2/B_4$ ) e Ângulo Matriz ( $\alpha$ ), a saber: 1. Linear; 2. Exponencial; 3. Potencial; 4. Logarítmico e 5. Polinomial.

## 5. Resultados

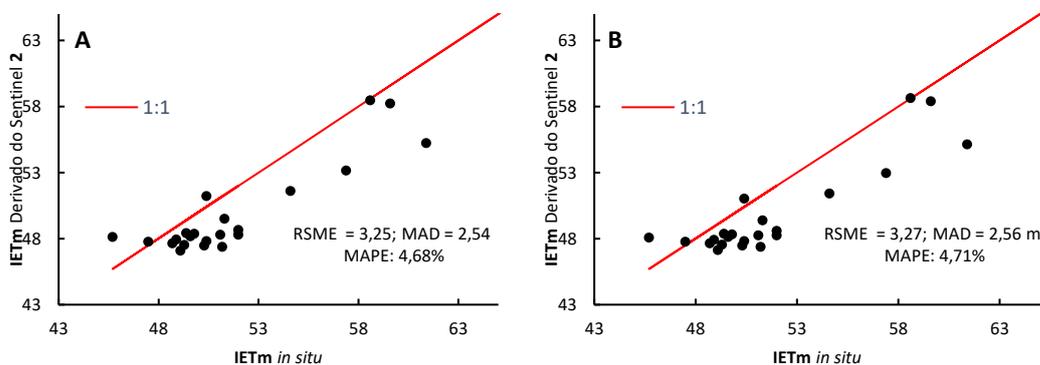
A **Figura 70-A e B** mostra as equações para, respectivamente, os modelos empíricos linear e o exponencial. As métricas mostram que na fase de treinamento dos modelos (**Figura 70-C e D**) ambos apresentaram desempenho semelhantes, o com MAPE e RSME iguais, respectivamente, de 3,83% e 2,53 e MAD semelhantes.



**Figura 70** – Modelo empírico linear (A), exponencial (B), desempenho no treinamento do modelo linear (C) e exponencial (D)

Fonte: Elaboração própria (2024)

Na fase de validação dos modelos (**Figura 71-A e B**), o modelo exponencial apresentou MAPE de 4,71% e o Linear de 4,68%.

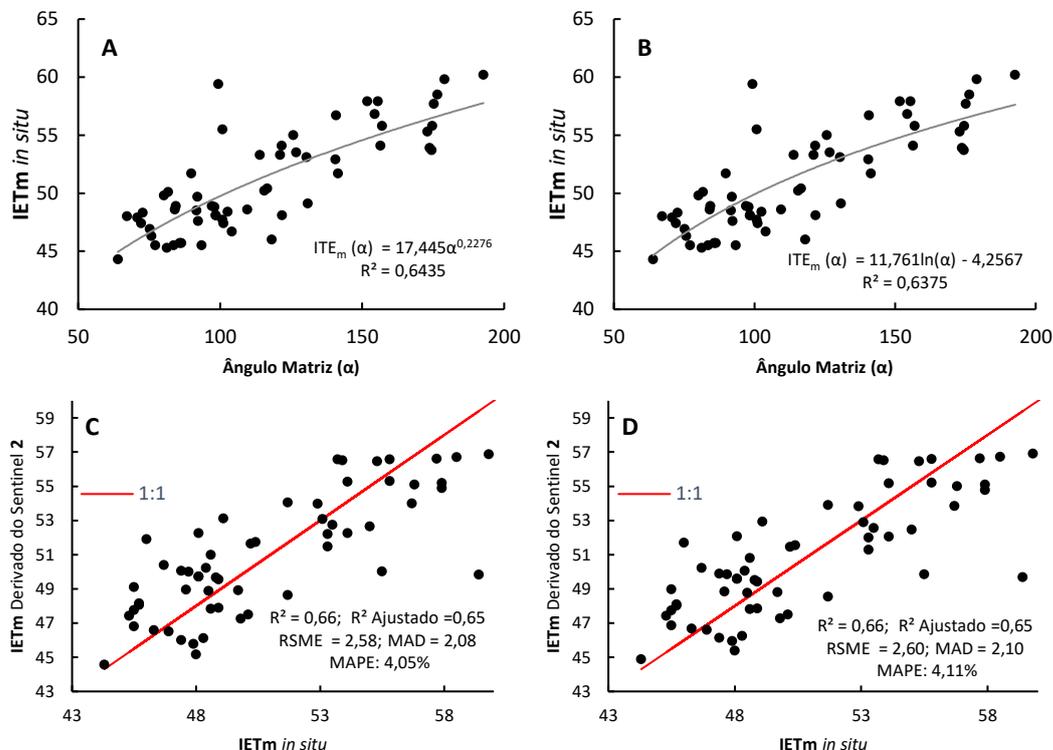


**Figura 71** – Desempenho na validação do modelo linear (A) e exponenciais (B) em prever os valores de  $IET_m$

A **Figura 72-A e B** mostra as equações para os MES Potencial e Logarítmico, respectivamente. As métricas mostram que na fase de treinamento (**Figura 72-C e D**)

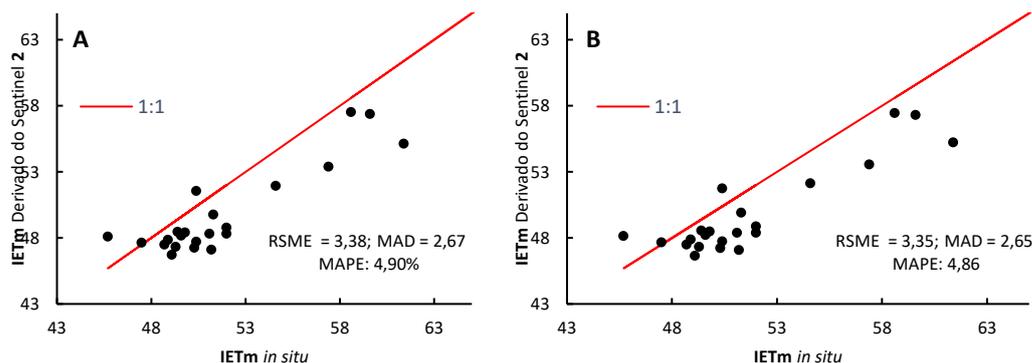
## 5. Resultados

os modelos Logarítmicos e Potencial apresentaram menor desempenho que os modelo linear e a exponencial.



**Figura 72** – Modelo empírico potencial (A) e logarítmico (B), desempenho no treinamento do potencial (C) e logarítmico (D) para estimar os valores do  $IET_m$

Na fase de validação dos modelos (Figura 73-A e B) o modelo potencial apresentou MAPE de 4,90% e o modelo logarítmico de 4,86%.

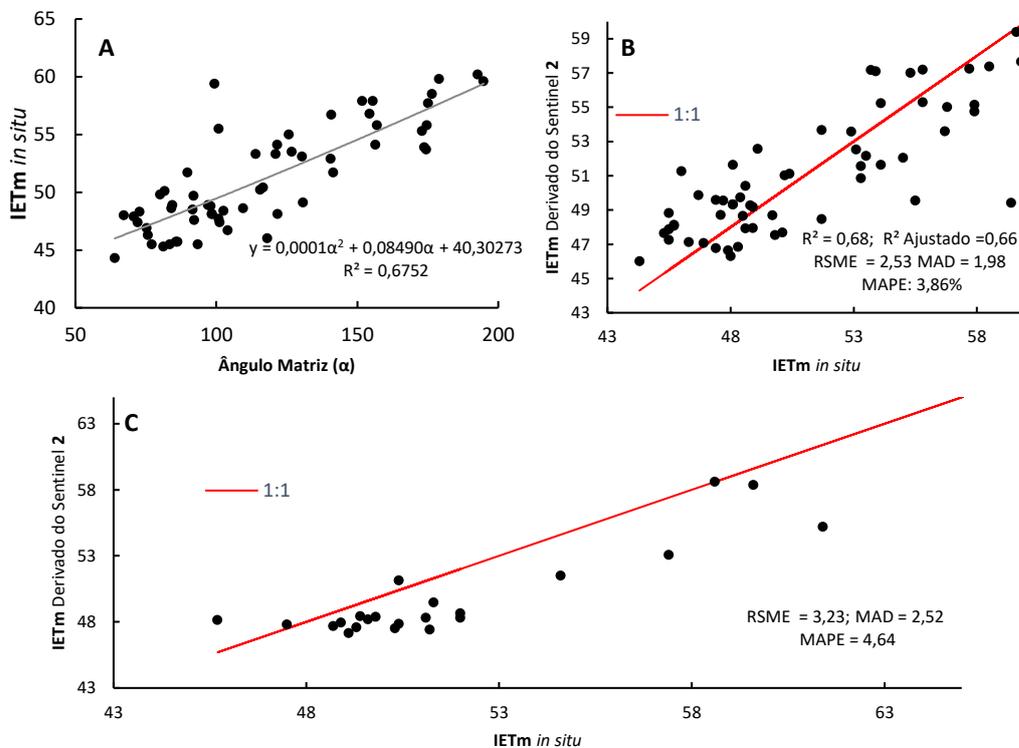


**Figura 73** - Desempenho na validação do modelo potencial (A) e logarítmico (B) em estimar os valores do  $IET_m$

A Figura 74-A mostra o MES Polinomial, observa-se que o modelo possui  $R^2$  de 0,67. Na fase de treinamento (Figura 74-B) o modelo apresentou de MAD (1,98 m) e

## 5. Resultados

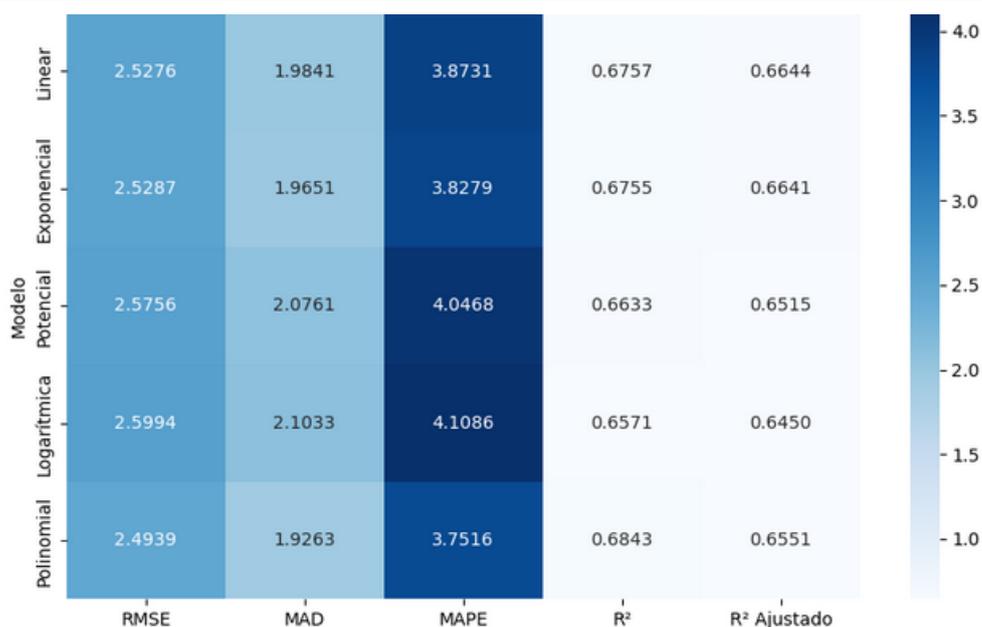
RMSE (2,53 m) e MADE (3,86%). Na fase de validação, o modelo apresentou um menor desempenho (RMSE = 3,23; MAD = 2,52 e MAPE = 4,64%).



**Figura 74** – Modelo Polinomial (A) e seu desempenho no treinamento (B) e validação (C) para as estimativas do IET<sub>m</sub>

Considerando a forte relação entre a variável  $B^2/B_4$  e o IET<sub>m</sub>, foram desenvolvidos Modelos Empíricos Multivariáveis para com o objetivo de estimar o IET<sub>m</sub> em função das variáveis Ângulo Matriz ( $\alpha$ ) e  $B^2/B_4$ . No entanto, conforme demonstrado na **Figura 75**, a adição da variável  $B^2/B_4$  não resultou em melhorias significativas no desempenho dos modelos

## 5. Resultados



**Figura 75** – Desempenhos dos Modelos Empíricos Multivariáveis para estimar o IET<sub>m</sub>

A **Tabela 19** mostra uma análise detalhada do Modelo Exponencial Simples na fase de treinamento, modelo escolhido para as estimativas do IET<sub>m</sub> de Lamparelli (2004).

**Tabela 19**– Avaliação dos modelos empíricos exponencial na fase de treinamento e validação para diferente faixa do índice da EFU

EFU	Treinamento			Validação		
	MAPE	MAD	RMSE	MAPE	MAD	RMSE
≤ 6	4,1%	2,05	2,69	4,3%	2,21	2,4
6 < EFU ≤ 8	3,7%	2,07	3,11	*	*	*
8 < EFU ≤ 10	1,6%	0,96	1,18	5,3%	5,42	5,42
> 10	3,83%	2,53	1,97	4,17%	2,56	3,27

**Fonte:** Elaboração própria (2024)

**Nota:** \* houve apenas uma observação para a faixa o que impossibilitou o cálculo das métrica

Observa-se na **Tabela 21**, que o modelo apresentou melhor desempenho em estimar IET<sub>m</sub> em água classificada com índice da EFU 8 e 10 na fase de treinamento. Nessa condição esse modelo consegue estimar os valores do IET<sub>m</sub> com um erro percentual (MAPE) de 1,6%. Na fase de validação o modelo apresentou melhor desempenho para prever os valores do IET<sub>m</sub> para águas classificadas com índice da EFU menor ou igual a 6.

## 5. Resultados

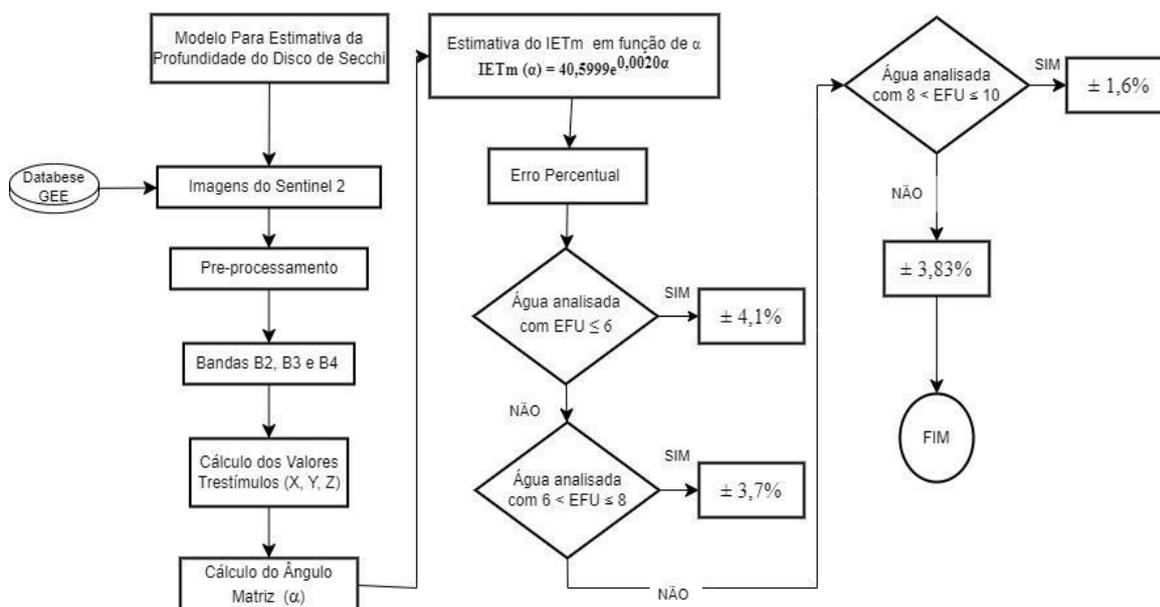
Utilizando um conjunto de dados simulados derivados do Software Hydrolight os autores Chen et al. (2019) e Wang et al. (2018) construíram relações teóricas entre faixa IETC<sub>la</sub> e as EFU, medidas por faixas do  $\alpha$ . Os dois estudos mostraram uma relação exponencial positiva entre o IETC<sub>la</sub> e a EFU. Os valores para o IETC<sub>la</sub> variaram de 0 a 68, e a UFU, geralmente, aumentou com o IETC<sub>la</sub> com base no conjunto de dados simulado ( $R^2 = 0,9358$ ,  $N = 500$ ).

De forma semelhante, aos dados simulados por Wang et al. (2018), Chen *et al.* (2019) encontrou uma relação entre a Escala Forel-Ule derivada do Landsat 8 e o IETC<sub>la</sub> do conjunto de dados *in situ* do Lago Donghu. Essa relação mostra que a EFU aumentou com o IETC<sub>la</sub> de forma exponencial ( $R^2 = 0,6464$ ,  $N = 155$ ).

Considerando as métricas de avaliação, principalmente o MAPE e MAD, na fase de treinamento e validação, o modelo exponencial (Equação 58) teve o melhor desempenho para prever os valores do IET<sub>m</sub> em função de  $\alpha$ .

$$\text{IET}_m(\alpha) = 40,5999e^{0,0020\alpha} \quad 58$$

A Figura 76 mostra o funcionamento do modelo empírico IET<sub>m</sub> ( $\alpha$ ) para a determinação do IET<sub>m</sub> em função do  $\alpha$  derivado do Sentinel 2. Os dados entrada do modelo são as bandas espectrais B2, B3 e B4 das imagens do Sentinel 2.



**Figura 76** – Funcionalidade do modelo para Estimativa do IET<sub>m</sub> em função do Ângulo Matriz

## 5. Resultados

### 5.4.2.1. DIRETRIZES APLICAÇÃO DO MODELO EMPÍRICO IET<sub>m</sub> ( $\alpha$ )

As diretrizes impostas para aplicação dos modelos IET<sub>m</sub> ( $\alpha$ ) são as mesmas apresentadas no item 5.4.2.1. Ao final da aplicação do modelo utilizando *script* específico no GEE tem-se uma imagem com as mesmas especificações apresentadas na **Tabela 17**, com a adição de mais uma banda para registrar os valores estimados de IET<sub>m</sub> *pixel a pixel*.

### 5.4.2.2. Aplicação do modelo empírico IET<sub>m</sub> ( $\alpha$ ) ao monitoramento da QA

Durante a aplicação do modelo S( $\alpha$ ), apresentado no item 5.4.1.2, observou-se nas estimativas diárias dos meses de março a abril, mais especificamente na **Imagem 04 (06/03/2020)**, mudanças marcantes na clareza da água acompanhadas de proliferação excessiva de macrófitas aquáticas no reservatório de Moxotó, evidenciando inícios de eutrofização no reservatório.

Durante os meses de setembro, outubro, novembro e dezembro o modelo S( $\alpha$ ) conseguiu identificar o surgimento de plumas com transparência da água reduzida ao longo do reservatório, com maior intensidade nas **Imagens 08 (28/09/2019)**, 11 (28/10/2019), 07 (17/11/2019) e **07 (01/12/2019)**.

Especificamente para essas quatro datas, em que o modelo S( $\alpha$ ) conseguiu identificar as condições críticas do reservatório, frente a transparência da água e proliferação de macrófitas aquáticas, será aplicado o modelo IET<sub>m</sub> ( $\alpha$ ), de forma a entender o estado de trofia de todo o reservatório par o período observado.

A **Tabela 20** mostra uma breve estatística descritiva das imagens, observa-se que a Imagem 07 do dia 01/12/2019 apresentou um ITE<sub>m</sub> dia 53,43 evidenciando que o reservatório possuía condições mesotróficas.

**Tabela 20** – Estáticas descritiva dos pixels das imagens consideradas para as estimativas de IET<sub>m</sub>

	IM.04	IM.08	IM.11	IM.07	IM.07
	06/03/2020	28/09/2019	28/10/2019	17/11/2019	01/12/2019
Amostra	392.293	542.927	597.771	568.406	435.359
Outlier	0	71.446	54.649	48.621	7.337
Outlier %	0,00	13,16	9,14	8,55	1,69
Média	49,57	48,37	49,27	47,93	53,43
Mediana	49,20	47,81	48,61	47,61	53,17
Desvio P	2,29	1,64	2,12	1,22	1,71

## 5. *Resultados*

Min	45,32	46,54	45,95	46,03	48,90
Max	56,24	58,12	57,52	57,83	60,04
Lower B.	42,19	46,25	45,06	45,99	49,04
Upper B.	56,34	49,64	52,69	49,38	61,65

**Nota:** O detalhamento das condições de clareza da água e proliferação de macrófitas das Imagens IM 08 (28/09/2019), 07 (01/12/2019) 04 (03/03/2020) estão apresentadas nas **Figura 59**, **Figura 62** e **Figura 65**, respectivamente.

A **Figura 77** mostra a classificação das águas do reservatório de Moxotó de acordo a metodologia de Lamparelli (2004).

Observa-se que o IET<sub>m</sub> da água do reservatório de Moxotó variou de Ultraoligotrófica (IET<sub>m</sub> ≤ 47) a Mesotrófico (52 < IET<sub>m</sub> ≤ 59), conforme dados estimados a partir das Imagens 04, 08, 11 E 07 apresentado na **Tabela 20** e **Figura 77**. A Imagem 07 (01/12/2019) evidenciou que para essa data a água do reservatório variou de oligotrófico (47 < IET ≤ 52) a Eutrófico (59 < IET ≤ 63).

5. Resultados

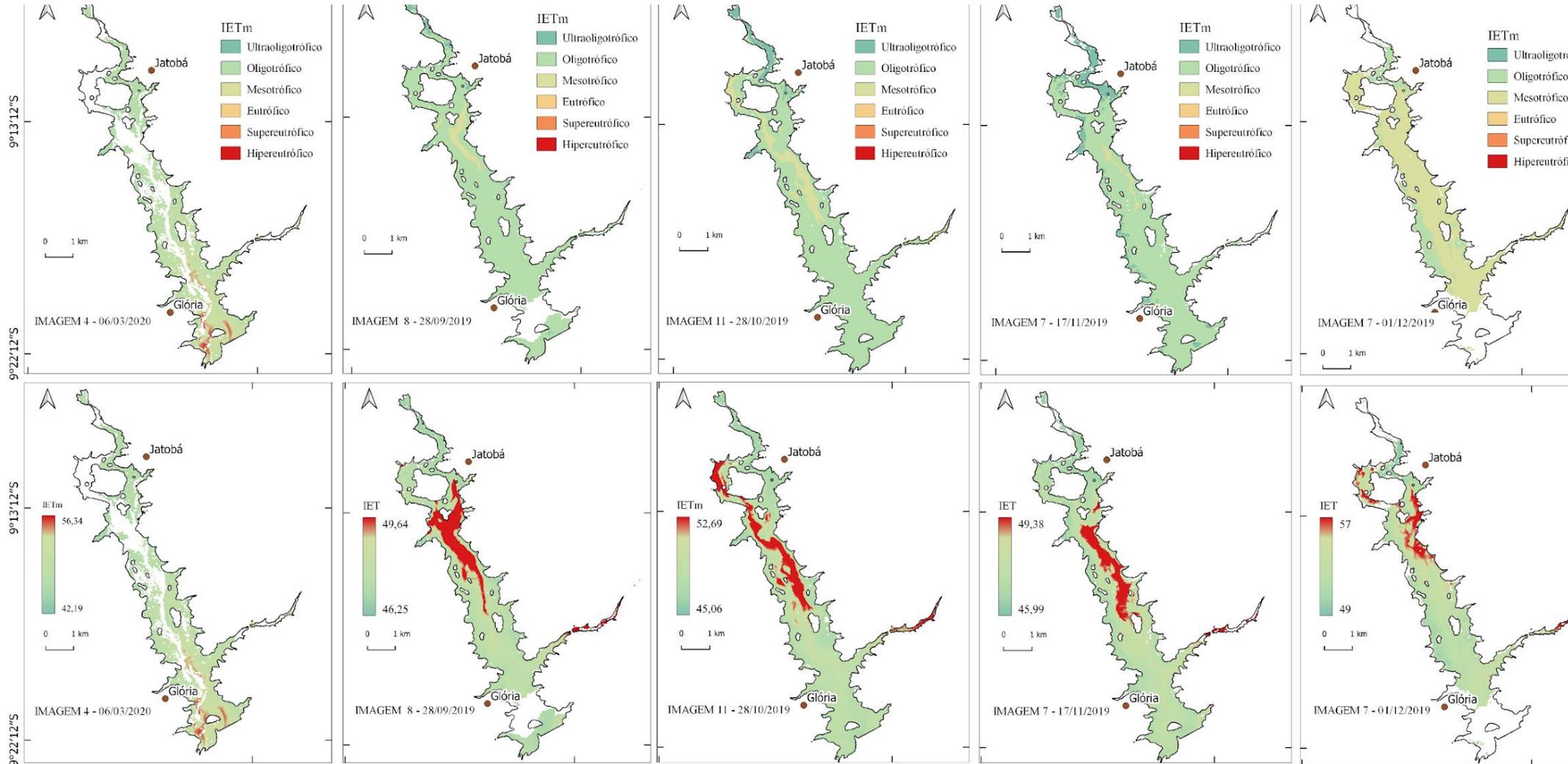


Figura 77 - Distribuição espacial da classificação e do IET<sub>m</sub> em Moxotó

## 6. CONCLUSÕES

As estimativas diárias da transparência da água utilizando o modelo  $S(\alpha)$  permitiu entender a distribuição da transparência da água no reservatório, e identificar plumas de alteração dessa transparência em regiões específicas do reservatório acompanhadas de proliferação de macrófitas. Isso possibilitou identificar possíveis pontos de poluição ao longo do reservatório e a origem dessas plumas.

Aplicando o modelo  $IET_m(\alpha)$  em casos especiais identificado pelo modelo  $S(\alpha)$ , com grandes variações na transparência da água e surgimento de plumas de mudanças da clareza da água acompanhada com a proliferação de macrófitas aquáticas, foi possível estimar o IET<sub>m</sub> de Lamparelli (2004) de forma distribuída no reservatório, possibilitando identificar as áreas do reservatório mais impactadas pelos eventos de eutrofização.

O modelo  $S(\alpha)$  em conjunto com o modelo  $IET_m(\alpha)$  possibilitou um diagnóstico preliminar das condições da água do reservatório e localizar regiões onde as mudanças da qualidade da água são mais intensas, e necessitam de um monitoramento *in situ* mais detalhado. Ele pode trazer subsídios e critérios mais fundamentados aos gestores do recurso hídricos e técnicos para a escolha das localizações mais assertivas de pontos de monitoramento da qualidade da água ao longo do reservatório e a implementação de medidas preventivas e corretivas dos impactos da eutrofização.

### 6.2.6.2. RECOMENDAÇÕES PARA FUTURAS PESQUISAS

- Aprimorar os modelos, principalmente na etapa de pré-processamento, de forma que seja construído uma metodologia para a remoção das interferências das sombras das nuvens na água de forma automática.
- Aprimorar os *scripts* elaborado para rodar o modelo no GEE, adicionando-se uma interface do usuário (UI), de forma a possibilitar as pessoas interagirem e usar o modelo sem a necessidade de domínio da linguagem de programação utilizada no GEE. Uma segunda alternativa é migrar os modelos para serem aplicados em *python*, de forma que seja possível criar *software* ou aplicativos.

## 6. *Resultados*

---

- Incentiva-se o uso dos modelos por pesquisadores que trabalham que limnologia e qualidade da água;
- Explorar o uso de dados multitemporais para capturar variações sazonais na clareza da água, principalmente correlacionar as variáveis que influenciam na transparência da água e no IET<sub>m</sub>.

## 7. Referências

---

### 7. REFERÊNCIAS

ABEGAZ, Nuredin Teshome; TSIDU, Gizaw Mengistu; ARISSO, Bisrat Kifle. **Variabilidade espaço-temporal da qualidade da água do Lago Tana derivada do índice Forel-Ule baseado no MODIS: os papéis dos processos hidrometeorológicos e de superfície.** *Atmosfera*, v. 14, n. 2, p. 289, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/atmos14020289>.

Adjovu, G.E., Stephen, H., James, D., & Ahmad, S. (2023). **Overview of the Application of Remote Sensing in Effective Monitoring of Water Quality Parameters.** *Remote Sensing*, 15(7), 1938. <https://doi.org/10.3390/rs15071938>.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). SAR - Sistema de Acompanhamento de Reservatórios. 2014. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/sar/>. Acesso em: 19 abr. 2024

ALMEIDA JÚNIOR, Antônio. Tragédia anunciada: Baronesas causam prejuízo de milhões de reais a piscicultores de Glória-BA. PA4, 07 mar. 2020. Disponível em: <https://www.pa4.com.br/noticias/tragedia-anunciada-baronesas-causam-prejuizo-de-milhoes-de-reais-piscicultures-de-gloria-ba-fotos/>. Acesso em: 17 mai. 2024.

Almeida, A. **Barramento para conter baronesas está sendo implantado entre o Bico de Pedra e Vila Moxotó-BA.** PA4 Notícias, Paulo Afonso/BA, 02 de fevereiro de 2020. Disponível em: <<https://www.pa4.com.br/noticias/barramento-para-conter-baronesas-esta-sendo-implantado-entre-o-bico-de-pedra-e-vila-moxoto-ba/>>. Acesso em maio 2024.

Almeida, A. **Tragédia anunciada: Baronesas causam prejuízo de milhões de reais a piscicultores de Glória-BA.** PA4 Notícias, Paulo Afonso/BA, 07 de março de 2019. Disponível em: <[https://www.pa4.com.br/noticias/tragedia-anunciada-baronesas-causam-prejuizo-de-milhoes-de-reais-piscicultures-de-gloria-ba-fotos/#google\\_vignette](https://www.pa4.com.br/noticias/tragedia-anunciada-baronesas-causam-prejuizo-de-milhoes-de-reais-piscicultures-de-gloria-ba-fotos/#google_vignette)>. Acesso em maio 2024.

BARE, Taurai. **The impact of sewage effluent and natural self-purification in the Upper Chinyika River below Hatcliffe Sewage Works, Harare.** 2005.

## 7. Referências

---

Dissertação (Mestrado em Geografia) – University of Zimbabwe, Harare, 2005. Disponível em: <http://thesisbank.jhia.ac.ke/id/eprint/5926>. Acesso em: 21 fev. 2024.

BIUDES, J. F. V.; CAMARGO, A. F. M. **Estudo dos fatores limitantes à produção primária por macrófitas aquáticas no Brasil**. *Oecologia Australis*, Volume 12, n. 01, pag. 7–19, 2008.

BLESSY, V. A.; KUMAR, M.; SAXENA, C. K.; GUPTA, A. **Predicting total suspended solids from turbidity for different types of soil particles**. *Acta Scientific Agriculture*, v. 7, n. 12, p. 1323, 2023. DOI: <https://doi.org/10.31080/ASAG.2023.07.1323>.

BRASIL. Ministério da Pesca e Aquicultura. **Boletim da Aquicultura em Águas da União 2013-2022**. Brasília: Ministério da Pesca e Aquicultura, 2023. Disponível em: [https://www.gov.br/mpa/pt-br/assuntos/aquicultura/boletim-da-aquicultura-em-aguas-da-uniao-2013-2022-site\\_compressed.pdf](https://www.gov.br/mpa/pt-br/assuntos/aquicultura/boletim-da-aquicultura-em-aguas-da-uniao-2013-2022-site_compressed.pdf). Acesso em: 01 set. 2024.

BRASIL. Ministério das Cidades. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS): séries históricas de dados. Disponível em: <https://www.gov.br/cidades/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis>. Acesso em: 17 set. 2024.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Nota técnica: vistoria de 18 a 22/04/2016 para acompanhamento dos efeitos ambientais da autorização da ANA/IBAMA para a redução de vazão de 1300 m<sup>3</sup>/s para 800 m<sup>3</sup>/s no rio São Francisco à jusante da UHE Sobradinho e UHE Xingó**. Aracaju: IBAMA, 2016. 26 p.

BRASIL. **Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021**. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Disponível em <[https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2021/prt0888\\_07\\_05\\_2021.html](https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2021/prt0888_07_05_2021.html)>. Acesso em: abril 2023.

Brito, L. **Impactos ambientais e econômicos provocados pelas baronesas serão analisados em audiência pública pelas Câmaras de Paulo Afonso e Glória**.

## 7. Referências

---

PA 24 horas Notícias, Paulo Afonso/BA, 17 de março de 2019. Disponível em: <<https://www.bobcharles.com.br/internas/read/?id=16044>>. Acesso em maio 2024.

Bukata, R. P.; Pozdnyakov, D. V.; Ferome, J. H.; Tanis, F. L. **Validation of a radiometric color model applicable to optically complex water bodies**. Remote Sensing of Environment. Volume 77, pag 165-172, agos. de 2021. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0034425701002036>>. Acesso em: jan. de 2023.

Burggraaff, O.; Panchagnula, S.; Snik, F. **Ciência cidadã com daltonismo: um estudo de caso na escala Forel-Ule**. PLOS ONE. Volume 16, abr. de 2021. Disponível em <<https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0249755>>. Acesso em: jan. de 2023.

BURKHOLDER, JoAnn M.; KINDER, Carol A.; ALLEN, Elle H. **Watershed development and eutrophying potable source-water reservoirs in a warming temperate/subtropical region**. *Water*, v. 15, n. 22, p. 4007, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w15224007>. Acesso em: 1 mai. 2024.

Carl J. L. *et al.* **Spectral mixture analysis for surveillance of harmful algal blooms (SMASH): A field-, laboratory-, and satellite-based approach to identifying cyanobacteria genera from remotely sensed data**. Remote Sensing of Environment. Volume 279, 15 set. 2022. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425722002036>>. Acesso em: jan. de 2023.

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

Ceccaroni, L. *et al.* **Citclops: Um sistema de sensores de última geração para a monitorização das águas naturais e um observatório dos cidadãos para a avaliação do estado dos ecossist**. PLOS ONE. Volume 15, mar. de 2020. Disponível em <<https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0230084>>. Acesso em: jan. de 2023.

Chen, Q.; Huang, M.; Tang, X. **Eutrophication assessment of seasonal urban Lakes in China Yangtze River Basin using Landsat 8-derived Forel-Ule index: A**

## 7. Referências

---

**six-year (2013–2018) observation.** *Science of the Total Environment*, Vol. 745, nov. de 2020, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135392>. Disponível em <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969719353859>>. Acesso em: jan. de 2023.

CHEN, Yongping et al. **Wind effect on sediment suspensions over silt-dominated mixtures: An experimental study.** *Frontiers in Marine Science*, Lausanne, v. 9, 08 jan. 2023. DOI: 10.3389/fmars.2022.1036381.

CHESF. **Programa de Monitoramento do Rio São Francisco durante o Período de Vazão Reduzida.** Companhia Hidrelétrica do São Francisco, Departamento de Ações Socioambientais (DEAA). SALVADOR/BA: CHESF. Disponível em <<https://www.chesf.com.br/sustentabilidade/Pages/MeioAmbiente/Monitoramento-do-Rio-Sao-Francisco.aspx>>. Acesso em outubro de 2022.

CITCLOPS. Observatório de Cidadãos para Monitorização Óptica Costeira e Oceânica. Disponível em: <<http://www.citclops.eu/home>>. Acesso em: jan. de 2023.

COLABORAE. **Curva normal de distribuição de probabilidade.** Disponível em: <https://colabrae.com.br/blog/2023/08/21/curva-normal-de-distribuicao-de-probabilidade/>. Acesso em: maio set. 2024.

Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Francisco (CBHSF). **Ciclo de baronesas em Paulo Afonso e Glória continua provocando graves prejuízos.** 2020. Disponível em <<https://cbhsaofrancisco.org.br/noticias/novidades/regiao-de-paulo-afonso-e-gloria-enfrenta-desafio-para-conter-avanco-das-baronesas/>>. Acesso em abril 2023.

Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Francisco (CBHSF). **Justiça Federal determina descontaminação do Rio São Francisco em Paulo Afonso.** 2020-B. Disponível em <<https://cbhsaofrancisco.org.br/>>. Acesso em abril 2023.

Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Francisco (CBHSF). **Região de Paulo Afonso e Glória enfrenta desafio para conter avanço das baronesas.** 2019. Disponível em <<https://cbhsaofrancisco.org.br/noticias/novidades/regiao-de-paulo-afonso-e-gloria-enfrenta-desafio-para-conter-avanco-das-baronesas/>>. Acesso em abril 2023.

## 7. Referências

---

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Cianobactérias em águas continentais do Estado de São Paulo: manual de identificação e controle**. São Paulo: CETESB, 2013-B. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/manual-cianobacterias-2013.pdf>. Acesso em: 13 janeiro. 2024.

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). **Índice do Estado Trófico (IET)**. 2013-A. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/04-old.pdf>>. Acesso em: jan. de 2023.

Companhia Energética de Minas Gerais (CEMG). **Macrófitas Aquáticas. Caracterização e importância em reservatórios hidrelétricos**. 1ª Edição, 2021. ISBN: 978-85-87929-85-3. Disponível em: <<https://www.cemig.com.br/wp-content/uploads/2021/03/livro-macrofitas-cemig-2021.pdf>>. Acesso em: nov. de 2023.

CRIONI, Pedro Luiz Becaro; TERAMOTO, Elias Hideo; KIANG, Chang Hung. Monitoramento de clorofila-a em reservatórios da região metropolitana de São Paulo: Aplicação de modelos com imagens Sentinel-2. *Revista Geoambiente On-line*, v. 47, p. 1-20, 2023. Disponível em: <https://revistasufj.emnuvens.com.br/geoambiente/article/view/76164/40028>. Acesso em: 19 set. 2024.

Dalzoto, Patrícia. **Introdução à Microbiologia**. Curso de Pós-graduação em Engenharia de Bioprocessos e Biotecnologia da Universidade Federal do Paraná (UFPR). 2014, p. 20-24, Notas de aula. Disponível em <<https://docs.ufpr.br/~microgeral/2014Bio009CYANO Aula2.pdf>>. Acesso em jan. de 2024.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2ª edição. Interciência: Rio de Janeiro – RJ. 1998.

FERNANDES L. F.; LAGOS, P. D.; WOSIACK A. C.; PACHECO C. V.; DOMINGUES L.; ZENDER-ALVES L. et al. Comunidades fitoplactônicas em ambientes lênticos. In: ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. *Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados*. Curitiba: Finep, 2005. p. 303-366.

## 7. Referências

---

Ferreira, D.M.; Cunha, C. **Simulação numérica do comportamento térmico do reservatório do Rio Verde**. Engenharia Sanitária e Ambiental, Volume 18, n. 01, mar. de 2013, pag 83-93. Disponível em: < <https://www.scielo.br/j/esa/a/LFk3HkQXRyHjfcx4HMqTnNR/?format=pdf>>. Acesso em: dez. de 2023.

Figueirêdo, M. C. B. *et al.* **Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização**. Eng. Sanit. Ambient., Volume 12, dez. de 2007. Disponível em < <https://www.scielo.br/j/esa/a/f79cyd4q9VpyCzTLhgFkfVVR/?lang=pt#>>. Acesso em: set. 2023.

FILHO, F.; SILVA, A. **BIOACUMULAÇÃO DE CIANOTOXINAS E SEUS EFEITOS EM ORGANISMOS AQUÁTICOS**. Oecologia Brasiliensis, Volume 13, pag. 272-312, 2009. Disponível em < <https://www.arca.fiocruz.br/handle/icict/20667>>. Acesso em: set. 2023.

FISCHER, Svenja; SCHUMANN, Andreas H. **A Deterministic-Based Model to Apply Type-Based Statistics for Ungauged Catchments**. In: FISCHER, Svenja; SCHUMANN, Andreas H. *Type-Based Flood Statistics: An Initiative to Promote Statistical and Deterministic Hydrology*. Cham: Springer, 2023. p. 237–262. (Water Science and Technology Library, v. 124). DOI: 10.1007/978-3-031-32711-7\_16.

Forel, F. A. **Le Léman, Monographie Limnologique II** (Librairie de l'Université, Lausanne, 1904).

G1. **Justiça Federal determina retirada de baronezas de reservatórios e da orla do Rio São Francisco, no norte da BA**. G1, Bahia, 17 set. 2020. Disponível em: <https://g1.globo.com/ba/bahia/noticia/2020/09/17/justica-federal-determina-retirada-de-baronezas-de-reservatorios-e-da-orla-do-rio-sao-francisco-no-norte-da-ba.ghtml>. Acesso em: 17 maio. 2024.

Gattass, M. **Introdução a cor**. Universidade de São Paulo (USP). Agos. de 2002. Disponível em < [http://www.vision.ime.usp.br/~ronaldo/mac0417-03/aula\\_02/02\\_Cor.pdf](http://www.vision.ime.usp.br/~ronaldo/mac0417-03/aula_02/02_Cor.pdf)>. Acesso em: jan. de 2023.

## 7. Referências

---

GE, Ying et al. **Machine learning for cyanobacteria inversion via remote sensing and AlgaeTorch in the Třeboň fishponds, Czech Republic.** *Science of The Total Environment*, Amsterdam, v. 947, 15 out. 2024. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.174504.

GOLUBKOV, Mikhail S.; GOLUBKOV, Sergey M. **Secchi Disk Depth or Turbidity, Which Is Better for Assessing Environmental Quality in Eutrophic Waters? A Case Study in a Shallow Hypereutrophic Reservoir.** *Water*, v. 16, n. 1, p. 18, 2024. DOI: <https://doi.org/10.3390/w16010018>

HISHE, Teka Girmay; ASEGELE, Dasta Brhane; TESFAHUNEGN, Gebreyewus Brhane; TEKLEHAYMANOT, Asmelash Zewdu; SHUMEY, Eusman Ebrahim. **Evaluation of point source pollutants impact on water quality and self-purification capacity of Abay River in Ethiopia.** *Civil and Environmental Research*, v. 12, n. 3, p. 1-11, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.7176/CER/12-3-01>. Acesso em: 20 abr. 2024.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produção Agrícola Municipal.** Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/3940#resultado>. Acesso em: 17 set. 2024

International Ocean Colour Coordinating Group (IOCCG). Disponível em <<https://ioccg.org/>>. Acesso em jan. de 2023

Jensen, J. R. **Remote sensing of the environment: an earth resource perspective.** 2006. (2, Ed., J. C. EIPHANIO, A. R. FORMAGGIO, A. R. SANTOS, B. F. RUDORFF, C. M. ALMEIDA, & L. S. GALVÃO, Trads.) Upper Saddle River, New Jersey: Prentice Hall.

Kordi, H., Hoseini, S. A., Sudagar, M., & Alimohammadi, A. A. (2012). **Correlation of Chlorophyll-A with Secchi Disk Depth and Water Turbidity in Aquaculture Reservoirs: A Case Study on Mohammadabad Reservoirs, Gorgan, Iran.** *World Journal of Fish and Marine Sciences*, 4(4), 340–343. <https://doi.org/10.5829/idosi.wjfds.2012.04.04.6345>.

## 7. Referências

---

LAMPARELLI, M.C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento.** 2004. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo.

LARSEN, Megan L. et al. **Extreme rainfall drives early onset cyanobacterial bloom.** *bioRxiv*, Cold Spring Harbor, 2020. DOI: 10.1101/570275.

LEE, Zhong-Ping (Ed.). **Remote Sensing of Inherent Optical Properties: Fundamentals, Tests of Algorithms, and Applications.** Dartmouth: International Ocean Colour Coordinating Group, 2006. Disponível em: <http://ioccg.org/wp-content/uploads/2015/10/ioccg-report-05.pdf>. Acesso em: 09 maio. 2024.lee,

Legleiter, C. J. *et al.* **Spectral mixture analysis for surveillance of harmful algal blooms (SMASH): A field-, laboratory-, and satellite-based approach to identifying cyanobacteria genera from remotely sensed data.** *Remote Sensing of Environment.* Volume 279, 15 set. 2022. Disponível em <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425722002036?via%3Dihub>>. Acesso em: jan. de 2023.

Ma, M.; Wang, X.; Veroustraet, F.; Dong, L. **Change in area of Ebinur Lake during the 1998–2005 period.** *International Journal of Remote Sensing.* Volume 28, pag. 345-357, dez. de 2007. Disponível em <<https://www.tandfonline.com/doi/citedby/10.1080/01431160601009698?scroll=top&needAccess=true>>. Acesso em: mai. de 2023.

MAITY, Mahuya; SAHA, Papiya. **Normal Distribution.** *International Journal of Science and Research (IJSR)*, [s.l.], v. 12, n. 12,, 2023. ISSN 2319-7064. DOI: <https://www.ijsr.net/archive/v12i12/SR231126211340.pdf>.

MAPBIOMAS. **Uso e cobertura da terra no Brasil: Coleção 9.** São Paulo, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.58053/MapBiomias/XXUKA8>. Acesso em: 17 agosto de 2024.

Marcé, R., Verdura, L., & Leung, N. (2021). **Dissolved organic matter spectroscopy reveals a hot spot of organic matter changes at the river–reservoir boundary.** *Aquatic Sciences*, 83(67). <https://doi.org/10.1007/s00027-021-00823-6>.

## 7. Referências

---

Menescal, M. T. A. P., **CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS EM UMA FLORAÇÃO NO RESERVATÓRIO JOANES I**. 2018. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal da Bahia, Salvador/BA. Disponível em <[https://repositorio.ufba.br/bitstream/ri/29394/1/Disserta%C3%A7%C3%A3o\\_Maria%20Teresa%20Araujo%20Pinheiro%20comp.pdf](https://repositorio.ufba.br/bitstream/ri/29394/1/Disserta%C3%A7%C3%A3o_Maria%20Teresa%20Araujo%20Pinheiro%20comp.pdf)>. Acesso em janeiro de 2023.

MINISTÉRIO PÚBLICO FEDERAL NA BAHIA. **MP requer adição de Inema e Embasa como réus em ação para descontaminação do São Francisco em Paulo Afonso (BA)**. Assessoria de Comunicação do Ministério Público Federal na Bahia, 2019. Disponível em <<https://www.mpf.mp.br/ba/sala-de-imprensa/noticias-ba/mp-requer-adicao-de-inema-e-embasa-como-reus-em-acao-para-descontaminacao-do-sao-francisco-em-paulo-afonso-ba>>. Acesso em: jan. de 2023.

MOREL, André; PRIEUR, Louis. **Analysis of variations in ocean color**. *Limnology and Oceanography*, v. 22, n. 4, p. 709-722, 1977. DOI: <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.4.0709>.

Mota, S. **Preservação e Conservação de Recurso Hídricos**. Rio de Janeiro: ABES, 1995, pg 83.

Nascimento, E. F. *et al.* **Comparação de índices de água na identificação de corpo hídrico por sensoriamento remoto**. XIX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. pag 2686 - 2689, abr. de 2019. Disponível em: <<https://proceedings.science/sbsr-2019/trabalhos/comparacao-de-indices-de-agua-na-identificacao-de-corpo-hidrico-por-sensoriament?lang=pt-br>>. Acesso em: jan. de 2023.

NEIVA, M. C. B. **CIANOTOXINAS E SUAS IMPLICAÇÕES NA SAÚDE HUMANA**. 2013. Monografia (Mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte/BA. Disponível em <[https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/BUOS-99RHYG/1/monografia\\_marcela\\_cristina\\_bueno\\_neiva\\_\\_cianotoxinas\\_\\_esp\\_micro\\_ufmg.pdf](https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/BUOS-99RHYG/1/monografia_marcela_cristina_bueno_neiva__cianotoxinas__esp_micro_ufmg.pdf)>. Acesso em janeiro de 2023.

NGUYEN, Thien Huy Truong; BENNETT, Bree; LEONARD, Michael. **Evaluating stochastic rainfall models for hydrological modelling**. *Journal of Hydrology*, Amsterdam, v. 627, Part A, dez. 2023. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2023.130381.

8. *Anexo*

---

NOGUEIRA, Letícia da Costa; VALÉRIO, Andréa Maria; QUEIROZ, Juliana Barbosa; ROCHA, Janisete Oliveira. **Exploring environmental DNA (eDNA) in Neotropical freshwater systems: A case study with Ichthyofauna in Brazil.** *PLOS ONE*, v. 18, n. 7, p. e0289498, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0289498>. Acesso em: 2 maio de 2024.

NOVOA, S.; WERNAND, M. R.; VAN DER WOERD, H. J. **A escala Forel-Ule revisitada espectralmente: protocolo de preparação, medidas de transmissão e cromaticidade.** *Journal of the European Optical Society - Publicações rápidas*, Europa, v. 8, ago. 2013. ISSN 1990-2573. Disponível em: < [http://www.jeos.org/index.php/jeos\\_rp/article/view/885](http://www.jeos.org/index.php/jeos_rp/article/view/885) >. Data de acesso: 14 de dezembro de 2022.

NOVOA, S.; WERNAND, M. R.; VAN DER WOERD, H. J. **THE MODERN FOREL-ULE SCALE: A ‘DO-IT-YOURSELF’ COLOUR COMPARATOR FOR WATER MONITORING.** *Journal of the European Optical Society - Publicações rápidas*, Europa, v. 9, jul. 2014. ISSN 1990-2573. Disponível em: < [https://www.jeos.org/index.php/jeos\\_rp/article/view/14025](https://www.jeos.org/index.php/jeos_rp/article/view/14025)>. Data de acesso: 14 de dezembro de 2022.

OKINEN, Jani; UUSITALO, Laura. **Variable selection in multivariate regression: A simulation study of common versus specific predictive ability.** *Scandinavian Journal of Statistics*, v. 50, n. 3, p. 762-786, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/sjos.12587>. Acesso em: 05 abril de 2024.

OLIVEIRA, Eduardo Negri de. *Geografia e sensoriamento remoto*. Rio de Janeiro: Fundação Cecierj, 2020. 366 p. ISBN: [insira aqui o número, se disponível]. Disponível em: <https://canal.cecierj.edu.br/082022/22beecd5328def79e4448075bebc0b69.pdf>. Acesso em: 17 maio de 2024.

Oyama, Y.; MATSUSHITA, B.; FUKUSHIMA, T. **Distinguishing surface cyanobacterial blooms and aquatic macrophytes using Landsat/TM and ETM+ shortwave infrared bands.** *Remote Sensing of Environment*, Volume 157, 2015. pag. 35–47.

8. *Anexo*

---

Park J. B; Craggs, R. J. **Wastewater treatment and algal production in high rate algal ponds with carbon dioxide addition**. *Water Sci Technol*. Volume 61, pag. 633-639, fev. de 2010. Disponível em <<https://iwaponline.com/wst/article-abstract/doi/10.2166/wst.2010.951/15932/Wastewater-treatment-and-algal-production-in-high?redirectedFrom=fulltext>>. Acesso em: set. 2023.

PEDRALLI, G.; TEIXEIRA, M. C. B. **Macrófitas aquáticas como agentes filtradores de materiais particulados, sedimentos e nutrientes**. In: Henry, R. (org.). *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. São Carlos: Rima. p. 177-194. 2003.

PENG, Jiabin et al. **Dynamics of the risk of algal blooms induced by surface water temperature in an alpine eutrophic lake under climate warming: Insights from Lake Dianchi**. *Journal of Hydrology*, Amsterdam, v. 643, 2024. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2024.131949.

PEREIRA, A. *et al.* **Situação da leishmaniose visceral em região semiárida no estado da Bahia**. *Revista Ambientale*, Volume 4, pag. 73–77. Mai. 2023. Disponível em: < <https://periodicosuneal.emnuvens.com.br/ambientale/article/view/39>>. Acesso em: jan. 2023.

Piaser, E.; Villa, P. **Evaluating capabilities of machine learning algorithms for aquatic vegetation classification in temperate wetlands using multi-temporal Sentinel-2 data**. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. Volume 177, mar. de 2023. Disponível em: < <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1569843223000249#b0220>>. Acesso em: dez. de 2023.

Pompêo, M.; Moschini-Carlos, V.; López-Doval, J.C. **Aspectos da ecotoxicidade em ambientes aquáticos**. 2022. São Paulo: Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. Disponível em: <[http://ecologia.ib.usp.br/portal/ecotoxicidade/index\\_arquivos/0\\_all\\_book\\_ecotoxicidade.pdf](http://ecologia.ib.usp.br/portal/ecotoxicidade/index_arquivos/0_all_book_ecotoxicidade.pdf)>. Acesso em: jan. de 2023.

Ponzoni, F. J., & Shimabukuro, Y. E. **Sensoriamento Remoto no Estudo da Vegetação**. 2007. São José dos Campos: Parêntese.

8. *Anexo*

PRASAD, Sahana. **Regression**. In: *Advanced Statistical Methods*. Springer, Singapore, 2024. p. 1-45. DOI: [https://doi.org/10.1007/978-981-99-7257-9\\_1](https://doi.org/10.1007/978-981-99-7257-9_1).

RANGEL, G. S.; QUEIROZ, L. M. **Lançamento de efluentes e qualidade da água: uma análise a partir de indicadores nos reservatórios Itaparica e Moxotó e Complexo Paulo Afonso**. XV Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. 2020. Disponível em <<https://files.abrhidro.org.br/Eventos/Trabalhos/130/XV-SRHNE0232-1-20200916-115006.pdf>>. Acesso em set. 2023.

ROSA, J. S.; SILVA, S. C. ; POELKING, E. L. . **MONITORAMENTO DE ÁREAS ALAGADAS: UMA ABORDAGEM RELACIONANDO SENSORIAMENTO REMOTO, GEOPROCESSAMENTO E CURVAS COTAS-ÁREAVOLUME**. In: VIII Congresso Baiano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2024, Porto Seguro/BA. Anais do VIII Congresso Baiano de Engenharia Sanitária e Ambiental. p. 544-551.

Rosa, N. C. *et al.* **Ocorrência de Macrófitas Aquáticas no lado Brasileiro do Reservatório de Itaipu com o Uso de Imagens Sentinel-2A**. Revista Brasileira de Cartografia. Volume 70, pag 1113-1134, set. 2018. Disponível em <<https://seer.ufu.br/index.php/revistabrasileiracartografia/article/view/45985>>. Acesso em jan. de 2023.

Rosa-a, N. C. *et al.* **Índice de vegetação aplicado no mapeamento das macrófitas aquáticas do reservatório de Itaipu**. agos. 2018. Disponível em <[https://repositorio.ufsm.br/bitstream/handle/1/14733/TCCE\\_GEOMATICA\\_2018\\_ROSA\\_CRISTIANO.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://repositorio.ufsm.br/bitstream/handle/1/14733/TCCE_GEOMATICA_2018_ROSA_CRISTIANO.pdf?sequence=1&isAllowed=y)>. Acesso em jan. de 2023.

Royston, J. P. (1982). **An Extension of Shapiro and Wilk's W Test for Normality to Large Samples**. *Journal of the Royal Statistical Society: Series C (Applied Statistics)*, 31(2), 115–124. <https://doi.org/10.2307/2347973>.

SAEIDI, Sahar; MOSALLAEI, Amir; IMANI HARSINLI, Jalil; GRÓSZ, János; WALTNER, István. **Assessing the Impact of Land Use and Land Cover on Water Quality: A Case Study of the Rákos Catchment in Hungary**. *ARPHA Conference Abstracts*, v. 6, p. e108160, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3897/aca.6.e108160>. Acesso em: 04 abr. 2024.

8. *Anexo*

SILVA, Kelly Dayane Pereira da; SANTOS, João Paulo de Oliveira; ARAÚJO, Maria Cristina Santos Pereira de; MACHADO, Célia Cristina Clemente; BARBOSA, Luciana Gomes. **Influencia del uso y ocupación de suelo en la calidad del agua y en la comunidad de diatomeas de embalses en el noreste de Brasil.** *Acta Biológica Colombiana*, v. 27, n. 2, p. 249-257, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.15446/abc.v27n2.83991>. Acesso em: 01 abr. 2024.

Simões. J. M. *et al.* **Uso de sensoriamento remoto no monitoramento de sólidos em suspensão do reservatório de uma usina hidrelétrica na transição Cerrado-Amazônia.** *Gaia Scientia*. Volume 15, pag 69 – 88, nov. de 2021. Disponível em < <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1138716/1/AP-Uso-sensorimento-remoto-2021.pdf>>. Acesso em: jan. de 2023.

SINGH, Savita; SINGH, Shivani; SINGH, Rahul Prasad; KUMAR, Ajay. **Biodiversidade de cianobactérias e seu potencial aplicação na agricultura sustentável.** In: *Práticas Agrícolas Sustentáveis: Microbioma de Plantas e Solos*. Academic Press, 2024. p. 209-222. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-19503-0.00002-3>. Acesso em: set. 2024.

Song, T. *et al.* **Lake Cyanobacterial Bloom Color Recognition and Spatiotemporal Monitoring with Google Earth Engine and the Forel-Ule Index.** *Remote Sensing*. Volume 15, pag 3541, jul. de 2023. Disponível em < <https://www.mdpi.com/2072-4292/15/14/3541>>. Acesso em: nov. de 2023.

Sood A., Uniyal P.L., Prasanna R. e Ahluwalia A.S. **Phytoremediation potential of aquatic macrophyte, Azolla.** *AMBIO*. Volume 41, pag 122-137, jun. de 2012. Disponível em <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3357840/>>. Acesso em: dez de 2022.

SOUZA, F.S.; CASTILHO, C.V. Endozoochory by Neotropical waterfowl (Anatidae): effects of seed characteristics on dispersal potential. *Rodriguésia*, [online], v. 72, 2021. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rod/a/jrnz9DYL8YdbCnQXHKrsWHb/?lang=en>. Acesso em: 17 maio de 2024.

8. *Anexo*

Streit, N. M., Canterle, L. P., Canto, M. W., & Hecktheuer, L. H. **As Clorofilas**. *Ciência Rural*, Volume 35, pag. 748-755, mai de 2005. Disponível em <<https://www.scielo.br/j/cr/a/dWwJymDzZRFwHhchRTpvbqK/?format=pdf&lang=pt>>. Acesso em: out. de 2022.

TASKOV, D. A.; TELFER, T. C.; BENGTON, D. A.; RICE, M. A.; LITTLE, D. C.; MURRAY, F. J. **Managing aquaculture in multi-use freshwater bodies: the case of Jatiluhur reservoir**. *Environmental Research Letters*, v. 16, n. 4, p. 044022, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abe009>. Acesso em: 01 mai. 2024.

Tavares, P. A. *et al.* **Aplicação de índices de vegetação para identificação de vegetação aquática em lagos urbanos na Amazônia**. XIX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. pag 1730 - 1733, abr. de 2019. Disponível em: <<http://marte2.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/marte2/2019/10.25.18.32/doc/97886.pdf>>. Acesso em: jan. de 2023.

TENÓRIO, R. A.; SILVA, E. M.; CAMPECHE, D. F. B. **O polo de piscicultura do Submédio e Baixo São Francisco – SBSF**. In: **Cadernos do Semiárido: A Aquicultura atual no semiárido: Riquezas e Oportunidades**. v. 12, n. 12 (jul./ago. 2017). Recife: Conselho Regional de Engenharia e Agronomia de Pernambuco, 2017.

Tesfaye, A. (2024). **Remote Sensing-Based Water Quality Parameters Retrieval Methods: A Review**. *East African Journal of Environment and Natural Resources*, 7(1), 1–24. <https://doi.org/10.37284/eajenr.7.1.1753>.

Thostrup, L. & Christoffersen, K. 1999. **Accumulation of microcystin in Daphnia magna feeding on toxic Microcystis**. *Archiv für Hydrobiologie*, 145, 447–467

Tomšík, R. (2019). **Power Comparisons of Shapiro-Wilk, Kolmogorov-Smirnov and Jarque-Bera Tests**. *Scholars Journal of Research in Mathematics and Computer Science*, 3(3). Scholars Scitech Research Organization. Disponível em: <https://www.semanticscholar.org/paper/Power-Comparisons-of-Shapiro-Wilk%2C-and-Jarque-Bera-Tom%20C5%A1ik/fd3b6c42699d6f5a1b0d3d802af1523289d36134>. Acesso em: 20 abr. 2024.

8. *Anexo*

---

TORTORA, G. J.; FUNKE, B. R.; CASE, C. L. **Microbiologia**. 10. ed. Porto Alegre: Artemed, 2012.

TUNDISI, J. G., TUNDISI, T. M. *Limnologia*. 1. ed. São Paulo, SP: Oficina de Textos, 2008. CEMG

Ule, W. “**Die Bestimmung der Wasserfarbe in den Seen, Kleinere Mittheilungen**”, Dr. aus Justus. Perthes Geogr. Anstalt 38(70)-(71) (1892)

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY (USGS). Lake Erie algal bloom. Disponível em: <https://www.usgs.gov/media/images/lake-erie-algal-bloom>. Acesso em: 17 maio. 2024.

Van der Woerd, H.; Wernand, M. R. **Hue-Angle Product for Low to Medium Spatial Resolution Optical Satellite Sensors**. *Remote Sensing*, volume 10, pag 180, jan. de 2018. Disponível em <<https://www.mdpi.com/2072-4292/10/2/180>>. Acesso em: jan. de 2023.

Van der Woerd, H.; Wernand, M. R. **True Colour Classification of Natural Waters with Medium-Spectral Resolution Satellites: SeaWiFS, MODIS, MERIS and OLCI**. *Sensors (Basel)*, volume 15, pag 25664 - 25680, out. de 2015. Disponível em <<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/26473859/>>. Acesso em: jan. de 2023.

Vieira, R. d., Ricarte, E. M., Oliveira, N. M., Rodrigues, J. L., Oliveira, E. C., Góes, M. I., Lacerda, S. R. **Composição do fitoplâncton em reservatório de abastecimento no semiárido nordestino**. *Brazilian Journal of Development*, Volume 7, pag. 65397-65414, ago. de 2021. Disponível em <<https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BRJD/issue/view/136>>. Acesso em: set. 2023.

VILLA, P.; BRAGA, F.; BRESCIANI, M.; BOLPAGNI, R. **Comparative Assessment of Broadband Vegetation Indices Over Aquatic Vegetation**. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, Published online, 2014. 3117-3127.

VIONE, Nicole Altaree Davide. Implicações fotoquímicas das mudanças nas propriedades espectrais da matéria orgânica dissolvida cromófora: uma avaliação de

8. *Anexo*

modelo para águas superficiais. *Molecules*, v. 28, n. 6, p. 2664, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/molecules28062664>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/13/21/12144>. Acesso em: 04 fev. 2024.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte (MG): UFMG, 2014. 470 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias ; v.1). ISBN 9788542300536.

WANG, Huan; LI, Qi; XU, Jun. **Climate warming does not override eutrophication, but facilitates nutrient release from sediment and motivates eutrophic process**. *Microorganisms*, Basel, v. 11, n. 4, p. 910, 2023. DOI: 10.3390/microorganisms11040910.

Wang, S. *et al.* **Changes of water clarity in large lakes and reservoirs across China observed from long-term MODIS**. *Remote Sensing of Environment*. Volume 247, 15 set. 2020. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425720303199>>. Acesso em: jan. de 2023.

Wang, S. *et al.* **Trophic state assessment of global inland waters using a MODIS-derived Forel-Ule index**. *Remote Sensing of Environment*. Volume 217, pag. 444 – 460, nov. de 2018. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0034425718304012>>. Acesso em: jan. de 2023.

Wang, S.; Li, J; Shen, Q.; Zhang, B.; Zhang F; Lu, Z. **MODIS-Based Radiometric Color Extraction and Classification of Inland Water With the Forel-Ule Scale: A Case Study of Lake Taihu**. in *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, vol. 8, no. 2, pp. 907-918, Feb. 2015, doi: 10.1109/JSTARS.2014.2360564. Disponível em <<https://ieeexplore.ieee.org/document/6930732>>. Acesso em: jan. de 2023.

Weber *et al.* **Episódios de Modelagem sobre ótica: investigando a atenuação da luz nos oceanos**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). 2020. Disponível em: <

8. *Anexo*

[https://lief.if.ufrgs.br/pub/cref/rd/n07\\_Weber/pdfs/Guia\\_atenua\\_luz\\_2020\\_recurso\\_digital\\_com\\_CC.pdf](https://lief.if.ufrgs.br/pub/cref/rd/n07_Weber/pdfs/Guia_atenua_luz_2020_recurso_digital_com_CC.pdf)>. Data de acesso: jan. de 2023.

Wernand, M. R.; Van der Woerd, H. J.. **Spectral analysis of the Forel-Ule Ocean colour comparator scale**. *Journal of the European Optical Society*, Volume 5, abr. de 2010. ISSN 1990-2573. Disponível em < [https://www.jeos.org/index.php/jeos\\_rp/article/view/10014s](https://www.jeos.org/index.php/jeos_rp/article/view/10014s) >. Acesso em: jan. de 2023.

WU, Tingfeng et al. **Synchronism of sediment erosion and deposition processes during high-turbidity events in a large shallow lake**. *Journal of Hydrology*, Amsterdam, v. 623, ago. 2023. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2023.129853.

Wyman, C.; Sloan, P.; Shirley, P. **Simple Analytic Approximations to the CIE XYZ Color Matching Function**. *Journal of Computer Graphics Techniques*. Volume 2, 2013. Disponível em: < <https://jcgt.org/published/0002/02/01/paper.pdf> >. Acesso em: dez. de 2023.

Xue, Y., Wen, Y.-M., Duan, Z.-M., Zhang, W., & Liu, F.-L. (2021). **Retrieval of Chlorophyll a Concentration in Water Considering High-Concentration Samples and Spectral Absorption Characteristics**. *Sustainability*, 13(21), 12144. <https://doi.org/10.3390/su132112144>.

Ye, M.; Sun, Y. **Review of the Forel-Ule Index based on in situ and remote sensing methods and application in water quality assessment**. *Environ Sci Pollut Res Int*. Volume 29, pag. 13024 – 13041, fev. 2022. Disponível em < <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/35048342/> >. Acesso em jan. de 2023.

ZHANG, Chen; CHEN, Lingwei. **A review of wind-driven hydrodynamics in large shallow lakes: Importance, process-based modeling and perspectives**. *Cambridge Prisms: Water*, Cambridge, v. 1, 06 nov. 2023. DOI: 10.1017/wat.2023.6.

ZHANG, Yibo; ZHANG, Yunlin; SHI, Kun; ZHOU, Yongqiang; LI, Na. **Remote sensing estimation of water clarity for various lakes in China**. *Water Research*, v. 192, p. 116844, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.116844>. Acesso em: 8 mai. 2024.

8. *Anexo*

---

ZHAO, Xingchen; XU, Hai; KANG, Lijuan; ZHU, Guangwei; PAERL, Hans W.; LI, Huiyun; LIU, Mingliang; ZHU, Mengyuan; ZOU, Wei; QIN, Boqiang; ZHANG, Yunlin. **Fontes e transformações de nitrato em um sistema rio-reservatório: Resposta a inundações extremas e vários usos do solo.** *Revista de Hidrologia*, v. 638, p. 131491, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.131491>. Acesso em: 8 ago. 2024.

ZHAO, Yelong et al. **Recognition of Water Colour Anomaly by Using Hue Angle and Sentinel 2 Image.** *Remote Sensing*, v. 12, n. 4, p. 716, 2020. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/12/4/716>. Acesso em: 17 set. 2024.

ZHOU, Qichao; WANG, Weilu; HUANG, Licheng; ZHANG, Yunlin; QIN, Jiang; LI, Kaidi; CHEN, Le. **Spatial and temporal variability in water transparency in Yunnan Plateau lakes, China.** *Aquatic Sciences*, v. 81, p. 36, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00027-019-0632-5>.

Zhou. Y. *et al.* **Assessments of trophic state in lakes and reservoirs of Wuhan using Sentinel-2 satellite data.** *European Journal of Remote Sensing*. Volume 54, pag 461 – 475, ago. de 2021. Disponível em <<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/22797254.2021.1960201>>. Acesso em: jan. de 2023.

## 8. Anexo

## 8. ANEXO

**Tabela 21**– Identificação das imagens do Sentinel 2 usadas para o monitoramento espacial e temporal da transparência da água no reservatório de Moxotó

MÊS	Id	DATA	IMAGEM	NUVENS
<b>J A N E I R O</b>	1	10/01/2023	COPERNICUS/S2_SR/20230110T125309_20230110T125304_T24LWQ	19%
	2	25/01/2023	COPERNICUS/S2_SR/20230125T125311_20230125T125305_T24LWQ	17%
	3	20/01/2022	COPERNICUS/S2_SR/20220120T125311_20220120T125308_T24LWQ	17%
	4	21/01/2020	COPERNICUS/S2_SR/20200121T125301_20200121T125302_T24LWQ	16%
	5	26/01/2020	COPERNICUS/S2_SR/20200126T125259_20200126T125301_T24LWQ	9%
	6	26/01/2019	COPERNICUS/S2_SR/20190126T125311_20190126T125305_T24LWQ	3%
<b>F E V E R E I R O</b>	1	04/02/2023	COPERNICUS/S2_SR/20230204T125311_20230204T125307_T24LWQ	29%
	2	09/02/2022	COPERNICUS/S2_SR/20220209T125311_20220209T125307_T24LWQ	26%
	3	24/02/2022	COPERNICUS/S2_SR/20220224T125309_20220224T125303_T24LWQ	20%
	4	04/02/2021	COPERNICUS/S2_SR/20210204T125311_20210204T125308_T24LWQ	0,5%
	5	24/02/2021	COPERNICUS/S2_SR/20210224T125311_20210224T125308_T24LWQ	17%
	6	20/02/2019	COPERNICUS/S2_SR/20190220T125309_20190220T125307_T24LWQ	3%
<b>M A R Ç O</b>	1	06/03/2023	COPERNICUS/S2_SR/20230306T125301_20230306T125405_T24LWQ	6%
	2	06/03/2021	COPERNICUS/S2_SR/20210306T125311_20210306T125308_T24LWQ	14%
	3	16/03/2021	COPERNICUS/S2_SR/20210316T125311_20210316T125307_T24LWQ	8%
	4	06/03/2020	COPERNICUS/S2_SR/20200306T125309_20200306T125306_T24LWQ	27%
	5	02/03/2019	COPERNICUS/S2_SR/20190302T125309_20190302T125306_T24LWQ	20%
	6	12/03/2019	COPERNICUS/S2_SR/20190312T125309_20190312T125305_T24LWQ	21%
<b>A B R I L</b>	1	15/04/2020	COPERNICUS/S2_SR/20200415T125309_20200415T125303_T24LWQ	16%
	2	06/04/2019	COPERNICUS/S2_SR/20190406T125311_20190406T125309_T24LWQ	27%
	3	26/04/2019	COPERNICUS/S2_SR/20190426T125311_20190426T125311_T24LWQ	24%
<b>M A I O</b>	1	14/05/2024	COPERNICUS/S2_SR/20240514T125309_20240514T125305_T24LWQ	12%
	2	25/05/2021	COPERNICUS/S2_SR/20210525T125311_20210525T125309_T24LWQ	2%
	3	06/05/2019	COPERNICUS/S2_SR/20190506T125311_20190506T125312_T24LWQ	8%
	4	26/05/2019	COPERNICUS/S2_SR/20190526T125311_20190526T125311_T24LWQ	4%
<b>J U N H O</b>	1	23/06/2024	COPERNICUS/S2_SR/20240623T125309_20240623T125309_T24LWQ	20%
	2	28/06/2024	COPERNICUS/S2_SR/20240628T125311_20240628T125309_T24LWQ	10%
	3	19/06/2021	COPERNICUS/S2_SR/20210619T125309_20210619T125309_T24LWQ	18%
	4	29/06/2021	COPERNICUS/S2_SR/20210629T125309_20210629T125309_T24LWQ	29%
	5	24/06/2020	COPERNICUS/S2_SR/20200624T125309_20200624T125310_T24LWQ	27%
	6	05/06/2019	COPERNICUS/S2_SR/20190605T125311_20190605T125310_T24LWQ	0,8%
<b>J U L H O</b>	1	14/07/2023	COPERNICUS/S2_SR/20230714T125311_20230714T125311_T24LWQ	6%
	2	24/07/2023	COPERNICUS/S2_SR/20230724T125311_20230724T125311_T24LWQ	29%
	3	19/07/2021	COPERNICUS/S2_SR/20210719T125309_20210719T125310_T24LWQ	18%
	4	29/07/2021	COPERNICUS/S2_SR/20210729T125309_20210729T125310_T24LWQ	0%
	5	04/07/2020	COPERNICUS/S2_SR/20200704T125309_20200704T125310_T24LWQ	18%
	6	05/07/2019	COPERNICUS/S2_SR/20190705T125311_20190705T125313_T24LWQ	1%
<b>A G O</b>	1	28/08/2023	COPERNICUS/S2_SR/20230828T125309_20230828T125310_T24LWQ	19%
	2	08/08/2021	COPERNICUS/S2_SR/20210808T125309_20210808T125309_T24LWQ	9%

## 8. Anexo

S T O	3	13/08/2021	COPERNICUS/S2_SR/20210813T125311_20210813T125311_T24LWQ	28%
	4	28/08/2020	COPERNICUS/S2_SR/20200828T125311_20200828T125400_T24LWQ	16%
S E T E M B R O	1	22/09/2023	COPERNICUS/S2_SR/20230922T125311_20230922T125308_T24LWQ	3%
	2	27/09/2023	COPERNICUS/S2_SR/20230927T125309_20230927T125309_T24LWQ	0,1%
	3	27/09/2022	COPERNICUS/S2_SR/20220927T125321_20220927T125315_T24LWQ	9%
	4	22/09/2021	COPERNICUS/S2_SR/20210922T125311_20210922T125311_T24LWQ	1%
	5	12/09/2020	COPERNICUS/S2_SR/20200912T125309_20200912T125310_T24LWQ	8%
	6	17/09/2020	COPERNICUS/S2_SR/20200917T125311_20200917T125313_T24LWQ	16%
	7	13/09/2019	COPERNICUS/S2_SR/20190913T125311_20190913T125307_T24LWQ	2%
	8	28/09/2019	COPERNICUS/S2_SR/20190928T125309_20190928T125308_T24LWQ	3%
O U T U B R O	1	02/10/2023	COPERNICUS/S2_SR/20231002T125311_20231002T125308_T24LWQ	1%
	2	27/10/2023	COPERNICUS/S2_SR/20231027T125309_20231027T125307_T24LWQ	5%
	3	02/10/2022	COPERNICUS/S2_SR/20221002T125309_20221002T125307_T24LWQ	2%
	4	22/10/2022	COPERNICUS/S2_SR/20221022T125309_20221022T125307_T24LWQ	4%
	5	12/10/2021	COPERNICUS/S2_SR/20211012T125311_20211012T125313_T24LWQ	1%
	6	17/10/2021	COPERNICUS/S2_SR/20211017T125309_20211017T125309_T24LWQ	3%
	7	07/10/2020	COPERNICUS/S2_SR/20201007T125311_20201007T125314_T24LWQ	1%
	8	12/10/2020	COPERNICUS/S2_SR/20201012T125309_20201012T125312_T24LWQ	4%
	9	18/10/2019	COPERNICUS/S2_SR/20191018T125309_20191018T125309_T24LWQ	7%
	10	23/10/2019	COPERNICUS/S2_SR/20191023T125311_20191023T125311_T24LWQ	1%
	11	28/10/2019	COPERNICUS/S2_SR/20191028T125309_20191028T125309_T24LWQ	1%
N O V E M B R O	1	01/11/2023	COPERNICUS/S2_SR/20231101T125311_20231101T125305_T24LWQ	215
	2	11/11/2023	COPERNICUS/S2_SR/20231111T125311_20231111T125305_T24LWQ	10%
	3	16/11/2023	COPERNICUS/S2_SR/20231116T125309_20231116T125305_T24LWQ	13%
	4	01/11/2022	COPERNICUS/S2_SR/20221101T125309_20221101T125306_T24LWQ	22%
	5	16/11/2020	COPERNICUS/S2_SR/20201116T125311_20201116T125311_T24LWQ	16%
	6	11/11/2019	COPERNICUS/S2_SR/20191112T125311_20191112T125310_T24LWQ	3%
	7	17/11/2019	COPERNICUS/S2_SR/20191117T125309_20191117T125306_T24LWQ	11%
	8	22/11/2019	COPERNICUS/S2_SR/20191122T125311_20191122T125309_T24LWQ	15%
	9	27/11/2019	COPERNICUS/S2_SR/20191127T125309_20191127T125304_T24LWQ	18%
D E Z E M B R O	1	12/12/2022	COPERNICUS/S2_SR/20221216T125311_20221216T125308_T24LWQ	27%
	2	21/12/2022	COPERNICUS/S2_SR/20221221T125309_20221221T125307_T24LWQ	15%
	3	16/12/2021	COPERNICUS/S2_SR/20211216T125259_20211216T125301_T24LWQ	23%
	4	11/12/2020	COPERNICUS/S2_SR/20201211T125309_20201211T125305_T24LWQ	7%
	5	21/12/2020	COPERNICUS/S2_SR/20201221T125309_20201221T125304_T24LWQ	11%
	6	26/12/2020	COPERNICUS/S2_SR/20201226T125311_20201226T125308_T24LWQ	3%
	7	01/12/2019	COPERNICUS/S2_SR/20191202T125311_20191202T125307_T24LWQ	1%
	8	07/12/2019	COPERNICUS/S2_SR/20191207T125259_20191207T125302_T24LWQ	2%
	9	22/12/2019	COPERNICUS/S2_SR/20191222T125301_20191222T125302_T24LWQ	9%
	10	27/12/2019	COPERNICUS/S2_SR/20191227T125309_20191227T125303_T24LWQ	15%

Fonte: Elaboração própria (2024)

Tabela 22 - Série de dados de observações da qualidade da água viável nos reservatórios de Itaparica, Moxotó, Paulo Afonso IV e Xingó

DATAS		Variáveis derivadas do Sentinel 2			Local do Monitoramento		Parâmetros da Qualidade da Água Determinados em Campo						Índice do Estado Trófico (IET) de Carlson (1977)					Índice do Estado Trófico (IET) de Lamparelli (2004)				
Satélite	In situ	MP	$\alpha$	EFU	PMQA	Reservatório	Cla <sup>1</sup>	PT <sup>1</sup>	COT <sup>1</sup>	T <sup>1</sup>	DBO <sup>1</sup>	S <sup>1</sup>	ITE(Cla)	ITE(PT)	ITE(S)	IET(M)	CLASSIFICAÇÃO	ITE(Cla)	ITE(PT)	ITE(S)	IET(M)	CLASSIFICAÇÃO
08/10/2019	08/10/2019	1,3100000	63,97	3	PAIV_01	Paulo Afonso IV	1,116	0,024	12	1	1,46	7	31,6	57,7	31,9	40,4	Mesotrófico	47,3	53,7	31,9	44,3	Ultraoligotrófico
10/05/2021	10/05/2021	1,4100000	67,17	4	MOX_02	Moxotó	2,232	0,085	5,5	1	1,02	7	38,4	59,3	31,9	43,2	Mesotrófico	50,7	61,4	31,9	48,0	Oligotrófico
18/10/2019	19/10/2019	1,1031000	70,73	4	MOPI_01	Moxotó	1,116	0,121	15	0,7	0,59	6,5	31,6	59,5	33,0	41,4	Mesotrófico	47,3	63,5	33,0	47,9	Oligotrófico
04/07/2020	02/07/2020	1,1394000	72,09	4	PAIV_01	Paulo A. IV	6,696	0,018	9,3	1	0,85	6	49,2	56,9	34,2	46,8	Mesotrófico	56,1	52,0	34,2	47,4	Oligotrófico
07/12/2019	07/12/2019	1,2100000	72,74	4	MOPI_01	Moxotó	1,116	0,07	19,9	1,5	1,47	4,8	31,6	59,2	37,4	42,7	Mesotrófico	47,3	60,2	37,4	48,3	Oligotrófico
04/06/2021	03/06/2021	1,1576000	75,25	4	MOPI_01	Moxotó	1,116	0,048	4,895	4,7	1,81	5,5	31,6	58,8	35,4	42,0	Mesotrófico	47,3	57,9	35,4	46,9	Ultraoligotrófico
07/12/2019	05/12/2019	1,2032000	75,73	4	ITA_10	Itaparica	2,232	0,063	18,6	2,1	1,13	8,8	38,4	59,1	28,6	42,1	Mesotrófico	50,7	59,6	28,6	46,3	Ultraoligotrófico
19/08/2019	21/08/2019	1,1758000	76,06	4	MOX_02	Moxotó	7,8	0,024	15	1	0,12	5	50,7	57,7	36,8	48,4	Mesotrófico	56,8	53,7	36,8	49,1	Oligotrófico
17/11/2019	16/11/2019	1,1901000	77,16	4	MOPI_09	Moxotó	1,116	0,03	13,8	2,4	1,19	6	31,6	58,1	34,2	41,3	Mesotrófico	47,3	55,1	34,2	45,5	Ultraoligotrófico
18/10/2019	19/10/2019	1,0700000	78,82	4	MOX_02	Moxotó	3,348	0,057	9,8	0,9	0,79	3,5	42,4	59,0	41,9	47,8	Mesotrófico	52,7	59,0	41,9	51,2	Oligotrófico
04/07/2020	06/07/2020	1,2432000	79,84	4	MOX_04	Moxotó	8,928	0,039	8,3	1	1,28	5	52,0	58,6	36,8	49,1	Mesotrófico	57,5	56,7	36,8	50,3	Oligotrófico
12/10/2020	12/10/2020	1,1123000	80,13	4	MOPI_01	Moxotó	8,928	0,091	0,4	1	1,4	8	52,0	59,4	30,0	47,1	Mesotrófico	57,5	61,8	30,0	49,8	Oligotrófico
07/09/2021	09/09/2021	1,1400000	80,45	4	MOX_04	Moxotó	5,58	0,033	5,5	2,8	1,94	4,9	47,4	58,3	37,1	47,6	Mesotrófico	55,2	55,7	37,1	49,3	Oligotrófico
07/12/2019	05/12/2019	1,1728000	81,21	5	ITA_04	Itaparica	1,116	0,033	17,1	3,5	1,23	6,5	31,6	58,3	33,0	41,0	Mesotrófico	47,3	55,7	33,0	45,3	Ultraoligotrófico
07/12/2019	06/12/2019	1,1600000	81,63	5	MOPI_09	Moxotó	1,116	0,06	16,9	2,1	1,2	4,1	31,6	59,1	39,6	43,5	Mesotrófico	47,3	59,3	39,6	48,7	Oligotrófico
12/10/2020	12/10/2020	1,1124000	81,68	5	MOPI_09	Moxotó	6,696	0,091	6,9	1	1,65	6,8	49,2	59,4	32,3	47,0	Mesotrófico	56,1	61,8	32,3	50,1	Oligotrófico
17/11/2019	16/11/2019	1,1585000	82,75	5	MOX_04	Moxotó	1,116	0,045	12,8	1,4	0,77	4,7	31,6	58,8	37,7	42,7	Mesotrófico	47,3	57,5	37,7	47,5	Oligotrófico
19/08/2019	21/08/2019	1,0996000	83,3	5	MOPI_09	Moxotó	6,7	0,03	12	1,5	0,7	4	49,2	58,1	40,0	49,1	Mesotrófico	56,1	55,1	40,0	50,4	Oligotrófico
17/11/2019	17/11/2019	1,1084000	83,56	5	ITA_08	Itaparica	2,232	0,021	11,8	1,5	0,78	6,5	38,4	57,3	33,0	42,9	Mesotrófico	50,7	52,9	33,0	45,5	Ultraoligotrófico
12/10/2020	12/10/2020	1,0811000	84,07	5	MOX_02	Moxotó	2,232	0,079	2,1	1	1,41	6	38,4	59,3	34,2	44,0	Mesotrófico	50,7	60,9	34,2	48,6	Oligotrófico
12/09/2020	09/09/2020	1,0713000	84,41	5	MOPI_01	Moxotó	2,232	0,112	5,6	3,6	1,39	6,5	38,4	59,5	33,0	43,6	Mesotrófico	50,7	63,1	33,0	48,9	Oligotrófico
12/09/2020	09/09/2020	1,0431000	84,41	5	MOPI_01	Moxotó	2,232	0,112	5,6	3,6	1,39	6,5	38,4	59,5	33,0	43,6	Mesotrófico	50,7	63,1	33,0	48,9	Oligotrófico
17/11/2019	17/11/2019	1,0924000	85,69	5	ITA_04	Itaparica	1,116	0,021	11	1,5	0,78	5	31,6	57,3	36,8	41,9	Mesotrófico	47,3	52,9	36,8	45,7	Ultraoligotrófico
12/10/2020	12/10/2020	1,0399000	86,25	5	ITA_10	Itaparica	2,232	0,03	2,8	1,15	1,01	7,3	38,4	58,1	31,3	42,6	Mesotrófico	50,7	55,1	31,3	45,7	Ultraoligotrófico
12/10/2020	12/10/2020	1,0400000	86,25	5	ITA_10	Itaparica	2,232	0,03	2,8	1,15	1,01	7,3	38,4	58,1	31,3	42,6	Mesotrófico	50,7	55,1	31,3	45,7	Ultraoligotrófico
19/08/2019	22/08/2019	1,0991000	86,76	5	PAIV_01	Paulo A. IV	2,2	0,051	12	1	0,92	4	38,3	58,9	40,0	45,7	Mesotrófico	50,6	58,3	40,0	49,6	Oligotrófico
09/07/2021	10/07/2021	1,0725000	87,97	5	ITA_04	Itaparica	10,044	0,097	5,12	1,8	2,58	6,5	53,2	59,4	33,0	48,5	Mesotrófico	58,0	62,2	33,0	51,1	Oligotrófico
08/08/2021	09/08/2021	1,0700000	88,05	5	XIN_04	Xingó	4,464	0,06	4,9	5,3	1,86	3,3	45,2	59,1	42,8	49,0	Mesotrófico	54,1	59,3	42,8	52,0	Mesotrófico
12/10/2020	12/10/2020	1,0522000	88,73	5	MOX_04	Moxotó	2,232	0,054	5,6	1	1,46	4	38,4	59,0	40,0	45,8	Mesotrófico	50,7	58,6	40,0	49,8	Oligotrófico
07/12/2019	06/12/2019	1,1031000	89,21	5	MOX_04	Moxotó	2,232	0,033	19,3	6,2	1,43	3,5	38,4	58,3	41,9	46,2	Mesotrófico	50,7	55,7	41,9	49,4	Oligotrófico
12/09/2020	10/09/2019	1,0431000	89,82	5	MOPI_09	Moxotó	6,696	0,106	6,2	1,5	1,11	5,2	49,2	59,5	36,2	48,3	Mesotrófico	56,1	62,7	36,2	51,7	Oligotrófico
12/09/2020	10/09/2020	1,0407000	91,57	5	MOX_04	Moxotó	7,812	0,06	2,8	1,5	2,08	4	50,7	59,1	40,0	49,9	Mesotrófico	56,8	59,3	40,0	52,0	Mesotrófico
12/09/2020	09/09/2020	1,0368000	91,67	5	MOX_02	Moxotó	2,232	0,085	6,9	3,2	1,48	6,3	38,4	59,3	33,4	43,7	Mesotrófico	50,7	61,4	33,4	48,5	Oligotrófico
08/08/2021	09/08/2021	1,0577000	92	5	PAIV_01	Paulo A. IV	6,696	0,036	5,06	2,15	1,6	5	49,2	58,4	36,8	48,2	Mesotrófico	56,1	56,2	36,8	49,7	Oligotrófico
07/09/2021	08/09/2021	1,0602000	92,23	5	ITA_04	Itaparica	2,232	0,054	5,28	2	1,63	6,3	38,4	59,0	33,4	43,6	Mesotrófico	50,7	58,6	33,4	47,6	Oligotrófico
21/01/2020	21/01/2020	1,0436000	93,4	5	ITA_04	Itaparica	2,232	0,012	10,7	1,8	0,96	5,2	38,4	55,3	36,2	43,3	Mesotrófico	50,7	49,5	36,2	45,5	Ultraoligotrófico
08/08/2021	10/08/2021	1,0278000	97,08	5	ITA_11	Itaparica	8,928	0,042	5,5	2	1,65	6,9	52,0	58,7	32,1	47,6	Mesotrófico	57,5	57,1	32,1	48,9	Oligotrófico
02/06/2021	03/06/2021	1,0206000	97,96	5	ITA_04	Itaparica	2,232	0,033	5,5	2,1	1,8	4	38,4	58,3	40,0	45,6	Mesotrófico	50,7	55,7	40,0	48,8	Oligotrófico

## 8 Anexo

DATAS		Variáveis derivadas do Sentinel 2			Local do Monitoramento		Parâmetros da Qualidade da Água Determinados em Campo						Índice do Estado Trófico (IET) de Carlson (1977)					Índice do Estado Trófico (IET) de Lamparelli (2004)				
Satélite	In situ	MP	$\alpha$	EFU	PMQA	Reservatório	Cla <sup>1</sup>	PT <sup>1</sup>	COT <sup>1</sup>	T <sup>1</sup>	DBO <sup>1</sup>	S <sup>1</sup>	ITE(Cla)	ITE(PT)	ITE(S)	IET(M)	CLASSIFICAÇÃO	ITE(Cla)	ITE(PT)	ITE(S)	IET(M)	CLASSIFICAÇÃO
23/10/2019	23/10/2019	1,0134000	98,46	5	ITA_04	Itaparica	1,116	0,091	10,5	0,8	0,85	5,6	31,6	59,4	35,1	42,1	Mesotrófico	47,3	61,8	35,1	48,1	Oligotrófico
23/10/2019	23/10/2019	1,0134000	98,46	5	ITA_04	Itaparica	1,116	0,091	10,5	0,8	0,85	5,6	31,6	59,4	35,1	42,1	Mesotrófico	47,3	61,8	35,1	48,1	Oligotrófico
06/03/2020	04/03/2020	1,0100000	99,38	5	XIN_04	Xingó	14,508	0,209	11,4	2	2,26	1,8	56,8	59,7	51,5	56,0	Eutrófico	59,8	66,8	51,5	59,4	Eutrófico
07/12/2019	07/12/2019	1,0031000	99,9	5	MOX_02	Moxotó	4,464	0,073	8,8	3,2	1,54	4,2	45,2	59,2	39,3	47,9	Mesotrófico	54,1	60,5	39,3	51,3	Oligotrófico
12/10/2020	12/10/2020	1,0051000	100,81	5	PAIV_01	Paulo A. IV	2,232	0,051	1,3	1,5	1,71	6	38,4	58,9	34,2	43,8	Mesotrófico	50,7	58,3	34,2	47,7	Oligotrófico
06/03/2020	05/03/2020	0,9981000	100,84	5	MOX_04	Moxotó	7,812	0,166	5,6	1,5	1,6	3	50,7	59,7	44,2	51,5	Mesotrófico	56,8	65,4	44,2	55,5	Mesotrófico
10/09/2020	09/09/2020	0,9970000	101,16	5	ITA_04	Itaparica	3,348	0,021	9,3	1,3	2,09	5	42,4	57,3	36,8	45,5	Mesotrófico	52,7	52,9	36,8	47,4	Oligotrófico
12/09/2020	11/09/2020	1,0168000	102,6	5	PAIV_01	Paulo A. IV	3,348	0,051	1,3	4,6	1,35	6	42,4	58,9	34,2	45,2	Mesotrófico	52,7	58,3	34,2	48,4	Oligotrófico
02/11/2019	02/11/2019	0,9894000	104,04	6	ITA_04	Itaparica	2,232	0,015	12,8	1,3	0,71	4,4	38,4	56,3	38,6	44,4	Mesotrófico	50,7	50,9	38,6	46,7	Ultraoligotrófico
03/10/2019	04/10/2019	0,9741000	109,5	6	ITA_04	Itaparica	1,116	0,054	13,5	1,5	1,37	4	31,6	59,0	40,0	43,5	Mesotrófico	47,3	58,6	40,0	48,6	Oligotrófico
02/09/2021	09/08/2021	0,9284000	114	6	XIN_04	Xingó	5,58	0,07	5,335	6,7	2,22	2,9	47,4	59,2	44,6	50,4	Mesotrófico	55,2	60,2	44,6	53,3	Mesotrófico
21/01/2020	22/01/2020	0,9358000	115,57	6	MOX_04	Moxotó	4,464	0,06	9	1,1	1,38	4,8	45,2	59,1	37,4	47,2	Mesotrófico	54,1	59,3	37,4	50,2	Oligotrófico
21/01/2020	22/01/2020	0,9379000	116,58	6	MOX_02	Moxotó	6,696	0,027	9,3	1,1	1,55	3,8	49,2	57,9	40,7	49,3	Mesotrófico	56,1	54,4	40,7	50,4	Oligotrófico
21/01/2020	22/01/2020	0,9379000	116,58	6	MOX_02	Moxotó	6,696	0,027	9,3	1,1	1,55	3,8	49,2	57,9	40,7	49,3	Mesotrófico	56,1	54,4	40,7	50,4	Oligotrófico
06/05/2019	08/05/2019	0,9557000	118,1	6	MOPI_09	Moxotó	0,1	0,02	1,9	2,2	2	2	8,0	57,2	50,0	38,4	Oligotrófico	35,4	52,6	50,0	46,0	Ultraoligotrófico
04/07/2020	06/07/2020	0,8628000	120,35	6	XIN_04	Xingó	13,392	0,024	6,6	1,4	2,18	1,9	56,0	57,7	50,7	54,8	Mesotrófico	59,5	53,7	50,7	54,6	Mesotrófico
21/03/2020	08/10/2019	0,8817000	121,05	6	MOPI_09	Moxotó	5,58	0,039	9	2,1	2,13	2,3	47,4	58,6	48,0	51,3	Mesotrófico	55,2	56,7	48,0	53,3	Mesotrófico
21/03/2020	10/05/2021	0,9071000	121,64	6	MOX_04	Moxotó	10,044	0,057	9,3	2	1,78	2,8	53,2	59,0	45,1	52,5	Mesotrófico	58,0	59,0	45,1	54,1	Mesotrófico
23/10/2019	19/10/2019	0,9057000	121,78	6	MOPI_09	Moxotó	1,116	0,073	14,3	0,6	0,89	5,1	31,6	59,2	36,5	42,5	Mesotrófico	47,3	60,5	36,5	48,1	Oligotrófico
06/03/2020	02/07/2020	0,8524000	125,72	6	MOPI_09	Moxotó	12,276	0,157	10	1,3	1,81	3,8	55,2	59,6	40,7	51,9	Mesotrófico	59,0	65,1	40,7	55,0	Mesotrófico
04/08/2019	07/12/2019	0,8393000	126,76	6	XIN_04	Xingó	19	0,018	19,5	1,9	2,44	2,4	59,5	56,9	47,4	54,6	Mesotrófico	61,2	52,0	47,4	53,5	Mesotrófico
21/01/2020	03/06/2021	0,8686000	130,42	6	MOPI_09	Moxotó	11,16	0,027	11	1,3	3,04	2,6	54,2	57,9	46,2	52,8	Mesotrófico	58,6	54,4	46,2	53,1	Mesotrófico
23/10/2019	05/12/2019	0,8398000	130,78	6	MOX_04	Moxotó	3,348	0,042	14,3	0,7	1,44	4,7	42,4	58,7	37,7	46,3	Mesotrófico	52,7	57,1	37,7	49,1	Oligotrófico
02/09/2020	21/08/2019	0,8439000	135,56	6	XIN_04	Xingó	6,696	0,021	6,6	10,4	3,4	0,8	49,2	57,3	63,2	56,6	Eutrófico	56,1	52,9	63,2	57,4	Mesotrófico
07/10/2020	16/11/2019	0,9211000	140,57	7	MOX_04	Moxotó	10,044	0,054	7,3	1,2	1,36	3,5	53,2	59,0	41,9	51,4	Mesotrófico	58,0	58,6	41,9	52,9	Mesotrófico
08/10/2019	19/10/2019	0,8649000	140,81	7	XIN_04	Xingó	18,972	0,033	12	2,1	1,49	1,6	59,4	58,3	53,2	57,0	Eutrófico	61,2	55,7	53,2	56,7	Mesotrófico
12/10/2020	06/07/2020	0,8833000	141,46	7	XIN_04	Xingó	2,232	0,042	5,9	1,5	1,66	2,4	38,4	58,7	47,4	48,2	Mesotrófico	50,7	57,1	47,4	51,7	Oligotrófico
08/08/2021	12/10/2020	0,8387000	151,78	7	XIN_10	Xingó	11,16	0,03	5,78	4,1	2,52	1	54,2	58,1	60,0	57,5	Eutrófico	58,6	55,1	60,0	57,9	Mesotrófico
12/09/2020	09/09/2021	0,8027000	154,37	7	XIN_04	Xingó	12,276	0,042	6,6	2,4	1,34	1,5	55,2	58,7	54,2	56,0	Eutrófico	59,0	57,1	54,2	56,8	Mesotrófico
02/09/2021	05/12/2019	0,8393000	155,56	7	XIN_10	Xingó	3,348	0,048	5,39	2,1	3,07	0,8	42,4	58,8	63,2	54,8	Mesotrófico	52,7	57,9	63,2	57,9	Mesotrófico
05/02/2020	06/12/2019	0,7192000	155,98	7	XIN_10	Xingó	10,04	0,112	14,1	5,2	2,51	0,8	53,2	59,5	63,2	58,6	Eutrófico	58,0	63,1	63,2	61,4	Eutrófico
02/11/2019	12/10/2020	0,7579000	156,4	7	XIN_04	Xingó	13,392	0,036	7,5	3	2,87	2,5	56,0	58,4	46,8	53,8	Mesotrófico	59,5	56,2	46,8	54,1	Mesotrófico
07/12/2019	16/11/2019	0,5911000	156,97	7	XIN_04	Xingó	4,464	0,115	10,5	1,7	2,05	2	45,2	59,5	50,0	51,6	Mesotrófico	54,1	63,2	50,0	55,8	Mesotrófico
21/01/2020	21/08/2019	0,5854000	173	8	XIN_04	Xingó	10,044	0,024	9,3	1,3	1,36	1,5	53,2	57,7	54,2	55,0	Eutrófico	58,0	53,7	54,2	55,3	Mesotrófico
21/01/2020	17/11/2019	0,5855000	173,77	8	XIN_04	Xingó	10,044	0,024	9,3	1,3	1,36	2	53,2	57,7	50,0	53,6	Mesotrófico	58,0	53,7	50,0	53,9	Mesotrófico
07/10/2020	12/10/2020	0,6687000	174,46	8	XIN_04	Xingó	7,812	0,036	5,6	4,2	1,93	2,3	50,7	58,4	48,0	52,4	Mesotrófico	56,8	56,2	48,0	53,7	Mesotrófico
23/10/2019	09/09/2020	0,5375000	174,66	8	XIN_04	Xingó	4,464	0,06	15	1,4	1,67	1,5	45,2	59,1	54,2	52,8	Mesotrófico	54,1	59,3	54,2	55,8	Mesotrófico
07/12/2019	09/09/2020	0,4631000	175,19	9	XIN_10	Xingó	5,58	0,076	9,6	7,3	2,01	1,2	47,4	59,3	57,4	54,7	Mesotrófico	55,2	60,7	57,4	57,7	Mesotrófico
12/10/2020	17/11/2019	0,6925000	176,48	9	XIN_10	Xingó	4,464	0,085	5,6	6,8	1,7	1	45,2	59,3	60,0	54,9	Mesotrófico	54,1	61,4	60,0	58,5	Mesotrófico
12/12/2019	12/10/2020	0,5633000	179,03	9	XIN_10	Xingó	20,46	0,06	12,7	8	1,72	1,1	60,2	59,1	58,6	59,3	Eutrófico	61,5	59,3	58,6	59,8	Eutrófico
23/10/2019	12/10/2020	0,6826000	180,18	9	XIN_10	Xingó	29,76	0,245	8,3	10,8	2,64	0,5	63,9	59,8	70,0	64,5	Eutrófico	63,4	67,8	70,0	67,1	Hiperutrpfico

## 8 Anexo

DATAS		Variáveis derivadas do Sentinel 2			Local do Monitoramento		Parâmetros da Qualidade da Água Determinados em Campo						Índice do Estado Trófico (IET) de Carlson (1977)					Índice do Estado Trófico (IET) de Lamparelli (2004)				
Satélite	In situ	MP	$\alpha$	EFU	PMQA	Reservatório	Cla <sup>1</sup>	PT <sup>1</sup>	COT <sup>1</sup>	T <sup>1</sup>	DBO <sup>1</sup>	S <sup>1</sup>	ITE(Cla)	ITE(PT)	ITE(S)	IET(M)	CLASSIFICAÇÃO	ITE(Cla)	ITE(PT)	ITE(S)	IET(M)	CLASSIFICAÇÃO
12/11/2019	22/08/2019	0,6105000	185,37	9	XIN_10	Xingó	3,72	0,051	22,3	8,5	3,34	0,6	43,5	58,9	67,4	56,6	Eutrófico	53,2	58,3	67,4	59,6	Eutrófico
21/01/2020	10/07/2021	0,4865000	187,61	10	XIN_10	Xingó	14,88	0,042	11,4	3,7	3,28	1,1	57,1	58,7	58,6	58,1	Eutrófico	60,0	57,1	58,6	58,6	Mesotrófico
12/09/2020	09/08/2021	0,8152000	192,71	10	MOX_03	Moxotó	11,16	0,094	1,3	13,9	4,93	1	54,2	59,4	60,0	57,9	Eutrófico	58,6	62,0	60,0	60,2	Eutrófico
07/10/2020	12/10/2020	0,7573000	194,82	10	XIN_10	Xingó	10,044	0,097	8	11,2	2,5	1,1	53,2	59,4	58,6	57,1	Eutrófico	58,0	62,2	58,6	59,6	Eutrófico

Fonte: Elaboração própria (2024)