



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
Faculdade de Tecnologia

VIVIAN FERNANDA WIESENHUTTER RODRIGUES

**ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA-A NO RESERVATÓRIO DE
SALTO GRANDE EM AMERICANA/SP A PARTIR DE IMAGENS DE SATÉLITE**

Limeira,
2022

VIVIAN FERNANDA WIESENHUTTER RODRIGUES

**ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA-A NO RESERVATÓRIO DE
SALTO GRANDE EM AMERICANA/SP A PARTIR DE IMAGENS DE SATÉLITE**

Dissertação apresentada à Faculdade de
Tecnologia da Universidade Estadual de Campinas
como parte dos requisitos para a obtenção do título
de Mestra em Tecnologia, na área de Ambiente.

Orientador: Ronalton Evandro Machado

Este trabalho corresponde à versão final da
Dissertação defendida por Vivian Fernanda
Wiesenhutter Rodrigues e orientada pelo
Prof. Dr. Ronalton Evandro Machado.

Limeira,
2022

Ficha catalográfica
Universidade Estadual de Campinas
Biblioteca da Faculdade de Tecnologia
Felipe de Souza Bueno - CRB 8/8577

R618e Rodrigues, Vivian Fernanda Wiesenhutter, 1994-
Estimativa da concentração de Clorofila-a no reservatório de Salto Grande em Americana/SP a partir de imagens de satélite / Vivian Fernanda Wiesenhutter Rodrigues. – Limeira, SP : [s.n.], 2022.

Orientador: Ronalton Evandro Machado.

Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Tecnologia.

1. Água - Qualidade. 2. Reflectância. 3. Eutrofização. 4. Sensoriamento remoto. I. Machado, Ronalton Evandro, 1966-. II. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Tecnologia. III. Título.

Informações para Biblioteca Digital

Título em outro idioma: Estimation of Chlorophyll-a concentration in the Salto Grande reservoir in Americana/SP from satellite images

Palavras-chave em inglês:

Water quality

Reflectance

Eutrophication

Remote sensing

Área de concentração: Ambiente

Titulação: Mestra em Tecnologia

Banca examinadora:

Ronalton Evandro Machado [Orientador]

Evaldo Luiz Gaeta Espíndola

Keyla Thayrinne Oliveira Coimbra

Data de defesa: 27-04-2022

Programa de Pós-Graduação: Tecnologia

Identificação e informações acadêmicas do(a) aluno(a)

- ORCID do autor: <https://orcid.org/0000-0002-1086-078X>

- Currículo Lattes do autor: <http://lattes.cnpq.br/8167267545257492>

FOLHA DE APROVAÇÃO

Abaixo se apresentam os membros da comissão julgadora da sessão pública de defesa de dissertação para o Título de Mestra em Tecnologia na área de concentração Ambiente, a que se submeteu a aluna Vivian Fernanda Wiesenhutter Rodrigues, em 27 de abril de 2022 na Faculdade de Tecnologia – FT/UNICAMP, em Limeira/SP.

Prof. Dr. Ronalton Evandro Machado

Presidente da Comissão Julgadora

Prof. Dr. Evaldo Luiz Gaeta Espíndola

Escola de Engenharia de São Carlos - USP

Dra Keyla Thayrinne Oliveira Coimbra

Instituto Tecnológico Vale - ITV

Ata da defesa, assinada pelos membros da Comissão Examinadora, encontra-se no SIGA/Sistema de Fluxo de Dissertação/Tese e na Secretaria de Pós Graduação da Faculdade de Tecnologia.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por sempre estar presente em minha vida e por me auxiliar com sua palavra nos momentos difíceis.

Aos meus pais Antonio e Leonita, por me darem a vida, por seus ensinamentos, conselhos e exemplos, por todo o amor, dedicação e incentivo, e por sempre acreditarem em mim e em meus sonhos.

Aos meus avós Zerenio (*in memoriam*) e Ivoni (*in memoriam*), Alcindo (*in memoriam*) e Angelina (*in memoriam*), pelo amor que demonstraram durante sua caminhada, pelos conselhos, cuidados e exemplo, agradeço por terem feito parte de minha vida.

Aos demais familiares, por todo incentivo, amor, carinho e risadas. Em especial aos entes queridos que partiram deste plano durante o período de meu mestrado, tio Romeu (*in memoriam*) e avó Angelina (*in memoriam*).

A Rafael Kenji, por todo amor, amizade, companherismo e incentivo, por sempre me mostrar que sou capaz, e por toda a paciência, você me fez evoluir e me tornar uma pessoa melhor. Agradeço também a família do Rafael, que sempre me acolheu e me incentivou, demonstrando amizade e respeito.

Ao professor Dr. Ronalton, pela dedicação, incentivo, paciência, confiança e por acreditar em meu trabalho, tornando a realização do mesmo possível. De modo similar agradeço ao Programa de Pós Graduação em Tecnologia e a Unicamp, por proporcionarem um ambiente rico para o crescimento pessoal, acadêmico e profissional das pessoas e da sociedade.

Agradeço as minhas amigas de longa data Ana Claudia e Elizete, apesar da distância nossa amizade continua forte, e a cada reencontro uma reafirmação de quão especiais vocês são para mim. E também a minha amiga Naara, por sempre estar presente em minha vida, me apoiar, incentivar, escutar, e por seus conselhos, compartilhando nossas derrotas e também nossas conquistas, agradeço por toda a amizade.

Agradeço aos meus amigos, Janice e Daniel, Vanessa, Ádila, Débora, Silvan, obrigado pelo incentivo, conversas e pelo apoio nos momentos difíceis. E as novas amizades que o mestrado

me proporcionou, em especial Maria e Thais, que mesmo a distância e com pouco tempo de convívio se mostraram ótimas pessoas e amigas, obrigada pelos conselhos e amizade.

Agradecemos a Capes, pois o presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

“Só há duas maneiras de viver a vida: a primeira é vivê-la como se os milagres não existissem. A segunda é vivê-la como se tudo fosse milagre.”

Albert Einstein

RESUMO

O ser humano possui uma profunda relação com a água, sendo esta essencial para a vida, uma vez que é utilizada para suprir diferentes demandas do homem. Entretanto, as interações humanas e suas atividades vêm degradando a qualidade dos corpos hídricos. Sendo assim, o monitoramento de tais corpos é essencial pois nos permite entender a variabilidade espacial e temporal de qualquer unidade ambiental, seja natural ou antrópica, a curto, médio e longo prazo, além de possibilitar a verificação de eventos de degradação bem como auxiliar na tomada de decisões e gestão dos recursos hídricos. O monitoramento tradicional, que se baseia na coleta de amostras e análises laboratoriais, pode ser considerado um processo dispendioso e pontual, não demonstrando as características de todo o corpo hídrico. A utilização de técnicas de sensoriamento remoto apresenta-se como um complemento ao monitoramento tradicional, a medida que possui custos relativamente menores, com tempo menor de execução e permite observar todo o corpo hídrico. Este estudo teve como objetivo a utilização de técnicas de sensoriamento remoto à fim de avaliar o estado trófico do reservatório Salto Grande, localizado no município de Americana/SP, tendo como parâmetro de análise a concentração de Clorofila-*a* (Chl-*a*). O reservatório de Salto Grande está localizado no Rio Atibaia, próximo a sua foz, recebendo a contribuição de 20 municípios em que este rio passa, sendo parte destes municípios localizados na região metropolitana de Campinas, que é altamente industrializada. Além disso, o reservatório encontra-se em uma região com predominância de malha urbana e monoculturas de cana-de-açúcar, citrus e pastagens, sendo que este reservatório apresenta um histórico de degradação ao longo do tempo. Para a estimativa de Chl-*a* foram utilizadas imagens do sensor MSI, presente no satélite Sentinel-2, que passaram por correção atmosférica, através do software Sen2Cor. Para a estimativa das concentrações de Chl-*a* foram testados quatro algoritmos de relações entre bandas espectrais, com ajustes lineares e não lineares. Os valores obtidos foram comparados aos dados de análises realizadas pela CETESB, com datas próximas, no local de estudo e disponíveis ao público, deste modo o período analisado foi do ano de 2018 ao primeiro semestre de 2021. As imagens MSI, devido as suas características, principalmente ao número de bandas e comprimentos de ondas imageados, que estão localizados próximos aos picos de reflectância e absorção da Chl-*a*, se mostraram aptos para a estimativa de Chl-*a*. Aos algoritmos testados foi aplicado ajustes linear, logarítmico, exponencial, quadrático e polinomial de 2º grau, sendo que todos os algoritmos com os diferentes ajustes apresentaram

correlação acima de 0,8, enquanto os melhores ajustes para cada algoritmo apresentaram correlação maior que 0,9 e índices de erro menores que 10% e 8 mg/m³. O algoritmo NDCI de Mishra e Mishra (2012) apresentou a melhor aplicabilidade, pois retornou apenas valores positivos, em contrapartida com alguns algoritmos, que retornaram valores negativos de Chl-*a*. Com os valores resultantes do algoritmo selecionado, foi aplicado o Índice de Estado Trófico de Carlston modificado, constatou-se um alto índice de eutrofização no Reservatório.

Palavra-chave: Qualidade da água, Reflectância, Eutrofização, Sensoriamento Remoto.

ABSTRACT

The human being has a deep relationship with water, which is essential for life, since it is used to meet different human demands. However, human interactions and their activities have been degrading the quality of water bodies. Therefore, the monitoring of such bodies is essential because it allows us to understand the spatial and temporal variability of any environmental unit, whether natural or anthropic, in the short, medium and long term, in addition to enabling the verification of degradation events as well as assisting in the decision-making and management of water resources. Traditional monitoring, which is based on sample collection and laboratory analyses, can be considered an expensive and punctual process, not demonstrating the characteristics of the entire water body. The use of remote sensing techniques is presented as a complement to traditional monitoring, as it has relatively lower costs, with shorter execution time and allows the observation of the entire water body. This study aimed to use remote sensing techniques in order to assess the trophic state of the Salto Grande reservoir, located in the city of Americana/SP, using the concentration of Chlorophyll-*a* (Chl-*a*) as an analysis parameter. The Salto Grande reservoir is located on the Atibaia River, close to its mouth, receiving the contribution of 20 municipalities where this river passes, with part of these municipalities located in the highly industrialized metropolitan region of Campinas. In addition, the reservoir is located in a region with a predominance of urban fabric and monocultures of sugarcane, citrus and pastures, and this reservoir has a history of degradation over time. For the estimation of Chl-*a*, images from the MSI sensor, present in the Sentinel-2 satellite, were used, which underwent atmospheric correction using the Sen2Cor software. To estimate the concentrations of Chl-*a*, four algorithms of relationships between spectral bands were tested, with linear and non-linear adjustments. The values obtained were compared to data from analyzes carried out by CETESB, with close dates, at the study site and available to the public, so the period analyzed was from the year 2018 to the first half of 2021. The MSI images, due to their characteristics, mainly to the number of bands and wavelengths imaged, which are located close to the reflectance and absorption peaks of Chl-*a*, were shown to be suitable for estimating Chl-*a*. Linear, logarithmic, exponential, quadratic and second degree polynomial adjustments were applied to the tested algorithms, and all algorithms with the different adjustments presented correlation above 0.8, while the best adjustments for each algorithm presented correlation greater than 0.9 and error rates lower than 10% and 8 mg/m³. The NDCI algorithm by Mishra

and Mishra (2012) presented the best applicability, as it returned only positive values, in contrast to some algorithms, which returned negative values of Chl-*a*. With the values resulting from the selected algorithm, the modified Carlson Trophic State Index was applied, and a high eutrophication index was found in the Reservoir.

Keywords: Water quality, Reflectance, Eutrophication, Remote Sensing.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Trajetória da luz entre fonte (sol), alvo (corpo d'água) e sensor orbital. Fonte: Barbosa, Novo e Martins, 2019.....	21
Figura 2: Espectro de absorção dos pigmentos Clorofila- <i>a</i> . Fonte: Adaptado de Gholizadeh, Melesse e Reddi (2016).....	29
Figura 3: Localização e uso da terra do município de Americana – SP. Fonte: Comitê da UGRHI PCJ.....	35
Figura 4: Uso da terra na bacia hidrográfica do Rio Atibaia. Fonte: Comitê da UGRHI 5 – PCJ.....	37
Figura 5: Localização dos pontos de amostragem da CETESB no Reservatório de Salto Grande.....	39
Figura 6: Fluxograma da metodologia utilizada para estimativa de Chl- <i>a</i> e escolha do algoritmo adequado.....	40
Figura 7: Pontos distribuídos para análise das reflectâncias da imagem MSI ao longo do reservatório.....	43
Figura 8: Variação da concentração de Chl- <i>a</i> no Reservatório de Salto Grande conforme dados da CETESB.....	48
Figura 9: Pluviosidade mensal de Americana/SP dos anos de 2017 a 2021. Fonte: CIIAGRO, 2022.....	50
Figura 10: Precipitação semanal correspondente as datas de amostragem da CETESB. Fonte: CIIAGRO, 2022.....	51
Figura 11: Reflectância das imagens Sentinel-2 no ponto de amostragem da CETESB.....	53
Figura 12: Gráficos das características ópticas de pontos distribuídos ao longo do reservatório.....	55
Figura 13: Imagens em composição cor verdadeira (RGB) com enfoque nos pontos A e B..	57
Figura 14: Imagens em composição cor verdadeira (RGB) com enfoque no ponto B, nas datas de 06/12/2018 e 14/02/2020.....	58
Figura 15: Imagens de satélite em composição cor verdadeira RGB, com enfoque no ponto D, em 18/08/2018 e 06/12/2018.....	58
Figura 16: Recorte das reflectâncias no ponto D, até $0,025 \text{ sr}^{-1}$	59
Figura 17: Linha de tendência, dados de correlação e erro entre os valores reais e estimados.	

.....	64
Figura 18: Concentrações de Chl- <i>a</i> estimadas a partir do NDCL.....	67
Figura 19: Imagens de satélite em composição colorida RGB do reservatório de Salto Grande.	68
Figura 20: Classificação do Estado Trófico para Reservatórios. Fonte: CETESB.....	69
Figura 21: IET do Reservatório de Salto Grande.....	70
Figura 22: Percentual de área ocupada por cada classe de IET no reservatório de Salto Grande.....	71

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Dados de amostragem da CETESB e respectivas imagens do Sentinel-2 MSI.....	41
Tabela 2: Bandas do Sentinel-2 utilizadas.....	44
Tabela 3: Teor de Sólidos Dissolvidos Totais, Sólidos Totais, Turbidez, Chl- <i>a</i> , e Sólidos suspensos no ponto de amostragem.....	54
Tabela 4: Grau de correlação entre os algoritmos testados e diferentes regressões.....	60
Tabela 5: Resultados estatísticos da aplicação das regressões selecionadas para DG2B.....	61
Tabela 6: Resultados estatísticos da aplicação das regressões selecionadas para DG3B.....	61
Tabela 7: Resultados estatísticos da aplicação das regressões selecionadas para NDCI.....	62
Tabela 8: Resultados estatísticos da aplicação das regressões selecionadas para SLOPE.....	63

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	17
1.1 OBJETIVOS.....	19
1.1.1 Objetivo Geral.....	19
1.1.2 Objetivos Específicos.....	19
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICO.....	20
2.1 SENSORIAMENTO REMOTO.....	20
2.2 QUALIDADE DA ÁGUA E SENSORIAMENTO REMOTO.....	23
2.2.1 Clorofila.....	27
2.3. IMAGENS DE SATÉLITE E PROCESSOS.....	32
2.3.1. Sentinel-2.....	32
2.3.2. Correção atmosférica.....	33
3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	35
3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	35
3.2 DADOS DE CAMPO.....	38
3.3 ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA- <i>a</i>	40
3.3.1 Aquisição Das Imagens.....	40
3.3.2 Correção Atmosférica.....	42
3.3.3 Pontos de Análise.....	42
3.3.4 Algoritmos.....	44
3.3.4.1 Modelos propostos por Dall’Olmo e Gitelson.....	45
3.3.4.2 Normalized Difference Chlorophyll Index (NDCI).....	45
3.3.4.3 Slope.....	46
3.3.5 Aplicação dos algoritmos.....	46
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	48
4.1 DADOS DE CHL- <i>a</i> COLETADOS EM CAMPO.....	48
4.2 CARACTERÍSTICAS ÓPTICAS DAS IMAGENS.....	52
4.3 ESTIMATIVA DE CHL- <i>a</i>	59
4.3.1 Distribuição Espaço-temporal da Chl- <i>a</i>	66
4.3.2. Classificação do Estado Trófico.....	69

5 CONCLUSÃO.....	72
REFERENCIAS.....	74
ANEXOS.....	82
ANEXO A – Imagem de satélite Sentinel-2, em composição de cor verdadeira (RGB), da área de estudo em 24/02/2018.....	82
ANEXO B – Imagem de satélite Sentinel-2, em composição de cor verdadeira (RGB), da área de estudo em 28/08/2018.....	83
ANEXO C – Imagem de satélite Sentinel-2, em composição de cor verdadeira (RGB), da área de estudo em 06/12/2018.....	84
ANEXO D – Imagem de satélite Sentinel-2, em composição de cor verdadeira (RGB), da área de estudo em 24/02/2019.....	85
ANEXO E – Imagem de satélite Sentinel-2, em composição de cor verdadeira (RGB), da área de estudo em 24/06/2019.....	86
ANEXO F – Imagem de satélite Sentinel-2, em composição de cor verdadeira (RGB), da área de estudo em 24/02/2018.....	87
ANEXO G – Imagem de satélite Sentinel-2, em composição de cor verdadeira (RGB), da área de estudo em 14/02/2020.....	88
ANEXO H – Imagem de satélite Sentinel-2, em composição de cor verdadeira (RGB), da área de estudo em 08/02/2021.....	89

1 INTRODUÇÃO

O Brasil detém uma posição privilegiada em recursos hídricos, tendo quase 12% da água doce disponível no planeta, porém, este recurso não está distribuído de maneira igualitária pelo país, estando concentrado principalmente na região norte, cujo o índice populacional é baixo, enquanto as regiões mais populosas possuem menos de 3% dos recursos hídricos brasileiros (NOVO, 2019).

Outro fator a ser considerado é a qualidade deste recurso, muitos corpos hídricos vem sofrendo com interferências antrópicas, como o lançamento de efluentes industriais e domésticos sem prévio tratamento, destinação incorreta de resíduos, utilização excessiva de agrotóxicos que podem infiltrar no solo chegando às águas subterrâneas ou serem carreados por eventos pluviométricos, bem como o carreamento de partículas de solo para o corpo hídrico.

Para auxiliar a gestão de recursos hídricos e tomada de decisões, a fim de evitar ou minimizar os impactos antrópicos relacionados a contaminação dos cursos d'água, é necessário conhecer as características destes corpos hídricos ao longo do tempo. Entretanto, devido as diferenças de cada região, as informações disponíveis à respeito da qualidade destes recursos, não é igualitária, e pode ser considerada escassa em alguns casos, sendo que alguns cursos hídricos nunca foram avaliados, devido à características como localização, acesso e disponibilidade de recursos.

A avaliação da qualidade da água é feita a partir de medidas realizadas em amostras coletadas, o que permite quantificar suas propriedades físicas, químicas ou biológicas num determinado local e instante de tempo (NOVO, 2019). Todavia, essas abordagens demandam alto investimento de tempo e dinheiro, além de não possuírem uma representatividade espacial, o que acaba sendo um fator limitante para a avaliação da qualidade dos recursos hídricos (JÚNIOR *et al.*, 2019; BUMA E LEE, 2021).

A diminuição no número de amostras e campanhas de monitoramento, a fim de se ter um acompanhamento do corpo hídrico menos oneroso, podem causar incertezas com relação à possível sub-representação da variabilidade funcional naturalmente alta dos ecossistemas aquáticos complexos (IBANHEZ *et al.*, 2019).

Neste cenário, a utilização do sensoriamento remoto pode se tornar uma alternativa para a análise e o monitoramento dos corpos hídricos, visto que a periodicidade do

imageamento dos satélites é bem maior do que as campanhas de monitoramento, que podem ser bimestrais, semestrais ou até anuais.

Desta forma, as abordagens de sensoriamento remoto possibilitam o melhor entendimento a respeito das mudanças físico-químicas dos corpos d'água, podendo ser ainda realizadas em uma perspectiva espaço-temporal, facilitando assim a compreensão das possíveis perturbações geradas pela perturbações ambientais, pressão antrópica e mudanças climáticas (SENT *et al.*, 2020).

Vale ressaltar que os dados de sensoriamento remoto não podem substituir os programas de monitoramento *in situ*, estes podem ser utilizados como complemento das análises tradicionais de maneira a melhorar a compreensão das dinâmicas do ecossistema (OGASHAWARA *et al.*, 2021).

Um dos compostos que pode ser estudado/estimado por sensoriamento remoto é a Chl-*a* (NEIL *et al.*, 2019), pigmento fotossintético, presente em organismo fotoautotróficos, como plantas, algas, cianobactérias, entre outros (GHOLIZADEH, MELESSE e REDDI, 2016).

A Chl-*a* é utilizada como bioindicador da qualidade da água devido a sua forte correlação com o estado trófico (MATSUSHITA *et al.*, 2015), representando uma resposta a efeitos estressores, como aumento de nutrientes no corpo hídrico, que faz com que haja um aumento na população de organismos autotróficos, e conseqüentemente, nas concentrações de Chl-*a* no local (GHOLIZADEH, MELESSE e REDDI, 2016).

O enriquecimento de nutrientes no corpo hídrico pode estar ligado ao carreamento de nutrientes e outros componentes pelas águas pluviais, e ao despejo irregular de efluentes domésticos e industriais sem prévio tratamento. O que pode causar redução da qualidade da água, bem como a diminuição da biodiversidade, que por sua vez desestabiliza os serviços e funções do ecossistema (DALU *et al.*, 2015).

Em reservatórios, o processo de degradação é agravado, devido a seu alto tempo de retenção e baixa velocidade da água, cria-se o ambiente ideal para o aumento de algas, cianobactérias e demais organismos.

O reservatório de Salto Grande, localizado no município de Americana, construído no rio Atibaia, próximo a sua foz. Antes de chegar ao reservatório, o rio Atibaia percorre cerca de 20 municípios, inclusive da região metropolitana de Campinas, que é altamente industrializada (MISAILIDIS *et al.*, 2017). A região em que o reservatório está localizado apresenta uma predominância de malha urbana e monocultura de cana-de-açúcar, citrus e

pastagens (NETO, 2013).

Sendo assim, este reservatório recebe a contribuição advinda do rio Atibaia e dos municípios que ele percorre, bem como da região. O reservatório de Salto Grande vem apresentando ao longo do tempo uma situação de degradação, com alto índice de eutrofização, e que vem preocupando autoridades e população.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Estimar a concentração de Clorofila-*a* no reservatório de Salto Grande, em Americana/SP, a partir de imagens de satélite, com base nos dados coletados in situ pelo monitoramento da agência ambiental do Estado de São Paulo – CETESB.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Estimar a concentração de Clorofila-*a* a partir de imagens dos satélites Sentinel-2;
- Testar e comparar algoritmos propostos por diferentes autores para estimativa de concentrações de Clorofila-*a*;
- Análise espaço-temporal do parâmetro indicador de qualidade da água, Clorofila- *a*, no reservatório de Salto Grande, para avaliar o estado de eutrofização, no período de 2018 ao primeiro semestre de 2021.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICO

2.1 SENSORIAMENTO REMOTO

O desenvolvimento do sensoriamento remoto está intimamente ligado ao progresso e convergência de conhecimento de duas grandes linhas de pesquisa: a aerofotografia e a pesquisa espacial. As fotografias aéreas foram o primeiro método de sensoriamento remoto a ser utilizado, entretanto, o termo Sensoriamento Remoto surgiu na literatura científica apenas na década de 1960 (NOVO, 2010).

Criado por Evelyn L. Pruit e seus colaboradores, o termo sensoriamento remoto referia-se ao desenvolvimento de novas tecnologias de instrumentos capazes de obter imagens da superfície terrestre a distâncias remotas, sem que haja contato físico com o objeto (MENESES, 2012).

Tais tecnologias foram impulsionadas pela corrida espacial, ocorrida a partir da década de 1960, que incentivou a pesquisa espacial e proporcionou o desenvolvimento de novas tecnologias, em especial equipamentos de estudo e observação do espaço, como foguetes e satélites.

Baseando-se na definição clássica e tendo como enfoque a distância entre o objeto e alvo, Meneses (2012) sugere uma definição de sensoriamento remoto como ciência que visa o desenvolvimento da obtenção de imagens da superfície terrestre por meio da detecção e medição quantitativa das respostas das interações da radiação eletromagnética com os materiais terrestres.

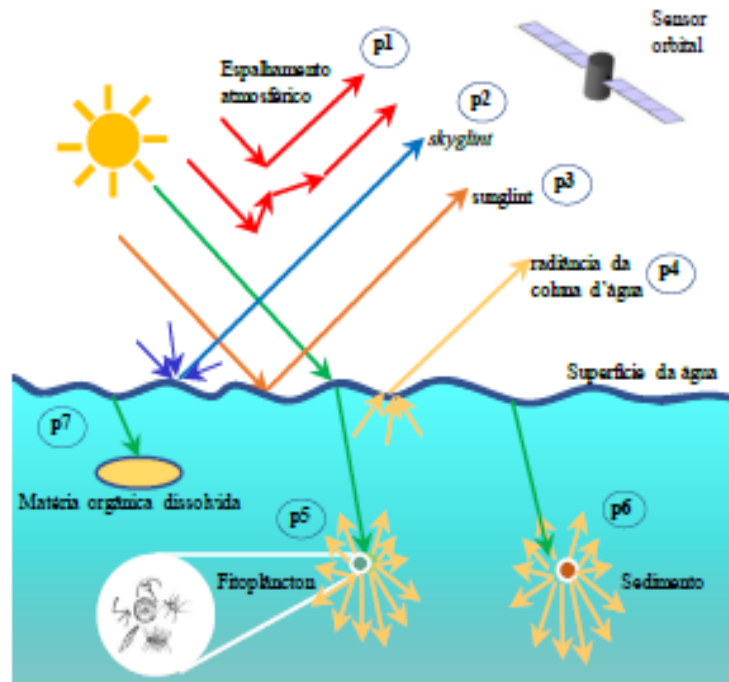
O sensoriamento remoto permite a obtenção de dados e imagens da superfície terrestre através da captação e registro da energia eletromagnética refletida ou emitida pela superfície da Terra, sendo que esta pode advir de fonte natural, como o sol ou a própria superfície da Terra, ou artificial como radares (FLORENZANO, 2007).

O processo de imageamento pelos sensores orbitais, bem como a trajetória da luz, tendo como ambiente de estudos corpos d'água, são demonstrados de maneira simplificada na figura 1.

O feixe de luz se propaga na atmosfera, parte dessa radiação já sofre atenuações e interferências dos constituintes da própria atmosfera, ao atingir a superfície da água (alvo), parte da radiação é refletida pela superfície da água e parte penetra na água, esta fração

interage com a coluna d'água. Eventualmente, a radiação retorna a atmosfera onde é coletado por um sensor orbital, e a partir de técnicas de sensoriamento remoto é feita a relação entre os constituintes dos corpos d'água e os dados coletados (BARBOSA, 2019).

Figura 1: Trajetória da luz entre fonte (sol), alvo (corpo d'água) e sensor orbital. Fonte: Barbosa, Novo e Martins, 2019.



Os sensores utilizados neste processo podem ser classificados de acordo com o parâmetro utilizado. Em relação a fonte de energia utilizada os sensores podem ser divididos em ativos, aqueles que possuem uma fonte de energia própria, e passivos, que utilizam-se de fontes externas, como por exemplo a energia solar (FITZ, 2008).

Segundo o mesmo autor, outra classificação possível é em função do produto gerado, classificando os sensores em não-imageadores e imageadores, sendo o primeiro os sensores que traduzem os dados coletados em forma de gráficos e dados digitais diversos, e o segundo aqueles que entregam as informações em forma de imagens.

Outra maneira de categorizá-los é em relação a plataforma onde estão situados, sendo eles os chamados sensores transportados, aqueles montados em plataformas dentro da atmosfera terrestre em barcos, navios, helicópteros, balões, entre outros, e os chamados sensores espaciais, que são aqueles transportados por espaçonaves ou satélites para fora da atmosfera terrestre (GHOLIZADEH, MELESSE e REDDI, 2016).

A utilização de imagens orbitais traz como principais vantagens a sua cobertura espacial potencialmente grande com alta resolução temporal, a depender do satélite, o que permite cobrir grandes áreas em intervalos temporais regulares, e fácil aquisição, pois são disponibilizados gratuitamente (IBANHEZ *et al.*, 2019; BUMA E LEE, 2020; GAIDA *et al.*, 2020).

Porém, algumas análises podem ser limitadas por condições específicas, tornando as análises não aplicáveis a todas as imagens obtidas (ZAMYADI *et al.*, 2016), destacando principalmente a cobertura de nuvens e os efeitos de reflexo do sol (SENT *et al.*, 2020).

Devido à versatilidade dos satélites, sua ampla cobertura espacial e a repetitividade das observações, o sensoriamento remoto tem se mostrado, no contexto das ciências que abordam o espaço geográfico, uma ferramenta bastante utilizada em diversos campos de estudo (GAIDA *et al.*, 2020).

Os estudos de sensoriamento remoto em água tiveram início entre o final da década de 1960 e início de 1970, com enfoque em águas oceânicas. Entretanto, a área de estudos em águas rasas ganharam força no final do século passado, tendo seu enfoque em ambientes de recifes de corais, e apenas na primeira década do século XXI, que começaram a se desenvolver com mais força os estudos de sensoriamento remoto em águas interiores (KUTSER *et al.*, 2020).

A complexidade óptica das águas costeiras e interiores, aliado a dificuldade em solucionar problemas de correção atmosférica e efeitos de adjacência, adicionaram desafios ao estudo e aplicação de sensoriamento remoto neste tipo de águas, quando comparado ao sensoriamento remoto de águas oceânicas (PALMER, KUTSER E HUNTER, 2015).

Segundo Palmer, Kutser e Hunter (2015), o desenvolvimento de estudos em águas complexas nas últimas décadas se deve principalmente a maior compreensão dos processos de transferência radiativa em águas opticamente complexas, o aumento da sofisticação dos modelos usados para a recuperação de parâmetros e o progresso no desenvolvimento de métodos para a correção atmosférica e efeitos de adjacência em águas turvas.

Tendo em vista que cada objeto da superfície terrestre interage com a radiação eletromagnética de maneira específica de acordo com suas características biofísicoquímicas (FLORENZANO, 2007), e que os produtos de satélite são gerados a partir de informações refletidas e absorvidas de superfícies específicas, o sensoriamento remoto da qualidade da água limita-se a estimar parâmetros espectralmente ativos (BUMA E LEE, 2020).

Os produtos dos satélites tem sido cada vez mais utilizados para monitoramento ecológico, já que os parâmetros recuperados, como clorofila, Matéria orgânica dissolvida colorida (CDOM) e turbidez, podem ser utilizados para avaliar processos e fatores importantes em ecossistemas, como transporte de sedimentos e CDOM, produtividade total de matéria suspensa no ecossistema, fluxo de gases do efeito estufa, configurações de lagos (KUHN *et al.*, 2019), e estado trófico.

2.2 QUALIDADE DA ÁGUA E SENSORIAMENTO REMOTO

As águas, em especial as superficiais, são de suma importância para a biodiversidade, uma vez que participam dos ciclos biogeoquímicos, além de serem essenciais para a produção de alimentos e energia (TYLER *et al.*, 2016).

O Brasil destaca-se por ser um dos países mais ricos em água doce, pois quase 12% da água doce disponível do mundo encontra-se no território brasileiro (ANA, 2020). Porém, esses recursos não são distribuídos de forma equitativa, sendo que a maior parte, cerca de 70%, concentra-se na região amazônica (NOVO, 2019).

Para gerir estes recursos hídricos, o governo brasileiro instituiu através da lei nº 9433, de 8 de janeiro de 1997, a Política Nacional de Recursos Hídricos, conhecida também como Lei das Águas, que tem como um de seus fundamentos que a água é um bem de domínio público, e um recurso natural limitado dotado de valor econômico (BRASIL, 1997).

No Brasil há grande número de reservatórios artificiais, isso se deve, principalmente, a matriz energética do país, que é altamente dependente da hidroeletricidade, e que faz com que o volume destes reservatórios varie em função de fatores econômicos ou climáticos, tais como demandas para a geração de energia e irrigação (NOVO, 2019).

Desta forma, as atividades humanas e as alterações provocadas nas paisagens podem interferir nos ciclos hidrológicos, gerando consequências como alteração dos sistemas aquáticos e comprometimento da qualidade e o abastecimento de água (CRUZ *et al.*, 2019; MELLO *et al.*, 2020). Sendo que os compostos introduzidos nos ecossistemas, por tais atividades e alterações, misturados na água em solução ou suspensão, podem permanecer por um longo período de tempo (RADIN, SÒRIA-PERPINYÀ E DELEGIDO, 2020)

Efeitos sinérgicos de múltiplas pressões ambientais, naturais ou antrópicas, vem

ameaçando os ambientes aquáticos, em especial lagos e rios, destacando o enriquecimento por nutrientes e outras poluições orgânicas ou inorgânicas, mudanças climáticas, acidificação, introdução e disseminação de espécies invasores, entre outros (PALMER, KUTSER E HUNTER, 2015)

Os riscos para os recursos hídricos estão diretamente relacionados com o uso da terra, destacam-se como responsáveis pela maior degradação as áreas urbanas e agrícolas, o primeiro devido à falta de saneamento, coleta adequada de resíduos e tratamento de esgoto, que acarreta em deposição de resíduos e efluentes não tratados no corpo hídrico e o segundo principalmente à utilização de fertilizantes e aumento do transporte de sedimentos aos corpos hídricos (CRUZ *et al*, 2019; MELLO *et al*, 2020).

A compreensão, avaliação e monitoramento das propriedades físicas, químicas e biológicas das águas interiores são cruciais para nossa capacidade de compreender esses ecossistemas e estimar os efeitos das mudanças ambientais e modelar mudanças futuras, ao passo, que são de suma importância principalmente para a ciência e desenvolvimento de políticas públicas (PALMER, KUTSER E HUNTER, 2015).

Os gestores de recursos hídricos tem o compromisso de garantir a disponibilidade da água em quantidade e qualidade adequadas para seus múltiplos usos pelo homem, sendo assim, é fundamental monitorar a qualidade das águas interiores, principalmente dos sistemas destinados para abastecimento (AUGUSTO-SILVA *et al*, 2014).

A Resolução CONAMA 357/2005, e suas alterações, que estabelecem a classificação dos corpos d'água, condições e padrões de lançamento de efluentes e outras providências, define monitoramento como a verificação ou medição de parâmetros quantitativos e qualitativos, de modo contínuo ou periódico, voltado ao acompanhamento das condições e controle da qualidade do corpo hídrico (CONAMA, 2005).

Sendo assim, para cada classificação foram estabelecidos padrões, por meio de variáveis descritivas e quantitativas, que possuem faixas de concentração permitidas, dentre elas destacamos o teor de clorofila (CONAMA, 2005; CETESB, 2019).

Apesar das medidas realizadas *in situ* serem mais precisas e difundidas que as adquiridas de maneira indireta, como por sensoriamento remoto (GAIDA *et al.*, 2020), elas possuem um caráter mais pontual, ou seja, podem ser limitadas por uma serie de fatores, com destaque para a dificuldade de acessar o local de interesse, o que resulta em baixa representatividade espaço-temporal (PALMER, KUTSER E HUNTER, 2015; JÚNIOR *et al.*,

2019; GAIDA *et al.*, 2020; BUMA E LEE, 2021).

As análises espaço-temporais dos parâmetros da água são fundamentais para a sua gestão. Tais análises podem ser possibilitadas por metodologias desenvolvidas em técnicas de sensoriamento remoto, já que alguns indicadores de qualidade da água podem ser detectados através da radiação refletida da água e coletado por sensores. (GHOLIZADEH, MELESSE, REDDI, 2016).

Novo (2019) elenca como variáveis passíveis de serem monitoradas por sensoriamento remoto a concentração de Chl-*a*, concentração de ciano-ficocianina (indicador de presença de cianobactérias), absorção pela matéria orgânica dissolvida, concentração do total de material em suspensão, atenuação difusa da luz na água (permite avaliar limitações ao processo de fotossíntese), transparência do disco de Secchi, turbidez e limite da zona eufótica.

O sensoriamento remoto de ambientes aquáticos baseia-se nas propriedades de interação da água e de seus componentes com a radiação eletromagnética (luz), resumidamente o processo se dá por um feixe de luz irradiado que se propaga pela atmosfera e atinge a superfície da água, parte dele é refletida pela superfície e parte penetra na água, esta interage com a coluna d'água e ao retornar a superfície, pode ser registrado por um sensor orbital (BARBOSA, 2019).

Os primeiros a descrever formalmente as diferenças nas propriedades ópticas da água foram Morel e Prieur, em 1977, no qual identificaram duas classes amplas de águas diversamente produtivas e turvas, onde a presença de matéria dissolvida e suspensa aumenta a absorção e a dispersão, e denominaram as classes de “Caso 1” e “Caso 2”.(TYLER *et al.*, 2016)

No caso de águas “caso 1” predomina-se a concentração de fitoplâncton, em contrapartida, no “caso 2” as partículas inorgânicas são dominantes (MOREL E PRIEUR, 1977).

As águas do caso 1 podem ser exemplificadas por águas de oceano aberto, onde os sinais radiativos de saída são dominados por fitoplâncton, com presença de CDOM e matéria detritica em menores concentrações, enquanto as águas de caso 2, também chamadas atualmente de águas opticamente complexas, compreenderiam as águas costeiras e interiores, caracterizadas por densidades altas e não covariáveis de fitoplâncton, material suspenso total e CDOM (TYLER *et al.*, 2016).

As águas interiores destacam-se pela complexidade das suas propriedades ópticas, já

que cada corpo hídrico tem condições ópticas únicas (MATSUSHITA *et al.*, 2015)

Devido a sua natureza heterogênea e dinâmica, tais águas apresentam maiores desafios para o monitoramento e avaliação eficaz e representativo por meio de amostragem *in situ*, pois a cobertura espacial e a frequência temporal de amostragem limitadas, aliado a diferenças de metodologia entre regiões e países, dificultam a nossa compreensão do estado e mudanças (TYLER *et al.*, 2016).

As abordagens realizadas em dados de sensoriamento remoto com o intuito de adquirir produtos relacionados a qualidade da água, podem ser classificadas em três categorias, empíricas, analíticas ou físicas e semi-analíticas ou híbridas (MATHEWS,2011; MOUW,2015; GAIDA *et al.*, 2020).

Os algoritmos empíricos contêm expressões empíricas explícitas ou implícitas fundamentalmente orientados por dados (MOUW,2015), pois baseiam-se nas informações contidas na própria imagem (GAIDA *et al.*, 2020) adquiridos a partir de dados limnológicos, atmosféricos ou de sensoriamento remoto, normalmente derivando algoritmos específicos de local e tempo e utilizando técnicas de regressão estatísticas (MATHEWS,2011).

Alguns exemplos dessa categoria são os algoritmos de relação entre bandas, análise de componentes principais e algoritmos baseados em Redes Neurais, que geralmente possuem expressões empíricas implícitas (MOUW, 2015).

Os algoritmos analíticos ou métodos físicos fundamentam-se na teoria da transferência radiativa, a fim de modelar a R_{rs} em termos das Propriedades Óticas Inerentes (IOPs) da água (MATHEWS,2011; MOUW,2015; GAIDA *et al.*, 2020) sendo considerada uma análise mais complexa que as análises empíricas e geralmente requer medições em campo e treinamento de algoritmos (MATTHEWS, 2011).

Os algoritmos híbridos ou semi-analíticos, combinam informações físicas com métricas estatísticas (GAIDA *et al.*, 2020), ao ponto que trabalham com a equação de transferência radiativa e utilizam soluções algébricas de aproximação da reflectância para derivar parâmetros biogeoquímicos da água (MATHEWS, 2011; MOUW, 2015).

Vale ressaltar que os autores Mathews (2011) e Mouw (2015) consideram os algoritmos semi-analíticos uma subcategoria dos algoritmos analíticos, pois o primeiro está intimamente relacionado ao segundo.

A utilização de sensoriamento remoto para monitoramento de águas interiores vem sendo cada vez mais considerada, a medida que suas tecnologias e partes participantes

também se desenvolvem, como sensores, metodologias, investigadores entre outros, porém alguns desafios científicos permanecem, antes que tais métodos possam ser amplamente utilizados, como é o caso dos métodos de correção atmosférica e das adjacências do solo sobre as águas interiores, que necessitam de aprimoramento (PALMER, KUTSER E HUNTER, 2015).

2.2.1 Clorofila

Dentre todos os organismos presentes em lagos e reservatórios, um grupo é capaz de realizar a fotossíntese, ou seja, transformar a radiação em energia química, denominado de fotoautotróficos, destacando-se dentro deste grupo o fitoplâncton, grande responsável pela cor aparente da água (RADIN, SÒRIA-PERPINYÀ, DELEGIDO, 2020).

O fitoplancton é um grupo de organismos, que inclui centenas de espécies de microalgas, e que contém pigmentos fotossintéticos, sendo a clorofila o mais importante (BARBOSA, 2019). Geralmente encontrado em ecossistemas aquáticos, indicam um funcionamento típico, entretanto, com as interferências negativas das atividades antrópicas, há o florescimento excessivo de cianobactérias, que afeta a qualidade da água (BUMA E LEE, 2020).

Encontrado em plantas e no fitoplâncton, a clorofila é um grupo de pigmentos fotossintéticos (GHOLIZADEH, MELESSE E REDDI, 2016), sendo que os organismos podem possuir diferentes tipos de pigmentos fotossintéticos e diferentes tipos de clorofila (ISENSTEIN, KIMB, PARK, 2020).

A Chl-*a* é um importante parâmetro para avaliar ambientes aquáticos, devido a sua relação com estado trófico, clareza e biomassa algal das águas (MATSUSHITA *et al.*, 2015). Considerada o principal bioindicador da qualidade da água que pode ser estimado por sensoriamento remoto (NEIL *et al.*, 2019).

Por representar uma resposta biológica relacionada com o aumento de nutrientes e consequentemente o aumento de organismos do fitoplâncton, que possuem o pigmento, (GHOLIZADEH, MELESSE e REDDI, 2016), permite analisar as mudanças das águas interiores por efeitos estressores, como enriquecimento de nutrientes, modificações hidrológicas e mudanças climáticas (NEIL *et al.*, 2019).

Concentrações elevadas de Chl-*a* indicam mudanças no estado trófico (nível de eutrofização) e são associadas a redução da qualidade da água, bem como a diminuição da biodiversidade, que por sua vez desestabiliza os serviços e funções do ecossistema (DALU *et al.*, 2015).

A eutrofização pode ser definida como o acréscimo de nutriente, como fósforo e nitrogênio, em um sistema aquático, causando alterações diversas em seu funcionamento, podendo ocorrer de maneira natural, lenta e contínua através do arraste de nutrientes pelas águas pluviométricas e superficiais, e de maneira artificial, através da interferência antrópica (ESTEVEZ, 2011).

Esse fenômeno vem sendo cada vez mais observado em sistemas aquáticos, causando preocupação devido principalmente a relação entre o enriquecimento de nutrientes e a proliferação de algas nocivas e liberação de toxinas na água por esses indivíduos (WATANABE *et al.*, 2019).

Em reservatórios, o processo de eutrofização agrava-se, pois o aumento de fósforo e nitrogênio aliado com o maior tempo de retenção, cria condições ótimas para o desenvolvimento de cianobactérias, grupo fitoplânctônico conhecido por sua toxicidade (WATANABE *et al.*, 2019).

Em tais ambientes, este processo ocorre em locais que apresentem baixa turbulência e alta disponibilidade de luz e nutrientes, sendo que seus efeitos variam dependendo das características das espécies, podendo acarretar a morte da fauna aquática e tornar a água imprópria para consumo e banho (JORGE e LOBO, 2019).

Uma maneira utilizada para comparar o estado de eutrofização dos sistemas aquáticos é a classificação destes sistemas em índices de estado trófico (IET). O IET utilizado pela CETESB baseia-se em três indicadores, químico, físico e biológico, sendo respectivamente as concentrações de fósforo total e ortofosfato, profundidade de Secchi, ou seja, transparência da água, e a concentração de clorofila, podendo os dois últimos serem estimados por sensoriamento remoto (NOVO *et al.*, 2013).

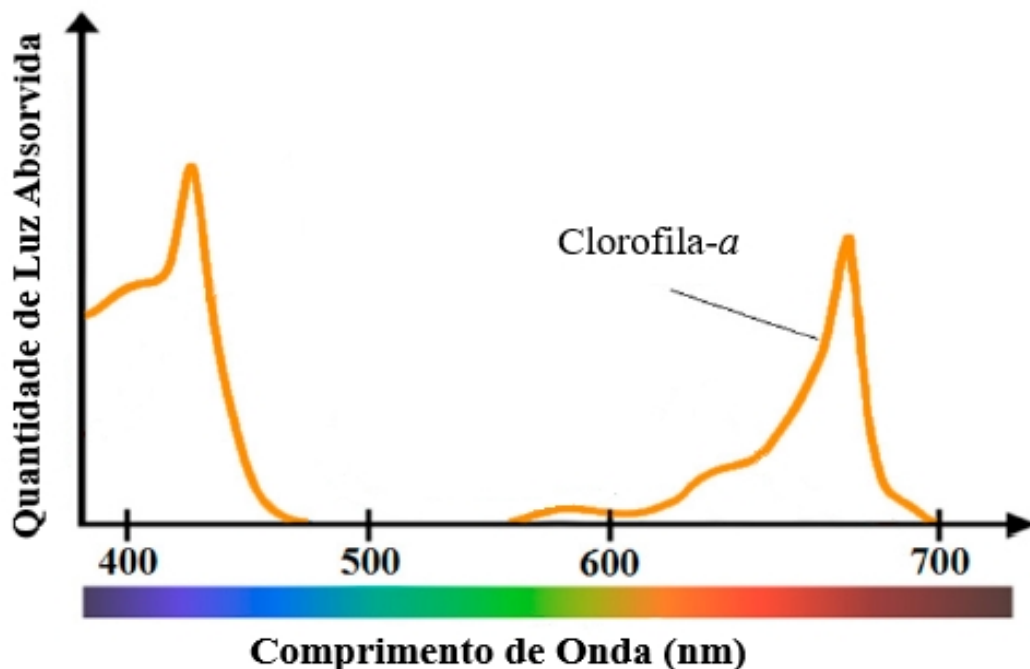
A Chl-*a* apresenta uma natureza irregular, evidenciada na proliferação de algas superficiais (MANSARAY *et al.*, 2021), pois as concentrações de Chl-*a* movem-se verticalmente pela coluna d'água, conforme o movimento da comunidade fitoplânctônica, variando no tempo e no espaço, resultando em uma distribuição espacial irregular, que pode se desenvolver em apenas algumas horas ou dias (BUMA E LEE, 2020).

Compreender a distribuição espacial da Chl-*a* é fundamental para a escolha de manejo adequado, o que proporcionará a recuperação das funções e serviços do ecossistema, sendo assim o monitoramento frequente torna-se fundamental para a compreensão de tais dinâmicas (DALU *et al.*, 2015; LINS *et al.*, 2019)

Neste contexto, abordagens com sensoriamento remoto aplicado para quantificação e mapeamento precisos das concentrações de Chl-*a* em águas produtivas turvas pode proporcionar o entendimento dos ciclos globais de nutrientes (MISHRA E MISHRA, 2012).

A Chl-*a*, assim como demais pigmentos, absorve a luz de forma seletiva, fazendo com que seu espectro de absorção (Figura 2) seja caracterizado por um certo número de picos (BARBOSA, 2019). Apresenta um pico de reflectância bem definido na região do verde (550 nm) e alta reflectância próximo de 700 nm (região do infravermelho), e além disso, possui uma forte absorção de espalhamento nas regiões do azul (450-475 nm) e do vermelho (670 nm) (GHOLIZADEH, MELESSE E REDDI, 2016; BARBOSA,2019, BUMA E LEE, 2020).

Figura 2: Espectro de absorção dos pigmentos Clorofila-*a*. Fonte: Adaptado de Gholizadeh, Melesse e Reddi (2016)



Entretanto, além da Chl-*a*, outros compostos presentes na água também possuem alguns picos em regiões similares, destacando os compostos CDOM, que possui grande

contribuição na região próxima a 560 nm, os sólidos suspensos, que também influenciam na região de 560 nm e contribuem também na região próxima a 700 nm, além de apresentarem picos em 810 e 940 nm, e algumas microalgas azuis, que apresentam um pequeno pico em 625 nm (SANTOS *et al.*, 2019).

A estimativa da Chl-*a* por sensoriamento remoto pode ser realizada através de modelos matemáticos que relacionam concentração do constituinte com propriedades ópticas, como a refletância de sensoriamento remoto (R_{rs}), que pode variar de acordo com a concentração de partículas orgânicas, inorgânicas e presença de substâncias dissolvidas na água (SANTOS *et al.*, 2019 *apud* DALL'OLMO, G.; GITELSON, A. A.; RUNDQUIST, D. C., 2003)

As informações sobre o comportamento espectral da Chl-*a* tem sido amplamente utilizada em estudos de quantificação de Chl-*a* (BUMA E LEE, 2020), sendo assim, uma das maneiras que pode ser utilizadas para determinar suas concentrações é a partir de bandas espectrais e suas relações (GHOLIZADEH, MELESSE E REDDI, 2016).

Os algoritmos para a estimativa de Chl-*a* foram inicialmente desenvolvidos para águas marinhas, porém, devido as características das águas interiores, em especial a presença de CDOM, esses algoritmos não são adequados a esse tipo de água (WATANABE *et al.*, 2018), sendo que a utilização em águas costeiras opticamente complexas se deu mais recentemente (PALMER, KUTSER E HUNTER, 2015).

Para a estimativa da concentração de Chl-*a* pode ser utilizado a razão entre bandas, sendo duas razões comumente utilizadas, a razão azul-verde, normalmente para oceanos abertos e a razão NIR-vermelho, bastante utilizada em águas turvas e enriquecidas com CDOM (WAREN *et al.*, 2019).

Isso se deve ao fato de que nas águas oligotróficas e claras, caso 1, os constituintes CDOM e partículas não-algais (NAP) ter uma forte correlação com clorofila, sendo derivados de processos relacionados ao fitoplâncton como mortalidade e exsudação, o que faz com que a região do azul seja dominado pela resposta espectral da Chl-*a*, entretanto, em águas de caso 2, turvas e produtivas, tais componentes podem se originar de fontes adicionais como escoamento de sedimentos, nutrientes e matéria orgânica e ressuspensão de sedimentos (LINS *et al.*, 2017).

Outra característica que dificulta a utilização da banda azul é a influência atmosférica que é maior nos comprimentos de ondas mais curtos, ultravioleta e azul, dificultando o desempenho dos modelos que utilizam a faixa azul (WATANABE *et al.* 2018)

Sendo assim, as reflectâncias de Sensoriamento Remoto (R_{rs}) nos comprimentos de onda do vermelho e infravermelho próximo (NIR), são uma alternativa para estimar Chl-*a* em águas opticamente complexas pois esses ambientes costumam ter um SNR (relação sinal-ruído) suficiente em torno do segundo pico de absorção de Chl-*a*, localizado no espectro vermelho (MATSUSHITA *et al.*, 2015).

Segundo Novo *et al.* (2013), é possível observar que um aumento na concentração de Chl-*a*, em ambientes eutróficos com floração superficial, está associado a um aumento da reflectância no NIR e aumento da absorção na faixa do vermelho, portanto, a utilização de relação entre essas bandas é favorável para a estimativa de Chl-*a* e consequentemente, identificação de áreas tróficas em sistemas aquáticos continentais com baixa turbidez de partículas inorgânicas.

Para Gholizadeh, Melesse e Reddi (2016), embora seja possível estimar Chl-*a* com técnicas de sensoriamento remoto, principalmente em águas oceânicas, esta tarefa requer uma abordagem com técnicas avançadas no caso de águas complexas, devido a sua composição e propriedade ópticas.

As águas complexas, em especial as interiores, apresentam características como altas concentrações de biomassa fitoplanctônica, presença de partículas minerais, detritos e CDOM que normalmente não co-variam no espaço e no tempo, fazendo com que suas propriedade ópticas variam dentro e entre os corpos d'água (PALMER, KUTSER E HUNTER, 2015).

Considerando o grande número de algoritmos disponíveis, a faixa de aplicabilidade e limitações de cada método disponível pode ser difícil de determinar, sendo que o desempenho de cada algoritmo varia conforme as mudanças nas propriedades ópticas da coluna d'água, que estão relacionadas a presença de constituintes opticamente ativos não covariantes de matéria suspensa e CDOM (NEIL *et al.*, 2019)

Segundo Lins *et al* (2019), em virtude das particularidade ópticas de cada ambiente, não existe, até o momento, um modelo capaz de estimar satisfatoriamente as concentrações de Chl-*a*, a partir de resposta espectral da água em diferentes ambientes, como águas de transição (zona costeira e estuária) e águas interiores. Sendo assim, diversas metodologias vem sendo testadas nestes ambientes, a fim de verificar qual a mais adequada para cada caso.

Em relação a precisão dos modelos, Moses *et al.* (2009) afirma que esta depende da sua capacidade de considerar as variações nas características biofísicas e ópticas da água, entretanto, deve-se considerar fatores como a interferência da atmosfera interveniente e a

magnitude muito baixa da refletância da água na região do NIR, que também interferem na precisão dos modelos, além da diferença temporal entre a aquisição e resolução dos dados *in situ* e de satélite e podem dificultar a calibração e precisão dos modelos.

Lins *et al.* (2019) sugere que é necessário a construção de modelos de acordo com a realidade local, pois cada ambiente possui propriedade ópticas particulares. Tyler *et al.* (2016), provavelmente nenhuma abordagem única terá desempenho adequado aos corpos d'água superficiais, porém, o desenvolvimento de algoritmos adaptativos oferece uma solução potencial a este desafio.

Segundo Mishra e Mishra (2012), para o desenvolvimento de algoritmos espectrais bem sucedidos duas características se destacam, a aplicabilidade a dados de satélite e a capacidade de transferência para regiões geográficas amplamente variadas sem produzir incertezas significativas. Para isso, é necessária a melhor compreensão do desempenho e da aplicabilidade dos algoritmos em diferentes tipos ópticos de água (TYLER *et al.*, 2016).

2.3. IMAGENS DE SATÉLITE E PROCESSOS

2.3.1. Sentinel-2

Os satélites da série Sentinel foram desenvolvidos pela Agência Espacial Europeia (ESA), com o objetivo de dar continuidade a missões antigas que tinham como objetivo monitorar os recursos naturais terrestres, uso e ocupação do solo, regiões oceânicas, clima e desastres naturais (EMBRAPA, 2020).

Essa missão agrupa seus satélites em pares especializados, adequando cada par a um tema de interesse e conseqüentemente equipando-os com sensores adequados a esse propósito, sendo o par de satélites Sentinel-1 destinado ao monitoramento terrestre e oceânico, a série 2 aplicados ao monitoramento da vegetação, solos e áreas costeiras, a série 3 é adequada ao monitoramento marinho e as séries 4 e 5 destinam-se ao monitoramento da qualidade do ar (EMBRAPA, 2020).

A missão Sentinel-2 é composta pelos satélites gêmeos Sentinel 2A e 2B, lançados em 2015 e 2017, respectivamente, na mesma órbita, com fases de 180° entre si, equipados com um instrumento MSI (MultiSpectral Imager).

O sensor MSI destaca-se por apresentar uma ampla faixa de imageamento, aproximadamente 290 km, alta resolução espacial variando de 10 a 60 metros, alto tempo de revisita a cada cinco dias no equador, se considerarmos a utilização do par de satélites, e possui treze bandas espectrais, cobrindo as regiões do visível, infravermelho próximo e infravermelho de ondas curtas (ESA, 2020). O sentinel-2 ainda possui digitalização radiométrica em 12 bits, que é útil para aplicações em ambientes aquáticos de baixa radiância (CHEN *et al.*, 2017).

Apesar de ter sido concebido principalmente para o monitoramento terrestre, o sensor MSI pode ser considerado um ativo no monitoramento da qualidade da água em regiões costeiras e corpos d'águas interiores (WAREN *et al.*, 2019). Segundo Li *et al* (2018) o sensor MSI presente no Sentinel-2 fornece alta dinâmica radiométrica para estudos de superfícies muito claras, como gelo e neve, até muito escuras, como água.

O sensor MSI possui vantagens significativas para o monitoramento de lagos e rios, sendo utilizado por pesquisadores, como a sua resolução espacial relativamente alta, tempo de revisita curta, amplo campo de visão e alta relação sinal-ruído (BUMA E LEE, 2020).

O MSI possui bandas em comprimentos de ondas interessantes para a aplicação na estimativa de fitoplâncton e cianobactérias com base nas medidas de seus principais pigmentos, Chl-*a* e ficocianina (SÒRIA-PERPINYÀ *et al.* ,2020).

2.3.2. Correção atmosférica

Os gases e partículas, de diversos tamanhos, presentes na atmosfera terrestre podem causar interferência na radiação solar, e nos dados adquiridos por sensoriamento remoto (SOARES *et al.* 2015).

As influências de fatores externos sofridos pela radiação eletromagnética ao longo de sua trajetória, como atenuações e interações com a atmosfera e superfície da água, são considerados processos perturbadores, pois além de não conter informações relevantes podem interferir nas informações oriundas da coluna d'água, fazendo necessário a correção de tais interferências atmosféricas (BARBOSA, 2019).

Essas interferências nos dados podem causar perda de nitidez e brilho das imagens, sendo que para obter os valores de reflectância superficial dos alvos é necessário realizar a

correção atmosférica (SOARES *et al.* 2015), principalmente em algoritmos que utilizam R_{rs} (MATHEWS, 2011).

Foram desenvolvidos vários métodos de correção atmosférica, estes podem ser classificados em duas categorias, os que utilizam modelagem de transferência radiativa e os que utilizam de abordagens empíricas baseadas em imagens (LANTZANAKIS, MITRAKA E CHRYSOULAKIS, 2017). Entretanto, há modelos que se utilizam da combinação destas duas classes, denominados de híbridos (GAO *et al.*, 2009).

O algoritmo de correção atmosférica Sen2Cor, classificado como híbrido, está disponível no software SNAP (Sentinel Application Platform). Apesar de estar em constante desenvolvimento, este corretor pode ser considerado robusto o suficiente para uso (WARREN *et al.*, 2019).

O algoritmo Sen2Cor foi desenvolvido para aplicação exclusiva no processamento de imagens dos sensores MSI, a bordo dos satélites Sentinel-2. Utilizando de dados de reflectância aparente dos alvos das imagens e informações extraídas dos metadados, este método empírico-estatístico realiza a derivação das reflectâncias de topo da atmosfera em reflectância de superfície (LI *et al.*, 2018; GAIDA *et al.*, 2020).

Este algoritmo permite, além da correção atmosférica, executar a redução dos efeitos causados por nuvens cirros, efeitos topográficos e de terrenos e efeitos de adjacência espectral (LI *et al.*, 2018; GAIDA *et al.*, 2020).

Alguns pesquisadores utilizaram o algoritmo escolhido, de modo a observar seu desempenho quando comparado a algoritmos de correção atmosférica. Um exemplo é o estudo de Warren *et al.* (2019), que comparou o desempenho de seis algoritmos de correção atmosférica, em imagens Sentinel-2, de duas regiões costeiras e 13 corpos d'água interiores de cinco países europeus, e constatou que o Sen2Cor mostrou desempenho satisfatório em águas interiores.

Ogashawara *et al.* (2021) também comparou seis rotinas de correção atmosférica, em lagos no norte da Alemanha, sendo que o Sen2Cor estava entre as três rotinas que obtiveram bom desempenho, junto com os corretores iCor e Acolite.

Em estudos de corpos hídricos brasileiros, Watanabe *et al.* (2019) também utilizou o Sen2Cor, que exibiu bom desempenho na remoção de efeitos de espalhamento, e sua aplicação para a recuperação de conteúdo de Chl-*a* também foi eficiente.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

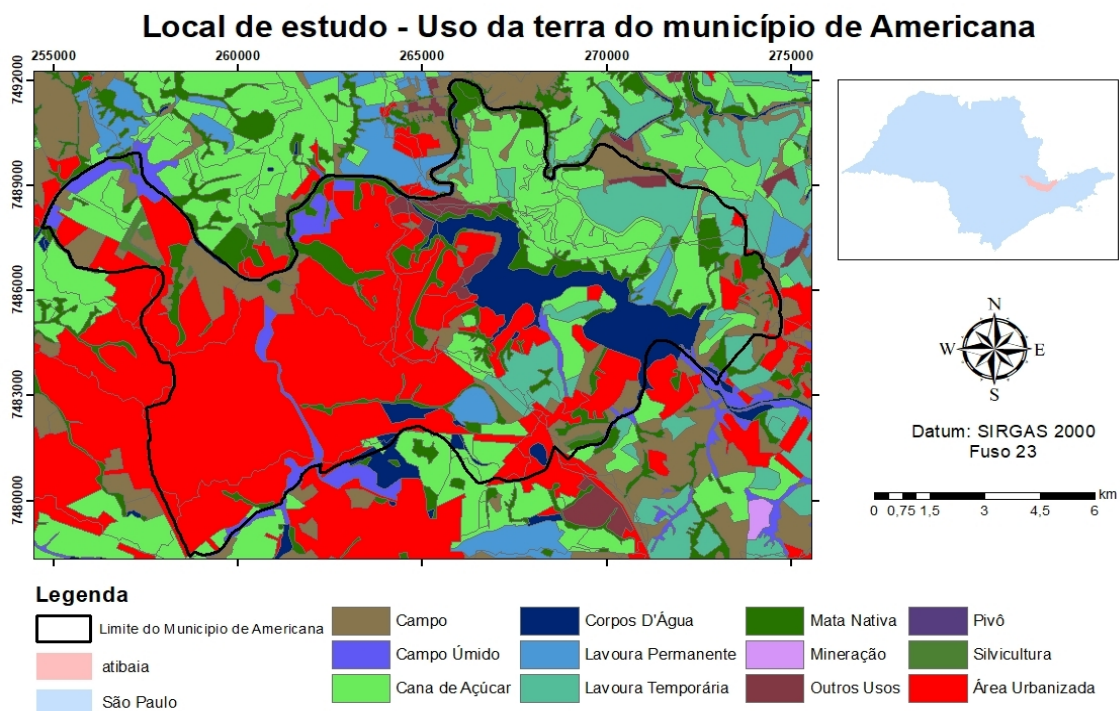
3.1 ÁREA DE ESTUDO

O Reservatório de Salto Grande, parte do complexo da Usina Hidrelétrica Americana, localiza-se no município de Americana, região leste do estado de São Paulo (Figura 3).

Fundado em 1875, o município está localizado na região metropolitana de Campinas, com uma área total de 133,912 km² e população estimada em 242.018 pessoas (IBGE, 2020). Situa-se na altitude de 545 metros, com relevo depressão periférica e apresenta clima tropical. Pertencente a Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) 5, conhecida como PCJ, possui como principais rios o Atibaia, Jaguari, Capivari e Piracicaba (PREFEITURA DE AMERICANA, 2020).

A Usina Hidrelétrica Americana, pertencente a Companhia Paulista de Força e Luz (CPFL), foi inaugurada em 19 de novembro de 1949, sendo construída no Rio Atibaia, à montante da confluência com o Rio Jaguari, formadores do Rio Piracicaba. Atualmente, a produção de eletricidade cessou, devido a utilização de parte da água da bacia do rio Atibaia para abastecimento da cidade de São Paulo (MISAILIDIS *et al.*, 2017).

Figura 3: Localização e uso da terra do município de Americana – SP. Fonte: Comitê da UGRHI PCJ.



O reservatório está situado no território da fazenda de Salto Grande, de propriedade das Indústrias José João Abdalla S.A. (IBGE, 2020). Possui uma área de 11,5 km² (MARTINS *et al.*, 2011).

O Reservatório de Salto Grande localiza-se em uma região com predominância de malha urbana ao oeste e áreas destinadas a monoculturas como cana-de-açúcar, citrus e pastagens ao leste, às quais muitas vezes extrapolam os limites das Áreas de Preservação Permanente (APPs) (NETO, 2013; CAPORUSO *et al.*, 2009).

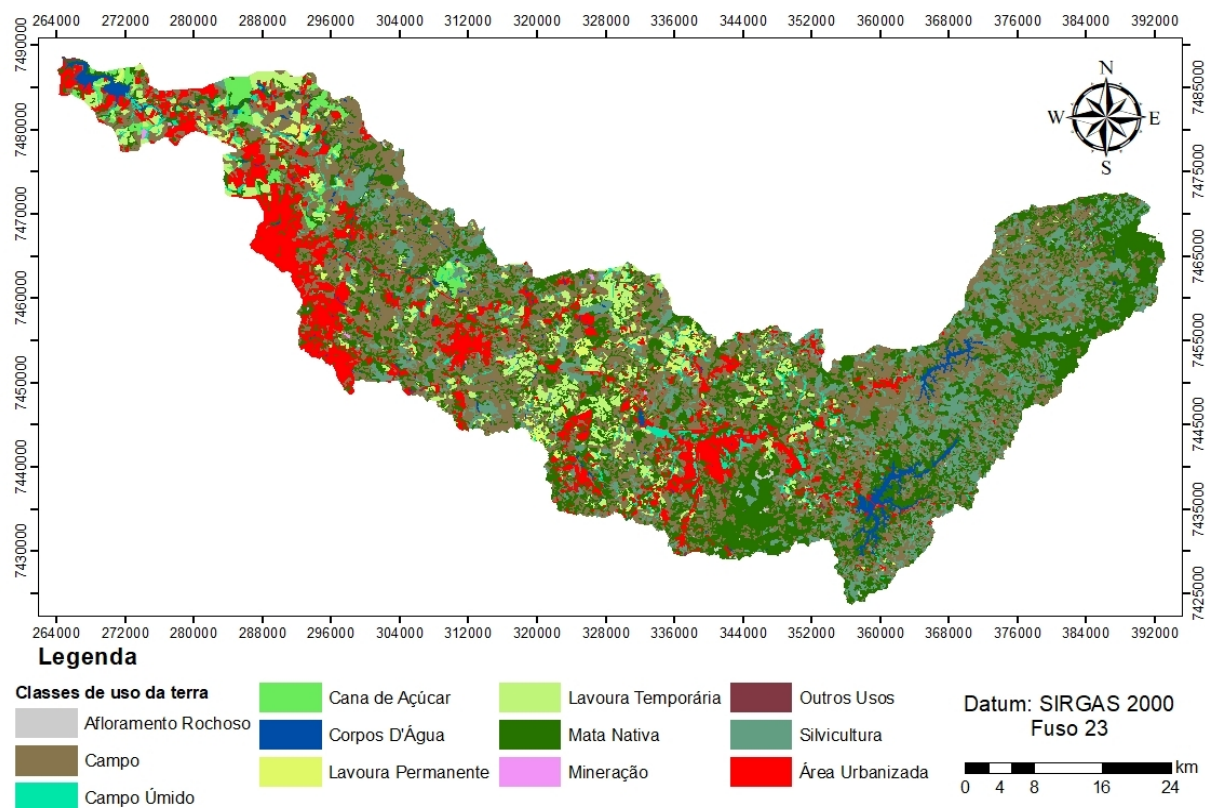
O Rio Atibaia é o principal afluente do reservatório, nasce da confluência dos rios Atibainha e Cachoeira, ambos com nascentes na região metropolitana da grande São Paulo, e percorre uma extensão de 154 km até seu represamento em Salto Grande, sendo influenciado por 12 afluentes (MISAILIDIS *et al.*, 2017).

Ao longo de sua extensão passa por 20 municípios, destacando a região metropolitana de Campinas, que é altamente industrializada, e acaba por receber efluentes domésticos e industriais de diferentes fontes, incluindo as indústrias petroquímicas, têxtil, de fertilizantes, farmacêutica e alimentícia (MISAILIDIS *et al.*, 2017).

Além disso, a agricultura também é bem expressiva na região, destacando as culturas de cana-de-açúcar e frutas e a pecuária (MISAILIDIS *et al.*, 2017 *apud* ESPÍNDOLA *et al.*, 2004; MISAILIDIS *et al.*, 2017 *apud* FONSECA E MATIAS, 2014).

Ao longo da bacia hidrográfica do Rio Atibaia (Figura 4), as crescentes atividades antrópicas que vem se expandindo, destacando a indústria e a agricultura, principalmente pelo extenso cultivo de cana-de-açúcar, podem resultar no aumento das concentração de nutrientes no reservatório, devido a grande descarga de efluentes industriais e domésticos, e o carreamento superficial de insumos e sedimentos pelas águas pluviais (MARTINS *et al.*, 2011).

Figura 4: Uso da terra na bacia hidrográfica do Rio Atibaia. Fonte: Comitê da UGRHI 5 – PCJ.



De acordo com o Relatório de qualidade das águas interiores de 2019, elaborado pela CETESB (2020), o Reservatório de Salto Grande encontrava-se organicamente enriquecido, apresentando elevadas concentrações de fósforo nos sedimentos.

O fósforo (P) é um elemento amplamente utilizado na composição de fertilizantes e também está presente em efluentes domésticos, sendo seu acúmulo relacionado à proliferação de cianobactérias e algas, podendo contribuir para a eutrofização de corpos d'água (MISAILIDIS *et al*, 2018).

Misailidis *et al* (2018) analisaram a relação entre as atividades antrópicas e o acúmulo de fósforo nos sedimentos do Reservatório de Salto Grande. Tais autores observaram indicativos de um processo progressivo de eutrofização no reservatório, sendo que o aumento de fósforo nos sedimentos acompanha a curva de crescimento populacional e as variações das concentrações de fósforo inorgânico nos sedimentos seguem as variações de maior precipitação local, o que sugere contribuição da lixiviação dos solos ao redor do reservatório, condicionado ao uso de fertilizantes na cultura de cana-de-açúcar, além do aumento de despejo de efluentes domésticos.

Devido ao ciclo do fosforo neste ambiente, que pode ser eventualmente disponibilizado à coluna de água, integrar o metabolismo dos seres vivos e retornar aos sedimentos em forma de excrementos e matéria morta, mesmo que seja cessado o lançamento de efluentes neste corpo d'água, o reservatório pode manter seu grau de eutrofização por um período prolongado de tempo (CETESB, 2020).

Entre as décadas de 1970 e 1980, houve um aumento das atividades relacionadas ao turismo no reservatório de Salto Grande, que resultou no aumento das construções civis às margens deste reservatório, e conseqüentemente no aumento do descarte de efluentes domésticos (MARTINS *et al.*, 2011). Sendo assim, desde a década de 50, o Reservatório de Salto Grande experimentou um aporte de água poluída, que acompanhou o crescimento da região em que se encontra (MISAILIDIS *et al.*, 2017).

A situação do reservatório de Salto Grande vem preocupando autoridades e a população. Em março de 2019, a prefeitura de Americana solicitava a colaboração dos municípios no entorno do rio Atibaia, Ministério Público e demais órgãos estaduais e federais, para elaborar e executar ações que evitassem o despejo de efluentes no reservatório, conforme notícia publicada por CBN Campinas, em 21 de março de 2019, com o título “Americana busca ajuda de municípios para despoluir represa de Salto Grande”.

Mais recentemente, conforme informado em reportagem do jornal Todo Dia, publicado em 17 de dezembro de 2021, escrito por Renato Pereira e intitulado “DAEs de Americana e Santa Bárbara são multados por despejo de esgoto”, o Departamento de Água e Esgoto de Americana foi multado pela CETESB por lançamento de efluentes no reservatório de Salto Grande, sendo que a infração teria ocorrido em julho de 2021 (conforme relação de autuações aplicadas pela CETESB) e a multa publicada em diário oficial do Estado de São Paulo, em 14 de dezembro de 2021 (pág. 60 do Caderno do Poder Executivo).

3.2 DADOS DE CAMPO

A CETESB disponibiliza anualmente o relatório de qualidade das águas do Estado de São Paulo, bem como os dados brutos das análises realizadas referentes ao ano anterior, sendo assim, a publicação ocorre sempre no ano subsequente ao ano analisado.

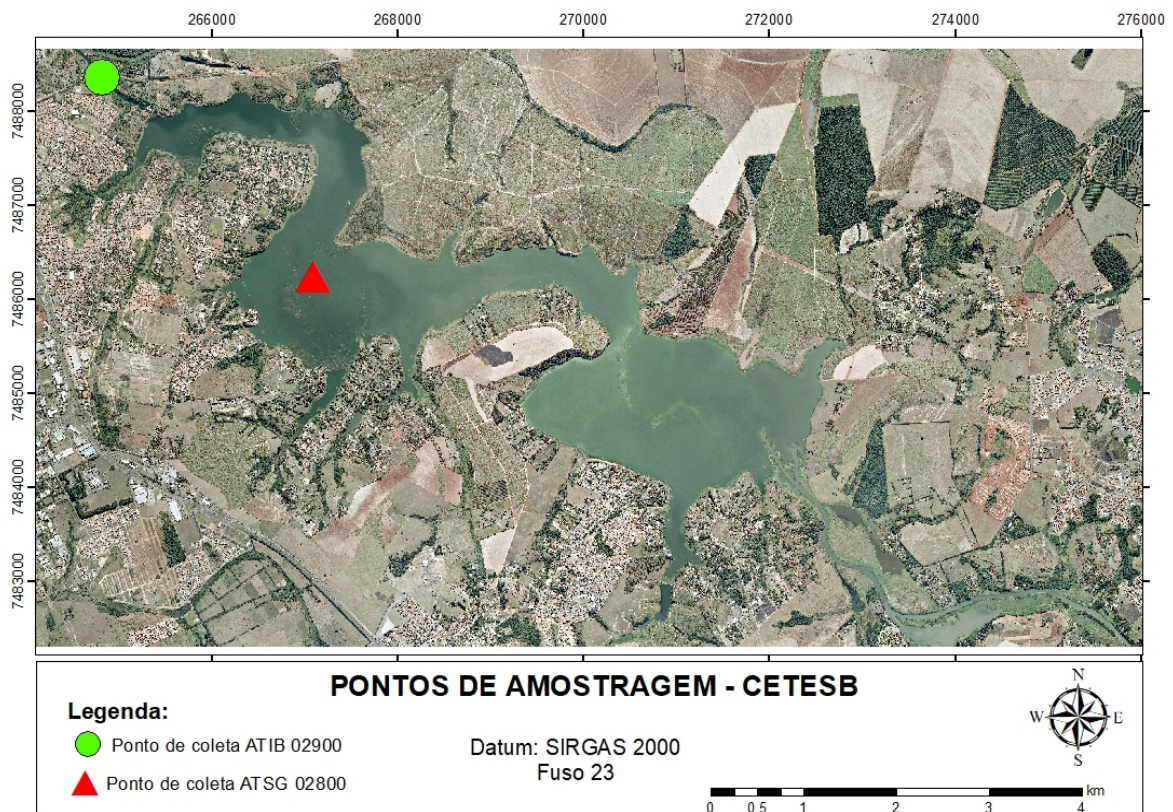
Os resultados das análises e demais dados referentes aos pontos de monitoramento

também são disponibilizados ao público através do sistema de informações da CETESB InfoÁgua.

As concentrações de *Chl-a* utilizadas nesse trabalho foram obtidos da plataforma InfoÁgua da CETESB (<https://sistemainfoaguas.cetesb.sp.gov.br/>).

Na área de estudo, há dois pontos de monitoramento da CETESB (Figura 5), localizados sobre a ponte da usina a jusante e no corpo central do reservatório em frente ao Iate Clube. Nesta pesquisa foram utilizados os dados do ponto localizado no corpo central do reservatório, denominado ATSG 02800, para enfatizar a análise do reservatório.

Figura 5: Localização dos pontos de amostragem da CETESB no Reservatório de Salto Grande.

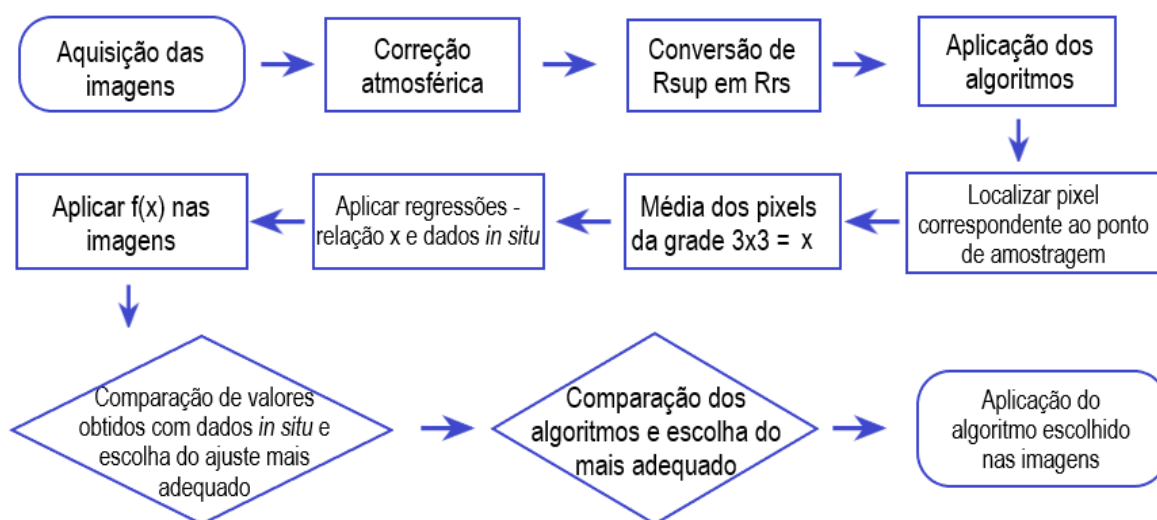


No ponto ATSG 02800, há dados disponíveis a partir de 2017, sendo o monitoramento deste ponto realizado por quatro análises por ano, no caso da *Chl-a*. Entretanto, devido à pandemia de Sars-Cov-2 (Coronavírus), no ano de 2020 foi realizado apenas duas amostragens, tendo a situação se normalizado em 2021.

3.3 ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA-*a*

A estimativa das concentrações de Chl-*a* (figura 6) no reservatório estudado foi realizada por meio de algoritmos ajustados, com imagens do satélite Sentinel-2. Os resultados obtidos desses algoritmos foram validados com dados *in situ* disponibilizados pela CETESB.

Figura 6: Fluxograma da metodologia utilizada para estimativa de Chl-*a* e escolha do algoritmo adequado.



Os procedimentos com as imagens, após a correção atmosférica, foram realizados utilizando o software ArcMap 10.8. Enquanto os procedimentos envolvendo os dados obtidos dos algoritmos, como a compilação dos resultados, média, aplicação de regressões, comparações estatísticas e elaboração de tabelas e gráficos, foram realizados utilizando o software LibreOffice Calc.

3.3.1 Aquisição Das Imagens

Neste estudo foram utilizadas imagens do sensor MSI instalado nos satélites Sentinel-2, com resolução espacial de 20 m.

As imagens de satélite do Sentinel-2 foram adquiridas através do banco de dados Earth Explorer do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS - United States Geological

Survey), que disponibiliza imagens de diversos satélites.

Foram escolhidas imagens com datas próximas as datas de coleta das amostras pela CETESB, tomando como base três dias antes e após, e selecionadas de modo que houvesse menor interferência de nuvens, sobre ou próxima a área de estudo (Tabela 1). Deste modo, foi possível obter oito imagens, quatro no ano de 2018, três em 2019 e uma em 2020 e 2021.

Tabela 1: Dados de amostragem da CETESB e respectivas imagens do Sentinel-2 MSI.

Data da amostragem	Horário	Clorofila-<i>a</i> (µg/L)	Chuvas nas últimas 24h	Imagens Sentinel-2
23/02/2017	11:18	68,94	Sim	-
08/06/2017	11:36	125,33	Não	-
17/08/2017	13:05	66,97	Sim	-
13/12/2017	10:40	93,56	Não	-
22/02/2018	12:58	20,58	Sim	24/02/18
07/06/2018	12:44	43,44	Sim	-
16/08/2018	16:28	27	Não	18/08/18
06/12/2018	12:02	12,43	Não	06/12/18
21/02/2019	13:25	27,45	Sim	24/02/19
26/06/2019	12:44	11,49	Não	24/06/19
29/08/2019	11:51	123,63	Não	28/08/19
12/02/2020	11:17	33,86	Sim	14/02/20
11/11/2020	10:46	57,35	Não	-
08/02/2021	10:34	36,98	Não	08/02/21

Eventos pluviométricos podem interferir nas concentrações e distribuição dos componentes presentes na água, incluindo a concentração de Chl-*a*. É possível observar que houve a ocorrência de chuva, nas 24 horas anteriores as coletas, em quatro datas amostrais.

As imagens são fornecidas como produto Level-1C, ou seja, as medições radiométricas por pixel estão com valores de reflectâncias no Topo da Atmosfera (TOA), com projeção UTM/WGS84 (ESA, 2021).

3.3.2 Correção Atmosférica

O presente trabalho utilizou o Sen2Cor para realizar as correções atmosféricas, baseado nos resultados obtidos por outros autores, que se mostraram adequados para a utilização dessas sintaxes para a correção atmosférica.

O Sen2Cor tem como dados de entrada os produtos Level-1C, ou seja, as imagens adquiridas no banco de dados Earth Explorer. Foi utilizada a configuração Default, ou seja, colocando os parâmetros *Aerosol_Type* (tipo de aerossol), *Mid_Latitude* (latitude média) e *Ozone_Content* (concentração de ozônio) como rural (continental), verão e 331 UD, respectivamente, conforme recomendada no manual do usuário do software. Sendo selecionada também a correção para nuvens cirrus.

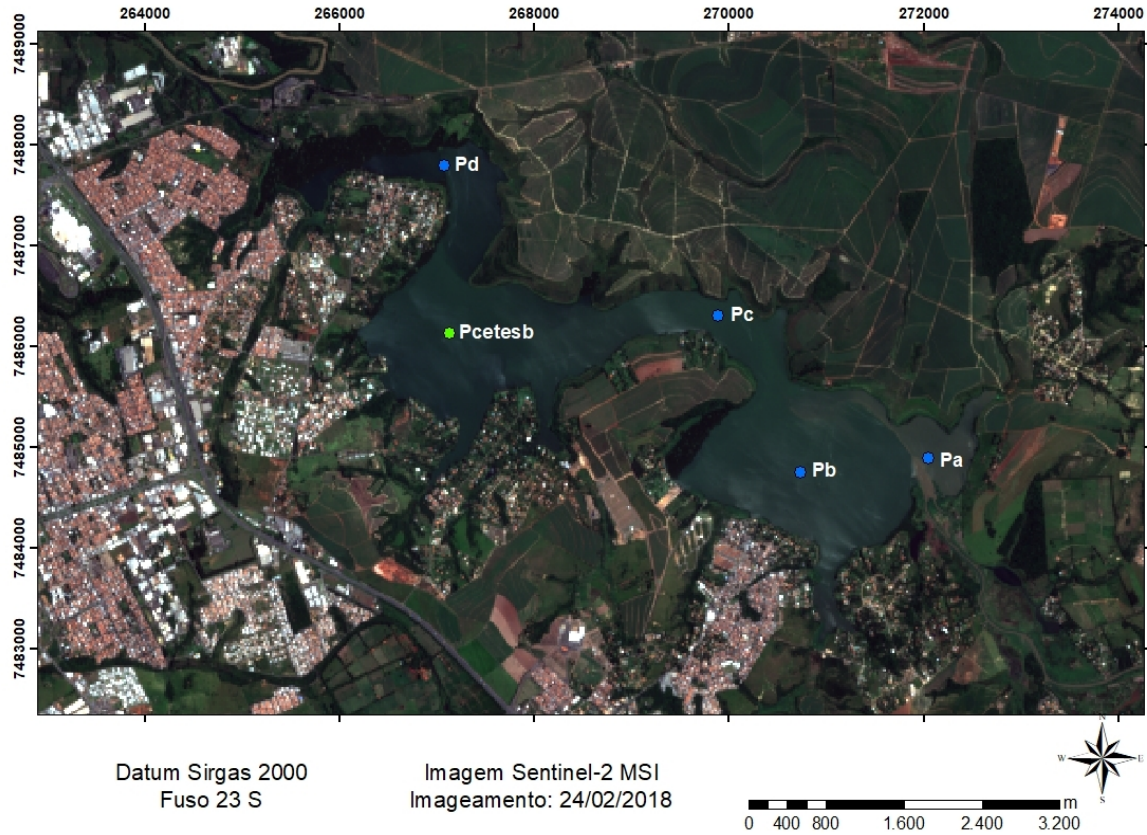
Ao realizar o processo de correção atmosférica, o software converte essas imagens e as entrega como produtos Level-2A, que fornecem reflectâncias de Fundo da Atmosfera (*Bottom of atmospheric – BOA*), chamada de Reflectância de Superfície.

A reflectância de superfície foi dividida por π , a fim de converter o dado em reflectância de Sensoriamento Remoto (R_{rs}), que é o dado de entrada utilizado nos algoritmos escolhidos.

3.3.3 Pontos de Análise

Além do ponto de coleta *in situ*, realizados pela CETESB (Pcetesb), foram distribuídos quatro pontos de análise ao longo do reservatório de Salto Grande, de maneira a observar as mudanças no decorrer da área do reservatório (Figura 7).

Figura 7: Pontos distribuídos para análise das reflectâncias da imagem MSI ao longo do reservatório.



Desta forma, a seguinte denominação foi feita, com suas respectivas coordenadas UTM (fuso 23S) : ponto A, na entrada do reservatório (272048 m E; 7484892 m S), ponto B, no meio da primeira “área” do reservatório (270543 m E; 7484747 m S), ponto C, no canal que liga a primeira a segunda “área” do reservatório (269889 m E; 7486309 m S) e o ponto D, próximo ao barramento (267071 m E; 7487793 m S).

Das treze bandas imageadas pelo Sentinel-2, sete foram utilizadas para verificar a variação da reflectância em diferentes faixas de comprimentos de onda, sendo elas as bandas 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8a (tabela 2). Para cada banda a reflectância apresentada no pixel correspondente as coordenadas de cada ponto foi compilada.

Tabela 2: Bandas do Sentinel-2 utilizadas.

Banda	Nome da Banda	Comprimento de onda central (nm)
B2	Blue (azul)	490
B3	Green (verde)	560
B4	Red (vermelho)	665
B5	Red Edge 1	705
B6	Red Edge 2	740
B7	Red Edge 3	783
B8A	Red Edge 4	865

3.3.4 Algoritmos

Mouw (2015) define algoritmos, nesta área de estudo, como ferramentas que ligam os parâmetros ópticos, biogeoquímicos e de qualidade da água com as informações obtidas pelas observações de satélites.

Neste estudo foram aplicados quatro algoritmos, propostos por outros autores, que utilizam relação entre bandas espectrais, tendo como dados de entrada a Reflectância espectral da água no Sensoriamento Remoto ($R_{rs}(\lambda_i)$), de modo a identificar quais algoritmos apresentam melhor eficácia na determinação da concentração de Chl-*a*.

A relação entre as reflectâncias próximas a 700 nm e 670 nm tem sido amplamente utilizada para estimar concentrações de Chl-*a*, principalmente em águas turvas (Matthews, 2011). Isso se deve aos picos de reflectância nessas regiões, que são sensível ao máximo às variações das concentrações de chl-*a* na água ($R_{rs}(\lambda_2)$), e a maior absorção por pigmentos de chl-*a* ($R_{rs}(\lambda_1)$), respectivamente (Matthews, 2011; Mishra e Mishra, 2012).

Considerando os algoritmos e respectivos comprimentos de onda propostos pelos autores, e comparando esses valores com as bandas imageadas pelo sensor MSI, foram utilizadas as imagens correspondentes as Bandas 4 (Red), 5 (Red Edge) e 6 (Red Edge).

3.3.4.1 Modelos propostos por Dall’Olmo e Gitelson

Dall’Olmo e Gitelson (2005) observaram que um algoritmo de três bandas, originalmente desenvolvido para estimar o conteúdo de pigmentos na vegetação terrestre, poderia ser utilizado para avaliar a concentração de Chl-*a* em águas complexas.

Essa relação utiliza os valores de R_{rs} nos comprimentos de onda 670 e 710 nm, $R_{rs}(\lambda_1)$ e $R_{rs}(\lambda_2)$ respectivamente, citados anteriormente, e no comprimento de onda minimamente afetado pela absorção em 750 nm ($R_{rs}(\lambda_3)$) (Gitelson et al, 2008).

$$C_{chl-a} \propto [R_{rs}^{-1}(\lambda_1) - R_{rs}^{-1}(\lambda_2)] * R_{rs}(\lambda_3) \quad (1)$$

Como alternativa ao modelo de três bandas, Dall’Olmo e Gitelson (2005) propuseram também um modelo de duas bandas, que utiliza a relação entre as bandas vermelha e NIR.

$$C_{chl-a} \propto R_{rs}(\lambda_2) / R_{rs}(\lambda_1) \quad (2)$$

Para fins de identificação, nesta pesquisa esses algoritmos foram denominados DG3B e DG2B, respectivamente.

3.3.4.2 Normalized Difference Chlorophyll Index (NDCI)

O NDCI, é um algoritmo proposto por Mishra e Mishra (2012) que utiliza a relação entre as bandas vermelha e NIR, de modo a evitar a influência de CDOM e TSS nos espectros de refletância da água em comprimentos de onda mais curtos.

$$C_{chl-a} \propto [R_{rs}(\lambda_2) - R_{rs}(\lambda_1)] / [R_{rs}(\lambda_2) + R_{rs}(\lambda_1)] \quad (3)$$

Mishra e Mishra (2012) selecionaram os valores de ($R_{rs}(\lambda_2)$ e $R_{rs}(\lambda_1)$), 708 e 665 nm, de modo a reduzir as interferências de outros compostos presentes na água, e desenvolveram o algoritmo como a diferença entre as bandas espectrais selecionadas e normalizando pela soma das suas reflectâncias para diminuir incertezas na estimativa e contribuições atmosféricas.

Segundo os mesmos autores, uma das vantagens do NDCI é que seu alcance varia entre -1 e +1, de modo que o mapeamento qualitativo de Chl-*a* e detecção de floração utilizando sensoriamento remoto é possível, mesmo para áreas remotas onde os dados de campo estão indisponíveis ou inutilizáveis.

3.3.4.3 Slope

Proposto por Mishra e Mishra (2010), o modelo denominado SLOPE (declive), baseia-se na relação entre a banda com sensibilidade do espalhamento e maior absorção de Chl-*a*. Inicialmente proposto para avaliar a floração de Chl-*a* no lago Pontchartrain, Mississipi, após abertura de vertedouro.

$$C_{chl-a} \propto [R_{rs}(\lambda_2) - R_{rs}(\lambda_1)] / (\lambda_2 - \lambda_1) \quad (4)$$

Vale observar que Mishra e Mishra (2010) utilizaram imagens MODIS e com os comprimentos de onda nas regiões do verde e vermelho. Todavia, nesta pesquisa serão utilizadas as bandas vermelha e borda vermelha (red-edge) das imagens MSI do Sentinel-2, baseado nos algoritmos utilizados por Cairo et al. (2019).

3.3.5 Aplicação dos algoritmos

As bandas espectrais escolhidas foram relacionadas entre si, seguindo o descrito pelos algoritmos analisados, utilizando a ferramenta “Raster Calculator”, resultando em um novo arquivo, em formato de imagem.

Com a área já delimitada, em formato *Shapefile*, foi utilizada a ferramenta “*Extract by Mask*”, para extrair os dados apenas da área de interesse, ou seja, todo a área do reservatório.

Aplicou-se as coordenadas do ponto de amostragem da CETESB ATSG 02800, correspondente ao ponto de monitoramento no corpo central do reservatório.

Os valores presentes no pixel onde está localizado o ponto, e nos pixels ao seu redor, totalizando uma grade 3x3, ou seja, nove pixels, sendo um central e oito circunvizinhos,

foram compilados, e efetuada a média entre eles.

A média dos resultados obtidos nos nove pixels foi comparada com os valores obtidos pela CETESB, na mesma data. Foi aplicado regressões, sendo testadas as regressões linear, exponencial, geométrica, logarítmica e polinomial de 2º grau, a fim de comparar os valores.

Cada regressão retornou um valor de correlação (R^2) e uma equação de função $f(x)$. As regressões que apresentaram valores de R^2 maiores que 0,8 foram selecionadas, e suas equações foram aplicadas aos valores médios obtidos dos pixels.

Os valores resultantes da aplicação das equações foram comparados com os valores encontrados pela CETESB utilizando os seguintes parâmetros estatísticos: o coeficiente de correlação (R^2), o Erro Quadrático Médio (RMSE), o Erro Quadrático Médio Normalizado (NRMSE), o Erro Absoluto Percentual Médio (MAPE) e Viés (bias). A função que apresentou a maior correlação, com os menores valores de erro percentuais foi escolhida e aplicada para todas as imagens na área do reservatório.

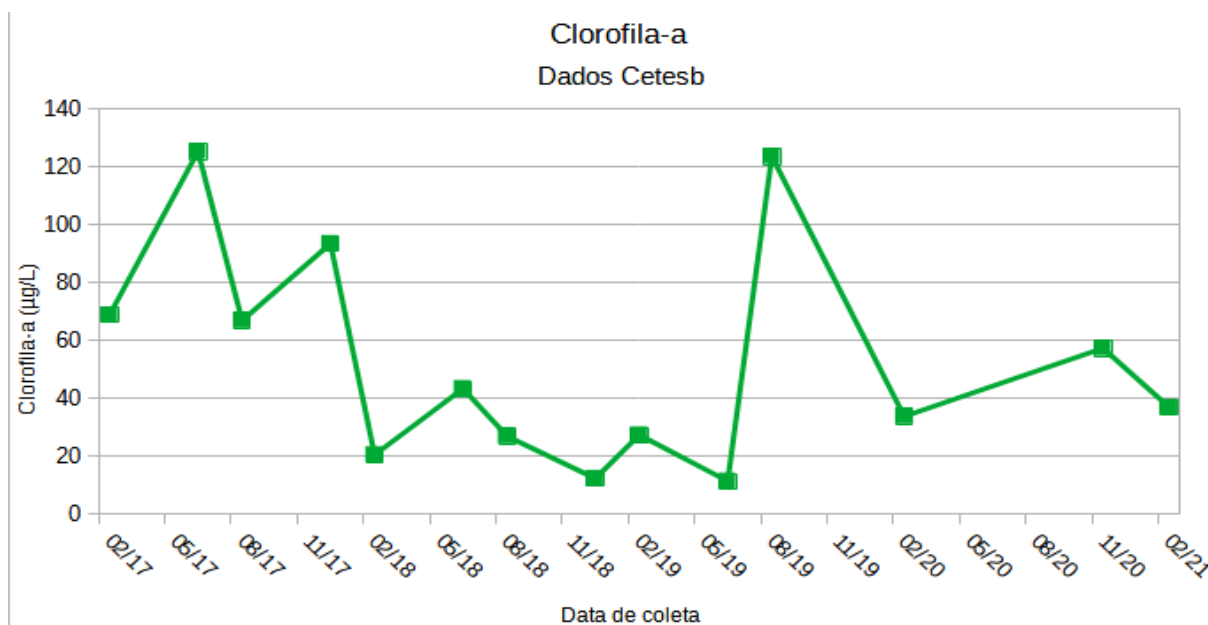
Para evitar erros na interpretação dos resultados, foram retiradas as áreas que possuíam cobertura de nuvens ou representavam áreas com cobertura de macrófitas. Para realizar esse procedimento foi criada uma máscara com a delimitação das áreas cobertas por nuvens e macrófitas, e posteriormente essas áreas delimitadas por esta máscara foram retiradas da área total do reservatório.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 DADOS DE CHL-*a* COLETADOS EM CAMPO

Considerando os resultados das análises das amostras obtidos pela CETESB, referente a Chl-*a* no ponto amostral no Reservatório de Salto Grande (Figura 8), é possível observar grande variação das concentrações de Chl-*a* na série histórica analisada. Essas concentrações variaram entre as faixas de 10 µg/L até 130 µg/L, sendo a menor concentração observada no dia 26/06/2019, com Chl-*a* igual a 11,49 µg/L e as maiores concentrações nos dias 08/06/2017 e 29/08/2019, com Chl-*a* de 125,33 e 123,63 µg/L, respectivamente.

Figura 8: Variação da concentração de Chl-*a* no Reservatório de Salto Grande conforme dados da CETESB.



No ano de 2017 foram obtidos os maiores valores de Chl-*a*, com resultados superiores a 60 µg/L. Entretanto, entre 2018 e o primeiro semestre de 2019 observa-se os menores valores de Chl-*a*, não ultrapassando a faixa de 43,44 µg/L.

Destaque para a grande diferença entre os resultados dos meses de junho e agosto de 2019. Em junho, o valor de Chl-*a* foi de 11,49 µg/L, sendo este o menor valor amostrado. Em agosto, com dois meses de diferença, a concentração de Chl-*a* teve um aumento significativo, 123,63 µg/L. As duas coletas realizadas no ano de 2020, e a primeira coleta do ano de 2021 apresentaram valores variando na faixa de 30 a 60 µg/L.

Uma hipótese levantada para esta grande diferença entre os valores encontrados,

principalmente entre junho e agosto de 2019, é o período de férias escolares, o que pode levar ao aumento do número de moradores e frequentadores das casas localizadas próximo ao reservatório, e conseqüentemente, um aumento no volume do efluente doméstico gerado.

As férias escolares, em geral, ocorrem em dois períodos do ano, iniciando em meados de dezembro até final de janeiro, chamadas de férias de verão, e no mês de julho, conhecidas como férias de inverno.

A amostragem não é realizada todos os meses, ocorrendo em geral nos meses de fevereiro, junho, agosto e dezembro, sendo assim, há uma maior dificuldade na verificação da correlação entre o período de férias e o aumento de *Chl-a* no reservatório.

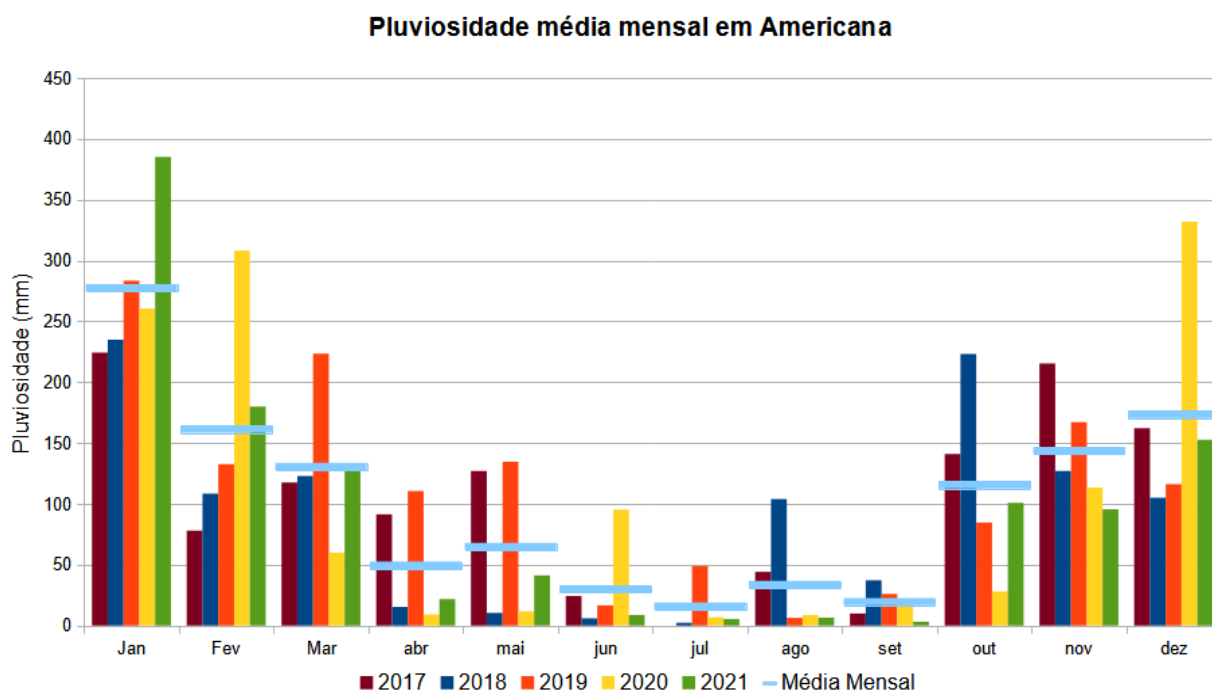
Se compararmos os valores obtidos em dezembro e em fevereiro do ano seguinte, e em junho e agosto do mesmo ano, meses que antecedem as férias com meses posteriores as férias, observamos que nos períodos de junho e agosto de 2017, dezembro de 2017 e fevereiro de 2018, e junho e agosto de 2018 a concentração de *Chl-a* diminuiu da coleta anterior, enquanto nos períodos de dezembro de 2018 e fevereiro de 2019 e junho e agosto de 2019, tais concentrações aumentaram de uma coleta para outra.

As variações quantitativas e qualitativas da água dependem do tipo de ecossistema (ZAKYUDDIN et al, 2016), da dinâmica dos sistemas aquáticos, bem como as concentrações e interações de seus componentes, como as concentração de *Chl-a*, que são influenciados por fatores bióticos e abióticos.

Sendo assim, um fator abiótico natural que influencia nas concentrações de *Chl-a* é a pluviosidade. Insumos periódicos de chuva podem levar à concentração ou diluição de nutrientes dissolvidos e material particulado no sistema aquático (BOUVY et al, 2003).

O índice pluviométrico mensal do município de Americana (Figura 9), no período de estudo (2017 a 2021), variou entre 0 e 385,2 mm por mês, sendo que no mês de julho de 2017 não foi registrado nenhum evento pluviométrico.

Figura 9: Pluviosidade mensal de Americana/SP dos anos de 2017 a 2021. Fonte: CIIAGRO, 2022.



Os menores índices pluviométricos são encontrados nos meses de abril a setembro, correspondente aos meses de outono e inverno, enquanto os meses de outubro a março apresentam grande volumes de chuva, que corresponde aos períodos de primavera e verão.

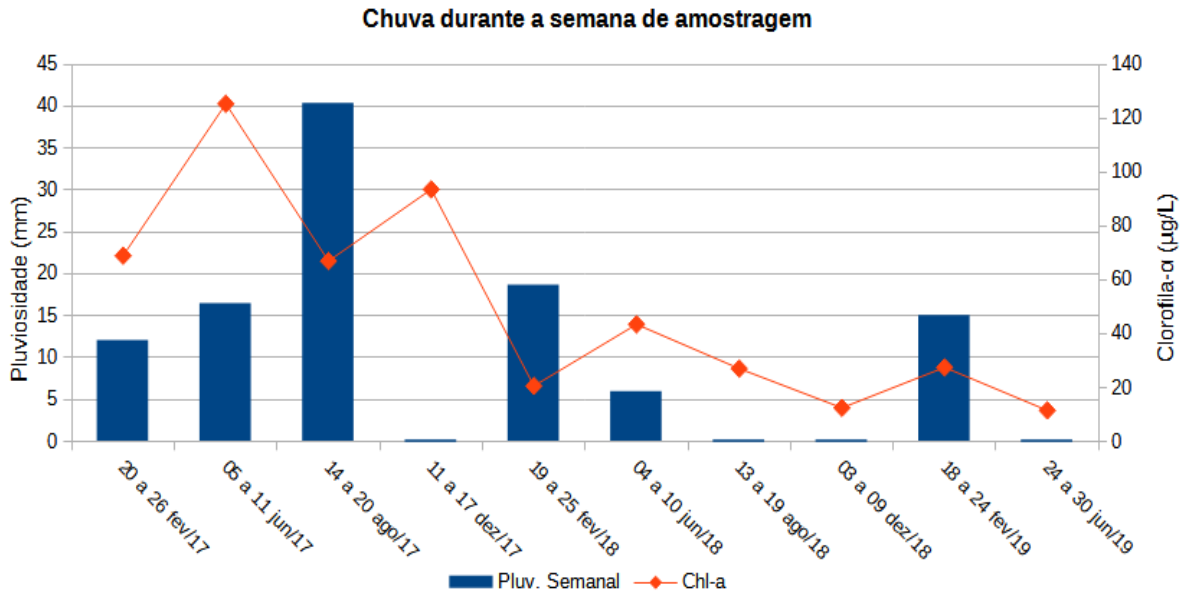
O ano de 2018 apresentou a menor pluviosidade do período analisado, sendo registrado neste ano 1096,4 mm de chuva, e no ano de 2019 foi registrado o maior pluviosidade anual, 1350,5 mm, sendo a média anual do período de 1113,6 mm.

É possível observar ainda uma grande variação na pluviosidade de um mesmo mês em diferentes anos. O ano de 2018 registrou de maio a julho os menores valores de pluviosidade quando comparados ao mesmo mês em anos diferentes, enquanto no ano de 2019, de março a julho, com exceção do mês de junho, foram registrados as maiores pluviosidades para os meses.

Outro ponto que deve ser destacado é que alguns meses apresentaram volumes de precipitação muito superior ou inferior a média para o mês. Como são os casos de outubro de 2018, março e julho de 2019, fevereiro, junho e dezembro de 2020 e janeiro de 2021, que apresentaram valores muito superiores a média mensal. Enquanto nos meses de março e outubro de 2020 e setembro de 2021 foram registradas pluviosidades menores do que o esperado.

Foram compilados as precipitações na semana em que ocorreu a coleta (Figura 10), considerando o período da semana de segunda a domingo.

Figura 10: Precipitação semanal correspondente as datas de amostragem da CETESB. Fonte: CIIAGRO, 2022.



As pluviosidades semanais e mensais foram disponibilizadas pelo Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas (CIIAGRO) do Estado de São Paulo, e contemplam as pluviosidades mensais de 2016 a fevereiro de 2022, bem como as pluviosidades semanais do final do mês de fevereiro de 2016 até a segunda semana de agosto de 2019. Entretanto, não foram encontrados dados semanais de pluviosidade a partir de agosto de 2019.

Vale ressaltar que nas coletas realizadas nos dias 17 de agosto e 13 de dezembro de 2017, 16 de agosto e 06 de dezembro de 2018, e 26 de junho e 29 de agosto de 2019, bem como nas coletas de 11 de novembro de 2020 e 08 de fevereiro de 2021, não houve incidência de chuva na área no período anterior a 24 horas da coleta.

Devido ao período de espaçamento entre as coletas, não foi possível verificar, a princípio, uma correlação entre a pluviosidade e a concentração de Chl-*a*, entretanto, faz-se necessário pontuar que tal relação pode existir, e atuar com maior ou menor influência nas concentrações de Chl-*a*.

O aumento do volume de água pode ocasionar uma maior diluição dos compostos presentes na água. Zakeyuddin et al, (2016), ao estudar as variações espaço-temporais na qualidade da água e estado trófico de um reservatório na Malásia, constataram que a

quantidade de chuva e dias de chuva tiveram uma baixa correlação negativa com a concentração de Chl-*a*, ou seja, quanto maior a pluviosidade e os dias de chuva, menores as concentrações de Chl-*a*.

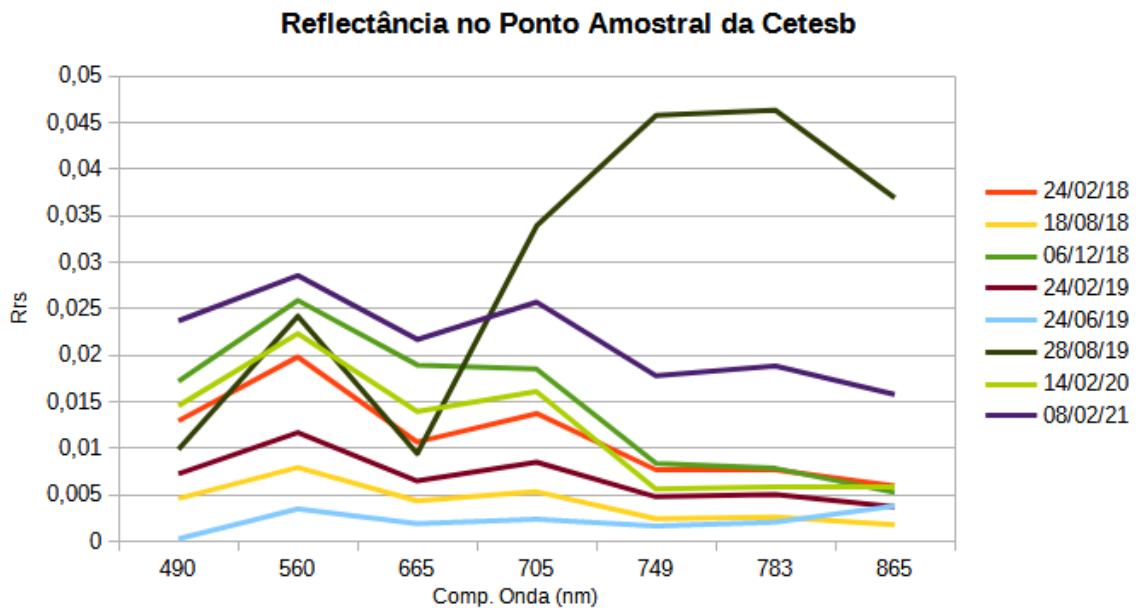
Entretanto, o mesmo não foi observado por Vidal e Neto (2014), que ao estudarem a influência da precipitação nas características limnológicas de um reservatório de abastecimento público na região metropolitana de Fortaleza/CE, durante o período de julho de 2010 a junho de 2011, observaram um aumento nas concentrações de Chl-*a* no reservatório no período chuvoso. Por isso, a necessidade de estudos nessa direção.

O reservatório de Salto Grande encontra-se mais a jusante na bacia do Rio Atibaia, o que faz com que este reservatório receba a contribuição de toda a bacia hidrográfica. Desse modo, sugere-se também fazer uma análise da pluviosidade em toda a bacia, bem como do tempo em que a chuva precipitada em diversos pontos demora para chegar ao reservatório. Além de demais fatores que possam influenciar no processo de eutrofização do reservatório, como temperatura, oxigênio dissolvido, entre outros.

4.2 CARACTERÍSTICAS ÓPTICAS DAS IMAGENS

A figura 11 mostra as curvas espectrais obtidas das imagens do Sentinel-2 MSI, correspondentes as datas estudadas. No gráfico, o eixo x representa os comprimentos de onda em nm, enquanto o eixo y demonstra os valores de reflectâncias de sensoriamento remoto (R_{rs}) das imagens, no ponto de coleta da CETESB.

Figura 11: Reflectância das imagens Sentinel-2 no ponto de amostragem da CETESB.



Grande parte dos espectros sugerem a presença de *Chl-a*, devida a alta absorção nas regiões do azul e do vermelho, a alta reflectância na região do verde (550 nm), e principalmente o pico de reflectância em 700 nm.

Vale ressaltar, que alguns destes picos podem sofrer influências de outros componentes presentes na água, como é o caso da região próxima a 560 nm, onde pode ocorrer contribuições de CDOM e sólidos suspensos, e na região próxima a 700 nm, onde ocorre uma influência dos sólidos suspensos. Em geral os dados apresentam maior reflectância na região do visível, com valores menores na região acima de 700 nm.

O espectro referente ao dia 28/08/2019 destaca-se por apresentar picos bem definidos na região do visível, e um aumento da reflectância a partir de 700 nm, sendo o único espectro a apresentar reflectâncias maiores nesta região do que na região visível. Estes picos podem indicar alto teor de sólidos suspensos e alta biomassa fitoplânctonica.

Para poder averiguar a presença significativa de sólidos suspensos no reservatório, nas datas de amostragem, foram compilados os dados de turbidez, sólidos dissolvidos totais e sólidos totais, disponibilizados pela CETESB, através do Infoáguas (Tabela 3), juntamente com os dados de *Chl-a*, nas datas correspondentes as imagens. Os valores de sólidos suspensos foram calculados subtraindo os sólidos dissolvidos totais dos valores de sólidos totais.

Tabela 3: Teor de Sólidos Dissolvidos Totais, Sólidos Totais, Turbidez, Chl-*a*, e Sólidos suspensos no ponto de amostragem.

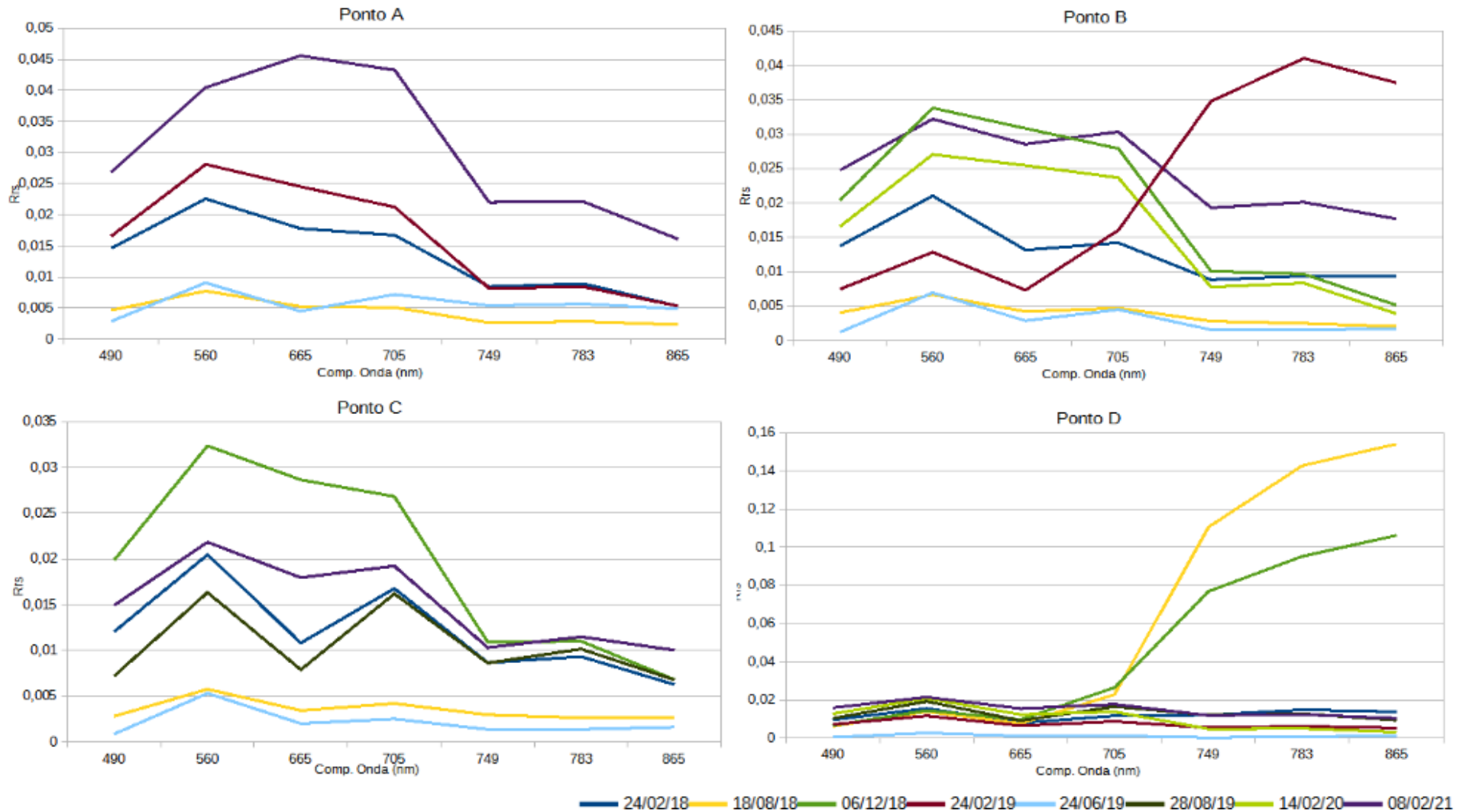
Data da coleta	Data do Imageamento	Chl- <i>a</i> (µg/L)	Sólido Dissolvido Total (mg/L)	Sólido Total (mg/L)	Sólidos Suspensos (mg/L)	Turbidez (UNT)
22/02/18	24/02/18	20,58	128	132	4	6,6
07/06/18	09/06/18	43,44	208	218	10	5,7
16/08/18	18/08/18	27	196	202	6	4,5
06/12/18	06/12/18	12,43	126	128	2	15
21/02/19	24/02/19	27,45	148	162	14	4,34
26/06/19	24/06/19	11,49	148	164	16	2,33
29/08/19	28/08/19	123,63	188	208	20	34,2
12/02/20	14/02/20	33,86	184	192	8	11,2
08/02/21	08/02/21	36,98	100	112	12	9,54

É possível observar que a data de amostragem 29/08/2019, cuja imagem correspondente é de 28/08/2019, apresenta além do maior concentração de Chl-*a*, o maior teor de sólidos suspensos, bem como a maior turbidez, de todas as amostras. A turbidez é diretamente proporcional a presença de sólidos suspensos, pois esta é uma medida da dificuldade de um feixe de luz atravessar a água, devido a presença de materiais suspensos.

Comparando as reflectâncias nos demais pontos escolhidos ao longo do reservatório (Figura 12), observamos que cada um possui características distintas, devido principalmente a sua localização espacial e as interações dos componentes e ambiente.

As imagens que apresentaram presença de nuvens nos pontos analisaram, tiveram suas curvas de reflectâncias retiradas da relação daquele ponto. Como foi o caso das datas 28/08/2019, nos pontos A e B, 14/02/2020, nos pontos A e C, 06/12/2018 no ponto A e 24/02/2019 no ponto C.

Figura 12: Gráficos das características ópticas de pontos distribuídos ao longo do reservatório.



No ponto A, entrada do reservatório, a curva de reflectâncias do dia 24/06/2019 é a que apresenta mais características indicativas de Chl-*a*, sendo estas a alta reflectância nas regiões de 550 e 700 nm e a alta absorção nas regiões do vermelho e do azul, mesmo que suas reflectâncias apresentem valores menores quando comparadas a outras datas. Na data de 18/08/2018, os valores de reflectância decrescem conforme aumenta o comprimento de onda, não indicando uma grande influência da Chl-*a*.

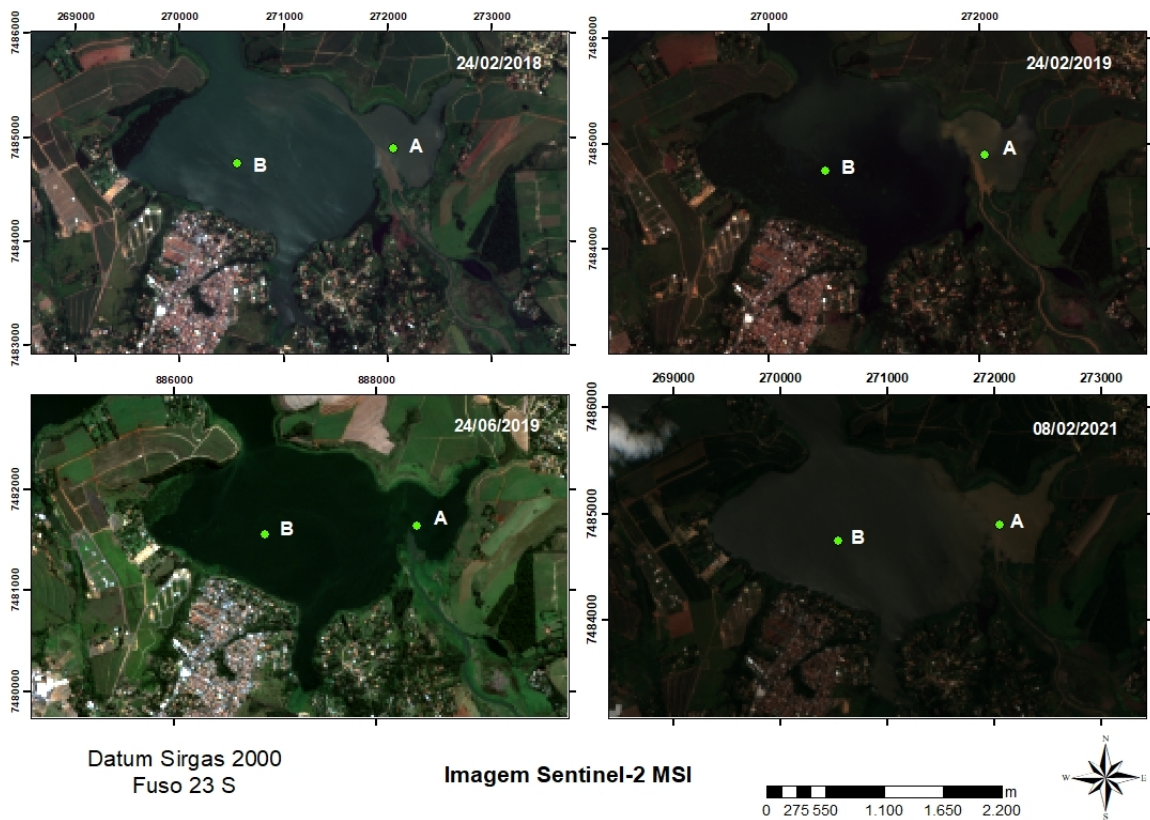
As curvas referentes aos dias 24/02/2018 e 24/02/2019 apresentam picos de absorção e reflectância referentes a Chl-*a* nas regiões do azul e verde, entretanto, os valores de reflectância apresentados na região do vermelho e do NIR são próximos, sendo o valor na região do vermelho maior que na região do NIR.

No dia 08/02/2021, a curva de reflectância possui pontos similares ao comportamento da Chl-*a*, entretanto, tal data apresenta sua maior reflectância em 665 nm, região do vermelho. A alta reflectância na faixa do vermelho, podem indicar alta contribuição de sólidos inorgânicos, o que já era esperado, considerando que o ponto está localizado na entrada do reservatório. No estudo de Watanabe *et al* (2019), em um sistema de reservatórios em cascata no rio Tiête, um dos pontos de amostragem teve o mesmo comportamento.

Ao observarmos as imagens, em composição cor verdadeira (RGB) (Figura 13), das datas 24/02/2018, 24/02/2019 e 08/02/2021, é possível verificar que na região do ponto A, a cor da água esta com uma tonalidade marrom, o que indica a contribuição de sólidos advindos do Rio Atibaia, que desagua neste ponto do reservatório.

Em contrapartida, na imagem de 24/06/2019, que apresentou a reflectância com mais indicativo de Chl-*a*, é possível observar que a tonalidade da água é verde, cor em que a Chl-*a* é refletida.

Figura 13: Imagens em composição cor verdadeira (RGB) com enfoque nos pontos A e B.

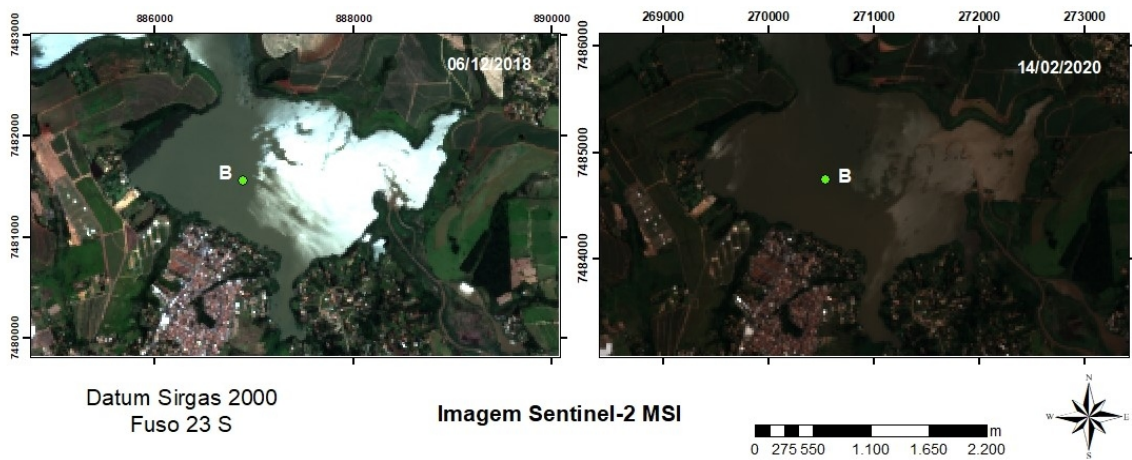


No ponto B observa-se que ocorre picos de reflectância em 550 nm e próximo a 700 nm, e baixos valores de reflectância nas regiões de 460 nm e 665 nm, nas imagens de 24/02/2018, 24/06/2018 e 08/02/2021. A reflectância de 24/02/2019 também apresenta tais características, entretanto, apresenta valores elevados de reflectância na região do infravermelho.

As reflectância no ponto B das imagens de 06/12/18 e 14/02/2020 (Figura 14) apresentam valores elevados em 550 e 700 nm, entretanto, o valor de reflectância em 665 nm, região do vermelho, também é alto, ficando entre os valores de reflectância encontrados em 550 e 700 nm respectivamente.

As curvas de reflectâncias nestas duas datas apresentam uma baixa absorção na região do vermelho, o que pode indicar contribuição de sólidos inorgânicos (WATANABE *et al.*, 2019).

Figura 14: Imagens em composição cor verdadeira (RGB) com enfoque no ponto B, nas datas de 06/12/2018 e 14/02/2020.

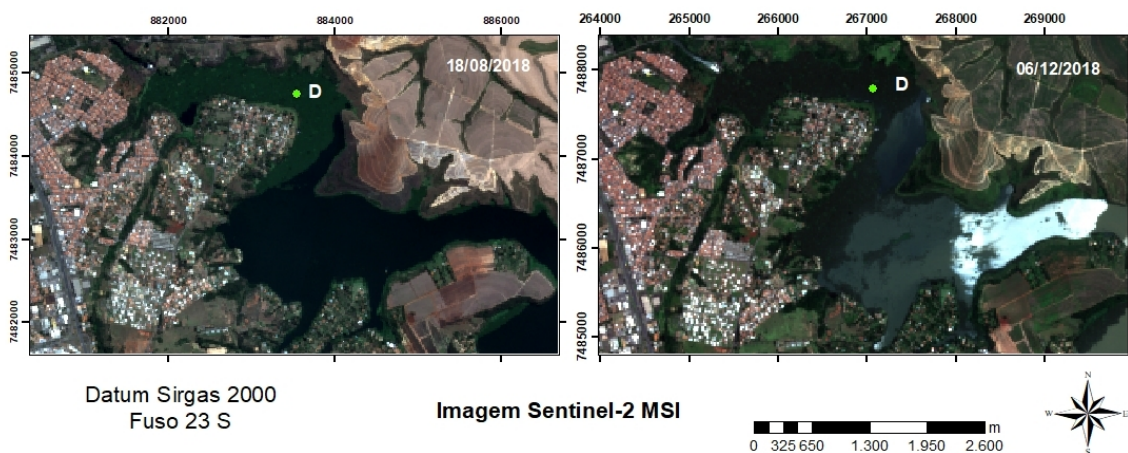


No ponto C, todas as curvas espectrais apresentam características que indicam a contribuição da *Chl-a*. Nas imagens de 06/12/2018 e 08/02/2021, foram observados que os valores de reflectância na região do vermelho são altos, quando comparados com os demais pontos, o que pode indicar a contribuição de sólidos inorgânicos.

Por fim, no ponto D, próximo ao barramento, as curvas espectrais referentes as imagens dos dias 18/08/2018 e 06/12/2018 destacam-se por apresentarem picos de reflectância a partir de 700 nm.

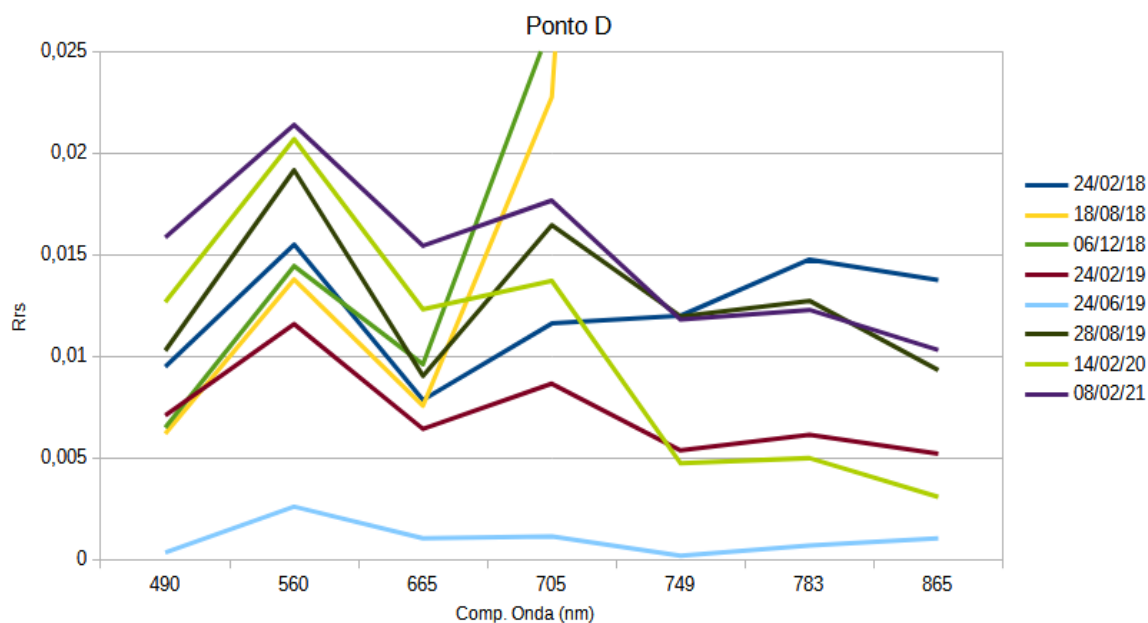
Constatou-se que nas referidas imagens, na região onde localiza-se o ponto D há a presença de macrófitas (Figura 15), em uma região extensa e próxima ao barramento, o que interferiu nos resultados. Em outras datas também foi possível verificar a presença de macrófitas, entretanto, com uma área menor, que não interferiu na resposta espectral da água no ponto D.

Figura 15: Imagens de satélite em composição cor verdadeira RGB, com enfoque no ponto D, em 18/08/2018 e 06/12/2018.



Para melhor visualização, a figura 16 apresenta as curvas de reflectância no ponto D, limitando a região de reflectância até $0,025 \text{ sr}^{-1}$.

Figura 16: Recorte das reflectâncias no ponto D, até $0,025 \text{ sr}^{-1}$.



É possível observar que as curvas espectrais apresentaram características que podem sugerir altas concentrações de *Chl-a*, bem como indicativo de contribuição de sólidos suspensos. A imagem do dia 24/06/2019 apresentou valores menores de reflectância que as demais, apesar disso, há indicativos da contribuição de *Chl-a* e sólidos suspensos.

O que já era esperado, considerando a proximidade do ponto com a represa, que exerce a função de barramento de água, o que faz com que parte dos compostos se acumule no local.

4.3 ESTIMATIVA DE *CHL-a*

A partir da aplicação dos algoritmos, e ajuste de várias linhas de tendência lineares e não lineares, é possível verificar o grau de correlação (R^2) (Tabela 4) entre o valor estimado pela equação e o valor adquirido em análise laboratorial da CETESB.

Tabela 4: Grau de correlação entre os algoritmos testados e diferentes regressões.

	DG2B	DG3B	NDCI	SLOPE
Linear	0,954525	0,946539	0,93309	0,977306
Logarítmica	0,94233	0,857961	0,492723	0,547466
Exponencial	0,740597	0,692685	0,803777	0,778364
Geométrica	0,789538	0,77488	0,701256	0,794448
Polinomial de 2º grau	0,954525	0,95154	0,952988	0,98068

É possível observar que em todos os algoritmos as linhas de tendência que apresentaram maiores correlações foram as regressões polinomial de 2º grau e linear, sendo os maiores valores adquiridos pelo algoritmo SLOPE. Observa-se que no algoritmo DG2B, as regressões linear e polinomial de 2º grau obtiveram o mesmo valor de correlação.

A correlação linear entre os valores obtidos pelos algoritmos e os valores laboratoriais é considerada satisfatória, sendo todas acima de 0,900, assim como ocorre nas equações polinomiais de 2º grau. Além destas, apenas a regressão logarítmica do algoritmo DG2B apresentou valores acima de 0,900. Tendo como base o critério inicial de seleção das melhores correlações, R^2 acima de 0,800, a regressão logarítmica de DG3B atende ao critério, entretanto, essa regressão não pode ser utilizada devido aos valores negativos obtidos pelos algoritmos.

Apenas o algoritmo DG2B apresentou todos os resultados positivos, possibilitando a aplicação das regressão logarítmica. Mishra e Mishra (2012) também tiveram essa impossibilidade na aplicação do algoritmo NDCI, ao propor e aplicar tal algoritmo, tendo como locais de estudo as Baías de Chesapeake, de Delaware e de Mobile e a região do delta do rio Mississippi no norte do Golfo do México.

Sendo assim, foram selecionados para a aplicação das equações e verificação do índice de erros, todas as equações lineares e polinomiais de 2º grau, bem como a regressão logarítmica do algoritmo DG2B e exponencial de NDCI.

Para o algoritmo DG2B (Tabela 5), único que foi possível aplicar a regressão

logarítmica, esta apresentou um valor pouco menor de correlação, 0,942, comparado aos valores de correlação das regressões linear e polinomial de 2º grau, que tiveram valores de 0,95425 de correlação. A regressão logarítmica apresentou ainda maiores valores de erro, quando comparado as duas outras regressões, exceto o valor de MAPE, que foi de 5,10 %, o menor de todos neste algoritmo.

Tabela 5: Resultados estatísticos da aplicação das regressões selecionadas para DG2B.

	R²	RMSE	NRMSE	MAPE	viés
Linear	0,95452	7,24375	0,06457	0,10103	0,00000005897155
Logarítmica	0,94233	8,15746	0,07271	0,051034	-0,0000008862952
Polinomial de 2º Grau	0,954525	7,24375	0,06457	0,10104	-0,00000169216

Os valores de correlação e erro das regressões lineares e polinomial de 2º grau para o algoritmo DG2B, são muito similares, variando na sétima casa decimal o valor de RMSE, e na quinta casa decimal o valor de MAPE. Apesar de retornarem valores muito similares, a regressão linear foi escolhida como a mais indicada por apresentar o menor valor de MAPE, sendo a que apresenta também, o menor viés, $5,897155e^{-08}$, superestimando os valores.

Os valores de correlação e erro obtidos pelo algoritmo DG3B (Tabela 6), para as regressões linear e polinomial, demonstram que apesar de ambos apresentarem valores próximos na maioria dos parâmetros, a equação polinomial apresentou a maior correlação com os menores valores de erro, sendo estes de 7,47 mg/m³ para RMSE, 6,66% e 11,58% para NRMSE e MAPE, respectivamente.

Tabela 6: Resultados estatísticos da aplicação das regressões selecionadas para DG3B.

	R²	RMSE	NRMSE	MAPE	viés
Linear	0,946539	7,85415245	0,07001383	0,14770359	-0,000000606588348
Polinomial de 2º Grau	0,95154	7,47772779	0,06665829	0,11587431	-0,000000037151516

Os valores de viés (bias) demonstram que ambas as equações subestimam seus valores, sendo que a equação polinomial subestima o valor de Chl-*a* em cerca de $3,71515160e^{-08}$ mg/m³

Em relação ao NDCI, a regressão polinomial de 2º grau apresentou a maior correlação com o menor índice de erro, considerando RMSE e NRMSE, entretanto, o valor de MAPE, foi o maior entre as três regressões analisadas, apresentando um erro de 9,41%, enquanto as regressões linear e polinomial apresentam valores de 3,58% e 4,51% de erro, respectivamente, sendo o valor de MAPE da regressão linear, o menor valor obtido de todas os algoritmos, conforme mostrado na Tabela 7.

Entretanto, como já dito anteriormente, os valores de RMSE e NRMSE são os menores, sendo estes erros de aproximadamente 7,36 mg/m³ de Chl-*a* e 6,56%. Sendo assim, a melhor equação que representa a relação entre os valores obtidos pelo NDCI e os valores reais é a polinomial de 2º Grau.

Tabela 7: Resultados estatísticos da aplicação das regressões selecionadas para NDCI.

	R ²	RMSE	NRMSE	MAPE	viés
Linear	0,93309	8,78666127	0,07832645	0,03584625	-0,0000009578759
Exponencial	0,8037	8,18759608	0,07298623	0,04514217	-0,37558242
Polinomial de 2º Grau	0,952988	7,36516152	0,06565485	0,09413429	-0,0000002061304

Faz-se necessário observar também, que todas as equações tendem a subestimar os valores de Chl-*a*, entretanto a polinomial de 2º grau é a que possui o menor viés, sendo assim, a que menos subestima os valores.

Mishra e Mishra (2012), ao propor e utilizar o algoritmo NDCI, observaram que para o seu conjunto de dados, a relação entre o algoritmo e Chl-*a* era essencialmente não linear. Todavia, os resultados aqui discutidos demonstram que a equação polinomial de 2º grau, assim como a linear, apresentaram as melhores correlações, com valores de R² acima de 0,900.

O algoritmo SLOPE destacou-se por apresentar os melhores valores de correlação e

erro entre todos os algoritmos (Tabela 8), com exceção dos valores de MAPE, que apresentam o menor erro com a regressão linear de NDCI, sendo este de cerca de 3,58%, enquanto o SLOPE apresenta os erros percentuais (MAPE), de 4,23 e 7,44%, nas regressões polinomial de 2º grau e linear, respectivamente.

Assim como ocorre nos algoritmos NDCI e DG3B, o algoritmo SLOPE também apresentou resultados melhores com a regressão polinomial de 2º grau, apesar da diferença entre os valores obtidos ser baixa.

Tabela 8: Resultados estatísticos da aplicação das regressões selecionadas para SLOPE.

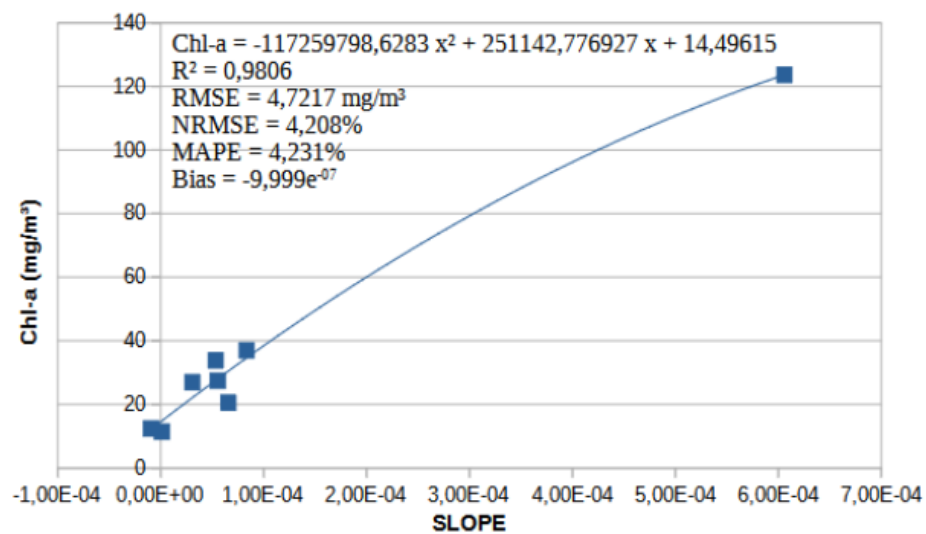
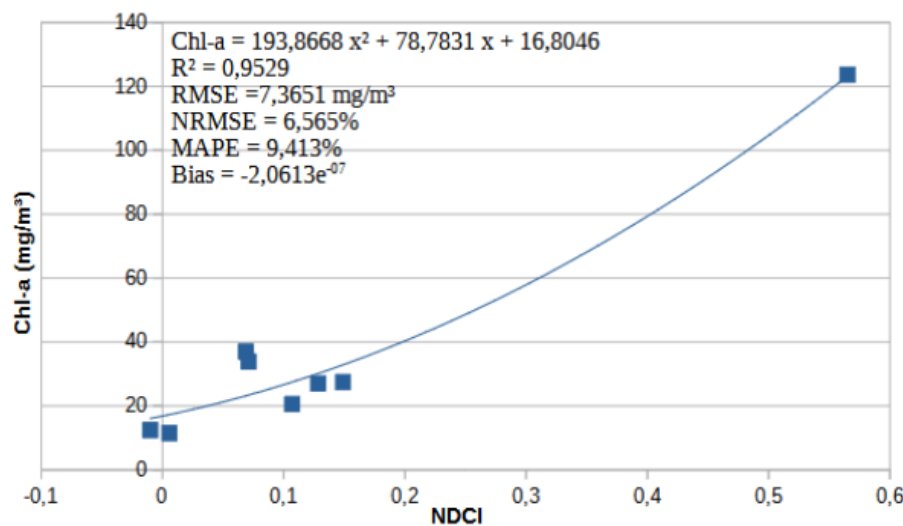
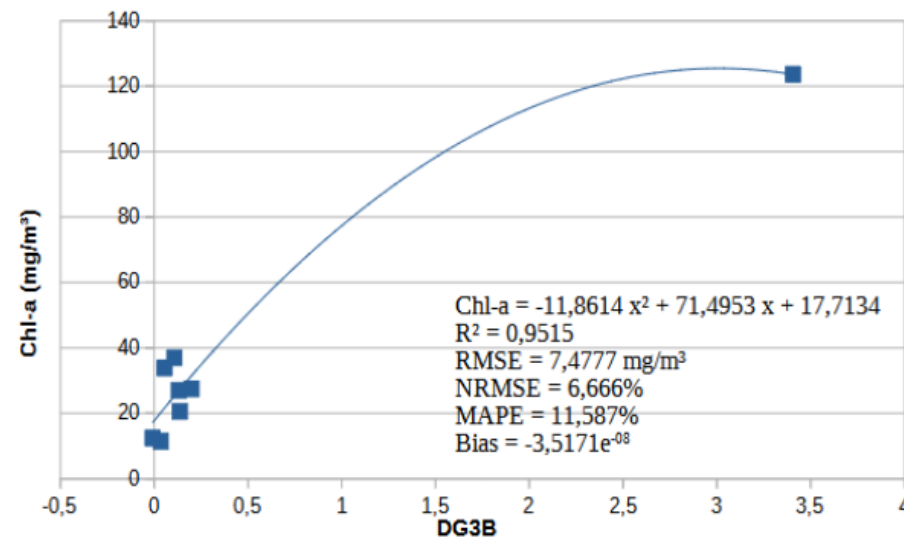
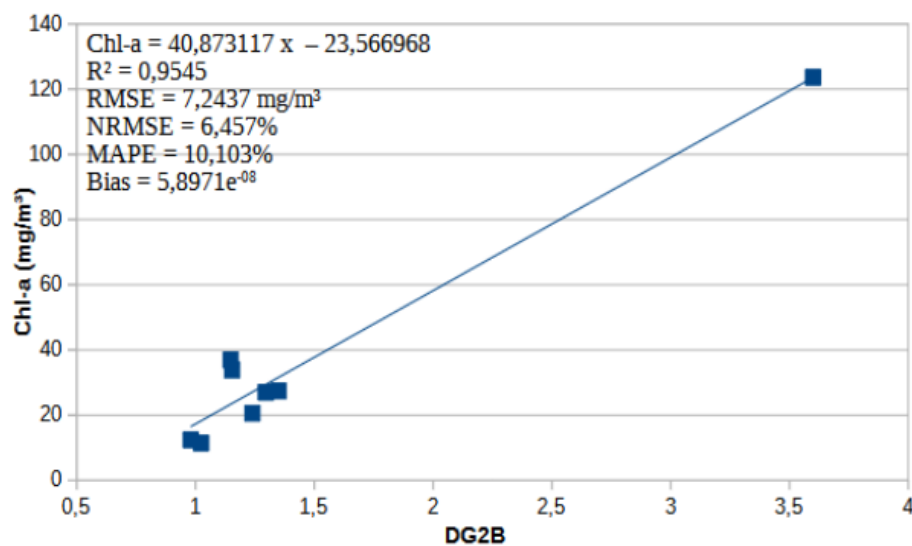
	R²	RMSE	NRMSE	MAPE	viés
Linear	0,977306	5,11714307	0,04561546	0,07443213	-0,0000003170444
Polinomial de 2º Grau	0,98068	4,72146791	0,04208832	0,04231627	-0,0000009999038

Ambos as equações subestimam o valor, sendo o com menor diferença entre o estimado e o real, a equação linear. Apesar disso, a equação escolhida foi a polinomial de 2º grau, por apresentar a melhor correlação com os valores de erro mais baixos.

Watanabe et al. (2019), em seu estudo em um sistema de reservatório em cascata, no Rio Tietê, utilizou a regressão linear para o algoritmo DG2B, DG3B e NDCI, e a regressão polinomial para o SLOPE. De maneira similar, utilizamos para o algoritmo DG2B, a equação linear e para o SLOPE a equação polinomial de 2º grau, entretanto, esta também será utilizada nos algoritmos DG3B e NDCI, em discordância com o autor.

Deste modo, utilizamos a equação da regressão linear para o algoritmo DG2B, e as equações polinomiais de 2º grau para os demais algoritmos. As regressões e parâmetros são mostrados na Figura 17.

Figura 17: Linha de tendência, dados de correlação e erro entre os valores reais e estimados.



É possível observar que a maioria dos pontos concentra-se entre 20 e 40 mg/m³, tendo um ponto de elevada Chl-*a*, acima de 120 mg/m³ e dois pontos abaixo de 20 mg/m³.

O algoritmo com melhor desempenho foi o SLOPE, apresentando o maior valor de correlação com menores valores de erro, enquanto os demais algoritmos apresentaram valores similares, com correlação na faixa de 0,950, RMSE em torno de 7 mg/m³, NRMSE em torno de 6% e MAPE variando entre 9 e 11%. Outro algoritmo que demonstrou bons resultados foi o DG2B, apresentando entre os três, os melhores valores de correlação, RMSE e NRMSE, seguido de NDCI e por fim, o DG3B, com os maiores valores de erro e menor valor de correlação.

Buma e Lee (2020) avaliaram o desempenho de quatro algoritmos, três deles também foram utilizados nesse estudo, os algoritmos de duas e três bandas propostos por Dall'Olmo e Gitelson, e o NDCI de Mishra e Mishra, para a estimativa de Chl-*a* no Lago Chade. Os autores observaram que os algoritmos de três bandas e NDCI foram mais eficientes para a estimativa de Chl-*a*, destacando o algoritmo de três bandas, que teve o melhor desempenho entre os algoritmos testados, o que vai de encontro com os obtidos neste estudo.

Neil *et al.* (2019) avaliou o desempenho de 48 algoritmos de estimativa de Chl-*a*, com diferentes estruturas, baseando-se em dados coletados em 185 sistemas aquáticos continentais e costeiros, que abrangeram 13 tipos de água opticamente diferentes. Destes, quatro algoritmos se destacaram como mais adequados e precisos, sendo os algoritmos propostos por Dall'Olmo e Gitelson (DG2B) e Mishra e Mishra (NDCI).

O algoritmo DG2B, que obteve o segundo melhor resultado, também se mostrou eficiente em outros estudos, como é o caso de Gitelson *et al.* (2009) que constataram que o modelo de duas bandas pode ser aplicado a dados MODIS para estimar concentrações moderadas a altas de Chl-*a*, desde que seja realizado uma correção atmosférica precisa nas bandas vermelho e NIR.

Moses *et al.* (2009), que fez uso dos sensores MODIS e MERIS, e validou o modelo DG2B, observou que este se mostrou eficaz em locais que apresentavam concentrações moderadas a altas de Chl-*a*, superior a 20 mg/m³, em águas complexas, como é o caso da maioria dos dados do reservatório.

Em contrapartida, Cairo *et al.* (2019), ao estudar o reservatório de Ibitinga, também em São Paulo, Brasil, classificou as concentrações de Chl-*a* em faixas e testou vários algoritmos para cada faixa, observando que o algoritmo SLOPE destacou-se como o mais adequado para

as águas que apresentam concentrações de Chl-*a* entre 19,51 e 87,63 mg / m³, faixa em que encontra-se a maioria dos dados utilizados neste estudo, condizendo com o resultado encontrado.

Entretanto, ao aplicarmos a função o algoritmo SLOPE, com o ajuste para a função polinomial de 2º grau, este retornou valores negativos, sendo que o mesmo acontece com o ajuste linear. O mesmo ocorre com o algoritmo DG2B na sua regressão polinomial de 2º grau.

Watanabe *et al.* (2019), ao investigar o gradiente trófico de três reservatórios em cascata no rio Tietê, em São Paulo, Brasil, descreve a mesma situação, fazendo com que os autores optassem por utilizar um algoritmo que não apresentasse valores negativos mesmo apresentando correlação e erro menos favoráveis, escolhendo o algoritmo NDCI, com ajuste linear.

Destaca-se que é necessário observar que apesar de os índices de correlação obtidos neste estudo terem valores altos, até superiores aos obtidos por outros autores, este trabalho objetivou a utilização de dados já disponíveis ao público, sem coleta de novos dados, o que acarretou em um menor número, quando comparado a outros autores.

Pelo número reduzido de dados, algumas faixas de concentração de Chl-*a* não foram consideradas, o que pode provocar erros na estimativa. Além do fato de que como o corpo hídrico possui apenas um ponto de monitoramento, entende-se que as características de tal ponto são as mesmas para toda a área do reservatório, o que não ocorre, devido ao estado trófico ao longo do reservatório. Outros autores como Watanabe *et al.*, e Cairo *et al.*, que utilizaram dados *in situ* utilizaram vários pontos de amostragem, distribuídos ao longo da área de estudo.

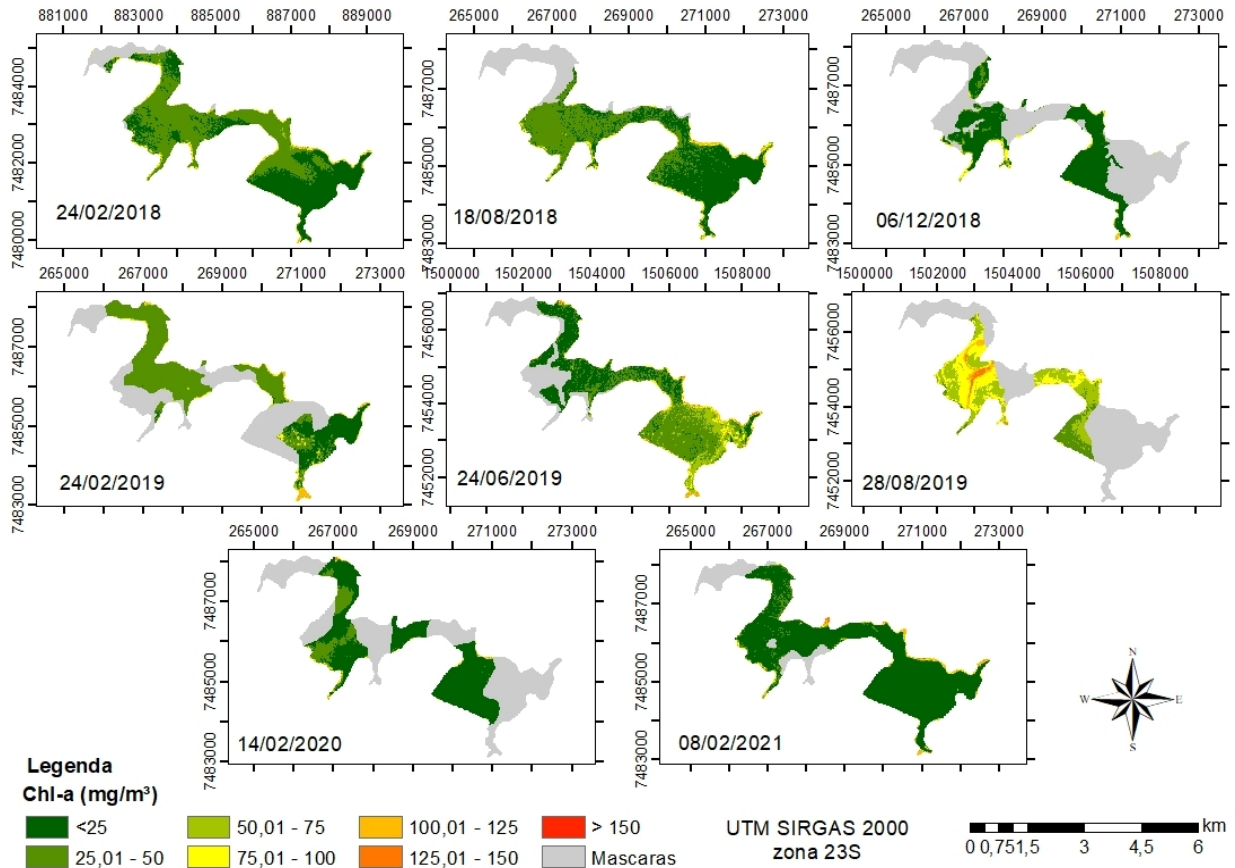
A reflectância nos pontos escolhidos também não pode ser conferida, pois para tal, esta necessitaria de amostragem *in situ*. Por tudo o que foi explanado acima, sugere-se a coleta de novos dados, para que o resultado obtido apresente um maior grau de exatidão para diferentes situações, entretanto, como um dos objetivos deste trabalho era a utilização apenas de dados de monitoramento já publicados, não foram realizadas coletas *in situ*.

4.3.1 Distribuição Espaço-temporal da Chl-*a*

O algoritmo NDCI com ajuste para a função polinomial de 2º grau foi aplicado em

todas as imagens trabalhadas, resultando em valores de concentração de Chl-*a* (Figura 18) em mg/m³. As áreas que continham interferências de nuvens e macrófitas foram retiradas.

Figura 18: Concentrações de Chl-*a* estimadas a partir do NDCI.



É possível observar que as concentrações de Chl-*a* variaram entre valores menores que 25 mg/m³ até acima de 150 mg/m³, chegando a 152,36 mg/m³. Em geral, as menores concentrações encontram-se mais próximas ao local de contribuição de outros corpos hídricos.

As concentrações de Chl-*a* tendem a ir aumentando ao longo do reservatório, sendo que as maiores concentrações são encontradas em áreas mais próximas ao barramento e às margens.

No dia 28/08/2019 é possível observar que a concentração de Chl-*a* é relativamente alta nas margens do reservatório, principalmente próximo ao local do ponto de amostragem da CETESB, enquanto que nas imagens dos dias 24/02/2019 e 24/06/2019 há a presença de macrófitas próximas.

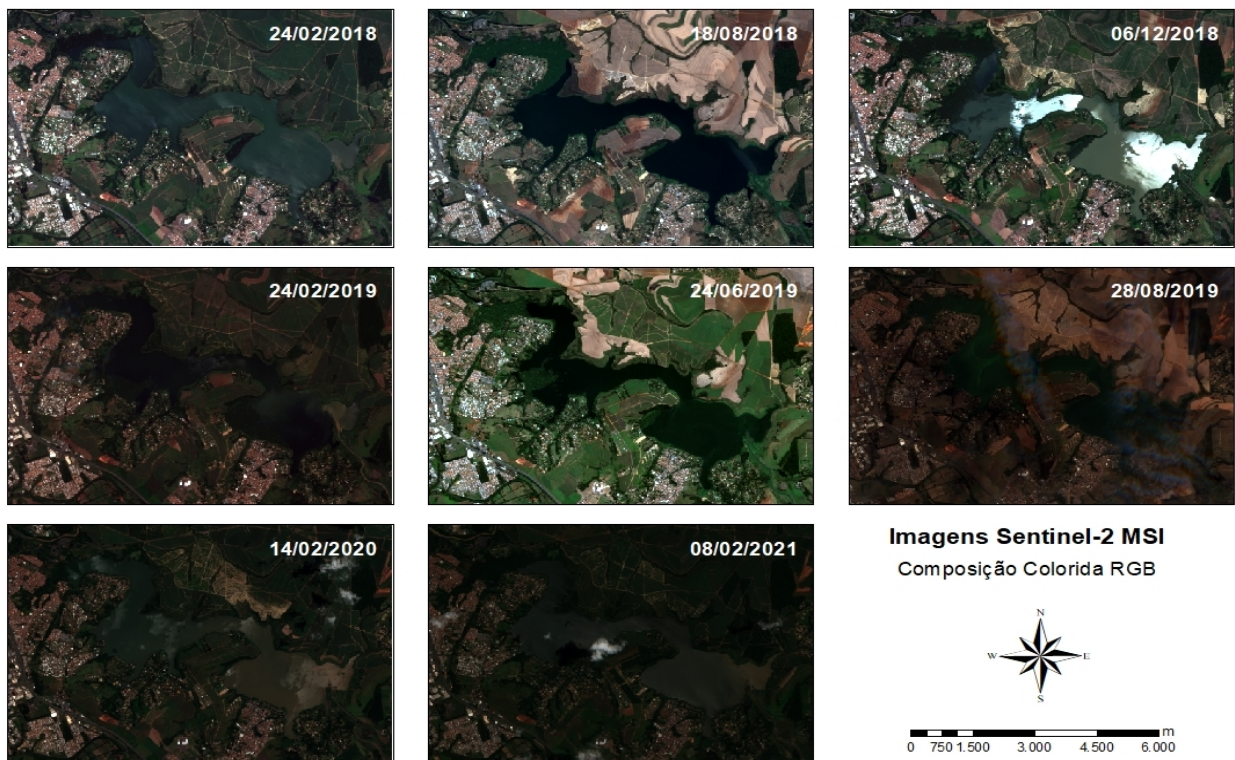
Este local apresenta alto índice de construções com predominância em moradias e é

onde está localizado o Iate Club. A taxa de circulação e ocupação de pessoas neste local pode interferir no aumento de esgoto doméstico ou resíduos que influenciam na quantidade de nutrientes e no processo de eutrofização nesta área.

É possível observar, que em todas as imagens foi aplicada máscara e retirada a área mais próxima ao barramento. Isso ocorreu pois esta área concentra uma comunidade de macrófitas, conforme pode ser observado nas imagens de satélite (Figura 19).

Essas plantas interferem nos resultados, pois os dados mostram a reflectância dessa vegetação e não a reflectância da água. Entretanto, a presença dessa comunidade é um indicativo de ambiente com altas concentrações de nutrientes, que influenciam no seu crescimento.

Figura 19: Imagens de satélite em composição colorida RGB do reservatório de Salto Grande.



4.3.2. Classificação do Estado Trófico

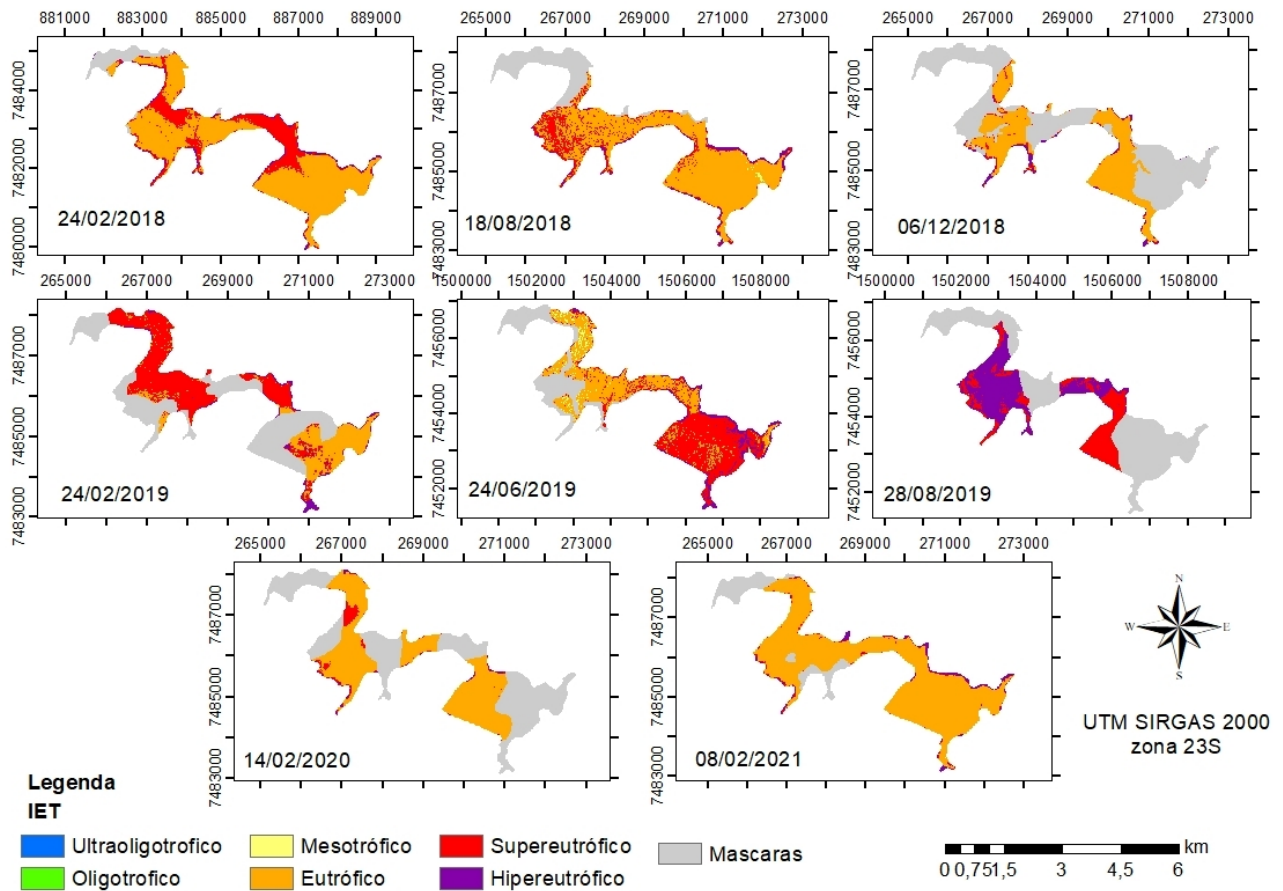
Para a classificação dos corpos hídricos em Índice do Estado Trófico, a CETESB utiliza o Índice de Carlson modificado para os três indicadores. Neste estudo utilizarem para classificação apenas os valores de Chl-*a*, conforme apresentado na figura 20.

Figura 20: Classificação do Estado Trófico para Reservatórios. Fonte: CETESB.

Classificação do Estado Trófico - Reservatórios				
Categoria (Estado Trófico)	Ponderação	Secchi - S (m)	P-total - P (mg.m⁻³)	Clorofila a (mg.m⁻³)
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

A menor concentração de Chl-*a* encontrada nas oito imagens foi de 8,8 mg/m³, enquanto o maior valor foi de 152,36 mg/m³. Sendo assim, conforme a classificação da CETESB, o ambiente seria classificado como mesotrófico. Os valores obtidos pelo algoritmo foram classificados conforme a tabela acima, utilizando apenas a concentração de Chl-*a* como parâmetro (Figuras 21).

Figura 21: IET do Reservatório de Salto Grande.



É possível observar que a maior parte da área do reservatório, desconsiderando áreas cobertas por nuvens ou macrófitas, está classificada como eutrófica ou acima. A área classificada como mesotrófica é pequena quando comparada as demais classificações, e nas imagens dos dias 24/02/2018 e 28/08/2019 não há áreas classificadas nessa categoria.

Em geral, as áreas classificadas como hipertróficas estão localizadas próximas as margens. A imagem do dia 28/08/2019 apresenta a maior área classificada como hipereutrófica, sendo o restante de sua área classificada, em sua maioria como supereutrófico, o que condiz com os dados de monitoramento da CETESB, pois esta data foi a que apresentou maior valor de Chl-*a*.

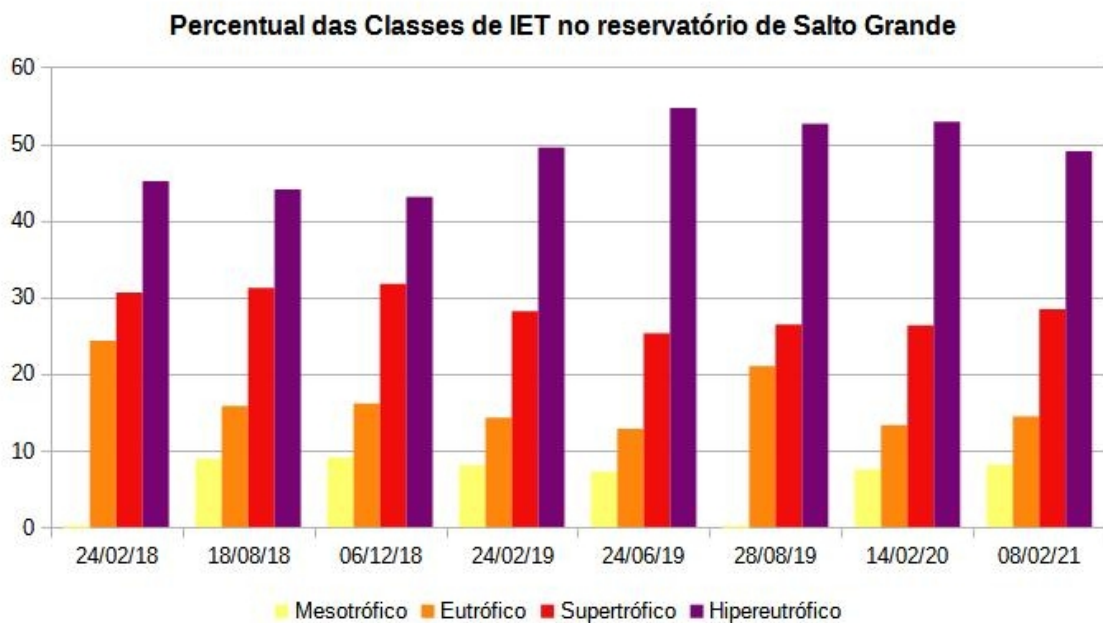
Vale ressaltar que devido a presença das macrófitas, os dados da região mais próxima ao barramento não foram utilizados, entretanto, essa região pode possuir taxas elevadas de nutrientes e consequentemente índices de eutrofização altos, já que o barramento exerce a função de barrar a água e seus componentes, fazendo com que os nutrientes e demais

compostos fiquem retidos próximo a este local.

Na imagem do dia 24/06/2019, a primeira região do reservatório apresenta-se com uma categoria mais alta (supereutrófico), enquanto na segunda região a categoria passa a ser eutrófico, o oposto do que ocorre com as demais imagens que tendem a ter maior concentração de Chl-*a* na segunda região.

Para melhor visualização das categorias predominantes no reservatório, o percentual de área ocupado por cada classe foi compilado (Figura 22).

Figura 22: Percentual de área ocupada por cada classe de IET no reservatório de Salto Grande.



Em todas as datas analisadas, a maior parte do reservatório é classificado como hipereutrófico, sendo que nas datas 24/06/2019, 28/08/2019 e 14/02/2020, esta área corresponde a mais de 50% da área total do reservatório. A categoria supereutrófico, ocupa em todas as datas, percentuais acima de 25%.

A soma dos percentuais das áreas ocupadas pelas categorias supereutrófico e hipereutrófico em todas as datas é maior que 75%, ou seja, a maioria da área do reservatório é classificada como supereutrófico e hipereutrófico.

Todas estas análises demonstraram a situação preocupante que se encontra este reservatório, com um alto índice de eutrofização, o que interfere no ciclo biogeoquímico deste ambiente e pode acarretar prejuízos a biodiversidade local e a vizinhança, bem como os seres humanos que tem contato com a água ou consomem algum organismo deste ambiente.

5 CONCLUSÃO

A partir das imagens MSI, adquiridas pelos satélites Sentinel-2, e dos dados presentes nelas, foi possível realizar a estimativa de Chl-*a*, por meio da aplicação de algoritmos. Vale destacar que as imagens apresentaram características fundamentais para a sua utilização neste trabalho, como a alta resolução temporal, número maior de bandas e boa resolução espacial.

Os algoritmos utilizados foram eficientes para a estimativa de Chl-*a* do Reservatório de Salto Grande, o que possibilitou a análise da distribuição no espaço e no tempo. Os ajustes linear e polinomial de 2º grau apresentaram os melhores resultados entre todos os algoritmos.

O algoritmo NDCI se mostrou mais aplicável e eficiente ao local de estudo, devido principalmente a característica de retornar valores entre zero e um, eliminando a possibilidade de estimativa de valores negativos, vantagem esta já descrita pelos autores ao proporem esse método.

Este algoritmo, aplicando o ajuste polinomial de segundo grau, apresentou uma correlação de 0,95 com índices de erro menor que 10%, sendo que os valores de erro retornados foram de 7,36 mg/m³ e de 6,6 e 9,4%.

Os menores teores de Chl-*a* foram observados em 18/08/2018 e 24/06/2019, com concentração de 8,8 mg/m³ de Chl-*a*, entretanto, 06/12/2018 foi a data que apresentou a maior área classificada como mesotrófica, a menor classificação encontrada, ocupando 9,09% da área analisada.

Já os maiores teores de Chl-*a* foram encontradas em 24/06/2019, 14/02/2020 e 28/08/2019, com 152,36 mg/m³, 146,46 mg/m³ e 145,65 mg/m³, respectivamente. Essas três datas também apresentam as maiores áreas classificadas como hipereutróficas, todas acima de 50%. As concentrações de Chl-*a* são maiores próximas as margens e ao represamento.

Foi demonstrado que é possível a utilização de imagens de satélite para o monitoramento do reservatório de Salto Grande. Entretanto recomenda-se mais estudos e a utilização de novos dados coletados *in situ*, bem como, novos pontos de coleta ao longo de todo o reservatório, para a escolha e melhor ajuste dos algoritmos e para que o resultado obtido apresente um maior grau de exatidão para diferentes situações.

Uma das interferências observadas na estimativa de Chl-*a* foi a comunidade de macrófitas na região, que ocupa parte significativa da superfície do local. Entretanto, apesar de interferir nos resultados e aplicabilidade dos algoritmos, estas já podem ser consideradas

um indicativo do estado trófico da água.

A partir da aplicação dos algoritmos, bem como das próprias imagens de satélite e dados disponibilizados pela CETESB, foi possível concluir que o reservatório de Salto Grande encontra-se em situação crítica de eutrofização.

Para a minimização deste processo é indicado o monitoramento, aumento na fiscalização e aplicação de políticas de saneamento e gestão dos recursos hídricos. Bem como estudo e aplicação de técnicas de manejo ambiental adequadas ao ambiente, a fim de minimizar a poluição no local e os prejuízos ao ambiente.

REFERENCIAS

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **Panorama das águas: quantidade de água**. Brasília, 2020. Disponível em: <<https://www.ana.gov.br/aguas-no-brasil/panorama-das-aguas/quantidade-da-agua>>. Acesso em: 10 de set de 2020.

AUGUSTO-SILVA, P. B.; OGASHAWARA, I.; BARBOSA, C. C.; DE CARVALHO, L. A.; JORGE, D. S.; FORNARI, C. I.; STECH, J. L. Analysis of MERIS reflectance algorithms for estimating chlorophyll-a concentration in a Brazilian reservoir. **Remote Sensing**, v. 6, n. 12, p. 11689-11707, 2014.

BARBOSA, C.C.F. Princípios Físicos do Sensoriamento Remoto Aquático. *In*: BARBOSA, C.C.F.; NOVO, E.M.L.M.; MARTINS, V.S. **Introdução ao Sensoriamento Remoto de Sistemas Aquáticos: princípios e aplicações**. 1ª edição. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São José dos Campos. 161p. 2019. p. 23-54.

BOUVY, M.; NASCIMENTO, S. M.; MOLICA, R. J.; FERREIRA, A.; HUSZAR, V.; AZEVEDO, S. M. Limnological features in Tapacurá reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. **Hydrobiologia**, v. 493, n. 1, p. 115-130, 2003.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da União**, 1997.

BUMA, W. G.; LEE, S. Evaluation of sentinel-2 and landsat 8 images for estimating chlorophyll-a concentrations in lake Chad, Africa. **Remote Sensing**, v. 12, n. 15, p. 2437, 2020.

CAIRO, C.; BARBOSA, C.; LOBO, F.; NOVO, E.; CARLOS, F.; MACIEL, D.; JÚNIOR, R. F.; SILVA, E.; CURTARELLI, V. Hybrid chlorophyll-a algorithm for assessing trophic states of a tropical brazilian reservoir based on msi/sentinel-2 data. **Remote Sensing**, v. 12, n. 1, p. 40, 2020.

CAPORUSSO, D.; MATIAS, L. F.; DA CRUZ, J. R.; CARVALHO, J. C. B. D. Avaliação de imagens sintéticas do satélite CBERS-2B (CCD/HRC) para mapeamento do uso da terra: estudo de caso do entorno da Represa de Salto Grande no município de Americana (SP). Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, Brasil, p. 25-30, 2009.

CHEN, J.; ZHU, W.; TIAN, Y. Q.; YU, Q.; ZHENG, Y.; HUANG, L. Remote estimation of

colored dissolved organic matter and chlorophyll-a in Lake Huron using Sentinel-2 measurements. **Journal of Applied Remote Sensing**, v. 11, n. 3, p. 036007, 2017.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo 2019**. 336 p. São Paulo, 2020.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo 2020**. 246 p. São Paulo, 2021.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Ministério do Meio Ambiente**, Brasília, 2005.

CRUZ, M. A. S., GONÇALVES, A. DE A., DE ARAGÃO, R., DE AMORIM, J. R. A., DA MOTA, P. V. M., SRINIVASAN, V. S., GARCIA, C. A. B., & DE FIGUEIREDO, E. E. Spatial and seasonal variability of the water quality characteristics of a river in Northeast Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 78, n. 3, p. 1–11, 2019

DALL'OLMO, G.; GITELSON, A. A. Effect of bio-optical parameter variability on the remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters: experimental results. **Applied optics**, v. 44, n. 3, p. 412-422, 2005.

DALU, T.; DUBE, T.; FRONEMAN, P. W.; SACHIKONYE, M. T.; CLEGG, B. W.; NHIWATIWA, T. An assessment of chlorophyll-a concentration spatio-temporal variation using Landsat satellite data, in a small tropical reservoir. **Geocarto International**, v. 30, n. 10, p. 1130-1143, 2015.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Satélites de Monitoramento - Missões - Sentinel**. Campinas, SP. 2020. Disponível em: < <https://www.embrapa.br/satelites-de-monitoramento/missoes/sentinel> >. Acesso em: 18 de out. de 2020.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Satélites de Monitoramento - Missões - Sentinel**. Campinas, SP. 2020. Disponível em: < <https://www.embrapa.br/satelites-de-monitoramento/missoes/sentinel> >. Acesso em: 18 de out. de 2020.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos da limnologia**. Editora Interciências, 3. ed., 826 p. Rio de Janeiro, 2011.

EUROPEAN SPACE AGENCY – ESA. **Sentinel – Missões – Sentinel-2**. Disponível em: <<https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel/missions/sentinel-2>>. Acesso em: 18 de out. de 2020.

FITZ, P. R. **Geoprocessamento sem complicação**. Editora Oficina de Textos, 160 p., São Paulo, 2008.

FLORENZANO, T. G. **Iniciação em Sensoriamento Remoto**. Editora Oficina de Textos, 101 p., São Paulo, 2007.

GAIDA, W.; BREUNIG, F. M.; GALVÃO, L. S.; PONZONI, F. J. Correção Atmosférica em Sensoriamento Remoto: Uma Revisão. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 01, p. 229-248, 2020.

GAO, B. C.; MONTES, M. J.; DAVIS, C. O.; GOETZ, A. F. Atmospheric correction algorithms for hyperspectral remote sensing data of land and ocean. **Remote sensing of environment**, v. 113, p. S17-S24, 2009.

GHOLIZADEH, M. H., MELESSE, A. M., & REDDI, L. A comprehensive review on water quality parameters estimation using remote sensing techniques. **Sensors**, v. 16, n. 8, p. 1298, 2016.

GITELSON, A. A.; DALL'OLMO, G.; MOSES, W. ; RUNDQUIST, D. C.; BARROW, T.; FISHER, T.R.; GURLIN, D.; HOLZ, J. A simple semi-analytical model for remote estimation of chlorophyll-a in turbid waters: Validation. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 9, p. 3582–3593, 2008.

GITELSON, A. A; SCHALLES, J. F.; HLADIK, C. M. Remote chlorophyll- a retrieval in turbid, productive estuaries: Chesapeake Bay case study. **Remote Sensing of Environment**, v. 109, p. 464–472, 2007.

IBÁNHEZ, J. S. P., ARÉVALO, E., KELLY, T., PAPASPYROU, S., ROCHA, C., & NICOLAIDOU, A. Unraveling the dispersion and environmental impact of anthropogenic discharges in transitional water ecosystems. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 216, p. 204-217, 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTÁTICA - IBGE. **Biblioteca Catálogo - Represa Salto Grande**. Brasília, 2020. Disponível em <<https://biblioteca.ibge.gov.br/biblioteca-catalogo.html?id=446311&view=detalhes>>. Acesso em: 17 de out. de 2020.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTÁTICA - IBGE. **Cidades e Estados:**

Americana. Brasília, 2020. Disponível em <<https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/sp/americana.html>>. Acesso em: 02 de nov. 2020.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. **Satélites.** Coordenação Geral de Observação da Terra, Brasília, 2020. Disponível em: <<http://www.dgi.inpe.br/documentacao/satelites>>. Acesso em: 30 de out. de 2020.

ISENSTEIN, E. M.; KIM, D.; PARK, M. Ecological Informatics Modeling for multi-temporal cyanobacterial bloom dominance and distributions using landsat imagery. **Ecological Informatics**, v. 59, n. June 2019, p. 101119, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2020.101119>>.

JORGE, D.S.F.; LOBO, F.L. Aplicações do Sensoriamento Remoto em Águas Continentais: Estudos de Caso. *In*: BARBOSA, C.C.F.; NOVO, E.M.L.M.; MARTINS, V.S. **Introdução ao Sensoriamento Remoto de Sistemas Aquáticos: princípios e aplicações.** 1ª edição. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São José dos Campos. 161p. 2019. p. 136 – 152.

JÚNIOR, R. F.; MACIEL, D. A.; CARLOS, C. T. C. F. M.; de LUCIA, F.; LOBO, L. A. S. D. C.; de MORAES NOVO, E. M. L.; & BARBOSA, C. C. F. Assessment of satellite algorithms for deriving chlorophyll-a from turbid waters of amazon floodplain lakes. **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto** (19.: 2019 abr.: Santos, SP). Anais. São José dos Campos: INPE, 2019., 2019.

KUTSER, T.; HEDLEY, J.; GIARDINO, C.; ROELFSEMA, C.; BRANDO, V. E. Remote sensing of shallow waters—A 50-year retrospective and future directions. **Remote Sensing of Environment**, v. 240, 2020.

KUHN, C., DE MATOS VALERIO, A., WARD, N., LOKEN, L., SAWAKUCHI, H. O., KAMPEL, M.; RICHEY, J; STADLER, P. , CRAWFORD, J. ROB STRIEGL, R. ; VERMOTE, E. ; PAHLEVAN, N.; BUTMAN, D. Performance of Landsat-8 and Sentinel-2 surface reflectance products for river remote sensing retrievals of chlorophyll-a and turbidity. **Remote Sensing of Environment**, v. 224, p. 104-118, 2019.

LANTZANAKIS, G; MITRAKA, Z; CHRYSOULAKIS, N. Comparison of physically and image based atmospheric correction methods for Sentinel-2 satellite imagery. *In*: **Perspectives on atmospheric sciences.** Springer, Cham, 2017. p. 255-261.

LI, Y.; CHEN, J.; MA, Q.; ZHANG, H. K.; LIU, J. Evaluation of Sentinel-2A surface reflectance derived using Sen2Cor in North America. **IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing**, v. 11, n. 6, p. 1997-2021, 2018.

LINS, R. C.; MARTINEZ, J. M.; MOTTA MARQUES, D. D.; CIRILO, J. A.; FRAGOSO, C. R. Assessment of chlorophyll-a remote sensing algorithms in a productive tropical estuarine-lagoon system. **Remote Sensing**, v. 9, n. 6, p. 516, 2017.

LINS, R. C.; MARQUES, D. M. L. D. M.; FRAGOSO JÚNIOR, C. R.; SANTOS, L. D. S.; COSTA, A. M. D.; DOMINGOS, H. V.; MATIAS, R. D. S. Estimativa de Clorofila-*a* em um complexo estuarino-lagunar utilizando análise derivativa de curvas hiperespectrais. **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto** (19.: 2019 abr.: Santos, SP). Anais. São José dos Campos: INPE, 2019., 2019.

MANSARAY, A. S.; DZIALOWSKI, A. R.; MARTIN, M. E.; WAGNER, K. L.; GHOLIZADEH, H.; STOODLEY, S. H. Comparing PlanetScope to Landsat-8 and Sentinel-2 for sensing water quality in reservoirs in agricultural watersheds. **Remote Sensing**, v. 13, n. 9, p. 1847, 2021.

MARTINS, D.; MARCHI, S. R.; COSTA, N. V.; CARDOSO, L.A.; RODRIGUES-COSTA, A.C. Aquatic plant survey in Salto grande reservoir in Americana-SP, Brazil. **Planta Daninha**, v. 29, n. 1, p. 231–236, 2011.

MATTHEWS, M. W. A current review of empirical procedures of remote sensing in inland and near-coastal transitional waters. **International Journal of Remote Sensing**, v. 32, n. 21, p. 6855-6899, 2011.

MATSUSHITA, B.; YANG, W.; YU, G.; OYAMA, Y.; YOSHIMURA, K.; FUKUSHIMA, T. A hybrid algorithm for estimating the chlorophyll-a concentration across different trophic states in Asian inland waters. **ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing**, v. 102, p. 28-37, 2015.

MELLO, K. de; TANIWAKI, R. H.; PAULA, F. R. de; VALENTE, R.A.; RANDHIR, T. O.; MACEDO, D.R.; LEAL, C.G.; RODRIGUES, C.B.; HUGHES, R.M. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 270, n. June, 2020.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. de. Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto. **Universidade de Brasília, Brasília**, 2012.

MISAILIDIS, M. L.; STRIKIS, N. M.; FIGUEIRA, R. C.; CORDEIRO, R. C.; STRIKIS, P. C.; PREGNOLATO, L. A.; DULEBA, W. Teste amoebae as Bio-Indicators of Contamination by Trace Elements in the Reservoir of Salto Grande Americana-Sp, Brazil. **Journal of Sedimentary Environments**, v. 2, n. 4, p. 283-300, 2017.

MISHRA, D.R.; MISHRA, S. Plume and bloom: effect of the Mississippi River diversion on the water quality of Lake Pontchartrain. **Geocarto international**, v. 25, n. 7, p. 555-568, 2010.

MISHRA, S.; MISHRA, D. R. Normalized difference chlorophyll index: A novel model for remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters. **Remote Sensing of Environment**, v. 117, p. 394–406, 2012.

MOREL, A.; PRIEUR, L. Analysis of variations in ocean color. **Limnology and oceanography**, v. 22, n. 4, p. 709-722, 1977.

MOSES, W. J.; GITELSON, A. A.; BERDNIKOV, S.; POVAZHNYI, V. Estimation of chlorophyll-a concentration in case II waters using MODIS and MERIS data - Successes and challenges. **Environmental Research Letters**, v. 4, n. 4, 2009.

MOSES, W. J.; GITELSON, A. A.; BERDNIKOV, S.; POVAZHNYI, V. Satellite estimation of chlorophyll-a concentration using the red and NIR bands of MERIS - The azov sea case study. **IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters**, v. 6, n. 4, p. 845–849, 2009.

MOUW, C. B.; GREB, S.; AURIN, D.; DIGIACOMO, P.M.; LEE, Z.; TWARDOWSKI, M.; BINDING, C.; HU, C.; MA, R.; MOORE, T.; MOSES, W.; CRAIG, S.E. Remote Sensing of Environment Aquatic color radiometry remote sensing of coastal and inland waters : Challenges and recommendations for future satellite missions. **Remote Sensing of Environment**, v. 160, p. 15–30, 2015.

MULLER-WILM, U. **Sen2Cor Configuration and User Manual**. ESA, 2017.

NEIL, C.; SPYRAKOS, E.; HUNTER, P. D.; TYLER, A. N. A global approach for chlorophyll-a retrieval across optically complex inland waters based on optical water types. **Remote Sensing of Environment**, v. 229, p. 159-178, 2019.

NETO, R. M. Zoogeografia em ambientes de represas: estudo na área sob influência do reservatório de Salto Grande–Rio Atibaia, Depressão Periférica Paulista. **Revista de Geografia-PPGEO-UFJF**, v. 3, n. 2, 2013.

NOVO, E. M. L. de M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. Editora Blucher, 387 p., 4^o edição. São Paulo, 2010.

NOVO, E. M. L. D. M.; LONDE, L. D. R.; BARBOSA, C.; de ARAUJO, C. A.; RENNÓ, C. D. Proposal for a remote sensing trophic state index based upon Thematic Mapper/Landsat

images. **Revista Ambiente & Água**, v. 8, p. 65-82, 2013.

NOVO, E. M. L. M. Sistemas Aquáticos Continentais: Definição e Características. *In*: BARBOSA, C.C.F.; NOVO, E.M.L.M.; MARTINS, V.S. **Introdução ao Sensoriamento Remoto de Sistemas Aquáticos: princípios e aplicações**. 1ª edição. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São José dos Campos. 161p. 2019. p. 9 – 22.

OGASHAWARA, I.; KIEL, C.; JECHOW, A.; KOHNERT, K.; RUHTZ, T.; GROSSART, H. P.; HÖLKER, F.; NEJSTGAARD, J. C.; BERGER, S. A.; WOLLRAB, S. The use of Sentinel-2 for chlorophyll-a spatial dynamics assessment: A comparative study on different lakes in northern Germany. *Remote Sensing*, v. 13, n. 8, p. 1542, 2021.

PALMER, S. C. J.; KUTSER, T.; HUNTER, P. D. Remote sensing of inland waters: Challenges, progress and future directions. **Remote sensing of Environment**, v. 157, p. 1-8, 2015.

PREFEITURA MUNICIPAL DE AMERICANA. **Histórico Território da Área de Proteção Ambiental Municipal de Americana – APAMA**. Secretaria de Planejamento – Unidade de Estatística e Análise Socioeconômica. Americana, 2010. Disponível em: <https://www.americana.sp.gov.br/download/APAMA_historico_territorio_da_area_de_protecao.pdf>. Acesso em: 06 de nov. de 2020.

PREFEITURA MUNICIPAL DE AMERICANA. **Perfil do Município**. Americana, 2020. Disponível em: <https://www.americana.sp.gov.br/americanaV6_index.php?it=38&a=perfil>. Acesso em: 02 de nov. de 2020.

RADIN, C.; SORIA-PERPIÑÀ, X.; DELEGIDO GÓMEZ, J. Estudio multitemporal de calidad del agua del embalse de Sitjar (Castelló, España) utilizando imágenes Sentinel-2. *Revista Española de Teledetección*, 2020, vol. 56, p. 117-130, 2020.

SANTOS, L. D. S., DOMINGOS, H. V., LINS, R. C., INOCÊNCIO, L., SANTOS, P., DA COSTA, A. M.; MATIAS, R DOS S.; JÚNIOR, F. Avaliação De Modelos Semi-Empíricos Para Estimativa Da Concentração De Clorofila-*a* Baseado Em Bandas Simuladas De Satélites Em Um Sistema Estuarino Lagunar. **Aqua**, v. 1, n. 500, p. 469-555, 2019.

SENT, G.; BIGUINO, B.; FAVARETO, L.; CRUZ, J.; SÁ, C.; DOGLIOTTI, A. I.; PALMA, C.; BROTAS, V.; BRITO, A. C. Deriving water quality parameters using Sentinel-2 imagery: A case study in the Sado estuary, Portugal. **Remote Sensing**, v. 13, n. 5, p. 1043, 2021.

SOARES, F. S.; ALMEIDA, R. K.; RUBIM, I. B.; BARROS, R. S.; CRUZ, C. B. M.; MELLO, G. V.; NETO, J. A. B. Análise comparativa da correção atmosférica de imagem do

Landsat 8: o uso do 6S e do ATCOR2. **XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. João Pessoa, PB**, p. 1821-1828, 2015.

SÒRIA-PERPINYÀ, X.; VICENTE, E.; URREGO, P.; PEREIRA-SANDOVAL, M.; RUÍZ-VERDÚ, A.; DELEGIDO, J.; SORIA, J. M.; MORENO, J. Remote sensing of cyanobacterial blooms in a hypertrophic lagoon (Albufera of València, Eastern Iberian Peninsula) using multitemporal Sentinel-2 images. **Science of the Total Environment**, v. 698, p. 134305, 2020.

TYLER, A. N.; HUNTER, P. D.; SPYRAKOS, E.; GROOM, S.; CONSTANTINESCU, A. M.; KITCHEN, J. Developments in Earth observation for the assessment and monitoring of inland, transitional, coastal and shelf-sea waters. **Science of the Total Environment**, v. 572, p. 1307-1321, 2016.

VIDAL, T. F.; CAPELO NETO, J. Caracterização limnológica e influência da precipitação em reservatório de abastecimento público da região metropolitana de fortaleza/CE. **X Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 10, n. 2, 2014, p. 298-312 , 2014.

WARREN, M. A.; SIMIS, S. G.H.; MARTINEZ-VICENTE, V.; POSER, K.; BRESCIANI, M.; ALIKAS, K.; SPYRAKOS, E; GIARDINO, C.; ANSPER, A. Assessment of atmospheric correction algorithms for the Sentinel-2A MultiSpectral Imager over coastal and inland waters. **Remote Sensing of Environment**, v. 225, n. September 2018, p. 267–289, 2019.

WATANABE, F.; ALCANTARA, E.; RODRIGUES, T.; ROTTA, L.; BERNARDO, N.; IMAI, N. **Remote sensing of the chlorophyll-a based on OLI/Landsat-8 and MSI/Sentinel-2A (Barra Bonita reservoir, Brazil)**. Anais da Academia Brasileira de Ciências, v. 90, p. 1987-2000, 2017.

WATANABE, F.; ALCÂNTARA, E.; BERNARDO, N.; DE ANDRADE, C.; GOMES, A. C.; DO CARMO, A.; RODRIGUES, T.; ROTTA, L. H. Mapping the chlorophyll-a horizontal gradient in a cascading reservoirs system using MSI Sentinel-2A images. **Advances in Space Research**, v. 64, n. 3, p. 581-590, 2019.

ZAKYUDDIN, M. S.; SHAH, A. S. M.; MOHAMMAD, M. S.; FAZLINDA, N.; FADZIL, M.; HASHIM, Z.; OMAR, W. M. W. Spatial and temporal variations of water quality and trophic status in Bukit Merah Reservoir, Perak. **Sains Malaysiana**, v. 45, n. 6, p. 853-863, 2016.

ZAMYADI, A., CHOO, F., NEWCOMBE, G., STUETZ, R., & HENDERSON, R. K.. A review of monitoring technologies for real-time management of cyanobacteria: Recent advances and future direction. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 85, p. 83-96, 2016.

ANEXOS

ANEXO A – Imagem de satélite Sentinel-2, em composição de cor verdadeira (RGB), da área de estudo em 24/02/2018.



Datum WGS 84
Fuso 23S

Imagem Sentinel-2 MSI
Imageamento: 24/02/2018

0 0,3750,75 1,5 2,25 3 km



ANEXO B – Imagem de satélite Sentinel-2, em composição de cor verdadeira (RGB), da área de estudo em 28/08/2018.



Datum WGS 84
Fuso 23S

Imagem Sentinel-2 MSI
Imageamento: 18/08/2018

0 0,3750,75 1,5 2,25 3 km



ANEXO C – Imagem de satélite Sentinel-2, em composição de cor verdadeira (RGB), da área de estudo em 06/12/2018.



Datum WGS 84
Fuso 23S

Imagem Sentinel-2 MSI
Imageamento: 06/12/2018

0 0,3750,75 1,5 2,25 3 km



ANEXO D – Imagem de satélite Sentinel-2, em composição de cor verdadeira (RGB), da área de estudo em 24/02/2019.



Datum WGS 84
Fuso 23S

Imagem Sentinel-2 MSI
Imageamento: 24/02/2019

0 0,3750,75 1,5 2,25 3 km



ANEXO E – Imagem de satélite Sentinel-2, em composição de cor verdadeira (RGB), da área de estudo em 24/06/2019.

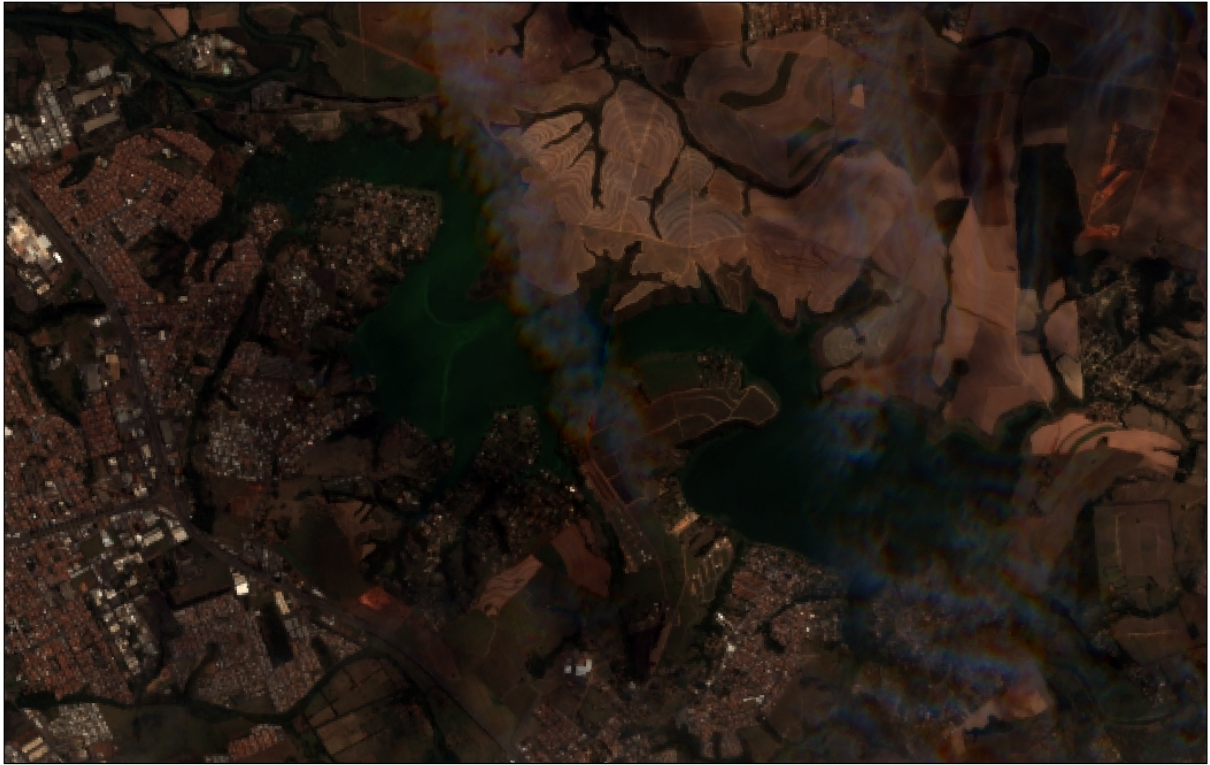


Datum WGS 84
Fuso 23S

Imagem Sentinel-2 MSI
Imageamento: 24/06/2019



ANEXO F – Imagem de satélite Sentinel-2, em composição de cor verdadeira (RGB), da área de estudo em 24/02/2018.



Datum WGS 84
Fuso 23S

Imagem Sentinel-2 MSI
Imageamento: 28/08/2019

0 0,3750,75 1,5 2,25 3 km



ANEXO G – Imagem de satélite Sentinel-2, em composição de cor verdadeira (RGB), da área de estudo em 14/02/2020.



Datum WGS 84
Fuso 23S

Imagem Sentinel-2 MSI
Imageamento: 14/02/2020

0 0,3750,75 1,5 2,25 3 km



ANEXO H – Imagem de satélite Sentinel-2, em composição de cor verdadeira (RGB), da área de estudo em 08/02/2021.



Datum WGS 84
Fuso 23S

Imagem Sentinel-2 MSI
Imageamento: 08/02/2021

0 0,3750,75 1,5 2,25 3 km

