

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE GOIÁS  
CÂMPUS CENTRAL  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS NATURAIS DO CERRADO

**IGOR COBELO FERREIRA**

**MONITORAMENTO DA CLOROFILA-A NA ÁGUA POR  
SENSORIAMENTO REMOTO UTILIZANDO  
EXPERIMENTOS EM MESOCOSMOS**

Anápolis, GO

2021

**IGOR COBELO FERREIRA**

**MONITORAMENTO DA CLOROFILA-A NA ÁGUA POR  
SENSORIAMENTO REMOTO UTILIZANDO  
EXPERIMENTOS EM MESOCOSMOS**

Dissertação apresentada como requisito parcial  
à obtenção do grau de Mestre em Recursos Naturais do  
Cerrado no Programa de Pós-Graduação em Recursos  
Naturais do Cerrado (RENAC), da Universidade  
Estadual de Goiás (UEG).

Orientador: Prof. Dr. João Carlos Nabout

Coorientador: Prof. Dr. Manuel Eduardo Ferreira

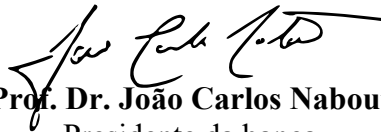
Anápolis, GO

2021

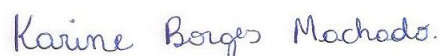
IGOR COBELO FERREIRA

MONITORAMENTO DA CLOROFILA-A NA  
ÁGUA POR SENSORIAMENTO REMOTO  
UTILIZANDO EXPERIMENTOS EM  
MESOCOSMOS

Dissertação defendida no Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Recursos  
Naturais do Cerrado da Universidade Estadual de Goiás,  
para a obtenção do grau de mestre(a), aprovada em 25 de Agosto de 2021, pela  
Banca Examinadora constituída pelos seguintes professores:



**Prof. Dr. João Carlos Nabout**  
Presidente da banca  
Universidade Estadual de Goiás



**Prof. Dr. Karine Borges Machado**  
Universidade Estadual de Goiás



**Prof. Dr. Priscilla Carvalho**  
Universidade Federal de Goiás

## **AGRADECIMENTOS**

Gostaria de agradecer ao meu filho Emanuel, pela amizade, carinho e companheirismo. À minha namorada, Mara, pelo apoio e incentivo. A família é nosso maior bem.

Agradeço também ao meu orientador, Prof. João Carlos Nabout, pelo ensino, dedicação e paciência para o desenvolvimento deste estudo, especificamente sobre fitoplâncton e estatística; ao meu coorientador Prof. Manuel Eduardo Ferreira, pela dedicação e discussões, especificamente sobre sensoriamento remoto e VANTs; e a todos os professores do RENAC, pelas excelentes aulas.

Um grande abraço aos amigos do RENAC, pela amizade e pelos bons momentos na UEG; e aos amigos do BioEcol, pela companhia e xícaras de café no laboratório.

Agradeço ao CNPq pela bolsa DTI-C vinculada à Rede CLIMA, a qual foi extremamente útil para minha permanência no PPG-RENAC e no desenvolvimento deste estudo.

## RESUMO

A eutrofização é uma das principais causas de comprometimento da qualidade das águas interiores e marinhas. O aumento de cargas e concentrações de nutrientes no ambiente terrestre e, conseqüentemente, nos ecossistemas aquáticos, é ocasionado principalmente por ações antrópicas, a exemplo do crescimento populacional e especializações da agricultura, afetado também pelas mudanças climáticas globais. A disponibilidade de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, é um fator limitante para o desenvolvimento de fitoplâncton, e seu crescimento excessivo pode resultar no aumento da turbidez da água e produção de toxinas nocivas ao ecossistema aquático e à saúde humana. Sua proliferação está diretamente relacionada à concentração de clorofila-a, devido à sua atividade fotossintetizante. Atualmente, avanços na área de sensoriamento remoto permitem realizar estudos de remediação e monitoramento da qualidade da água, superando algumas limitações dos métodos de amostragem *in situ*, tal como inviabilidade de se investigar variações espaciais e temporais em grandes corpos d'água; elevados custos laboratoriais e de logística; e inacessibilidade de alguns locais. Neste sentido, este trabalho teve por objetivo geral avaliar técnicas de sensoriamento remoto, a partir de veículos aéreos não tripulados (VANT), embarcados com sensores RGB, na quantificação de clorofila-a em ambientes aquáticos. Mais especificamente, buscou-se identificar a associação de índices de vegetação a partir de bandas do espectro óptico visível com a concentração de clorofila-a em fitoplâncton, aplicados em ambiente controlado. O experimento consistiu em 26 mesocosmos, onde foram inseridas amostras de fitoplâncton, simulando pequenos lagos rasos, com adições graduais de nitrogênio e fósforo, até se obter um gradiente de estado trófico, variando de ambiente oligotrófico até eutrófico em relação à concentração de clorofila-a. Na sequência, foram obtidas as concentrações de clorofila-a *in situ* e imagens aéreas com o VANT. As imagens foram processadas para geração de mosaicos ortorretificados, visando o cálculo de oito índices de vegetação, pelos quais ajustaram-se regressões lineares simples em função das concentrações de clorofila-a. Os índices NGBDI, SI, NGRDI, SCI, VWRI, GLI, EXG e VARI obtiveram  $R^2 = 0,88, 0,85, 0,81, 0,81, 0,78, 0,73$  e  $0,69$ , respectivamente. Todos resultaram em estimativas satisfatórias, com RMSE  $< 0,1946$  e p-valor  $< 0,001$ . Os pressupostos de normalidade e heterocedasticidade do modelo também foram atendidos, verificados pelos testes de Shapiro-Wilk e Breush-Pagan, respectivamente. Os resultados permitem concluir que o monitoramento da qualidade da água, para os parâmetros avaliados, pode ser realizado por aeronaves remotamente pilotadas, embarcadas com câmeras padrão RGB, com protocolos mais rápidos, simples e de baixo custo.

Palavras-chave: clorofila-a; fitoplâncton; mesocosmos; índices de vegetação; sensoriamento remoto aéreo; VANT.

## ABSTRACT

Eutrophication is one of the main causes of compromising the quality of inland and marine waters. The increase in loads and concentrations of nutrients in the terrestrial environment and, consequently, in aquatic ecosystems, is mainly caused by anthropic actions, such as population growth and agricultural specializations, which are also affected by global climate change. The availability of nutrients, mainly nitrogen and phosphorus, is a limiting factor for the development of phytoplankton, and their excessive growth can result in increased water turbidity and production of harmful toxins to the aquatic ecosystem and human health. Its proliferation is directly related to the concentration of chlorophyll-a, due to its photosynthetic activity. Currently, advances in the area of remote sensing allow carrying out studies of remediation and monitoring of water quality, overcoming some limitations of *in situ* sampling methods, such as the impossibility of investigating spatial and temporal variations in large bodies of water; high laboratory and logistics costs; and inaccessibility of some locations. In this sense, this work aimed to evaluate remote sensing techniques, from unmanned aerial vehicles (UAV), onboard with RGB sensors, in the quantification of chlorophyll-a in aquatic environments. More specifically, we sought to identify the association of vegetation indices from visible optical spectrum bands with the concentration of chlorophyll-a in phytoplankton, applied in a controlled environment. The experiment consisted of 26 mesocosms, where phytoplankton samples were inserted, simulating small shallow lakes, with gradual additions of nitrogen and phosphorus, until a trophic gradient was obtained. Subsequently, *in situ* concentrations of chlorophyll-a and aerial images with the UAV were obtained. The images were processed to generate orthorectified mosaics, aiming to calculate eight vegetation indices, by which simple linear regressions were adjusted as a function of chlorophyll-a concentrations. The NGBDI, SI, NGRDI, SCI, VWRI, GLI, EXG and VARI indices obtained  $R^2 = 0.88, 0.85, 0.81, 0.81, 0.78, 0.73$  and  $0.69$ , respectively. All resulted in satisfactory estimates, with RMSE  $< 0.1946$  and p-value  $< 0.001$ . The assumptions of normality and heteroscedasticity of the model were also met, verified by the Shapiro-Wilk and Breush-Pagan tests, respectively. The results allow us to conclude that the monitoring of water quality, for the evaluated parameters, can be carried out by remotely piloted aircraft, onboard with standard RGB cameras, with faster, simpler and lower cost protocols.

Keywords: chlorophyll-a; phytoplankton; mesocosm; vegetation indices; aerial remote sensing; UAV.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Absorção espectral da luz em diferentes comprimentos de onda para os pigmentos principais da fotossíntese: clorofila-a, clorofila-b e $\beta$ -caroteno. Fonte: Adaptado de Singer (2015). .....	13
<b>Figura 2.</b> Área Experimental em Ecologia Aquática da UEG (a) e alguns mesocosmos utilizados no experimento (b). .....	15
<b>Figura 3.</b> Delineamento do experimento com quantidade de mesocosmos e concentração de nutrientes para cada nível de concentração de clorofila-a. ....	17
<b>Figura 4.</b> Sonda multiparâmetros Eureka Manta 2, utilizada para as medições <i>in situ</i> (a); e VANT Parrot Anafi Work, utilizado para a obtenção das imagens aéreas (b). .....	18
<b>Figura 5.</b> Etapas do processamento das imagens: imagem ortomosaicada (a); e mesocosmos recortados e rotacionados para extração dos índices, com respectivas numerações de identificação (b). .....	19
<b>Figura 7.</b> Índices espectrais aplicados na área de estudo, com respectivos valores digitais (DN). .....	22
<b>Figura 8.</b> (a) Variação da concentração de clorofila-a ( $\mu\text{g/L}$ ) nos mesocosmos; (b) box-plot dos índices analisados em função dos números digitais (DN); e (c) box-plot das bandas em função dos números digitais (DN). .....	23
<b>Figura 9.</b> Associações lineares entre a concentração de clorofila-a (em $\log(x + 1)$ ) e os índices de vegetação, com respectivas equações e coeficientes de determinação ( $R^2$ ). .....	25

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Limites de concentração de clorofila-a ( $\mu\text{g/L}$ ) para caracterização de níveis tróficos (Lamparelli, 2004). .....	11
<b>Tabela 2.</b> Níveis máximos de concentração de clorofila-a para classes de águas doce de acordo com a Resolução do CONAMA N° 357/2005. ....	12
<b>Tabela 3.</b> Índices espectrais utilizados no estudo. Na equação, ‘R’ representa a banda <i>Red</i> ; ‘G’ a banda <i>Green</i> ; e ‘B’ a banda <i>Blue</i> .....	20
<b>Tabela 4.</b> Medidas descritivas das bandas e índices utilizados no estudo. ....	23
<b>Tabela 5.</b> Valores das estatísticas dos testes de Shapiro-Wilk (W) e de Breush-Pagan (BP) com respectivos p-valor para cada modelo em função de suas variáveis preditoras (índices). ....	24
<b>Tabela 6.</b> Equações dos modelos ajustados e respectivos Coeficiente de Determinação ( $R^2$ ), Coeficiente de Determinação Ajustado ( $R^2$ ajustado), Erro Quadrático Médio da Raiz (RMSE), P-valor e Intervalos de Confiança a 95% para os coeficientes do modelo ( $\beta_0$ e $\beta_1$ )......	26
<b>Tabela 7.</b> Preços médios no mercado brasileiro de algumas sondas multiparâmetros com sensores de clorofila-a, em reais (R\$) e em dólar (US\$). Os valores foram consultados em julho de 2021 e referem-se a produtos novos. As sondas estão listadas em ordem crescente de valor (reais). ....	28
<b>Tabela 8.</b> Preços médios de VANTs comuns no mercado brasileiro, em reais (R\$) e em dólar (US\$), com câmera acoplada, GPS e voo estável. Os valores foram consultados em julho de 2021 e referem-se a produtos novos. Os VANTs estão listados em ordem crescente de valor (reais). ....	26



## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>8</b>
1.1	<i>CLOROFILA-A.....</i>	<i>11</i>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>14</b>
<b>3</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>15</b>
3.1	<i>ÁREA DE ESTUDO E COLETA .....</i>	<i>15</i>
3.2	<i>DELINEAMENTO EXPERIMENTAL .....</i>	<i>16</i>
3.3	<i>MEDIÇÕES IN SITU E CAPTURA DAS IMAGENS POR VANT.....</i>	<i>17</i>
3.4	<i>PROCESSAMENTO DAS IMAGENS E ÍNDICES DE VEGETAÇÃO .....</i>	<i>18</i>
3.5	<i>ANÁLISES ESTATÍSTICAS .....</i>	<i>20</i>
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>22</b>
<b>5</b>	<b>CONCLUSÃO.....</b>	<b>27</b>
<b>6</b>	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>28</b>

## 1 INTRODUÇÃO

---

A eutrofização é uma das principais causas de comprometimento da qualidade das águas interiores e marinhas (Smith, 2003), representando uma ameaça aos ecossistemas aquáticos, aos bens e serviços relacionados, às atividades econômicas dos territórios onde ocorrem e à saúde humana (Le Moal, 2019). O aumento antrópico de cargas e concentrações de nutrientes no ambiente terrestre e, conseqüentemente, nos ecossistemas aquáticos, são ocasionados principalmente pelo crescimento populacional global, desenvolvimento da concentração urbana, industrialização agrícola e especialização da agricultura por região (Smith & Schindler, 2009). Além disso, mudanças climáticas globais impactarão todos os mecanismos envolvidos na eutrofização e ampliarão seus sintomas (Moss *et al.*, 2011; Paerl *et al.*, 2014; Woznicki *et al.*, 2016).

Perdas difusas de Nitrogênio (N) e Fósforo (P) são os atuais impulsionadores principais do fenômeno de eutrofização global (Beusen *et al.*, 2016; Le Moal, 2019). Durante o século XX, a carga transportada de N e P dos rios até os oceanos dobrou, e fontes naturais, como fixação de N<sub>2</sub>, intemperismo e entrada de matéria orgânica alóctone, passaram a ser menos importantes do que fontes antrópicas, como agricultura e águas residuais, sendo que a agricultura cresceu e se tornou a fonte dominante de nutrientes para águas superficiais em escala global, aumentando o N de 20% para 50% e o P de 35% para 55% (Beusen *et al.*, 2016). A principal fonte poluente por N na agricultura provém do emprego excessivo ou inadequado de fertilizantes (Cantarella, 2007), enquanto que por P, de dejetos de origem animal no solo (Toor *et al.*, 2004).

A disponibilidade de nutrientes, principalmente N e P, é um fator limitante para o crescimento de fitoplâncton (Paerl, 2009), além de outros fatores como temperatura da água, pH, salinidade, estabilidade da coluna d'água e mudanças climáticas (Kitsiou & Karydis, 2011; Merel *et al.*, 2013). O crescimento excessivo de fitoplâncton pode causar o fenômeno de floração de algas potencialmente tóxicas (HAB, *Harmful Algal Bloom*), composto principalmente por diatomáceas, dinoflagelados e cianobactérias, resultando no aumento da turbidez da água e produção de toxinas nocivas ao ecossistema aquático e à saúde humana (Sanseverino *et al.*, 2016). Impactos causados por HABs têm sido estudados em ecossistemas aquáticos continentais de usos diversos, como em mananciais de abastecimento público (Carvalho *et al.*, 2007) e lagos urbanos (Nabout & Nogueira, 2011).

Observações abrangentes sobre a extensão e a gravidade de HABs são essenciais para avaliar a resposta do corpo hídrico às práticas implementadas de gerenciamento de nutrientes, buscando compreender os processos que ocorrem no corpo hídrico e nas bacias hidrográficas responsáveis pela variabilidade espacial e temporal nas condições de proliferação de fitoplâncton (Binding *et al.*, 2018). Avaliações ambientais em escalas adequadas podem permitir o desenvolvimento de objetivos de gerenciamento e avaliação de riscos (Suter, 2007). Estas escalas são importantes pois populações de fitoplâncton são muito heterogêneas no espaço e no tempo e, por isso, requerem monitoramento frequente (Kutser, 2009).

Avanços na área de sensoriamento remoto e de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) permitiram realizar estudos de remediação e monitoramento da qualidade da água em larga escala (Ramadas & Samantaray, 2017). O sensoriamento remoto é uma ferramenta útil para superar algumas limitações da avaliação da qualidade da água por métodos de amostragem *in situ*, como: inviabilidade de se investigar variações espaciais e temporais em grandes corpos d'água; tempo e custos maiores; e inacessibilidade de alguns locais (Gholizadeh *et al.*, 2016).

Os constituintes da água com propriedades opticamente ativas, como pigmento de clorofila-a, sólidos suspensos totais (TSS), matéria orgânica dissolvida colorida (CDOM), turbidez, pigmento de ficocianina, refletem ou emitem uma quantidade diferente de energia em diferentes faixas de comprimento de onda (ou bandas) do espectro eletromagnético e podem ser monitorados por dados coletados remotamente (Matthews, 2011). Essa energia refletida ou emitida é registrada por sensores a bordo de satélites ou veículos aéreos, e sua qualidade varia conforme suas características como resolução espacial, resolução espectral, resolução radiométrica e resolução temporal (Ramadas & Samantaray, 2017).

A proliferação de fitoplâncton está diretamente relacionada à concentração de clorofila-a, um pigmento existente nas cianobactérias e nos eucariontes fotossintetizantes (Raven *et al.*, 1992), indicador da biomassa de fitoplâncton e da produtividade primária (Huot *et al.*, 2007; Schalles, 2006) e associado à coloração verde de águas eutrofizadas, devido à sua atividade fotossintetizante (Lim & Choi, 2015).

Dentre os sensores a bordo de satélites utilizados para estimar sua concentração, o sensor *TM*, a bordo do Landsat, parece ser o mais apropriado e amplamente utilizado, provavelmente devido à sua cobertura temporal (16 dias), resolução espacial (30 metros) e fácil acesso (Gholizadeh *et al.*, 2016). Outros sensores interessantes para o monitoramento da clorofila-a são o MODIS, a bordo dos satélites Terra e Aqua, da NASA, o qual possui alta resolução temporal (diariamente) porém com baixa resolução espacial (1 km); e o OLCI, a

bordo do Sentinel-3 – seu antecessor foi o MERIS, a bordo do Envisat –, com resolução espacial de 300 m e resolução temporal de aproximadamente 2 dias (Ventura, 2013).

Sensores acoplados a Veículos Aéreos Não Tripulados (VANTs) têm demonstrado maior eficiência em custo-benefício em relação à aquisição de imagens por satélites ou aeronaves tripuladas (Honkavaara *et al.*, 2013; Polonen *et al.*, 2014; Flynn & Chapra, 2014; Van der Merwe & Price, 2015; Su & Chou, 2015; Jang *et al.*, 2016; Kim *et al.*, 2016; Goldberg *et al.*, 2016; Lyu *et al.*, 2017; Aguirre-Gómez *et al.*, 2017). Além disso, possui alta frequência temporal (diária), alta resolução espacial (menor que 1 metro), habilidade para acoplar sensores leves com capacidade óptica de observar fitoplâncton em vários comprimentos de onda entre 500 e 1400 nm (espectro visível e infravermelho próximo) (Kislik *et al.*, 2018) e capacidade de redução de impactos ambientais e à saúde humana, evitando-se percorrer ecossistemas protegidos, frágeis ou tóxicos (Bollard-Breen *et al.*, 2014).

Os principais tipos de VANTs disponíveis comercialmente são os de asa fixa e os multirrotor (também chamados de asa rotativa). VANTs de asa fixa são voltados para o mapeamento aéreo de grandes áreas, movidos à gasolina ou motor elétrico, devido à sua maior carga de bateria e menos gasto de energia, enquanto que VANTs multirrotores são capazes de voar em todas as direções, bem como em posição fixa, e podem ser utilizados para inspeções mais detalhadas, porém com tempo de voo relativamente curto (Bollard-Breen *et al.*, 2014; Kislik *et al.*, 2018).

VANTs têm sido utilizados com sensores RGB, multiespectrais e hiperespectrais para identificar a proliferação de fitoplâncton, aplicando índices espectrais com bandas do espectro visível e infravermelho próximo (Kislik *et al.*, 2018; Wu *et al.*, 2019). Os sensores hiperespectrais fornecem informações mais contínuas sobre a refletância de fitoplâncton, aumentando a capacidade de discernir diferentes grupos (Kislik *et al.*, 2018). Entretanto, fitoplâncton, em geral, são sensíveis às bandas Vermelha e Verde, e um sensor RGB de câmera digital comum pode ser usado para estimar sua cobertura na superfície d'água (Jang *et al.*, 2016), reduzindo custos e tornando mais acessível sua aplicação por órgãos públicos e tomadores de decisão.

Trabalhos que abordam a associação entre concentração de fitoplâncton e índices de vegetação por VANTs são focados em ambientes aquáticos naturais (Kislik *et al.*, 2018; Wu *et al.*, 2019), mas escassos em ambientes experimentais. Esta associação pode ser diferente para cada ambiente em relação a condições como profundidade, partículas suspensas, vento e clima, tornando importante o controle experimental.

Nesse sentido, mesocosmos fornecem uma integração sofisticada entre experimentos de microcosmos menores e mais rigidamente controlados (que podem sofrer uma realidade limitada) e a maior complexidade biológica de sistemas naturais (nos quais relações mecanicistas e causais podem não ser identificadas) (Evans, 2012; Woodward *et al.*, 2010). Experimentos em mesocosmos têm se tornado essenciais como ferramentas para a compreensão de mudanças climáticas, podendo ser complementados com pesquisas de campo e modelagem (Stewart *et al.*, 2013).

### 1.1 Clorofila-a

A proliferação de fitoplâncton está diretamente relacionada à concentração de clorofila-a, devido à sua atividade fotossintetizante (Lim & Choi, 2015). Sua concentração é comumente utilizada como indicador da qualidade da água e da saúde do ecossistema aquático (Hamilton *et al.*, 2015).

A determinação da concentração de clorofila-a pode ser feita em laboratório após coletas, como por espectrofotometria, fluorimetria e cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC), ou por medições *in situ*, como por sondas (medidores) multiparâmetros, e por sensoriamento remoto.

As avaliações dos graus de trofia têm implicações práticas no gerenciamento de corpos d'água, e trazem consigo a complexidade de suas distintas características, em relação ao clima, ao uso e ocupação do solo ou ao saneamento básico. Para corpos d'água no Brasil, são amplamente aceitos os limites propostos por Lamparelli (2004), que propôs, entre outros parâmetros, os limites para definição de graus de trofia em relação à clorofila-a em rios e reservatórios (Tabela 1).

**Tabela 1.** Limites de concentração de clorofila-a ( $\mu\text{g/L}$ ) para caracterização de níveis tróficos (Lamparelli, 2004).

<b>Nível trófico</b>	<b>Clorofila-a (Cl-a) em reservatórios (<math>\mu\text{g/L}</math>)</b>	<b>Clorofila-a (Cl-a) em rios (<math>\mu\text{g/L}</math>)</b>
<b>Ultraoligotrófico</b>	$\text{Cl-a} \leq 1,17$	$\text{Cl-a} \leq 0,74$
<b>Oligotrófico</b>	$1,17 < \text{Cl-a} \leq 3,24$	$0,74 < \text{Cl-a} \leq 1,31$
<b>Mesotrófico</b>	$3,24 < \text{Cl-a} \leq 11,03$	$1,31 < \text{Cl-a} \leq 2,96$
<b>Eutrófico</b>	$11,03 < \text{Cl-a} \leq 30,55$	$2,96 < \text{Cl-a} \leq 4,70$

<b>Supereutrófico</b>	$30,55 < Cl-a \leq 69,05$	$4,70 < Cl-a \leq 7,46$
<b>Hipereutrófico</b>	$Cl-a > 69,05$	$Cl-a > 7,46$

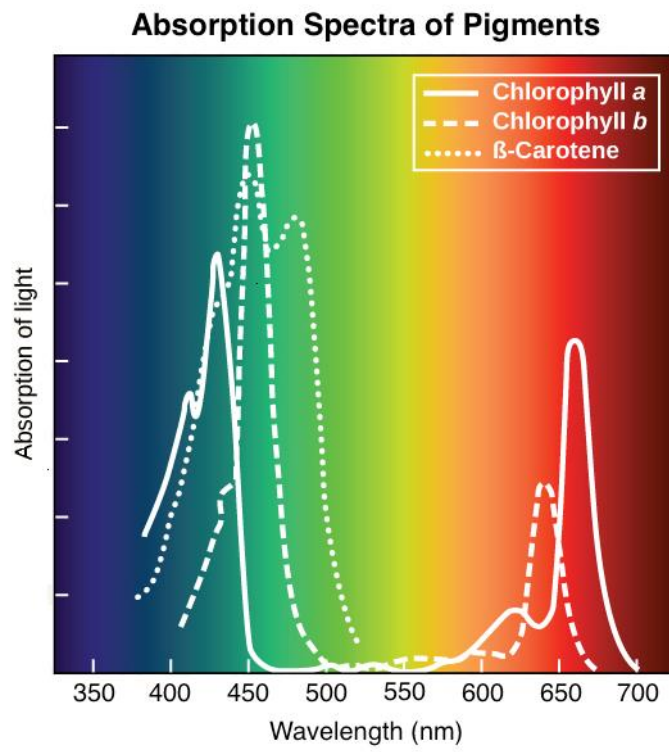
A Resolução do CONAMA N° 357/2005 estabelece limites para substâncias individuais, determinando assim o padrão de qualidade das águas por classes. Para águas doces, são definidas três classes, de acordo com um conjunto de parâmetros de qualidade da água. O nível máximo de concentração de clorofila-a é de 10 µg/L na Classe 1; de 30 µg/L na Classe 2; e de 60 µg/L na Classe 3 (Tabela 2).

**Tabela 2.** Níveis máximos de concentração de clorofila-a para classes de águas doce de acordo com a Resolução do CONAMA N° 357/2005.

<b>Classe</b>	<b>Nível Máximo</b>
Classe 1 – Águas Doces	10 µg/L
Classe 2 – Águas Doces	30 µg/L
Classe 3 – Águas Doces	60 µg/L

Todas as plantas, algas e cianobactérias que fotossintetizam contêm clorofila-a. A clorofila-b, por sua vez, ocorre apenas nas “algas verdes” e nas plantas. Há, ainda, a clorofila-c, encontrada apenas nos membros fotossintéticos do grupo Chromista e nos dinoflagelados (Speer, 1997).

Conforme o pigmento, diferente é a faixa espectral absorvida para desencadear o processo fotossintético. A clorofila-a tem absorção máxima na faixa do azul e vermelho, onde está o espectro de ação para a fotossíntese, com forte absorção nos comprimentos de onda entre 450-475 nm (azul) e 670 nm (vermelho) e pico de refletância em 550 nm (verde) e próximo a 700 nm (infravermelho próximo) (Figura 1) (Gitelson, 1992; Hoogenboom *et al.*, 1998; Han & Jordan, 2005; Gitelson *et al.*, 2008).



**Figura 1.** Absorção espectral da luz em diferentes comprimentos de onda para os pigmentos principais da fotossíntese: clorofila-a, clorofila-b e  $\beta$ -caroteno. Fonte: Adaptado de Singer (2015).

## 2 OBJETIVOS

---

Este trabalho teve por objetivo incorporar novas abordagens tecnológicas para o monitoramento de ambientes aquáticos continentais, para isso, procurou-se identificar a associação de índices de vegetação a partir de bandas do espectro visível (RGB) com a concentração de clorofila-a do fitoplâncton, por meio de VANT em ambiente experimental com mesocosmos variando a concentração de clorofila-a. Dessa forma, espera-se determinar os melhores índices de vegetação que sejam capazes de determinar a variação na concentração de clorofila-a e estado trófico dos ambientes aquáticos.



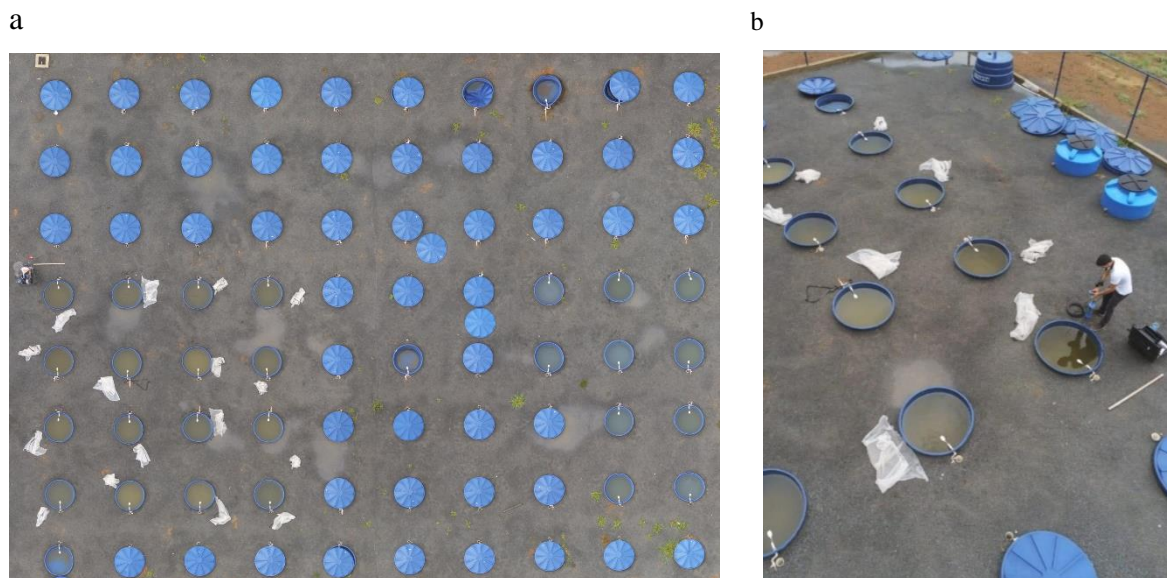
### 3 MATERIAL E MÉTODOS

---

#### 3.1 Área de Estudo e Coleta

O experimento foi realizado na Área Experimental em Ecologia Aquática da Universidade Estadual de Goiás (UEG), localizada no campus de Ciências Exatas e Tecnológicas Henrique Santillo, no município de Anápolis, Goiás, em 26 mesocosmos de polietileno (Figura 2a). Cada mesocosmo possui 0,66 metro de profundidade, 1,24 metro de diâmetro superior e 1 metro de diâmetro inferior, com capacidade de 500 litros. Os mesocosmos possuem a mesma cor (azul) e simulam pequenos lagos rasos (Figura 2b).

A coleta da água contendo fitoplâncton foi realizada em uma lagoa oligo-mesotrófica do córrego Barreiro, afluente do rio Extrema, localizada na Reserva Ecológica da UEG, utilizando uma rede de fitoplâncton com abertura de malha de 20  $\mu\text{m}$ . Cada amostra foi acompanhada de 30 litros d'água, as quais foram posteriormente adicionadas em cada mesocosmo, completando-os com água oriunda de poço artesiano.



**Figura 2.** Área Experimental em Ecologia Aquática da UEG (a) e alguns mesocosmos utilizados no experimento (b).

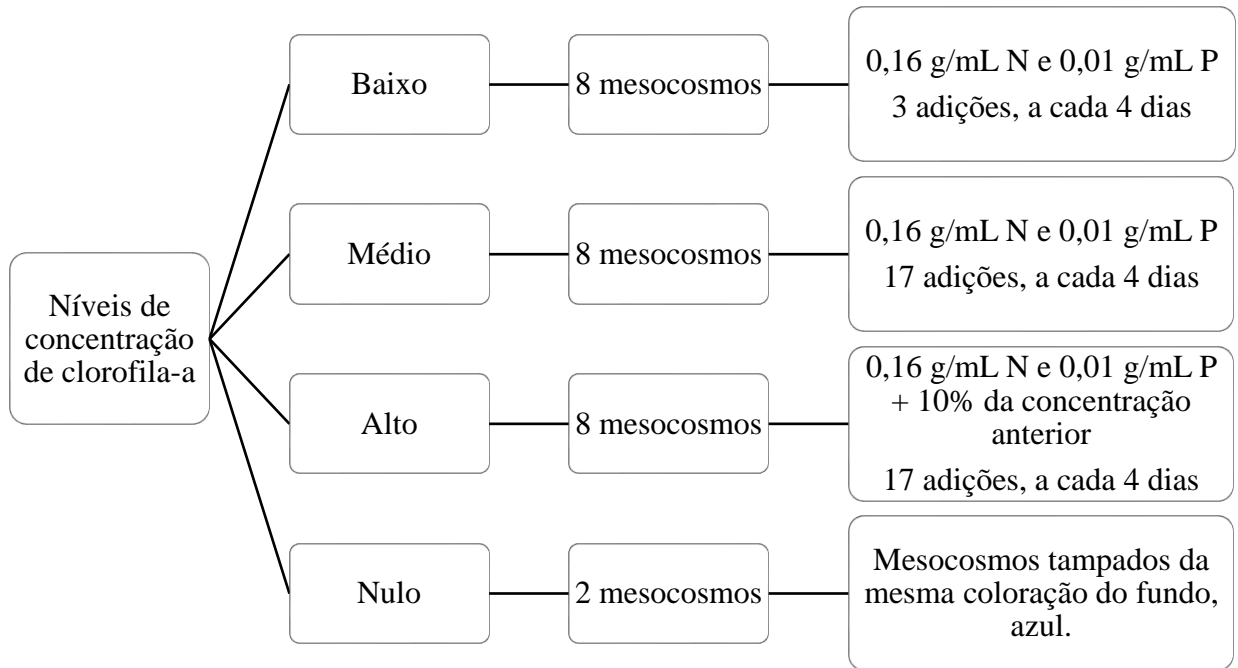
### 3.2 *Delineamento Experimental*

Houve adição de Nitrogênio (N) e Fósforo (P) nos mesocosmos, objetivando simular ambientes com diferentes concentrações de clorofila-a, criando um gradiente de baixas a altas concentrações desse pigmento. Foram utilizados 26 mesocosmos no experimento, sendo 8 para obter baixa concentração; 8 para média concentração; 8 para alta concentração; e 2 para o controle da cor do fundo, com os mesocosmos tampados, da mesma coloração do fundo, azul.

O experimento foi dividido em duas etapas, as quais foram: estabilização, a fim de se alcançar as condições do ambiente original, tornando similar as condições tróficas em todos os mesocosmos; e enriquecimento, a fim de aumentar as concentrações de clorofila-a por adição gradual de nutrientes.

Na etapa de estabilização, foram adicionados nutrientes em todos os mesocosmos a cada quatro dias, na concentração inicial igual à da lagoa onde ocorreu a coleta – 0,16 g/mL de nitrato e 0,01 g/mL de fosfato –, de acordo com a proporção de *Redfield* (1P:16N) (Reynolds, 2006), até que a concentração de clorofila-a atingisse o valor observado na lagoa. Após 20 dias, houve a estabilização e iniciou-se a etapa de enriquecimento.

Para o ambiente com baixo nível de clorofila-a, foi adicionada a concentração mínima, de 0,16 g/mL de nitrato e 0,01 g/mL de fosfato a cada 4 dias, por três vezes. Para o ambiente com nível médio, também foi adicionada a concentração mínima a cada 4 dias, mas por dezessete vezes. O nível alto teve início com a concentração mínima, com um acréscimo de 10% em relação à concentração anterior, a cada quatro dias, com uma concentração final de 0,44 g/mL de nitrato e 0,028 g/mL de fosfato (Figura 3). A etapa de enriquecimento durou 68 dias e, somando com a etapa de estabilização de 20 dias, o experimento durou 88 dias.



**Figura 3.** Delineamento do experimento com quantidade de mesocosmos e concentração de nutrientes para cada nível de concentração de clorofila-a.

### 3.3 *Medições in situ e Captura das Imagens por VANT*

As medições de clorofila-a nos mesocosmos foram feitas a partir de uma sonda multiparâmetros, da marca Eureka, modelo Manta 2 (Figura 4a), no dia 20 de novembro de 2019. A cada medição, a sonda era lavada em água limpa, para evitar contaminações no resultado do mesocosmo seguinte. A duração da medição levou em torno de 1 hora.

O VANT utilizado neste estudo foi do tipo multirotor, da marca *Parrot*, modelo *Anafi Work*, acoplada a ele uma câmera de alta resolução 4K HDR e 21 MP com sensor 1/2.4" CMOS (Figura 4b), com bandas Vermelha (R), Verde (G) e Azul (B). O voo foi realizado no mesmo dia das medições *in situ*, por volta de 13h (horário de Brasília), sob tempo nublado, o que favoreceu a eliminação dos efeitos de sombra que os mesocosmos poderiam exercer sobre a superfície da água. A duração do voo foi de aproximadamente 6 minutos e as imagens foram captadas apenas neste momento, a uma altura de 20 m a partir do solo, resultando em imagens com resolução espacial de 0,642 cm.

a



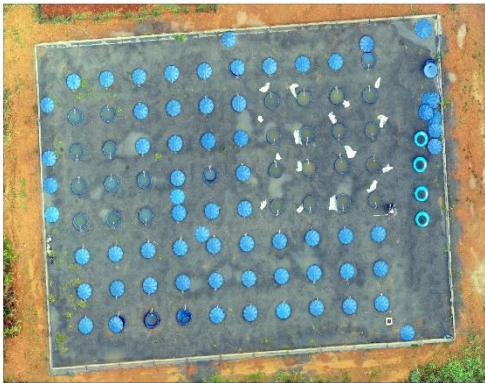
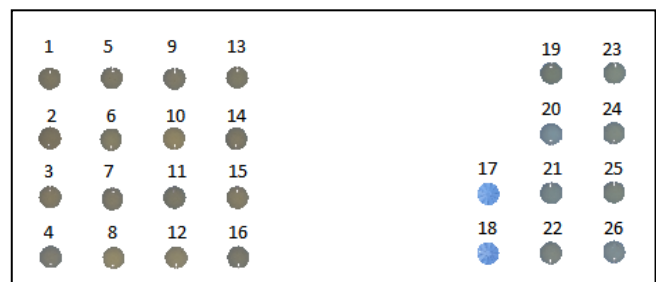
b



**Figura 4.** Sonda multiparâmetros Eureka Manta 2, utilizada para as medições *in situ* (a); e VANT Parrot Anafi Work, utilizado para a obtenção das imagens aéreas (b).

### 3.4 *Processamento das Imagens e Índices de Vegetação*

O processamento inicial das imagens foi feito no software *Pix4Dmapper* (Pix4D, 2019), gerando seu ortomosaico (Figura 5a). Posteriormente, no software *ArcGIS Desktop 10.6.1* (ESRI, 2018), foram criados novos arquivos vetoriais em formato *shapefile* em formato de círculo ( $3,24 \text{ m}^2$  cada), selecionando apenas o conteúdo de água dos mesocosmos, a fim de realizar um recorte sobre a imagem raster e obter os valores dos índices apenas na área de interesse. A nova imagem recortada foi então importada pelo software *R* (R Core Team, 2021), para gerar os índices de vegetação (Figura 5b). Foi utilizado o pacote *FIELDimageR* (Matias *et al.*, 2019) para realizar o ajuste e o alinhamento da imagem; os pacotes *sf* (Pebesma, 2018) e *raster* (Hijmans, 2020) para o cálculo dos índices; e o pacote *ggplot2* (Wickham, 2016) para criação dos gráficos.

**a****b**

**Figura 5.** Etapas do processamento das imagens: imagem ortomosaicada (a); e mesocosmos recortados e rotacionados para extração dos índices, com respectivas numerações de identificação (b).

A concentração de clorofila-a nos mesocosmos foi estimada a partir de índices espectrais compostos por bandas do espectro visível (RGB), por oito índices comumente utilizados para diferentes fins em análises de vegetação, os quais são: *Normalized Green Red Difference Index* (NGRDI) (Tucker, 1979), *Normalized Green Blue Difference Index* (NGBDI), *Green Leaf Index* (GLI) (Louhaichi *et al.*, 2001) e *Excess Green* (EXG), mais frequentes para detecção de floração de algas com VANT (Kislik *et al.*, 2018; Wu *et al.*, 2019); *Visible Atmospherically Resistant Index* (VARI), um índice voltado à avaliação e monitoramento de dossel, biomassa e clorofila em vegetação terrestre, que visa reduzir efeitos atmosféricos (Gitelson *et al.*, 2002); *Visible Water Resident Index* (VWRI) um índice derivado do VARI para estimar clorofila-a em ambientes aquáticos (Shiraishi, 2018); e *Soil Color Index* (SCI) (Mathieu *et al.*, 1998) e *Spectral Slope Saturation Index* (SI) (Escadafal *et al.*, 1994), voltados à detecção da cor do solo. A escolha destes índices foi devido a serem comuns em estudos de vegetação, em geral, e viabilizados a partir de câmeras com menor custo (Tabela 3).

Em geral, quanto maior o valor do índice, maior a indicação de vegetação fotossinteticamente ativa e, quanto menor o valor do índice, menor a indicação de vegetação e maior a indicação de outras reflectâncias, como solo ou água (Ponzoni & Shimabukuru, 2009). Os índices foram obtidos a partir dos valores digitais (DN, *Digital Number*), que é um valor atribuído para cada um dos pixels que compõem a imagem, e não sob escala de reflectância.

**Tabela 3.** Índices espectrais utilizados no estudo. Na equação, ‘R’ representa a banda *Red*; ‘G’ a banda *Green*; e ‘B’ a banda *Blue*.

Índice	Equação	Referência
<i>Normalized Green Red Difference Index</i> (NGRDI)	$NGRDI = \frac{G - R}{G + R}$	Tucker (1979); Xu <i>et al.</i> (2018)
<i>Normalized Green Blue Difference Index</i> (NGBDI)	$NGBDI = \frac{G - B}{G + B}$	Xu <i>et al.</i> (2018)
<i>Green Leaf Index</i> (GLI)	$GLI = \frac{2xG - R - B}{2xG + R + B}$	Louhaichi <i>et al.</i> (2001); Xu <i>et al.</i> (2018)
<i>Excess Green</i> (EXG)	$EXG = 2xG - R - B$	Xu <i>et al.</i> (2018)
<i>Visible Atmospherically Resistant Index</i> (VARI)	$VARI = \frac{G - R}{G + R - B}$	Gitelson <i>et al.</i> (2002)
<i>Visible Water Resident Index</i> (VWRI)	$VWRI = \frac{G - B - R}{R + B + G}$	Shiraishi (2018)
<i>Soil Color Index</i> (SCI)	$SCI = \frac{R - G}{R + G}$	Mathieu <i>et al.</i> (1998)
<i>Spectral Slope Saturation Index</i> (SI)	$SI = \frac{R - B}{R + B}$	Escadafal <i>et al.</i> (1994)

### 3.5 Análises Estatísticas

Para analisar a associação entre os valores dos índices e as medições *in situ*, foi aplicada uma regressão linear simples para cada índice. Os valores de clorofila-a foram transformados por  $\log(x + 1)$ , a fim de normalizar a distribuição dos resíduos.

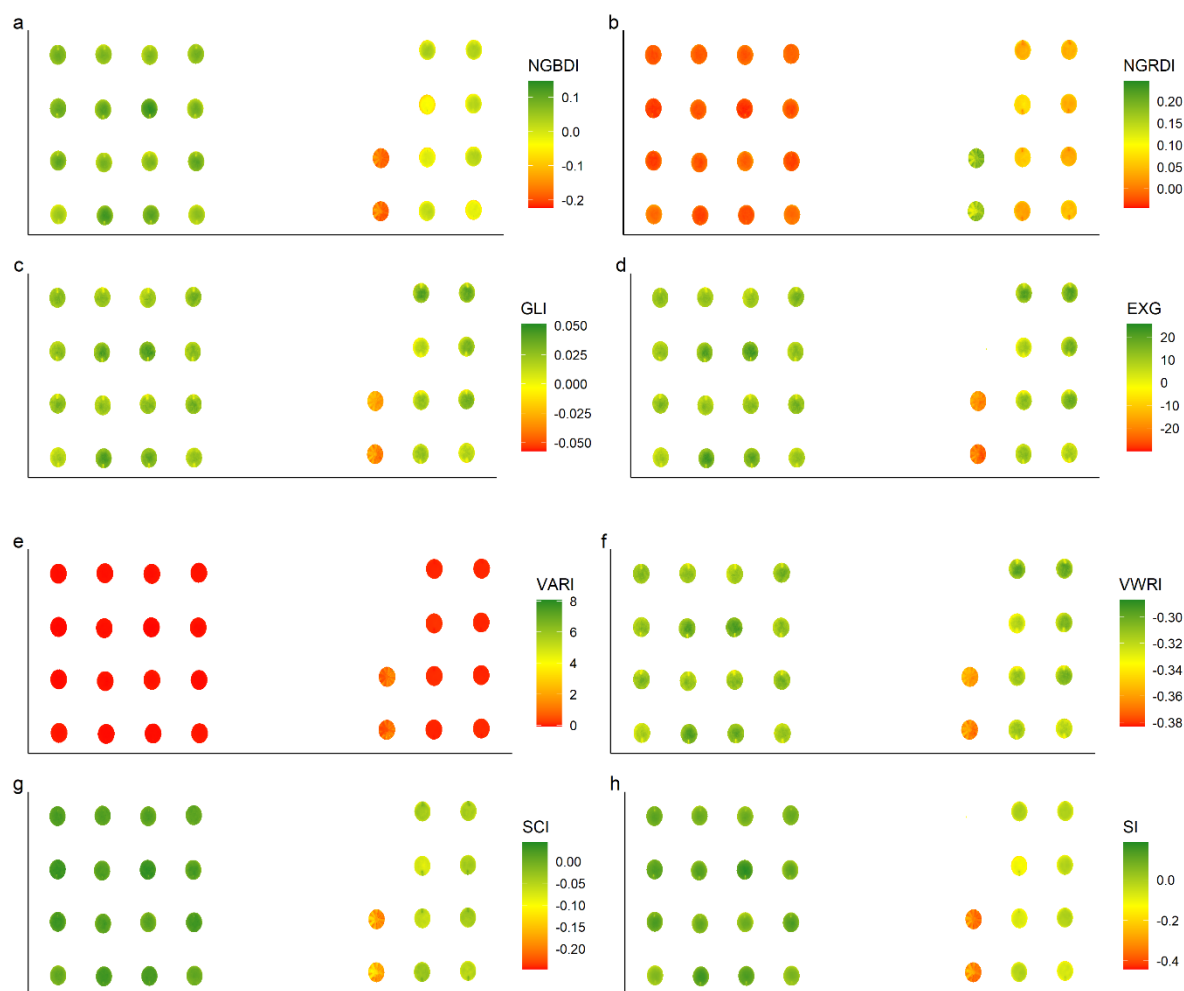
As linearidades das associações foram comparadas pelo Coeficiente de Determinação ajustado ( $R^2_{adj}$ ), que determina a variabilidade nos dados que é explicada pelo modelo ajustado, e pelo Erro Quadrático Médio da Raiz (RMSE, *Root Mean Square Error*), que indica a concentração dos resíduos sobre a linha de melhor ajuste. A normalidade dos resíduos foi verificada pelo teste de *Shapiro-Wilk* e a homocedasticidade do modelo, pelo teste de *Breusch-Pagan*. Foram calculados os intervalos de confiança a 95% para os coeficientes dos modelos.

Todas as análises estatísticas foram executadas utilizando o software R (R Core Team, 2021). Para as análises de regressão linear, intervalos de confiança e teste de *Shapiro-Wilk*, foi utilizado o pacote *stats* (R Core Team, 2021); para o Erro Quadrático Médio da Raiz (RMSE),

o pacote *sjstats* (Lüdecke, 2021); e para o teste de *Breush-Pagan*, o pacote *lmtest* (Zeileis & Hothorn, 2002).

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A concentração de clorofila-a nos mesocosmos com adição de nutrientes variou de 1,62 a 21,3  $\mu\text{g/L}$ , de acordo com as medições *in situ* (Figura 7a e Tabela 4). De acordo com os estados de trofia (Lamparelli, 2004), estas concentrações representam desde ambientes oligotróficos (1,17 a 3,24  $\mu\text{g/L}$ ) a eutróficos (11,03 a 30,55  $\mu\text{g/L}$ ) para reservatórios; e desde ambientes mesotróficos (1,31 a 2,96  $\mu\text{g/L}$ ) a hipereutróficos ( $> 7,46 \mu\text{g/L}$ ) para rios. Os níveis de concentração encontrados estão abaixo do limite máximo aceitável para águas doces de Classe 2 de acordo com a Resolução do CONAMA nº 357/2005 (30  $\mu\text{g/L}$ ).

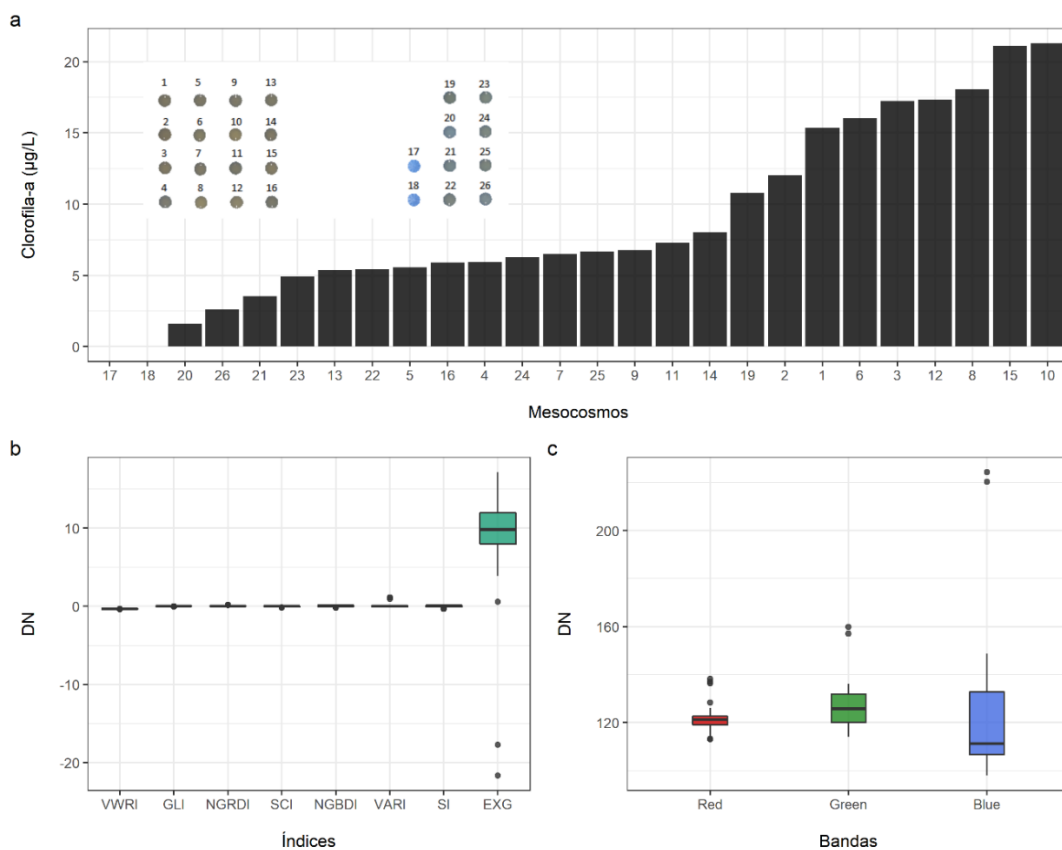


**Figura 6.** Índices espectrais aplicados na área de estudo, com respectivos valores digitais (DN), os quais são: a) NGBDI; b) NGRDI; c) GLI; d) EXG; e) VARI; f) VWRI; g) SCI; e h) SI.

Os índices que apresentaram menor amplitude interqualítica em relação ao Valor Digital (*Digital Number*, DN) foram o VWRI e o GLI, enquanto o EXG apresentou a maior amplitude



(Figura 7b). Quanto às amplitudes das bandas, *Red* apresentou a menor e *Blue*, a maior (Figura 7c). Apesar disso, a banda *Blue* apresentou a menor mediana e a banda *Green*, a maior. Os índices, em geral, apresentaram menor amplitude em relação às bandas.



**Figura 7.** Variação da concentração de clorofila-a ( $\mu\text{g/L}$ ) nos mesocosmos (a); box-plot dos índices analisados em função dos números digitais (DN) (b); e box-plot das bandas em função dos números digitais (DN) (c).

**Tabela 4.** Medidas descritivas das bandas e índices utilizados no estudo.

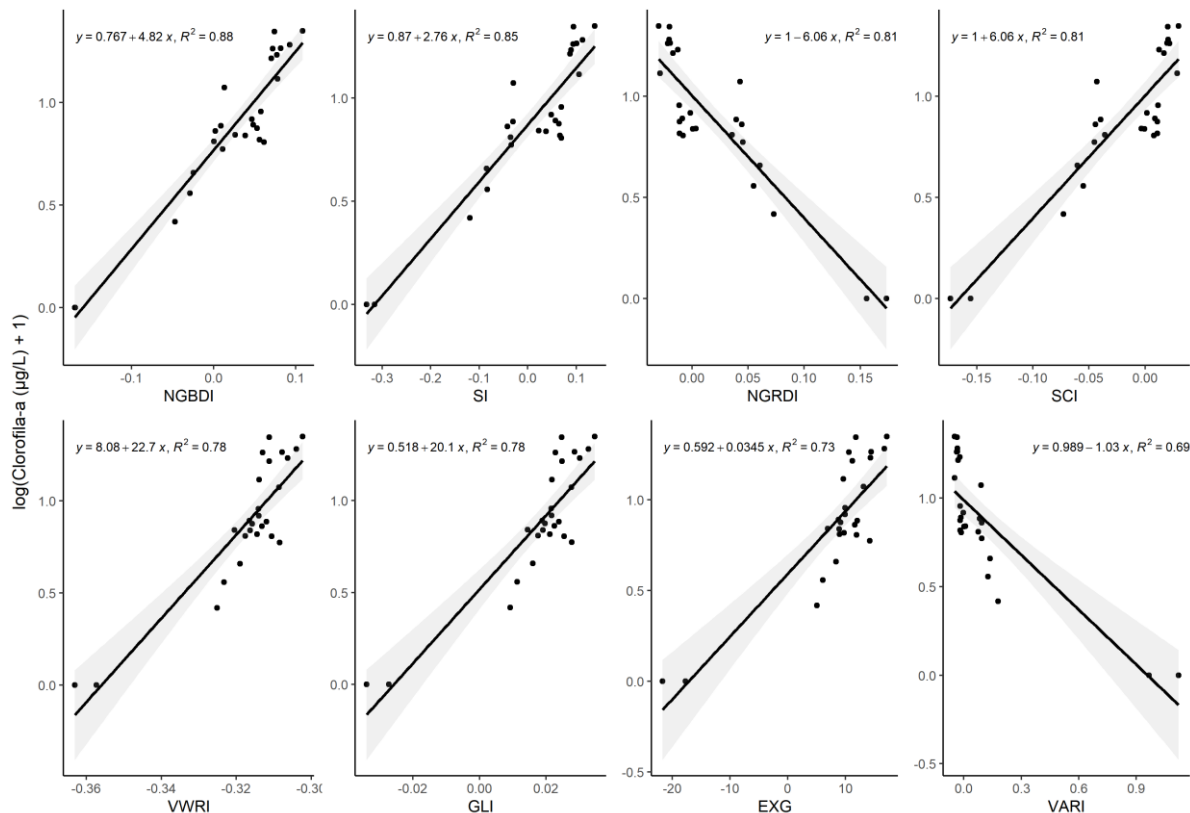
Bandas e Índices	Mínimo	1º Quartil	Mediana	Média	3º Quartil	Máximo
<i>Red</i>	113,1	119,7	121,4	122,5	122,8	138,2
<i>Green</i>	114,2	119,8	123,2	127,6	131,7	159,9
<i>Blue</i>	97,91	106,47	110,56	124,07	129,61	224,31
EXG	-21,679	8,826	9,916	8,509	12,022	17,148
GLI	-0,03388	0,01787	0,02164	0,01829	0,02525	0,03455
NGBDI	-0,16919	0,003866	0,047548	0,024618	0,071751	0,108647
NGRDI	-0,02986	-0,01586	-0,00482	0,019491	0,043947	0,173537
SCI	-0,17354	-0,04395	0,004821	-0,01949	0,015861	0,029862
SI	-0,33217	-0,03497	0,052758	0,005806	0,088932	0,138
VARI	-0,04872	-0,02733	-0,00791	0,100077	0,092968	1,122919
VWRI	-0,3631	-0,3173	-0,3139	-0,3169	-0,3107	-0,3022
Clorofila-a	0	5,412	6,59	8,918	14,53	21,3

Todos os modelos apresentaram linearidade, pela visualização gráfica e coeficiente de determinação (Figura 8), além de homocedasticidade, pelo teste *Breush-Pagan*, e normalidade dos resíduos, pelo teste de *Shapiro-Wilk*, a um nível de significância de 5% (Tabela 5). Atendidos estes pressupostos, pode-se concluir pela validade dos modelos, de seus erros e de seus intervalos de confiança.

Os valores de todos os índices relativos aos mesocosmos controle resultaram em bem próximos a 0, cumprindo seu objetivo de controle atribuindo a coloração dos mesocosmos ao valor de concentração de clorofila-a nulo. Desta forma, pode-se dizer que a coloração azul dos mesocosmos não interferiu significativamente na estimativa dos índices.

**Tabela 5.** Valores das estatísticas dos testes de Shapiro-Wilk (W) e de Breush-Pagan (BP) com respectivos p-valor para cada modelo em função de suas variáveis preditoras (índices).

Modelo	Shapiro-Wilk		Breush-Pagan	
	W	P-valor	BP	P-valor
EXG	0,9820	0,9135	0,3019	0,5827
GLI	0,9828	0,9282	0,2291	0,6322
NGBDI	0,9796	0,8674	1,531	0,216
NGRDI	0,9534	0,2782	1,7452	0,1865
SCI	0,9534	0,2782	1,7452	0,1865
SI	0,9687	0,5919	1,7824	0,1818
VARI	0,9425	0,1545	0,5031	0,4781
VWRI	0,9842	0,9492	0,2433	0,6218



**Figura 8.** Associações lineares entre a concentração de clorofila-a (em  $\log(x + 1)$ ) e os índices de vegetação, com respectivas equações e coeficientes de determinação ( $R^2$ ).

Todos os modelos apresentaram níveis de significância abaixo de 5% e altos valores de Coeficiente de Determinação ( $R^2 > 0,73$ ) (Tabela 6), com exceção do VARI, que apresentou um valor de  $R^2 = 0,69$ , não tão alto. Considerando tanto o  $R^2$  quanto o RMSE, o melhor índice para estimar a concentração de clorofila-a foi o NGBDI ( $R^2 = 0,88$  e  $RMSE = 0,1215$ ), enquanto o VARI ficou em último lugar, porém, ainda assim, com alto Coeficiente de Determinação ( $R^2 = 0,69$ ). Os modelos pelo NGRDI e pelo VARI apresentaram tendências negativas, isto é, quanto maior o valor do índice, menor a concentração de clorofila-a.

Os índices voltados para utilização na distinção de solos, SI e SCI, apresentaram bons resultados ( $R^2 = 0,85$  e  $0,81$ , respectivamente), ainda que não haja na literatura referências para sua utilização na determinação da concentração de clorofila-a. O VWRI, índice voltado para ambientes aquáticos, também apresentou bom resultado ( $R^2 = 0,78$ ). O VARI foi o único índice que não obteve alta correlação, pode-se considerar que seu valor de  $R^2$  foi alto (0,69), apesar de ser um índice voltado para aplicação em imagens de satélite. Shiraishi (2018) não encontrou linearidade para o VARI em ambiente experimental.

**Tabela 6.** Equações dos modelos ajustados e respectivos Coeficiente de Determinação ( $R^2$ ), Coeficiente de Determinação Ajustado ( $R^2$  ajustado), Erro Quadrático Médio da Raiz (RMSE), P-valor e Intervalos de Confiança a 95% para os coeficientes do modelo ( $\beta_0$  e  $\beta_1$ ).

Equação do Modelo	$R^2$	$R^2$ ajustado	RMSE	P-valor	Intervalos de Confiança (95%)
$\log(\text{Clorofila-a} + 1) = 0,767 + 4,82 * \text{NGBDI}$	0,88	0,87	0,1215	1,724e-12	$0,7130 \leq \beta_0 \leq 0,8219$ $4,0648 \leq \beta_1 \leq 5,5729$
$\log(\text{Clorofila-a} + 1) = 0,87 + 2,76 * \text{SI}$	0,85	0,84	0,1335	1,688e-11	$0,8137 \leq \beta_0 \leq 0,9264$ $2,2743 \leq \beta_1 \leq 3,2360$
$\log(\text{Clorofila-a} + 1) = 1 - 6,06 * \text{NGRDI}$	0,81	0,80	0,1534	4,89e-10	$0,9351 \leq \beta_0 \leq 1,0733$ $-7,3120 \leq \beta_1 \leq -4,8106$
$\log(\text{Clorofila-a} + 1) = 1 + 6,06 * \text{SCI}$	0,81	0,80	0,1534	4,89e-10	$0,9351 \leq \beta_0 \leq 1,0733$ $4,8106 \leq \beta_1 \leq 7,3120$
$\log(\text{Clorofila-a} + 1) = 8,08 + 22,7 * \text{VWRI}$	0,78	0,77	0,1628	2,036e-09	$6,4785 \leq \beta_0 \leq 9,6775$ $17,6526 \leq \beta_1 \leq 27,7385$
$\log(\text{Clorofila-a} + 1) = 0,518 + 20,1 * \text{GLI}$	0,78	0,77	0,1636	2,3e-09	$0,4101 \leq \beta_0 \leq 0,6250$ $15,6429 \leq \beta_1 \leq 24,6548$
$\log(\text{Clorofila-a} + 1) = 0,592 + 0,0345 * \text{EXG}$	0,73	0,72	0,1799	2,318e-08	$0,4858 \leq \beta_0 \leq 0,6984$ $0,0257 \leq \beta_1 \leq 0,0433$
$\log(\text{Clorofila-a} + 1) = 0,989 - 1,03 * \text{VARI}$	0,69	0,67	0,1946	1,579e-07	$0,9021 \leq \beta_0 \leq 1,0762$ $-1,3221 \leq \beta_1 \leq -0,7385$

Estudos semelhantes também estimaram com eficiência a concentração de clorofila-a de fitoplâncton por índices de vegetação a partir de câmeras RGB com VANTs, comparando com medições *in situ* (Xu *et al.*, 2017; Xu *et al.*, 2018; Shiraishi, 2018).

Xu *et al.* (2017) reportaram melhor correlação para o NGBDI em relação ao NGRDI, utilizando VANT para detectar uma maré verde da alga flutuante no oceano (*Enteromorpha prolifera*), em Yantai, China, com correlações de 88,87% e 75,86%, respectivamente. Em estudo para monitoramento de algas verdes (*Porphyra yezoensis*) em balsas de aquicultura com imagens de VANT, em Jiangsu, China, Xu *et al.* (2018) obtiveram alta correlação para o NGRDI.

Em ambiente experimental controlado, Shiraishi (2018) estimou a concentração de clorofila-a a partir do VWRI, por um modelo linear, resultando num valor de  $R^2 = 0,96$ . Este

estudo utilizou imagens obtidas de câmeras simples de celular, ampliando a possibilidade de utilização de câmeras RGB de baixo custo para estimar a concentração de clorofila-a.

Alguns trabalhos que utilizaram índices a partir de sensores multiespectrais, com a banda do Infravermelho Próximo (NIR), para o mesmo objetivo, encontraram associações semelhantes ou inferiores em relação aos índices oriundos de câmeras RGB. Eunju *et al.* (2017) reportaram  $R^2 = 0,88$  para estimativa da clorofila-a utilizando VANT, por meio de regressão linear, a partir do NDVI ( $\frac{NIR-R}{NIR+R}$ ), em um dos maiores rios da Coréia do Sul. Eunju *et al.* (2021) também reportaram  $R^2 = 0,88$  com NDVI em um riacho na Coréia do Sul. Guimarães *et al.* (2017) reportaram uma associação menor, utilizando NDVI modificado ( $\frac{NIR-B}{NIR+B}$ ), com  $R^2 = 0,51$ , por meio de regressão polinomial, em um lago em São Leopoldo, Rio Grande do Sul.

Por outro lado, Londe (2008) e Cândido *et al.* (2016) encontraram associações altas por NDVI com imagens Landsat, com  $R^2 = 0,98$  e  $R^2 = 0,95$ , respectivamente. Guimarães *et al.* (2017) sugerem que as estimativas por índices de vegetação variam de acordo com o nível trófico do corpo hídrico, e que materiais como sólidos inorgânicos em suspensão o tornam mais heterogêneo e complexo. Isso acarretaria em melhores estimativas para aqueles mais homogêneos, principalmente para condições com maior concentração de clorofila-a, como para Londe (2008), que testou em condições hipereutróficas. Os autores sugerem, ainda, que piores estimativas poderiam ser atribuídas a baixas concentrações de clorofila-a e baixas resoluções espaciais de imagens de satélite, como é o caso de Lissner & Guasselli (2013), que reportaram  $R^2 = 0,02$  em um lago no Rio Grande do Sul.

Diante da variedade de índices de vegetação, tipos de sensores com diferentes bandas e ambientes aquáticos heterogêneos, surge a importância de testes em ambientes experimentais. A utilização de diferentes níveis de concentração de clorofila-a neste estudo descarta o problema de corpos hídricos homogêneos discutido por Guimarães *et al.* (2017), uma vez que as estimativas foram satisfatórias. Estas estimativas foram iguais ou superiores a obtidas em estudos semelhantes utilizando sensores multiespectrais, o que demonstra a eficácia de VANTs com câmeras de baixo custo para o monitoramento da qualidade da água em relação a estes sensores e a sondas de medição *in situ*.

De acordo com levantamento de preços de algumas sondas com sensores de clorofila-a no mercado brasileiro, em julho de 2021, os valores variaram, em reais, de R\$ 70.882,00 a R\$ 157.920,00 (reais) – e de U\$ 13.498,51 a U\$ 30.073,70 (dólares) (Tabela 7). É importante ressaltar que estes valores variam de acordo com suas especificidades técnicas, como presença de sensores para outros parâmetros físico-químicos, taxas de importação etc.

**Tabela 7.** Preços médios no mercado brasileiro de algumas sondas multiparâmetros com sensores de clorofila-a, em reais (R\$) e em dólar (U\$). Os valores foram consultados em julho de 2021 e referem-se a produtos novos. As sondas estão listadas em ordem crescente de valor (reais).

<b>Marca</b>	<b>Modelo</b>	<b>Valor</b>
Probest	MP-301	R\$ 70.882,00/ U\$ 13.498,51
Eureka	Manta 2	R\$ 120.000,00/ U\$ 22.852,35
Proteus	Base 35	R\$ 157.920,00/ U\$ 30.073,70

VANTs possuem vantagens sobre coletas em campo por amostragem, as quais exigem grande quantidade de material, elevado custo e tempo, e mais de um operador com experiência (INAG, 2009). Os VANTs, por sua vez, exigem menos tempo de trabalho e apenas um operador, possibilitando cobrir áreas de até 15 mil hectares em um único voo – com duração de 4 horas, pelo modelo Nauru 500C VTOL, da Xmobots. Em relação às sondas multiparâmetros, VANTs podem custar até sete vezes menos, de acordo com levantamento de preços médios de VANTs mais comuns no mercado brasileiro, realizado considerando os modelos em linha de produção em julho de 2021 (Tabela 4).

O levantamento de preços de VANTs, por sua vez, demonstrou a variação de valores entre R\$ 9.990,00 e R\$ 400.000,00 (reais) – e entre U\$ 1.923,89 e U\$ 77.032,70 (dólares). Em comparação entre modelos profissionais equipados com GPS, voo estável e com câmera acoplada, os do tipo asa fixa podem custar cerca de sete vezes mais do que os do tipo multirrotores. Em relação ao sensor, VANTs de asa fixa com câmera RGB podem custar até metade do valor em relação aos equipados com sensores multiespectrais. Essa diferença é ainda maior quando se trata de VANTs do tipo multirrotores, podendo custar até 5 vezes menos (Tabela 8).

Os valores reportados podem ser bem menores caso haja montagem separada do VANT e da câmera; se o equipamento for construído sob demanda por empresas especializadas; ou, ainda, se for adquirido usado. Estes valores podem variar de acordo especificidades técnicas da câmera, taxas de importação etc. Além disso, alguns VANTs considerados como “recreativos”, e não “profissionais”, podem ter capacidades técnicas suficientes para realizar determinados serviços profissionais com qualidade suficiente, a depender do objetivo.

Portanto, a utilização de VANTs de baixo custo para estimar a concentração de clorofila-a em corpos hídricos possui melhor custo-benefício do que métodos de amostragem tradicionais *in situ*. Este estudo não avaliou os grupos de fitoplâncton presentes nas amostras. Para identificar índices específicos para cada grupo, faz-se necessário identificar suas características espectrais após devida identificação taxonômica.

**Tabela 8.** Preços médios de VANTs comuns no mercado brasileiro, em reais (R\$) e em dólar (U\$), com câmera acoplada, GPS e voo estável. Os valores foram consultados em julho de 2021 e referem-se a produtos novos. Os VANTs estão listados em ordem crescente de valor (reais).

<b>Marca</b>	<b>Modelo</b>	<b>Sensor da Câmera</b>	<b>Valor</b>	<b>Tipo</b>	<b>Duração de Voo/Bateria</b>	<b>Alcance de Frequência</b>	<b>Área/Voo</b>
Parrot	Anafi Work <sup>1</sup>	RGB	R\$ 9.990,00/ U\$ 1.923,89	Multirrotor	25 min	4 km	60 ha
DJI	Phantom 4 Pro <sup>1</sup>	RGB	R\$ 13.600,00/ U\$ 2.619,11	Multirrotor	30 min	7 km	80 ha
DJI	Phantom 4 Multispectral <sup>1</sup>	Multiespectral	R\$ 52.887,59/ U\$ 10.185,18	Multirrotor	27 min	7 km	80 ha
Nuvem UAV	Spectral 2 <sup>1</sup>	RGB	R\$ 69.400,00/ U\$ 13.365,17	Multirrotor	60 min	6 km	400 ha
Xmrobots	Arator 5B HAL BVLOS <sup>2</sup>	RGB	R\$ 99.300,00/ U\$ 19.123,37	Asa fixa	70 min	10 km	200 ha
Nuvem UAV	Spectral 2 <sup>1</sup>	Multiespectral	R\$ 112.200,00/ U\$ 21.607,67	Multirrotor	60 min	6 km	400 ha
senseFly	eBee Agri <sup>1</sup>	Multiespectral	R\$ 125.000,00/ U\$ 24.072,72	Asa fixa	45 min	8 km	170 ha
senseFly	eBee X <sup>1</sup>	RGB	R\$ 130.000,00/ U\$ 25.035,63	Asa fixa	60 min	8 km	220 ha

<sup>1</sup> VANTs elétricos.

<sup>2</sup> VANTs à combustão.



Xrobots	Nauru 500C VTOL <sup>2</sup>	RGB	R\$ 380.000,00/ U\$ 73.181,07	Asa fixa	240 min	60 km	15.000 ha
Xrobots	Nauru 500C VTOL <sup>2</sup>	Multiespectral	R\$ 400.000,00/ U\$ 77.032,70	Asa fixa	240 min	60 km	15.000 ha

## 5 CONCLUSÃO

---

Os resultados deste trabalho mostraram-se satisfatórios para a estimativa da concentração de clorofila-a por sensoriamento remoto em diferentes níveis tróficos, utilizando VANTs com aplicação de índices de vegetação do espectro visível (RGB), de forma simples e a baixo custo.

Os índices NGBDI, SI, NGRDI e SCI apresentaram melhor associação linear para as estimativas, com  $R^2 = 0,88, 0,85, 0,81$  e  $0,81$ , respectivamente. Estes resultados referem-se exclusivamente à estimativa da concentração de clorofila-a, sem considerar outros materiais ou pigmentos presentes no corpo hídrico.

Diante disso, o monitoramento do estado trófico de ambientes aquáticos por meio de VANT se mostrou eficiente e pode ser utilizado para pesquisa e gestão de ambientes aquáticos. Entretanto, é válido ressaltar que a proposta do presente trabalho é um complemento aos estudos de monitoramento *in situ*, podendo, por exemplo, ajudar na escolha de locais para coleta e monitoramento a longo prazo.

- Beusen AH *et al.*, 2016. Global riverine N and P transport to ocean increased during the 20th century despite increased retention along the aquatic continuum. *Biogeosciences* 13 (8), 2441.
- Binding CE *et al.*, 2018. An analysis of satellite-derived chlorophyll and algal bloom indices on Lake Winnipeg. *Journal of Great Lakes Research* 44, 436–446.
- Bollard-Breen B *et al.*, 2014. Application of an unmanned aerial vehicle in spatial mapping of terrestrial biology and human disturbance in the McMurdo Dry Valleys, East Antarctica. *Polar Biology*, 38(4), 573–578. doi:10.1007/s00300-014-1586-7.
- Camolez AAC & Biasi M de, 2005. O uso de imagens de satélite e de técnicas de sensoriamento remoto na determinação da expansão urbana em parte do município de Bertoga, litoral de São Paulo. *Anais.. São Paulo: Departamento de Geografia/FFLCH/USP.*
- Cândido KAA *et al.* (2016). Water quality and chlorophyll measurement through vegetation indices generated from orbital and suborbital images. *Water Air Soil. Pollut.*
- Cantarella H, 2007. Nitrogênio. In: Novais RF *et al.*, 2007. *Fertilidade do Solo*. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. p. 375-470.
- Carpenter SR *et al.*, 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol Appl* 8:559–68.
- Carvalho LR *et al.*, 2007. Cyanobacterial occurrence and detection of microcystin by planar chromatography in surface water of Billings and Guarapiranga Reservoirs, SP, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, vol.30, no.1, São Paulo.
- ESRI, 2018. ArcGIS 10.6.1. ESRI (Environmental Systems Research Institute), Redlands, CA.
- Eunju K *et al.*, 2017. Applicability of unmanned aerial vehicle for chlorophyll-a map in river. *Journal of the Korean Society of Water and Wastewater*. The Korean Society of Water and Wastewater, 31(3), pp. 197–204. doi: 10.11001/jksww.2017.31.3.197.
- Eunju K *et al.*, 2021. Hybrid Approach of Unmanned Aerial Vehicle and Unmanned Surface Vehicle for Assessment of Chlorophyll-a Imagery Using Spectral Indices in Stream, South Korea. *Water* 2021, 13, 1930. <https://doi.org/10.3390/w13141930>

- Gholizadeh MH *et al.*, 2016. A Comprehensive Review on Water Quality Parameters Estimation Using Remote Sensing Techniques. *Sensors*, 16, 1298.
- Gitelson AA, 1992. The peak near 700 nm on radiance spectra of algae and water: Relationships of its magnitude and position with chlorophyll concentration. *Int. J. Remote Sens.*, 13, 3367–3373.
- Gitelson AA, 2008. A simple semi-analytical model for remote estimation of chlorophyll-a in turbid waters: Validation. *Remote Sens. Environ.* 112, 3582–3593.
- Guimarães TT *et al.*, 2017. An Alternative Method of Spatial Autocorrelation for Chlorophyll Detection in Water Bodies Using Remote Sensing. *Sustainability*, 9, 416. <https://doi.org/10.3390/su9030416>
- Han L & Jordan KJ, 2005. Estimating and mapping chlorophyll-a concentration in Pensacola Bay, Florida using Landsat ETM+ data. *Int. J. Remote Sens.* 26, 5245–5254.
- Hijmans RJ, 2020. raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 3.3-13. <https://CRAN.R-project.org/package=raster>
- Hoogenboom H *et al.*, 1998. Simulation of aviris sensitivity for detecting chlorophyll over coastal and inland waters. *Remote Sens. Environ.* 65, 333–340.
- Huot Y *et al.*, 2007. Does chlorophyll a provide the best index of phytoplankton biomass for primary productivity studies? *Biogeosciences Discussions*, 4(2), 707–745. doi:10.5194/bgd-4-707-2007.
- Kislik C *et al.*, 2018. UAVs in Support of Algal Bloom Research: A Review of Current Applications and Future Opportunities. *Drones*, 2, 35.
- Kitsiou D & Karydis M, 2011. Coastal marine eutrophication assessment: A review on data analysis. *Environment International*. 37(4): p. 778-801.
- Kutser T, 2009. Passive optical remote sensing of cyanobacteria and other intense phytoplankton blooms in coastal and inland waters. *Int. J. Remote Sens.*, 30, 4401–4425.
- Lamparelli MC, 2004. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. São Paulo: USP/Departamento de Ecologia. 235 f. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo.

- Le Moal M *et al.*, 2019. Eutrophication: A new wine in an old bottle? *Science of the Total Environment* 651, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.139>
- Lim J & Choi M, 2015. Assessment of water quality based on Landsat 8 operational land imager associated with human activities in Korea. *Environ. Monit. Assess.*, 187, 1–17.
- Londe LR (2008). Comportamento Espectral do Fitoplâncton de um Reservatório Brasileiro Eutrofizado-Ibitinga (SP); Doutorado em Sensoriamento Remoto, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais: São José dos Campos, Brazil.
- Louhaichi M *et al.* 2001. Spatially located platform and aerial photography for documentation of grazing impacts on wheat. *Geocarto International* 16, 65–70.
- Matias F *et al.*, 2019. FIELDImageR: A R Package to Analyze Orthomosaic Images from Agricultural Field Trials.
- Matthews WM, 2011. A current review of empirical procedures of remote sensing in inland and near-coastal transitional Waters. Department of Oceanography, Marine Remote Sensing Unit, Marine Research Institute, University of Cape Town, South Africa. *Internacional Journal of Remote Sensing* . Vol. 32, No. 21, 10, 6855–6899.
- Merel S *et al.*, 2013. State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. *Environment International*. 59: p. 303-327.
- Moore SK *et al.*, 2008. Impacts of climate variability and future climate change on harmful algal blooms and human health. *Environ. Health*, 7 (Suppl. 2), S4.
- Moss B *et al.*, 2011. Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland Waters* 1 (2), 101–105.
- Nabout JC & Nogueira IS, 2011. Variação temporal da comunidade fitoplanctônica em lagos urbanos eutróficos. *Acta Scientiarum - Biological Sciences*. Maringá, v. 33, n. 4, p. 383-391.
- Paerl HW, 2009. Controlling eutrophication along the freshwater–marine continuum: dual nutrient (N and P) reductions are essential. *Estuar. Coasts* 32 (4), 593–601.
- Paerl HW *et al.*, 2014. Evolving paradigms and challenges in estuarine and coastal eutrophication dynamics in a culturally and climatically stressed world. *Estuar. Coasts* 37 (2), 243–258.

Pebesma E, 2018. Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. *The R Journal* 10 (1), 439-446, <https://doi.org/10.32614/RJ-2018-009>.

Pix4D, 2019. Homepage Pix4Dmapper. <https://www.pix4d.com/product/pix4dmapper-photogrammetrysoftware>.

Ponzoni FJ & Shimabukuru YE, 2009. Sensoriamento remoto no estudo da vegetação. São José dos Campos: Parêntese.

R Core Team, 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Ramadas M & Samantaray AK, 2017. Applications of Remote Sensing and GIS in Water Quality Monitoring and Remediation: A State-of-the-Art Review. *Water Remediation*, 225–246. doi:10.1007/978-981-10-7551-3\_13.

Raven PH *et al.*, 1992. *Biology of Plants* (5th ed.). New York: W.H. Freeman and Company Publishers.

Reynolds CS, 2006. Ecology of Phytoplankton. *Ecology, Biodiversity and*

Robert JH, 2020. raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 3.0-12. <https://CRAN.R-project.org/package=raster>

Sanseverino I *et al.*, 2016. Algal bloom and its economic impact. EUR 27905 EN; doi:10.2788/660478.

Schalles JF, 2006. Optical remote sensing techniques to estimate phytoplankton chlorophyll a concentrations in coastal waters with varying suspended matter and CDOM concentrations. In Richardson L & Ledrew E (Eds.), *Remote sensing of aquatic coastal ecosystem processes: science and management applications* (pp. 27–79). Dordrecht: Springer.

Shiraishi H, 2018. New Index for Estimation of Chlorophyll-a Concentration in Water with RGB Value. *International Journal of Engineering & Technology IJET-IJENS* Vol:18 No:06.

Silva AC *et al.*, 2014. Ocorrência de algas cianofíticas em água de dessedentação de bovinos criados extensivamente. *Pesquisa Veterinária Brasileira*, 34(5):415- 420.

Singer M, 2015. Bis2A 06.3 Photophosphorylation: The light reactions in photosynthesis. OpenStax CNX. <http://cnx.org/contents/c8fa5bf4-1af7-4591-8d76-711d0c1f05f9@2>.

- Smith VH, 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 10 (2), 126–139.
- Smith VH & Schindler DW, 2009. Eutrophication science: where do we go from here? *Trends Ecol. Evol.* 24 (4), 201–207.
- Speer BR, 1997. Photosynthetic pigments. In UCMP glossary. Disponível em: <http://www.ucmp.berkeley.edu/glossary/gloss3/pigments.html>.
- Stewart RIA *et al.*, 2013. Mesocosm Experiments as a Tool for Ecological Climate-Change Research. *Advances in Ecological Research*, Volume 48.
- Toor GS *et al.*, 2004. Seasonal fluctuations in phosphorus loss by leaching from a grassland soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68:1429-1436.
- Tucker CJ, 1979. Red and Photographic Infrared Linear Combinations for Monitoring Vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 8:127–150.
- Ventura DLT, 2013. Uso do sensoriamento remoto para monitoramento da concentração de clorofila a em açudes do semiárido. vi, 53 p., il. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade de Brasília, Brasília.
- Wickham H, 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.
- Woznicki SA *et al.*, 2016. Large-scale climate change vulnerability assessment of stream health. *Ecol. Indic.* 69, 578–594.
- Wu D *et al.*, 2019. A review on drone-based harmful algae blooms monitoring. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(4). doi:10.1007/s10661-019-7365-8
- Xu F *et al.*, 2017. Mapping of *Green* tide using true color aerial photographs taken from a unmanned aerial vehicle. In *Remote Sensing and Modeling of Ecosystems for Sustainability XIV* (Vol. 10405, p. 104050M). International Society for Optics and Photonics.
- Xu F *et al.*, 2018. A UAV and S2A data-based estimation of the initial biomass of *Green* algae in the South Yellow Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 128, 408–414. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.01.061