

MONITORAMENTO DE CLOROFILA-A EM RESERVATÓRIOS DA REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO: APLICAÇÃO DE MODELOS COM IMAGENS SENTINEL-2

Pedro Luiz Becaro **Crioni**¹, Elias Hideo **Teramoto**², Chang Hung **Kiang**³

(1 – Universidade Estadual Paulista (UNESP), Laboratório de Estudos de Bacias (LEBAC), pedro.crioni@unesp.br, <https://orcid.org/0000-0003-1500-738X>; 2 – Universidade Estadual Paulista (UNESP), Laboratório de Estudos de Bacias (LEBAC), Centro de Estudos Ambientais (CEA), elias.hideo-teramoto@unesp.br, <https://orcid.org/0000-0002-3072-6801>; 3 – Universidade Estadual Paulista (UNESP), Laboratório de Estudos de Bacias (LEBAC), Centro de Estudos Ambientais (CEA), Departamento de Geologia Aplicada, chang.hung-kiang@unesp.br, <https://orcid.org/0000-0002-6274-4510>)

Resumo: A escassez global de água é agravada pela urbanização no Brasil, especialmente na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), onde a eutrofização demanda monitoramento contínuo. O Sensoriamento Remoto permite acompanhar detalhadamente a Clorofila-a em reservatórios extensos. Neste estudo, imagens Sentinel-2 estimaram a Clorofila-a em três reservatórios da RMSP: Billings, Guarapiranga e Rio Grande. Diversos modelos foram testados para identificar o mais adequado. O modelo exponencial de Dall'Olmo et al. (2003) apresentou melhor ajuste aos dados de Clorofila-a ($R^2 = 0,92$), seguido pelo modelo de Gitelson et al. (2003) ($R^2 = 0,90$). O modelo de banda única (705 nm) obteve R^2 de 0,71. Os resultados reforçam a potencialidade do Sensoriamento Remoto para monitorar a qualidade da água de reservatórios de forma precisa e consistente. No entanto, é essencial destacar que as estimativas de Clorofila-a provenientes de diferentes modelos apresentam ampla variabilidade. Portanto, uma avaliação prévia é necessária para identificar o modelo mais adequado aos reservatórios onde serão empregados.

Palavras chaves: Sensoriamento Remoto, Clorofila-a, reservatórios

CHLOROPHYLL-A MONITORING IN RESERVOIRS OF SÃO PAULO METROPOLITAN REGION: APPLICATION OF MODELS WITH SENTINEL-2 IMAGES

Abstract: Global water scarcity is exacerbated by urbanization in Brazil, especially in the Metropolitan Region of São Paulo (MRSP), where eutrophication demands continuous monitoring. Remote Sensing allows for detailed monitoring of Chlorophyll-A in extensive reservoirs. In this study, Sentinel-2 images estimated Chlorophyll-A in three MRSP reservoirs: Billings, Guarapiranga, and Rio Grande. Several models were tested to identify the most suitable one. The exponential model of Dall'Olmo et al. (2003) showed the best fit to Chlorophyll-A data ($R^2 = 0.92$), followed by the model of Gitelson et al. (2003) ($R^2 = 0.90$). The single band model (705 nm) obtained $R^2 = 0.71$. The results reinforce the potential of Remote Sensing in monitoring water quality in reservoirs with precision and consistency. However, it is essential to highlight that Chlorophyll-A estimates from different models exhibit wide variability. Therefore, a preliminary evaluation is necessary to identify the most suitable model for the reservoirs where they will be employed.

Keywords: Remote Sensing, Chlorophyll-a, reservoirs.

MONITOREO DE CLOROFILA-A EN RESERVORIOS DE LA REGIÓN METROPOLITANA DE SÃO PAULO: APLICACIÓN DE MODELOS CON IMÁGENES SENTINEL-2

Resumen: La escasez global de agua se agrava por la urbanización en Brasil, especialmente en la Región Metropolitana de São Paulo (RMSP), donde la eutrofización demanda monitoreo continuo. El Sensado Remoto permite seguir detalladamente la Clorofila-a en extensos reservorios. En este estudio, las imágenes de Sentinel-2 estimaron la Clorofila-a en tres reservorios de la RMSP: Billings, Guarapiranga y Rio Grande. Se probaron varios modelos para identificar el más adecuado. El modelo exponencial de Dall'Olmo et al. (2003) mostró el mejor ajuste a los datos de Clorofila-a ($R^2 = 0,92$), seguido por el modelo de Gitelson et al. (2003) ($R^2 = 0,90$). El modelo de una sola banda (705 nm) obtuvo $R^2 = 0,71$. Los resultados refuerzan el potencial del Sensado Remoto para monitorear la calidad del agua en reservorios de forma precisa y consistente. Sin embargo, es esencial destacar que las estimaciones de Clorofila-a provenientes de diferentes modelos muestran una amplia variabilidad. Por lo tanto, se requiere

una evaluación previa para identificar el modelo más adecuado para los reservorios en los que serán empleados.

Palabras clave: Monitoreo remoto, Clorofila-a, reservorios.

1. Introdução

A escassez global de água é um dos principais desafios contemporâneos para o desenvolvimento em várias regiões do mundo (Clark & Wu, 2016). O relatório da UNESCO (2018) destaca as tendências atuais na disponibilidade de água potável, sugerindo uma situação de deterioração da segurança hídrica. Projeções futuras indicam um declínio acentuado na disponibilidade de água, juntamente com perda de quantidade e deterioração da qualidade da água, o que afeta diretamente a capacidade das pessoas de acessarem quantidades sustentáveis de água de qualidade aceitável. Prevê-se que essa situação se agrave ainda mais até 2050, com a pressão sobre o sistema hídrico aumentando, uma vez que a população mundial deverá atingir entre 9,4 e 10,2 bilhões, representando um aumento de 22 a 34% (Burek et al., 2016).

Relatórios recorrentes de mudanças significativas na qualidade da água de fontes cruciais de abastecimento têm sido documentados (por exemplo, Han et al., 2016; Costa et al., 2017). Dois parâmetros relevantes que indicam a qualidade da água para consumo humano são a concentração de clorofila na água e a turbidez. A concentração de clorofila na água reflete a biomassa do fitoplâncton presente na água e não é usada diretamente como referência para a classificação da qualidade da água, mas serve como um indicador de distúrbios no ecossistema aquático associados ao consumo excessivo de nutrientes (Boyear et al., 2009).

No Brasil, a urbanização está agravando os problemas relacionados à questão hídrica, devido ao aumento da demanda por água e à degradação e contaminação de mananciais e fontes de água. Na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), os corpos hídricos podem apresentar um fenômeno chamado eutrofização, que ocorre quando há excesso de nutrientes na água. Esse excesso pode ser medido pela concentração de nutrientes na coluna d'água e pela estimativa da biomassa (Mantelli, 2012). Enquanto os sistemas lacustres tendem a apresentar um processo natural de eutrofização lento, decorrente do processo de sucessão biológica nos ecossistemas, a eutrofização artificial ocorre de forma mais acelerada devido à drenagem de áreas agrícolas e urbanas, além do lançamento de esgotos e efluentes industriais nos rios, e à intensa ocupação das áreas de mananciais (Esteves, 1998).

Para garantir a gestão eficaz dos recursos hídricos, é essencial monitorar continuamente a quantidade e qualidade da água. Isso permite obter um conhecimento adequado sobre o estado desses recursos, seus potenciais e possíveis problemas relacionados à contaminação e poluição. O monitoramento é crucial para estabelecer um banco de dados confiável e adequado, capaz de fornecer suporte ao planejamento e gestão desses recursos (Tundisi & Straškraba, 1995).

Para assegurar a qualidade das águas de lagos artificiais em áreas de mananciais, é imprescindível controlar diversos parâmetros limnológicos e ambientais e evitar infestações por macrófitas que representam riscos para a saúde pública. Fatores antrópicos, como a liberação de efluentes domésticos e industriais sem tratamento, podem comprometer a utilização e a vida útil de um corpo d'água lântico natural ou artificial ao afetar seus parâmetros limnológicos (Mantelli, 2012). Portanto, a gestão eficaz dos recursos hídricos requer a adoção de medidas preventivas e corretivas, incluindo o monitoramento constante da qualidade da água e a implementação de medidas de controle da poluição.

A clorofila é um pigmento fotossintético encontrado em plantas e algas, que desempenha um papel fundamental na captação da energia luminosa. Esse composto apresenta uma forte afinidade com a luz visível, especialmente com a luz azul e vermelha, sendo capaz de transformá-la em energia química por meio da fotossíntese. A clorofila é um nutriente essencial para as plantas aquáticas, e sua concentração nos corpos d'água está intimamente relacionada com a quantidade de fitoplâncton presente. O fitoplâncton é composto por organismos microscópicos semelhantes a plantas que vivem na coluna de água, sendo uma parte vital das cadeias alimentares aquáticas. A quantidade e qualidade da clorofila e do fitoplâncton em corpos d'água são importantes indicadores de sua saúde e qualidade ambiental, sendo utilizados como parâmetros de monitoramento e gestão dos recursos hídricos. (Evert & Eichhorn, 2014)

O monitoramento das variáveis em lagos artificiais implica em enfrentar desafios decorrentes da complexidade intrínseca desses sistemas. No entanto, quando ocorrem modificações nas propriedades ópticas da água, indicativas do estado trófico, a utilização de imagens de satélite adquiridas por meio de sensores orbitais surge como uma alternativa efetiva para o estudo e controle da qualidade desses parâmetros. Além disso, essa abordagem permite realizar o mapeamento dessas áreas com eficiência e precisão (Sausen & Bitencourt-Pereira, 1986; Barbosa et al., 2010).

Em todo o mundo, o uso da análise geográfica computadorizada para monitorar grandes reservatórios tem se tornado cada vez mais comum. Essa análise permite a inclusão de dados limnológicos e ambientais, coletados ou inferidos por sensoriamento remoto e geoprocessamento. Para facilitar essas inferências, é recomendável trabalhar com modelos empíricos ou teóricos que expliquem a variação temporal e espacial dos parâmetros inferidos por sensoriamento remoto (Mantelli 2012).

O sensoriamento remoto tem se tornado uma ferramenta cada vez mais popular para monitorar e avaliar a saúde dos ecossistemas aquáticos. Um aspecto importante disso é a estimativa da concentração de clorofila, que é um indicador chave da qualidade da água e da saúde dos ecossistemas aquáticos. A clorofila absorve a luz nas partes azul e vermelha do espectro e reflete a luz verde do espectro. Portanto, medindo a quantidade de luz verde refletida pela água, é possível estimar a concentração de clorofila. Os indicadores de qualidade da água, representados por propriedades físico-químicas e biológicas, incluindo a concentração de clorofila, são tradicionalmente determinados por meio de coletas em campo, seguidas de análises laboratoriais. No entanto, medições diretas *in situ* são processos trabalhosos e demorados, tornando o diagnóstico detalhado da qualidade da água desafiador em escalas regionais (Gholizadeh et al., 2016). Por outro lado, as abordagens de sensoriamento remoto para medir a qualidade da água continental começaram na década de 1970, com o desenvolvimento de satélites (Topp et al., 2020). Existem várias técnicas de sensoriamento remoto que podem ser usadas para estimar a concentração de clorofila. Atualmente, as estimativas de qualidade da água derivadas do processamento de imagens multiespectrais são consolidadas como a principal estratégia para monitorar variações espaço-temporais na qualidade da água superficial em áreas extensas (Gholizadeh et al., 2016; Topp et al., 2020), por exemplo. Vários sensores a bordo de satélites e outras plataformas, como aviões, são usados atualmente para medir a quantidade de radiação em diferentes comprimentos de onda refletida na superfície da água. A partir de mudanças nos valores de reflectância para comprimentos de onda eletromagnéticos específicos, é possível estimar a concentração de clorofila. Nas últimas 5 décadas, inúmeros trabalhos demonstraram a aplicabilidade de técnicas de Sensoriamento Remoto para estimar a concentração de clorofila na água (Kim et al., 2017; Lins et al., 2017; Cui et al., 2020), por exemplo. A assinatura espectral de um corpo de água superficial é determinada pela análise das concentrações e distribuição de particulados orgânicos e inorgânicos presentes na água (Topp et al., 2020). Inúmeros modelos empíricos foram

desenvolvidos, estabelecendo uma relação entre as mudanças na reflectância da água (λ) e as concentrações de partículas, que são indicativas da qualidade da água.

As represas Guarapiranga, Billings e Rio Grande (Braço Oeste do reservatório Billings), localizadas na região metropolitana de São Paulo, desempenham um papel crucial no abastecimento público de água potável (São Paulo, 2008; São Paulo, 2009). Essas represas fornecem água potável diariamente para milhões de pessoas, contribuindo com uma parte significativa do abastecimento total de água na cidade de São Paulo.

A represa Billings, a maior em volume de água, armazena atualmente cerca de 1 bilhão de metros cúbicos e é responsável por abastecer aproximadamente 11% da população da região metropolitana de São Paulo (São Paulo, 2009). Já a represa Guarapiranga, a segunda maior em volume, armazena cerca de 171 milhões de metros cúbicos e é responsável pelo abastecimento de cerca de 20% de toda a população da região metropolitana de São Paulo (São Paulo, 2008).

Além de fornecer água potável, essas represas desempenham outras funções importantes, como a geração de energia elétrica, o controle de enchentes e a preservação da biodiversidade local. No entanto, a região das represas enfrenta desafios significativos, como o desmatamento e a poluição, que podem afetar diretamente a qualidade da água e, conseqüentemente, o abastecimento público. Portanto, é essencial adotar medidas efetivas de preservação e proteção dessas represas, a fim de garantir a disponibilidade contínua de água potável para a população.

Este estudo tem como objetivo analisar modelos de detecção de Clorofila-a por meio de imagens de satélite, com um foco específico nas captadas pelo satélite Sentinel-2. Essas imagens possuem características espaciais e temporais adequadas para o estudo e monitoramento da qualidade desses parâmetros. No entanto, é importante destacar que os modelos existentes na literatura científica não foram desenvolvidos considerando as particularidades das regiões tropicais. Portanto, é necessário investigar a capacidade de adaptação desses modelos às especificidades da área de estudo, com o intuito de identificar o modelo de detecção de Clorofila-a mais adequado para essa região. O principal propósito dessa pesquisa é contribuir para a identificação de metodologias mais precisas e eficientes no monitoramento da qualidade da água em ambientes tropicais, visando a preservação desses ecossistemas.

2 Materiais e métodos.

O presente estudo foi conduzido nas represas Billings, Guarapiranga e Rio Grande, localizadas na região metropolitana de São Paulo, Brasil. Essas represas foram escolhidas devido à sua relevância ambiental e à significativa contribuição para o abastecimento de água na região.

Para avaliar a concentração de clorofila-a na água, foram utilizadas imagens do satélite Sentinel-2, pertencente ao Programa Copernicus da Agência Espacial Europeia (ESA). As imagens foram obtidas ao longo do período de estudo e passaram por um processamento para determinar os valores de refletância no fundo da atmosfera, com o objetivo de reduzir interferências atmosféricas nos dados.

Os dados de campo utilizados nesta pesquisa, coletados entre os anos de 2016 e 2021 pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), proporcionam informações detalhadas sobre a qualidade da água nas represas investigadas, incluindo medições precisas da concentração de clorofila-a. Essas informações foram obtidas através dos "Relatórios – Águas Interiores" da CETESB, os quais abrangeram dados referentes à presença de clorofila nos reservatórios da área de estudo no período entre 2019 e 2021 (CETESB, 2023).

O processo de estimativa da concentração de clorofila-a compreendeu os seguintes passos (Figura 1).

Coleta de Dados de Campo: Os dados in situ foram coletados para obter informações sobre a concentração de clorofila-a.

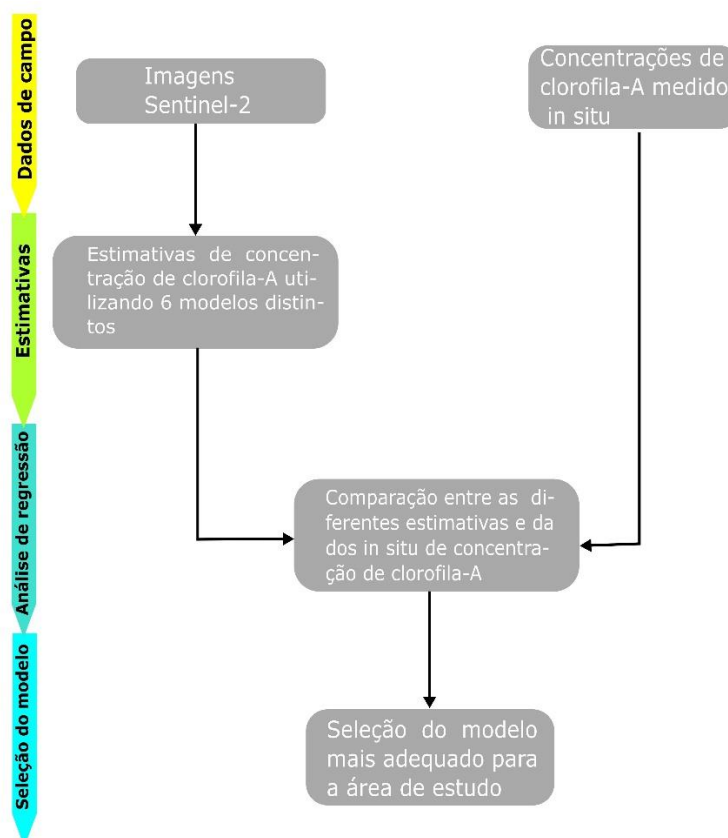
Estimativas: As estimativas da concentração de clorofila-a na água foram realizadas utilizando as informações de refletância das imagens de satélite e os dados de campo

Análise de Regressão: Os dados obtidos foram submetidos a análises de regressão linear e não linear para avaliar a relação entre as variáveis e selecionar o modelo mais adequado.

Seleção do Modelo: Diversos modelos empíricos foram avaliados, incluindo o Modelo empírico de banda única, Modelo de Morel e Prieur (1977), Modelo de Gitelson et al. (2008), Modelo de Gitelson et al. (2003), Modelo de Dall'Olmo et al. (2003) e Modelo de Yang et al. (2010). Através da análise de regressão, o modelo mais adequado foi identificado e selecionado para as estimativas.

Por fim, com base nos resultados obtidos, foi gerado um produto cartográfico capaz de apresentar visualmente a distribuição da concentração de clorofila-a nas represas investigadas.

Figura 1 - Fluxograma do Processo.



Fonte: Elaborado pelos autores

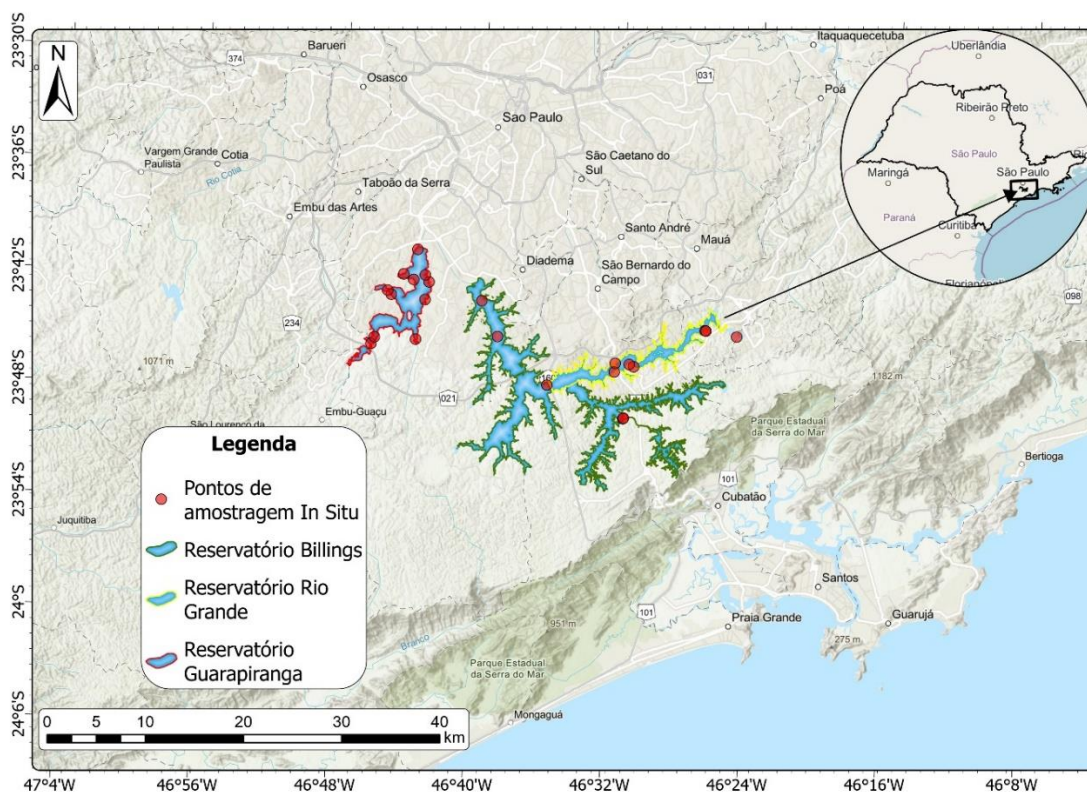
2.1 Área de estudos

As represas Billings, Guarapiranga e Rio Grande estão localizadas nas coordenadas 23°47'20"S, 46°36'00"O; 23°43'00"S, 46°43'50"O e 23°48'52.00"S, 46°32'15.00"O, respectivamente (Figura 2), e pertencem à bacia hidrográfica do Alto Tietê, uma das mais importantes do estado de São Paulo. Essas represas desempenham um papel crucial no abastecimento público de água na região metropolitana de São Paulo, sendo a Represa Guarapiranga utilizada para suprir a demanda da cidade de São Paulo, enquanto a Represa Billings atende principalmente a Grande ABC.

O Reservatório Billings, situado a oeste da cidade de São Paulo, a uma altitude de 746 metros, desempenha um papel fundamental na região. Com uma bacia de drenagem de extensão

territorial considerável de aproximadamente 560 quilômetros quadrados, ele abrange áreas de diversos municípios (CETESB, 1996). Sua criação remonta a 1927, quando foi idealizado pelo engenheiro estadunidense Asa Billings, com o objetivo inicial de aproveitar as águas do Alto Tietê para a geração de energia elétrica nas usinas de Cubatão (CETESB, 2003).

Figura 2 - Mapa da área de estudo com destaque para os reservatórios Guarapiranga, Billings e o braço do Rio Grande.



Fonte: Elaborado pelos autores.

Atualmente, o reservatório desempenha múltiplas funções essenciais para a região. Além do abastecimento público e industrial, ele também recebe efluentes domésticos e industriais, gera energia, viabiliza a pesca, a irrigação e oferece opções de recreação. A localização geográfica estratégica e a diversidade de usos das águas do Reservatório Billings evidenciam sua relevância em termos de planejamento territorial e sustentabilidade hidrológica, fornecendo recursos hídricos essenciais para uma ampla variedade de setores e atividades (CETESB, 1996; CETESB, 2003).

A formação morfológica do Reservatório Billings é caracterizada por um corpo central alongado e estreito que se conecta a diversos braços, alguns com grande volume (Figura 2). O fluxo de água ocorre preferencialmente ao longo do canal central, o que resulta na parcial

isolamento do corpo central em relação à maior parte do volume de água presente nos braços (CETESB, 2003). Esse isolamento possibilita a formação de compartimentos com diferenças na qualidade de suas águas (Wengrat & Bicudo, 2011).

O Reservatório Billings, localizado na região metropolitana de São Paulo, é um importante manancial que possui um compartimento característico, o braço Rio Grande. Esse braço é responsável pelo abastecimento público de cerca de 1,2 milhões de habitantes, por meio de uma estação de captação operada pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), sendo alimentado apenas pela região do seu entorno desde a construção de uma barragem sob a rodovia Anchieta em 1981. Esse fato interrompeu a descarga do corpo central para o Rio Grande, preservando a qualidade da água (Pompêo et al., 2015).

Outro manancial importante na região metropolitana de São Paulo é o Reservatório Guarapiranga, construído em 1908 com o objetivo principal de regularizar o fluxo do Rio Tietê e gerar energia elétrica. Com uma área de 33,91 km², perímetro de 85 km e volume de 194x10⁶ m³, o reservatório é alimentado por vários afluentes, incluindo o Rio Guarapiranga, Santa Rita, Laura, Embu-Guaçu, Embu-Mirim, Ribeirão Mirim e outros 17 córregos menores. Desde 1927, o reservatório é utilizado para abastecer a cidade de São Paulo com água potável (CETESB, 2003).

A bacia hidrográfica do Guarapiranga abrange uma área de cerca de 640 km², correspondendo a aproximadamente 8% da Região Metropolitana de São Paulo, com uma população de cerca de 622 mil pessoas, principalmente nas áreas próximas ao reservatório. Infelizmente, a ocupação desordenada na região resultou em um impacto significativo, substituindo a vegetação natural pela intensa urbanização e elevando os índices de poluição da água. Essa ocupação é mais notável em favelas e loteamentos clandestinos, onde muitos dos habitantes vivem em condições socioeconômicas precárias (CETESB, 2003).

2.2 Obtenção, pré-processamento das imagens e coleta de dados in situ.

Para a análise, foram utilizadas imagens do Sentinel-2, um satélite multiespectral do Programa Copernicus da Agência Espacial Europeia (ESA). A missão Sentinel-2 consiste em uma constelação composta por dois satélites gêmeos (Sentinel-2A e Sentinel-2B) que capturam regularmente imagens espectrais da superfície terrestre. No Quadro I, são apresentadas as bandas do Sentinel-2, juntamente com suas larguras de banda centrais e resoluções espaciais.

Quadro I - Bandas do Sentinel-2 e suas características:

Bandas Sentinel-2	Comprimento de onda central (nm)	Resolução espacial
Banda 1 - Aerossol costeiro	442,7	60
Banda 2 – Azul	492,4	10
Banda 3 – Verde	559,8	10
Banda 4 – Vermelho	664,6	10
Banda 5 - Borda vermelha da vegetação	704,1	20
Banda 6 - Borda vermelha da vegetação	740,5	20
Banda 7 - Borda vermelha da vegetação	782,8	20
Banda 8 – Infravermelho Próximo	832,8	10
Banda 8A – Borda vermelha da vegetação	864,7	20
Banda 9 – Vapor de Água	945,1	60
Banda 10 – SWIR – Cirrus	1373,5	60
Banda 11 – SWIR	1613,7	20
Banda 12 – SWIR	2202,4	20

Para a realização do presente estudo, foram utilizadas imagens livres de nuvens adquiridas pelo satélite multiespectral Sentinel-2. O Sentinel-2 faz parte do Programa de Monitoramento Global para o Meio Ambiente e a Segurança (GMES) e é administrado em colaboração pela Comunidade Europeia e pela Agência Espacial Europeia (ESA).

As imagens utilizadas foram do mosaico 23KLP do sistema de grade da missão Sentinel-2. Inicialmente, as imagens passaram por processamento no Nível-1C, resultando em valores de atmosfera de topo (TOA) e refletância após aplicação de correções radiométricas e geométricas. Posteriormente, essas imagens originais com refletância TOA no Nível 1C foram submetidas a correções para obter a refletância no fundo da atmosfera (BOA), utilizando o processador Sen2Cor (versão 2.8). O desenvolvimento do software Sen2Cor foi realizado pela Telespazio VEGA Deutschland GmbH em nome da ESA, e ele foi empregado para o processamento das imagens (Malenovsky et al., 2012). O procedimento de conversão da refletância TOA no Nível 1C para a refletância BOA no Nível 2A envolveu correções atmosféricas, de terreno e de cirrus. Para realizar tais correções, o Sen2Cor fez uso de um conjunto de 24 tabelas de consulta (LUTs), que abrangem diversas condições atmosféricas terrestres e geraram valores para a geração de uma imagem através do processo de correção atmosférica. A correção foi executada integrando o Sen2Cor como um plugin no software Sentinel Application Platform (SNAP), distribuído gratuitamente pela ESA.

Para converter os dados brutos, apresentados na forma de números digitais (DN), em unidades físicas de refletância, dividiu-se os valores pelo valor de quantização (vQ), um fator

de escala conhecido, conforme representado na Equação 1. O valor de quantização (vQ) está presente nos arquivos meta que acompanham as imagens do Sentinel-2.

$$\text{Refletância} = ND/v \quad (1)$$

Nesta equação, o símbolo ND denota os valores dos Números Digitais, que são os valores numéricos atribuídos a cada pixel nas imagens capturadas. Já o símbolo vQ representa os valores de quantização, que são fatores de escala conhecidos utilizados para converter os Números Digitais em unidades físicas de refletância.

Para validar os modelos empíricos testados, os dados *in situ* foram coletados entre 2016 e 2021 pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Esses dados foram detalhados no Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, disponível online para consulta (CETESB, 2023). A validação foi realizada utilizando dados obtidos em 22 pontos destacados na Figura 2.

2.3 Mensuração da qualidade da água

O objetivo deste estudo é realizar uma análise comparativa de diferentes modelos de detecção de Clorofila-a utilizando imagens de satélite, com um enfoque específico nas imagens obtidas pelo satélite Sentinel-2. Essas imagens possuem características espaciais e temporais que são adequadas para o estudo e monitoramento da qualidade da água em relação a esse parâmetro. Além disso, busca-se determinar a concentração de clorofila na água por meio da análise dos valores de reflectância nas regiões visível e infravermelho próximo (NIR), seguindo os mesmos procedimentos descritos por Lins et al. (2017), que realizaram uma análise similar de vários modelos empíricos para estimar a concentração de clorofila na água.

É importante ressaltar que os modelos existentes na literatura científica não foram desenvolvidos considerando as particularidades das regiões tropicais. Portanto, é necessário investigar a adaptabilidade desses modelos às especificidades da área de estudo, com o propósito de identificar o modelo mais adequado de detecção de Clorofila-a para essa região. A principal meta dessa pesquisa é contribuir para a identificação de metodologias mais precisas e eficientes no monitoramento da qualidade da água em ambientes tropicais, visando à preservação desses ecossistemas.

A primeira abordagem a ser investigada consiste em um modelo de banda única para descrever os valores de turbidez, utilizando a reflectância dessa banda, conforme apresentado

na Equação 2. Essa escolha foi feita com base em uma tentativa empírica de verificar a existência de uma correlação. O objetivo deste modelo é identificar a banda espectral que possui a melhor correlação com as medições de concentração de clorofila, sendo que a análise revelou que a faixa de 705nm apresentou a correlação mais significativa. relação entre os valores espectrais de cada banda e as concentrações medidas de clorofila.

$$\text{Clorofia} \propto R_1 \quad (2)$$

A Equação 2 descreve a relação entre a concentração de clorofila e a reflectância na banda específica, indicando uma proporcionalidade direta. Isso significa que quanto maior a reflectância na banda selecionada (R_1), maior será a concentração de clorofila. Nesse contexto, a faixa de 705nm demonstrou a melhor correlação com as medições de concentração de clorofila.

O segundo modelo testado foi o proposto por Morel e Prieur (1977), que estabeleceu uma relação entre a concentração de clorofila e a razão entre a reflectância da faixa azul e a reflectância da faixa verde, conforme mostrado na Equação 3. Essa relação foi baseada na premissa de que a clorofila absorve eficientemente espectros na faixa azul (λ_1), enquanto absorve minimamente na faixa verde (λ_2).

$$\text{Clorofia} \propto R(\lambda_1)/R(\lambda_2) \quad (3)$$

A Equação 3 representa a proporção entre a reflectância na faixa azul ($R(\lambda_1)$) e a reflectância na faixa verde ($R(\lambda_2)$) como um indicador da concentração de clorofila. Quanto maior o valor da razão entre essas duas reflectâncias, maior será a concentração de clorofila

O modelo de Gitelson et al. (2008) baseia-se em hipóteses semelhantes às apresentadas na Equação 3. No entanto, o modelo de Gitelson et al. (2008) relaciona a concentração de clorofila à razão entre a reflectância da banda do Infravermelho próximo (NIR) ($R(\lambda_1)$) sobre a banda vermelha ($R(\lambda_2)$), conforme mostrado na Equação 4. O uso da razão na Equação 4 é justificado em a premissa de que a clorofila atinge espectros de absorção máxima na faixa do vermelho, enquanto a absorção de partículas suspensas é mínima na água na faixa do infravermelho próximo.

$$\text{Clorofia} \propto R(\lambda_1)/R(\lambda_2) \quad (4)$$

A Equação 4 descreve a relação entre a concentração de clorofila e a razão entre a reflectância na banda do infravermelho próximo ((λ_1)) e a reflectância na banda vermelha ((λ_2)). Quanto maior for o valor dessa razão, maior será a concentração de clorofila.

O modelo de três bandas, descrito na Equação 5, foi originalmente proposto e validado por Gitelson et al. (2003) para estimar a pigmentação terrestre. Dall’Olmo et al. (2003) demonstraram sua eficácia na detecção de clorofila-a em corpos hídricos turvos. Essa abordagem é baseada na suposição de que a influência da matéria orgânica dissolvida e da absorção de material particulado em suspensão é significativa na faixa espectral $R(\lambda_1)$ e deve ser reduzida por meio da subtração de $R(\lambda_2)$. Além disso, assume-se que a absorção da matéria orgânica dissolvida e do material particulado em suspensão é aproximadamente semelhante nos comprimentos de onda λ_1 e λ_2 , enquanto a absorção de clorofila-a em λ_2 deve ser muito menor do que em λ_1 .

$$\text{Clorofia} \propto [R(\lambda_1)^{-1} - R(\lambda_2)^{-1}] \cdot R(\lambda_3) \quad (5)$$

Nessa equação, $R(\lambda_1)$ representa a reflectância medida na banda espectral vermelha, $R(\lambda_2)$ corresponde à banda Red Edge 1 (705nm) e $R(\lambda_3)$ é equivalente à banda espectral NIR.

Dall’Olmo et al. (2003) propuseram um modelo de três bandas que utiliza a razão entre as bandas espectrais do vermelho (λ_2) e do infravermelho próximo (λ_3) para avaliar a presença de fitoplâncton. O algoritmo foi desenvolvido para detectar o pico máximo de refletividade em 705 nm, resultante da interação do retroespalhamento do fitoplâncton. Adicionalmente, o algoritmo utiliza a mínima absorção de água na banda do vermelho em 665 nm (λ_2) como referência, considerando que a absorção de água aumenta no infravermelho. É importante notar que esse modelo é altamente eficaz em detectar a presença de fitoplâncton em corpos d’água. (Mathews, 2011).

$$\text{Clorofia} \propto R(\lambda_1) * \left(\frac{1}{R(\lambda_2)} - \frac{1}{R(\lambda_3)} \right) \quad (6)$$

Nessa equação, $R(\lambda_1)$ corresponde à banda Red Edge 2 em 740 nm (λ_1), $R(\lambda_2)$ é a banda do vermelho em 665 nm (λ_2) e $R(\lambda_3)$ representa a banda espectral do infravermelho próximo em 705 nm (λ_3).

Uma modificação do modelo de três bandas foi proposta por Yang et al. (2010) com o objetivo de estimar a concentração de clorofila-a em águas produtivas que apresentam uma

elevada concentração de material inorgânico suspenso. Essa modificação foi desenvolvida para lidar com os desafios associados à presença de altas concentrações de material inorgânico, permitindo uma estimativa mais precisa da concentração de clorofila-a nessas condições.

$$Clorofia \propto \frac{\rho^{-1}(\lambda_1) - \rho^{-1}(\lambda_2)}{\rho^{-1}(\lambda_3) - \rho^{-1}(\lambda_2)} \quad (7)$$

Para o modelo de três bandas, estudos demonstraram que o parâmetro $R(\lambda_1)$ deve estar na faixa do vermelho em torno de 665 nm (λ_1), $R(\lambda_2)$ na faixa da Banda Red Edge 1, entre 705 nm (λ_2), e $R(\lambda_3)$ na faixa do infravermelho próximo, em torno de 842 nm (λ_3).

2.4 Calibração e validação dos modelos empíricos testados

Os diferentes modelos apresentados para estimativas de concentração de clorofila (Equações 2 a 7) foram submetidos a testes consistentes usando análises de regressão linear e não linear. A qualidade dos ajustes foi avaliada pelos parâmetros coeficiente de determinação (R^2) e erro médio quadrático (RMSE), definidos nas Equações 8 e 9, respectivamente.

$$R^2 = \frac{n(\sum_{i=1}^n V_{obs} \cdot V_{cal}) - (\sum_{i=1}^n V_{obs}) \cdot (\sum_{i=1}^n V_{cal})}{\sqrt{[n \cdot \sum_{i=1}^n V_{obs}^2 - (\sum_{i=1}^n V_{obs})^2] \cdot [n \cdot \sum_{i=1}^n V_{calc}^2 - (\sum_{i=1}^n V_{calc})^2]}} \quad (8)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (V_{cal} - V_{obs})^2}{n}} \quad (9)$$

Onde n representa o número de amostras, V_{obs} o valor da concentração de clorofila medida in situ e V_{cal} o valor da turbidez ou concentração de clorofila estimada a partir dos modelos empíricos propostos.

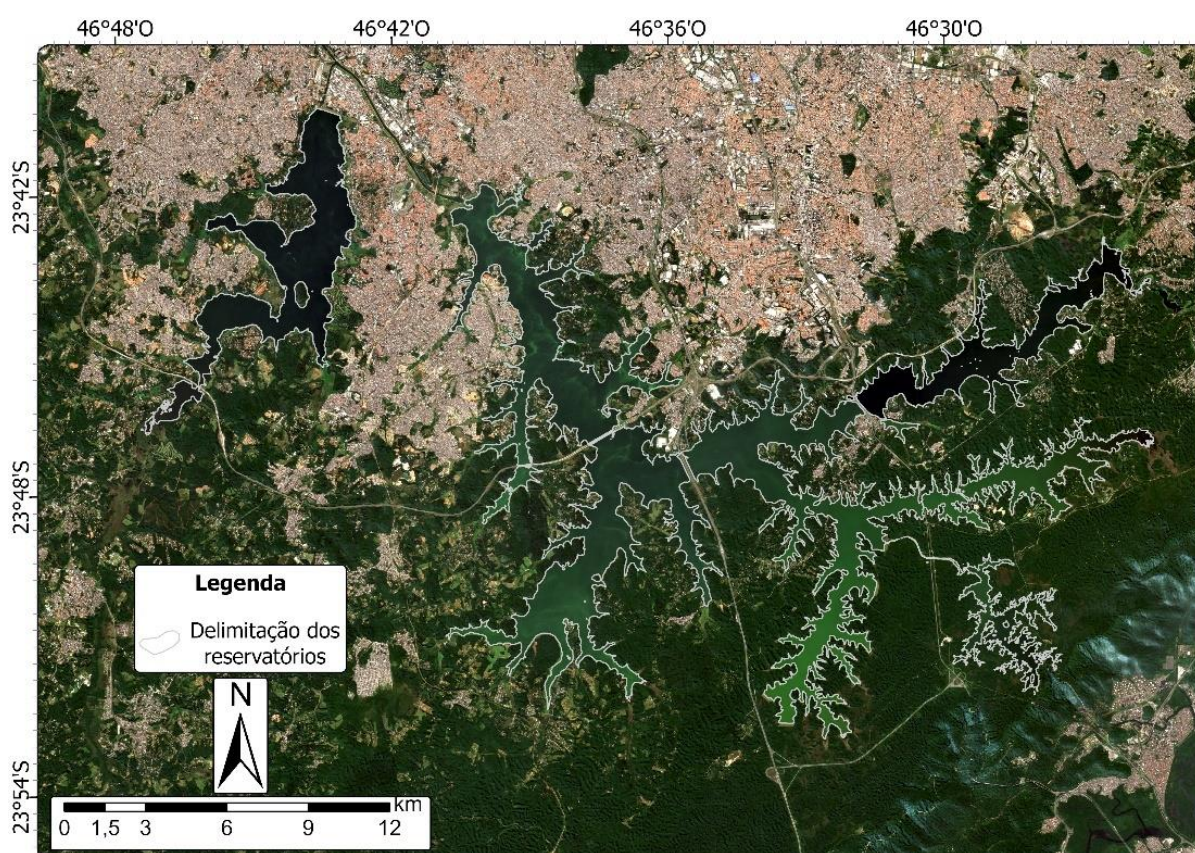
3. Resultados e discussões

Os reservatórios Billings, Guarapiranga e Rio Grande são fontes essenciais de abastecimento de água para a cidade de São Paulo e sua região metropolitana. No entanto, o crescimento urbano descontrolado próximo aos reservatórios e o descarte de resíduos em seus afluentes, que se acumulam nos reservatórios, são responsáveis por impactos negativos na qualidade da água. Com o acúmulo de matéria orgânica, a clorofila-a encontra condições ideais para seu desenvolvimento, afetando ainda mais a qualidade da água. Devido ao papel crucial desses reservatórios no abastecimento público de água de uma região densamente povoada, é essencial monitorar a qualidade da água e avaliar os impactos negativos a longo prazo desses

corpos d'água. Conseqüentemente, a aplicação de técnicas para monitorar a concentração de clorofila-a tem relevância social e ambiental significativa.

É relevante destacar que a aplicação do Sensoriamento Remoto para monitorar a clorofila-a em reservatórios da Região Metropolitana de São Paulo foi pouco explorada em estudos anteriores, e o uso específico de imagens Sentinel-2 para esse propósito também é uma novidade. Com a comprovação da eficácia de alguns modelos, o monitoramento sistemático das variações de clorofila-a nessa região pode ser realizado de forma mais precisa e com um custo relativamente baixo, possibilitando a identificação de tendências espaciais e temporais em toda a área dos reservatórios. Para fins ilustrativos, na Figura 3 se apresenta a composição cor verdadeira RGB no dia 28/10/2020 nos três reservatórios avaliados no presente estudo, sendo possível observar fortes variações da concentração de clorofila-a na água, que se manifesta a partir da intensidade da cor verde na água destes reservatórios.

Figura 3 - Composição RGB cor verdadeira da imagem Sentinel-2 para o dia 28/10/2020.

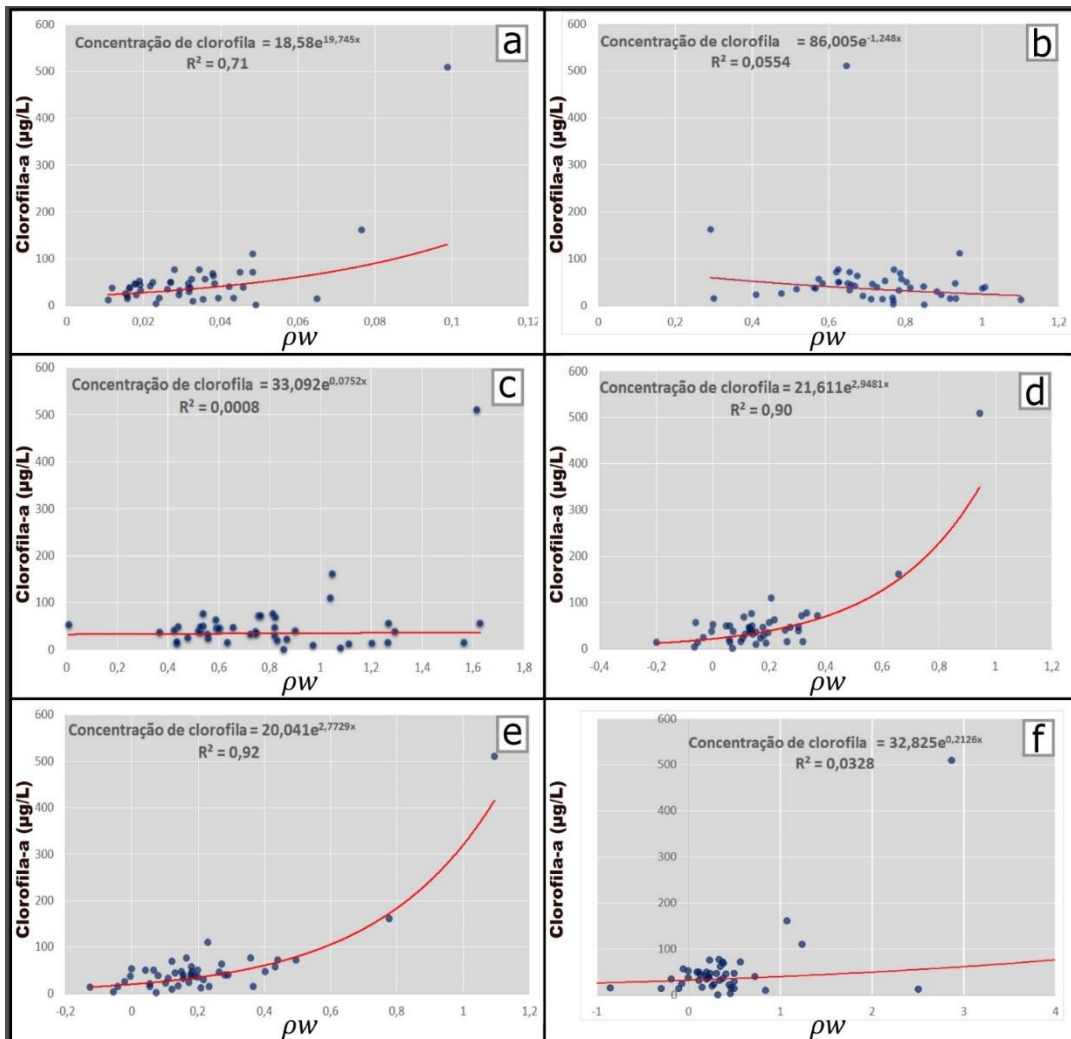


Fonte: Elaborado pelos autores

Para identificar os melhores modelos de identificação de clorofila-a para as imagens Sentinel-2, avaliamos os valores R^2 do modelo exponencial ajustado para cada modelo. Após aplicar diferentes modelos empíricos às especificidades dos reservatórios que abastecem a demanda hídrica da RMSF, observamos que alguns modelos se adequaram melhor às condições presentes na área de estudo, enquanto outros tiveram baixo desempenho.

Conforme ilustrado nos gráficos de Dispersão dos Modelo (figura 4), é observado que os modelos de Dall'Olmo et al. (2003) e Gitelson et al. (2003) produziram resultados consistentes (R^2 de 0,92 e 0,90, respectivamente). Os mapas produzidos usando esses modelos mostraram valores de clorofila-a mais elevados do que os obtidos pelo modelo de banda única, com as porções central e norte do reservatório Billings apresentando valores de clorofila-a iguais ou superiores a 100 ($\mu\text{g/L}$).

Figura 4 - Gráficos de Dispersão dos Modelos



Fonte: Elaborado pelos autores

Na figura 4 é apresentado os gráficos de dispersão da refletância equivalente para diversos modelos testados, juntamente com valores de clorofila-a (representados por pontos roxos) e uma linha vermelha que indica o modelo exponencial. Os modelos analisados foram: a) modelo de banda espectral única (705nm); b) modelo Morel e Prieur (1977); c) modelo de Gitelson et al. (2008); d) modelo de Gitelson et al. (2003); e) modelo de Dall'Olmo et al. (2003); f) modelo de Yang et al. (2010).

É possível notar que os melhores resultados foram obtidos com o modelo de Dall'Olmo et al. (2003), que apresentou um R^2 de 0,92. Além disso, o modelo de Gitelson et al. (2003) apresentou um bom desempenho, com R^2 de 0,90, seguido pelo modelo de banda espectral única (705nm), com R^2 de 0,71. Já os modelos de Morel e Prieur (1977) (R^2 de 0,05), Gitelson et al. (2008) (R^2 de 0,0008) e Yang et al. (2010) (R^2 de 0,03) não apresentaram bom desempenho na identificação e estimativa de clorofila-a no caso estudado, conforme observado nos gráficos de dispersão apresentados na Figura 4.

A análise de regressão não linear revelou que três modelos exponenciais forneceram melhores ajustes aos dados de resposta espectral e aos dados de clorofila-a medidos in situ: o modelo de banda espectral única (705nm) com R^2 de 0,71; o modelo de Gitelson et al. (2003) com R^2 de 0,90; e o modelo de Dall'Olmo et al. (2003) com R^2 de 0,92, conforme observado na Figura 4. Usamos as equações não lineares resultantes desses modelos com melhor ajuste para produzir estimativas de turbidez a partir das imagens Sentinel-2, conforme mostrado nas Equações 10, 11 e 12.

$$\text{Clorofila} - a = 18,58e^{19,745x*pw} \quad (10)$$

Equação 10, ajuste para a aplicação na do modelo banda espectral única em 705nm.

$$\text{Clorofila} - a = 21,611e^{2,9481*Indice\ de\ Gitelson\ et\ al\ (2003)} \quad (11)$$

Equação 11, ajuste para a aplicação do modelo de Gitelson et al (2003).

$$\text{Clorofila} - a = 20,041e^{2,7729*Indice\ de\ Dall'Olmo\ et\ al\ (2003)} \quad (12)$$

Equação 12, ajuste para a aplicação do modelo de Dall'Olmo et al (2003).

Para testar a hipótese nula de que os resíduos (diferença entre os valores estimados e medidos de concentração de clorofila) seguem uma distribuição normal, realizou-se o teste de normalidade de Shapiro-Wilk. Os resultados do teste de normalidade são apresentados na Tabela 1, evidenciando que os valores de p obtidos são significativamente menores que o nível de significância de 0,05 (correspondente a um intervalo de confiança de 95%). Isso indica que a hipótese nula não pode ser aceita e os valores dos resíduos não seguem uma distribuição gaussiana (normal). Portanto, a análise estatística paramétrica não é adequada para descrever a avaliação dos resíduos em cada um dos modelos testados.

Tabela 1 – Valores de p para os resíduos obtidos a partir dos testes de normalidade de Shapiro-Wilk.

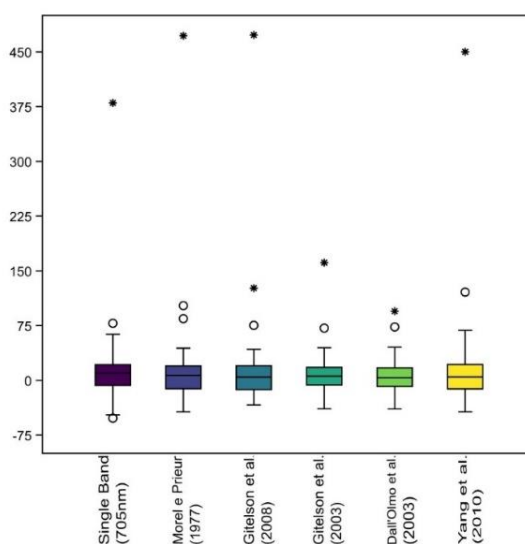
Modelo	p (normal)
Modelo de Banda Única (705 nm)	$2,69 \times 10^{-11}$
Modelo de Morel e Prieur (1977)	$4,80 \times 10^{-12}$
Modelo de Gitelson et al. (2008)	$1,21 \times 10^{-11}$
Modelo de Gitelson et al. (2003)	$9,36 \times 10^{-4}$
Modelo de Dall'Olmo et al. (2003)	$1,03 \times 10^{-3}$
Modelo de Yang et al. (2010)	$3,31 \times 10^{-12}$

Os resultados da tabela indicam que os valores de p são significativamente baixos para todos os modelos, sugerindo que os resíduos não se ajustam a uma distribuição normal. Nesse contexto, é relevante considerar métodos estatísticos não paramétricos ou transformações nos dados para a análise. Embora os modelos tenham apresentado boas estimativas através do coeficiente de determinação (R^2) e do erro médio quadrático (RMSE), é imprescindível abordar as limitações da distribuição dos resíduos para garantir a robustez e confiabilidade das estimativas de concentração de clorofila obtidas. Essa abordagem é crucial para obtenção de estimativas mais confiáveis, contribuindo significativamente para o monitoramento preciso da qualidade da água e a preservação da saúde do ecossistema aquático.

Na Figura 5 apresenta-se o diagrama de caixa que compara a dispersão do erro entre diferentes modelos. Observa-se que os modelos com menor diferença interquartil têm uma melhor correspondência com os valores de R^2 . Isso sugere que o ajuste dos modelos pode ser

avaliado não apenas pelo coeficiente de determinação, mas também pela análise da dispersão do erro.

Figura 5 - Diagrama de Caixa para a Comparação da Dispersão do Erro entre Modelos.



Fonte: Elaborado pelos autores

Na Figura 5, observamos que os modelos com menor diferença interquartil (1° e 3° quartil) apresentam maior correspondência com os valores de R^2 . Esta relação sugere que o grau de ajuste dos modelos pode ser avaliado não apenas pelo coeficiente de determinação, mas também pela análise da dispersão do erro.

Além disso, destaca-se que os modelos de Gitelson et al. (2003) e Dal'Ollmo et al. (2003) exibem moda próxima a zero, enquanto o método de banda única apresenta moda superior a zero. Esse resultado sugere que os modelos de Gitelson et al. (2003) e Dal'Ollmo et al. (2003) são mais adequados para a análise dos dados, uma vez que a extrapolação dos valores é minimizada.

A análise dos resultados obtidos por meio desse segundo método analítico reforça a aplicabilidade dos modelos de Gitelson et al. (2003) e Dal'Ollmo et al. (2003) na avaliação da concentração de clorofila em corpos d'água, especialmente quando há limitações na disponibilidade de dados em séries temporais. Concluimos que essa abordagem pode ser uma alternativa viável e precisa para a análise de dados de sensoriamento remoto.

É importante ressaltar que o Sensoriamento Remoto tem sido amplamente discutido em estudos anteriores para estimar a concentração de clorofila-a, mencionando trabalhos como os de Morel e Prieur (1977), Gitelson et al. (2003), Gitelson et al. (2008) e Yang et al. (2010). Entretanto, nenhum desses modelos foi originalmente desenvolvido para a região estudada neste trabalho, e a variabilidade das características locais pode influenciar a acurácia dos modelos, fazendo com que alguns não se ajustem adequadamente à área de estudo.

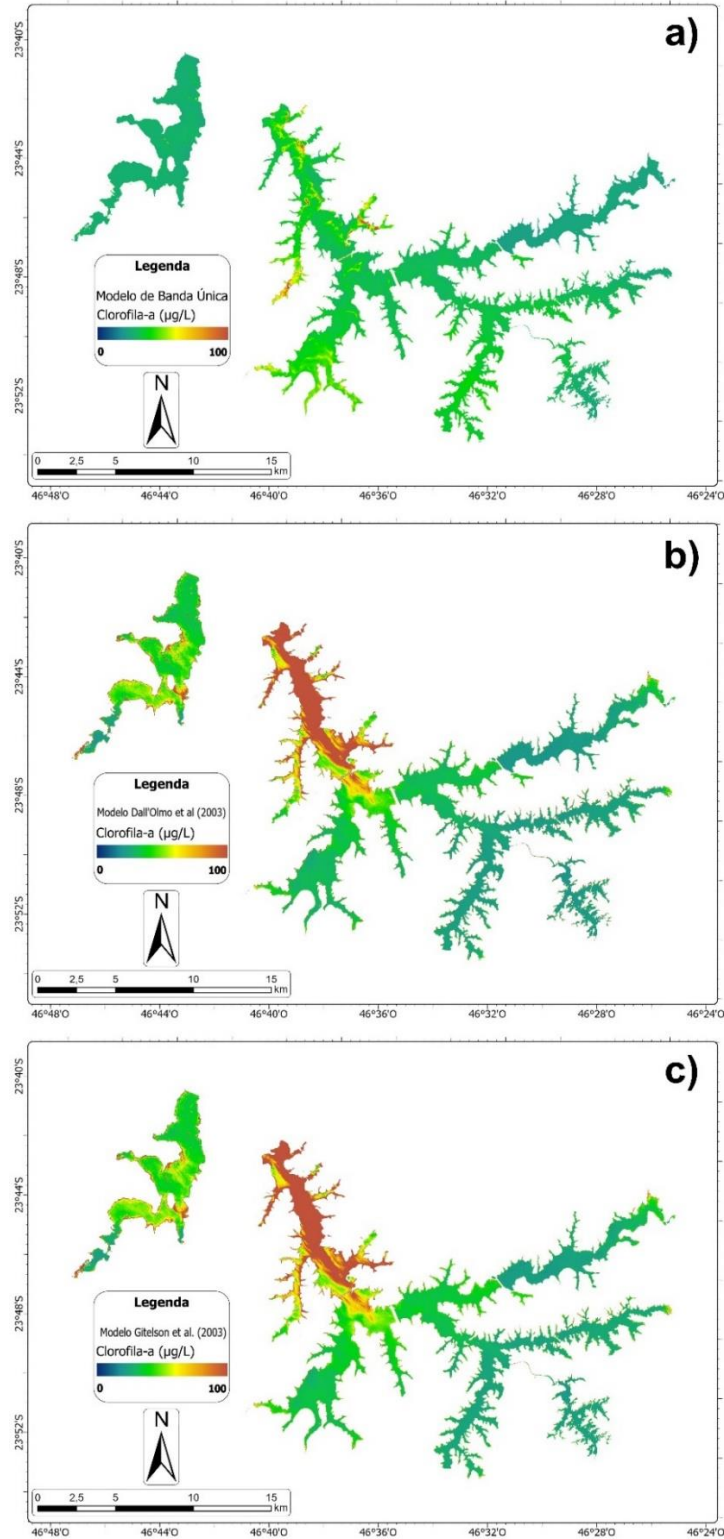
Embora existam diversos modelos para produzir estimativas confiáveis de clorofila-a com base na resposta espectral de imagens de satélite, este estudo demonstra que alguns modelos existentes são capazes de mensurar a clorofila-a na área de estudo, enquanto outros não. A análise de regressão apontou que o modelo exponencial de Dall’Olmo et al. (2003) obteve o melhor ajuste aos dados de clorofila-a, com um R^2 de 0,92, seguido pelo modelo de Gitelson et al. (2003) com R^2 de 0,90 e o modelo de banda única (705 nm) com R^2 de 0,71. Já outros modelos, como os de Morel e Prieur (1977) com R^2 de 0,0554, Gitelson et al. (2008) com R^2 de 0,0008 e Yang et al. (2010) com R^2 de 0,0328, não apresentaram bom ajuste para a área de estudo.

Após a análise dos resultados obtidos para cada modelo, os índices com melhor desempenho foram selecionados com base nos valores do coeficiente de correlação. Os modelos escolhidos foram o de Banda Única (705 nm), Gitelson et al. (2003) e Dall’Olmo et al. (2003). Para validar os modelos, foram utilizados dados *in situ* de clorofila-a de campanhas anteriores, que foram coincidentes com as imagens Sentinel-2 (Ruiz-Verdú et al., 2016).

Para avaliar a consistência dos modelos empíricos analisados, foram produzidos mapas de distribuição de clorofila-a estimados a partir das equações 11 (Figura 6a), 12 (Figura 6c) e 13 (Figura 6b) aplicadas em imagens obtidas pelo satélite Sentinel-2, do dia 20 de agosto de 2020.

O modelo de banda única mostrou uma diferença distinta dos outros modelos testados, uma vez que os níveis de clorofila-a permaneceram abaixo de 50 ($\mu\text{g/L}$) em média nas áreas dos reservatórios. No entanto, todos os três modelos identificaram valores mais elevados de clorofila-a no reservatório Billings, principalmente em sua porção norte.

Figura 6 - Aplicação dos Modelos de Regressão Não Linear nas Imagens do Sentinel-2



Fonte: Elaborado pelos autores

As equações não lineares obtidas a partir dos modelos com melhor ajuste foram aplicadas aos mapas produzidos, como ilustrado na Figura 6. As equações selecionadas (Equações 10, 11 e 12) foram escolhidas com base em sua capacidade de estimar a concentração de clorofila-a de forma consistente. A aplicação dessas equações permite a obtenção de mapas da distribuição espacial da clorofila-a na região de interesse. Esses resultados são importantes para o monitoramento da qualidade da água e para o planejamento de intervenções para a proteção e preservação de ecossistemas aquáticos.

Na Figura 6, são aplicadas as equações não lineares obtidas aos modelos que apresentaram melhores correspondências. Todas as imagens na figura 6 referem-se à mesma imagem Sentinel-2 obtida em 28/10/2020. A imagem a) ilustra a aplicação do modelo de banda única (705 nm); na imagem b), o modelo de Dall'Olmo et al. (2003) foi utilizado; e na imagem c), o modelo de Gitelson et al. (2003) foi aplicado.

Os resultados deste estudo indicam que o modelo proposto por Dall'Olmo et al. (2003) oferece o melhor ajuste para monitorar a variação da clorofila-a na respectiva área de estudo, levando em consideração as características físicas locais do sistema fluvial, como a largura dos corpos d'água e a natureza dos materiais em suspensão. Esse modelo foi especialmente avaliado para uso com imagens Sentinel-2, que apresentam uma frequência média de revisita temporal de cinco dias, permitindo a construção de uma série histórica detalhada para o monitoramento contínuo da clorofila-a.

A presença de clorofila em corpos d'água pode afetar a qualidade da luz refletida e absorvida, resultando em uma coloração esverdeada na composição RGB (cor verdadeira) de imagens de satélite, como ilustrado na Figura 3. A clorofila é um pigmento essencial para a fotossíntese, encontrado em plantas e algas, que absorve energia luminosa para a síntese de compostos orgânicos e sustentação do crescimento e desenvolvimento desses organismos. Quando a concentração de clorofila é alta em um corpo d'água, ocorre um efeito de dispersão da luz, resultando na aparência esverdeada da imagem. Isso se deve ao fato de que a clorofila absorve luz azul (0,4 – 0,5 μm) e vermelha (0,6 – 0,7 μm), enquanto reflete luz verde (0,5 – 0,6 μm) (Pereira, 2007).

O "bloom de algas" é um fenômeno repentino e intenso que resulta no aumento significativo da biomassa de algas em corpos de água, geralmente associado a mudanças

ambientais, como o aumento de nutrientes e a elevação da temperatura. Esse evento pode indicar problemas ambientais, como a eutrofização, caracterizada pelo acúmulo excessivo de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, que estimulam o crescimento descontrolado de algas e organismos aquáticos, reduzindo os níveis de oxigênio dissolvido na água e prejudicando a vida aquática. Além disso, a poluição hídrica proveniente do lançamento de resíduos orgânicos e inorgânicos em corpos d'água também pode promover a proliferação de algas e organismos aquáticos, impactando negativamente a qualidade da água e a biodiversidade aquática (Barreto et al., 2013; Ruivo, 2017).

Estudos voltados para inferir dados espectrais em áreas tropicais ainda estão longe de um modelo final, devido à alta diversidade de ambientes e notável biodiversidade, bem como à variabilidade sazonal. Portanto, é necessário validar e calibrar dados espectrais coletados tanto em campo quanto por sensores remotos. As inferências feitas por sensores remotos são baseadas na assinatura espectral de cada alvo, que varia de acordo com a banda espectral usada. A partir do comportamento espectral, é possível inferir tipos e concentrações de partículas em suspensão (Barbosa et al., 2010).

Conclusões

- A crescente população mundial e urbanização são fatores que contribuem para a crescente demanda por água e a contaminação dos recursos hídricos. A eutrofização é um dos principais problemas relacionados à qualidade da água e é causada pelo excesso de nutrientes resultantes do escoamento de áreas agrícolas e urbanas, bem como do lançamento de esgotos e efluentes industriais em rios e da intensa ocupação de áreas de bacias hidrográficas.
- Os impactos sociais desses problemas incluem dificuldade de acesso a água potável segura e suficiente para consumo humano, deterioração da saúde pública devido à contaminação da água, aumento do custo dos serviços de abastecimento de água e redução da disponibilidade de água para atividades econômicas como agricultura e indústria. Além disso, a deterioração da qualidade da água pode afetar a biodiversidade aquática e ecossistemas associados, afetando indiretamente a economia e o bem-estar humano.

- Para mitigar esses impactos, é essencial adotar medidas para gestão e controle da poluição da água, como o monitoramento constante da qualidade da água e a implementação de medidas de controle da poluição.
- A coleta de dados espectrais em ambientes tropicais apresenta desafios devido à grande diversidade de ambientes, notável biodiversidade e variabilidade sazonal. Para obter informações precisas, a validação e calibração de dados coletados tanto em campo quanto por sensores remotos são cruciais. As inferências feitas pelos sensores remotos dependem da assinatura espectral de cada alvo e da banda espectral utilizada, sendo possível inferir os tipos e concentrações de partículas em suspensão presentes na região estudada com base no comportamento espectral.
- Neste estudo, após análise de algoritmos para estimar a concentração de Clorofila-a, o algoritmo tribanda de Dall'Olmo apresentou os melhores resultados e foi validado com sucesso com dados de campo. Além disso, os mapas temáticos gerados pelo satélite Sentinel-2 mostraram padrões de distribuição superficial com uma boa resolução para satélites operacionais com distribuição de imagens gratuitas. Embora a missão do Sentinel-2 não tenha sido concebida para estudos de qualidade da água, este estudo comprovou sua capacidade de estimar Clorofila-a por meio de sensoriamento remoto em lagos eutróficos, graças à combinação de resoluções espectrais, temporais e radiométricas.
- Dessa forma, é possível realizar a monitorização regular da Clorofila-a em corpos de água continentais de todos os tamanhos, destacando o enorme potencial do Sentinel-2 no estudo da qualidade da água. Isso é fundamental para garantir a segurança hídrica em áreas tropicais, especialmente considerando a relevância dos corpos de água para a saúde humana, econômica e ambiental.
- Portanto, os impactos sociais deste estudo estão relacionados à segurança da água em áreas tropicais. A coleta precisa de dados espectrais em ambientes tropicais é crucial para monitorar a qualidade da água em corpos d'água continentais de todos os tamanhos, já que as inferências feitas por sensores remotos dependem da assinatura espectral de cada alvo e da banda espectral utilizada. A capacidade do Sentinel-2 de estimar a concentração de clorofila-a através de sensoriamento remoto em lagos eutróficos destaca seu enorme potencial no estudo da qualidade da água. Isso é essencial para garantir a segurança hídrica em áreas tropicais, onde os corpos d'água são relevantes

para a saúde humana, econômica e ambiental. O monitoramento regular da qualidade da água em corpos d'água continentais, possibilitado por essa tecnologia, pode auxiliar na tomada de decisões, prevenir potenciais impactos ambientais e de saúde pública, além de contribuir para o desenvolvimento sustentável das comunidades locais.

Referências bibliográficas

- Barbosa, C. C. F., de Moraes Novo, E. M. L., Melack, J. M., Gastil-Buhl, M., & Filho, W. P. (2010). Geospatial analysis of spatiotemporal patterns of pH, total suspended sediment and chlorophyll-a on the Amazon floodplain. *Limnology*, 11, 155-166.
- Barreto, L., Barros, F., Bonomo, P., Rocha, F., & Amorim, J. (2013). Eutrofização em rios brasileiros. *Enciclopédia biosfera*, 9(16).
- Boyer, J. N., Kelble, C. R., Ortner, P. B., & Rudnick, D. T. (2009). Phytoplankton bloom status: Chlorophyll a biomass as an indicator of water quality condition in the southern estuaries of Florida, USA. *Ecological indicators*, 9(6), S56-S67.
- Burek, P., Satoh, Y., Fischer, G., Kahil, M. T., Scherzer, A., Tramberend, S., ... & Wiberg, D. (2016). Water futures and solution-fast track initiative.
- CETESB. (1996). Comunidade planctônica e clorofila-a do Complexo Billings: out/92 a out/93. São Paulo: CETESB, Secretaria de Estado do Meio Ambiente.
- CETESB. (2003). Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2002. São Paulo: CETESB, Secretaria de Estado do Meio Ambiente.
- CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. (2022). *Publicações e Relatórios*. <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>.
- Clark, H., & Wu, H. (2016). The sustainable development goals: 17 goals to transform our world. *Furthering the work of the United Nations*, 36-54.
- Da Costa, E. P., Pinto, C. C., Soares, A. L. C., Melo, L. D. V., & Oliveira, S. M. A. C. (2017). Evaluation of violations in water quality standards in the monitoring network of São Francisco River basin, the third largest in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189, 1-16.

- Cui, T. W., Zhang, J., Wang, K., Wei, J. W., Mu, B., Ma, Y., ... & Chen, X. Y. (2020). Remote sensing of chlorophyll a concentration in turbid coastal waters based on a global optical water classification system. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 163, 187-201.
- Dall'Olmo, G., Gitelson, A. A., & Rundquist, D. C. (2003). Towards a unified approach for remote estimation of chlorophyll-a in both terrestrial vegetation and turbid productive waters. *Geophysical Research Letters*, 30(18).
- Esteves, F. D. A. (1998). *Fundamentos de limnología*. Ed. Interciência: Finep, Rio De Janeiro, 2ª Ed, 575p.
- Evert, R. F., & Eichhorn, S. E. (2000). *Raven: Biología Vegetal*. Grupo Gen-Guanabara Koogan.
- Gholizadeh, M. H., Melesse, A. M., & Reddi, L. (2016). A comprehensive review on water quality parameters estimation using remote sensing techniques. *Sensors*, 16(8), 1298.
- Gitelson, A. A., Dall'Olmo, G., Moses, W., Rundquist, D. C., Barrow, T., Fisher, T. R., ... & Holz, J. (2008). A simple semi-analytical model for remote estimation of chlorophyll-a in turbid waters: Validation. *Remote Sensing of Environment*, 112(9), 3582-3593.
- Gitelson, A. A., Gritz, Y., & Merzlyak, M. N. (2003). Relationships between leaf chlorophyll content and spectral reflectance and algorithms for non-destructive chlorophyll assessment in higher plant leaves. *Journal of plant physiology*, 160(3), 271-282.
- Han, D., Currell, M. J., & Cao, G. (2016). Deep challenges for China's war on water pollution. *Environmental Pollution*, 218, 1222-1233.
- Kim, H. C., Son, S., Kim, Y. H., Khim, J. S., Nam, J., Chang, W. K., ... & Ryu, J. (2017). Remote sensing and water quality indicators in the Korean West coast: Spatio-temporal structures of MODIS-derived chlorophyll-a and total suspended solids. *Marine Pollution Bulletin*, 121(1-2), 425-434.
- Lins, R. C., Martinez, J. M., Motta Marques, D. D., Cirilo, J. A., & Fragoso Jr, C. R. (2017). Assessment of chlorophyll-a remote sensing algorithms in a productive tropical estuarine-lagoon system. *Remote Sensing*, 9(6), 516.

Mantelli, L. R. (2012). Sensoriamento remoto como ferramenta para gestão de recursos hídricos: modelagem espaço-temporal dos riscos ecológicos em bacias hidrográficas (Doctoral dissertation, Universidade de São Paulo).

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

Morel, A., & Prieur, L. (1977). Analysis of variations in ocean color 1. *Limnology and oceanography*, 22(4), 709-722.

Pereira, R. (2007). Aplicabilidade de métodos de sensoriamento remoto na avaliação e monitoramento do estado trófico de lagoas costeiras do Rio Grande do Sul-Brasil.

Pompeo, M., Moschini-Carlos, V., Nishimura P. Y., Silva. S. C., Doval. J. C. L. (2015). *Ecologia de reservatórios e interfaces*. São Paulo : Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo

Ruivo, P. M. D. C. P. (2017). Análise de risco para cultura de moluscos bivalves na costa continental de Portugal: Blooms de Algas Tóxicas (HAB) (Doctoral dissertation).

Ruz-Verdú, A., Gibaja, G., Romo, S., Soria, J. M., Tenjo, C., Peña, R., ... Moreno, J. (2016). Mapping water quality with Sentinel-2 in Albufera de Valencia. Paper presented at the XVIII Iberian Congress of Limnology, IRTA, Tortosa, Italy, 4-8 July 2016.

Sausen, T. M., & Bitencourt-Pereira, M. D. (1986). Estudo da qualidade da água de reservatórios, utilizando técnicas de sensoriamento remoto: conceitos metodológicos. In *Simposio Latino-Americano de Sensoriamento Remoto* (p. 638-344). Gramado: INPE/SELPER/SBS.

SÃO PÁULO. PORTAL DO GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO. (2009) . Billings: fonte de água para Região Metropolitana. <https://www.saopaulo.sp.gov.br/ultimas-noticias/billings-fonte-de-agua-para%20regiao-metropolitana/#:~:text=Respons%C3%A1vel%20por%2011%25%20da%20produ%C3%A7%C3%A3o,por%20segundo%20de%20%C3%A1gua%20tratada>

São Paulo (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Coordenadoria de Educação Ambiental. (2008). Caderno Ambiental Guarapiranga. São Paulo.

Topp, S. N., Pavelsky, T. M., Jensen, D., Simard, M., & Ross, M. R. (2020). Research trends in the use of remote sensing for inland water quality science: Moving towards multidisciplinary applications. *Water*, 12(1), 169.

Tundisi, J. G., & Straškraba, M. (1995). Strategies for building partnerships in the context of river basin management: the role of ecotechnology and ecological engineering. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 1(1), 31-38.

Wengrat, S., & Bicudo, D. D. C. (2011). Avaliação espacial da qualidade da água em reservatório urbano (Complexo Billings, sudeste do Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 23, 200-216.

Yang, W., Matsushita, B., Chen, J., Fukushima, T., & Ma, R. (2010). An enhanced three-band index for estimating chlorophyll-a in turbid case-II waters: case studies of Lake Kasumigaura, Japan, and Lake Dianchi, China. *IEEE geoscience and remote sensing letters*, 7(4), 655-659.