



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS APLICADAS E
GEODINÂMICA

ESTIMATIVA DE CLOROFILA-A POR IMAGENS MULTIESPECTRAIS DE
ALTA RESOLUÇÃO ESPACIAL NO LAGO PARANOÁ - DF

CINTHYA DE SOUZA MARINHO

Dissertação de Mestrado nº 180

Área de Concentração: Geoprocessamento e Análise Ambiental

BRASÍLIA – DF

2021

CINTHYA DE SOUZA MARINHO

**ESTIMATIVA DE CLOROFILA-A POR IMAGENS MULTIESPECTRAIS DE
ALTA RESOLUÇÃO ESPACIAL NO LAGO PARANOÁ - DF**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas e Geodinâmica (Área de Concentração: Geoprocessamento e Análise Ambiental) do Instituto de Geociências da Universidade de Brasília, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre. Orientadora: Prof.a Dr.a Rejane Ennes Cicerelli, Coorientadora: Prof.a Dr.a Tati de Almeida.

BRASÍLIA – DF

2021

Ficha catalográfica elaborada automaticamente,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

MM338e Marinho, Cinthya de Souza
Estimativa de clorofila-a por imagens multiespectrais de
alta resolução espacial no lago Paranoá - DF / Cinthya de
Souza Marinho; orientador Rejane Ennes Cicerelli; co
orientador Tati de Almeida. -- Brasília, 2021.
116 p.

Dissertação (Mestrado - Mestrado em Geociências
Aplicadas) -- Universidade de Brasília, 2021.

1. Qualidade da Água. 2. Clorofila-a. 3. RPA. 4.
Nanossatélite. 5. Sensoriamento Remoto. I. Cicerelli,
Rejane Ennes, orient. II. Almeida, Tati de , co-orient.
III. Título.



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS - GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS APLICADAS E
GEODINÂMICA

BANCA EXAMINADORA

Prof.a Dr.a Rejane Ennes Cicerelli (Orientadora - UnB)

Prof.a Dr.a Tati de Almeida (Coorientadora - UnB)

Prof. Dr. Henrique Llacer Roig (UnB)

Dr. Dhalton Luiz Tosetto Ventura (ANA)

Brasília (DF), ____ de _____ de 2021.

Resultado: _____

Instituto de Geociências, Universidade de Brasília
Campus Universitário Darcy Ribeiro, ICC - Ala Central
CEP 70.910-900 - Brasília DF
Tel: (61) 3107-6998 | (61) 3107-6997 E-mail: igd@unb.br

À Deus,

por me permitir chegar a essa etapa da vida, e me dar condições de concluí-la com êxito. Pelo crescimento pessoal, profissional, pelo aprendizado e pelas pessoas maravilhosas que conheci.

AGRADECIMENTOS

- À minha família, amigos pessoais e companheiro pelo incentivo, amor e apoio tão importantes nessa fase da vida;
- À professora Rejane Ennes Cicerelli, pela orientação, disponibilidade, compreensão, paciência, e acompanhamento em todas as etapas do mestrado, inclusive participando dos primeiros campos e análises laboratoriais. Por tanto, foi de fundamental importância para a minha formação como pesquisadora, no qual é necessário o desenvolvimento crítico e investigativo;
- À professora Tati de Almeida, pelo tempo disponibilizado desde o início da pesquisa, com as primeiras decisões sobre o projeto, até a análise dos resultados, contribuindo com soluções e auxílio no entendimento dos dados;
- Ao professor Henrique Llacer Roig, que compartilhou ideias e soluções interessantes, além da preocupação com os alunos e seus respectivos projetos, se importando com as condições gerais do laboratório e pesquisas;
- Ao professor Gustavo Macedo de M. Baptista e à professora Marina Rolim Bilich Neumann por aceitarem ser bancas de defesa dos seminários 1 e 2, respectivamente, e assim participarem com excelentes contribuições para o aperfeiçoamento da pesquisa;
- Aos professores Edson Eyji Sano, Ricardo Seixas Brites "IN MEMORIAN", Rejane Ennes Cicerelli, Tati de Almeida e Jeremie Garnier pelas disciplinas ofertadas, conhecimento teórico indispensável com excelentes contribuições ao meu aprendizado e desenvolvimento nesse campo de pesquisa;
- Ao Diogo Olivetti, Raphael Casari e Matheus Bandeira pelas dicas sobre o processamento das imagens aéreas e o uso das aeronaves remotamente pilotadas;
- Ao Mendes, motorista e barqueiro, que não mediu esforços, inclusive trabalhando em dias de folga, para que os campos fossem possíveis;
- Aos técnicos Myller Tonhá e Fernando, e aos alunos de graduação, especialização e pós graduação que me auxiliaram nas etapas de campo e de laboratório: Miguel Oliveira, Gabriella Segedi, Samuel Rios, Gabriel Simões, Fábio Ribeiro, Isabela, Vitor do Sacramento, Hikari Carvalho, Rafael de Araujo, Nina, Henrique Borges;
- Ao Batalhão de Polícia Militar Ambiental – Lacustre, pelo acesso ao Lago e pela gentileza de sempre;

Ao coronel Vargas - DECEA, capitão Leandro, Tenente Godoy, 2S Stéfany e demais funcionários do Cindacta I que foram bastante solícitos e possibilitaram as autorizações de voo;

Aos colegas e amigos que me apoiaram das mais diversas formas, com apoio técnico, companhia e conselhos, e por isso tornaram meu trabalho mais leve e agradável: Francielle Lima, Marina Cangiano, Ana Costa, Geisa Barbalho, Dani Pereira, Bárbara Hass, Diego Raphael, Leandro Salles, Welber Ferreira, Rita Condé, Cláudia Saenger, Raiane Franczy, André Tavares, Luciano Campitelli Conti e Serjão Brito;

À Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – CAESB, pela disponibilização de alguns dos dados limnológicos utilizados na pesquisa;

À empresa Santiago & Cintra Consultoria (SCCON) Geoespacial que permitiu a utilização das cenas PlanetScope, além da receptividade e suporte técnico sempre que necessário;

Ao Instituto de Geociências da Universidade de Brasília que, por meio dos professores Henrique Roig, Jérémie Garnier e Marco Ianniruberto, disponibilizou equipamentos, materiais e reagentes, indispensáveis à pesquisa;

Ao Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas e Geodinâmica pela infraestrutura e disciplinas ofertadas;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudos concedida – Código de Financiamento 001.

“Os temas mais difíceis podem ser explicados para o homem de raciocínio mais lento, se ele ainda não formulou qualquer ideia sobre eles, mas a coisa mais simples não pode ser esclarecida para o homem mais inteligente, se ele está firmemente convencido de que ele já sabe, sem uma sombra de dúvida, o que é colocado diante dele”

(Leon Tolstói)

RESUMO

Marinho, C. de S. (2021). *Estimativa de Clorofila-a por imagens multiespectrais de alta resolução espacial no Lago Paranoá – DF*. 116p. Dissertação de Mestrado – Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília – DF.

Introdução: Águas continentais, como as do Lago Paranoá, em Brasília/DF, merecem especial atenção por permitirem o fornecimento de água para atividades antrópicas essenciais. O monitoramento da qualidade e da quantidade desses reservatórios é fundamental para a estabilidade na provisão desse serviço. A literatura demonstra sucesso na utilização de técnicas de sensoriamento remoto para o monitoramento da qualidade da água em reservatórios, e busca os melhores métodos de estimativa de Componentes Opticamente Ativos (COAs), como a Clorofila-a (Chl-a), indicativo da biomassa fitoplanctônica. **Objetivo:** Estimar a concentração de Chl-a no lago Paranoá a partir de imagens de alta resolução espacial obtidas por sensores multiespectrais aerotransportadas e orbitais. **Métodos:** A região localizada próxima à Foz do Riacho Fundo no Lago Paranoá foi considerada a área de estudo por este ser considerado o braço mais crítico do Lago. Na área, foram realizados levantamentos de campo para a aquisição de dados limnológicos e de radiometria de campo (R_{sr} *in situ*), para determinação da verdade terrestre; e dados remotos por aeronave remotamente pilotada-RPA e sistema orbital PlanetScope (PS). Posteriormente, foi avaliada a relação entre os dados remotos e as concentrações de Chl-a por meio de modelos de regressão lineares. Por fim, os modelos foram validados com a aplicação da distribuição “t de Student”, técnica *jackknife*, Intervalos de Confiança, e Raiz do Erro Médio Quadrático (RMSE). **Resultados:** No geral, as concentrações de Chl-a foram consideradas baixas, com concentrações médias de 1,43, 2,06, 5,03 5,93 e 3,86 mg/m³ nas cinco campanhas realizadas. Mesmo assim, foi possível a identificação de feições de absorção e de reflectância características de Chl-a. Os dados da câmera Sequoia, acoplada a uma RPA, obtiveram bons resultados com a R_{sr} de campo, $R^2 = 0,65, 0,84$ e $0,90$ para os canais do vermelho-VM (640-680nm), borda do vermelho-BV (730-740nm) e infravermelho próximo-IP (770-810nm), respectivamente, para a época chuvosa. As mesmas faixas foram correlacionadas com Chl-a, com R^2 de $0,80; 0,85$ e $0,86$ para VM, BV e IP, respectivamente. Na época seca não houve correlações desse sensor com Chl-a nem com R_{sr} devido à baixa intensidade de reflectância. Os produtos PS obtiveram correlações significativas com Chl-a, $r = 0,72, 0,81, 0,72$ e $0,80$ para as bandas do azul (455-515 nm), verde (500-590 nm), VM (590-670 nm) e IP (780-860 nm), respectivamente, a partir de 23 elementos amostrais de imagens PS de épocas diferentes. **Conclusões:** Ambos os sensores foram capazes de gerar modelos válidos de estimativa de Chl-a em corpo hídrico com baixas concentrações desse componente. As distribuições espaciais produzidas a partir desses modelos foram condizentes com os dados de campo. O sistema de RPA gerou resultados mais detalhados e modelo válido no período chuvoso, em que a aplicação do produto PS foi impossibilitada em decorrência da presença de nuvens.

Palavras-chave: Qualidade da Água; Clorofila-a; RPA; VANT; PlanetScope; Nanossatélite; Sensoriamento Remoto.

ABSTRACT

Marinho, C. de S. (2021). *Chlorophyll-a estimation by multispectral and high spatial resolution images in Paranoá Lake – DF*. 116p. Master's degree Dissertation – Institute of Geosciences, University of Brasília, Brasília - DF.

Introduction: Continental water such as Paranoá Lake, Brasília/DF, need special attention due they provide water to anthropic essential activities. Monitoring the quality and quantity of these reservoirs is essential for stability of those services supply. Literature shows success in remote sensing techniques for water quality monitoring in reservoirs, and seeks the best methods for estimating Optically Active Components (OACs), such as Chlorophyll-a (Chl-a), phytoplanktonic biomass indicator. **Objective:** To estimate Chl-a concentration in Paranoá Lake from high spatial resolution images obtained by airborne and orbital multispectral cameras. **Methods:** The region located near Foz do Riacho Fundo on Paranoá Lake was considered the study area because it is considered the most critical arm of the Lake. In the area, field surveys were carried out for acquisition of limnological and field radiometry data (R_{sr} in situ), to determine terrestrial truth; and remote data by remotely piloted aircraft-RPA and PlanetScope (PS) orbital system. Subsequently, the relationship between remote data and Chl-a concentrations was evaluated using linear regression models. Finally, the models were validated by applying the t Student distribution, jackknife technique, Confidence Intervals, and Root Mean Square Error (RMSE). **Results:** In general, Chl-a concentrations were considered low, with mean concentrations of 1.43, 2.06, 5.03 5.93 and 3.86 mg/m³ in the five campaigns carried out. Even so, it was possible to identify characteristic Chl-a absorption and reflectance features. Data from Sequoia camera, coupled to an RPA, obtained good results with the field R_{sr} , $R^2 = 0.65, 0.84$ and 0.90 for red-R channels (640-680nm), red-edge-RE (730-740nm) and near infrared- NIR (770-810nm), respectively, for rainy season. The same ranges were correlated with Chl-a, with R^2 of 0.80; 0.85 and 0.86 for R, RE and NIR, respectively. In the dry season there were no correlations of this sensor with Chl-a or with R_{sr} due to the low reflectance intensity. The PS products had significant correlations with Chl-a, $r = 0.72, 0.81, 0.72$ and 0.80 for blue (455-515 nm), green (500-590 nm), R (590-670 nm) and NIR (780-860 nm) bands, respectively, from 23 sample elements of PS images of different year periods. **Conclusions:** Both sensors were able to generate valid Chl-a estimation models in a water body with low concentrations of this component. The spatial distributions produced from these models were consistent with field data. The RPA system generated more detailed results and a valid model in the rainy season, when the application of the PS product was impossible due to clouds presence.

Keywords: Water Quality; Chlorophyll-a; RPA; UAV; PlanetScope; Nanosatellites; Remote Sensing.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Levantamento bibliográfico baseado na busca pelas palavras-chave <i>inland water</i> e <i>Remote Sensing</i> .no portal Web of Science.....	23
Figura 2 - Percentagem de reflectância de água clara e de água com algas com base em medidas <i>in situ</i> feitas com um espectrorradiômetro.....	26
Figura 3 - Fluxograma de procedimentos metodológicos.....	31
Figura 4 - Pontos de coleta realizados pela CAESB nos períodos de 2006 a 2016 e 2018 no Lago Paranoá, Distrito Federal, Brasil.	33
Figura 5- Mapa de localização da área de estudo.	34
Figura 6 - Configuração do sistema: câmera Sequoia acoplada à RPA Phantom 4, por meio de um suporte impresso em 3D.	42
Figura 7 - Planos de voo elaborados por meio da plataforma <i>Drone Deploy</i> , na Foz do Riacho Fundo, para os campos dos dias 01/jul/2019 (a) e 06/dez/2019 (b).....	43
Figura 8 - Valores médios das concentrações de Clorofila-a ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) e de turbidez (NTU) nos sete pontos de coleta do Lago Paranoá.	52
Figura 9 - Gráfico de dispersão entre as variáveis Clorofila-a ($\mu\text{g}/\text{L}$) e turbidez (NTU) nos 07 pontos de amostragem no Lago Paranoá realizados pela CAESB	53
Figura 10 - Delineamento amostral na área de estudo, Foz do Riacho Fundo, Lago Paranoá.	64
Figura 11 - Espectros de Reflectância de Sensoriamento Remoto (Rsr) de campo das campanhas de julho (a) e de dezembro (b).....	68
Figura 12 - Espectros de Rsr da câmera Sequoia e PlanetScope para os elementos amostrais das campanhas de julho e dezembro em comparação com o espectro de Rsr de campo da média dos pontos reamostrados para o sensor e a data correspondentes.	74
Figura 13- Gráficos de dispersão entre as bandas individuais da câmera Sequoia e as bandas reamostradas da espectrorradiometria de campo para esse sensor em 01 de julho e 06 de dezembro de 2019.....	76
Figura 14- Gráficos de dispersão entre as bandas individuais PlanetScope SR e as bandas reamostradas da espectrorradiometria de campo para esse sensor em 01 de julho e 23 de setembro de 2019.....	78

Figura 15 - Mapas de reflectância das bandas multiespectrais da câmera Parrot Sequoia nas datas dos aerolevantamentos feitos sobre a Foz do Riacho Fundo, Lago Paranoá.	83
Figura 16 - Gráfico de dispersão entre os valores de reflectância de superfície da banda 2 da câmera Sequoia (640-680 nm) e concentrações de Chl-a (mg/m ³) obtidas <i>in situ</i> , em 06 de dezembro de 2019.	85
Figura 17 - Distribuição espacial das concentrações de Chl-a (mg/m ³) a partir do modelo de estimativa de Chl-a da Sequoia na Foz do Riacho Fundo do Reservatório do Paranoá, em 06 de dezembro de 2019.	88
Figura 18 - Distribuições espacial e temporal das concentrações de Chl-a (mg/m ³) a partir do modelo de estimativa de Chl-a do Planet na Foz do Riacho Fundo do Reservatório do Paranoá, em 06/05/2019, 01/07/2019, 23/09/2019 e 11/10/2019.	94

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Índices espectrais utilizados na literatura para estimativa de Clorofila-a.	28
Tabela 2 - Dados de qualidade da água e de propriedade ótica adquiridos durante as campanhas de campo.....	36
Tabela 3 - Configuração de voo das campanhas de 01 de julho e 06 de dezembro de 2019.	42
Tabela 4 - Tentativas de voos não realizados.....	45
Tabela 5 - Principais parâmetros de processamento definidos no <i>Pix4D mapper</i> para a geração dos ortofotomosaicos das campanhas do dia 01/jul/2019 e 06/dez/2019.	47
Tabela 6 - Especificações técnicas das cenas PlanetScope utilizadas para esse estudo..	49
Tabela 7 - Concentrações de Clorofila-a (mg/m^3) no ponto A4 - Gilberto Salomão nas estações dos anos de 2006 a 2016 e 2018.	54
Tabela 8 - Concentrações de turbidez (NTU) no ponto A4 - Gilberto Salomão vs. estações do ano nos períodos de 2006 a 2016 e 2018.	54
Tabela 9 - Dados meteorológicos obtidos pelas estações Brasília A001 (automática) e Brasília 83377 (convencional) referentes às datas dos levantamentos de campo.	55
Tabela 10 - Síntese das variáveis limnológicas físicas, químicas e biológicas coletadas no reservatório do Paranoá durante as campanhas de campo.	58
Tabela 11 - Variabilidade espectral das classes a partir da banda verde do produto Planet gerado após a técnica do somatório de bandas.....	62
Tabela 12 - Concentrações de Chl-a, TDS e turbidez na campanha de 01 de julho de 2019.	69
Tabela 13 - Concentrações de Chl-a, TDS e turbidez na campanha de 06 de dezembro de 2019.....	71
Tabela 14 –Resultado dos índices e bandas individuais de estimativa de Chl-a testados com os dados da Sequoia e PlanetScope de reflectância de superfície (<i>Analytic SR</i>) e de radiância (<i>Analytic</i>).	81
Tabela 15 - Intervalos de confiança para o modelo de estimativa de Clorofila-a (equação 05), a partir dos modelos de validação com a aplicação do método <i>jackknife</i>	86

Tabela 16 - Intervalos de confiança e RMSE para validação do modelo de estimativa de Clorofila-a (y^*) do PlanetScope, a partir das concentrações de Chl-a de pontos não pertencentes ao modelo.	92
Tabela 17 - Comparação entre as imagens Sequoia e PlanetScope Analytic SR.....	97

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	16
1.1. Objetivos	17
1.1.1. Objetivos Específicos.....	17
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	18
2.1. Lago Paranoá: Características e Evolução da Comunidade Fitoplanctônica	18
2.2. Sensoriamento Remoto para o Monitoramento da Qualidade da Água	20
2.2.1. Sensores remotos aplicados ao monitoramento da qualidade da água	20
2.2.2. Estimativa da Biomassa do Fitoplâncton para Águas Continentais por Sensoriamento Remoto	26
3. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	30
3.1. Seleção da área de estudo: estudo preliminar da atividade fitoplanctônica no lago Paranoá	32
3.2. Datas dos levantamentos de campo.....	35
3.3. Delineamento Amostral para levantamento de campo	36
3.4. Aquisição dos dados.....	38
3.4.1. Levantamento <i>in situ</i>	38
3.4.2. Levantamento Remoto	40
3.4.2.1. Imagens Aéreas (Sequoia).....	41
3.4.2.2. Imagens Orbitais (PlanetScope)	47
3.5. Integração dos dados.....	50
3.6. Análises estatísticas	50
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	52
4.1. Estudo preliminar da atividade fitoplanctônica no lago Paranoá.....	52
4.2. Estudo das variáveis limnológicas e meteorológicas dos levantamentos de campo .	55
4.3. Uso da Técnica de Reflectância Acumulada para delineamento amostral na Foz do Riacho Fundo do Lago Paranoá - DF a partir de imagens PlanetScope	61
4.4. Análise dos espectros de R_{sr} obtidos em campo.....	65
4.5. Análise da resposta espectral das imagens obtidas pelos sensores Sequoia e Planet	72
4.6. Monitoramento de Clorofila-a por meio de sensores aéreo e orbital.....	80
4.6.1. Monitoramento de Clorofila-a por meio do sensor multiespectral aerotransportado Sequoia	81
4.6.1.1. Qualidade na geração dos ortomosaicos.....	81
4.6.1.2. Geração e validação dos modelos de regressão entre os dados da Sequoia e as concentrações de Chl-a	84

4.6.1.3.	Representação da distribuição de Clorofila-a na Foz do Riacho Fundo a partir dos dados multiespectrais da Sequoia.....	87
4.6.2.	Monitoramento de Clorofila-a por meio de sensores multiespectrais orbitais da constelação PlanetScope	90
4.6.2.1.	Geração e validação dos modelos de regressão entre os dados PlanetScope e as concentrações de Chl-a	90
4.6.2.2.	Representação da distribuição de Clorofila-a na Foz do Riacho Fundo a partir dos dados PlanetScope	92
4.7.	Comparação dos métodos aplicados	96
5.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	99
6.	REFERÊNCIAS.....	103

1. INTRODUÇÃO

A preservação da qualidade da água é fundamental para atividades antrópicas essenciais, que correspondem a 85% das retiradas em corpos hídricos no Brasil. Esses usos exploram águas continentais como lagos e reservatórios e crescerão em 24% até 2030, aumentando a necessidade do seu monitoramento (ANA, 2019). Eventos extremos podem prejudicar o uso dessas águas, como períodos chuvosos, que provocam o transporte de sedimentos e contribuem para a perda de volume útil do lago (Menezes, 2010), além de serem fonte de contaminantes. Tal cenário se manifesta como agente causador da eutrofização, processo de enriquecimento por nutrientes, que tem como consequência o crescimento excessivo de macrófitas e algas planctônicas. As algas do plâncton podem ocasionar odor e sabor à água (Dzialowski et al., 2009; Liu et al., 2016), desgaste de estruturas de concreto, obstrução de filtros (Di Bernardo, 1995), além de apresentarem potencial tóxico (Sória-Perpinya et al., 2020).

O fitoplâncton são organismos microscópicos fotossintetizadores presentes em meio aquático. Assim como a vegetação terrestre, o fitoplâncton possui o pigmento fotossinteticamente ativo Clorofila-a (Chl-a), utilizado como um indicador da biomassa fitoplanctônica e, conseqüentemente, do nível trófico de lagos e reservatórios (Markogianni et al., 2020). Além desse pigmento, pode-se citar também a Ficocianina, indicadora da presença de cianobactérias (Mishra, 2014), grupos fitoplanctônicos tóxicos associados a câncer no fígado em humanos (UENO et al., 1996) e à morte de 88 pessoas, dentre 2000 intoxicadas (Teixeira et al., 1993). Tais pigmentos são classificados como Componentes Ópticamente Ativos (COAs) (Kirk, 1994) e podem ser monitorados por meio de sensoriamento remoto (Astuti et al., 2018; Dörnhöfer K. & Oppelt N., 2016; Machado & Baptista 2016). Markogianni et al. (2020), por exemplo, monitoraram lagos da Grécia a partir de imagens de média resolução espacial, com RMSE de 1,3 µg/L. Tal desempenho abre uma janela de oportunidades ao aprimoramento dos sistemas de monitoramento nacionais que são feitos por meio de amostragens pontuais (Price & Heberling, 2018; Machado & Baptista, 2016). Por causa do alto custo e do tempo necessários às coletas e análises laboratoriais, elas são realizadas em pontos estratégicos, que podem não representar o corpo hídrico completamente.

O estudo da qualidade da água a partir de sistemas orbitais é bastante difundido, sobretudo para águas continentais nos últimos anos, devido ao avanço dos sensores

(Astuti et al., 2018; Dörnhöfer K. & Oppelt N., 2016; Kiefer et al., 2015; Lobo & Jorge, 2019; Matthews, 2011; Odermart et al., 2012). No entanto, os sensores orbitais nem sempre apresentam resoluções espacial, temporal ou radiométrica adequadas para o estudo desses ambientes. Além disso, a presença de nuvens pode inviabilizar o uso de imagens orbitais óticas (Olivetti et al., 2020). Por outro lado, Aeronaves Remotamente Pilotadas (RPAs) podem adquirir imagens em períodos chuvosos, por sobrevoarem abaixo das nuvens, além de permitirem resoluções espaciais de centímetros e aquisição de imagens a qualquer momento. Apesar de difundido em áreas como agricultura, ecologia e geologia, o conhecimento sobre imagens adquiridas com auxílio de RPA para águas continentais é recente e promissor (Kageyama et al., 2016; Olivetti, 2020; Su, 2017; Su & Chou, 2015).

Diante do exposto, espera-se que imagens de alta resolução espacial sejam fonte de informação para caracterização da qualidade da água em áreas como a Foz do Riacho Fundo no Lago Paranoá (Brasília, Distrito Federal - DF). Trata-se de uma área que sofre influência de tributários com uso e cobertura do solo fortemente influenciados pela ocupação antrópica, sendo considerada uma área crítica por apresentar diversas fontes de poluição (De Aquino et al., 2018; Dias & Baptista, 2015). Nem todas as imagens de sensoriamento remoto apresentam configuração para a observação detalhada dessas influências. Dessa forma, foram utilizados o sensor multiespectral Sequoia acoplado a uma RPA (resolução espacial de centímetros) e sensores orbitais PlanetScope (PS) (resolução de 3 m) para a estimativa da Chl-a, a fim de complementar os sistemas públicos de monitoramento.

1.1. Objetivos

Estimar a concentração de Clorofila-a no lago Paranoá a partir de imagens de alta resolução espacial obtidas por câmeras multiespectrais aerotransportadas e orbitais, e assim avaliar a possibilidade de uso desses sensores em área com influência de diversas fontes pontuais e difusas de poluentes.

1.1.1. Objetivos Específicos

- Validar a concentração de Clorofila-a estimada pelas imagens;
- Avaliar a dispersão espacial da Chl-a na Foz do Riacho Fundo no Lago Paranoá;
- Comparar ambas as plataformas e propor a mais indicada para o monitoramento.

2. REVISÃO DE LITERATURA

O tópico 2.1 traz o histórico da qualidade da água do Lago Paranoá para uma melhor compreensão da área de estudo e do entendimento da evolução ocorrida nas últimas décadas até os dias atuais.

O tópico 2.2 aborda os estudos mais recentes sobre o sensoriamento remoto para o monitoramento da qualidade da água. Esse tópico apresenta uma pequena introdução dos sensores iniciais, no intuito de situar o leitor e no tempo e na percepção dos avanços já alcançados na detecção de COAs em águas continentais, com foco no fitoplâncton, objeto principal desse estudo.

2.1. Lago Paranoá: Características e Evolução da Comunidade Fitoplanctônica

O Lago Paranoá foi formado em 1959, após o barramento no Rio Paranoá e consequente represamento do Ribeirão do Torto e do Córrego Bananal, ao norte, e do Riacho Fundo, do Ribeirão do Gama e do córrego Cabeça do Veado, ao Sul. Após a primeira década do enchimento do Lago Paranoá, coletas realizadas entre 1965 e 1968 para estudos de avaliação de fitoplâncton caracterizaram o reservatório como pouco poluído, com predominância de algas verdes (*desmidiáceas*), no entanto com tendência de produção de cianobactérias devido ao processo de eutrofização (Oliveira & Krau, 1970). Essa tendência foi confirmada no início da década de 70, quando o Lago estava tomado por cianobactérias (Branco, 1976; Palmer, 1969).

O evento mais crítico ocorreu em 1978, após estação seca prolongada, em que uma camada de cianobactérias cobriu o lago, impedindo a entrada e luz e a produção de oxigênio, o que resultou na mortandade de toneladas de peixes. Após esse episódio, esforços para conter o avanço das cianobactérias com a utilização do algicida sulfato de cobre durante toda a década de 80 não impediram que ela se espalhasse para a região Central do lago e para os Braços do Riacho Fundo e do Bananal (Marmori, 1995). A diminuição do aporte de nutrientes dos afluentes ocorreu apenas em 1993, quando foram finalizadas as construções das ETEs Norte e Sul. Dessa forma, a biomassa fitoplanctônica sofreu considerável decréscimo, com redução da variável Chl-a de 74 mg/L para 44 mg/L. No entanto, essa redução só foi expressiva em 1998, quando a biomassa passou de 44 mg/L para 9 mg/L, após diminuição dos teores de fósforo para menos de 25 mg/L. Nesse episódio, a composição da comunidade fitoplanctônica foi alterada, com a total

eliminação da cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii*, substituída por algas verdes. No ano seguinte houve eliminação da *Microcystis aeruginosa* e, em consequência, suspensão da aplicação do algicida sulfato de cobre (Mattos, 2000).

A Companhia Energética de Brasília - CEB também contribuiu para a situação da comunidade fitoplanctônica do Lago Paranoá. Em 1998, no período da seca, a CEB promoveu o fechamento parcial da barragem do Paranoá, com aumento do tempo de residência da água de 321 para 791 dias e consequente aumento de biomassa da *C. raciborskii*. Após dois meses, a CEB abriu a saída da represa, diminuindo o tempo de residência para cerca de 192 dias, o que provocou o transporte da biomassa da cianobactéria à jusante. Dessa forma, o Lago passou a ser dominado por algas verdes e ficou livre de florações de cianobactérias, acontecimento oposto ao que ocorre na maioria dos lagos e represas brasileiros, que causam preocupação em nível de saúde pública devido às toxinas liberadas por cianobactérias (Mattos & Starling, 2001). Apesar da considerável recuperação dos últimos anos, a água do Lago foi sendo deteriorada, culminando no evento extremo ocorrido em novembro de 2016, em que houve uma explosão no crescimento das algas. Essa floração se estendeu desde a foz do Riacho Fundo até o Pontão do Lago Sul (Alves, 2016; G1, 2016). Além disso, estudos apontam concentrações de cianobactérias (*e.g.*, *Aphanocapsa* e *Planktolyngbya*) em densidades que já indicam a necessidade de intensificação do monitoramento e análise de cianotoxinas, de acordo com a Portaria do Ministério da Saúde nº 2.914/2011 (Batista & Fonseca, 2018).

Dados de 2012 classificaram o braço do Riacho Fundo como eutrófico pelo método de Lamparelli (2004). Essa região apresentou concentrações de fósforo e densidade fitoplanctônica mais altas em relação às demais áreas do Lago (Mar da Costa et al., 2016). Esses autores também demonstraram que as águas de lagos urbanos como o Lago Paranoá estão sob um processo contínuo de deterioração, devido ao desenvolvimento urbano, apesar dos esforços realizados para a melhoria da qualidade da água. A foz do Riacho Fundo, por ser a região mais crítica do Lago, merece um monitoramento mais detalhado e contínuo para evitar que eventos extremos como o ocorrido em 2016 se repitam (Batista & Fonseca, 2018).

Atualmente, o monitoramento limnológico do reservatório ocorre de forma sistemática e mensal em apenas 5 pontos do lago, o que configura baixa representatividade. Em 2008, uma avaliação preliminar atestou a possibilidade de

captação da água do Lago Paranoá para abastecimento humano (Themag Engenharia, 2008), e em 2009 a empresa de saneamento do Distrito Federal (Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal - CAESB) recebeu a outorga para captação de $2,8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ de água, por meio da Resolução nº 158, de 30 de março de 2009, da Agência Nacional de Águas (Brasil, 2009). Hoje, o sistema de captação encontra-se em pleno funcionamento, porém, uma das preocupações é a deterioração da qualidade da água que vem acontecendo nos últimos anos. Dessa forma, por apresentar um problema recente de qualidade da água, e com a necessidade de captação para abastecimento humano, este estudo busca avaliar a água do Lago Paranoá e contribuir com o aperfeiçoamento dos métodos convencionais a partir do sensoriamento remoto, por meio de sensores multiespectrais orbitais e aerotransportados por RPA, além de analisar a capacidade espectral, radiométrica e espacial desses sistemas na detecção de COAs, mais especificamente a Chl-a, em águas continentais.

2.2. Sensoriamento Remoto para o Monitoramento da Qualidade da Água

2.2.1. Sensores remotos aplicados ao monitoramento da qualidade da água

A partir da década de 70, foi iniciado o estudo da qualidade da água a partir de imagens orbitais, no entanto, o foco dessas missões espaciais eram as águas oceânicas, como em Austin (1974), pois seria necessário sensores mais avançados para o estudo de águas interiores ou continentais. Os primeiros sensores projetados para águas oceânicas foram o *Costal Zone Color Scanner (CZCS)*, o *Sea-Viewing Wide Field-of-View Sensor (SeaWi-FS)*, e o *Ocean Color Monitor (OCM)*. Apesar de apresentarem baixas resoluções espacial e espectral, esses sensores serviram para indicar o melhor caminho para o estudo de ambientes aquáticos.

Com os avanços tecnológicos, a qualidade radiométrica e a resolução espacial dos sensores de oceano evoluíram, o que possibilitou a utilização deles em águas continentais. Como exemplo está o sensor MERIS, a bordo do satélite ENVISAT, lançado em 2002 pela Agência Espacial Européia (*European Space Agency, ESA*), com resolução espacial de 300 metros e aquisição de imagens na faixa espectral do VNIR (15 bandas; 412 a 900 nm), viabilizando a percepção dos componentes opticamente ativos (COAs) na água. Esse sensor permitiu a estimativa de Chl-a (442, 490 e 665 nm), fluorescência de clorofila (681 e 709 nm), matéria orgânica dissolvida colorida (CDOM) (412 nm) e turbidez (510 e 620

nm), contribuindo de forma expressiva no estudo de águas interiores (Majazi et al., 2014; Moses et al., 2012; Palmer et al., 2015; Yang et al., 2011).

Com o objetivo de dar continuidade às aplicações do MERIS, o programa Copernicus da ESA lançou, em fevereiro de 2016, o sensor OLCI (*Ocean and Land Instrument Colour*) a bordo do Sentinel-3. Esse instrumento possui 21 bandas espectrais entre 400 e 1.020 nm e resolução espacial de 300 metros. As bandas desse sensor são capacitadas para mensuração da cor do oceano em oceanos abertos e zonas costeiras. Um novo canal em 1,02 μm foi incluído para aperfeiçoar as capacidades de correções atmosféricas e de aerossóis. Outros canais foram adicionados, entre eles o 673 nm, para aprimoramento das mensurações de fluorescência de clorofila. Outra característica importante para estudos aquáticos é a qualidade radiométrica, pois devido à baixa reflectância da água, altos valores de razão sinal-ruído (SNR, *signal-to-noise ratio*) são desejados. Graças a essas características, tanto o MERIS quanto o OLCI são promissores para iniciativas em águas interiores (Barbosa, Novo & Martins, 2019), mesmo não tendo boa resolução espacial.

O programa *Earth Observing System* (EOS) da agência espacial norte americana (*National Aeronautics and Space Administration*, NASA) lançou o instrumento *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS), a bordo de duas plataformas: Terra, lançada em dezembro de 1999, e Aqua, lançada em maio de 2002. Esse instrumento possui 36 bandas espectrais (400 - 14.300 nm) e resolução espacial de 250, 500 e 1.000 metros. A missão EOS teve como um dos aprendizados o entendimento da necessidade de reprocessamento periódico dos produtos, incluindo melhorias nos algoritmos biofísicos e mudanças nos coeficientes de calibração. As coleções dos produtos operacionais do MODIS evoluíram em qualidade, com o tempo. Estudos recentes demonstraram a aplicabilidade desse sensor em águas continentais (Fassoni-Andrade & Paiva, 2019; Park & Latrubesse, 2014; Shi & Wang, 2015), no entanto esse sensor já opera além do tempo esperado, podendo cessar a disponibilidade de dados a qualquer momento (Barbosa et al, 2019).

Os instrumentos mencionados acima permitiram avanços nos estudos de águas interiores e costeiras, porém a resolução espacial deles impede a avaliação da maioria dos corpos hídricos interiores devido ao tamanho desses. No entanto, após a evolução dos programas de alta e média resolução espacial, mesmo sensores que não foram projetados para ambientes aquáticos prometem ampliar essa possibilidade em águas continentais,

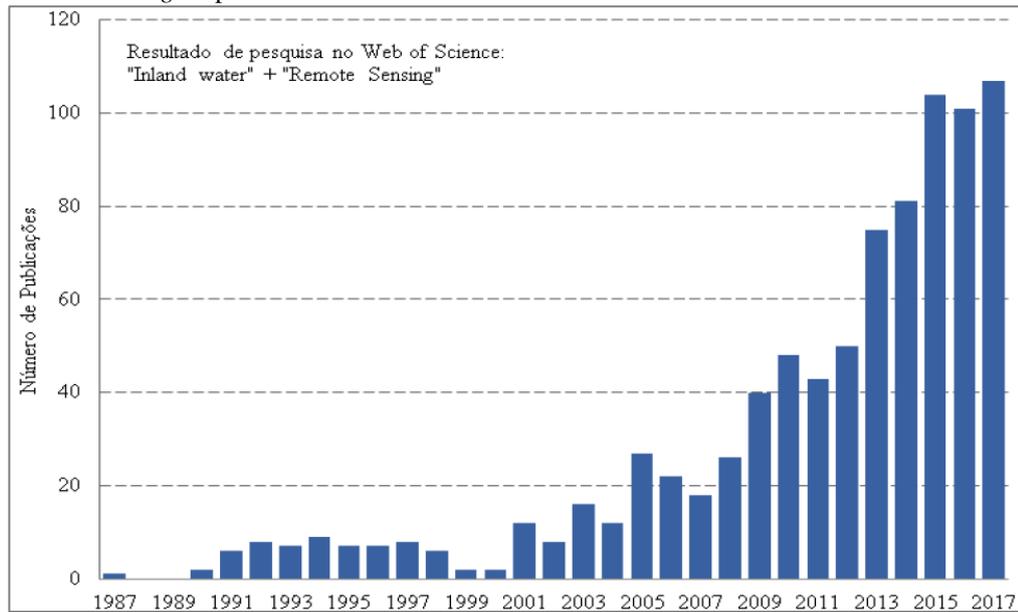
como o Landsat/OLI e o Sentinel-2/MSI (Kuhn et al., 2019; Pahlevan et al., 2019). O sensor *Operational Land Imager* (OLI), a bordo do Landsat-8, foi lançado em fevereiro de 2013. Possui nove bandas espectrais (435 a 2.300 nm), resolução espacial de 30 metros e resolução radiométrica de 12 bits, contra 8 bits do sensor Thematic Mapper (TM). Mudanças nos padrões da água podem ser percebidas devido ao acervo histórico do Landsat, como no caso do impacto causado pela mineração no rio Tapajós/AM (Lobo et al., 2015) e da dinâmica sedimentar na bacia Amazônica (Montanher et al., 2014).

O *Multispectral Instrument* (MSI), a bordo das plataformas Sentinel-2A e -2B, com lançamentos em junho de 2015 e março de 2017 respectivamente, pelo programa Copernicus da ESA, possui 13 bandas espectrais (433 a 2.190 nm) e resolução espacial de 10 metros na região do visível e até 60 metros em bandas do SWIR. Essas bandas podem ser utilizadas para caracterizar aerossóis, vapor d'água e nuvens cirros. O MSI combinado com o OLI possibilitará o aumento na frequência de observações, o que potencializa a utilização desses dados multiespectrais para aplicações em águas interiores.

Outros instrumentos que permitem o monitoramento de recursos hídricos são a Câmera Multiespectral Regular (MUX) e o *Linear Imaging Self-Scanning Sensor 3* (LISS), acoplados aos satélites CBERS-4 e Resource-Sat-2, respectivamente. Esses sensores podem ser utilizados como uma alternativa para aplicações em recursos naturais (Martins et al., 2018), no entanto possuem média resolução espacial, baixa resolução temporal (26 e 24 dias) e baixa resolução radiométrica (8 bits). Ainda assim, esses dados podem ser úteis para classificação e mapeamento de corpos hídricos a partir das bandas do visível e infravermelho próximo. Os dados do ResourceSat-1 e 2 na América do Sul estão disponíveis para o Brasil de forma gratuita em <http://www.dgi.inpe.br/catalogo/> (Barbosa et al, 2019).

Apesar dos entraves relacionados às configurações dos sensores acima destacados, o número de trabalhos em águas continentais cresceu exponencialmente nos últimos cinco anos (Figura 1), e seus resultados demonstraram a aplicabilidade do sensoriamento remoto sobre o uso sustentável de recursos hídricos. Parte disso é devido às novas políticas de acesso gratuito aos dados, o que impulsiona os trabalhos científicos, ampliando o conhecimento e viabilizando a gestão de ecossistemas mundialmente (Barbosa et al, 2019).

Figura 1 - Levantamento bibliográfico baseado na busca pelas palavras-chave *inland water* e *Remote Sensing*.no portal Web of Science.



Fonte: Barbosa et al. (2019).

O *Committee on Earth Observation Satellites* (CEOS) elaborou um relatório sobre as características de um sensor ideal para águas continentais, listadas, em ordem de prioridade: 1- resolução espacial, pois um corpo d'água não pode ser medido se o pixel for muito grande, além de ser uma exigência para macrófitas, águas marinhas e macroalgas, por exemplo; 2- resolução espectral, que inclui absorção, retroespalhamento ou refletância, e fluorescência; 3- resolução radiométrica, que determina o nível de acurácia necessário para detecção de uma variável, uma vez que as prioridades 1 e 2 estejam adequadamente ajustadas; 4- resolução temporal, uma vez que as prioridades de 1 a 3 estejam abordadas de forma adequada. Para o monitoramento em tempo real de florações de algas, essa resolução deve ser a mais alta possível, com revisita dentro de horas, por exemplo (CEOS, 2018).

Dessa forma, as recomendações de requisitos mínimos e ideais que um sensor multiespectral aquático não oceânico deve apresentar para estimativas confiáveis dos parâmetros *Chl-a*, pigmentos acessórios, cianoficocianina, fluorescência de algas (especialmente fluorescência de *Chl-a* em 684 nm), sólidos suspensos (possivelmente separados em matéria orgânica e mineral), CDOM, medições de transparência da água, absorção de luz espectral e retroespalhamento dos COAs, macrófitas, batimetria e substrato bentônico são: cerca de 26 bandas espectrais entre 380 – 780 nm, largura da faixa espectral de 8 nm, resolução radiométrica de 14 bits e resolução espacial entre 17 e 33 metros. Além disso, o sensor deveria conter mais 15 bandas entre 360 – 380 nm e 780

– 1400 nm para que seja possível a realização das correções dos efeitos atmosféricos e da reflexão especular da água. Um instrumento desse tipo proporcionaria informações sobre constituintes de muitas águas costeiras e da maioria das águas interiores (CEOS, 2018).

Apesar de tecnicamente inviável no momento, essa proposta visa nortear missões projetadas para ecossistemas aquáticos. Uma proposta alternativa mais econômica e factível para esse tipo de missão seria a adição de duas bandas espectrais aos próximos sensores de observação da Terra, aumentando consideravelmente a capacidade desses sensores terrestres em relação aos ecossistemas aquáticos, ao determinar dois aspectos importantes da qualidade da água em águas interiores e costeiras. A primeira banda teria entre 615 a 625 nm, para a estimativa da concentração de cianobactérias (ou algas azuis-verdes), e a segunda, entre 670-680 nm, para a estimativa da abundância total de algas por meio de seu principal pigmento fotossintético, Chl-a (CEOS, 2018).

O lançamento de sistemas de satélites recentes como o Sentinel II e a constelação PlanetScope abriu um mercado para estudos de ambientes aquáticos (Silva et al., 2020; Maciel et al., 2020). A constelação PlanetScope traz uma nova geração de imagens de satélite de altas resoluções espaciais (3 m) e temporal (praticamente diária), capaz de registrar uma área de 150 milhões de km² por dia. No entanto, a baixa qualidade radiométrica relativa dos pequenos satélites chamados CubeSats é uma das principais limitações para estudos bio-ópticos (Dash & Ogutu, 2016), em que dados PS apresentam baixa SNR para aplicações baseadas em pixel em ambientes aquáticos e costeiros (Traganos, Cerra & Reinartz, 2017).

As RPAs também são consideradas plataformas com grande potencial para monitoramento de sistemas aquáticos continentais. Também conhecidos como VANT (Veículo Aéreo Não Tripulado), tradução para *Unmanned Aerial Vehicle* (UAV) no meio acadêmico, esse termo foi considerado em desuso pela Organização da Aviação Civil Internacional (OACI), que utiliza o termo técnico padronizado internacionalmente RPAS, do inglês, *Remotely Piloted Aircraft System*, para Sistemas de Aeronaves Remotamente Pilotadas, ou apenas RPA, para Aeronaves Remotamente Pilotadas, com propósitos não recreativos (ICAO, 2015). As entidades brasileiras responsáveis pela normatização de aeronaves remotamente pilotadas seguem esse padrão e utilizam inclusive a sigla em inglês RPAS, de maneira a evitar o termo já existente SARP, acrônimo de *Standard and Recommended Procedures*, padrão internacional para orientações ao segmento

aeronáutico, da OACI (ANAC, 2017; Brasil, 2016). Com o intuito de acompanhar o padrão internacional, a sigla RPA será utilizada para esse estudo.

As RPAs são usadas para aplicações em mapeamento e sensoriamento remoto desde a década de 70 (Wester-Ebbinghaus, 1980). A partir de então esses veículos possibilitaram aplicações nos mais diversos campos do conhecimento, como por exemplo: Agricultura (Martínez et al., 2016), Ciência do Solo (Hassan-Esfahani et al., 2017); Batimetria (Dietrich, 2016); e Mineração (Doshi et al., 2015). Nos últimos anos, a aplicação de RPAS tem sido continuamente expandida para ambientes aquáticos (Koparan et al., 2018; Tymków et al., 2019; Zeng, Richardson & King, 2017). A alta resolução espacial dos dados adquiridos permite a visualização de feições menores que antes eram descartadas nas plataformas orbitais devido a problemas de mistura espectral. Esses sistemas ainda têm a vantagem de seus sensores estarem mais próximos da superfície em relação aos sensores espaciais, minimizando assim o impacto da atmosfera na radiação que deixa a água. Essas características, juntamente à possibilidade de uso de câmeras multiespectrais e até hiperespectrais (Liu et al., 2017; Olivetti, 2019), tornou as plataformas de RPA uma nova tendência para a observação de parâmetros de qualidade da água (Guimarães et al., 2017; Morgan et al., 2019; Templin et al., 2018; Kageyama et al., 2016). Além disso, há uma maior flexibilidade no cronograma dos levantamentos de campo das plataformas de RPA em relação a missões aerotransportadas ou de satélites, pois o usuário pode escolher a própria rota de voo e os períodos de revisita, características importantes para o monitoramento de biomassa fitoplanctônica, que podem necessitar de revisita diária a depender do caso (Lyu et al., 2017; Aguirre-Gómez et al., 2017; Xu et al., 2018).

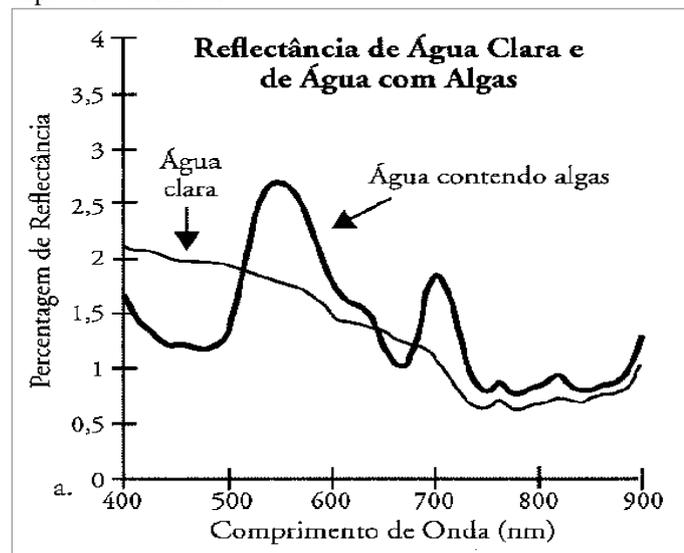
Várias pesquisas mostram que as imagens adquiridas pelas plataformas de RPA podem contribuir com informações sobre componentes opticamente ativos (COAs). Por exemplo, Kislik et al. (2018) analisou uma ampla gama de aplicações e oportunidades futuras para o monitoramento da proliferação de algas por meio do uso de plataformas de RPA. Shang et al. (2017), por exemplo, verificaram floração (concentrações de Chl-a entre 7,3 e 45,6 mg/m³) de fitoplâncton (*Phaeocystis globosa*) a partir de um sensor hiperespectral acoplado a uma RPA de baixo custo e baixa altitude. Su (2017) utilizou sensores multiespectrais transportados em RPA para aquisição de parâmetros da qualidade da água, como Chl-a, profundidade de disco de Secchi e turbidez em reservatórios. Morgan et al. (2019), mostraram que as imagens de RPA forneceram um

nível de precisão semelhante ou melhorado na estimativa das concentrações de *Escherichia coli* em comparação com medições *in situ* de parâmetros físico-químicos e biológicos de qualidade da água. Kwon et al. (2020) encontraram boas correlações entre refletância de superfície baseada em drones e concentração de pigmentos como a ficocianina em diferentes profundidades.

2.2.2. Estimativa da Biomassa do Fitoplâncton para Águas Continentais por Sensoriamento Remoto

O fitoplâncton é um grupo que inclui centenas de espécies de microalgas com diversidade de formas e agrupamentos contendo pigmentos fotossintéticos, com destaque para a Clorofila-a (Barbosa et al., 2019). Em virtude disso, o fitoplâncton é um dos indicadores da qualidade da água, cuja biomassa pode ser estimada indiretamente a partir de concentrações de Chl-a no corpo hídrico. (Papensus et al., 2020; Binding et al., 2020). A água, quando apresenta concentrações variadas de Chl-a, muda suas características de reflectância espectral, em que as regiões espectrais mais susceptíveis à variação da reflectância para o fitoplâncton são as bandas do verde (550 nm) e da borda do vermelho (690 a 700 nm), como pode ser observado na Figura 2 (Kirk, 1994; Jensen, 2011).

Figura 2 - Percentagem de reflectância de água clara e de água com algas com base em medidas *in situ* feitas com um espectrorradiômetro.



Fonte: Jensen (2011).

A Figura 2 apresenta a resposta espectral de um corpo d'água com baixa concentração de COAs e um com alta concentração de algas. À medida que a

concentração aumenta e a composição de algas se altera, os picos evidenciados tendem a sofrer modificações em intensidade e forma. É importante mencionar que a quantidade de luz absorvida depende não só da concentração total dos pigmentos presentes, mas também, do tamanho, número e forma das células e colônias algais (Barbosa et al., 2019).

De modo geral, ambientes hídricos ricos em algas apresentam forte absorção na luz azul (~400 a 500 nm) e na luz vermelha (~ 675 nm). Em contrapartida, tem-se um máximo de reflectância na luz verde (~550 nm) e um pico de reflectância proeminente na borda do vermelho (~690 a 700 nm), em que a resposta espectral na borda do vermelho ocorre devido à interação de espalhamento celular de algas e do efeito combinado mínimo de absorção por pigmento e água (Jensen, 2011).

Esses intervalos são usados para os modelos bio-ópticos analíticos de estimativa de biomassa na água, que partem do conhecimento de que se as características de um campo de luz subaquático são determinadas unicamente pelas POIs (Propriedades Ópticas Inerentes) do corpo d'água de forma independente das POAs (Propriedades Ópticas Aparentes). As POIs são das substâncias que compõem o meio aquático juntamente à água quanto da estrutura geométrica (direcional) independente da variação do campo de luz do ambiente. Já as POAs quantificam e descrevem as mudanças as quais um corpo d'água submete o campo de luz incidente, e dependem tanto da composição do corpo d'água (das POIs) quanto das condições ambientais (forma da superfície da água, vento, mudança na intensidade luminosa devido à mudança de elevação solar e à passagem de nuvens, estação do ano, etc.) (Mobley, 1994; Barbosa et al., 2018).

Trabalhos recentes em águas continentais demonstram a potencialidade de sensores que abrangem essas faixas espectrais na detecção de fitoplâncton de maneira remota. Modelos bio-ópticos estão sendo construídos e aplicados nos últimos anos com propostas de aprimoramentos e calibração para diferentes tipos de ambientes. A Tabela 1 apresenta a formulação de alguns desses modelos, além da especificação das bandas usadas para cada sensor para a estimativa de Chl-a.

Tabela 1 – Índices espectrais utilizados na literatura para estimativa de Clorofila-a.

Índices espectrais	Sensor	Referência
VM/BV*	RapidEye	-
NDVI = (IP-VM)/(IP+VM)	Landsat TM5 e ETM+7	(Rouse et al., 1973)
NDCI* = (BV-VM)/(BV+VM)	Sentinel-2/MERIS	(Mishra; Mishra, 2012)
RAVI = VD/VM	CBERS/CCD	(Coelho et al., 2012)
NRAVI = (VD-VM)/(VD+VM)	CBERS/CCD	(Coelho et al., 2012)
VD/AZ	Landsat 7/ETM+	(Turner, 2010)
AZ/VM	Landsat 5/TM	(Mancino et al., 2009)
IP/VM	Landsat 5/TM	Duan et al. (2007)
Log AZ/log VM	Landsat 7/ETM+	Han_and_Jordan (2005)
(AZ-VM)/VD	Landsat 5/TM	Mayo et al. (1995)
LnAZ–LnVD	Landsat 5/TM	Brivio et al. (2001)
Log (VD/VM)	Landsat 5/TM	Hellweger et al. (2004)
Log(VM/AZ)	Landsat 5/TM	Gitelson et al. (1996)

Fonte: Elaborada pela autora. Legenda: Comprimentos de onda: AZ (azul); VD (verde); VM (vermelho); BV (borda do vermelho); IP (infravermelho próximo); *adaptado para o Planet, pois não existe a banda borda do vermelho para esses sensores. Dessa forma, utilizou-se o infravermelho próximo em seu lugar.

Como exemplo, Cicerelli e Galo (2015) avaliaram a biomassa fitoplanctônica pela Chl-*a* a partir das bandas 3 (459-479 nm), 4 (545-565 nm) e 1 (620-670 nm) do sensor MODIS (resolução espacial de 500 m). Além dessa, foi utilizada uma imagem RapidEye (resolução espacial de 5 m), que apresenta cinco bandas espectrais: Azul (440 - 510 nm), Verde (520-590 nm), Vermelho (630-685 nm), Borda do vermelho (690-730 nm) e Infravermelho Próximo (760-850 nm).

Uma abordagem diferente, a de multi-sensores, foi adotada por Dörnhöfer et al. (2018), que utilizaram 33 imagens de cinco sensores (MODIS-Terra, MODIS-Aqua, Landsat-8, Landsat 7 and Sentinel-2A), combinados a coletas *in situ* de dados de Chl-*a*, para a análise da distribuição de fitoplâncton em um lago classificado como eutrófico-mesotrófico. A integração dos dados de satélite resultou numa classificação trófica mais confiável e destacou a importância da variabilidade espaço-temporal de Chl-*a* nas abordagens de monitoramento. Watanabe et al. (2018) também utilizaram imagens Landsat-8 e Sentinel-2A e medições em campo para estimativa de concentração de Chl-*a*, em que os melhores resultados foram a partir de razões de banda baseadas em

algoritmos do infravermelho próximo e vermelho no Sentinel-2. Provavelmente a inserção do pico de reflectância em 705 nm foi um diferencial devido ao contraste com a região de máxima absorção no vermelho (~665 nm).

Para esses estudos, deve-se observar a qual tipo de água essas estimativas se referem, uma vez que a presença de outros COAs interfere na resposta espectral da Chl-*a*. Na classificação de Morel e Prieur (1977), os corpos hídricos podem ser classificados em Águas do tipo I, com predominância de fitoplâncton, geralmente em ambientes oceânicos; e Águas do tipo II, que apresentam maior complexidade na extração de informação dos COAs, normalmente se referindo a ambientes costeiros e continentais. Nas águas oceânicas distantes da costa, ou seja, águas claras e profundas, contribuições de sólidos em suspensão podem ser desprezadas quando se trata de análises de sensoriamento remoto (Jensen, 2011). Em águas costeiras ou estuarinas, o sinal se torna mais complicado devido à interferência de substâncias terrestres, como matéria orgânica dissolvida e sólidos em suspensão adicionalmente ao fitoplâncton. A maior parte dos sedimentos em suspensão, por exemplo, encontra-se em corpos d'água costeiros ou interiores (Bukata et al., 1995).

A discriminação dos COAs é importante para que se extraia as informações desejadas, como por exemplo, as concentrações de Chl-*a*. Para tanto, modelos devem ser utilizados, podendo esses ter abordagem empírica, semi-analítica ou analítica (Giardino et al., 2007; Mobley, 1994). A abordagem semi-analítica, apesar de muito utilizada, é sensível a erros na correção atmosférica quando não se conhece todas as bandas necessárias para a correção mais adequada. Os métodos empíricos são mais simples de serem implementados, principalmente quando se tem dados de campo coletados regularmente. Esses modelos utilizam técnicas de regressão estatística, associadas a um conjunto de dados experimentais, para gerar modelos empíricos que relacionam a reflectância da água em específicas bandas a parâmetros de qualidade de água medidos *in situ* (Matthews et al., 2010; Odermatt et al., 2012). Um grande número de estudos comprova a eficiência desses modelos ao fornecer informações confiáveis até mesmo para ambientes costeiros ou continentais (Matthews, 2011; Dörnhöfer & Opeelt, 2016).

3. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

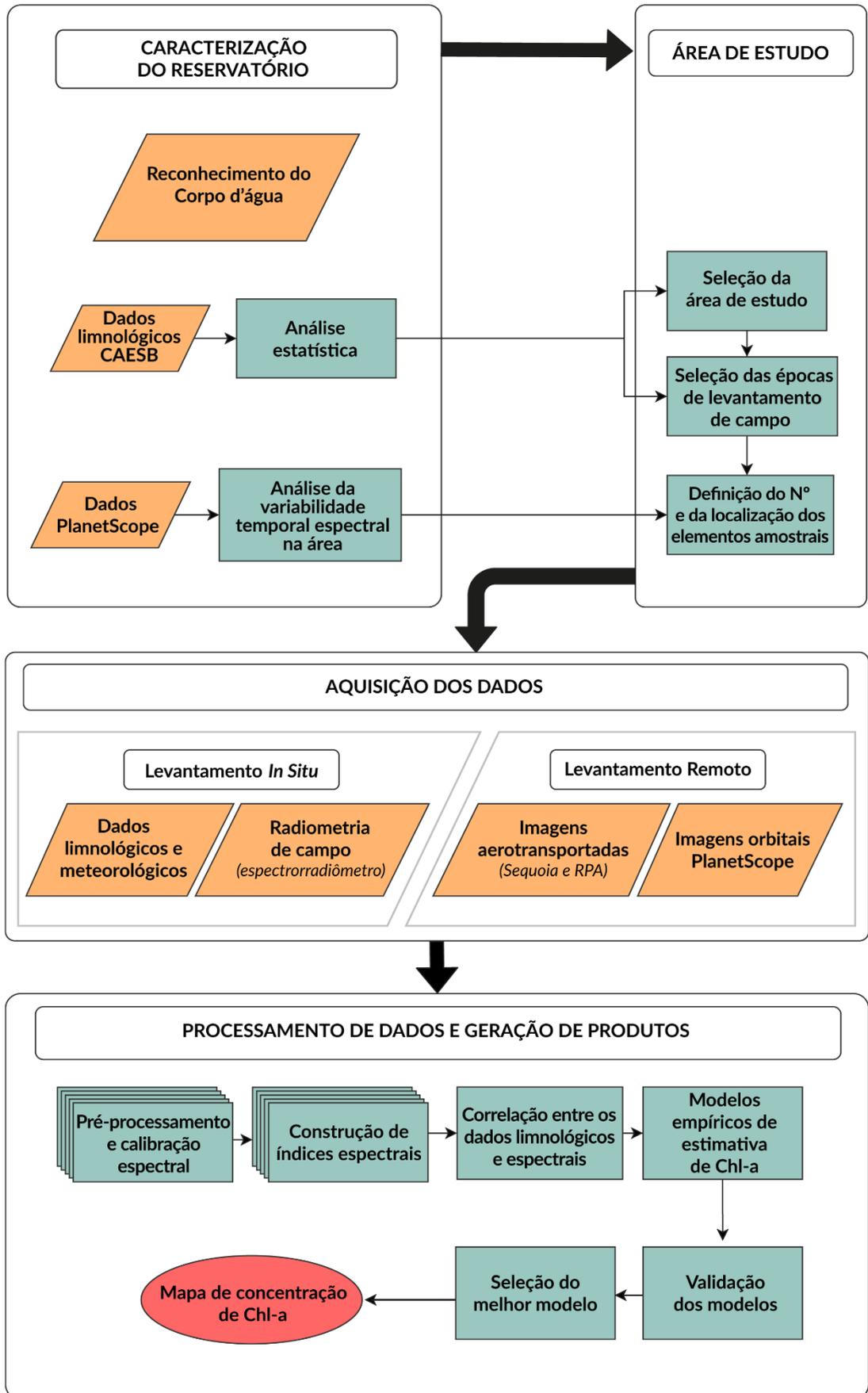
Os materiais e procedimentos metodológicos serão descritos conforme fluxograma apresentado na Figura 3. Esse abrange as principais etapas do estudo, que estão resumidas a seguir e serão detalhadas nos itens subsequentes.

Para a caracterização do reservatório, buscou-se entender o corpo hídrico da área de estudo por meio de dados limnológicos pré-existentes, fornecidos pela Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – CAESB entre os anos de 2006 a 2016 e 2018. Tais informações auxiliaram o entendimento do comportamento limnológico do reservatório, principalmente para componentes opticamente ativos. A partir desses dados limnológicos, foi possível selecionar uma parte do lago que apresentasse maior variabilidade no comportamento espacial e temporal, principalmente para a variável Clorofila-a, foco dessa pesquisa. Tal estratégia buscou envidar esforços para que o estudo ocorresse em áreas mais impactadas no Lago Paranoá.

Posteriormente, para localização de pontos para coleta de variáveis limnológicas pontualmente, optou-se pelo uso de imagens PlanetScope, que apresenta resolução espacial adequada além de aliar a alta resolução temporal para aquisição de dados espectrais na área selecionada. O objetivo foi selecionar regiões espectrais com maior variabilidade, garantindo que os pontos selecionados fossem capazes de incorporar toda a variabilidade espectral e limnológica para construção dos modelos empíricos mais representativos da área.

Para o levantamento remoto, foram utilizadas imagens aerotransportadas de RPA e orbitais PlanetScope. A aquisição dos dados orbitais foi mais simples, necessitando apenas o download das imagens da Plataforma, que prevê aquisição diária dos produtos. Por outro lado, a coleta das imagens de RPA envolveu a gestão de equipes de solo e de barco para a aquisição simultânea dos dados, pois uma das premissas é que as atividades de campo ocorram simultaneamente à aquisição de dados de sensoriamento remoto, devido ao ambiente aquático ser extremamente dinâmico (Liu et al., 2003). Essa peculiaridade garante que as informações obtidas nas imagens sejam mais fidedignas aos dados obtidos em campo, reduzindo assim mudanças de condições meteorológicas, ambientais e de iluminação (Tundisi & Tundisi, 2008). Ainda foram coletadas curvas espectrais por meio de espectrorradiometria de campo, juntamente às variáveis limnológicas, a fim de comparar e observar a qualidade dos dados multiespectrais orbitais e aerotransportados.

Figura 3 - Fluxograma de procedimentos metodológicos.



Fonte: Elaborada pela autora.

A fase de processamento exigiu uma fase de pré-processamento para a construção dos ortomosaicos para as imagens adquiridas por RPA, juntamente à transformação dos dados para reflectância de superfície. A extração dos dados foi feita de forma a manter uma área fixa em torno do ponto amostral para todas as campanhas. Dessa forma, na campanha de julho (altura de voo de 120 m e resolução espacial de 13,02 cm) a área de interesse foi de 8x8 pixels, totalizando 1,08 m² de área para cada ponto amostral. Na campanha de dezembro (altura de voo de 310 m e resolução espacial de 34,34 cm) a área de interesse foi de 3x3 pixels, totalizando 1,06 m² de área. Foi utilizado o valor médio dos pixels da área de interesse na análise dos dados remotos. Para os dados adquiridos pelo sistema PlanetScope, as imagens foram baixadas pelo geoportal da Santiago&Cintra em Radiância e Reflectância de Superfície e recortadas para o isolar o corpo d'água. Em seguida, foram extraídos os valores de pixel, média de 3x3 pixels em torno de cada ponto amostral.

Os dados PlanetScope e de RPA foram relacionados com radiometria de campo e com concentrações de Chl-a na tentativa de observar correlações. Também foram testados modelos disponíveis na literatura. Os modelos de regressão gerados foram analisados e validados. Por fim, foram gerados mapas representativos da concentração de Clorofila-a na área de estudo por meio dos melhores modelos. Os itens a seguir apresentam de forma mais detalhada as etapas relacionadas.

3.1. Seleção da área de estudo: estudo preliminar da atividade fitoplanctônica no lago Paranoá

O estudo foi realizado no Lago Paranoá, lago urbano criado artificialmente em 1959, e localizado integralmente no interior do Distrito Federal, Brasil, com múltiplos usos, desde recreação ao abastecimento público. Inicialmente, foi feita uma caracterização do reservatório para então determinar a área do lago a ser estudada e as datas de levantamento de campo. Nessa etapa, fez-se inicialmente um estudo geral no qual foram analisados dados fornecidos pela CAESB de pontos estratégicos do Lago Paranoá (Figura 4). Esses dados foram coletados mensalmente ao longo de 11 anos, entre 2006 e 2016, e 2018. O ano de 2017 não estava entre os dados fornecidos pela CAESB. Foram utilizados para o estudo os dados coletados na profundidade de um metro, pois em geral a empresa apresentou uma boa série histórica nessa profundidade.

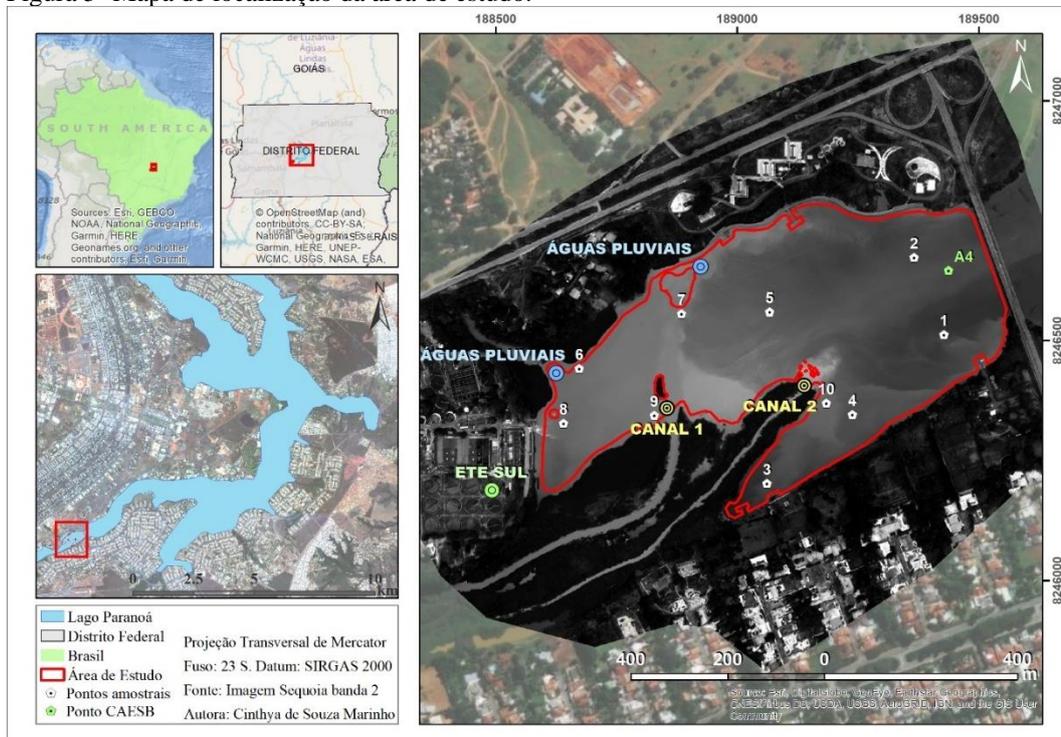
Figura 4 - Pontos de coleta realizados pela CAESB nos períodos de 2006 a 2016 e 2018 no Lago Paranoá, Distrito Federal, Brasil.



Fonte: Elaborada pela autora. Legenda: Pontos de coleta A4 (Pt Gilberto Salomão), A5 (Próx Trem do Lago/Posto Shell), B (Parque QL 14 (ultra-leve), C (Área central), D (Ent Ribeirão do Torto), E (Minas Brasília Tênis Clube). Além desses, um sétimo ponto foi coletado próximo à barragem.

Dentre esses pontos, o “A4”, localizado próximo à Foz do Riacho Fundo, se destacou na concentração de Clorofila-a e turbidez em relação aos demais pontos (Figura 8) em virtude de a região apresentar maiores concentrações e maior variabilidade ao longo dos anos. Além disso, o braço do Riacho Fundo é considerado a região mais crítica do Lago Paranoá (Batista & Fonseca, 2018; Mar da Costa et al., 2016). Dessa forma, a área próxima ao exultório do córrego do Riacho Fundo foi selecionada como área de estudo (Figura 5). Importante ressaltar que a área se limitou a aproximadamente 38 hectares pois a alta resolução espacial proporcionada por dados adquiridos por RPA exige tempo de voo e hardware de alta capacidade para processamento de dados. Essa peculiaridade fez com que o estudo fosse limitado a uma área que permitisse conciliar a variabilidade espacial e processamentos eficientes para a realização de testes. Além disso, uma campanha extra foi realizada entre Foz do Ribeirão Bananal e a ponte do Bragueto (afluente ao ponto “E”, Figura 4), para a aquisição de informações complementares em outras áreas do lago. Esses dados foram alvo de análise para confirmação da melhor área de estudo.

Figura 5- Mapa de localização da área de estudo.



Fonte: Elaborada pela autora. À direita, banda 2 da câmera Sequoia (640-680 nm), em 06/dez/2019.

A Foz do Riacho Fundo sofre influência de fontes poluentes pontuais como os efluentes da Estação de Tratamento de Esgoto – ETE Sul (Dias & Baptista, 2015), do

córrego do Riacho Fundo (De Aquino et al., 2018), de galerias pluviais, de escoamento superficial (Fonseca, 2001), e de possíveis ligações clandestinas de esgoto, além de fontes difusas (mais complexas e de difícil identificação) e fatores externos, como condições meteorológicas. Na Figura 5 são destacadas as principais entradas de água da área de estudo, a saber: a ETE Sul; dois pontos de lançamento de águas pluviais (<https://atlas.caesb.df.gov.br/MapaBalneabilidade/>); e a efluência do ribeirão Riacho Fundo, bifurcada em dois canais, denominados nesse estudo de Canal 1 e Canal 2 a fim de facilitar a discussão e o entendimento da influência do Córrego do Riacho Fundo no Lago Paranoá.

3.2. Datas dos levantamentos de campo

Definida a área de estudo, fez-se necessário a escolha das épocas de levantamento de campo. A partir dos dados fornecidos pela CAESB, as campanhas de campo foram planejadas para acontecer em todas as estações do ano. No entanto, em função de problemas logísticos e meteorológicos, os campos aconteceram no outono (06 de maio de 2019), no inverno (01 de julho de 2019) e na primavera (23 de setembro, 11 de outubro e 06 de dezembro de 2019).

Importante frisar que as datas dos campos realizados na Foz do Riacho Fundo precisaram ser pré-definidas num prazo de pelo menos 18 dias de antecedência, em função da necessidade de aprovação da execução do voo pelo DECEA – Departamento de Controle do Espaço Aéreo. Esse intervalo dificultou o planejamento de campo em épocas com fatores meteorológicos favoráveis. Em alguns casos o campo teve que ser cancelado por ocorrência de chuvas ou presença de nuvens.

As datas de campanhas e os dados adquiridos em cada uma delas podem ser observados na tabela 2. O campo do dia 23 de setembro (na Foz do Ribeirão Bananal) foi considerado um campo extra, totalizando três campos na primavera.

Tabela 2 - Dados de qualidade da água e de propriedade ótica adquiridos durante as campanhas de campo.

Datas dos campos	N	Imagens Planet	Imagens Sequoia	Rsr de campo	Chl-a (amostras)	Variáveis limnológicas (sonda)	Observações
06/05/2019	3	Sim	Não	Não	Sim	Não	Levantamento exploratório
01/07/2019	10	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim	-
23/09/2019	6	Sim	Não	Sim	Sim	Sim	Campanha exploratória na foz do Bananal.
11/10/2019	3	Sim	Não	Não	Sim	Não	Por problemas logísticos foram coletados apenas 3 pontos amostrais.
06/12/2019	10	Não	Sim	Sim	Sim	Sim	Sem imagens Planet para essa data. Imagem do dia 05/12 com 47% NV

Fonte: Elaborada pela autora. N = número de elementos amostrais. NV = nuvens.

Além das quatro campanhas na área de estudo e do campo extra na Foz do Bananal (tabela 2), ainda foram utilizados dados de campanhas realizadas pela Caesb (tabela 6), em pontos próximos a essas duas áreas no Lago Paranoá, nas datas: 23/01/2019, 27/05/2019, 19/06/2019, 23/07/2019, 17/09/2019 e 11/02/2020, nas quais foram obtidos apenas os dados de concentração de Clorofila-a, para o adensamento de pontos, totalizando 23 pontos amostrais, e consequente melhoria do modelo de regressão linear para a estimativa desse componente pelos dados PS. Apesar dos pontos do dia 23 de setembro terem sido na área da foz do Bananal, esses foram utilizados para geração do mapa preditivo de Chl-a a partir de imagens PlanetScope.

3.3. Delineamento Amostral para levantamento de campo

O delineamento amostral foi elaborado por meio da técnica de reflectância acumulada, com base em imagens multitemporais do sensor PlanetScope. Essa técnica se baseia no uso de valores de reflectância acumulada para a verificação da variabilidade espectral, que é realizado por meio da definição de regiões espectrais similares. Esse procedimento mostrou-se eficaz na classificação e identificação de fitofisionomias de vegetação, bem como da composição da água em regiões de sazonalidade climática (Hermuche, & Sano, 2011; Grande et al., 2016; Almeida et al., 2018).

Para a aplicação desse método, foram utilizados produtos PS de oito datas diferentes. Essas datas foram escolhidas de acordo com a disponibilidade de imagens com no máximo 5% de cobertura de nuvens (NV) e de forma a contemplar as quatro estações do ano, por dois anos consecutivos. As seguintes datas foram selecionadas: 16/06/2018, 0% NV; 16/07/2018, 0% NV; 12/09/2018, 0% NV; 14/10/2018, 0% NV; 17/12/2018, 1% NV; 03/01/2019, 1% NV; 12/03/2019, 4%NV; 13/03/2019, 5% NV.

A técnica de reflectância acumulada foi realizada a partir de valores digitais de reflectância de superfície acumulados das referidas imagens, que consistiu na soma aritmética das bandas das oito imagens por meio do programa ENVI, versão 5.5. Para tanto, as bandas das oito imagens foram somadas, separadamente por banda, gerando quatro produtos referentes às quatro bandas espectrais das oito imagens Planet. Esses quatro produtos (somatório das bandas 1, somatório das bandas 2, somatório das bandas 3 e somatório das bandas 4) foram unidos em um produto final contendo as quatro bandas espectrais somadas.

De posse desse produto, iniciou-se a etapa de classificação. Para essa etapa, foi aplicado ao produto final o método de classificação não supervisionada ISODATA para a separação das classes conforme variabilidade espectral. O algoritmo ISODATA permite o agrupamento de dados sobre um conjunto de regiões, que são caracterizadas pelos seus atributos estatísticos de média, matriz de covariância e área (SPRING, 2018). Os seguintes parâmetros de classificação foram aplicados: número de classes: 10; *Smooth Kernel Size*: 17; *Aggregate Minimum Size*: 17. A classificação foi feita somente após o recorte da imagem final de acordo com a área de interesse, para que apenas os pixels do corpo hídrico interferissem na classificação. Durante esse processo, foi gerado um arquivo no formato vetorial com as classes foram criadas, nas quais os pontos de coleta foram distribuídos posteriormente, de forma aleatória. As classes foram avaliadas de acordo com a variabilidade espectral analisada em função da média e desvio padrão dos pixels. Foi definida a ordem dessas classes com base no desvio padrão das classes em relação à banda do verde, do produto final de bandas acumuladas, no ENVI, por essa banda ter características esperadas de maiores respostas de reflectância espectral para o fitoplâncton presente na água (Jensen, 2011).

Dessa forma, foi possível definir as classes de maior variação e essa ordem foi colocada manualmente no ArcGIS antes da seleção da rampa de cores quentes e frias, sendo as cores mais quentes para as classes com maior variação e as cores mais frias para

as classes com menor variação. Para a distribuição dos pontos, utilizou-se a técnica estratificada não alinhada, considerando como estratos as classes de interesse (05 das 10 geradas). Foram distribuídos 2 pontos por classe, totalizando 10 pontos amostrais.

3.4. Aquisição dos dados

Na etapa de aquisição de dados houve o **levantamento *in situ***, no qual utilizou-se equipamentos a bordo de uma embarcação motorizada; e o **levantamento remoto**, no qual utilizou-se imagens de sensores multiespectrais aéreos (RPA) e orbitais (PlanetScope), conforme descrição a seguir.

3.4.1. Levantamento *in situ*

Para a coleta das **variáveis limnológicas**, foi utilizada uma sonda EXO 2, sonda multiparamétrica da empresa fabricante YSI. Dentre os dados gerados, foram utilizados: condutividade, oxigênio dissolvido (ótico), Sólidos Dissolvidos Totais (TDS), turbidez, potencial hidrogeniônico – pH, e temperatura da água.

As concentrações de Clorofila-a foram determinadas por meio de coleta de água e análise em laboratório, conforme “Determinação espectrofotométrica de clorofila”, uma das três técnicas para determinação de clorofila descritas em APHA, AWWA e WEF (2017). Durante as campanhas, foram utilizadas garrafas escuras adaptadas de um litro, em duplicata, para as coletas de água, guardadas em caixa térmica com gelo e levadas imediatamente ao laboratório para a filtragem, primeira etapa dos procedimentos laboratoriais, em que se utilizou filtros de fibra de vidro Whatman GF / F (0,7 m). As garrafas escuras auxiliam também no processo de extração, pois mesmo uma breve exposição à luz pode alterar os valores de clorofila. Esse cuidado foi mantido durante as etapas laboratoriais seguintes, em que as amostras foram manuseadas em ambiente escuro, inclusive com os tubos de centrífuga envolvidos em papel alumínio antes e após o processo de centrifugação. As amostras centrifugadas foram levadas imediatamente à geladeira enquanto parte delas eram levadas à leitura pelo espectrofotômetro, de acordo com a capacidade deste. A Caesb também seguiu os mesmos procedimentos metodológicos para a obtenção das concentrações de Chl-a, conforme APHA, AWWA e WEF (2017).

Os dados hiperespectrais de **reflectância de sensoriamento remoto (R_{sr})** de campo foram adquiridos pelo espectrorradiômetro da TRIOS Ramses. Esses dados podem ser considerados como verdade de campo e, assim, utilizados como referência para avaliação dos produtos gerados por plataformas aerotransportadas e orbitais (Olivetti, 2019). Dessa forma, a obtenção da espectrorradiometria de campo teve o objetivo de avaliar a acurácia dos produtos PS e da câmera sequoia.

Os dados hiperespectrais de campo foram obtidos por meio do conjunto de radiômetros Ramses da empresa Alemã TriOS (<https://www.trios.de/>), que possui dois sensores de radiância e um de irradiância e cobrem a faixa do espectro de 360 a 900 nm com resolução espectral de aproximadamente 2 nm. Para mensurar a R_{sr} de campo da propriedade óptica aparente (POA) nos pontos de coleta, seguiu-se a estrutura e geometria propostas por Villar et al. (2013) e Martinez et al. (2015). E os valores de R_{sr} foram obtidos por meio da equação 01 (Mobley, 1999).

$$R_{sr} = \frac{Lu - Ld * p}{Ed} \quad (01)$$

Em que:

Lu é a radiância ascendente da superfície da água;

Ld é a radiância da atmosfera, que corrige os efeitos de espalhamento da radiação eletromagnética na interface ar-água;

Ed é a irradiância descendente sobre a superfície da água;

P é o é um fator proporcional que depende das condições do céu, velocidade do vento, ângulo solar zenital e geometria de visada. Nesse caso, o valor de p utilizado foi de 0,028, valor de baixa variabilidade de acordo com condições e configurações definidas por Mobley (1999) e atendidas neste trabalho.

Os dados R_{sr} de campo obtidos conforme descrito acima foram reamostrados de acordo com a Resposta Espectral Relativa (RER) das bandas dos sensores PlanetScope das séries referentes às imagens adquiridas simultaneamente à radiometria de campo (obtidas em: <https://support.planet.com/hc/en-us/articles/360014290293-Do-you-provide-Relative-Spectral-Response-Curves-RSRs-for-your-satellites->), pois os dados de RER das constelações PlanetScope são agrupados com base no ID de cada satélite. A simulação dos dados R_{sr} de campo foi realizada de acordo com a equação 02, que utiliza o ganho de banda das imagens para o cálculo (Rotta et al., 2016).

$$R_{sr_r}(\lambda) = \frac{\sum_{\lambda} (R_{sr}(\lambda) * S(\lambda))}{\sum_{\lambda} S(\lambda)} \quad (02)$$

Onde:

$R_{sr_r}(\lambda)$ é o valor de R_{sr} reamostrado para cada banda dos respectivos sensores;
 $S(\lambda)$ é o valor da função de ganho de banda, ou resposta espectral relativa aos comprimentos de onda para cada intervalo de banda dos respectivos sensores.

Os dados R_{sr} de campo também foram reamostrados para as faixas espectrais da Sequoia. Nesse caso, considerou-se que os detectores existentes nos sensores são igualmente sensíveis aos comprimentos de onda contidos em cada canal dessa câmera e, dessa forma, utilizou-se a média dos valores hiperespectrais correspondentes a cada intervalo de banda do sensor para a reamostragem dos dados R_{sr} *in situ*. Esses dados foram simulados dessa forma pois, mesmo após contato com a empresa, infelizmente não houve informação sobre a Resposta Espectral Relativa da Sequoia, para que a equação 02 fosse utilizada. Fez-se ainda testes utilizando os valores do comprimento de onda central de cada banda da Sequoia e os dados de R_{sr} de campo equivalentes, e não houve diferença entre os resultados. Dessa forma, considerou-se adequado esse método, a partir das informações disponíveis sobre o sensor.

3.4.2. Levantamento Remoto

Os dados remotos utilizados nessa pesquisa foram obtidos por meio de **imagens aéreas** e de **imagens orbitais**. Para a obtenção das imagens aéreas, utilizou-se uma câmera multiespectral (Sequoia) acoplada a uma RPA (Phantom 4). No caso das imagens orbitais, utilizou-se os produtos gerados pelos sensores multiespectrais da constelação PlanetScope.

3.4.2.1. Imagens Aéreas (Sequoia)

- **Sistema RPA e Sequoia**

As imagens aéreas foram obtidas a partir da câmera Sequoia, da empresa francesa Parrot SA, que possui uma câmera multiespectral com quatro sensores monocromáticos de 1,2 megapixels em banda estreita e sincronizados nas bandas verde (530-570 nm), vermelho (640-680 nm), borda do vermelho (730-740 nm) e infravermelho próximo (770-810 nm), todos com sistema de captura de imagem “global shutter”, em que o frame é gravado por inteiro durante a exposição. Adicionalmente, possui um sensor RGB de 16 megapixels para captura de imagens em cores verdadeiras, com sistema de captura de imagens “rolling shutter”, em que a gravação de frame é feita linha por linha durante a exposição.

Além desses sensores, a Sequoia possui um sensor solar com filtro para cada banda multiespectral e um sistema GPS/GNSS embutido. Esse sensor registra a irradiância no momento da aquisição das imagens, possibilitando a conversão dessas para reflectância de superfície durante o processo de construção do ortomosaico pelo programa *Pix4D mapper*, na etapa de processamento dos dados. Os pixels da câmera podem conter resolução radiométrica de 8 ou 10 bits, a depender da escolha da profundidade de bits no momento da configuração dos sensores (Parrot, 2017), enquanto o sensor de irradiância captura em 16 bits, com 9 leituras para cada imagem capturada pela câmera Sequoia (Adler, 2018).

A Sequoia é de fácil adaptação a diversos tipos de RPA e, neste trabalho, ela foi acoplada a um Phantom 4, modelo de RPA da empresa DJI, de custo acessível e de fácil operação, que serviu apenas como suporte (Parrot, 2017). A adaptação da câmera Sequoia nessa RPA foi feita a partir de um suporte impresso em 3D (Figura 6).

Figura 6 - Configuração do sistema: câmera Sequoia acoplada à RPA Phantom 4, por meio de um suporte impresso em 3D.



Fonte: Olivetti (2019).

- **Planejamento e solicitação de voo**

Os planejamentos de voo foram feitos na plataforma *Drone Deploy*, que prevê o tempo de voo e a quantidade de baterias necessárias para a operação (tabela 3), de acordo com a configuração escolhida. Outros dados, no entanto, podem ser ignorados, como resolução e quantidade das imagens a serem geradas, pois a plataforma simula um planejamento de voo para um Phantom 4, e sua câmera não foi utilizada.

Tabela 3 - Configuração de voo das campanhas de 01 de julho e 06 de dezembro de 2019.

Configuração	01/07/2019	06/12/2019
Altura de voo	120 m	310 m
Resolução espacial resultante da Sequoia	13 cm	34 cm
Tempo de voo	21'43"	11'18"
Velocidade de voo	12 m/s	12 m/s
Número de baterias	2	1
Sobreposição frontal	80%	80%
Sobreposição lateral	65%	65%

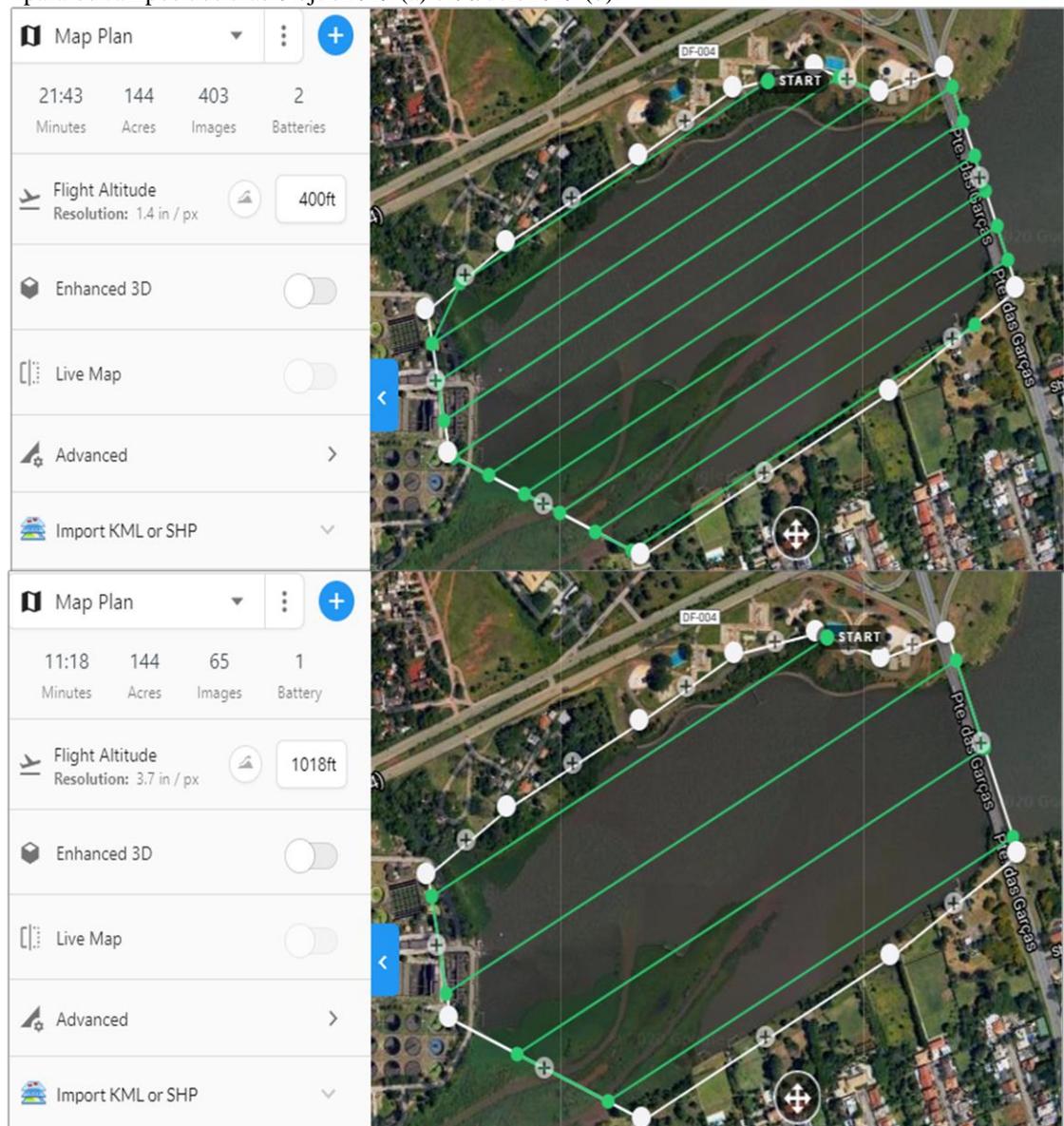
Fonte: elaborada pela autora

Dentre as configurações definidas, estão: a altura e sentido de voo, a área e a sobreposição das imagens. Para uma mesma área, quanto maior a altura de voo, menor o

tempo gasto e a quantidade de baterias a serem utilizadas, porém, em contrapartida, menor a resolução do pixel. Da mesma forma, a sobreposição interfere no espaço de armazenamento e no tempo de processamento dessas imagens. Logo, deve-se ponderar a precisão desejada e os recursos disponíveis de tempo, equipe e materiais desde o planejamento de voo.

Para ambos os campos em que foi possível sobrevoar a área (01 de julho e 06 de dezembro de 2019), optou-se por uma sobreposição frontal de 80% e uma sobreposição lateral de 65%, para garantir quantidades suficientes de pontos homólogos nas imagens, devido aos desafios da mosaicagem em ambientes homogêneos, como a água.

Figura 7 - Planos de voo elaborados por meio da plataforma *Drone Deploy*, na Foz do Riacho Fundo, para os campos dos dias 01/jul/2019 (a) e 06/dez/2019 (b).



Fonte: Elaborada pela autora

No campo do dia 01 de julho, utilizou-se a altura máxima permitida pela legislação vigente, 120 metros, acima da qual seria necessária autorização especial. Para essa altura, foram utilizadas duas baterias e a operação durou 21 min e 43 seg, conforme previsto pelo *Drone Deploy* (Figura 7, a). Após resultados do processamento em laboratório desse campo (detalhes no tópico 4.6.1), verificou-se a necessidade de aumentar a altura de voo para o campo do dia 06 de dezembro. Para isso, foi enviado um ofício ao Comandante do CINDACTA I, Primeiro Centro Integrado de Defesa Aérea e Controle de Tráfego Aéreo, solicitando, em caráter excepcional e para fins de pesquisa a operação de voo a 310 metros de altura, o qual foi autorizado. Com essa alteração, o número de baterias necessárias para a operação caiu para uma e o tempo de voo caiu para 11 min e 18 seg (Figura 7, b).

Após a etapa de planejamento, é necessária a solicitação de voo. Para isso, a aeronave deve estar devidamente homologada na ANATEL – Agência Nacional de Telecomunicações e cadastrada no SISANT - Sistema de Aeronaves não Tripuladas SISANT, sistema da ANAC – Agência Nacional de Aviação Civil. O órgão competente no Brasil para aprovar o acesso ao espaço aéreo é o DECEA, por meio do SARPAS - Sistema de Solicitação de Acesso ao Espaço Aéreo por RPAS.

Em geral, para sobrevoar a uma altura de 30 m a 120 m, é necessário estar afastado a 9 Km de aeródromos (Brasil, 2016). Operações com localização próxima a aeródromos necessitam de solicitação especial, que inclui um prazo para autorização de 18 dias e a emissão de uma NOTAM, do inglês *Notice to Airman*, divulgada pelo DECEA com a finalidade de segurança e regularidade da navegação aérea. Dessa forma, esse procedimento foi necessário a ambos os campos na Foz do Riacho Fundo, por estar a uma distância de cerca de 3 Km do Aeroporto Internacional de Brasília.

Além disso, operações acima de 120 metros também necessitam de uma antecedência de 18 dias entre a solicitação e a data prevista para o voo, que foi o caso da campanha do dia 06 de dezembro (altura de 310 m), campo duplamente sensível. No entanto, conforme experienciado após o campo do dia 01 de julho, esse espaço de tempo de antecedência para uma data e hora específica de voo prejudica esse tipo de trabalho, que depende, dentre outros fatores, principalmente de condições climáticas. Dessa forma, para o segundo campo (06 de dezembro), foi solicitada uma janela de 30 dias, de forma que pudemos realizar o voo de forma mais flexível, com a condição de mantermos contato com o Controle de Aproximação (APP) de Brasília a respeito da operação, informando o horário de início (com 30 min de antecedência) e de término, por questão de segurança.

Além dessas campanhas de campo, em outras duas houve tentativas de voo com a RPA, no entanto, mal sucedidas, conforme tabela 4.

Tabela 4 - Tentativas de voos não realizados.

Campo	Motivo
23/set/19	Falha no armazenamento das imagens, tanto no cartão de memória, quanto no armazenamento interno, durante a operação.
11/out/19	RPA não levantou voo devido atualização do sistema e consequente bloqueio da área pela DJI, por ser considerada NFZ - <i>No Fly Zone</i> (zona de voo proibida gerada de forma automática para áreas próximas a aeródromos do mundo todo). Para desbloquear a área, foi necessário enviar à DJI a solicitação de voo aceita pelo DECEA, considerada como licença de desbloqueio para a data do campo.

Fonte: Elaborada pela autora.

- **Levantamento de geodésico, aéreo e processamento dos dados**

Uma etapa que precedeu as campanhas de campo foi o levantamento geodésico, para fins de correção geométrica dos produtos gerados pela Sequoia, na etapa de pós-processamento dos dados coletados em campo. Para esse levantamento, foi utilizado um par de receptores GNSS Trimble R8s RTK de alta precisão para o posicionamento dos alvos naturais fotoidentificáveis. A distribuição desses pontos de controle ocorreu às margens do lago, nas extremidades da área de estudo (pontos foto identificáveis), da forma mais homogênea possível de acordo com a acessibilidade e após planejamento prévio, com a aquisição de 12 pontos no total. Os pontos obtidos foram processados no programa Trimble Business Center, no qual foram inseridos os dados da estação Brasília (BRAZ) da RBMC (Rede Brasileira de Monitoramento Contínuo), disponibilizados abertamente no site do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), para melhoria na precisão posicional.

Após o processamento das imagens Sequoia, no relatório de qualidade são informados os detalhes de geolocalização, no qual é mostrado o erro da raiz média quadrada (*RMS Error*) dos pontos de controle para as três direções de coordenadas. Para a campanha de julho, esse erro foi de 1,67 cm, 4,94 cm e 19,1 cm para as coordenadas X, Y e Z, respectivamente. Nessa mesma ordem, para o campo de dezembro, os erros foram de 8,54 cm, 19,99 cm e 33,39 cm. Dessa forma, observou-se que o levantamento geodésico diminuiu o deslocamento entre as coordenadas da imagem e as coordenadas do terreno, com um aumento na precisão dos produtos gerados em até cerca de 33 cm.

Os levantamentos aéreos aconteceram entre 8 e 9h da manhã, para diminuir a possibilidade da ocorrência de reflexão especular, reflexão da radiação solar direta que ocorre quando a luz atinge uma superfície e é refletida no mesmo ângulo de incidência. Segundo Barbosa et al. (2019), o melhor termo e frequentemente utilizado na literatura seria o “glint”, efeito em que a radiação não interage com os COAs, pois é refletida nas primeiras camadas moleculares da superfície. O “glint” é preferencialmente causado pela reflexão da radiação solar direta (“sunglint”) e difusa (“skyglint”).

No início do levantamento aéreo, foi utilizado um painel de calibração de reflectância para compensação das condições de luz incidente e geração de dados quantitativos, pois esse painel possui valores de reflectância conhecidos em todo o espectro de luz visível e infravermelho próximo que são inseridos durante o processamento das imagens. Simultaneamente ao levantamento aéreo, utilizou-se um receptor de navegação modelo Garmin 12 XL para registrar a localização geográfica dos pontos de amostragem das coletas na água. As coordenadas foram medidas no sistema de projeção UTM e Datum SIRGAS 2000.

O processamento das imagens da câmera Sequoia foi realizado no programa *Pix4D Mapper*. O fluxo principal de processamento foi: inserção das imagens multiespectrais pré-selecionadas, processamento inicial, inserção dos pontos de controle (*Ground Control Points - GCPs*), reproprocessamento, geração de nuvens de pontos e dos modelos digitais, e geração dos ortomosaicos das imagens multiespectrais, em valores de reflectância de superfície. Durante o processamento, foi necessário desenhar uma superfície (*Raycloud -> New Surface*) no corpo hídrico, pois ele deve ser considerado uma área plana. Quando isso não foi feito, a etapa 3.*DSM...* (Modelo digital de superfície) considerou a água para geração do modelo, criando artefatos na superfície da água.

Vários testes foram realizados durante o processamento, em que os dados foram reproprocessados algumas vezes a fim de obtenção dos melhores parâmetros para cada campanha. Ao final dos testes, os melhores parâmetros definidos para ambos os campos se encontram na tabela 5, para fins de auxílio e base de comparação ao processamento em novas pesquisas com configurações semelhantes de voo.

Tabela 5 - Principais parâmetros de processamento definidos no *Pix4D mapper* para a geração dos ortofotomosaicos das campanhas do dia 01/jul/2019 e 06/dez/2019.

Campanha de campo / Opções de Processamento			01 julho	06 dezembro
<i>1. Initial Processing</i>	<i>General</i>	<i>Keypoints Image Scale</i>	<i>Full; Image Scale: 2 (double image size)</i>	<i>Full; Image Scale: 2 (double image size)</i>
<i>2. Point Cloud and Mesh</i>	<i>Point Cloud Densification</i>	<i>Image Scale</i>	<i>1/2 half image size; Multiscale</i>	<i>1 (Original image size, Slow) Multiscale</i>
		<i>Point Density</i>	<i>Optimal</i>	<i>High (Slow)</i>
		<i>Minimum number of Matches</i>	<i>3</i>	<i>3</i>
<i>3. DSM, Ortomosaic and Index</i>	<i>Index Calculator</i>	<i>Resolution</i>	<i>1 x GSD</i>	<i>1 x GSD</i>
		<i>Reflectance Map</i>	<i>GeoTIFF; Merge Tiles; GeoTIFF Without Transparency</i>	<i>GeoTIFF; Merge Tiles; GeoTIFF Without Transparency</i>

Fonte: Elaborada pela autora.

3.4.2.2. Imagens Orbitais (PlanetScope)

Além das imagens obtidas por sensor aerotransportado, optou-se por verificar a viabilidade das imagens coletadas pela plataforma PlanetScope para o monitoramento da biomassa fitoplanctônica, devido a características como alta resolução espacial e temporal, ideais para o monitoramento de águas interiores.

A constelação de satélites PlanetScope é composta por mais de 130 nanossatélites modelo CubeSat 3U, com dimensões 10 cm x 10 cm x 30 cm. Cada satélite carrega um telescópio e uma câmera CCD equipada com um filtro de máscara Bayer. Os nanossatélites apresentam órbita heliossíncrona, cruzamento com o equador entre 9h30' e 11h30' do horário solar local (nó descendente), altitude orbital de 475 km, com inclinação de cerca de 98°, e imageamento de mais de 200 milhões de km² por dia, resultando em uma cobertura global quase que diária, a nadir. A cena nominal para os produtos PS2 (geração de satélites usada nesse trabalho) é de aproximadamente 287.5 km² (25 km x 11,5 km) (SCCON, 2020; Planet, 2020).

Dentre as três linhas de produto PS oferecidos pela Planet, foi utilizado para esse trabalho o “PlanetScope Ortho Scene Product”, disponibilizado ortorretificado, com resolução espacial nominal de aproximadamente 3,7 m a nadir e pixel ortorretificado de 3,0 m; resolução radiométrica de 12 bits, escalonada e entregue em 16 bits; e quatro bandas espectrais, sendo: azul (455 – 515 nm), verde (500 – 590 nm), vermelho (590 – 670 nm), e infravermelho próximo (780 – 860 nm).

Para esse trabalho foram utilizados os produtos *Analytic SR* [referentes aos produtos em reflectância de superfície (%)], e *Analytic* (referentes aos produtos em radiância, $W/m^2.sr.\mu m$), a título de comparação, em que os *Analytic SR* demonstraram resultados mais satisfatórios ao objetivo do estudo (tabela 14), conforme discussão no tópico 4.6.2.

As imagens *Analytic SR*, ou apenas *SR*, têm os efeitos atmosféricos terrestres removidos por meio do modelo de transferência radiativa 6SV2.1, a partir dados de vapor de água, ozônio e aerossol do instrumento MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*), quase em tempo real, para as coletas no mesmo dia. Caso não haja sobreposição de dados, um modelo atmosférico 6S é escolhido baseado na latitude local e época do ano da aquisição da imagem, seguindo o esquema usado pela ferramenta de correção atmosférica FLAASH (<https://www.13harrisgeospatial.com/docs/FLAASH.html>, recuperado em 15 de maio de 2020). Informações técnicas a respeito dos métodos de correção atmosférica podem ser encontrados em (Collison & Wilson, 2018). Apesar do código de transferência radiativa 6SV2.1 não ter sido desenvolvido para aplicações aquáticas, estudos demonstram o sucesso desse modelo para essa utilidade (Maciel et al., 2019; Wang et al., 2019; Martins et al., 2017).

Para seleção das imagens a serem analisadas, adotou-se o critério de proximidade temporal com as datas dos levantamentos limnológicos. Para a avaliação da viabilidade de uso das imagens obtidas em dias diferentes dos levantamentos de campo, foi verificado, por meio do Banco de Dados Meteorológicos (BDMEP) do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia), a ausência de chuvas e outras condições meteorológicas conflitantes entre os dias de levantamento de campo e o dia da imagem. Dessa forma, a tabela 6 apresenta as características das cenas utilizadas, como baixas porcentagem de nuvens, e as datas das imagens PS em relação às datas das campanhas de campo. Os satélites Planet são apontados a nadir, e o resultado pode ser observado nos baixos valores de ângulo de visada observados.

Tabela 6 - Especificações técnicas das cenas PlanetScope utilizadas para esse estudo.

Campanha de campo	Data de aquisição	horário de aquisição (BRT)	ID da cena	ângulo visada (nadir)	NV %	Nº Pontos	Observações
01/jul/19	02/jul/19	10:02	20190702_ 130229_10 44	5°	0,0	10	Foi utilizada imagem do dia 02/07, pois a imagem do dia 01/07 não possuiu o tipo "Analytic SR" (produto em reflectância de superfície)
23/set/19	24/set/19	09:46	20190924_ 124604_0f 44	4.9°	0,0	6	Foi utilizada a imagem do dia 24/09, pois não houve disponibilização de imagem para a área no dia 23/09.
11/out/19	14/out/19	10:05	20191014_ 130515_10 29	0.2°	1,0	3	Foi utilizada a imagem do dia 14/10, pois a imagem do dia 11 estava com 97% de nuvem, e não teve imagem disponível nos dias 12 e 13/10.
06/dez/19	-	-	-	-	-	10	Imagem do dia 05/12/2019 com 47% de nuvens, inviabilizando o uso da mesma. Imagem viável mais próxima da data da campanha de campo com muitos dias de diferença (16/12).
23/01/2019 - Caesb	23/jan/19	11:00	20190123_ 130019_10 3a	2°	5,0	1	Imagem coincidente com o dia da campanha de campo realizada pela CAESB
27/05/2019 - Caesb	27/mai/19	09:55	20190527_ 125507_0e 2f	5°	0,0	1	Imagem coincidente com o dia da campanha de campo realizada pela CAESB
19/06/2019 - Caesb	19/jun/19	10:16	20190619_ 131610_17 _1057	3°	1,0	1	Imagem coincidente com o dia da campanha de campo realizada pela CAESB
23/07/2019 - Caesb	23/jul/2019	10:19	20190723_ 131909_82 _1058	4.1°	5,0	1	Imagem coincidente com o dia da campanha de campo realizada pela CAESB
17/09/2019 - Caesb	17/set/2019	09:50	20190917_ 125010_10 48	4°	0,0	1	Imagem coincidente com o dia da campanha de campo realizada pela CAESB
11/02/2020 - Caesb	11/fev/2020	09:52	20200211_ 125202_0e 19	6.3°	8,0	1	Imagem coincidente com o dia da campanha de campo realizada pela CAESB

Fonte: Elaborada pela autora.

3.5. Integração dos dados

Os valores de pixel de reflectância de superfície e de radiância dos produtos PlanetScope e de reflectância de superfície da Sequoia foram extraídos nos pontos de amostragem para as análises de inferência estatística com os dados de R_{sr} e com as concentrações de Clorofila-a com obtidos em campo. Dessa forma, foi possível avaliar a acurácia desses sensores, bem como a capacidade desses em estimar concentrações de Clorofila-a em ambientes aquáticos continentais.

3.6. Análises estatísticas

As variáveis em questão podem ser relacionadas por meio de uma expressão matemática, que pode ser útil para a estimativa do valor de uma das variáveis quando conhecemos os valores das outras (estas de mais fácil obtenção ou antecessoras da primeira no tempo), sob determinadas condições. (Yamamoto & Landim, 2013) Essa premissa é adotada por Sensoriamento Remoto quando informações dos alvos terrestres de interesse são obtidas a partir de dados advindos de imagens de satélite (Jensen, 2011). No caso dessa pesquisa foi considerado como variável dependente as concentrações de Clorofila-a e variável independente as informações advindas das imagens sobre os pontos de coleta de água em campo.

Para avaliar a significância estatística do coeficiente de correlação entre os teores de Clorofila-a e os valores de pixel de reflectância de superfície das imagens Sequoia e PlanetScope, garantindo assim a determinação da dependência entre a variável limnológica em questão e os dados multiespectrais dos sensores, optou-se por aplicar a distribuição “*t* de Student” para os melhores modelos de estimativa de Chl-a de cada sensor, cuja estatística do teste é dada pela equação (03) (Bussab & Morettin, 1987).

$$t = r \sqrt{\frac{n-2}{1-r^2}} \quad (03)$$

Em que *t* é distribuição “*t* de Student”, com *n*-2 graus de liberdade e *r* o coeficiente de correlação.

Além disso, a técnica *jackknife* (Lachenbruch, 1967, apud Neophytou et al. 2000) foi utilizada para a validação do modelo de regressão da Sequoia, em que estimou os

modelos de tendência e autocorrelação. O método de múltiplas sub-amostras denominado *jackknife* é aceito para estudos com poucos dados amostrais (Neophytou et al., 2000 p.20), e por isso foi aplicado ao melhor modelo de regressão da Sequoia, pois este teve apenas 10 amostras no total. Essa técnica estatística se baseia no princípio “*leave-one-out*”, em que um elemento da amostra original é reservado e novo modelo é gerado a partir da amostra restante n-1. A observação separada é então estimada a partir da nova equação. Os valores previstos e reais no local do ponto omitido são comparados. Esse processo se repete para toda a amostra (n vezes) e o percentual de classificações corretas é acumulado para todas as observações amostrais, definindo a precisão global do modelo. Ainda, foram calculados os Intervalos de Confiança (Morettin & Bussab, 2002), com auxílio do programa BioEstat, versão 5.0, e a Raiz do Erro Médio Quadrático (RMSE, do inglês *Root Mean Square Error*), equação 04 (Darvishzadeh et al., 2008), para os modelos gerados.

$$RMSE = \left\{ \frac{1}{2} \sum_{i=1}^n [(q_i \text{ estimado}) - (q_i \text{ medido})]^2 \right\}^{1/2} \quad (04)$$

No qual, q é parâmetro de interesse, e n é o número de amostras

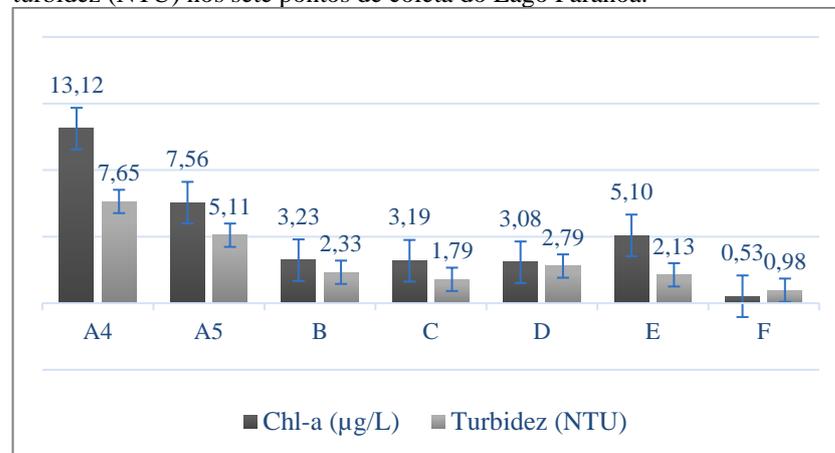
Após a análise estatística, os melhores modelos de regressão foram utilizados para representar espacialmente a distribuição de Clorofila-a no reservatório por meio dos dados PS e Sequoia para as épocas analisadas. A distribuição espacial e variabilidade na concentração foi avaliada com relação a fontes de poluição pontual e difusa, bem como à influência de fatores externos, como a intensidade e direção dos ventos no dia. Por fim, os resultados foram comparados para proposta de melhor método de monitoramento para controle de concentração de Chl-a em diferentes ambientes.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Estudo preliminar da atividade fitoplanctônica no lago Paranoá

Durante a etapa inicial de caracterização do reservatório, os resultados obtidos por meio dos dados limnológicos temporais fornecidos pela Caesb para o reconhecimento do corpo hídrico e consequente seleção da área de estudo e épocas de levantamentos de campo (tópicos 3.1 e 3.2), serão discutidos mais apropriadamente nessa sessão.

Figura 8 - Valores médios das concentrações de Clorofila-a (mg/m^3) e de turbidez (NTU) nos sete pontos de coleta do Lago Paranoá.

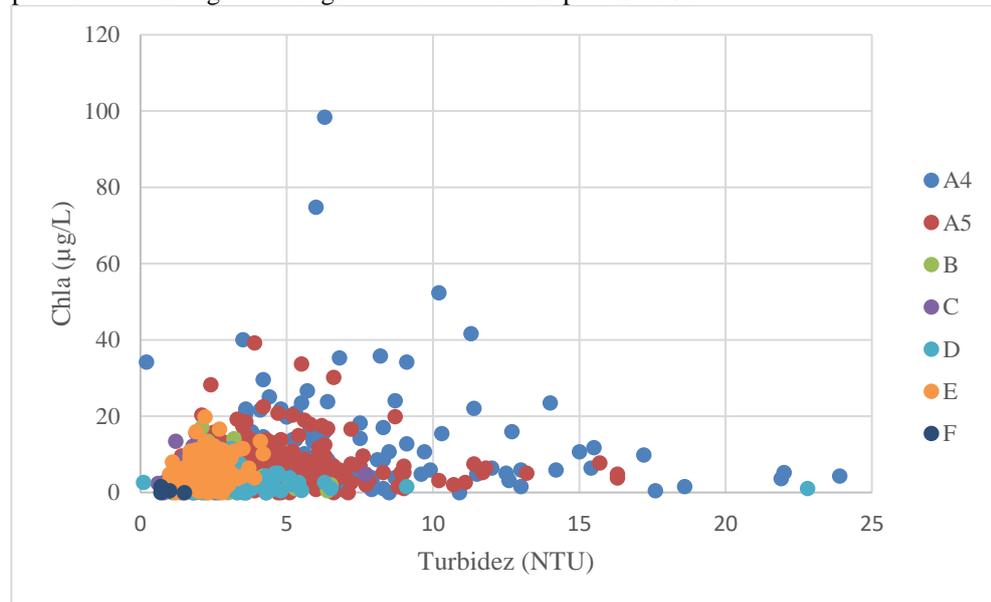


Fonte: Elaborada pela autora. Dados cedidos pela CAESB, coletados mensalmente ao longo de 11 anos, nos períodos de 2006 a 2016 e 2018.

Como mencionado em tópicos anteriores, e também observado na (Figura 8), o ponto A4 - Gilberto Salomão, localizado na Foz do Riacho Fundo, destacou-se na concentração de Clorofila-a em relação aos demais pontos. O valor médio de $13,12 \text{ mg}/\text{m}^3$ de Clorofila-a nesse ponto equivale a 35% do total da concentração de todos os pontos, sendo mais de 10 vezes superior ao menor valor observado, de $0,53 \text{ mg}/\text{m}^3$ no ponto “Próx Barragem”, e quase duas vezes maior que o segundo ponto de concentração mais alta, o “A5 - Próx Trem do Lago/Posto Shell”, com $7,56 \text{ mg}/\text{m}^3$ de Clorofila-a.

Os dados da CAESB foram utilizados também para a geração de gráfico de dispersão entre as variáveis Clorofila-a e turbidez nos sete pontos de coleta (Figura 9), no qual não houve correlação entre essas variáveis em nenhum dos locais de coleta. Logo, como normalmente ocorre em águas continentais, observa-se que o fitoplâncton não é a principal ou a única fonte de turbidez no ambiente.

Figura 9 - Gráfico de dispersão entre as variáveis Clorofila-a ($\mu\text{g/L}$) e turbidez (NTU) nos 07 pontos de amostragem no Lago Paranoá realizados pela CAESB



Fonte: Elaborada pela autora. Dados cedidos pela CAESB, coletados mensalmente ao longo de 11 anos, nos períodos de 2006 a 2016 e 2018.

Os valores de Chl-a e turbidez observados (Figura 8) indicaram características adequadas da água do Lago Paranoá para esses dois parâmetros, em todas as regiões amostradas, para a classe II das águas doces, em que se enquadra o reservatório (Resolução CRH/DF nº 02/2014). As águas dessa classe são destinadas ao abastecimento para consumo humano, à proteção das comunidades aquáticas, à recreação de contato primário, como natação e mergulho, e à irrigação de hortaliças, por exemplo (Brasil, 2005).

De acordo com a resolução nº 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente - Conama (Brasil, 2005), o valor médio de turbidez de 7,65 NTU (Figura 8) indica padrão de classe I (Turbidez até 40 NTU), enquanto o valor médio de Chl-a de 13,12 mg/m^3 indica condição de classe II (Chl-a até 30 mg/m^3). Apesar dos valores estarem dentro ou até abaixo dos limites estabelecidos pelos padrões definidos pelo Conama para a finalidade do reservatório, o valor de 13,12 mg/m^3 indica um ambiente eutrofizado, de acordo com a classificação do Estado Trófico para reservatórios segundo Índice de Carlson Modificado por Lamparelli (2004), em que valores de Chl-a de 11,03 a 30,55 mg/m^3 indicam categoria de estado trófico da água. Além disso, nesse momento só foram avaliadas essas duas variáveis. Para a determinação da qualidade da água dessa região quanto ao enquadramento do Lago, outras variáveis deveriam ser consideradas, como concentrações de fósforo total, nitrato e *Escherichia coli*, por exemplo.

A Foz do Riacho Fundo é considerada a região mais crítica do lago e se mostrou permanecer nessa condição por meio de dados recentes. Devido a sua importância para o Lago e por constituir diferentes fontes de poluentes, foi considerada a área de estudo. Com o objetivo de ajustar modelos estimadores de Chl-a, as coletas dos dados foram planejadas de forma a compreender momentos de diferentes concentrações desse componente. Para isso, os dados fornecidos pela Caesb (tabelas 7 e 8) auxiliaram ainda na escolha das épocas das coletas. Esses dados foram separados de acordo com as estações do ano para melhor avaliar o comportamento do lago na área escolhida em períodos de altas e baixas concentrações.

Tabela 7 - Concentrações de Clorofila-a (mg/m^3) no ponto A4 - Gilberto Salomão nas estações dos anos de 2006 a 2016 e 2018.

Estatística descritiva	verão	outono	inverno	primavera
média	5,97	8,13	15,03	22,02
mediana	4,95	5,90	12,15	17,10
máx	14,60	23,80	98,40	74,80
mín	0,00	0,00	0,80	3,70
desv pad.	4,25	6,76	17,49	16,73
CV	0,71	0,83	1,16	0,76

Fonte: Elaborada pela autora. Dados cedidos pela CAESB

A partir da tabela 7 observou-se que, em relação às concentrações de Clorofila-a, as épocas com maiores concentrações foram o inverno e a primavera, em que as concentrações médias desse COA foram 15,03 e 22,02 mg/m^3 respectivamente. Observa-se ainda que esses valores se encontram dentro dos limites estabelecidos pelo Conama para a classe II (30 mg/m^3), além disso, esses valores representam águas eutrofizadas (Lamparelli, 2004). Por outro lado, as médias obtidas para o verão e para o outono estão dentro do limite estabelecido para a classe I (10 mg/m^3) (Brasil, 2005), e caracterizam estado mesotrófico da água (3,24 a 11,03 mg/m^3) (Lamparelli, 2004).

Tabela 8 - Concentrações de turbidez (NTU) no ponto A4 - Gilberto Salomão vs. estações do ano nos períodos de 2006 a 2016 e 2018.

Estatística descritiva	verão	outono	inverno	primavera
média	9,43	7,11	5,44	8,81
mediana	7,90	6,10	4,90	7,85
máx	26,30	18,60	13,10	22,00
mín	1,90	2,80	2,70	0,20
desv pad.	5,37	3,24	2,20	5,20
CV	0,57	0,46	0,41	0,59

Fonte: Elaborada pela autora. Dados cedidos pela CAESB

Também foram avaliadas as épocas de maiores concentrações de turbidez NTU (tabela 8). Com valores um pouco mais elevados no verão e na primavera, provavelmente devido às chuvas. Observou-se ainda que, em todas as estações do ano, esses dados se encontram bem abaixo do limite estabelecido para a classe I (40 NTU), indicando valores de sólidos em suspensão muito baixos, mesmo nas épocas chuvosas.

De acordo com os dados apresentados, a variabilidade das concentrações em relação às estações do ano se mostrou interessante para a avaliação dos sensores multiespectrais. Dessa forma, optou-se pela realização de campanhas de campo em todas as estações do ano a fim de avaliar a capacidade dos sensores na detecção de Chl-a em períodos de altas e baixas concentrações.

4.2. Estudo das variáveis limnológicas e meteorológicas dos levantamentos de campo

As tabelas 9 e 10 apresentam, respectivamente, as principais características meteorológicas e limnológicas relativas aos levantamentos de campo.

Tabela 9 - Dados meteorológicos obtidos pelas estações Brasília A001 (automática) e Brasília 83377 (convencional) referentes às datas dos levantamentos de campo.

Levantamentos de Campo	Temp. mín-máx (°C)	Vel. vento (9h BRT)	Dir. vento (9h BRT)	Umidade méd. relat	Precipitação diária	Precipitação mensal*
06/05/2019	18.5-27.5	2 m/s	2.06°	71%	0.0 mm	372.6 mm
01/07/2019	12.6-26.3	0 m/s	0°	51%	0.0 mm	8.0 mm
23/09/2019	20.3-30.2	6.2 m/s	14°	38%	0.0 mm	0.0 mm
11/10/2019	17.7-29.2	5.14 m/s	14°	56%	0.6 mm	15 mm
06/12/2019	19.4-29	0 m/s	0°	83%	72.4 mm	310.8 mm

Fonte: Elaborada pela autora. Dados extraídos de <https://tempo.inmet.gov.br/>

* Precipitação acumulada de 30 dias antes da coleta. Obs.: Os dados de precipitação foram obtidos pela estação automática (LatLong (°): [-15.79, -47.93], Alt.: 1160.96 m) e os demais dados, pela estação convencional (LatLong (°): [-15.79, -47.93], Alt.: 1161.42 m).

Dentre outros fatores, as mudanças climáticas são capazes de alterar as variáveis físicas, químicas e biológicas de reservatórios, tendo forte impacto na concentração e distribuição de fitoplâncton. Frentes frias, caracterizadas pela presença de ventos, diminuição da temperatura do ar e precipitação, podem alterar até mesmo a composição de espécies das comunidades fitoplanctônicas (Tundisi, 2010). De acordo com a tabela 9, em geral, não foram observadas grandes variações na velocidade dos ventos, queda na temperatura do ar e volumes de precipitação que indicassem frentes frias próximas às

datas dos campos. Chama atenção a velocidade do vento do campo do dia 23/09/2019, que ultrapassa 6 m/s, podendo causar mistura na água do reservatório e elevar a disponibilidade de nutrientes (Tundisi et al., 2004).

As chuvas provocam misturas verticais e alteração na estrutura térmica dos reservatórios após o resfriamento das águas superficiais. Dessa forma, o corpo hídrico passa a apresentar temperatura, oxigênio dissolvido, carga de nutrientes e condutividade elétrica de forma homogênea em seu perfil, em oposição à estratificação térmica, química e biológica que ocorre normalmente na coluna d'água em períodos de estabilidade. A diluição causada pelas chuvas e a consequente homogeneidade na coluna d'água é desfavorável ao desenvolvimento de cianobactérias. Em contrapartida, favorece a presença de diatomáceas e clorofíceas (Tundisi, 2010). No entanto, a longo prazo pode induzir a ocorrência de florações, devido à descarga de nutrientes provenientes da drenagem ou do revolvimento do fundo do reservatório. Chuvas rápidas associadas a dias úmidos provocam esse evento de forma mais acentuada, principalmente quando não altera as zonas de estratificação (Reichwaldt e Ghadouani, 2012). Os volumes de precipitação referentes aos levantamentos de campo (tabela 9) em geral estão de acordo com o esperado para a sub-bacia do Riacho Fundo, caracterizada por clima “Tropical de Savana”, segundo classificação de Köppen, com regime de precipitação bem definido, sendo a estação chuvosa no verão, de outubro a abril (Codeplan, 1984), com 84% da precipitação total anual ocorrendo nesse período (1.200 a 1.700 mm), em que os meses mais chuvosos são novembro, dezembro e janeiro. A estação seca acontece entre os meses de maio a setembro.

De acordo com as notas técnicas publicadas pelo INMET para o ano de 2019 em Brasília (<https://portal.inmet.gov.br/notasTecnicas>), recuperadas em 10, julho, 2020), a distribuição das chuvas em abril foi considerada atípica, com um total registrado de 320 mm, quando normalmente chove em torno de 133 mm, podendo ter afetado o campo de maio, causando maior diluição de variáveis limnológicas como a Chl-a, por exemplo. Em outubro, a distribuição temporal da precipitação foi irregular e de fraca intensidade, sendo considerado o segundo outubro mais seco da história de Brasília, com temperaturas elevadas durante todo o mês. De acordo com INMET (2020), em novembro a distribuição temporal da precipitação foi 13,6% acima da Normal Climatológica do mês (1981-2010), com maior número de ocorrência de dias na segunda quinzena, dados da estação meteorológica convencional de Brasília, o que pode ter influenciado as condições do

reservatório no levantamento de dezembro. Esse foi o novembro mais quente desde 2015, com média mensal de temperatura de 29,3°C, 2,6°C acima da média histórica desse mês, e recorde de maior temperatura máxima diária (34,5°C) para o mês. Na segunda quinzena do mês, houve diminuição nas temperaturas. Dezembro também apresentou chuvas acima da média histórica para o mês no DF, com uma leve alta de 4%. Em contraste ao período chuvoso de dezembro, o DF apresentou uma estiagem de 144 dias consecutivos, mais prolongada que no ano anterior. No entanto, essa estiagem não foi considerada atípica. Apesar das diferenças citadas, no geral o tempo no DF foi considerado dentro do normal para a meteorologia e o fechamento do ano aconteceu dentro do esperado (G1, 2019).

A respeito dos levantamentos de campo, a campanha de dezembro teve interferência mais significativa das chuvas. Apesar do valor acumulado no dia da coleta ter sido de 72,4 mm (tabela 9), até o meio-dia (hora máxima que durou o levantamento de campo), o valor acumulado estava em 5,2 mm (ocorridos entre 21h do dia anterior e 2h do dia da coleta). No dia anterior choveu 13,8 mm e o acumulado mensal (de 30 dias antes da coleta) foi de 310,8 mm). Nessa campanha, esperamos as nuvens se dissiparem para poder realizar o levantamento e evitar a interferência na radiometria e nas imagens obtidas por RPA. Além desse levantamento, houve interferência das chuvas também na campanha de maio, de acordo com o acumulado mensal (372,6 mm). No entanto, não houve ocorrência de chuvas nos 02 dias antecedentes nem no próprio dia da coleta. Em setembro, final da estação seca, houve zero ocorrência de precipitação nos 30 dias que antecederam a coleta. Em julho, pode-se considerar a mesma situação de setembro, uma vez que o acumulado de 8 mm foi referente a uma precipitação que aconteceu apenas no dia 03 de junho. Em outubro, houve pouca interferência das chuvas, não ocorrendo precipitação significativa no dia da coleta (0,6 mm ocorridos entre 0h e 1h) nem nos dias anteriores próximos a ela, com 0,4 mm no dia anterior (às 0h), e apresentou um acumulado mensal 15 mm.

Variáveis limnológicas também são fatores que controlam as respostas fisiológicas e as taxas de crescimento e de reprodução do fitoplâncton, por exemplo a variação da temperatura da água. Segundo a Lei geral Q_{10} de Jacobus Vant't Hoff, um aumento de 10C° na temperatura dobra a velocidade das reações (Jewson, 1976; Tundisi, 2010). De acordo com as medições de campo (tabela 10), a temperatura da água não foi muito alta e permaneceu basicamente a mesma em todas as medições, não apresentando variações consideráveis que influenciasse no crescimento de comunidades

fitoplanctônicas. Por outro lado, os valores de condutividade acima de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indicam possível contaminação da água por poluentes (Cetesb, 2013). Os valores de pH estão dentro da faixa de 6 a 8, esperada para águas continentais (Esteves, 2008).

Tabela 10 - Síntese das variáveis limnológicas físicas, químicas e biológicas coletadas no reservatório do Paranoá durante as campanhas de campo.

Dados dos campos e N	Dados limnológicos físicos/químicos e biológicos							
	Estadística Descritiva	Chl-a (mg/m ³) Ref.: 30	Condutiv. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)*	O2 Dissolv (mg/L)* Ref.: > 5 mg/L	TDS (mg/L)* Ref.: 500	Turbidez (NTU)* Ref.: 100	pH* Ref.: 6.0 a 9.0	Temp. água (°C)*
Campo 06/05/19 N = 3	média	1.43	na	na	na	na	na	na
	mín.	1.07	na	na	na	na	na	na
	máx.	2.14	na	na	na	na	na	na
	desv pad.	0.62	na	na	na	na	na	na
	CV	0.43	na	na	na	na	na	na
Campo 01/07/19 N = 10	média	2.06	200.90	5.79	136.98	10.98	7.29	22.57
	mín.	0.53	137.00	3.62	93.46	7.04	6.86	22.35
	máx.	4.28	341.09	6.83	231.64	21.66	7.57	22.80
	desv pad.	1.12	90.84	1.45	61.92	5.61	0.29	0.12
	CV	0.54	0.45	0.25	0.45	0.51	0.04	0.01
Campo 23/09/19 N = 6	média	5.03	145.96	8.73	100.78	10.37	8.09	21.95
	mín.	3.74	126.92	8.14	87.98	5.31	7.64	21.76
	máx.	6.42	166.24	9.44	115.03	19.51	8.59	22.57
	desv pad.	0.99	17.69	0.63	12.36	5.90	0.48	0.31
	CV	0.20	0.12	0.07	0.12	0.57	0.06	0.01
Campo 11/10/19 N = 3	média	5.93	na	na	na	na	na	na
	mín.	4.81	na	na	na	na	na	na
	máx.	7.64	na	na	na	na	na	na
	desv pad.	1.50	na	na	na	na	na	na
	CV	0.25	na	na	na	na	na	na
Campo 06/12/19 N = 10	média	3.86	234.25	5.27	158.65	30.45	7.37	23.04
	mín.	0.00	168.83	2.71	113.35	5.56	6.90	22.39
	máx.	7.13	390.36	6.58	266.38	72.68	7.60	23.96
	desv pad.	2.81	97.86	1.59	67.72	28.07	0.26	0.47
	CV	0.73	0.42	0.30	0.43	0.92	0.04	0.02

Fonte: Elaborada pela autora. * Dados coletados pela sonda Exo. TDS: Sólidos Dissolvidos Totais. na: Não se aplica, pois nesses campos não foram realizadas coletas com a sonda. Ref.: valores de referência conforme Resolução CONAMA nº 357/2005 para a classe II das águas doces. N = número de elementos amostrais.

As concentrações de Chl-a observadas nas campanhas de campo estão todas dentro do limite imposto pelo Conama para a Classe I, inclusive os valores máximos

encontrados, todos menores que 10 mg/m^3 (Tabela 10). Esse é o mesmo limite imposto pela Organização Mundial da Saúde (OMS) para probabilidades relativamente baixas de efeitos adversos à saúde, pois 10 mg/m^3 de Clorofila-a corresponde a 20000 células/mL de cianobactérias, em caso de dominância de cianobactérias na água (Binding et al., 2020). Os valores de Chl-a estavam, inclusive, muito abaixo do limite estabelecido para a classe do reservatório (Classe II), de 30 mg/m^3 , indicando excelente condição da água em relação a esse componente.

Ainda, de acordo com a classificação de Lamparelli (2004) para os níveis tróficos da água, e considerando os valores médios de Chl-a, nos campos de maio e julho a massa de água foi considerada oligotrófica, enquanto nos campos de setembro, outubro e dezembro o meio foi considerado mesotrófico. Indicando condições melhores que as encontradas no estudo preliminar, em que no inverno (jun-ago) e na primavera (set-nov) o corpo d'água foi considerado eutrófico.

Levando em consideração os dados meteorológicos (tabela 9) e a estatística descritiva dos dados limnológicos (tabela 10) com a média como medida de tendência central das campanhas realizadas, aparentemente o volume de precipitação não interferiu de forma significativa nas concentrações de Chl-a. Nas campanhas realizadas na área de estudo (foz do Riacho Fundo), pode-se comparar julho e dezembro, pois ambos tiveram os mesmos 10 pontos amostrais (definidos após técnica de reflectância acumulada a ser explicada na sessão seguinte). Julho (seca), apresentou média de $2,06 \text{ mg/m}^3$ de Chl-a, enquanto dezembro (após chuvas intensas), apresentou média de $3,86 \text{ mg/m}^3$. As duas outras campanhas na área de estudo, com apenas 3 pontos amostrais cada (podendo não representar bem a área de estudo), geoposicionados diferentemente, apresentaram: maio (após intensas chuvas), média de $1,43 \text{ mg/m}^3$ de Chl-a; outubro (seca atípica, pois esse mês é considerado o início das chuvas), média de $5,93 \text{ mg/m}^3$. A campanha de setembro (seca), ocorrida no braço do Bananal, com 6 pontos amostrais, apresentou média de $5,03 \text{ mg/m}^3$ de Chl-a.

Por outro lado, provavelmente o volume de precipitação interferiu significativamente nos valores de turbidez, com concentrações bem mais elevadas no período chuvoso, com média de 30,45 NTU em dezembro e 10,98 e 10,37 NTU em julho e setembro, respectivamente. Nos demais campos essa medida não foi realizada por não ter sido possível a utilização da sonda. Os valores médios de turbidez confirmam dados analisados no estudo preliminar, todos abaixo de 40 NTU, limite da classe I. No campo

de dezembro, observou-se um máximo de 72,68 NTU, o que era de se esperar devido ao período chuvoso, porém mesmo assim esse valor não ultrapassou os 100 NTU estabelecidos para a classe II do Conama. Da mesma forma, os Sólidos Dissolvidos Totais estão bem abaixo do limite de 500 mg/L, esse limite é o mesmo para as classes I e II do Conama.

No entanto, essas análises de Chl-a e turbidez em relação ao volume de chuvas são apenas exploratórias e não é possível uma conclusão a respeito disso. Uma amostra maior, com elementos amostrais geoposicionados da mesma forma seria necessária para que fossem aplicados testes estatísticos inferenciais e assim poder afirmar com maior assertividade a respeito dessas suposições.

Em relação às concentrações de julho, é possível que, mesmo após um mês de seca, não houve desenvolvimento do fitoplâncton devido à possível entrada de nutrientes limitantes em baixas concentrações nesse período, o que poderia indicar boa capacidade de tratamento da água pela ETE Sul, além da baixa entrada desses nutrientes nas águas trazidas pelo Córrego do Riacho Fundo, conforme Dias e Baptista (2015). Para confirmar essa hipótese, seria necessário um estudo mais amplo envolvendo a quantificação de nutrientes como nitrogênio e fósforo na água do reservatório nos períodos das campanhas.

Em geral, os dados apresentados na tabela 10 indicam que a água se encontra dentro dos padrões estabelecidos para o reservatório para os dois parâmetros medidos, inclusive com valores bem abaixo dos limites impostos. As concentrações médias de Chl-a variaram de 1,43 a 5,93 mg/m³ entre as campanhas, com valores mínimos de 0,00 e 0,53 mg/m³ em dezembro e julho, respectivamente, e valores máximos de 7,64 e 7,13 mg/m³ em outubro e dezembro, respectivamente.

Esses valores são considerados baixos para a detecção desse componente por sensoriamento remoto, quando comparado a estudos recentes que monitoram essa variável na água e trabalham com concentrações mais elevadas. Por exemplo, Cicerelli e Galo (2015), com concentração média de Chl-a de 47,54 mg/m³, máxima de 150,96 e mínima de 8,93 mg/m³. As concentrações em Shang et al. (2017) variaram entre 6 e 98 mg/m³. Em Pahlevan et al. (2020), as concentrações observadas foram entre 3,9 e 41,9 mg/m³. Cheng et al. (2020) obteve concentrações entre 0,12 e 38,57 mg/m³, com sucesso no mapeamento quantitativo de Chl-a por RPA em águas costeiras nas concentrações entre 15 e 20 mg/m³ desse componente.

Ainda, a campanha de concentração mais baixa de Chl-a obtida por Maciel et al. (2019) (valor médio: 3,23 mg/m³, e máximo: 8,59 mg/m³) não apresentou as bandas de absorção da Chl-a impressas no espectro reflectância de sensoriamento remoto, que teve forma e amplitude mais homogêneas devido às menores concentrações e amplitudes de TSS (Sólidos Suspensos Totais) e Chl-a em relação aos demais campos. Também no referido estudo, a máxima absorção em aproximadamente 670 nm e espalhamento em aproximadamente 700 nm nas campanhas de maiores concentrações de Chl-a (valores médios: 21,97 e 31,11 mg/m³, e máximos: 67,85 e 85,05 mg/m³) em relação aos demais campos foi condizente com a resposta espectral esperada para esse componente. Ademais, Metsamaa et al. (2006), a partir análises com modelo bio-óptico associado a propriedades ópticas de cianobactérias com sensores de resoluções espectrais diferentes, concluíram que a detecção das feições de absorção e espalhamento de ficocianina nos espectros de reflectância ocorrem quando a concentração média de Chl-a é superior a 8 mg/m³, e a resolução espectral do sensor é de 10 nm, com razão sinal ruído melhor que 1000:1.

4.3. Uso da Técnica de Reflectância Acumulada para delineamento amostral na Foz do Riacho Fundo do Lago Paranoá - DF a partir de imagens PlanetScope

Durante a aplicação da técnica de reflectância acumulada para o delineamento amostral utilizado nessa pesquisa, alguns produtos foram gerados, os quais serão discutidos nessa sessão.

A tabela 11 mostra os valores de desvio padrão da banda do verde das imagens de reflectância de superfície PlanetScope, gerados após a técnica de somatório de bandas. Quanto maior o desvio padrão, maior a variabilidade espectral ao longo do tempo. Usando a premissa de que quanto maior a variabilidade espectral, maior a necessidade de monitoramento (Castro, Pereira & Barros, 2016), essa tabela foi ordenada em ordem decrescente, de acordo com a variabilidade espectral das classes. Para isso, foram escolhidos os valores de desvio padrão referentes à banda do verde, por essa banda ter características esperadas de maiores respostas de reflectância espectral para o fitoplâncton presente na água (Jensen, 2011).

Tabela 11 - Variabilidade espectral das classes a partir da banda verde do produto Planet gerado após a técnica do somatório de bandas.

Classes	Área (m ²)	média B2 *	SD B2 **	CV (%)	Pontos amostrais	média dos valores Rsr <i>in situ</i> (01/07/2019) ***	SD B2 (01/07/2019)	CV (%) (01/07/2019)
Class10	15	0.4606	0.0380	8.3	na	na	na	na
Class8	18	0.4788	0.0311	6.5	na	na	na	na
Class7	10	0.4859	0.0214	4.4	6 e 10	0.0464	0.0042	9.0
Class6	46	0.4675	0.0167	3.6	3 e 8	0.0451	0.0083	18.5
Class3	112	0.4794	0.0149	3.1	1 e 2	0.0447	0.0001	0.2
Class5	67	0.5048	0.0122	2.4	7 e 9	0.0424	0.0016	3.7
Class4	109	0.4940	0.0096	1.9	4 e 5	0.0455	0.0021	4.5

Fonte: Elaborada pela autora. na: não se aplica; CV: coef. de variação. * média dos valores de reflectância de superfície da banda verde do produto do somatório. **desvio padrão da banda do verde do produto do somatório. *** média dos valores de reflectância de superfície dos pontos amostrais referentes às classes, obtidos *in situ* no dia 01/07/2019.

Após processo de classificação não supervisionada, dentre as 10 classes solicitadas, três não apresentaram qualquer valor de variação espectral, a saber as classes 01, 02 e 09 e não apareceram na visualização dos dados (Figura 10). Isso ocorreu porque o algoritmo não conseguiu distinguir um total de 10 classes na área solicitada. Além dessas três, mais duas foram descartadas, a saber as classes 08 e 10, de maior variação espectral (tabela 11), por terem sido consideradas como efeito de borda, em que, no caso das águas rasas encontradas nas bordas, a reflexão do fundo do corpo hídrico pode interferir nos valores obtidos, resultando em um sinal de baixa intensidade com variação espectral em função da composição do corpo d'água e do fundo (NOVO et al, 2019). Além disso, pode haver mistura espectral dos pixels vizinhos não pertencentes ao corpo hídrico.

Dessa forma, apenas 05 classes foram consideradas, a saber as classes 07, 06, 03, 05 e 04. Dentre elas, a classe 07 apresentou maior variação espectral (tabela 11). O resultado disso é provavelmente devido a essa classe estar nas regiões de influência do

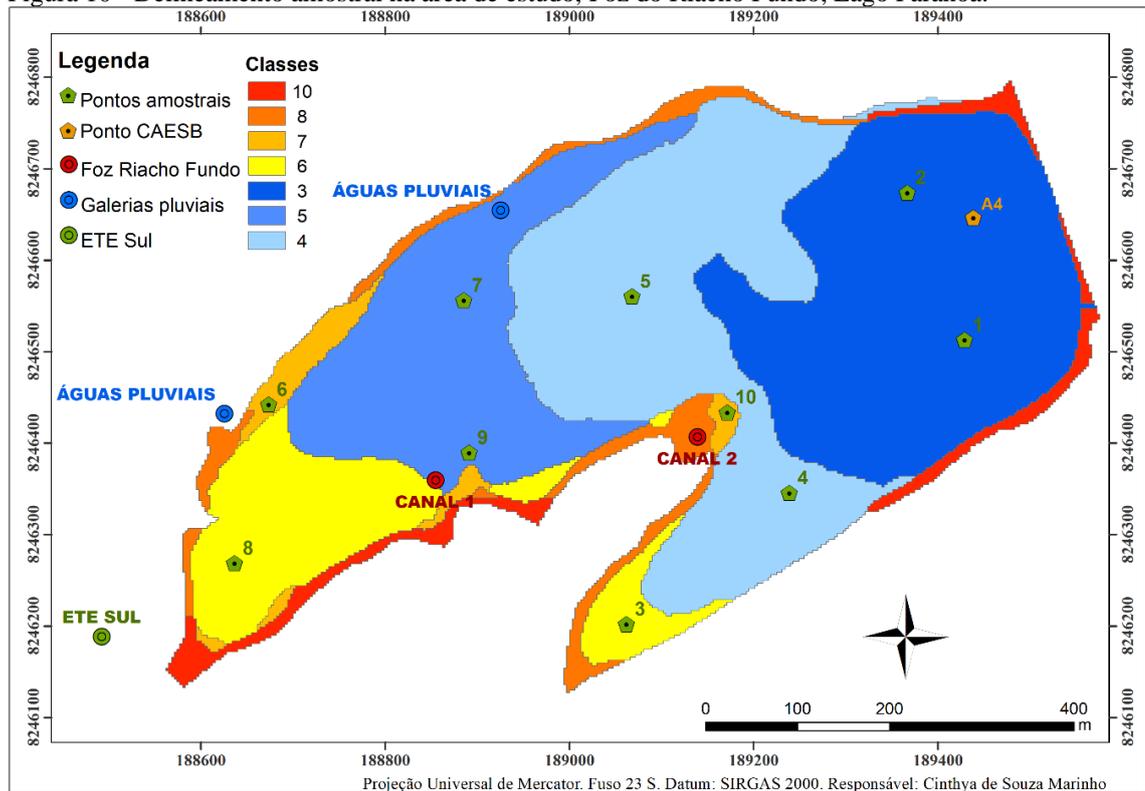
córrego do Riacho Fundo, bem como de galerias pluviais (Figura 10). A classe 6, seguinte na ordem de variação, corresponde a áreas de influência da ETE Sul e indiretamente do tributário do Riacho fundo.

Quanto às demais classes, esperava-se que quanto mais afastadas dos afluentes, menor a variação espectral. No entanto, a classe 04, de menor variação espectral encontra-se no centro da área. Como a variação espectral está levando em consideração a banda do verde, deduz-se que esse resultado pode estar de acordo com a movimentação da biomassa fitoplanctônica na região, além de outros componentes que apresentam variações espectrais na banda do verde a depender da concentração, como os Sólidos Suspensos Totais (Novo, 2008; Olivetti, 2019). No entanto, estudos mais específicos poderiam ser realizados para avaliar quais fatores seriam responsáveis por essa variação, e se realmente as três últimas classes têm diferença estatística entre si.

Após a distribuição aleatória dos elementos amostrais nas classes de interesse (dois pontos por classe), pôde-se planejar a ida a campo no dia 01 de julho de 2019, no qual, a partir dos dados hiperespectrais de reflectância de sensoriamento remoto (R_{sr}) *in situ*, foi possível a verificação da acurácia das classes geradas. Os valores médios R_{sr} coletados em cada classe de interesse no dia 01/07/2019, bem como os valores de desvio padrão e coeficientes de variação referentes a essa data foram adicionados à tabela 11. A partir desses dados, pôde-se verificar que as classes 07 e 06 permaneceram correspondendo às mais altas variações espectrais da área de estudo, corroborando com a previsão da técnica de reflectância acumulada aplicada.

A Figura 10 ilustra a disposição dos elementos amostrais nas classes geradas. A classe 07 representa basicamente duas das três entradas principais de água na área de estudo, a saber, galerias pluviais (ponto 6); e entrada de água do tributário do Riacho Fundo (pontos 9 e 10). A classe 06 representa a área de influência da ETE Sul (ponto 8) e indiretamente do tributário do Riacho fundo. Ou seja, de maneira geral o classificador separou bem as classes, identificando inclusive as principais entradas de água, que foram representadas pelas classes de maior variabilidade espectral.

Figura 10 - Delineamento amostral na área de estudo, Foz do Riacho Fundo, Lago Paranoá.



Fonte: Elaborada pela autora.

É importante ressaltar que a variabilidade espectral obtida pelos valores *in situ* de R_{sr} referem-se aos valores pontuais coletados (média de dois pontos por classe), diferente da variabilidade espectral obtida por meio da técnica de reflectância acumulada, que utilizou a média dos valores de todos os pixels presentes nas classes. Além disso, os valores de R_{sr} referem-se a apenas um dia, enquanto a técnica de reflectância acumulada utilizou dados de 4 estações do ano ao longo de dois anos. Dessa forma, a pequena alteração na ordem de variação espectral está dentro do esperado e pode-se afirmar que as imagens de reflectância de superfície PlanetScope produziram resultados satisfatórios em relação a essa técnica.

A partir dos resultados obtidos, obteve-se que a técnica de reflectância acumulada foi capaz de separar as áreas a partir da variabilidade espectral ao longo do tempo em corpos hídricos, para fins de delineamento amostral, inclusive identificando adequadamente as áreas de maior influência das principais entradas de água, representadas pelas classes de maior variabilidade espectral. Por meio da técnica foi possível distribuir os elementos amostrais de forma a obter a maior variabilidade da área. As imagens de reflectância de superfície PS produziram resultados satisfatórios em relação a essa técnica, a partir da banda do verde. É importante um conhecimento prévio

da área para saber qual COA pode influenciar mais a região, e assim definir melhor as faixas espectrais mais adequadas para o processo de classificação.

4.4. Análise dos espectros de R_{sr} obtidos em campo

As análises da espectrorradiometria de campo foram feitas a partir dos dados de julho (período seco) e de dezembro (período chuvoso), únicas campanhas em que foi possível a utilização do espectrorradiômetro na área de estudo. Nas curvas espectrais dessas datas (Figura 11), observa-se um aumento da reflectância espectral nas regiões do verde e do vermelho. Em geral, observa-se um máximo na região do verde, exceto por alguns pontos, mais proeminentes no campo do dia 12/06/2019, que apresentaram valores mais altos na região do vermelho. Em todos os espectros apresentados, os valores de R_{sr} são mais baixos do que os encontrados em águas com concentrações mais elevadas de Chl-a e de sólidos presentes na água presentes na literatura (Binding et al., 2020; Jensen, 2011; Maciel et al., 2019; Olivetti, 2019), como pode ser visualizado na Figura 2, por exemplo. As concentrações médias de Chl-a e de turbidez obtidas para os dois campos foram, respectivamente: campo de julho (2,06 mg/m³; 10,98 NTU), e campo de dezembro (3,86 mg/m³; 30,45 NTU), conforme tabela 10 previamente apresentada.

A baixa reflectância na banda do azul geralmente está associada à absorção de fitoplâncton e à dominância de matéria orgânica colorida dissolvida (CDOM) (Astuti et al., 2018), inclusive a sobreposição das feições de absorção da Clorofila-a e do CDOM em comprimentos de ondas entre 380 e 440 nm representa um desafio para o estudo desse constituinte (Barbosa et al., 2019). Dessa forma, a absorção no azul nesse estudo (Figura 11) pode se referir tanto ao CDOM quanto ao fitoplâncton.

A falta de absorção proeminente em torno de 665 nm (Astuti et al., 2018; Barbosa et al., 2019) ou 675 nm (Jensen, 2011) corroboram com as baixíssimas concentrações de Chl-a encontradas, variando entre 0,00 e 7,13 mg/m³, com média de 2,95 mg/m³ para as duas campanhas (tabela 10). Também não foi observado um pico de reflexão muito elevado na borda do vermelho em aproximadamente 690 a 700 nm (Jensen, 2011) ou aproximadamente 705 nm (Barbosa et al., 2019), que representa a concentração de Chl-a. Inclusive, a elevação dessa feição pode ser usada para estimar a quantidade desse elemento (Jensen, 2011). Apesar disso, as feições de absorção no vermelho e de reflectância na borda do vermelho evidenciam a resposta predominante da Chl-a na maioria das curvas apresentadas na Figura 11. Além disso, há ainda uma maior resposta

de reflectância no verde (Jensen, 2011), indicando que mesmo em concentrações baixas, em condições oligotróficas em 01/07/2019 e mesotróficas em 06/12/2019, a Chl-a presente na área de estudo está dominante e foi capaz de gerar feições de absorção e de reflectância características desse componente, mesmo que de forma mais tênue quando comparadas com áreas de concentrações mais elevadas.

Para melhor compreensão do comportamento espacial e espectral dos pontos na área de estudo, será denominado de grupo 1 o grupo composto pelos pontos 06, 08 e 09, em oposição aos demais pontos que serão incluídos no grupo 2.

Enquanto os elementos do grupo 2 apresentaram curvas com feições de absorção e reflectância típicas de Chl-a, os elementos amostrais do grupo 1 apresentaram características espectrais típicas de TSS (Total de Sólidos em Suspensão). Esse componente apresenta padrão de alta reflectância entre 550 e 700 nm, que é mais alto quanto maior é a concentração de sedimentos, e queda de reflectância em direção ao infravermelho próximo (Novo, 2008). Novo (2001) também demonstrou aumento do coeficiente de espalhamento à medida que aumenta a concentração de TSS.

Apesar da diminuição da reflectância no infravermelho próximo, o espalhamento ainda é considerado alto, principalmente em elevadas concentrações desse componente, e essa região pode ser utilizada para relacionar dados de TSS e reflectância (Jensen, 2011; Olivetti, 2019; Olmanson, Brezonik & Bauer, 2013; Kallio et al., 2001). Jensen (2011) concluiu que comprimentos de onda do visível (580 – 690 nm) fornecem informações sobre os tipos de sólidos em suspensão, enquanto a faixa do infravermelho próximo (714 – 880 nm) pode ser utilizada para determinar a quantidade de sólidos suspensos, em que em ambos os tipos de sólidos (argilosos e arenosos), os maiores coeficientes de correlação ($r > 0,9$) foram nessa faixa espectral. As altas correlações de TSS encontradas por Olivetti (2019) no infravermelho próximo ($R^2 > 0,9$) foram consideradas em função dos valores extremos de TSS (ex.: 186,6 mg/L). Em outros casos, a banda do vermelho pode apresentar melhor desempenho na estimativa de TSS (Dekker et al., 2002).

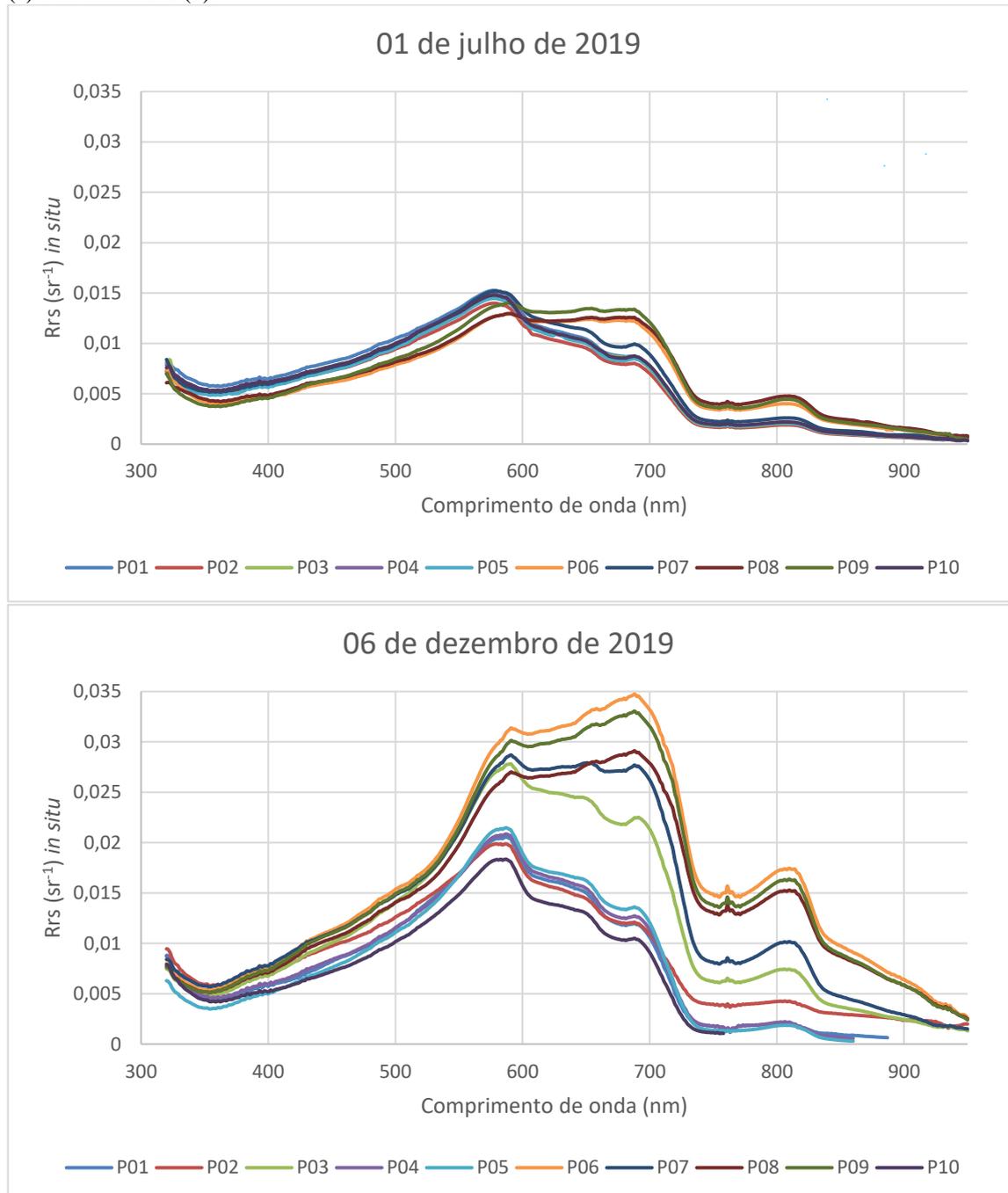
É importante destacar que essas características de TSS estão presentes 3 pontos amostrais referentes ao grupo 1, grupo que tem as menores concentrações de Chl-a. O grupo 2 tem característica de água pura com feições suaves associadas a Chl-a, observadas nas curvas espectrais e nos dados limnológicos, como será discutido com mais detalhes.

Comparando as classes geradas (Figura 10) e as curvas espectrais (Figura 11), o ponto 9, apesar de ter sido inserido na classe 5, está bem próximo à Foz do tributário do Riacho Fundo e, apesar de estarem inseridos em classes diferentes, os pontos 06, 08 e 09 estão relativamente próximos entre si e apresentam as mesmas características espectrais em ambos os campos (Figura 11). Além disso, o ponto 10, apesar de também estar localizado na Foz do tributário do Riacho Fundo (canal 2), apresenta características espectrais diferentes do ponto 09 (canal 1).

A diferença nas respostas espectrais nas duas entradas de água do córrego do Riacho Fundo (canais 1 e 2) pode levar a duas suposições: 1) que a ETE Sul é mais responsável pelas maiores variações espectrais encontradas do que o tributário do Riacho Fundo; ou 2) que, dentre os dois canais que trazem água do córrego do Riacho Fundo, o canal 1 (canal à oeste que visivelmente apresenta maior vazão (Figura 5), interfira mais que a ETE nas respostas espectrais dessa região.

Além do canal 1, a entrada de água de galerias pluviais poderia estar influenciando nas características da água nessa região. No entanto, no estudo de Dias (2017), O ponto BRF1, localizado nas proximidades dos efluentes da ETE e das galerias pluviais, apresentou menores concentrações de materiais em suspensão (MES) em relação aos pontos de influência do córrego do Riacho Fundo (BRF3 e BRF4), que foi considerado a principal fonte de MES nesse braço. Assim, essa autora concluiu que a ETE, em oposição ao córrego do Riacho Fundo, não apresentou contribuição significativa na concentração de sedimentos. Ainda, sugeriu que o sedimento proveniente da ETE é rico em matéria orgânica, após análise visual (sedimento superficial com grande quantidade de gás e cor preta escura) e laboratorial (alta perda de fogo do material, PF = 13,48%). Dessa forma, é muito provável que o canal 1, em oposição aos efluentes da ETE e das galerias pluviais, seja a principal fonte de aporte de sedimentos na área de influência dos pontos 06, 08 e 09, enquanto a ETE, a maior responsável pelo aporte de nutrientes da região.

Figura 11 - Espectros de Reflectância de Sensoriamento Remoto (R_{rs}) de campo das campanhas de julho (a) e de dezembro (b).



Fonte: Elaborada pela autora.

De forma a complementar esse entendimento, além de as feições espectrais dos três pontos do grupo 1 se assemelharem à resposta espectral esperada para águas contendo TSS nas duas campanhas e, portanto, condizentes com fluxos maiores de água que comumente trazem aportes de sedimentos, ainda, esses três pontos apresentaram maiores concentrações de sólidos dissolvidos totais (TDS) e turbidez em relação aos demais pontos nas duas campanhas (tabelas 12 e 13), seguido pelo ponto 7, limite do grupo 2 e

visualmente separando os dois grupos (Figura 10 e Figura 11). O grupo 2 apresentou as menores concentrações desses parâmetros. Dias (2017) encontrou situação semelhante na área de estudo, em que observou diminuição da concentração do MES à medida que os pontos se afastaram do exultório do Riacho Fundo, devido ao aumento gradativo da profundidade, e principalmente, pela forte diminuição da capacidade de transporte em função da perda de velocidade do fluxo de água ao atingir o lago.

Tabela 12 - Concentrações de Chl-a, TDS e turbidez na campanha de 01 de julho de 2019.

Elementos amostrais	Chl-a (mg/m³)	TDS (mg/l)	Turbidez (NTU)
P8	0.53	225.20	21.66
P3	0.84	96.98	7.49
P6	1.07	222.49	17.71
P5	1.78	99.75	7.59
P4	1.94	96.22	7.16
P10	2.14	97.44	7.62
P1	2.25	97.25	7.13
P9	2.67	231.64	17.30
P2	3.10	93.46	7.04
P7	4.28	109.37	9.07

Fonte: Elaborada pela autora. Os elementos amostrais foram dispostos em ordem crescente em relação às concentrações de Chl-a.

Analisando separadamente cada campanha, nas respostas espectrais do dia 01/07/2019 foi observado um máximo de reflectância na região do verde, por volta de 580 nm em todos os pontos, com declínio na região do vermelho no grupo 2, e manutenção e elevação no grupo 1, além de picos suaves na borda do vermelho, por volta de 690 nm em todos os pontos amostrais. O grupo 1 apresentou reflectâncias mais constantes em toda a faixa do vermelho, com duas pequenas inflexões por volta de 655 nm e de 690 nm. Observa-se ainda que as curvas do grupo 1 foram mais tênues em julho, em concordância com os menores valores médios de TDS e turbidez dessa campanha em relação a de dezembro. No geral, as curvas de julho apresentaram respostas espectrais mais baixas, menores que $0,016 \text{ sr}^{-1}$, enquanto a campanha de dezembro apresentou respostas de até $0,035 \text{ sr}^{-1}$, o que é condizente com as concentrações médias de Chl-a, turbidez e TDS mais baixas em julho.

Analisando as concentrações obtidas em campo para os pontos do grupo 1 em julho, eles apresentaram Sólidos Dissolvidos Totais (TDS) muito superiores, com 222,5,

225,2 e 231,6 mg/L (tabela 12). Em seguida, na ordem de concentração está o ponto 7, com 109,4 mg/L, ponto de transição entre os grupos 1 e 2. A variação de concentração nos demais pontos foi de 93,5 a 99,75 mg/L de TDS. Os valores de turbidez acompanharam esse mesmo padrão, com o grupo 1 à frente (concentrações 21,7, 17,7 e 17,3 NTU) e logo em seguida o ponto 7 (9,1 NTU). Os demais pontos do grupo 2 apresentaram menores concentrações (7,04 a 7,6 NTU), porém variaram na ordem, podendo indicar que não há muita diferença entre os pontos desse grupo, com exceção ao ponto 7. Esse comportamento é esperado, pois valores de turbidez são correlacionados com concentrações de sedimentos, com $R^2 = 0,92$ (De Aquino et al., 2018). Dessa forma, os valores desses dois parâmetros corroboram para a tese de maior influência do Canal 1 no aporte de sedimentos na região.

Em relação às respostas espectrais de Chl-a, o grupo 1 apresentou ausência de feição de absorção no vermelho entre 665 e 675 nm, indicando baixa concentração de Chl-a nesses pontos. Por outro lado, as curvas do grupo 2, apresentaram respostas espectrais suaves que podem ser atribuídas à presença de Chl-a, como absorção em torno de 675 nm e reflectância em torno de 690 nm. No entanto, essas feições de absorção e espalhamento não são tão proeminentes quanto às de concentrações mais elevadas desse componente observadas na literatura (Figura 2) (Jensen, 2011), porém estão condizentes com as feições tênues encontradas no estudo de de Maciel et al. (2019) que observaram máxima absorção em aproximadamente 670 nm e espalhamento do fitoplâncton em aproximadamente 700 nm em duas campanhas com concentrações médias de 21,97 mg/m³ e 31,11 mg/m³ de Chl-a.

Para essa campanha, a relação entre as concentrações de Chl-a e os grupos não foi tão definida quanto a de dezembro, provavelmente devido às concentrações mais baixas desse componente em julho, que variou de 0,53 a 4,28 mg/m³, com média de 2,06 mg/m³, enquanto a de dezembro variou de 0 a 7,13 mg/m³, com média de 3,86 mg/m³. Mesmo assim, pôde-se observar alguma relação das concentrações de Chl-a de julho com os grupos e com as curvas espectrais. A menor concentração de Chl-a observada foi no ponto 8 do grupo 1, que condiz com a falta de feição de Chl-a na curva espectral desse ponto. A maior concentração foi a do ponto 7, que apresentou maior intensidade de reflectância em relação aos demais pontos com feições de Chl-a. Vale enfatizar que nenhuma das curvas em nenhum dos campos exibiram a forte absorção na região do vermelho entre 665 e 680nm, seguida de um pico de reflectância mais proeminente na borda do vermelho

entre 690 e 725nm, características de águas com concentrações consideráveis de biomassa fitoplanctônica (Astuti et al., 2018; Jensen, 2011; Matthews, 2011). No entanto, apresentaram certo grau de absorção e espalhamento nessas feições, o que está em conformidade com as baixas concentrações de Chl-a obtidas em campo.

Na campanha de dezembro, após elevada precipitação de novembro, o grupo 1 continuou registrando feições típicas de águas contendo concentrações predominantes de sólidos na água. Apesar das respostas espectrais terem sido superiores às de julho, elas continuaram baixas, principalmente quando comparadas a outros estudos, como o de Olivetti (2019), com concentrações de TSS de 130,7 mg/L e valores de Rsr de cerca de 0,055 sr⁻¹ nas concentrações mais altas desse componente. O pico das curvas não ultrapassou 0,035 sr⁻¹ no presente trabalho. Ao analisar as concentrações obtidas em campo para o grupo 1, as concentrações de Sólidos Dissolvidos Totais (TDS) foram muito superiores, com 252,4, 266,4 e 250,9 mg/L de TSD (tabela 13), enquanto o grupo 2 apresentou variação de 113,4 a 120,3 mg/L, sendo o valor de 120,3 mg/L referente ao ponto 7, que se encontra na divisão entre os dois grupos. Os valores de turbidez acompanharam esse padrão.

Tabela 13 - Concentrações de Chl-a, TDS e turbidez na campanha de 06 de dezembro de 2019.

Elementos amostrais	Chl-a (mg/m³)	TDS (mg/l)	Turbidez (NTU)
P6	0.00	252.43	72.68
P9	0.00	250.89	70.71
P8	0.76	266.38	65.02
P7	2.67	120.36	29.11
P10	3.93	113.35	5.56
P5	5.35	116.92	11.72
P2	5.88	119.24	8.19
P1	6.11	115.77	6.42
P4	6.75	113.97	10.00
P3	7.13	117.22	25.08

Fonte: Elaborada pela autora. Os elementos amostrais foram dispostos em ordem crescente em relação às concentrações de Chl-a.

As concentrações de Chl-a do grupo 1 foram inferiores aos demais, sendo 0, 0,76 e 0 mg/m³, enquanto nos demais pontos as concentrações variaram de 2,7 a 7,1 mg/m³, referentes aos pontos 7 e 3, respectivamente. Percebe-se, ao olhar o gráfico, que o ponto 7 encontra-se quase no limite de percepção da feição de absorção da Chl-a no vermelho,

e apresenta também características de presença de TSS, estando muito próxima das curvas do grupo 1. Percebe-se ainda que as concentrações de Chl-a vão aumentando à medida que os pontos se afastam dessa região. Por exemplo, as concentrações observadas dos pontos 10, 5, 2, 1, 4 e 3 foram, respectivamente, 3,9, 5,3, 5,9, 6,1, 6,8 e 7,1 mg/m³. Para as concentrações de TDS e turbidez não há essa linearidade entre os dados, podendo indicar que, no geral, dentro do grupo 2 esses parâmetros não têm diferença entre si.

O aumento das concentrações de Chl-a à medida que se os pontos se afastam do grupo 1 pode ocorrer devido ao excesso de turbidez próximo ao grupo 1, que bloqueia a luz do sol, diminuindo a fotossíntese e consequentemente a produção do fitoplâncton (Tundisi & Tundisi, 2008). Além disso, a presença de sedimentos mascara a resposta da clorofila a nas curvas espectrais (Jensen, 2011). Essa graduação pode ser devida também às maiores profundidades e distância do aporte de águas, o que poderia permitir a estratificação e o desenvolvimento do fitoplâncton. As maiores concentrações de Chl-a nas regiões mais afastadas da região de influência da Foz do Córrego do Riacho Fundo corroboram com o estudo de Dias & Baptista (2015), que observaram concentrações mais elevadas de fósforo e nitrogênio à medida que a região se afastava da zona de influência da Foz do Riacho Fundo. O aporte desses nutrientes foi considerado proveniente da ETE Sul, em oposição à Wetland do Riacho Fundo, que apresentou a capacidade de retenção de nutrientes e consequente controle da eutrofização.

4.5. Análise da resposta espectral das imagens obtidas pelos sensores Sequoia e Planet

Além da caracterização da área de estudo nos períodos analisados, os dados de espectrorradiometria de campo foram reamostrados para o intervalo espectral das imagens utilizadas, com o intuito de avaliar a qualidade radiométrica dos dados multiespectrais aéreos e orbitais. Dentre as campanhas na área de estudo em que foram obtidos dados de espectrorradiometria de campo, os dados da Sequoia foram obtidos nos dias 01/07 e 06/12/2019 e os dados PlanetScope no dia 01/07, devido à presença de nuvens no campo de dezembro. Os espectros de Rsr das bandas desses sensores são apresentados na Figura 12, bem como a Rsr de campo, para fins de comparação.

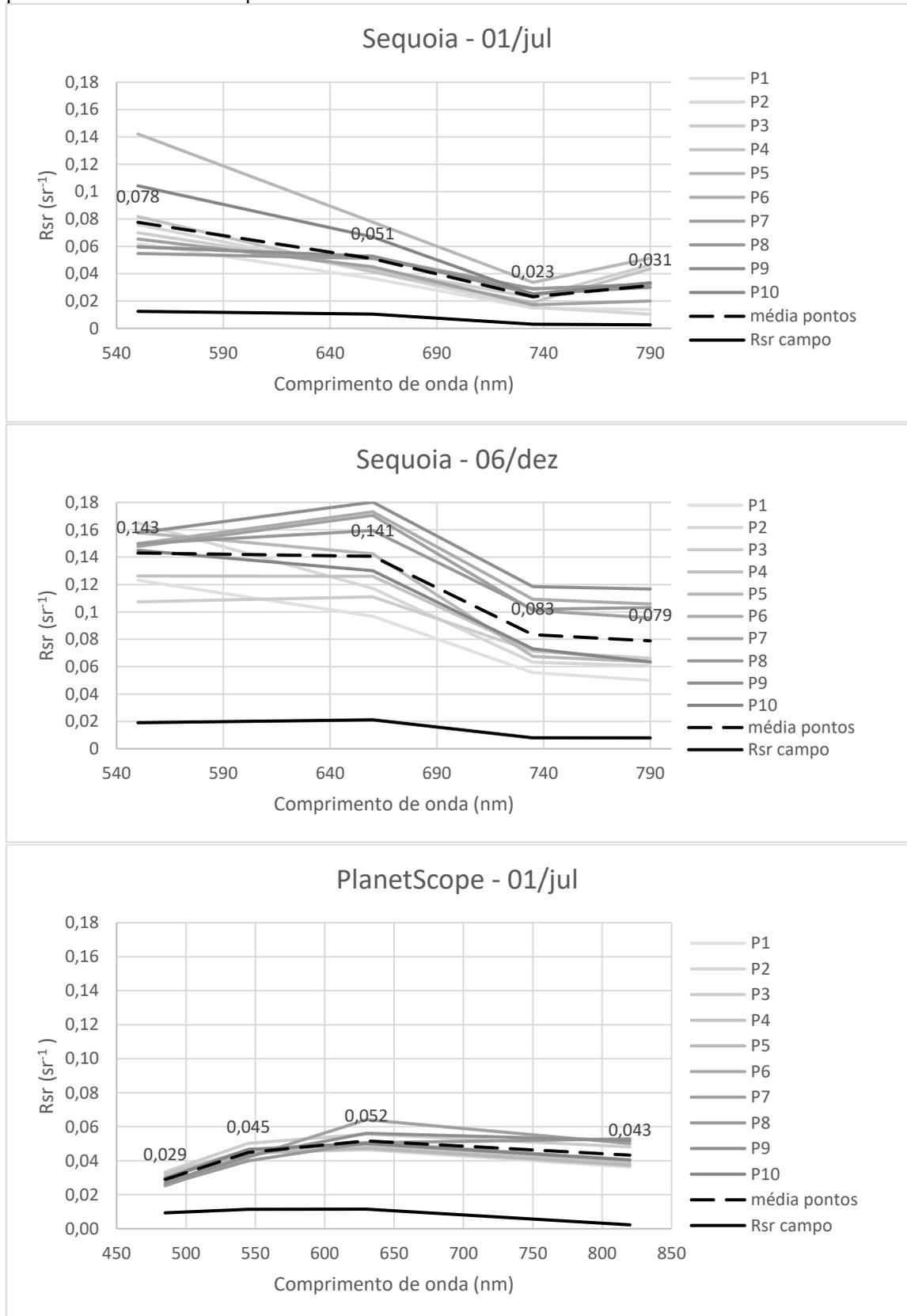
Tanto para a Sequoia quanto para o PS, as respostas espectrais apresentaram intensidades de reflectância mais elevadas e padrão similar de absorção e de reflexão em relação à espectrorradiometria de campo. Além disso, essas respostas foram mais baixas

em julho (época seca) e mais altas em dezembro (período chuvoso) acompanhando o padrão da espectrorradiometria de campo. Esse resultado se dá provavelmente aos valores mais elevados de COAs no período chuvoso, principalmente de sedimentos.

Em dezembro, observa-se uma resposta média mais elevada na região do vermelho (centrada em 660 nm, Sequoia) e queda de reflectância em direção ao infravermelho próximo, características espectrais típicas de TSS (Novo, 2008). Para o mesmo sensor (Sequoia), em julho percebe-se reflectância mais acentuada para a banda do verde, centrada em 550 nm, característica de Chl-a. A reflexão no vermelho (centrado em 660) não é tão proeminente para essa data e, se comparada com o verde, pode-se inferir absorção, outra característica da Chl-a. Seria esperado também reflexão na borda do vermelho em 705 nm, no entanto, para esse sensor, a banda da borda do vermelho está centrada em 735 nm, não sendo possível a avaliação da resposta da Chl-a nessa faixa espectral. A absorção em 735 nm e 790 nm podem ser consideradas absorções do infravermelho próximo (Jensen, 2011), por tanto condizente com a resposta espectral dos COAs estudados na água.

O PS apresentou curvas diferentes da Sequoia para a mesma data, condizente com os diferentes intervalos espectrais desse sensor. Apresentou reflexão no vermelho, no entanto, para o PS, essa faixa espectral é centrada em 630 nm, que não é um intervalo com características específicas para a Chl-a. Observa-se, como esperado, absorção no azul (centrado em 485 nm) e no infravermelho próximo (centrado em 820 nm). Além de reflexão no verde (centrado em 545 nm), embora com intensidade um pouco menor que a apresentada na curva da Sequoia para essa faixa espectral (centrada em 550 nm).

Figura 12 - Espectros de Rsr da câmera Sequoia e PlanetScope para os elementos amostrais das campanhas de julho e dezembro em comparação com o espectro de Rsr de campo da média dos pontos reamostrados para o sensor e a data correspondentes.



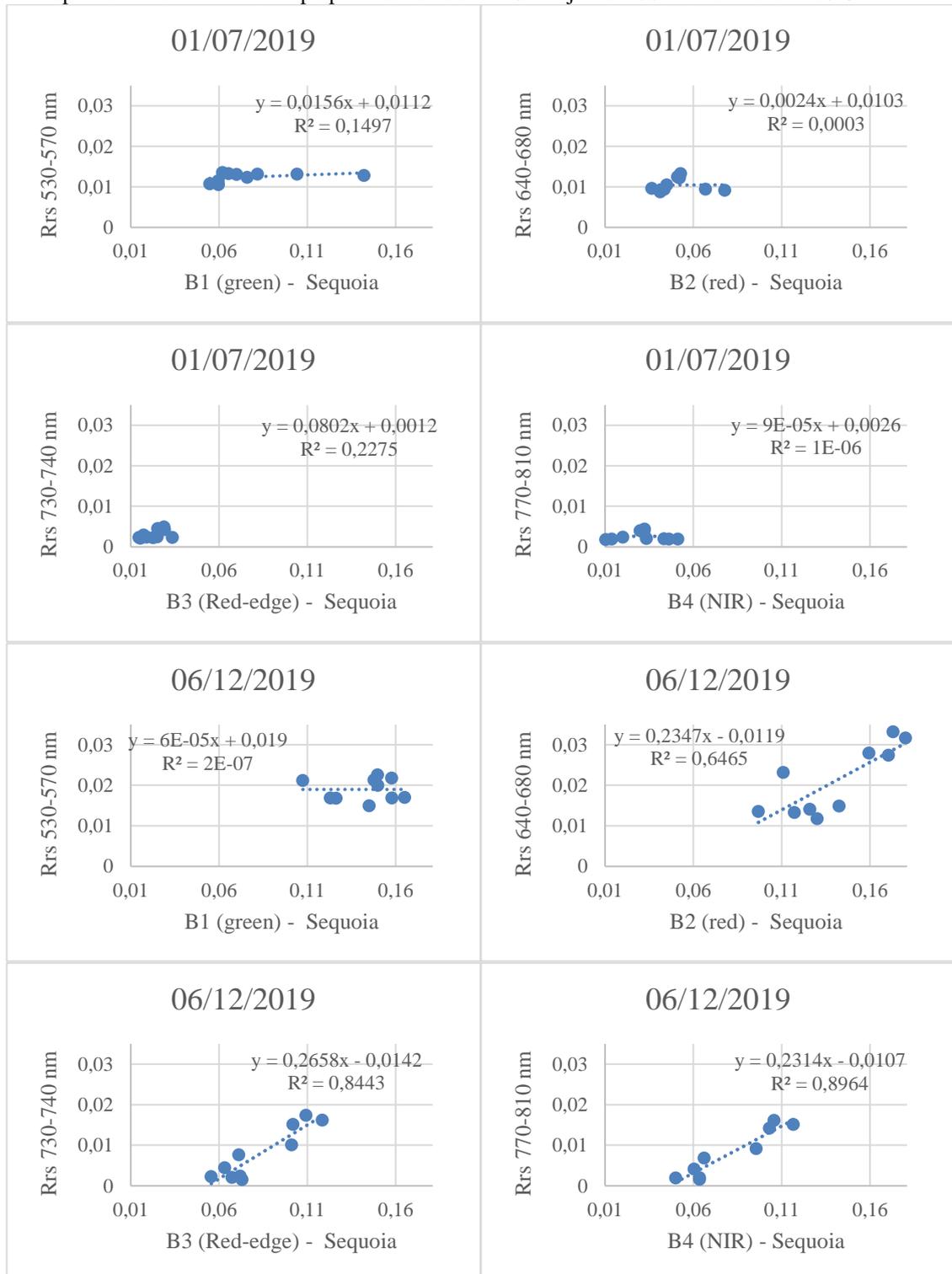
Fonte: Elaborada pela autora.

Os dados de R_{sr} de campo e dos sensores também foram usados para geração de gráficos de dispersão (Figura 13 e Figura 14), em que foram aplicadas bandas separadas para essa avaliação. Maciel et al. (2020) demonstraram que as bandas individuais do PS relacionadas à R_{sr} de campo apresentam performances muito diferentes entre si, sendo mais consistentes individualmente, que quando colocadas juntas na mesma equação. Olivetti et al. (2020) também realizou análises a partir das bandas individuais da câmera Sequoia.

Para a Sequoia, diferente da campanha de dezembro, a campanha julho não apresentou correlações entre os valores de pixel de reflectância de superfície das bandas individuais da câmera Sequoia e as bandas simuladas por espectrorradiometria de campo para o referido sensor (Figura 13). Os valores de pixel da Sequoia para esse campo também não apresentaram correlação com as concentrações de Chl-a. É possível que esses resultados sejam devido a problemas com o ortomosaico gerado, conforme detalha o item 4.6.1, ou devido às baixas concentrações desse componente nesse dia e à baixa resposta espectral, com valores de R_{sr} abaixo de $0,016 \text{ sr}^{-1}$ em julho, enquanto a campanha de dezembro apresentou valores de até $0,035 \text{ sr}^{-1}$, campanha essa que apresentou bons resultados e, dessa forma, seus dados foram utilizados para a avaliação dos produtos de reflectância da Sequoia.

A partir dos 10 pontos amostrais coletados no campo de dezembro, pôde-se observar que as reflectâncias no sensor da Sequoia corresponderam bem às medições *in situ*, com a precisão aumentando em função do comprimento de onda (Figura 13). Os coeficientes de determinação (R^2) variaram em 0,0, 0,64, 0,84, e 0,89 para os canais verde, vermelho, borda do vermelho e infravermelho próximo, respectivamente. Outro estudo semelhante, utilizando os mesmos sensores e medições de campo, com 12 pontos amostrais, obteve acurácia decrescente em função dos comprimentos de onda, com R^2 de 0,98, 0,94, 0,42, até 0,43 para os canais verde, vermelho, borda do vermelho e infravermelho próximo, respectivamente (Olivetti et al., 2020). Essa inconsistência pode ser devido às diferenças entre os componentes opticamente ativos presentes em cada reservatório. Apesar da menor acurácia encontrada no NIR, essa banda apresentou melhor performance na detecção de TSS para médias e altas concentrações, com maiores valores RMSE, de acordo com o autor. Por outro lado, modelos bio-ópticos que utilizaram bandas em comprimentos de onda mais curtos (vermelho e verde) foram os mais apropriados para detectar baixas concentrações de TSS durante a estação seca.

Figura 13- Gráficos de dispersão entre as bandas individuais da câmera Sequoia e as bandas reamostradas da espectrorradiometria de campo para esse sensor em 01 de julho e 06 de dezembro de 2019.



Fonte: Elaborada pela autora.

Ainda na campanha de dezembro são observadas altas correlações entre a espectrorradiometria de campo e as faixas espectrais do vermelho, borda do vermelho e infravermelho próximo da câmera Sequoia (Figura 13). Da mesma forma, essas faixas

espectrais apresentaram altos coeficientes de correlação e de determinação com as concentrações de Chl-a obtidas *in situ*, com $r = 0,89, 0,92$ e $0,93$ e $R^2 = 0,8, 0,85$ e $0,86$ para as bandas do vermelho, borda do vermelho e infravermelho próximo, respectivamente (tabela 14). Observa-se que apenas a banda do verde não apresentou correlação com a espectrorradiometria de campo, nem com as concentrações de Chl-a. É possível que as baixas concentrações de COAs que refletem bem no verde, como Chl-a e sólidos presentes na água possa ter causado esse resultado, porém para que essa sugestão fosse conclusiva seria necessário um maior número de elementos amostrais.

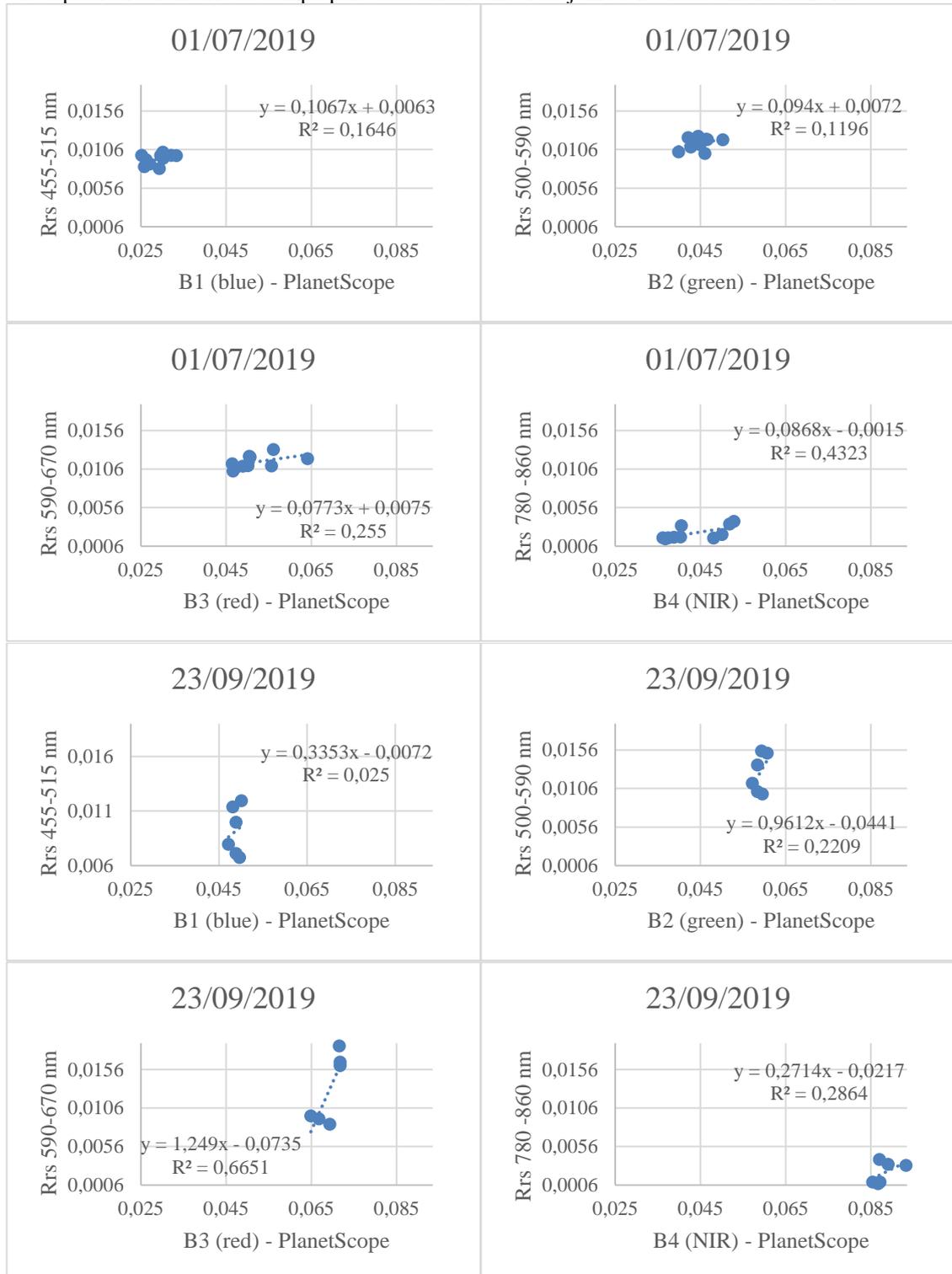
As altas correlações, de maneira geral, entre os dados de reflectância da câmera Sequoia com os valores de reflectância das bandas reamostradas para a Sequoia por meio da espectrorradiometria de campo indicam confiabilidade dos dados e grande possibilidade de uso de um sistema RPA + sensor multiespectral na avaliação da qualidade de águas continentais. Dessa forma, esses dados foram utilizados para a determinação de um modelo de regressão linear e geração de mapa de Chl-a na região da Foz do Riacho Fundo, Lago Paranoá, que serão apresentados na sessão 4.6.1.

Os gráficos de dispersão entre a R_{sr} de campo e os dados PS são apresentados na Figura 14. Os gráficos foram gerados para as campanhas de julho e de setembro pois nessas foi possível a aquisição da espectrorradiometria de campo. Ambas as campanhas foram realizadas no período seco, o que pode ser o motivo das baixas correlações. Outros motivos podem ser a diferença de um dia entre a aquisição das imagens e a coleta de campo, além das características das imagens discutidas a seguir. Os dados de R_{sr} de campo da campanha de dezembro não puderam ser relacionados com as imagens Planet, pois no dia do campo e nos dias seguintes a quantidade de nuvens inviabilizou o uso dessas imagens.

As imagens PS adquiridas foram referentes a um dia após os campos de julho e de dezembro, conforme tabela 6. Em águas turbidas, esse intervalo de tempo não seria considerado um fator impeditivo para o uso dessas imagens, conforme Barbosa, Novo e Martinez (2009), que apresentaram bons resultados, mesmo com 6 dias de diferença, com o sensor MERIS. Maciel et al. (2020) obtiveram bons resultados com intervalo de tempo de 5 dias entre a passagem do Planet e as coletas de campo em lagos turvos, no entanto, em águas consideradas claras, mesmo o intervalo de tempo de aproximadamente um dia os erros foram altos, com maiores diferenças entre os dados R_{sr} de campo e de reflectância

de superfície PlanetScope. Isso pode ser explicado pela baixa turbidez da água e não necessariamente pelo intervalo de tempo entre as amostras e a passagem do satélite.

Figura 14- Gráficos de dispersão entre as bandas individuais PlanetScope SR e as bandas reamostradas da espectrorradiometria de campo para esse sensor em 01 de julho e 23 de setembro de 2019.



Fonte: Elaborada pela autora.

Na campanha do dia 01 de julho (10 pontos amostrais), não foram observadas correlações com os dados *in situ* de reflectância de sensoriamento remoto (R_{sr}) para nenhum intervalo espectral do produto de reflectância de superfície PS. O mesmo ocorreu com os dados da Sequoia para a campanha de julho, na seca, o que sugere que, possivelmente esses dados poderiam proporcionar bons resultados no período chuvoso, com concentrações de COAs um pouco maiores, no entanto a presença de nuvens impediu essa avaliação.

Na campanha do dia 23 de setembro (06 pontos amostrais do campo extra, na Foz do Bananal), apenas a banda do vermelho obteve bons resultados, com coeficientes de correlação e de determinação respectivamente: $r = 0.82$ e $R^2 = 0.67$. Esse intervalo espectral também foi o que apresentou os melhores resultados nos estudos de Maciel et al. (2020) e de Wang et al. (2019), descritos a seguir.

Maciel et al. (2020), um dos primeiros autores a avaliarem a qualidade radiométrica dos dados Planet para águas continentais, compararam dois tipos de águas e observaram que em águas claras, os resultados de todas as bandas espectrais do Planet foram inaccurados em relação à R_{sr} *in situ*, ou seja, os valores Planet não foram próximos aos valores de referência da espectrorradiometria de campo, apresentando $R^2 < 0,02$, enquanto em águas túrbidas, bons resultados foram observados em todas as bandas do visível. A banda do vermelho apresentou o melhor resultado: $R^2 = 0,84$. Esses resultados do PS foram consistentes com estudos com satélites de melhor resposta SNR (razão sinal-ruído) como o Landsat-8/OLI, que também usou correção atmosférica 6SV, e obteve bons resultados no visível, com melhores respostas para as bandas do verde e do vermelho em lagos túrbidos na China (Wang et al., 2019).

Ainda no estudo de Maciel et al. (2020), os erros observados nas águas túrbidas (média dos sólidos suspensos totais – TSS = 25,87 mg/L) foram parcialmente e apenas devido às incertezas da correção atmosférica, à baixa SNR, e aos efeitos da reflexão solar. No caso do lago mais limpo, a baixa concentração de TSS (média = 3,66 mg/L) aumentou significativamente o impacto desses erros, pois quanto menor é o retroespalhamento, menores são os valores de R_{sr} , e baixos valores de R_{sr} requerem uma SNR mais alta para superar o ruído no resultado final. O mesmo pode ter ocorrido no presente estudo, em que as águas foram consideradas claras, apresentando valores de turbidez e sólidos totais dissolvidos muito baixos, conforme discutido no tópico 4.2.

Apesar das inconsistências encontradas entre os dados PS e a espectrorradiometria de campo, dados de Reflectância de Superfície PlanetScope apresentaram correlações significativas com as concentrações de Chl-a obtidas em campo após adensamento amostral, como será demonstrado no tópico 4.6.2.

4.6. Monitoramento de Clorofila-a por meio de sensores aéreo e orbital

Os modelos de estimativa de Chl-a apresentados na tabela 1 foram aplicados aos dados multiespectrais da câmera Sequoia (campo do dia 06/12/2019, contendo 10 pontos amostrais) e dos sensores PS (campos dos dias 01/07/2019, 23/09/2019, 11/10/2019, e campanhas da CAESB, totalizando 23 pontos amostrais). Esses modelos foram correlacionados com as concentrações de Chl-a de campo, em que se obteve os coeficientes de determinação (R^2) e de correlação de Pearson (r) mostrados na tabela 14.

Conforme observado nessa tabela, as bandas individuais apresentaram melhores correlações em relação aos modelos testados para estimativa de Chl-a, tanto para a Sequoia quanto para o PS. Esses resultados estão em conformidade com Jorge et al. (2017), que aponta que modelos de razões de banda aplicados para obtenção de Chl-a e TSS tendem a amplificar os erros em sensores com baixas SNR, principalmente em baixas Rsr. Apesar dos melhores resultados com as bandas individuais, outros modelos apresentaram médias correlações, como foi o caso dos modelos 6, 7, 10, 13 e 14 da tabela 14.

Ainda, modelos de estimativa de Chl-a baseados em razões de banda azul para verde (B:G), projetados para a relativa simplicidade de oceanos abertos, apresentam baixo desempenho para águas opticamente complexas devido à interferência de minerais suspensos e materiais orgânicos dissolvidos. Esses modelos mostraram sucesso quando aplicados em águas com baixa a moderada concentração de biomassa fitoplanctônica (Matthews, 2017), porém em condições de águas turbidas e eutróficas, a combinação de saturação de algoritmo e o aumento das incertezas provenientes das correções atmosféricas podem levar a estimativas de Chl-a errôneas a partir dessa abordagem de algoritmo (Binding et al., 2020). Por outro lado, Abordagens de algoritmo que exploram a porção vermelha e infravermelha próxima (R-NIR) do espectro funcionam bem em águas turvas e eutróficas (Gilerson et al., 2010).

Tabela 14 –Resultado dos índices e bandas individuais de estimativa de Chl-a testados com os dados da Sequoia e PlanetScope de reflectância de superfície (*Analytic SR*) e de radiância (*Analytic*).

ID	Bandas/ Índices	Sequoia		Planet (<i>Analytic SR</i>)		Planet (<i>Analytic</i>)		Referência
		<i>r</i>	R ²	<i>r</i>	R ²	<i>r</i>	R ²	
1	AZ	na	na	0.72	0.52	0.81	0.66	-
2	VD	*	*	0.81	0.65	0.80	0.64	-
3	VM	0.89	0.80	0.72	0.52	0.73	0.54	-
4	BV	0.92	0.85	na	na	na	na	-
5	IP	0.93	0.86	0.80	0.64	0.71	0.50	-
6	VM/BV**	0.65	0.42	0.71	0.50	*	*	-
7	NDVI = (IP-VM)/(IP+VM)	0.67	0.45	0.71	0.51	*	*	(Rouse et al., 1973)
8	NDCI** = (BV-VM)/(BV+VM)	*	*	0.71	0.51	*	*	(Mishra; Mishra, 2012)
9	RAVI = VD/VM	*	*	*	*	*	*	(Coelho et al., 2012)
10	NRAVI = (VD-VM)/(VD+VM)	0.64	0.41	*	*	*	*	(Coelho et al., 2012)
11	VD/AZ	na	na	*	*	*	*	(Turner, 2010)
12	AZ/VM	na	na	*	*	*	*	(Mancino et al., 2009)
13	IP/VM	0.69	0.47	0.70	0.50	*	*	Duan et al. (2007)
14	Log AZ/log VM	na	na	*	*	*	*	Han_and_Jordan (2005)
15	(AZ-VM)/VD	na	na	*	*	*	*	Mayo et al. (1995)
16	LnAZ–LnVD	na	na	*	*	*	*	Brivio et al. (2001)
17	Log (VD/VM)	0.64	0.41	*	*	*	*	Hellweger et al. (2004)
18	Log(VM/AZ)	na	na	*	*	*	*	Gitelson et al. (1996)

Fonte: Elaborada pela autora. Legenda: Comprimentos de onda: AZ (azul); VD (verde); VM (vermelho); BV (borda do vermelho); IP (infravermelho próximo); na: não se aplica; ou sem valores, pois produto Sequoia não apresenta banda do azul ou Produto Planet não apresenta banda borda do vermelho; *não apresentou correlação; **adaptado para o Planet, pois não existe a banda borda do vermelho para esses sensores. Dessa forma, utilizou-se o infravermelho próximo em seu lugar.

4.6.1. Monitoramento de Clorofila-a por meio do sensor multiespectral aerotransportado Sequoia

4.6.1.1. Qualidade na geração dos ortomosaicos

A aquisição dos dados multiespectrais gerados pela câmera Sequoia a bordo de RPA aconteceram concomitantemente às campanhas de julho e dezembro. Diferentemente do campo de dezembro, os resultados gerados pelo *Pix4DMapper* para

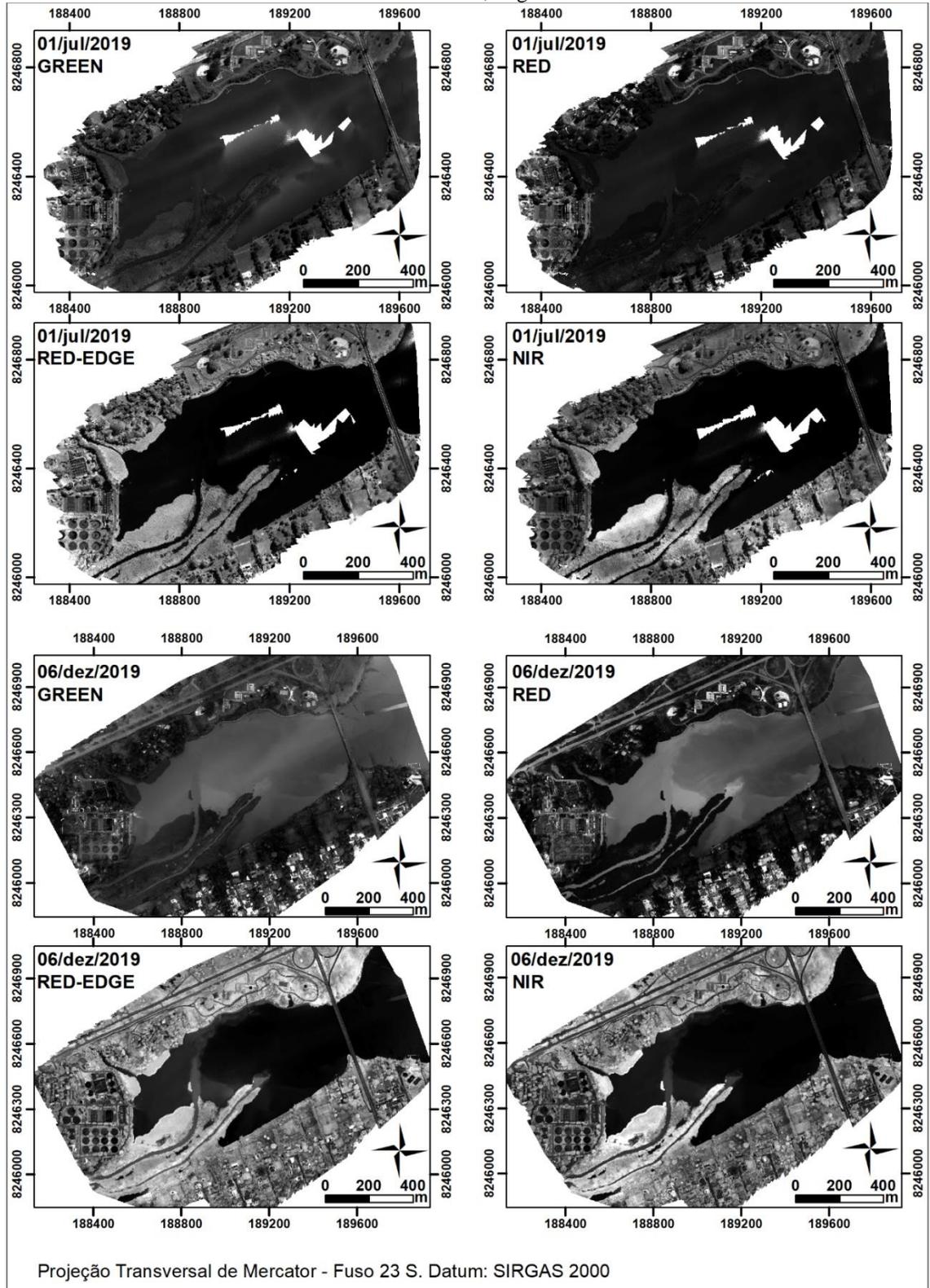
julho demonstraram grande quantidade de imagens não calibradas no centro do ortomosaico, e pouca ou nenhuma sobreposição nessas regiões.

Os “vazios” no centro dos mapas no campo de julho (Figura 15) indicam que a configuração de voo utilizada para esse campo (120 m de altura) não foi a mais adequada, pois, durante o processo de alinhamento dessas imagens, o programa de fotogrametria não reconheceu pontos homólogos (pontos foto-identificáveis em diferentes fotos, que são sobrepostos) nessas regiões para a formação do ortomosaico. Esse problema é comum em áreas homogêneas, como desertos, neve, floresta, e água, em que fica difícil a identificação de pontos como esses, impedindo o processo de alinhamento das imagens sobrepostas (Olivetti, 2019).

Essa é uma possível limitação de uso de câmeras de pequeno porte do tipo *frame* (maioria das câmeras disponíveis no mercado, incluindo a Sequoia) para o recobrimento de corpos hídricos de áreas extensas, como é o caso do Lago Paranoá, a depender da configuração de voo e extensão do espelho d’água. No entanto, áreas pequenas como canais tributários são facilmente monitoradas por imagens aerotransportadas, pois nelas, as imagens conseguem captar parte do terreno juntamente à água. Essas áreas são de extrema importância para o monitoramento da qualidade de água por permitir a verificação da carga de constituintes que chegam ao reservatório. A referida limitação não ocorre com câmeras que possuem o mecanismo de imageamento *pushbroom* (de varredura) de configuração de uso mais complexas, que, em vez de uma imagem a cada frame, geram faixas a cada linha de voo, de modo contínuo até formar uma imagem do terreno, não apresentando limitação em relação a áreas homogêneas (Olivetti, 2019).

No caso da área de estudo, ela foi considerada extensa para o uso do sistema RPA pois legislação impõe um limite de 120 m de altura, condição em que a área homogênea ocupa muitas imagens completamente, impedindo a fotoidentificação de pontos homólogos. No entanto, o uso desse sensor foi possível nessa área após a alteração da configuração de voo para o campo de dezembro, em que a altura de voo foi aumentada para 310 m. Nesse caso, as imagens não cobriram apenas água, mas também pedaços de terra, permitindo a identificação de pontos homólogos suficientes para a formação de mosaicos perfeitos (Figura 15) e, conseqüentemente, maior confiabilidade dos dados.

Figura 15 - Mapas de reflectância das bandas multiespectrais da câmera Parrot Sequoia nas datas dos aerolevantamentos feitos sobre a Foz do Riacho Fundo, Lago Paranoá.



Fonte: elaborada pela autora.

Para o campo do dia 01 de julho, não houve correlação entre os dados da Sequoia e a espectrorradiometria de campo, nem com as concentrações de Chl-a, porém essas correlações também não ocorreram com os dados PS. Sugere-se que possivelmente a baixa correlação seja em razão das baixas concentrações de COAs presentes nessa data e consequente menor intensidade de reflectância nesse período. Contudo para os dados da Sequoia ainda houve dificuldades de identificação de pontos homólogos na elaboração do mosaico, havendo uma lacuna na parte central da área de estudo. Essa também pode ser uma possível causa para a baixa relação encontrada com esse sistema. Dessa forma, os dados multiespectrais da Sequoia para o campo do dia 01 de julho não foram considerados nos modelos de regressão testados para esse sensor.

Por outro lado, a campanha de 06 de dezembro obteve bons resultados e por tanto, apenas os dados desse campo foram utilizados para o modelo estimativo de Chl-a da Sequoia. A resolução espacial para esse voo permaneceu altíssima, com pixels de 34 cm (tabela 3). A qualidade radiométrica dos produtos de reflectância de superfície da Sequoia para essa campanha foi considerada satisfatória nas faixas espectrais do vermelho, borda do vermelho e infravermelho próximo, conforme gráficos de dispersão da Figura 13. Além disso, como discutido, a altura de voo para esse campo foi suficiente para a geração dos ortomosaicos, e dessa forma a configuração desse voo foi considerada adequada para a área e objetivos do estudo.

4.6.1.2. Geração e validação dos modelos de regressão entre os dados da Sequoia e as concentrações de Chl-a

Para o modelo de estimativa de Chl-a da Sequoia foram utilizados apenas 10 pontos amostrais, referentes ao campo do dia 06 de dezembro de 2019, devido aos problemas devidamente relatados com as demais tentativas de voo em outras datas. Dentre as principais faixas que apresentam feições características da Chl-a (verde, vermelho e borda do vermelho) (Barbosa et al. 2019), optou-se por trabalhar com o comprimento de onda do vermelho (640-680 nm), uma vez que o comprimento de onda do verde (530-570 nm) não apresentou correlação com as concentrações de Chl-a para esse conjunto de dados. Além disso, os intervalos espectrais da borda do vermelho (730-740 nm) não apresentaram respostas espectrais muito proeminentes devido às baixas concentrações de Chl-a presentes na água (Figura 11). A região do infravermelho próximo (770-810 nm) não é comumente levada em consideração, pois a água não apresenta

resposta espectral nesse intervalo e, além disso, não traz respostas de Chl-a, mesmo em altas concentrações desse componente, como pode ser visualizado na Figura 2 (Jensen, 2011).

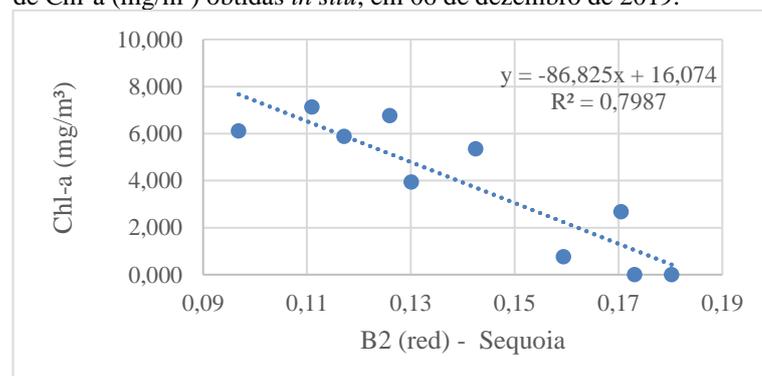
A banda do vermelho da Sequoia (640-680 nm) apresentou forte correlação negativa com a Chl-a e essa banda foi utilizada para a geração do modelo empírico de regressão linear para estimativa desse COA (equação 05). Esse resultado pode ter ocorrido devido à absorção que ocorre nessa região espectral em aproximadamente 665 nm (Astuti et al., 2018; Barbosa et al., 2019) ou 675 nm (Jensen, 2011) para o alvo Clorofila-a, em que quanto maior a concentração desse componente, mais acentuada é a feição de absorção nessa faixa espectral.

No entanto, os resultados devem ser analisados com cautela em virtude da ampla largura espectral (40 nm) dessa banda do sensor, da baixa quantidade de pontos analisados e da baixa concentração de clorofila-a no ambiente. O retroespalhamento de sólidos em suspensão tem um efeito acentuado na reflectância nessa região espectral (Novo, 2008; Novo, 2001) e pode estar influenciando no modelo. Dessa forma, outra possibilidade é que esse modelo esteja estimando a concentração de clorofila-a de forma indireta, ou seja, por meio da relação inversa que existe entre a biomassa algal e a disponibilidade de luz na coluna d'água (Tundisi & Tundisi, 2008).

$$y = -86.8277x + 16.0746 \quad (05)$$

A Figura 16 permite a visualização da distribuição dos pontos amostrais em relação à linha de tendência e o valor do coeficiente de determinação do modelo, que explica 80% dos dados.

Figura 16 - Gráfico de dispersão entre os valores de reflectância de superfície da banda 2 da câmera Sequoia (640-680 nm) e concentrações de Chl-a (mg/m³) obtidas *in situ*, em 06 de dezembro de 2019.



Fonte: Elaborada pela autora

A tabela 15 apresenta os intervalos de confiança para a estimativa de Chl-a utilizando os modelos de validação calculados com a aplicação do método *jackknife*. Nessa tabela verifica-se que todas as concentrações de Clorofila-a observadas *in situ* encontram-se dentro dos intervalos de confiança, indicando boa precisão do modelo de regressão definido (equação 05).

Observa-se ainda que no geral os valores de β e α não alteraram muito com a retirada dos pontos, exceto pela retirada do ponto 1 que gerou variação um pouco maior do modelo correspondente, o que mostra coerência entre os dados e dificilmente presença de dados discrepantes, também chamados de *outliers*.

Tabela 15 - Intervalos de confiança para o modelo de estimativa de Clorofila-a (equação 05), a partir dos modelos de validação com a aplicação do método *jackknife*.

Elemento amostral excluído	Modelos de validação $Chla = \beta (B2) + \alpha$	B2 (VM) 640-680 nm	Chl-a observada (mg/m ³)	Chl-a estimada pelo modelo de validação (mg/m ³)	Intervalos de Confiança (IC)	
					Lim Inf.	Lim Sup.
06/12 - P1	$Chla = -100.83x + 18.286$	0.097	6.110	8.521	-1.145	18.186
06/12 - P2	$Chla = -86.902x + 16.087$	0.117	5.881	5.905	-4.791	16.602
06/12 - P3	$Chla = -83.354x + 15.498$	0.111	7.128	6.247	-4.278	16.771
06/12 - P4	$Chla = -83.205x + 15.379$	0.126	6.753	4.898	-4.649	14.446
06/12 - P5	$Chla = -87.273x + 15.954$	0.143	5.346	3.514	-6.387	13.416
06/12 - P6	$Chla = -80.927x + 15.382$	0.173	0.000	1.373	-11.200	13.946
06/12 - P7	$Chla = -93.925x + 16.893$	0.171	2.673	0.877	-10.904	12.658
06/12 - P8	$Chla = -82.553x + 15.645$	0.159	0.764	2.483	-8.444	13.410
06/12 - P9	$Chla = -83.599x + 15.682$	0.180	0.000	0.616	-13.412	14.644
06/12-P10	$Chla = -88.159x + 16.357$	0.130	3.931	4.884	-5.606	15.374

Fonte: Elaborada pela autora.

Além desse método, para maior aceitação do modelo de regressão (equação 05), utilizou-se o teste “t de Student”, o qual permitiu avaliar o coeficiente de regressão ou coeficiente angular (β) como estatisticamente significativo a um nível de confiança (γ) de 95%, pois o t crítico foi de 1,83 (teste unilateral, grau de liberdade: 9, nível de significância (α): 5%), enquanto o t calculado para o coeficiente de regressão, quando $\beta = 0$ (hipótese nula ou H_0 , em que não haveria correlação), foi de -5.63. Ou seja, o t calculado foi menor que o t crítico numa correlação negativa para o coeficiente angular, indicando rejeição da hipótese nula ($\beta = 0$). Além disso, o nível descritivo (P-valor) foi menor que 0.0001 (menor que o α escolhido de 5%), indicando mais uma vez que a H_0 deve ser rejeitada. Logo, pode-se afirmar que existe regressão linear, ou seja, existe

correlação entre as variáveis x e y . Dessa forma, esse modelo foi aplicado na geração do mapa de concentração de Chl-a (Figura 17).

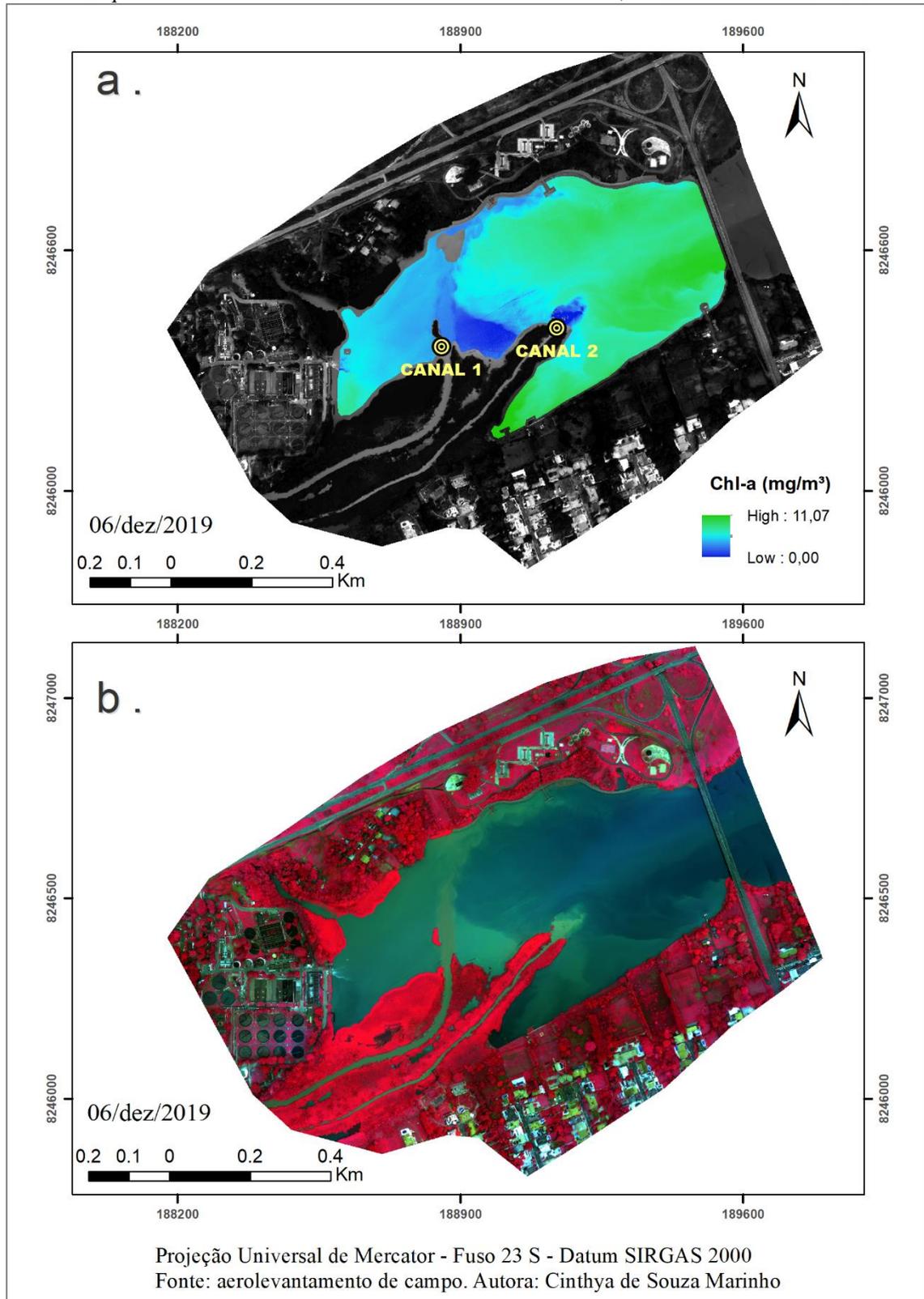
Em síntese, o sistema de câmera multiespectral a bordo de uma RPA foi capaz de gerar uma distribuição espacial confiável da Chl-a, mesmo em baixas concentrações desse componente (média de $3,86 \text{ mg/m}^3$) na campanha de dezembro, após aplicação de relação linear empírica com banda do vermelho da câmera Sequoia (640-680 nm), $R^2 = 0,8$, e validação estatística dos dados, evidenciando a utilidade desse sistema para o monitoramento da qualidade de águas continentais.

4.6.1.3. Representação da distribuição de Clorofila-a na Foz do Riacho Fundo a partir dos dados multiespectrais da Sequoia

A distribuição espacial da concentração de Chl-a após aplicação do modelo para a Sequoia (Figura 17) é condizente com as características limnológicas da região em dezembro de 2019. Na imagem, é possível visualizar menores concentrações desse componente após os dois canais que transmitem o efluente do córrego do Riacho Fundo. Ainda, é possível perceber alguma concentração na região próxima à ETE Sul, e concentrações mais elevadas nas demais regiões da área de estudo, a que pertencem os elementos amostrais do grupo 2.

Esses resultados são esperados para essa área, pois a região ganhou um filtro natural denominado Wetland do Riacho Fundo, que apresentou a capacidade de retenção de nutrientes e consequente controle da eutrofização (Dias & Baptista, 2015). Nesse estudo, foi comprovado que o efluente que chega no Lago contém concentrações mais baixas de nitrogênio e fósforo total após passar pela Wetland, que teve eficiência média de e 35,09 e 35,43% na retenção desses nutrientes, respectivamente. Os autores também observaram concentrações mais elevadas desses nutrientes próximas à ponte Presidente Médici, limite da área de estudo, nas proximidades dos pontos 1 e 2, que foram atribuídas à influência da Estação de Tratamento de Esgoto Sul. Ainda, Leite e Baptista (2015) constataram que a Wetland contribui de forma significativa para a qualidade da água do Lago Paranoá, ao reter sólidos em suspensão e gerar oxigênio e conforto térmico.

Figura 17 - Distribuição espacial das concentrações de Chl-a (mg/m^3) a partir do modelo de estimativa de Chl-a da Sequoia na Foz do Riacho Fundo do Reservatório do Paranoá, em 06 de dezembro de 2019.



Fonte: Elaborada pela autora.

a. Concentrações de Chl-a estimadas a partir da relação linear com a banda 2 (faixa espectral do vermelho, 640-680 nm) do produto de reflectância de superfície da câmera Sequoia, por meio da equação 05).

b. Composição colorida R4G2B1 dos produtos de reflectância de superfície da câmera Sequoia, para melhor perspectiva do ambiente aquático no mesmo dia.

Apesar da influência positiva da Wetland, dezembro é uma época chuvosa e conseqüentemente, há mais aporte de sedimentos advindos do Riacho Fundo nesse período. Além disso, o modelo de estimativa contém poucos pontos, o que pode enviesar a espacialização. O resultado e o modelo poderiam ser mais robustos com a maior concentração de pontos e a consideração de imagens de diferentes épocas com respostas espectrais e concentração de COAs diferenciadas.

Na campanha de dezembro não houve interferência dos ventos (0 m/s), indicando que a movimentação dos componentes foi devido às correntes de água desse dia, e/ou de dias anteriores, influenciadas pelas chuvas, que apresentaram precipitação de 5,2 mm nas horas anteriores à campanha (último registro às 2h), 13,8 mm no dia anterior, e 310,8 mm do acumulado de 30 dias antes da campanha. Na distribuição espacial de Chl-a é possível perceber menores concentrações desse componente nas entradas de água dos dois canais. É muito provável que a baixa resposta de Chl-a próxima aos dois canais seja devido ao aporte de sedimentos proveniente do Riacho Fundo, que altera a resposta espectral da Chl-a (Jensen, 2011), além de diminuir a fotossíntese do fitoplâncton devido à redução da penetração da luz e da zona eufótica provocada pela turbidez. Além disso, as correntes de água provenientes desses canais podem contribuir para a baixa resposta da Chl-a, pois as algas se desenvolvem bem em águas paradas, diminuindo sua produção em ambientes com correntezas (Tundisi & Tundisi, 2008).

Além disso, percebe-se uma delimitação entre a zona próxima à ETE (grupo 1) e o restante da área (grupo 2), provavelmente provocada pela entrada de água do Canal 1 (à oeste), que apresenta uma vazão maior de água. Ainda, observa-se uma delimitação mais proeminente no canal 2 (à leste) em que a água rapidamente muda sua configuração. É possível que essa mudança súbita seja devido ao movimento de convecção de massas fluidas, em que a água com menores temperaturas que sai da Wetland (Leite & Baptista, 2015) quando se choca com a água do Lago tende a descer rapidamente nessa região de maior profundidade, formando essa feição circular quase que bem definida. Ainda, entre os dois canais, observa-se uma região com concentrações nulas de Chl-a, possivelmente devido à filtragem da água pela Wetland, além da presença de sedimentos. Também é notável uma forte linha de delimitação nessas águas, além de uma pequena de variação gradual até o centro da área de estudo.

Na efluência da ETE há uma mudança gradual das concentrações em que se nota a influência tanto da ETE quanto do canal 1 na região entre eles. Maiores concentrações

são encontradas no canto à leste do canal 2, provavelmente porque nutrientes ficam depositados ali devido à área ficar excluída do fluxo das correntes, principalmente quando não há interferência dos ventos. Na região central e próxima à ponte Presidente Médici também são observadas concentrações mais altas, possivelmente condição natural da área devido às influências de fontes pontuais de nutrientes, como os efluentes da ETE, de galerias pluviais, de escoamento superficial e de possíveis ligações clandestinas de esgoto (Fonseca, 2001), e fontes difusas, de difícil identificação por não possuírem ponto de lançamento ou geração específica (Thomann & Mueller, 1987). Provavelmente a ETE é a principal responsável pelo material orgânico da região (Dias, 2017), enquanto o Córrego do Riacho Fundo seria o principal responsável pelo aporte de sólidos na água (Miguel et al., 2017), mesmo que a Wetland do Riacho Fundo seja uma barreira ao reter sólidos em suspensão (Leite e Baptista, 2015).

Em síntese, o modelo de RPA foi capaz de gerar uma distribuição espacial de acordo com as características limnológicas da região. A biomassa fitoplanctônica cresce à medida que se afasta da Foz do Riacho Fundo, condizente com estudos prévios a respeito da capacidade filtrante da Wetland do Riacho Fundo. A Wetland libera água com menores concentrações de nutrientes que as existentes no Lago, que foram consideradas provenientes do efluente da ETE Sul. O inverso acontece com os valores de turbidez e de Sólidos Dissolvidos Totais – TDS, que apresentam concentrações mais elevadas próximo à essa região do grupo 1. Provavelmente a ETE é a principal responsável pelo material orgânico da região (Dias, 2017), enquanto o Córrego do Riacho Fundo é o principal responsável pelo aporte de sólidos na água (Miguel et al., 2017), mesmo que a Wetland do Riacho Fundo seja uma barreira para tal ao reter sólidos em suspensão (Leite e Baptista, 2015).

4.6.2. Monitoramento de Clorofila-a por meio de sensores multiespectrais orbitais da constelação PlanetScope

4.6.2.1. Geração e validação dos modelos de regressão entre os dados PlanetScope e as concentrações de Chl-a

A partir dos modelos avaliados (tabela 14), observou-se que, para as fórmulas utilizadas na literatura, os produtos de radiância da Planet não apresentaram correlação com as concentrações de Chl-a obtidas em campo. Por outro lado, os produtos

PlanetScope de reflectância de superfície (*Analytic SR*) apresentaram correlações médias com alguns dos modelos. Por tanto, considerou-se que as imagens de reflectância de superfície são as mais adequadas para a geração de modelos preditivos para concentrações de Clorofila-a.

As bandas individuais apresentaram melhores resultados do que os modelos testados, com destaque para o comprimento de onda do verde (545nm), modelo 2 da tabela 14. O canal do verde é comumente utilizado para ambientes com baixas concentrações de Chl-a, como por exemplo em razões de banda com azul (Matthews, M. W., 2017) pois nessas águas a feição de espalhamento na borda do vermelho (705 nm) não é tão pronunciada (Barbosa et al., 2019; Ogashawara et al., 2017). Dessa forma, essa faixa espectral foi utilizada para o modelo preditivo de Chl-a do PS (equação 06).

Apesar da correlação média na banda do azul, essa banda não foi cogitada porque é considerada inapropriada para águas continentais, devido às altas concentrações de matéria orgânica dissolvida, que absorve fortemente na região do azul, mascarando a absorção de Chl-a (Mannino et al., 2008). Além disso, a influência atmosférica é maior em comprimentos de onda mais curtos (regiões do ultravioleta e do azul) (Siegel et al. 2000), dificultando o desempenho de modelos que usam faixa do azul (Mannino et al., 2008), principalmente em sistemas orbitais, em que a interferência da atmosfera é muito superior à de sistemas de RPA.

Esses dados foram validados de forma que três dos 23 pontos amostrais obtidos por meio de nove imagens de épocas diferentes (tabela 6) foram retirados aleatoriamente, cada ponto retirado pertencente a uma campanha diferente, para o cálculo de RMSE e intervalo de confiança (tabela 16). E o novo conjunto de dados (20 pontos amostrais) sofreu nova análise de regressão entre a banda do verde e as concentrações *in situ* de Chl-a, tendo como resultado: $r = 0.85$, $R^2 = 0,72$ para o modelo de estimativa de Chl-a PlanetScope (equação 06).

$$y = 196.1251x - 6.8752 \quad (06)$$

A partir do coeficiente de determinação, observa-se que o modelo de regressão estimado explica 72% dos dados. Além disso, conforme tabela 16, as concentrações de Chl-a dos pontos de validação encontram-se dentro dos intervalos de confiança para o modelo apresentado (equação 06), indicando uma boa precisão desse modelo.

Tabela 16 - Intervalos de confiança e RMSE para validação do modelo de estimativa de Clorofila-a (y^*) do PlanetScope, a partir das concentrações de Chl-a de pontos não pertencentes ao modelo.

x	y (valor observado)	y^* (valor estimado)	RMSE	Intervalos de Confiança (IC)	
B2 (VD) 500-590 nm	Chl-a (mg/m³)	$y^* = 196.1251x - 6.8752$		Lim inferior	Lim superior
0.045	3.095	1.939	1.63	-4.173	8.053
0.058	5.346	4.586		-2.348	11.521
0.039	3.200	0.734		-5.004	6.474

Fonte: Elaborada pela autora.

Além desses métodos, para maior aceitação do modelo de regressão definido (equação 06), utilizou-se o teste “t de Student”, o qual permitiu avaliar o coeficiente de regressão ou coeficiente angular (β) como estatisticamente significativo a um nível de confiança (γ) de 95%, pois o t crítico foi de 1,73 (teste unilateral, grau de liberdade: 19, nível de significância (α): 5%), enquanto o t calculado para o coeficiente de regressão, quando $\beta = 0$ (hipótese nula ou H_0 , em que não haveria correlação), foi de 6,77. Ou seja, o t calculado foi maior que o t crítico numa correlação positiva para o coeficiente angular, indicando rejeição da hipótese nula ($\beta = 0$). Além disso, o nível descritivo (P-valor) foi menor que 0.0001 (menor que o α escolhido de 5%), indicando mais uma vez que a H_0 deve ser rejeitada. Logo, pode-se afirmar que existe regressão linear, ou seja, existe correlação entre as variáveis x e y. Dessa forma, esse modelo foi aplicado na geração do mapa de concentração de Chl-a (Figura 18).

Dessa forma, conclui-se que o sensor PlanetScope é capaz de estimar concentrações de Chl-a após aplicação de relação linear empírica com banda do verde (500-590 nm), $R^2 = 0,72$ com 20 pontos amostrais, e validação estatística dos dados, evidenciando a utilidade desse sensor para o monitoramento da qualidade de águas continentais.

4.6.2.2. Representação da distribuição de Clorofila-a na Foz do Riacho Fundo a partir dos dados PlanetScope

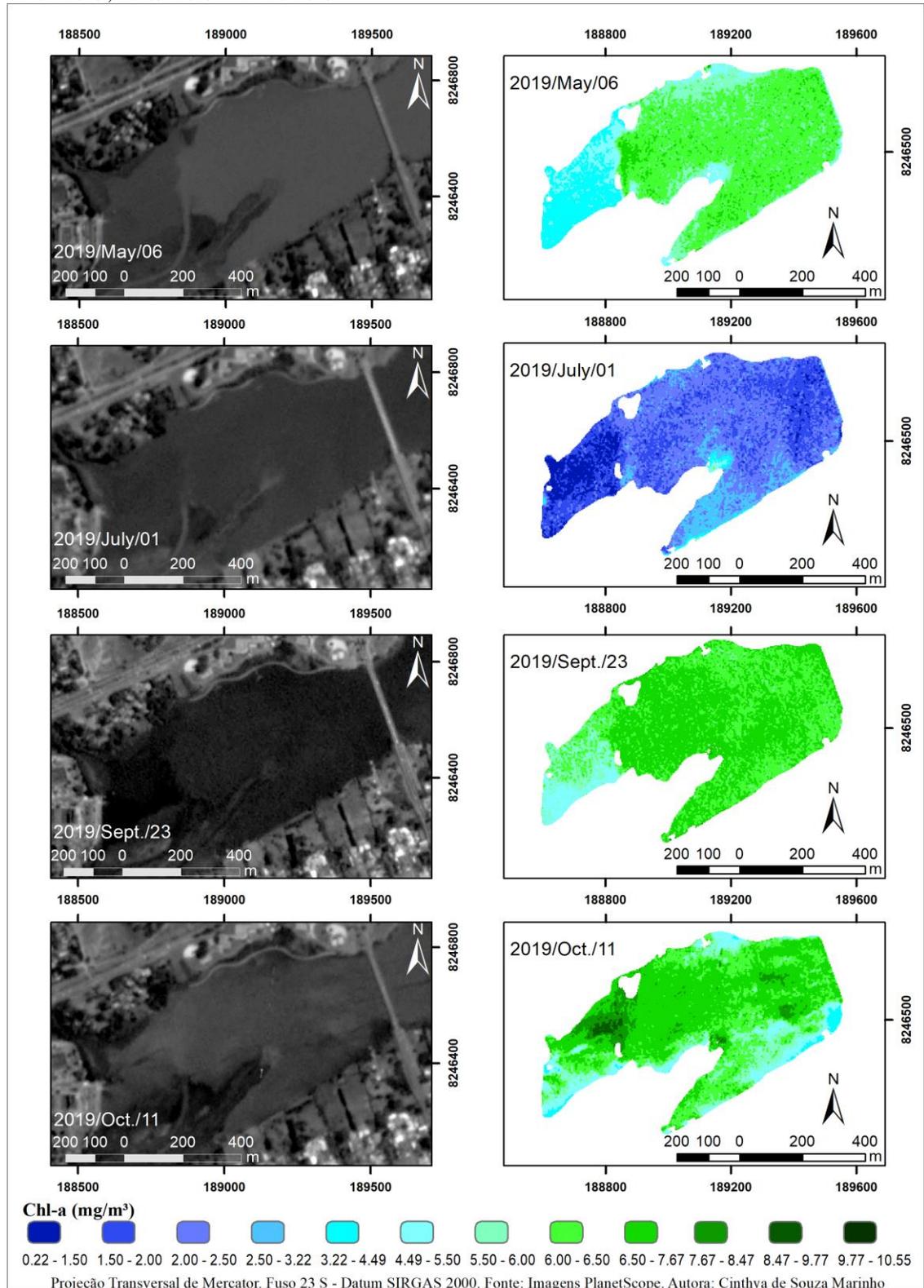
A Figura 18 apresenta as distribuições espacial e temporal das concentrações de Chl-a após aplicação do modelo PlanetScope para os meses de maio, julho, setembro e outubro de 2019. Infelizmente não foi possível a aquisição de imagem PS em dezembro a fim de comparar o mapa de estimativa de Chl-a da Sequoia com o do Planet, no entanto, de acordo com os dados meteorológicos, a campanha de maio seria a que apresentaria

mais similaridades com a campanha de dezembro, devido ao período intenso de precipitações, acima da média esperada para cada período anteriores a essas campanhas.

Em conformidade com o pressuposto, o mapa de maio PlanetScope apresentou similaridades com o mapa de dezembro da Sequoia, apesar de a estimativa gerada pelo modelo PS não proporcionar os detalhes conseguidos com o sistema por RPA, o que é esperado devido às diferenças de resolução espacial entre os sistemas. No mapa de maio, percebe-se uma zona de baixa concentração de Chl-a na entrada de água do canal 2. Além disso, verifica-se uma forte delimitação entre a zona próxima à ETE (grupo 1) e o restante do lago, provavelmente devido à vazão de água do canal 1 após período intenso e atípico de precipitações. A zona à oeste dessa delimitação apresenta menores concentrações de Chl-a em relação aos demais pontos, provavelmente devido à entrada de água das chuvas, que provoca dispersão do fitoplâncton. Além disso, é muito provável que essa região mais escura seja devido à presença de matéria orgânica dissolvida em maiores concentrações, evento comum após períodos chuvosos e que pode ter vindo por meio da galeria pluvial, além de ser um componente do efluente da ETE Sul (Dias, 2017), o que pode mascarar a resposta espectral da Chl-a (Mannino et al., 2008). Quanto maiores as concentrações de matéria orgânica, menores as reflexões espectrais no valor de reflectância nos comprimentos de onda menores que 600 nm (região espectral do azul e verde) (Bukata et al., 1995), podendo ter interferido no mapa de dispersão de Chl-a, que utilizou a banda do verde do PS centrada em 545 nm no modelo de predição desse componente.

As campanhas de julho, setembro e outubro representam períodos de seca, com precipitação praticamente nula nos 30 dias que antecederam a coleta de julho e nula na de setembro, mês que representa o final da estação seca. Na campanha de outubro, houve precipitação mínima, sendo considerado o outubro mais seco da história. Apesar da similaridade pluviométrica entre as campanhas, em julho não houve interferência dos ventos, enquanto nas outras duas a velocidade dos ventos foi de 6,2 e 5,14 m/s para as campanhas de setembro e outubro, respectivamente, ambas com a direção do vento de 14°. Velocidades do vento acima de 6 m/s podem causar mistura na água do reservatório e elevar a disponibilidade de nutrientes (Tundisi et al., 2004), além disso, contribui para a dispersão da concentração de algas no reservatório. Essa poderia ser uma explicação para o comportamento difuso do campo de setembro, no entanto esse comportamento não é observado em outubro.

Figura 18 - Distribuições espacial e temporal das concentrações de Chl-a (mg/m^3) a partir do modelo de estimativa de Chl-a do Planet na Foz do Riacho Fundo do Reservatório do Paranoá, em 06/05/2019, 01/07/2019, 23/09/2019 e 11/10/2019.



Fonte: Elaborada pela autora. À direita, concentrações de Chl-a estimadas a partir da relação linear com a banda 2 (faixa espectral do verde, 500-590 nm) das imagens de reflectância de superfície PlanetScope, por meio da equação 06. À esquerda, banda 2 dos produtos de reflectância de superfície das imagens PlanetScope nas mesmas datas dos mapas à direita.

Por outro lado, o aspecto ruidoso das cenas é observado em julho e em setembro. Dessa forma, considera-se que o vento não é o principal causador dessa variação aleatória de pixels. Provavelmente o ruído nessas datas é devido à aquisição dos dados pelos satélites, e pode ser devido à baixa SNR (razão sinal-ruído) de seus sensores. Além disso, a imagem de outubro apresenta resposta que foi associada com reflexão especular, o que pode prejudicar a estimativa de Chl-a. Dessa forma, devido às menores concentrações de Chl-a nos meses de seca, e devido aos problemas apresentados nessas imagens, provavelmente devido aos diferentes sensores PlanetScope, para esses meses a dispersão estimada de Chl-a é um pouco duvidosa.

As campanhas apresentam similaridade na espacialização da Chl-a, apesar de apresentarem concentrações estimadas diferentes desse componente, sendo a menor a de julho, com mínima de 0,22 mg/m³ de Chl-a (Figura 18). As de setembro e outubro apresentaram amplitude de concentrações estimadas mais próximas entre si, com mínimas de 4,49 e 3,22 mg/m³, e máximas de 10,55 e 9,77 mg/m³, respectivamente. Essas menores estimativas em julho condizem com o valor médio de Chl-a observado em campo para essa campanha, que foi 2,06 mg/m³. Enquanto nas campanhas de setembro e outubro, foram de 5,03 e 5,93 mg/m³, respectivamente.

As similaridades espaciais e quantitativas entre os campos para as estações demonstram padrões diferenciados entre as estações secas e chuvosa e concordância entre os dados dos sensores para as estações chuvosas, mesmo que tenham usado modelos diferentes. Nos períodos chuvosos (maio, Figura 18, e dezembro, Figura 17), observa-se concentrações mais baixas na área próxima ao canal 2. Em julho esse padrão se inverte e as concentrações nessa região ficam mais altas que as áreas ao redor. Apesar disso, em maio e em julho, a área próxima ao canal 2 apresenta concentrações parecidas, possivelmente devido à influência da filtragem da Wetland mais acentuada nesse canal que é mais estreito. Nas campanhas de setembro e outubro essa diferença não fica muito nítida. É possível que tenha ocorrido algum evento atípico não identificado ou fonte poluição difusa nesses períodos que provocou esse resultado, ou que no período da seca a Wetland não exerça muita influência na região, devido ao menor aporte de água. Ou ainda que os mapas estimativos de Chl-a na estação seca não sejam condizentes com a realidade, devido às baixas respostas espectrais ocorridas no período seco, dificultando a predição de COAs como a Chl-a pelo sensor orbital.

Em linhas gerais, considerou-se que o modelo PS foi capaz de gerar uma distribuição espacial condizente com as características limnológicas da região no período chuvoso (maio), similar ao mapa da Sequoia de dezembro (período chuvoso), mesmo com um modelo preditivo e sensores diferentes, permitindo nível de detalhamento a perceber os padrões diferenciados entre os grupos 1 e 2 da área de estudo. Na época seca, esses mapas apresentaram distribuição espacial diferente do período chuvoso na área de estudo e há dúvidas quanto à capacidade dos produtos PS na predição de Chl-a nesse período, em que a intensidade de reflectância foi mais baixa.

4.7. Comparação dos métodos aplicados

O uso de RPAs possui as vantagens de resoluções espacial de centímetros e temporal de acordo com a necessidade do usuário. A câmera Sequoia possui intervalos espectrais mais estreitos que os sensores PlanetScope (tabela 17). Em contrapartida, o PS apresenta melhor resolução radiométrica e mais facilidade na aquisição dos dados, pois para isso é necessário apenas o download na plataforma com a licença de aquisição, enquanto o sistema de RPA necessita de dois técnicos em campo. Além disso, o processamento desse sistema é mais custoso em consequência da demanda de hardware potente e espaço de HD. Apesar dessas diferenças, ambos os sensores foram capazes de dar uma resposta satisfatória para a estimativa de Clorofila-a na área estudada.

É importante mencionar que esse estudo utilizou imagens da primeira geração PlanetScope, que possui menor qualidade espectral que a geração 2, essa com quatro bandas separadas e menor largura de banda. A terceira geração (PlanetScope 3 ou SuperDove) já está em operação, com imagens disponíveis desde março de 2020, e é teoricamente a mais adequada para a estimativa de Chl-a, tendo em vista que possui maior número de bandas espectrais, pelo menos 5, incluindo a borda do vermelho.

Além das características citadas, o sistema de RPA permite o monitoramento em áreas de difícil acesso e em períodos chuvosos, além de possibilitar a adequação de diversos tipos de sensores, a depender do alvo desejado e do poder aquisitivo para tal, enquanto em sistemas orbitais o usuário pode apenas contar com a configuração entregue pelo sensor. Como desvantagem, está a necessidade de áreas menores de monitoramento, como a área de estudo em questão, que dependendo da configuração do voo foi considerada grande para o monitoramento de corpos hídricos.

Tabela 17 - Comparação entre as imagens Sequoia e PlanetScope Analytic SR.

Características	Sequoia	PlanetScope
Resolução espacial	13 cm (120m de altura), 34 cm (310 m de altura)	3,7 m (nadir)
Resolução espectral	40 nm (VD, VM, IP) e 10 nm (BV)	60 nm (AZ), 90 nm (VD), 80 nm (VM e IP)
Resolução radiométrica	8 ou 10 bits	12 bits
Resolução temporal	qualquer momento	quase diária
Obtenção de dados	Dois técnicos em campo	Download na plataforma com a licença de aquisição
Processamento	Demanda hardware potente e espaço de HD, software proprietários	Demanda apenas de softwares de processamento de imagem

Fontes: Parrot, 2017 e Planet, 2020.

Legenda: comprimentos de onda AZ (azul); VD (verde); VM (vermelho); BV (borda do vermelho); IP (infravermelho próximo)

Além disso, a capacidade de RPAs de pequeno porte exige tempo de voo e quantidades de baterias que seria que inviável para o uso em áreas de maiores dimensões como o Lago Paranoá, por exemplo, além de gerar elevado número de imagens, o que implicaria na necessidade de hardware de alta capacidade e tempo de processamento excessivo. É necessário também que essas imagens contenham parte do terreno nelas, para que seja possível a identificação de pontos homólogos e consequentemente a geração dos ortomosaicos. Uma alternativa seria o uso de boias na água para que a imagem não contenha apenas lâmina de água, pois é necessário a presença de pontos identificáveis para a geração dos ortomosaicos.

Em relação à análise dos espectros de R_{sr} obtidos em campo, ao comparar as duas aquisições de dados (aérea e orbital), nota-se que os dados obtidos com RPA obtiveram resultados mais consistentes, provavelmente devido às melhores resoluções espacial e espectral, à interferência atmosférica praticamente nula, além de terem sido obtidos concomitantemente às coletas *in situ*. A aquisição das imagens PS ocorreu com um dia de diferença em todos os casos, o que é considerado um fator impeditivo para águas claras, além de seus sensores apresentarem baixa SNR (Traganos et al., 2017), o que afeta consideravelmente a estimativa de COAs em águas claras.

Em relação aos modelos gerados, tanto a Sequoia quanto o PlanetScope obtiveram correlações altas entre as concentrações de Chl-a e bandas separadas dos sensores, sendo a banda do vermelho (640-680 nm) o melhor resultado para a Sequoia e a banda do verde (500-590 nm) para o PlanetScope. Ambos os sensores apresentaram resultados mais

inconsistentes para os modelos e razões de banda testados, esses com correlações mais baixas em geral.

Os mapas de predição de Chl-a corresponderam bem às expectativas para a área de estudo na época chuvosa para ambos os sensores, com maior detalhamento do sistema RPA e Sequoia, enquanto as imagens PS apresentaram menor detalhamento e aspecto ruidoso em algumas de suas imagens. A predição de Chl-a na época seca gera dúvidas para o ambos os sensores, provavelmente devido à menor intensidade de reflectância nesse período. Por outro lado, o sistema RPA e Sequoia foi capaz de monitorar a qualidade da água no período chuvoso, em condições que inviabilizaram o uso de imagem orbital, no caso do satélite Planet, que gerou imagem com 47% de nuvens na área de estudo.

O sistema PS foi capaz de gerar bons modelos preditivos de Chl-a ($r = 0,80$, $R^2 = 0,64$) em áreas relativamente pequenas para sensores orbitais de menor resolução espacial, como a área de estudo. Contudo, aparentemente não há estabilidade na qualidade radiométrica entre os satélites. Apesar disso, e do menor detalhamento conseguido com o sistema PS, ambos os sensores (aéreo e orbital) se mostraram capazes ao monitoramento de áreas pequenas como canais tributários, áreas de extrema importância para a verificação de aporte de nutrientes e demais constituintes que chegam ao reservatório. É importante mencionar que as imagens Planet, apesar de terem boa resolução temporal, essa não é exatamente diária, por exemplo, para as campanhas desse trabalho, o produto de reflectância de superfície não foi gerado no mesmo dia e por isso foram utilizadas imagens do dia seguinte às campanhas. Mesmo assim apresenta boa resolução temporal, necessária ao monitoramento ambientes aquáticos que podem necessitar de revisita quase que diária.

Em geral, o sistema RPA e sensor multiespectral se mostrou mais eficiente na geração de modelos de estimativa de Chl-a que o sistema Planet para a área de estudo, devido à melhor qualidade de suas imagens, além de poder ser utilizado no período chuvoso, período importante ao monitoramento da qualidade da água, cuja presença de nuvens impede o monitoramento por sensores orbitais. No entanto, dependendo do nível de detalhamento e época de monitoramento desejados, o sistema PS pode ser suficiente às necessidades do projeto e, em caso de áreas mais extensas, mais adequado e até viável que o sistema de RPA.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Essa pesquisa propôs a hipótese de que imagens aéreas e orbitais de alta resolução espacial permitiriam a caracterização da qualidade da água em lagos de pequeno porte e receptores de diversas fontes de poluição, como a Foz do Riacho Fundo, lago Paranoá, área do estudo de caso. Essa hipótese foi confirmada, porém com ressalvas. As imagens da câmera Sequoia, a bordo de RPA, e as imagens PlanetScope possibilitaram a estimativa da concentração de Clorofila-a em uma área de aproximadamente 38 hectares e com influência de diversas fontes pontuais e difusas de poluentes. Contudo, é importante enfatizar que em geral as concentrações de Chl-a foram baixas e que, devido a problemas logísticos e à pandemia, o delineamento amostral foi estatisticamente complexo para a realização de análises conclusivas. Além disso, como discutido anteriormente, os modelos gerados podem ter estimado a Chl-a de forma indireta por meio da relação inversa que existe entre a biomassa algal e a disponibilidade de luz na coluna d'água.

Os objetivos secundários dessa dissertação foram atingidos após validação estatística dos modelos de estimativa de Chl-a gerados com os dados da Sequoia e PlanetScope, a partir de modelos de regressão linear entre os dados remotos e as concentrações de Chl-a. Além disso, a distribuição espacial desse componente foi analisada a partir dos mapas estimativos de Chl-a (mg/m^3). Ainda, ambas as plataformas foram comparadas, e o sistema câmera multiespectral e RPA ofereceu maior nível de precisão e detalhamento, porém os sensores PS também foram capazes de detectar concentrações de Chl-a na área estudada.

No decorrer desse estudo, observou-se ainda que em todas as campanhas realizadas, as concentrações de Chl-a foram consideradas baixas e mesmo assim foi possível a identificação de feições de absorção e de reflectância características de Chl-a a partir da espectrorradiometria de campo. No período chuvoso (dezembro), a intensidade de reflectância foi maior que na seca (julho) devido às maiores concentrações de componentes na água, trazidos da chuva. Mesmo assim, houve um padrão espectral na área de estudo em ambas as estações, em que a área foi dividida em grupo 1, com características de TSS, influenciadas pela proximidade com a Foz do Riacho Fundo, e grupo 2, com características tênues de Chl-a, provavelmente em consequência da maior concentração de nutrientes na região oriundos dos efluentes da ETE Sul e de galerias pluviais. Os dados limnológicos coletados, publicações sobre espacialização de nutrientes na mesma área de estudo, e o conhecimento teórico de que o fitoplâncton se desenvolve

melhor em ambientes menos turvos e com mais nutrientes corroboraram com essas respostas espectrais de campo obtidas.

Quanto aos sensores aéreos e orbitais estudados, ambos foram capazes de gerar modelos estatisticamente significantes para estimativa de Chl-a a partir de bandas separadas dos sensores, sendo a banda do vermelho (640-680 nm) o melhor resultado para a Sequoia e a banda do verde (500-590 nm) para o PlanetScope. Ambos os sensores apresentaram resultados mais inconsistentes para os modelos e razões de banda testados, esses com correlações mais baixas. O modelo gerado pelo sistema de RPA obteve sucesso com os dados do período chuvoso (dezembro). A distribuição espacial de estimativa de Chl-a gerada por esse modelo foi bastante detalhada e está de acordo com os dados limnológicos e de espectrorradiometria de campo, e com o conhecimento da literatura sobre a área. Para o modelo validado do sistema PlanetScope, utilizou-se de dados de diferentes épocas. Ao ser aplicado espacial e temporalmente, percebeu-se que esse modelo manteve o padrão visual do modelo de RPA na área de estudo em época chuvosa (maio), ao dividir a área nos grupos 1 e 2, porém com menor detalhamento. No campo de dezembro, não foi possível obter a distribuição espacial com o modelo PlanetScope devido à presença de nuvens nas imagens, impossibilitando seu uso, o que prejudicou a comparação visual com o modelo de RPA na mesma campanha. Não foi possível afirmar com clareza sobre a capacidade desses sensores de obter estimativas de Chl-a no período seco, provavelmente devido às baixas concentrações de componentes opticamente ativos e menor intensidade de reflectância nessas épocas.

A qualidade radiométrica dos sensores também foi testada, após relação entre a espectrorradiometria de campo e os dados reamostrados das bandas individuais de cada sensor. A câmera Sequoia obteve correlações significativas para a campanha de dezembro, porém não obteve correlação com os dados de julho (mesmo resultado obtido entre os dados desse sensor e as concentrações de Chl-a). Esses resultados indicaram confiabilidade dos dados de RPA na avaliação da qualidade de águas continentais em período chuvoso, mesmo com concentrações de Chl-a relativamente baixas em relação ao desejável para a detecção espectral. Não foi encontrada correlação com os dados PlanetScope provavelmente porque, dentre as campanhas em que foram obtidas espectrorradiometria de campo, só foi possível relacionar os dados PS nos períodos de seca, uma vez que a imagem de dezembro foi inviabilizada por presença de nuvens. Em águas claras o pouco retroespalhamento tem grande impacto na obtenção de Rsr, que pode

ser sido o caso das campanhas em época seca. Isso acontece até mesmo em sensores com maiores razões sinal-ruído (SNR), como o Landsat8/OLI, no entanto em sensores com menor SNR, como o PlanetScope, os impactos podem ser ainda maiores. Possivelmente os dados PS poderiam proporcionar bons resultados no período chuvoso, com concentrações de COAs mais elevadas, no entanto a presença de nuvens impediu a avaliação dessas imagens com a espectrometria de campo.

Os resultados principais desse trabalho demonstraram que sistemas de RPA e orbitais de alta resolução espacial podem trazer informações relevantes ao monitoramento de áreas pequenas como canais tributários, áreas de extrema importância para a verificação de aporte de nutrientes e demais constituintes que chegam ao reservatório, inclusive identificando áreas de diferentes fontes de poluição, além de terem contribuído para um maior entendimento e caracterização da área mais crítica do Lago Paranoá. A escolha do sistema a ser utilizado depende do nível de detalhamento desejado, da extensão da área e do período do ano. Sistemas de RPA são ideais para áreas com extensões menores, maior nível de detalhamento desejado, e podem ser utilizados inclusive em período chuvoso. O sistema PlanetScope é mais viável em áreas extensas, como lagos de grande porte. No entanto, deve-se considerar a presença de nuvens nas imagens no período chuvoso, que inviabilizam o seu uso.

Esses sensores podem ser utilizados em complementação aos métodos convencionais de monitoramento, baseado em coletas de campo e análises laboratoriais, que demandam mais tempo e recursos. Os dados remotos podem avaliar o corpo hídrico por inteiro, e com maior frequência, que pode servir como monitoramento prévio e contínuo, de forma mais rápida e abrangente e podendo gerar alertas, o que pode ser de grande valor, pois a biomassa fitoplanctônica pode se multiplicar em pouco tempo. Aconselha-se, então, a manutenção do sistema de monitoramento atual acompanhado do monitoramento remoto abordado nessa pesquisa para o provimento de informações complementares aos gestores de recursos hídricos, principalmente em regiões críticas.

Sugere-se ainda novos estudos com maior número de elementos amostrais e mais tentativas de campanhas no período seco e em locais de baixas concentrações de COAs, para avaliar a capacidade de ambos os sistemas nessas condições. Além disso, é desejável uma avaliação da qualidade radiométrica do sensor PlanetScope também em períodos chuvosos. Para tanto, aconselha-se tentativas de campanhas em datas em que a presença de nuvens não impossibilite o uso das imagens e, de preferência que essas pertençam às

novas gerações PlanetScope, que prometem maior capacidade na detecção de Chl-a após melhoria da resolução espectral.

6. REFERÊNCIAS

- Adler, K. (2018). *Radiometric correction of multispectral images collected by a UAV for phenology studies*. Master degree thesis, 30 credits in Physical Geography and Ecosystem Analysis Department of Physical Geography and Ecosystem Science, Lund University.
- Aguirre-Gómez, R.; Salmerón-García, O.; Gómez-Rodríguez, G.; Peralta-Higuera, A. (2017). *Use of unmanned aerial vehicles and remote sensors in urban lakes studies in Mexico*. *Int. J. Remote Sens.* 38, 2771–2779.
- Almeida, T.; Cicerelli, R.E.; Roig, H.L.; Baptista, G.; Neumann, M.R.B. (2018). *Delineamento amostral no monitoramento de reservatório de uso múltiplo utilizando valores digitais acumulados em imagens OLI/Landsat 8*. *Sustainability, Agri, Food and Environmental Research*, (ISSN: 0719-3726), 6(3), 2018: 28-35. <http://dx.doi.org/10.7770/safer-V0N0-art1403>.
- Alves, P. (2016). *Lago Paranoá está contaminado e população não deve nadar nem pescar*. *Metrópoles*. Disponível em: <<http://www.metropoles.com/distrito-federal/meio-ambiente/lago-paranoa-esta-contaminado-e-populacao-nao-deve-nadar-nem-pescar>>. Acesso em: 05 de maio de 2019.
- ANA - Agência Nacional de Águas (Brasil) (2019). *Manual de Usos Consuntivos da Água no Brasil*. Brasília: ANA, 2019. Disponível em: http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/central-de-publicacoes/ana_manual_de_usos_consuntivos_da_agua_no_brasil.pdf
- ANAC - AGÊNCIA NACIONAL DE AVIAÇÃO CIVIL (2017). *Aprova o Regulamento Brasileiro da Aviação Civil Especial nº 94 (RBAC-E nº 94): Requisitos Gerais para Aeronaves não Tripuladas de Uso Civil*. Resolução nº 419.
- APHA, AWWA, WEF (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) e Water Environment Federation (WEF). 23ª ed. New York, USA.
- Astuti, I. S., Mishra, D. R., Mishra, S., & Schaeffer, B. (2018). *Spatio-temporal dynamics of inherent optical properties in oligotrophic northern Gulf of Mexico estuaries*. *Continental Shelf Research*, 166, 92–107. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2018.06.016>
- Austin, R. W. (1974). *The remote sensing of spectral radiance from below the ocean surface*. p. 317-344. In N. G. JERLOV e E. STEEMANN NIELSEN [eds.], *Optical aspects of oceanography*. Academic.
- Barbosa, C. C. F.; Novo, E. M. L. M.; Martins, V. S. (2019). *Introdução ao Sensoriamento Remoto de Sistemas Aquáticos: princípios e aplicações*. 1ª edição. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São José dos Campos. 161p.
- Barbosa, C. C. F.; Novo, E. M. L.; Martinez, J. M. (2009). *Remote Sensing of the Water Properties of the Amazon Floodplain Lakes: The Time Delay Effects between in-Situ and*

Satellite Data Acquisition on Model Accuracy. International Symposium on Remote Sensing of Environment: Sustaining the Millennium Development Goals 33:1–4.

Batista, Bruno Dias, Fonseca, Bárbara Medeiros. (2018). *Fitoplâncton da região central do Lago Paranoá (DF): uma abordagem ecológica e sanitária*. Engenharia Sanitária e Ambiental, 23(2), 229-241. <https://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522018169124>.

Bertin, J. 1986 [1977]. *A neográfica e o tratamento gráfico da informação*. Curitiba: UFPR.

Binding C.E., Stumpf R.P., Shuchman R.A., Sayers M.J. (2020). *Advances in Remote Sensing of Great Lakes Algal Blooms*. In: Crossman J., Weisener C. (eds) *Contaminants of the Great Lakes. The Handbook of Environmental Chemistry*, vol 101. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/698_2020_589.

Branco, S. M. (1976). *Análise de Alguns Aspectos e Soluções Prováveis para o Lago Paranoá*. Ver. D.A.E. 39 (109): 38-45.

Brasil (2005). Ministério do Meio Ambiente Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Resolução CONAMA n. 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.

Brasil (2009). Agência Nacional de Águas - ANA. *Resolução nº 158, de 30, de março de 2009. Outorga dada à Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal para captação de água no reservatório da Usina Hidrelétrica do Paranoá*. Diário Oficial da União, Brasília, n. 65, p. 118, Seção 1.

Brasil (2016). Ministério da Defesa, Comando da Aeronáutica, Departamento de controle do Espaço Aéreo – DECEA. *Portaria DECEA nº 282/DGCEA, de 22 de dezembro de 2016*. Aprova a atualização da ICA 100-40, que trata dos “*Sistemas de Aeronaves Remotamente Pilotadas e o Acesso ao Espaço Aéreo Brasileiro*”.

Brivio, P.A., Giardino, C. & Zilioli, E. (2011). *Determination of chlorophyll concentration changes in Lake Garda using an image-based radiative transfer code for Landsat TM images*. International Journal of Remote Sensing, 22, pp. 487–502.

Bukata, R. P. J; Koondratyev, K.Y.; Pozozdnyakov, D.V.. et al. (1995). *Optical properties and remote sensing of inland and coastal waters*. Boca Taton: CRC. 362p.

Bussab, W.; Morettin, P. (1987). *Estatística Básica*. Editora Saraiva, São Paulo. 1987, v. 4.

Casali, S., Calijuri, M. D. C., Barbarisi, B., Renó, V. F., Affonso, A. G., Barbosa, C., Silva, T.S.F., & Novo, E. M. L. D. M. (2011). *Impact of the 2009 extreme water level variation on phytoplankton community structure in Lower Amazon floodplain lakes*. Acta limnológica brasiliensia, 23(3), 260-270.

Castro, P. H. M; Pereira, A. C. F and Barros, M. V. F. (2016). *Modelagem Amostral para o Monitoramento de Componentes Opticamente Ativos no rio Tibagi/PR, utilizando Imagens Landsat 8/OLI*. Revista Brasileira de Cartografia, n. 69.

CEOS (2018). Dekker, A. G. e Pinnel, N., editors. *Feasibility study for an aquatic ecosystem Earth observing system*. Report v. 2.0. Committee on Earth Observation Satellites (CEOS) and Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization (CSIRO). CSIRO, Canberra, ACT, Australia.

CETESB (São Paulo) (2013). *Manual de cianobactérias planctônicas: legislação, orientações para o monitoramento e aspectos ambientais*. CETESB, São Paulo; Carvalho M. C. et al. p. 47.

Chen, Q., Zhang, Y., & Hallikainen, M. (2007). *Water quality monitoring using remote sensing in support of the EU water framework directive (WFD): a case study in the Gulf of Finland*. Environ. Monit. Assess. 124, 157–166. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9215-8>.

Cheng, K.H.; Chan, S.N.; Lee, Joseph H.W. (2020). *Remote sensing of coastal algal blooms using unmanned aerial vehicles (UAVs)*. Marine Pollution Bulletin, Volume 152, 110889, ISSN 0025-326X. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110889>.

Cicerelli, R. E.; Galo, M. de L. B. T. (2015). *Sensoriamento remoto multifonte aplicado na detecção do fitoplâncton em águas interiores*. Rev. bras. eng. agríc. ambient., Campina Grande, v. 19, n. 3, p. 259-265.

Coelho, L.; Roche, K. F.; Paranhos Filho, A. C.; Lemos, V. B. (2012). *Uso do Sensor Cbers/Ccd na Avaliação do Estado Trófico do Reservatório Lago Do Amor (Campo Grande, Ms)*. Revista Brasileira de Cartografia, v. 63, n. 2.

Companhia de Planejamento do Distrito Federal – Codeplan. (1984). *Atlas do Distrito Federal*. Brasília: GDF, 78 p.

Collison, A., and N. Wilson. (2018). *Planet Surface Reflectance Product*. https://assets.planet.com/marketing/PDF/Planet_Surface_Reflectance_Technical_White_Paper.pdf

Darvishzadeh, R.; Skidmore, A.; Schlerf, M.; Atzberger, C. (2008). *Inversion of a radiative transfer model for estimating vegetation LAI and chlorophyll in a heterogeneous grassland*. Remote Sens. Environ. 112 (5), 2592–2604.

Dash, J.; Ogutu, B. O. (2016). *Recent Advances in Space-Borne Optical Remote Sensing Systems for Monitoring Global Terrestrial Ecosystems*. Progress in Physical Geography 40 (2): 322–351. doi:10.1177/0309133316639403.

Di Bernardo, L. (1995). *Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento*. Rio de Janeiro: ABES. 127 p.

De Aquino, I.G.; Roig, H.L.; Oliveira, E.S.; Garnier, J.; Guimarães, E.M.; Koide, S. (2018). *Temporal variation of suspended sediments and mineralogy using an improved*

automatic sampler system in the Riacho Fundo Stream, Brasília, Distrito Federal, Brazil [Variação temporal da descarga sólida em suspensão e identificação de minerais a partir de aperfeiçoamento de método de amostragem automática no Córrego Riacho Fundo, Brasília, Distrito Federal]. Geol. USP, Sér. cient., São Paulo, v. 18, n. 2, p. 117-185.

Dekker, A. G.; Vos, R. J.; Peters, S. W. M (2002). *Analytical algorithms for lake water TSM estimation for retrospective analyses of TM and SPOT sensor data*. International Journal of Remote Sensing, v. 23, n. 1, p. 15–35.

Dias, D. F. (2017). *Processos Geoquímicos na Interface Sedimento-Água no Braço Riacho Fundo do Lago Paranoá – DF*. 88p. Dissertação de Mestrado – Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília – Distrito Federal.

Dias, Rodrigo Zolini, & Baptista, Gustavo Macedo de Mello. (2015). *Wetland nutrient retention and multitemporal growth – Case study of Riacho Fundo’s Wetland*. Acta Limnologica Brasiliensia, 27(3), 254-264. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X0114>.

Dietrich, J. T. (2016). *Bathymetric Structure from Motion: Extracting shallow stream bathymetry from multi-view stereo photogrammetry*. Earth Surface Processes and Landforms Earth Surface Processes and Landforms.

Dörnhöfer, K.; Klinger, P.; Heege, T.; Oppelt, N. (2018). *Multi-sensor satellite and in situ monitoring of phytoplankton development in a eutrophic-mesotrophic lake*. Science of The Total Environment, Volume 612, Pages 1200-1214.

Dörnhöfer, K. E Oppelt, N. (2016). *Remote sensing for lake research and monitoring – Recent advances*. Ecological Indicators, Vol. 64, Pages 105-122. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.12.009>.

Doshi, A. A. et al. (2015). *Development of micro-UAV with integrated motion planning for open-cut mining surveillance*. Microprocessors and Microsystems, v. 39, n. 8, p. 829–835.

Duan, H. T., Zhang, Y. Z., Zhan, B., Song, K. S. e Wang, Z. M. (2007). *Assessment of chlorophyll-a concentration and trophic state for Lake Chagan using Landsat TM and field spectral data*. Environmental Monitoring and Assessment, 129, pp. 295–308.

Dzialowski, A. R. et al. (2009). *Development of predictive models for geosmin-related taste and odor in Kansas, USA, drinking water reservoirs*. Water Research, v. 43, p. 2829–2840. DOI: 10.1016/j.watres.2009.04.001.

Fassoni-Andrade, A. C.; de Paiva, R. C. D. (2019). *Mapping spatial-temporal sediment dynamics of river-floodplains in the Amazon*. Remote Sensing of Environment, v. 221, p. 94-107.

Ferrante J. E. T.; Rancan L.; Netto P. B. (2001). “III - Meio Físico.” In: Fonseca, F. O. (org.). Olhares sobre o Lago Paranoá. Brasília: Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – SEMARH. 425p.

Fonseca, F. O. (2001). *Olhares sobre o Lago Paranoá*. Brasília/ DF: Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

G1 Portal de Notícias (2019). *Chuvas no DF estão acima da média histórica em dezembro, diz Inmet*. Por Marília Marques. Recuperado em 10 julho, 2020, de <https://g1.globo.com/df/distrito-federal/noticia/2019/12/26/chuvas-no-df-estao-acima-da-media-historica-em-dezembro-diz-inmet.ghtml>.

G1 Portal de Notícias (2016). *Ibram usa robô para apurar causa de aumento de bactéria no Lago Paranoá*. Disponível em: <<http://g1.globo.com/distrito-federal/noticia/2016/11/ibram-usa-robo-para-apuram-causa-de-aumento-de-bacteria-no-lago-paranoa.html>> Acesso em: 05 de maio de 2019.

Giardino C. et al. (2007). *Assessment of water quality in Lake Garda (Italy) using Hyperion*. Elsevier. Remote Sensing of Environment, Canberra, v.109, p. 183-195.

Gilerson AA, Gitelson AA, Zhou J, Gurlin D, Moses W, Ioannou I, Ahmed SA (2010). *Algorithms for remote estimation of chlorophyll-a in coastal and inland waters using red and near infrared bands*. Opt Express 18(23):24109–24125

Gitelson, A. A., Yacobi, Y. Z., Karnieli, A. e Kress, N. (1996). *Reflectance spectra of polluted marine waters in Haifa Bay, Southeastern Mediterranean: features and application for remote estimation of chlorophyll concentration*. Israel Journal of Earth Science, 45, pp. 127–136.

Grande, T. O., Almeida T., & Cicerelli, R. E. (2016). *Classificação orientada a objeto em associação às ferramentas reflectância acumulada e mineração de dados*. Pesq. agropec. bras., Brasília, v.51, n.12, p.1983-1991, dez. 2016. DOI: 10.1590/S0100-204X2016001200009.

Guimarães T.; Veronez M.; Koste E.; Gonzaga L.; Bordin F.; Inocencio L.; Larocca A.; Oliveira M. de; Vitti D.; Mauad F. (2017). *An Alternative Method of Spatial Autocorrelation for Chlorophyll Detection in Water Bodies Using Remote Sensing*. Sustainability, Vol.9 (3), p.416. DOI: 10.3390/su9030416.

Han, L. & Jordan, K. (2005). *Estimating and mapping chlorophyll a concentration in Pensacola Bay, Florida using Landsat ETM data*. International Journal of Remote Sensing, 26, pp. 5245–5254.

Hassan-Esfahani, L. et al. (2017). *Spatial Root Zone Soil Water Content Estimation in Agricultural Lands Using Bayesian-Based Artificial Neural Networks and High-Resolution Visual, NIR, and Thermal Imagery*. Irrigation and Drainage.

Hellweger, F. L., Schlosser, P., Lall, U., & Weissel, J. K. (2004). *Use of satellite imagery for water quality studies in New York Harbor*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 61(3), 437-448.

Hermuche, P. M., & Sano, E. E. (2011). *Identificação da floresta estacional decidual no Vão do Paranã, estado de Goiás, a partir da análise da reflectância acumulada de*

imagens do sensor ETM+/Landsat-7. Revista Brasileira de Cartografia No 63/03, 2011. (ISSN 1808-0936).

Hu, C., Muller-Karger, F. E., Andrefouet, S., & Carder, K. L. (2001). *Atmospheric correction and cross-calibration of LANDSAT-7/ETM+ imagery over aquatic environments: a multiplatform approach using SeaWiFS/MODIS*. Remote Sens. Environ. 78 (1–2), 99–107.

ICAO - International Civil Aviation Organization (2015). Doc 10019, *Manual on Remotely Piloted Aircraft Systems (RPAS)*. Order Number: 10019 ISBN 978-92-9249-718-7.

Instituto Nacional de Meteorologia – INMET (2020). *Condições do Clima em Brasília – DF no mês de novembro de 2019*. Por Luciano de Almeida dos Anjos. Recuperado em 10 julho, 2020, de <https://portal.inmet.gov.br/noticias/condi%C3%A7%C3%B5es-do-clima-em-bras%C3%ADlia-df-no-m%C3%AAs-de-novembro-de-2019>.

Jamet, C., Loisel, H., Kuchinke, C. P., Ruddick, K., Zibordi, G., & Feng, H. (2011). *Comparison of three SeaWiFS atmospheric correction algorithms for turbid waters using AERONET-OC measurements*. Remote Sens. Environ. 115(8).

Jensen J. R. (2011). *Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres*. 2 ed. Tradução: José Carlos Neves Epiphanyo (coordenador) ... [et al.] São José dos Campos, SP: Parêntese.

Jorge, D., Barbosa, C., De Carvalho, L., Affonso, A., Lobo, F., & Novo, E. (2017). *SNR (Signal-To-Noise Ratio) Impact on Water Constituent Retrieval from Simulated Images of Optically Complex Amazon Lakes*. Remote Sensing 9 (7): 1–18. doi:10.3390/rs9070644.

Kageyama, Y. et al. (2016). *Analysis of water quality in Miharu dam reservoir, Japan, using UAV data*. IEEJ Transactions on Electrical and Electronic Engineering, v. 11, p. S183–S185.

Kallio, K. et al (2001). *Retrieval of water quality from airborne imaging spectrometry of various lake types in different seasons*. The Science of the Total Environment, v. 268, p. 59–77.

Kiefer, I. et al. (2015). *Application of remote sensing for the optimization of in-situ sampling for monitoring of phytoplankton abundance in a large lake*. The Science of the total environment, ISSN: 1879-1026, Vol: 527-528, Page: 493-506. PMID: 26002424. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.05.011.

Kirk, J. T. O. (1994). *Light & photosynthesis in aquatic ecosystems*. v.2. London: Cambridge University Press. 507p. <http://dx.doi.org/10.1017/CBO9780511623370>.

Kislik, C., Dronova, I., & Kelly, M. (2018). *UAVs in Support of Algal Bloom Research: A Review of Current Applications and Future Opportunities*. Drones, 2(4), 35. MDPI AG. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.3390/drones2040035>

Koparan, C. et al. (2018). *In Situ Water Quality Measurements Using an Unmanned Aerial Vehicle (UAV) System*. *Water* 2018, 10, 264; DOI: 10.3390/w10030264.

Kuhn, C.; de Matos Valerio, A.; Ward, N.; Loken, L.; Sawakuchi, H. O.; Kampel, M.; ... & Vermote, E. (2019). *Performance of Landsat-8 and Sentinel-2 surface reflectance products for river remote sensing retrievals of chlorophyll-a and turbidity*. *Remote Sensing of Environment*, 224, 104-118.

Kwon, Y. S.; Pyo, JongCheol; Kwon, Yong-Hwan; Duan, H.; Cho, K. H.; Park, Y. (2020). *Drone-based hyperspectral remote sensing of cyanobacteria using vertical cumulative pigment concentration in a deep reservoir*. *Remote Sensing of Environment*, Volume 236, 111517, ISSN 0034-4257. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111517>.

Lamparelli, M. C. (2004). *Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento*. São Paulo (BR). Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Leite, B., & Baptista, G. (2016). *Avaliação da Importância Ambiental da Wetland do Riacho Fundo para o Lago Paranoá e Comunidades Vizinhas (Evaluation of the environmental importance of Riacho Fundo's wetland to Paranoa lake and neighboring communities)*. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 8(5), 1524-1540. doi:<https://doi.org/10.26848/rbgf.v8.5.p1524-1540>.

Lobo, F. L.; Jorge, D. S. F. (2019). *Processamento de dados, modelagem e mapeamento de parâmetros bio-ópticos*. Capítulo 5. In: BARBOSA, C. C. F; NOVO, E. L. M; MARTINS, V. S. *Introdução ao Sensoriamento Remoto de Sistemas Aquáticos, Princípios e Aplicações*. 1ª ed. INPE.

Liu, Y. et al. (2003). *Quantification of shallow water quality parameters by means of remote sensing*. *Progress in Physical Geography*, v. 27, n. 1, p. 24-43.

Liu, H.; Pan, D.; Zhu, M.; Zhang, D. (2016). *Occurrence and Emergency Response of 2-Methylisoborneol and Geosmin in a Large Shallow Drinking Water Reservoir*. *Clean Soil, Air, Water*, v. 44, n. 1, p. 63-71. DOI: 10.1002/clen.201500077.

Liu, S.; Zhang, C.; Zhang, Y.; Wang, T.; Zhao, A.; Zhou, T.; Jia, X. (2017). *Miniaturized spectral imaging for environment surveillance based on UAV platform*. *Proc. SPIE* 10461, 104611K.

Lobo, F., Costa, M., Novo, E., & Telmer, K. (2017). *Effects of small-scale gold mining tailings on the underwater light field in the Tapajós River Basin, Brazilian Amazon*. *Remote Sensing*, 9(8), 861-878.

Londe, L. (2008). *Comportamento Espectral Do Fitoplâncton de Um Reservatório Brasileiro Eutrofizado*, Ibitinga (SP).

Lyu, P.; Malang, Y.; Liu, H.H.T.; Lai, J.; Liu, J.; Jiang, B.; Qu, M.; Anderson, S.; Lefebvre, D.D.; Wang, Y. (2017). *Autonomous cyanobacterial harmful algal blooms monitoring using multicopter UAS*. *Int. J. Remote Sens.* 38, 2818–2843.

Machado, M. T. de S. M.; Baptista, G. M. de M. (2016). *Sensoriamento remoto como ferramenta de monitoramento da qualidade da água do Lago Paranoá (DF)*. Eng. Sanit. Ambient., Rio de Janeiro, v. 21, n. 2, p. 357-365, jun. 2016. DOI: 10.1590/S1413-41522016141970.

Maciel, D., Novo, E., Barbosa, C., Martins, V., Flores Júnior, R., Oliveira, A., Sander de Carvalho, L., & de Lucia Lobo, F. (2020). *Evaluating the potential of CubeSats for remote sensing reflectance retrieval over inland waters*, International Journal of Remote Sensing, 41:7, 2807-2817, DOI: 10.1080/2150704X.2019.1697003.

Maciel, D., Novo, E., Sander de Carvalho, L., Barbosa, C., Flores Júnior, R., & de Lucia Lobo, F. (2019). *Retrieving Total and Inorganic Suspended Sediments in Amazon Floodplain Lakes: A Multisensor Approach*. Remote Sensing, 11(15), 1744. MDPI AG. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.3390/rs11151744>

Majazi, N. P.; Salama, M. S.; Bernard, S.; Harper, D. M.; & Habte, M. G. (2014). *Remote sensing of euphotic depth in shallow tropical inland waters of Lake Naivasha using MERIS data*. Remote sensing of environment, 148, 178-189.

Mancino G, Nolè A, Urbano V, Amato M, Ferrara A (2009). *Assessing water quality by remote sensing in small lakes: the case study of Monticchio lakes in southern Italy*. iForest 2: 154-161. - doi: 10.3832/ifor0507-002

Mannino A, Russ Me, e Hooker Sb. (2008). *Algorithm development and validation for satellite derived distributions of DOC and CDOM in the U.S. Middle Atlantic Bight*. J Geophys Res 113(C07051): 1-19.

Mar da Costa, N. Y.; Boaventura, G. R.; Mulholland, D. S.; Araújo, D. F.; Moreira, R. C. A.; Faial, K. C. F.; Bomfim, E. O. (2016). *Biogeochemical mechanisms controlling trophic state and micropollutant concentrations in a tropical artificial lake*. Environmental Earth Sciences, v. 75, p. 854. DOI: 10.1007/s12665-016-5629-y.

Markogianni, V., Kalivas, D., Petropoulos, G. P., & Dimitriou, E. (2020). *Estimating Chlorophyll-a of Inland Water Bodies in Greece Based on Landsat Data*. Remote Sensing, 12(13), 2087. MDPI AG. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.3390/rs12132087>

Marmorì, M. (1995). *Peixes Antipoluição: Carpas poderão substituir Sulfato de Cobre no controle de Algas no Lago Paranoá, em Brasília*. Revista Ciência-Hoje 19 9112: 54-6.

Martínez, J. et al. (2016). *A cost-effective canopy temperature measurement system for precision agriculture: a case study on sugar beet*. Precision Agriculture, p. 1–16.

Martinez, J. et al. (2015). *The optical properties of river and floodplain waters in the Amazon River Basin: Implications for satellite-based measurements of suspended particulate matter - Supplementary material*. Journal of Geophysical Research: Earth Surface, v. 1, n. 860, p. 1–11.

Martins, V. S.; Soares, J. V.; Novo, E. M.; Barbosa, C. C.; Pinto, C. T.; Arcanjo, J. S.; Kaleita, A. (2018). *Continental-scale surface reflectance product from CBERS-4 MUX*

data: Assessment of atmospheric correction method using coincident Landsat observations. Remote Sensing of Environment, 218, 55-68.

Martins, V., Barbosa, C., de Carvalho, L., Jorge, D., Lobo, F., & Novo, E. (2017). *Assessment of Atmospheric Correction Methods for Sentinel-2 MSI Images Applied to Amazon Floodplain Lakes.* Remote Sensing, 9(4), 322. MDPI AG. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.3390/rs9040322>.

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, v. 32, n. 21, p. 6855–6899.

Matthews, M. W. (2017). *Bio-optical Modeling of Phytoplankton Chlorophyll-a.* Chapter 6. In: Mishra, D. R.; Ogashawara, I; Gitelson, A. A. Bio-optical Modeling and Remote Sensing of Inland Waters. 1st Edition, Eslsevier.

Matthews, M. W. et al. (2010). *Remote Sensing of cyanobacteria-dominant algal blooms and water quality parameters in Zeekonevlei, a small hypertrophic lake, using MERIS.* Remote Sensing of Environment, v. 114, p. 2070-2087.

Mattos, S. P. (2000). *Lago Paranoá (Brasília-Brasil): Successful Restoration of a Tropical Urban Man-made Lake.* Final Report of the International Training Course on Lake Water Quality Management – Japan International Cooperation Agency – JICA. 24 pp.

Mattos, S. P.; Starling, F. L. do R. M. (2001). “*Comunidade Fitoplanctônica do Lago Paranoá*”. In: Fonseca, F. O. (org.). Olhares sobre o Lago Paranoá. Brasília: Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – SEMARH. 425p.

Mayo, M., Gitelson, A., Yacobi, Y. Z. And Ben-Avraham, Z. (1995). *Chlorophyll distribution in Lake Kinneret determined from Landsat Thematic Mapper data.* International Journal of Remote Sensing, 16, pp. 175–182.

Menezes, P. H. B. J. (2010). *Avaliação do Efeito das Ações Antrópicas no Processo de Escoamento Superficial e Assoreamento na Bacia do Lago Paranoá.* Dissertação de Mestrado, Instituto de Geociências. 133p.

Metsamaa, L.; Kutser, T.; Strombeck, N. (2006). *Recognising cyanobacterial blooms based on their optical signature: a modelling study.* Boreal Environment Research, v.11, p. 493-506.

Miguel, R., Roig, H. L., Oliveira, E. S. (2017). *Análise do processo de assoreamento no braço do Riacho Fundo, do Lago Paranoá – DF, utilizando técnicas de geoprocessamento e sedimentometria.* XV Simpósio de Geologia do Centro Oeste, p. 180-185. Goiânia: SBG - Núcleo Centro-Oeste.

Miranda, Rafaella Galvão et al. (2009). *Quality of water resources in the Amazon region-Rio Tapajós: assessing the case for chemical elements and physical-chemical parameters.* Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science, [S.l.], v. 4, n. 2, p. 75-92. ISSN 1980-993X. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.210>.

Mishra, S., & Mishra, D. R. (2012). *Normalized difference chlorophyll index: A novel model for remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters*. *Remote Sensing of Environment*, 117, 394–406. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.10.016>

Mobley, C. D. (1999). *Estimation of the remote-sensing reflectance from above-surface measurements*. *Applied optics*, v. 38, n. 36, p. 7442–7455.

Mobley C. D. (1994). *Light and Water: Radiative Transfer in Natural Water*. Academic Press, 592p.

Montanher, O. C.; Novo, E. M.; Barbosa, C. C.; Rennó, C. D.; Silva, T. S. (2014). *Empirical models for estimating the suspended sediment concentration in Amazonian white water rivers using Landsat 5/TM*. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 29, 67-77.

Morel, A.; Prieur, L. (1977). *Analysis of variations in ocean colour*. *Limnology and Oceanography*, v. 22, p. 709–722.

Morettin, P. A., & Bussab, W. de O. (2002). *Estatística Básica*. 5. ed. São Paulo: Saraiva. 526p. ISBN 8502034979.

Morgan, B.J.; Stocker, M.D.; Valdes-Abellan, J.; Kim, M.S.; Pachepsky, Y. (2020). *Drone-based imaging to assess the microbial water quality in an irrigation pond: A pilot study*. *Science of The Total Environment*, Volume 716, 135757. ISSN 0048-9697. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135757>.

Moses, W. J.; Bowles, J. H.; Lucke, R. L.; & Corson, M. R. (2012). *Impact of signal-to-noise ratio in a hyperspectral sensor on the accuracy of biophysical parameter estimation in case II waters*. *Optics express*, 20(4), 4309-4330.

Neophytou, E., Charitou, A., & Charalambous, C. (2000). *Predicting corporate failure: empirical evidence for the UK*. University of Southampton, Working Paper.

Novo, E.M.L. M (2001). *Comportamento espectral da água*. In: Paulo Roberto Meneses, José da Silva Madeira Netto. (org.) *Sensoriamento Remoto: Reflectância dos Alvos Naturais*. - Editora UNB, EMBRAPA Cerrados, Brasília.

Novo, E.M.L.M (2008). *Sensoriamento Remoto: Princípios e Aplicações*. Ed. Edgard Blucher Ltda, 3a Edição, São Paulo. 363 p.

Odermatt, D.; Gitelson, A.; Brando, V. E.; Schaepman, M. (2012). *Review of constituent retrieval in optically deep and complex waters from satellite imagery*. *Remote Sensing of Environment*, v. 118, p. 116–126. Elsevier Inc. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2011.11.013>>.

Ogashawara, I; Mishra, D. R.; Gitelson, A. A. *Remote Sensing of Inland Waters: Background and Current State-of-the-art*. Chapter 1. In: Mishra, D. R.; Ogashawara, I;

Gitelson, A. A. *Bio-optical Modeling and Remote Sensing of Inland Waters*. 1st Edition, Elsevier, 2017.

Oliveira, L. P. H.; Krau, L. (1970). *Hidrobiologia Geral Aplicada Particularmente à Veiculadores de Esquitossomos – Hipereutrofia, Mal Moderno das Águas*. Memória do Instituto Oswaldo Cruz 68:89 – 118.

Olivetti, D. (2019). *Câmeras multi e hiperespectrais aerotransportadas: contribuições para o monitoramento de qualidade de águas continentais*. Tese de doutorado, Universidade de Brasília, Brasília, DF, Brasil.

Olivetti, Diogo et al. (2020). *Low-Cost Unmanned Aerial Multispectral Imagery for Siltation Monitoring in Reservoirs*. *Remote Sensing*, v. 12, n. 11, p. 1855.

Olmanson, L. G.; Brezonik, P. L.; Bauer, M. E (2013). *Airborne hyperspectral remote sensing to assess spatial distribution of water quality characteristics in large rivers: The Mississippi River and its tributaries in Minnesota*. *Remote Sensing of Environment*, v. 130, p. 254–265.

Pahlevan, N., Chittimalli, S. K., Balasubramanian, S. V., & Vellucci, V. (2019). *Sentinel-2/Landsat-8 product consistency and implications for monitoring aquatic systems*. *Remote Sensing of Environment*, 220, 19-29.

Pahlevan, N., Smith, B., Schalles, J., Binding, C. Cao, Z., Ma, R., Alikas, K., Kangro, K., Gurlin, D. Hà, N., Matsushita, B., Moses, W., Greb, S., Lehmann, M. K., Ondrusek, M., Oppelt, N., Stumpf, R. (2020). *Seamless retrievals of chlorophyll-a from Sentinel-2 (MSI) and Sentinel-3 (OLCI) in inland and coastal waters: A machine-learning approach*. *Remote Sensing of Environment*. Vol. 240. 111604, ISSN 0034-4257, <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111604>.

Palmer, C. M. (1969). *Report on the Algae in Relation to Water Quality of Paranoa Lake, Brasília*. Relatório de Consultoria, Pan American Health Organization/WHO, 14 pp.

Palmer, S. C.; Hunter, P. D.; Lankester, T.; Hubbard, S.; Spyrakos, E.; Tyler, A. N.; ... & Tóth, V. R. (2015). *Validation of Envisat MERIS algorithms for chlorophyll retrieval in a large, turbid and optically-complex shallow lake*. *Remote Sensing of Environment*, 157, 158-169.

Papenfus, Michael et al. (2020). *Exploring the potential value of satellite remote sensing to monitor chlorophyll-a for US lakes and reservoirs*. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 192, n. 12, p. 1-22.

Park, E.; Latrubesse, E. M. (2014). *Modeling suspended sediment distribution patterns of the Amazon River using MODIS data*. *Remote Sensing of Environment*, 147, 232-242.

Parrot, 2017. *Parrot Sequoia User Manual*. <https://www.manualslib.com/products/Parrot-Sequoia-6911496.html>.

Piskozub, J., Neumann, T., & Wozniak, L. (2008). *Ocean color remote sensing: choosing the correct depth weighting function*. *Opt. Express* 16 (19), 14683–14688.

Planet (2020). *Planet Imagery Product Specifications*. https://assets.planet.com/docs/Planet_Combined_Imagery_Product_Specs_letter_screen.pdf. Junho, 2020.

Price, J. I.; Heberling, M. T. (2018). *The Effects of Source Water Quality on Drinking Water Treatment Costs: A Review and Synthesis of Empirical Literature*. *Ecological economics: the journal of the International Society for Ecological Economics*, ISSN: 0921-8009, Vol: 151, Page: 195-209. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.04.014>.

Reichwaldt, E. S., Ghadouani, A. (2012). *Effects of rainfall patterns on toxic cyanobacterial blooms in a changing climate: Between simplistic scenarios and complex dynamics*. *Water Research*. vol. 46, p. 1372-1393.

Rotta, L. H. S., Alcântara, E. H., Watanabe, F. S. Y., Rodrigues, T. W. P., & Imai, N. N. (2016). *Atmospheric correction assessment of SPOT-6 image and its influence on models to estimate water column transparency in tropical reservoir*. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, v. 4, p. 158–166. Elsevier. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.rsase.2016.09.001>>.

Seeber, G. (2003). *Satellite Geodesy* Water de Gruyter. New York, v. 2, p. 589.

Shang, S. et al. (2017). *Sensing an intense phytoplankton bloom in the western Taiwan Strait from radiometric measurements on a UAV*. *Remote Sensing of Environment*. Vol. 198, Pages 85-94.

Shi, W.; Wang, M. (2015). *Decadal changes of water properties in the Aral Sea observed by MODISAqua*. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 120(7), 4687-4708.

Siegel Da, Wang M, Maritorea S And Robinson W. (2000). *Atmospheric correction of satellite ocean color imagery: the black pixel assumption*. *Appl Opt* 39(21): 3582-3591.

SILVA, Maria Paula da et al. (2020). *Use of optical absorption indices to assess seasonal variability of dissolved organic matter in Amazon floodplain lakes*. *Biogeosciences*, v. 17, n. 21, p. 5355-5364.

Sòria-Perpinyà, Xavier et al (2020). *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.

SPRING, Manuais. *Tutorial de Geoprocessamento: Classificação de Imagens*. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/spring/portugues/tutorial/classific.html>>. Acesso em: 21 de maio de 2018.

Su, T. C. (2017). *A study of a matching pixel by pixel (MPP) algorithm to establish an empirical model of water quality mapping, as based on unmanned aerial vehicle (UAV) images*. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, v. 58, p. 213–224.

Su, T. C.; Chou, H. T. (2015). *Application of multispectral sensors carried on unmanned aerial vehicle (UAV) to trophic state mapping of small reservoirs: A case study of Tain-Pu reservoir in Kinmen, Taiwan*. *Remote Sensing*, v. 7, n. 8, p. 10078–10097.

Teixeira, M. G. L. C. et al. (1993). *Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica, Bahia, Brazil*. *Bulletin of PAHO*, v. 27, n. 3, p. 244-53.

Templin, T., Popielarczyk, D., & Kosecki, R. (2018). *Application of Low-Cost Fixed-Wing UAV for Inland Lakes Shoreline Investigation*. *Pure & Applied Geophysics*, 175(9), 3263–3283. <https://doi-org.ez54.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s00024-017-1707-7>

Themag Engenharia. (2008). *Estudos de pré-viabilidade para ampliação dos sistemas de abastecimento de água do Distrito Federal utilizando como manancial o Lago Paranoá*. Relatório Técnico. Brasília: Themag Engenharia.

Thomann, R. V.; Mueller, J. A. (1987). *Principles of surface water modeling and control*. New York: Harper Collins.

Traganos, D., Cerra, D., and Reinartz, P. (2017). *Cubesat-Derived Detection of Seagrasses using Planet Imagery following Unmixing-Based Denoising: Is Small The Next Big?*. *Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spatial Inf. Sci.*, XLII-1/W1, 283–287, <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLII-1-W1-283-2017>.

Tundisi, J. G. (2010). *Cold fronts and reservoir limnology: an integrated approach towards the ecological dynamics of freshwater ecosystems*. *Braz. J. Biol.*, v. 70, n. 3, p. 815-824.

Tundisi, J. G; et al. (2004). *The response of Carlos Botelho (Lobo, Broa) reservoir to the passage of cold fronts as reflected by physical, chemical, and biological variables*. *Brazilian Journal of Biology*, v. 64, n. 1, p. 177-186.

Tundisi, J. G., & Tundisi, T. M. (2008). *Limnologia*, São Paulo: Oficina de Textos. p. 631.

Turner, D. (2010). *Remote Sensing of Chlorophyll a Concentrations to Support the Deschutes Basin Lake and Reservoirs TMDLs*. Department of Environmental Quality: Portland, OR, USA.

Tymków P.; Józków G.; Walicka A.; Karpina M.; Borkowski A. (2019). *Identification of Water Body Extent Based on Remote Sensing Data Collected with Unmanned Aerial Vehicle*. *Water*, Vol.11(2), p.338. DOI 10.3390/w11020338.

Ueno, Y. et al. (1996). *Detection of microcystins, a blue-green algal hepatotoxin, in drinking water sampled in Haimen and Fusui, endemic areas of primary liver cancer in China, by highly sensitive immunoassay*. *Carcinogenesis*, v. 17, n.6, p. 1317-1321.

Villar, R. E. et al. (2013). *A study of sediment transport in the Madeira River, Brazil, using MODIS remote-sensing images*. *Journal of South American Earth Sciences*, v. 44, n. February, p. 45–54.

- Wang, D.; Ronghua, M.; Xue, K.; & Loiselle S. (2019). *The Assessment of Landsat-8 OLI Atmospheric Correction Algorithms for Inland Waters*. Remote Sensing 11 (2): 169. doi:10.3390/rs11020169.
- Wang, M. (1999). *A sensitivity study of the SeaWiFS atmospheric correction algorithm: effects of spectral band variations*. Remote Sens. Environ. 67(3), 348–359.
- Watanabe, F. et al. (2018). *Remote sensing of the chlorophyll-a based on OLI/Landsat-8 and MSI/Sentinel-2A (Barra Bonita reservoir, Brazil)*. An. Acad. Bras. Ciênc., Rio de Janeiro, v. 90, n. 2, supl. 1, p. 1987-2000.
- Wester-Ebbinghaus (1980). *Aerial photography by radio controlled model helicopter*. Photogrammetric Record, v. 10, n. 55, p. 85–92.
- Wicaksono, P.; Lazuardi, W. (2018). *Assessment of PlanetScope images for benthic habitat and seagrass species mapping in a complex optically shallow water environment*. International Journal of Remote Sensing, 39:17, 5739-5765, DOI:10.1080/01431161.2018.1506951
- Xu, F.; Gao, Z.; Jiang, X.; Shang, W.; Ning, J.; Song, D.; Ai, J. (2018). *A UAV and S2A data-based estimation of the initial biomass of green algae in the South Yellow Sea*. Mar. Pollut. Bull. 128, 408–414.
- Yamamoto, J. K., & Landim, P. M. B. (2013). *Geoestatística: conceitos e aplicações*. São Paulo: Oficina de Textos.
- Yang, W.; Matsushita, B.; Chen, J.; & Fukushima, T. (2011). *Estimating constituent concentrations in case II waters from MERIS satellite data by semi-analytical model optimizing and look-up tables*. Remote sensing of environment, 115(5), 1247-1259.
- Zaneveld, J. R. V., Barnard, A. H., & Boss, E. (2005). *Theoretical derivation of the depth average of remotely sensed optical parameters*. Opt. Express 13 (22), 9052–9061.
- Zeng, C.; Richardson, M.; King D. J. (2017). *The impacts of environmental variables on water reflectance measured using a lightweight unmanned aerial vehicle (UAV)-based spectrometer system*. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, ISSN: 0924-2716, Vol: 130, Page: 217-230.