

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS
Centro de Desenvolvimento Tecnológico
Curso de Graduação em Engenharia Hídrica



Trabalho de Conclusão de Curso

Monitoramento da qualidade da água da Lagoa Mirim utilizando imagens de satélite para detecção do NDCI e estimativa de clorofila-a.

Edgar Ramalho Santos

Pelotas, 2021

Edgar Ramalho Santos

Monitoramento da qualidade da água da Lagoa Mirim utilizando imagens de satélite para detecção do NDCI e estimativa de clorofila-a.

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Engenharia Hídrica, do Centro de Desenvolvimento Tecnológico da Universidade Federal de Pelotas, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Engenharia Hídrica.

Orientador: Felipe de Lucia Lobo

Pelotas, 2021

Universidade Federal de Pelotas / Sistema de Bibliotecas
Catalogação na Publicação

S237m Santos, Edgar Ramalho

Monitoramento da qualidade da água da Lagoa Mirim utilizando imagens de satélite para detecção do NDCI e estimativa de clorofila-a / Edgar Ramalho Santos ; Felipe de Lucia Lobo, orientador. — Pelotas, 2021.

74 f. : il.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Hídrica) — Centro de Desenvolvimento Tecnológico, Universidade Federal de Pelotas, 2021.

1. Fitoplâncton. 2. Fósforo. 3. Sensoriamento remoto. 4. Google earth engine. 5. Sentinel-2. I. Lobo, Felipe de Lucia, orient. II. Título.

CDD : 627

Edgar Ramalho Santos

Monitoramento da qualidade da água da Lagoa Mirim utilizando imagens de satélite para detecção do NDCI e estimativa de clorofila-a.

Trabalho de Conclusão de Curso aprovado, como requisito parcial, para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Hídrica, Centro de Desenvolvimento Tecnológico, Universidade Federal de Pelotas.

Data da Defesa: 30 de junho de 2021

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Felipe de Lucia Lobo (Orientador)
Doutor em Geografia pela Universidade de Victoria, Canadá

Prof. Dr. Gilberto Loguercio Collares
Doutor em Ciência do Solo pela Universidade Federal de Santa Maria

Prof. Dr. Hugo Alexandre Soares Guedes
Doutor em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Viçosa

Agradecimentos

Gostaria de agradecer aos meus pais, Kátia e Erivaldo, por todo o suporte ao estudo e ensinamentos que me garantiram este momento.

Ao professor Felipe de Lucia Lobo, por compartilhar seu conhecimento e incentivo constante.

À Agência Lagoa Mirim pelo trabalho de coleta das amostras, fundamentais para o desenvolver deste trabalho.

Aos colegas Juliano Sinotti, Cayo Miranda e Guilherme Nachtigall pela parceria e apoio nos estudos e momentos de descontração. Fundamentais para o crescimento profissional e pessoal.

À Universidade Federal de Pelotas, pelo incentivo à pesquisa e iniciação científica, pela oportunidade de desenvolver este trabalho e de conhecer grandes profissionais.

Às irmãs, Karen, Érika e Ellen, pelo apoio e torcida.

À Pietra Silva pelo amor, carinho e companheirismo.

Enfim, agradeço à todas as pessoas, familiares e amigos que participaram de alguma forma nesta minha jornada.

Resumo

SANTOS, Edgar R. **Monitoramento da qualidade da água da Lagoa Mirim utilizando imagens de satélite para detecção do NDCI e estimativa de clorofila-a**. 2021. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Engenharia Hídrica) – Curso de Graduação em Engenharia Hídrica, Centro de Desenvolvimento Tecnológico, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2021.

As florações de fitoplâncton são ocorrências naturais que podem ser influenciadas pela ação antrópica. Esses eventos podem trazer dificuldades para manutenção da saúde pública, pois aumentam o nível de toxicidade em corpos hídricos, gerando também danos econômicos aos órgãos gestores de saneamento. Portanto, para analisar a condição da água e propor novas ferramentas de análise, foram levantados dados referentes ao monitoramento da qualidade das águas superficiais da Lagoa Mirim e Canal São Gonçalo, da Agência de Desenvolvimento da Bacia da Lagoa Mirim (ALM), no período de 2018 a 2020, totalizando 8 pontos de amostragem (1 no canal e 7 na lagoa). As variáveis examinadas foram clorofila-a, nutrientes e variáveis complementares, onde o fósforo se destaca atingindo índices consideravelmente acima dos padrões normativos. O Índice de Estado Trófico e o Índice de Qualidade da Água foram quantificados e avaliados, resultando na predominância de um grau de trofia intermediário a elevado e em uma classificação minimamente "regular" para a qualidade da água. No Brasil, as florações que alteram a trofia da água ainda não possuem um sistema de monitoramento espaço-temporal que permita entendê-las quanto ao seu desdobramento em meio aquático, no sentido de antecipar a necessidade de tratamento e direcionar os esforços para redução de ocorrências. O fitoplâncton, caracterizado espectralmente no meio aquático pela presença de clorofila-a, necessita de condições favoráveis para o seu desenvolvimento. Desta forma, o presente trabalho foi dedicado à busca por consolidar uma ferramenta de monitoramento das florações de fitoplâncton, identificando a presença de clorofila-a por meio do Índice de diferença normalizada da clorofila (NDCI) em meio aquático. Tal busca atrela o sensoriamento remoto e a computação em nuvem, na tentativa de cruzar dados históricos de qualidade da água na Lagoa Mirim com dados de satélite, a fim de gerar um algoritmo capaz de representar as condições das águas da lagoa. Este trabalho resulta em dados espaço-temporais que possibilitam uma perspectiva diferente para a qualidade das águas da Lagoa Mirim e em uma proposta de inovação e aprimoramento dos sistemas de monitoramento aquático.

Palavras-chave: Fitoplâncton. Fósforo. Sensoriamento Remoto. *Google Earth Engine*. *Sentinel-2*

Abstract

SANTOS, Edgar R. **Monitoring the water quality of Lagoa Mirim using satellite images to detect NDCI and estimate chlorophyll-a**. 2021. Final paper (Graduation in Water Engineering) – Technology Development Center, Federal University of Pelotas, Pelotas, 2021.

Phytoplankton blooms are natural occurrences that can be influenced by human action. These events can bring difficulties for the maintenance of public health, as they increase the level of toxicity in water bodies, also generating economic damage to sanitation management bodies. Therefore, to analyze the condition of the water and propose new analysis tools, were collected data of the surface water quality monitoring in Lagoa Mirim and Canal São Gonçalo, of ALM, were collected in the period 2018 to 2020, totaling 8 sampling points (1 in the channel and 7 in the lagoon). The variables examined were chlorophyll-a, nutrients and complementary variables, where phosphorus stands out reaching levels considerably above the normative standards. The Trophic State Index and the Water Quality Index were quantified and evaluated, resulting in the predominance of an intermediate to high degree of trophicity and a minimally "regular" classification for water quality. In Brazil, blooms that alter water trophy do not yet have a spatiotemporal monitoring system that allows us to understand them in terms of their unfolding in the aquatic environment, in order to anticipate the need for treatment and direct efforts to reduce occurrences. Phytoplankton, spectrally characterized in the aquatic environment by the presence of chlorophyll-a, needs favorable conditions for its development. Therefore, the present work focused on consolidating a tool for monitoring phytoplankton *blooms*, identifying the presence of chlorophyll-a through the Normalized Chlorophyll Difference Index (NDCI) in the aquatic environment. The approach used remote sensing and cloud computing to cross historical water quality data in Lagoa Mirim with satellite data to generate a strong algorithm capable of representing the conditions of the lake's waters. This work results in spatiotemporal data that allow a different perspective for the water quality of Lagoa Mirim and in a proposal for innovation and improvement of aquatic monitoring systems.

Keywords: Phytoplankton. Phosphorus. Remote sensing. Google Earth Engine. Sentinel-2.

Lista de Figuras

Figura 1 – Representação da presença de fitoplâncton em águas interiores. Fonte: CDC, 2021.....	16
Figura 2 - Fotografia de ambiente eutrofizado. Fonte: CDC, 2021.....	17
Figura 3 - Representação gráfica do espectro eletromagnético. NASA (2021).....	19
Figura 4 - Reflectância em amostra de água na baía de Chesapeake (EUA). Adaptado de FAN (2013).	21
Figura 5 - Representação da Lagoa Mirim no <i>Google Earth</i>	27
Figura 6 - Uso e cobertura do solo da Bacia Hidrográfica Lagoa Mirim. Fonte: MAPBIOMAS (2019).	29
Figura 7 - Tipos de uso e cobertura de solo e áreas representativas em porcentagem. Fonte: MAPBIOMAS (2019).	30
Figura 8 - Pontos de coleta de amostras de água definidos pela ALM.	31
Figura 9 - Probabilidade de pixel nuvem. Composição RGB falsa cor (bandas: vermelho, infravermelho e verde, respectivamente). <i>Google Earth Engine</i>	39
Figura 10 - Representação das instruções e resultados do algoritmo.....	41
Figura 11 - Representação de procedimento realizado no AlgaeMAp.	41
Figura 12 - Representação de procedimento realizado no AlgaeMAp.	42
Figura 13 - Representação de procedimento realizado no AlgaeMAp.	42
Figura 14 - Amostras de chl-a em postos de monitoramento da Lagoa Mirim e canal São Gonçalo (Santa Isabel).	46
Figura 15 - Matriz de correlação entre parâmetros amostrados.....	47
Figura 16 - Percentual de amostras de água que excederam os limites estabelecidos pelo CONAMA. Entre 2018 e 2020.	48
Figura 17 - Percentual de Violação dos parâmetros de qualidade da água na Lagoa Mirim. Entre 2018 e 2020.	49
Figura 18 - Índice de qualidade da água (IQA) por ponto de coleta. Período de 2018 a 2020.	51
Figura 19 - Composição do IET baseado em fósforos totais em cada posto de coleta. IET (FT).....	52
Figura 20 - Composição do IET baseado em chl-a em cada posto de coleta. IET (Chl-a).	52

Figura 21 - Série temporal do IET para o ponto Porto Santa Vitória.	54
Figura 22 - Série temporal da Chl-a. Parte 1.....	55
Figura 23 - Série temporal da Chl-a. Parte 2.....	56
Figura 24 - NDCI na Lagoa Mirim em 24 de março de 2019. Plataforma GEE.	58
Figura 25 - NDCI na Lagoa Mirim em 3 de maio de 2019. Plataforma GEE.	59
Figura 26 - NDCI na Lagoa Mirim em 18 de maio de 2019. Plataforma GEE.	60
Figura 27 - NDCI médio na Lagoa Mirim. Gerado com AlgaeMAp.....	61
Figura 28 - Concentração de chl-a na Lagoa Mirim. Gerado com AlgaeMAp.	61
Figura 29 - Índice de estado trófico por clorofila na Lagoa Mirim entre 2018 e 2020. Gerado com AlgaeMAp.....	62
Figura 30 - Chl-a e NDCI na Lagoa Mirim entre 2018 e 2020, médias e máximas. Gerado com AlgaeMAp.	63
Figura 31 - Frequência de <i>bloom</i> algal na Lagoa Mirim entre 2018 e 2020. Gerado com AlgaeMAp.	64
Figura 32 - Lagoa Mirim/Canal São Gonçalo, desenvolvimento da massa de chl-a. Gerado com AlgaeMAp.	65
Figura 33 - Representação da variação espacial da chl-a na Lagoa Mirim. 11 de julho de 2020. Gerado com AlgaeMAp.	66

Lista de Tabelas

Tabela 1 - Desempenho de algoritmos para estimação de clorofila em Harsha Lake usando índices Chl de acordo com regressões lineares de teste r de Pearson (Tipo 1).	18
Tabela 2 - Principais bandas do Sentinel-2. Adaptado de COPERNICUS (2021).....	24
Tabela 3 - Tipo de uso e cobertura de solo e área representativa.	30
Tabela 4 - Postos de coleta indenticados quanto ao tipo de sistema e localização.	31
Tabela 5 - Parâmetros de qualidade da água utilizados.	32
Tabela 6 - Qualidade das águas doces, Classe 2 - CONAMA.	34
Tabela 7 - Índice de qualidade da água (IQA).....	34
Tabela 8 - Classificação do Estado Trófico pela CETESB.	36
Tabela 9 - Concentrações de chl-a por nível de NDCI, adaptado de MISHRA e MISHRA (2012).	40
Tabela 10 – Análise estatística básica dos parâmetros de qualidade da água observados em todos os postos de 2018 até 2020.	45
Tabela 11 - Relação de amostras elegíveis para o cálculo do IQA entre 2018 e 2020.	50

Lista de abreviaturas e siglas

ALM	Agência de Desenvolvimento da Bacia da Lagoa Mirim
Chl-a	Clorofila-a
GEE	<i>Google Earth Engine</i>
IET	Índice de Estado Trófico
IQA	Índice de Qualidade da Água
NDCI	Índice de Diferença Normalizada da Clorofila
PT	Fósforo Total

SUMÁRIO

1	Introdução	13
2	Objetivos	15
2.1	Geral	15
2.2	Específicos	15
3	Revisão de Literatura	16
3.1	Clorofila-a e <i>blooms</i> algais.....	16
3.2	Sensoriamento Remoto.....	18
3.2.1	Radiação e espectro eletromagnético	18
3.2.2	Absorção e espalhamento	19
3.2.3	Componentes óticos da água	20
3.2.4	Sensores e MSI <i>Sentinel-2</i>	22
3.3	<i>Google Earth Engine</i> e o processamento em nuvem	25
3.4	AlgaeMAp.....	25
4	Materiais e métodos	26
4.1	Área de estudo	26
4.2	Caracterização da Lagoa Mirim.....	27
4.2.1	Econômica	27
4.2.2	Uso e cobertura do solo.....	27
4.3	Análise dos dados <i>in situ</i>	31
4.3.1	Informações de qualidade da água.....	31
4.3.2	Índice de qualidade da água.....	32
4.3.3	Índice de Estado Trófico	34
4.3.4	Metodologias de análise de dados	37
4.4	Análise em sensoriamento remoto	37
4.4.1	Fonte de dados.....	37
4.4.2	Correções de imagem	38
4.4.3	NDCI.....	39
4.4.4	Metodologia de análise dos dados de SR	40
4.5	Análises com AlgaeMAp	41
5	Resultados e Discussão.....	44
5.1	Índice de qualidade da água.....	44

5.2	Índice de estado tráfico	51
5.3	Resultados do algoritmo (GEE).....	54
5.4	Resultados no AlgaeMAp.....	60
6	Conclusões	68
	Referências	70

1 Introdução

A água desempenha um papel essencial no desenvolvimento econômico, social e da vida, influenciando as comunidades humanas à ocupação próxima de recursos hídricos (TUNDISI, 2003). A crescente demanda por recursos hídricos culminou na evolução de um processo de escassez hídrica quantitativa e, por consequência, qualitativa (BICUDO *et al.*, 2010).

No entanto, os seres humanos não são os únicos que fazem uso dos corpos hídricos, que são sistemas abertos nos quais organismos autotróficos, especialmente microalgas e macrófitas, convertem carbono inorgânico em matéria orgânica usando a energia da radiação solar. Segundo ISTVÁNOVICS (2009), além de carbono, outros nutrientes (oxigênio, hidrogênio, nitrogênio, fósforo, enxofre, sílica, metais-traço) podem ser necessários para a proliferação destes organismos, dentre os quais existem algas nocivas, fruto de uma massiva proliferação de fitoplâncton (cianobactérias, diatomáceas, dinoflagelados) em corpos d'água (SANSEVERINO *et al.*, 2016). Segundo o U.S. Centers for Disease Control and Prevention (CDC, 2021), a proliferação de cianobactérias em ambientes de água doce pode causar irritação na pele, olhos, nariz, garganta e problemas respiratórios em humanos que inalem as cianotoxinas evaporadas ou tenham contato direto com a pele.

Nenhuma morte humana causada por cianotoxinas foi relatada nos Estados Unidos (CDC, 2021). Já no Brasil, o primeiro registro de morte relacionada à cianobactérias ocorreu em 1996, onde 131 pacientes sob tratamento de hemodiálise no Instituto de Doenças Renais desenvolveram intoxicação hepática causada por microcistinas. O caso recebeu notoriedade internacional e especialistas do mundo todo puderam contribuir para a conclusão de que a água utilizada por essa clínica, proveniente do açude Tabocas, continha consideráveis concentrações de cianobactérias, responsáveis pela liberação da cianotoxina que ocasionou a morte de 76 pacientes em 20 meses (RAMOS *et al.*, 2016).

Atualmente, a proliferação destes organismos traz algumas dificuldades quanto ao monitoramento tradicional. Estas dificuldades estão relacionadas à necessidade de deslocamento para efetuar medições, os custos relacionados e a representatividade das amostras considerando que alguns corpos hídricos possuem

grandes dimensões territoriais, como é o caso da Lagoa Mirim, onde ainda impera a necessidade de uma proximidade constante entre dois governos (brasileiro e uruguaio) dada a característica binacional deste corpo hídrico. Hoje a busca por estratégias comuns entre os dois países é encabeçada pela Agência de Desenvolvimento da Bacia da Lagoa Mirim (ALM), da Universidade Federal de Pelotas-BR e o DINAGUA-UY, realizando o acompanhamento e monitoramento das águas da Bacia Lagoa Mirim-São Gonçalo.

Existem também exemplos em ambientes marítimos, como o do Golfo do México, onde a *Karenia brevis* é transportada pelo ar quando as ondas quebram na praia, causando irritação respiratória severa. Neste caso, as previsões de *bloom* algal nesta região já contam com imagens de satélite, além de observações de campo, modelos, relatórios de saúde pública e dados de boias, auxiliando no desenvolvimento de um boletim público de alerta (NOAA, 2016).

Neste sentido, o monitoramento da clorofila-a como bioindicadora possibilita uma avaliação da qualidade da água da Lagoa Mirim, corroborada por suas relações com as variáveis ambientais desse corpo hídrico. Para monitorá-la, o índice espectral NDCI (*Normalized Difference Chlorophyll Index*) foi apresentado por MISHRA e MISHRA (2012) para ser usado em dados de sensoriamento remoto, estimando as concentrações de chl-a em águas turvas, opticamente complexas.

O sensoriamento remoto, especialmente usando processamento em nuvem, surge oferecendo possibilidades de otimização do trabalho, acelerando o processamento e obtenção de resultados, espacializando os parâmetros e assim fornecendo noções e percepções espaço-temporais complementares para tomada de decisões (GORELICK *et al.*, 2017).

Portanto, fundamentado em análises espaço-temporais com suporte de computação em nuvem, imagens de satélite e dados de campo, este trabalho tem por finalidade fornecer uma melhor compreensão da qualidade das águas da Lagoa Mirim.

2 Objetivos

2.1 Geral

Mapear e analisar, através de sensoriamento remoto, a concentração de clorofila-a como bioindicadora da condição trófica da Lagoa Mirim, considerando a relação entre a clorofila-a e os demais parâmetros de qualidade da água, com o intuito de fornecer perspectivas espaço-temporais para melhor gestão dos corpos hídricos.

2.2 Específicos

- Descrever as concentrações dos parâmetros de qualidade da água, comparando com os limites de concentração definidos pelo CONAMA;
- Gerar e calibrar um algoritmo de quantificação da clorofila-a, através do NDCI, dentro da Lagoa Mirim, utilizando processamento de imagens de satélite com computação em nuvem;
- Discutir a validação e custo-benefício das propostas de adoção de novas metodologias complementares para o sistema de monitoramento aquático.

3 Revisão de Literatura

3.1 Clorofila-a e *blooms* algais

A presença da chl-a pode ser prejudicial ao meio ambiente, à saúde humana e à vida aquática devido à produção de toxinas nocivas e às consequências da biomassa acumulada. As florações vêm ocorrendo com maior regularidade em ambientes marinhos e ecossistemas de água doce (SANSEVERINO *et al.*, 2016). As razões para sua intensificação substancial podem ter relação com um conjunto de fatores físicos, químicos e biológicos, incluindo mudanças climáticas e impactos antrópicos.

Em água doce, como lagos e lagoas, as florações prejudiciais são mais comumente causadas por cianobactérias (também chamadas de algas verde-azuladas), que são um tipo de organismo unicelular chamado fitoplâncton (CDC, 2021).



Figura 1 – Representação da presença de fitoplâncton em águas interiores. Fonte: CDC, 2021.

Algumas cianobactérias produzem toxinas (venenos) chamadas cianotoxinas. Entre as mais comuns estão a microcistina, nodularina, exemplos de hepatotoxinas; cilindrospermopsina, representando as citoxinas e a saxitoxina, lyngbyatoxina e anatoxina, que são neurotoxinas, alcalóides que interrompem a propagação normal do estímulo nervoso aos músculos, causando assim paralisia muscular e possível morte por falência respiratória. Quando pessoas ou animais são expostos à cianotoxinas, eles podem ficar doentes variando em intensidade de acordo com o meio e período de exposição, além do tipo de toxina (CDC, 2021).

Para entender o desenvolvimento do fitoplâncton é preciso retomar um conceito do século XIX, onde o cientista alemão Von Liebig estabeleceu a “Lei do mínimo” reconhecendo que o desenvolvimento de uma planta é proporcional à quantidade de nutriente disponível, a partir da condição de que nenhum dos nutrientes essenciais tenham disponibilidade abaixo do mínimo.

Em 2004, foi realizado um levantamento de dados referentes à Rede de Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais do Estado de São Paulo, da CETESB, em rios e reservatórios, examinando a presença de clorofila-a, nutrientes e variáveis complementares para determinação do grau de trofia, onde o fósforo foi constatado como nutriente limitante para ambos os ambientes (LAMPARELLI, 2004).



Figura 2 - Fotografia de ambiente eutrofizado. Fonte: CDC, 2021.

Tradicionalmente, o monitoramento da qualidade da água consiste em coleta de amostras de água coletadas em campo e levadas a laboratórios, onde parâmetros de qualidade da água, como fósforo, clorofila etc., são quantificados de acordo com a necessidade e disponibilidade de equipamentos. Atualmente, sensores ópticos são empregados para identificação e quantificação de chl-a, tal

como o fluorômetro, mas ainda demandam coleta ou trabalho de campo (ARALDI *et al.*, 2011).

Alternativamente, o sensoriamento remoto tem sido utilizado para a estimativas de alguns parâmetros de qualidade da água, tais como, turbidez, matéria orgânica dissolvida e chl-a (FRAGA, 2020).

3.2 Sensoriamento Remoto

O sensoriamento remoto para a reflectância de chl-a introduz erros potenciais atribuídos principalmente à correção atmosférica, às etapas de processamento de imagem e aos algoritmos usados (Tabela 1). No entanto, o poder da ferramenta quando se trata de detectar padrões espaciais e dinâmicas deve ser destacado (BECK *et al.*, 2016).

Os sensores remotos utilizados para a detecção das cores (resposta espectral) da água, são denominados sensores passivos, pois detectam a radiação eletromagnética proveniente do alvo de interesse (COPERNICUS, 2021). Exemplos de sensores orbitais passivos são o *Landsat* e *Sentinel-2*.

Tabela 1 - Desempenho de algoritmos para estimação de clorofila em Harsha Lake usando índices Chl de acordo com regressões lineares de teste r de Pearson (Tipo 1).

Algoritmos de índice de Chl-a por satélite / sensor	Verdades de campo	Coefficiente de Pearson r	Coefficiente de Pearson r ²	valor p	Intercepto
CASI NDCI	29	0,829	0,687	0,001	34.736
Sentinel-2 NDCI	29	0,891	0,794	0,001	-18,844
Landsat-8 NDCI	29	0,354	0,125	0,059	61.355
MODIS NDCI	9	0,549	0,301	0,126	32.272
MERIS NDCI	9	0,919	0,845	0,001	37.724

Fonte: Adaptado de BECK *et al.* (2016).

3.2.1 Radiação e espectro eletromagnético

Radiação eletromagnética, na física clássica, é o fluxo de energia na velocidade universal da luz através do espaço livre ou de um meio material na forma de campos elétricos e magnéticos que compõem as ondas eletromagnéticas, como ondas de rádio, luz visível e raios gama. Em tal onda, campos elétricos e magnéticos

variáveis no tempo estão mutuamente ligados uns aos outros em ângulos retos e perpendiculares à direção do movimento. As plantas apresentam alta sensibilidade à intensidade máxima da radiação eletromagnética solar, que é absorvida por uma substância chamada clorofila, essencial para o crescimento das plantas por meio da fotossíntese. (FRITZSCHE, 2020).

O espectro eletromagnético (Figura 3) é por vezes representado entre as frequências gama, de alta energia, até radiações de ondas de rádio, de baixa energia. Quanto à reflectância da água, é usada a faixa do espectro visível (400 – 700 nm) e infravermelho próximo (até ~900 nm) (BARBOSA *et al.*, 2019).

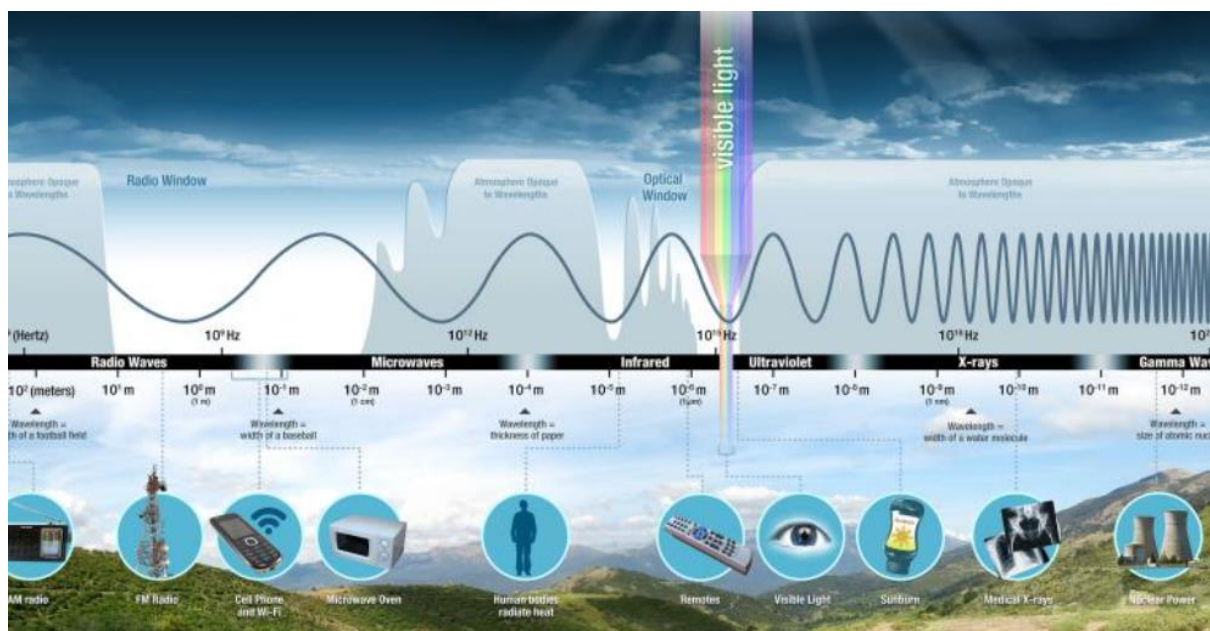


Figura 3 - Representação gráfica do espectro eletromagnético. NASA (2021).

3.2.2 Absorção e espalhamento

Estes dois processos, absorção e espalhamento, definem a interação do fóton (partícula de energia na forma de radiação eletromagnética) com a coluna d'água. Se absorvido, o fóton desaparece, mas se espalhado, sua propagação é redirecionada e continua existindo. Os fótons podem se chocar com a matéria durante seu trajeto, culminando em sua absorção pela molécula, acrescentando a energia da molécula e impactando na mudança de nível eletrônico dos elétrons da molécula de acordo com a faixa do espectro a qual o fóton absorvido corresponde (BARBOSA *et al.*, 2019).

3.2.3 Componentes óticos da água

Através do sensoriamento remoto, a nível orbital ou de campo, é possível analisar a heterogeneidade dos sistemas aquáticos a partir dos constituintes óticamente ativos, os COAs. A concentração de sedimentos em suspensão, fitoplâncton e matéria orgânica dissolvida, como COAs, alteram as propriedades espectrais da água pura (DEKKER, 1993; FELIX, 1993; RUDORFF *et al.*, 2007).

Auxiliando a identificação dos constituintes óticamente ativos na água, a Figura 4, apresenta o comportamento espectral de uma amostra de água da baía de Chesapeake (EUA), onde é possível identificar uma baixa reflectância na faixa de comprimento de onda do azul, geralmente atrelada à presença de clorofila-a, matéria orgânica dissolvida e/ou húmus aquáticos que, de acordo com sua concentração, podem induzir uma maior absorção em direção aos comprimentos de onda mais curtos (GITELSON, 1992; DEKKER, 1993; RUDORFF *et al.*, 2007; KIRK, 2011; TONIOLO *et al.*, 2018).

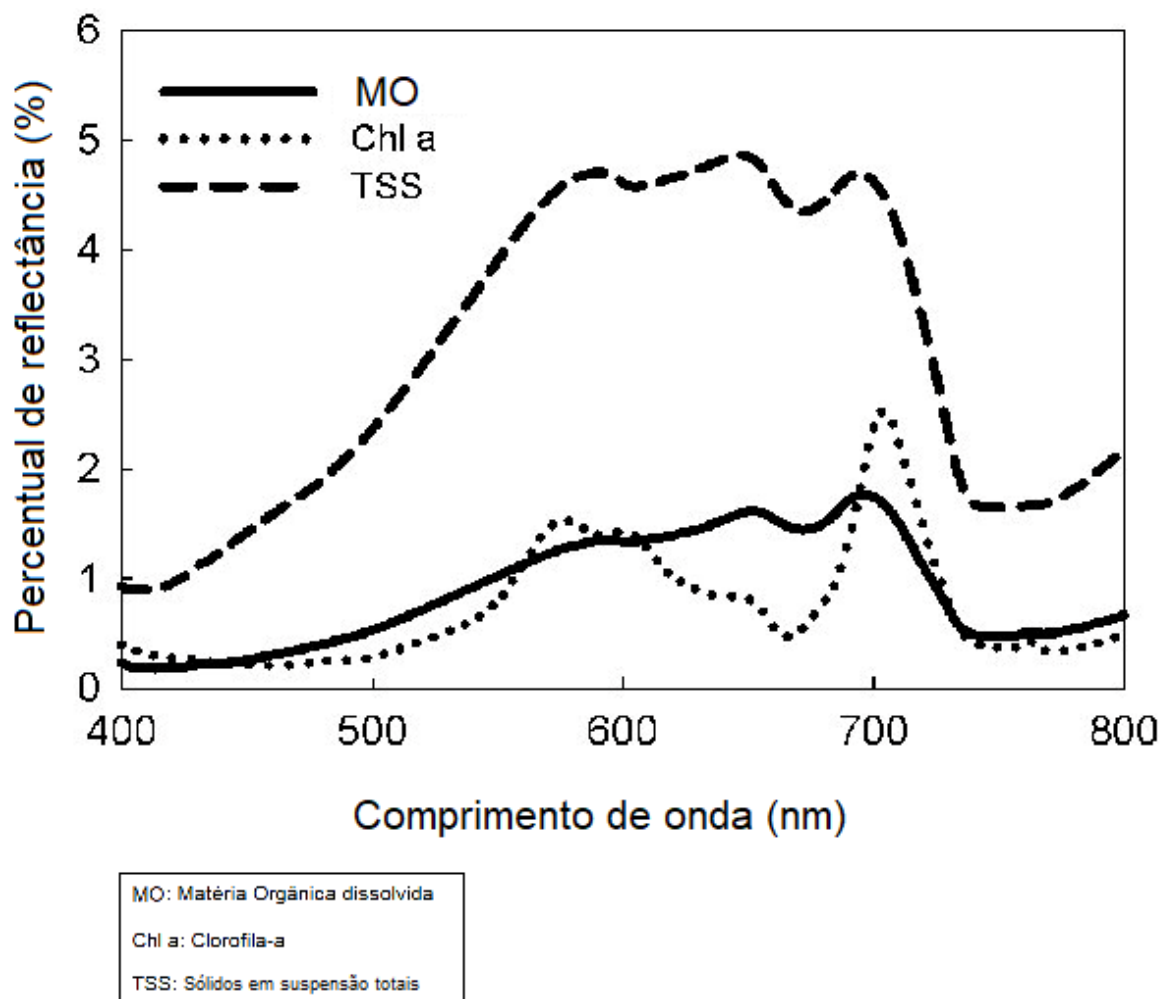


Figura 4 - Reflectância em amostra de água na baía de Chesapeake (EUA). Adaptado de FAN (2013).

Maiores concentrações de clorofila-a demonstram uma considerável redução na grandeza de reflectância em 620 e 680 nm. Este comportamento está associado à absorção pela ficocianina e clorofila-a, respectivamente (GITELSON, 1992 e MATTEWS *et al.*, 2010).

Em 700 nm há um pico de espalhamento do fitoplâncton, que é o resultado de uma combinação de clorofila fluorescente e a forte absorção de água em comprimento de onda maior que 700 nm (FAN, 2013).

Além das feições de absorção, a chl-a pode ser identificada pela menor diferença entre os valores de reflectância integrada entre 600-700 nm e 750-800 nm (ARRAUT *et al.*, 2005), isto é, maior proximidade entre o vermelho (absorvido pelos pigmentos) e o infravermelho (espalhado pela estrutura celular). Uma baixa concentração de chl-a, como no caso em análise, impõe uma maior disparidade de

reflectância entre as regiões do vermelho e do infravermelho (TONIOLO *et al.*, 2018).

3.2.4 Sensores e MSI *Sentinel-2*

Sensores a bordo de satélites e aeronaves podem usar o sol como fonte de radiação ou fornecem sua própria fonte de radiação, medindo a energia que é refletida de volta. Sensores que usam energia natural do sol são chamados de sensores passivos; aqueles que fornecem sua própria fonte de energia são chamados de sensores ativos.

Os sensores possuem diferentes resoluções, que desempenham um importante papel na forma como os dados de um sensor podem ser usados. Dependendo da órbita do satélite e do projeto do sensor, a resolução pode variar. Existem quatro tipos de resolução a serem considerados para qualquer conjunto de dados: radiométrico, espacial, espectral e temporal.

A resolução radiométrica é a quantidade de informação em cada pixel, ou seja, o número de bits que representa a energia registrada. Cada bit registra um expoente de potência 2. Por exemplo, uma resolução de 8 bits é 2^8 , o que indica que o sensor tem 256 valores digitais potenciais (0-255) para armazenar informações.

A resolução espacial é definida pelo tamanho de cada pixel em uma imagem digital e a área da superfície da Terra representada por esse pixel. Por exemplo, a maioria das bandas observadas pelo MSI *Sentinel-2* tem uma resolução espacial de 10 metros; cada pixel representa uma área de 10 m x 10 m no solo. Quanto mais precisa a resolução (quanto menor o número), mais detalhes são visíveis.

A resolução espectral é a capacidade de um sensor de discernir comprimentos de onda mais finos, ou seja, ter bandas mais estreitas. Muitos sensores são considerados multiespectrais, o que significa que têm entre 3 a 10 bandas. Sensores que possuem centenas a até milhares de bandas são considerados hiperespectrais. Quanto mais estreita for a faixa de comprimentos de onda para uma determinada banda, melhor será a resolução espectral.

A resolução temporal é o tempo que leva para um satélite completar uma órbita e visitar a mesma área de observação. Esta resolução depende da órbita, das características do sensor e da largura de faixa. Como os satélites geoestacionários correspondem à taxa de rotação da Terra, a resolução temporal é

muito mais precisa, em cerca de 30s - 1min. Os satélites em órbita polar têm uma resolução temporal que pode variar de 1 a 16 dias (BARBOSA *et al.*, 2019).

O *MSI Sentinel-2*, por exemplo, possui as seguintes especificações segundo a COPERNICUS (2021):

Cada satélite *SENTINEL-2* pesa aproximadamente 1,2 toneladas. *SENTINEL-2A* e *SENTINEL-2B* foram ambos lançados com o lançador europeu VEGA.

A vida útil do satélite é de 7,25 anos, que inclui uma fase de comissionamento em órbita de 3 meses. Baterias e propelentes foram fornecidos para acomodar 12 anos de operações, incluindo manobras de retirada de órbita no fim da vida útil.

Dois satélites idênticos *SENTINEL-2* operam simultaneamente, em fases a 180 ° entre si, em uma órbita sincronizada com o sol a uma altitude média de 786 km. A posição de cada satélite *SENTINEL-2* em sua órbita é medida por um receptor Global Navigation Satellite System (GNSS) de dupla frequência. A precisão orbital é mantida por um sistema de propulsão dedicado.

O sistema de satélite *SENTINEL-2* foi desenvolvido por um consórcio industrial liderado pela Astrium GmbH (Alemanha). Astrium SAS (França) é responsável pelo Instrumento MultiSpectral (MSI).

O MSI funciona passivamente, coletando a luz solar refletida da Terra. Novos dados são adquiridos no instrumento conforme o satélite se move ao longo de seu caminho orbital. O feixe de luz de entrada é dividido em um filtro e focado em dois conjuntos de plano focal separados dentro do instrumento; um para bandas de infravermelho próximo e visível (VNIR) e um para bandas de infravermelho de onda curta (SWIR). A separação espectral de cada banda em comprimentos de onda individuais é realizada por filtros de faixa montados na parte superior dos detectores.

Complementarmente, a Tabela 2 demonstra as principais bandas do Sentinel-2 com suas respectivas resoluções espaciais e comprimento de onda.

Tabela 2 - Principais bandas do Sentinel-2. Adaptado de COPERNICUS (2021).

Banda	Resolução espacial	Comprimento de onda	Descrição
B1	60 metros	443,9nm (S2A) / 442,3nm (S2B)	Aerossóis
B2	10 metros	496,6nm (S2A) / 492,1nm (S2B)	Azul
B3	10 metros	560nm (S2A) / 559nm (S2B)	Verde
B4	10 metros	664,5nm (S2A) / 665nm (S2B)	Vermelho
B5	20 metros	703,9nm (S2A) / 703,8nm (S2B)	Infravermelho 1
B6	20 metros	740,2nm (S2A) / 739,1nm (S2B)	Infravermelho 2
B7	20 metros	782,5nm (S2A) / 779,7nm (S2B)	Infravermelho 3
B8	10 metros	835,1nm (S2A) / 833nm (S2B)	NIR
B8A	20 metros	864,8nm (S2A) / 864nm (S2B)	Infravermelho 4
B9	60 metros	945nm (S2A) / 943,2nm (S2B)	Vapor de água
B11	20 metros	1613,7nm (S2A) / 1610,4nm (S2B)	SWIR 1
B12	20 metros	2202,4nm (S2A) / 2185,7nm (S2B)	SWIR 2
MSK_CLDPRB	20 metros		Mapa de probabilidade de nuvem (ausente em alguns produtos)
QA60	60 metros		Máscara de nuvem

Fonte: COPERNICUS (2021).

3.3 Google Earth Engine e o processamento em nuvem

O Google Earth Engine (GEE), em colaboração com o *Google Cloud*, fornece as coleções *Landsat* e *Sentinel-2* como parte do programa de dados públicos do *Google Cloud*. As coleções em nuvem tornam muito mais fácil e eficiente acessar os dados, eliminando limitações de uma máquina local mais simples.

O GEE hospeda imagens de satélite e as armazena em um arquivo de dados público que inclui imagens históricas da Terra que remontam a mais de quarenta anos. As imagens, inseridas diariamente, são então disponibilizadas para acesso e processamento de dados em escala global dentro de um ambiente de programação baseado em *javascript*. O GEE também fornece APIs e outras ferramentas para permitir a análise de grandes conjuntos de dados (GORELICK *et al.*, 2017). O GEE é uma plataforma para análise científica e visualização de conjuntos de dados geoespaciais para usuários acadêmicos, sem fins lucrativos, empresariais e governamentais.

3.4 AlgaeMAP

O AlgaeMap é uma ferramenta experimental de desenvolvimento colaborativo, possuindo uma interface de computação em nuvem desenvolvida dentro da plataforma GEE. O aplicativo usa imagens *Sentinel-2* corrigidas atmosféricamente e quanto aos efeitos de reflexo do sol (*glint*), gerando uma coleção de imagens do NDCI para um determinado intervalo de tempo dentro de uma área especificada.

O aplicativo possui funções interativas para selecionar a região de interesse (ROI), data, intervalo, o tipo de análise, seja análise de imagem única ou análise temporal. Para análise de imagem única, há possibilidade de seleção de uma data do ano gerando resultados em RGB, NDCI, chl-a, IET e imagens de *bloom* algal.

O AlgaeMAP utiliza o NDCI para estimar a concentração de chl-a e classificar os dados em cinco níveis tróficos baseado em um modelo de ajuste não linear e IET, com base em uma árvore de decisão (LOBO *et al.*, 2021).

4 Materiais e métodos

O presente trabalho foi dividido em três etapas:

- Análise dos dados *in situ*, coletados e fornecidos pela ALM, usados aqui com o objetivo de identificar possíveis parâmetros que sobressaíssem os limites de qualidade estabelecidos pelo CONAMA e que pudessem explicar e validar o modelo de detecção de clorofila-a a ser desenvolvido;
- Desenvolvimento de um algoritmo baseado no NDCI para mensurar as concentrações de clorofila-a, assim como suas possíveis fontes e desenvolvimento espaço-temporal;
- Utilizar o aplicativo AlgaeMAP, desenvolvido para os mesmos fins que o algoritmo aqui desenvolvido, mas já validado em águas interiores no estado de São Paulo (LOBO *et al.*, 2021), traçando um comparativo entre as metodologias diferentes e resultados apresentados.

4.1 Área de estudo

Os dados referentes à área de estudo foram obtidos através de bibliografia de estudos já realizados na Bacia Hidrográfica Lagoa Mirim. O processo de amostragem *in situ* foi conduzido pela Agência de Desenvolvimento da Bacia da Lagoa Mirim (ALM), da Universidade Federal de Pelotas, compondo amostras mensais entre junho de 2013 e fevereiro de 2020.

A Lagoa Mirim está localizada na fronteira entre o Brasil e o Uruguai (Figura 5). Segundo a ALM ocupa 3.994 km², dos quais um terço está localizado em território uruguaio e dois terços em território brasileiro. A lagoa e os complexos de áreas úmidas do seu entorno constituem uma das principais bacias hidrográficas do Rio Grande do Sul, compreendendo uma grande diversidade de flora e fauna, incluindo grande proporção das espécies endêmicas da região e muitas espécies de aves migratórias (ALM, 2008). As águas da Bacia Mirim-São Gonçalo são empregadas, sobretudo, na irrigação das lavouras de arroz brasileiras e uruguaias. Ademais, são utilizadas na indústria e pecuária, servindo também como fonte de água potável (SEMA, 2006).

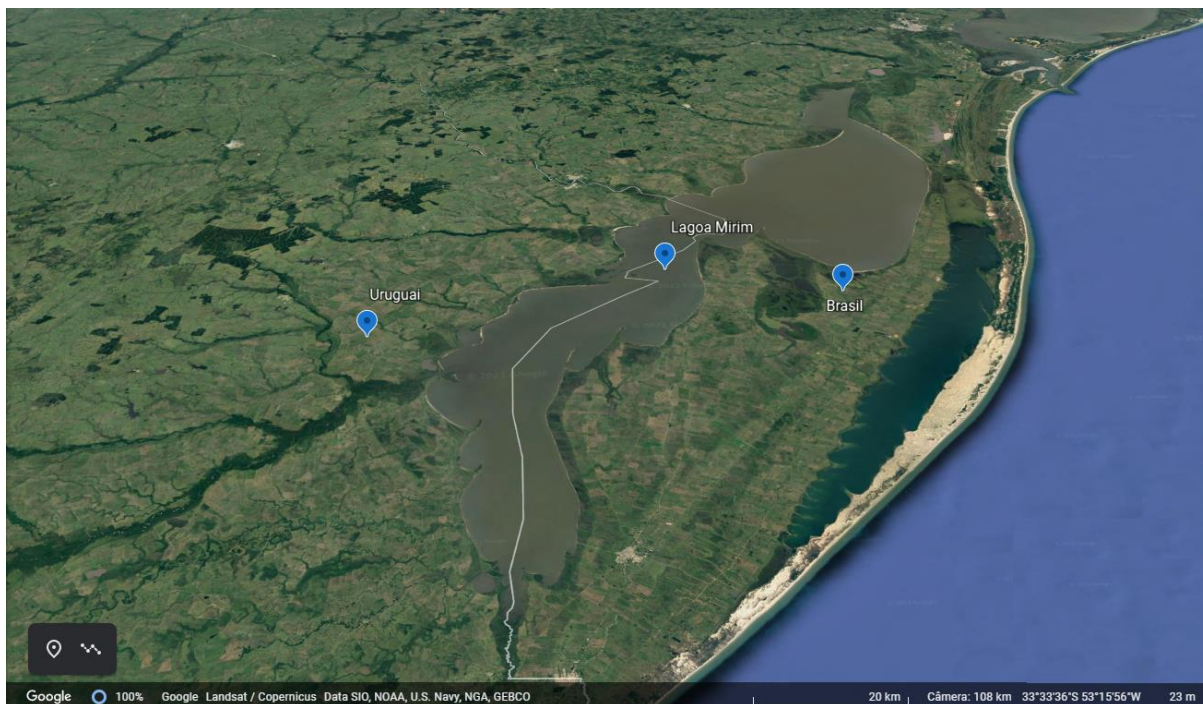


Figura 5 - Representação da Lagoa Mirim no *Google Earth*.

4.2 Caracterização da Lagoa Mirim

4.2.1 Econômica

A composição econômica do entorno da Lagoa Mirim a caracteriza como um corpo hídrico de extrema relevância para o estado do Rio Grande do Sul. Destacando:

- A atividade agrícola, principalmente lavouras de arroz, com extrações diretas de água para a irrigação, tanto em território nacional como uruguaio. Servindo também como fonte de água potável para as comunidades locais (OLIVEIRA *et al.*, 2015);

- A relevância turística, com economia baseada no turismo, movimentando anualmente um grande capital nas comunidades nos arredores da lagoa, tanto no lado brasileiro, quanto no lado uruguaio, contando com balneários que servem como opção de lazer e práticas esportivas, como kitesurf;

- A pesca artesanal, amplamente praticada, se caracteriza pela mão de obra familiar com utilização de pequenas embarcações.

4.2.2 Uso e cobertura do solo

A análise da qualidade da água da lagoa demanda um estudo das áreas adjacentes. No caso, a caracterização do uso e cobertura do solo das áreas drenantes, representadas pela Bacia Mirim-São Gonçalo.

No levantamento das informações geográficas sobre uso e cobertura do solo foi utilizado o *toolkit* do projeto Mapbiomas para *Google Earth Engine*, contendo cena com resolução espacial de 30 metros e banda única, referente ao mapeamento de uso e cobertura de solo para o Brasil e algumas regiões vizinhas ao sul do país.

O Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil é uma iniciativa que envolve uma rede colaborativa com especialistas nos biomas, usos da terra, sensoriamento remoto, SIG e ciência da computação que utiliza processamento em nuvem e classificadores automatizados desenvolvidos e operados a partir da plataforma *Google Earth Engine* para gerar uma série histórica de mapas anuais de uso e cobertura da terra do Brasil. MAPBIOMAS, 2019.

Destas cena, foi extraída a área correspondente à Bacia Hidrográfica Mirim-São Gonçalo através da função *image.clip()*, que resultou no mapa de uso e cobertura demonstrado na Figura 6. A representação da área da bacia utilizada é proveniente do produto *WWF HydroSHEDS Basins* disponível no GEE, onde existe uma redução de áreas drenantes devido à separação da bacia da Lagoa Mangueira.

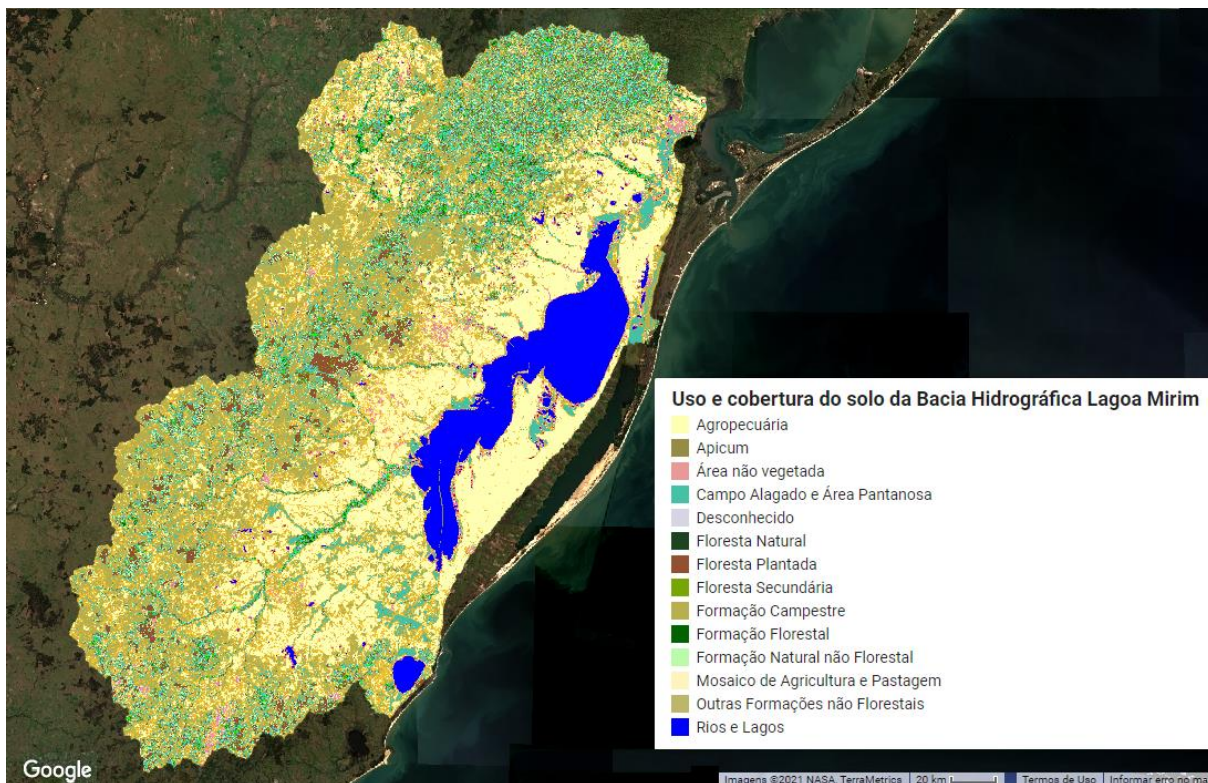


Figura 6 - Uso e cobertura do solo da Bacia Hidrográfica Lagoa Mirim. Fonte: MAPBIOMAS (2019).

Para contabilizar os percentuais de cada classe, foi aplicada a função `ui.Chart.image.histogram()`, onde cada variável é contabilizada quanto à frequência de pixels observados.

Os resultados, conforme Figura 7 e Tabela 3, demonstram uma predominância de formações campestres e agropecuária, sendo a classe mais presente no entorno da lagoa.



Figura 7 - Tipos de uso e cobertura de solo e áreas representativas em porcentagem. Fonte: MAPBIOMAS (2019).

Tabela 3 - Tipo de uso e cobertura de solo e área representativa.

Tipo de uso e cobertura do solo	Área (km²)
Formação Campestre	19258,78
Agropecuária	18968,81
Campo Alagado e Área Pantanosa	7466,39
Rios e Lagos	5657,59
Formação Florestal	4886,04
Floresta Plantada	4637,55
Outras Formações não Florestais	2401,26
Área não vegetada	1078,63
Floresta Secundária	996,18
Formação Natural não Florestal	823,23
Floresta Natural	737,35
Mosaico de Agricultura e Pastagem	95,36
Desconhecido	34,28
Apicum	6,08

4.3 Análise dos dados *in situ*

4.3.1 Informações de qualidade da água

Para a obtenção de dados de qualidade da água da Lagoa Mirim, informações essenciais às análises aqui demonstradas, foram solicitadas junto à ALM planilhas contendo um histórico de medições em diversos pontos da lagoa e de corpos hídricos próximos (Tabela 4). Destes foram selecionados todos dentro do sistema lêntico e um lótico, referente ao canal São Gonçalo, à jusante da lagoa, com finalidade de estabelecer uma comparação da condição trófica entre os diferentes tipos de sistemas aquáticos (Figura 8).

Tabela 4 - Postos de coleta indetificados quanto ao tipo de sistema e localização.

Local	Sistema	Latitude sul	Longitude oeste
Capilha	Lêntico	32°29'20.70"	52°35'35.36"
Curral Alto	Lêntico	32°45'4.68"	52°41'2.55"
Fazenda Bretanha	Lêntico	32°29'12.70"	52°58'14.90"
Fazenda São Francisco	Lêntico	32°38'24.95"	53° 8'57.77"
Porto Santa Vitória	Lêntico	33°29'48.05"	53°26'17.56"
Praia do Pontal	Lêntico	32°20'4.02"	52°49'18.39"
Santa Isabel (Canal São Gonçalo)	Lótico	32° 7'7.39"	52°35'35.15"
Vila Anselmi	Lêntico	32°54'32.80"	52°48'5.90"

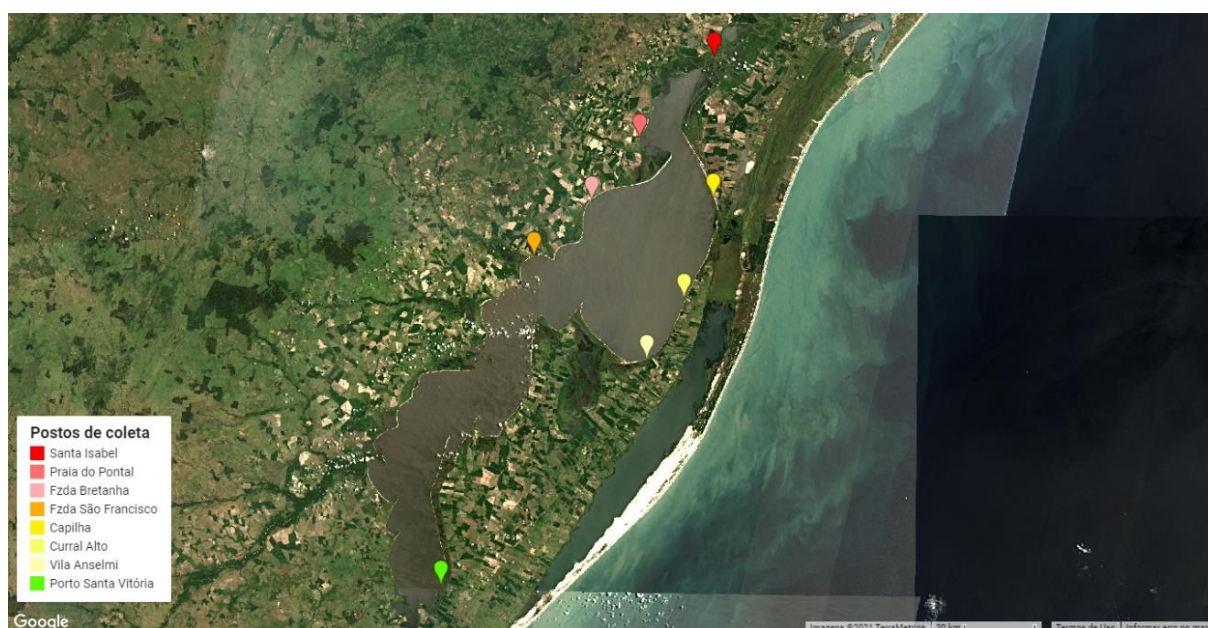


Figura 8 - Pontos de coleta de amostras de água definidos pela ALM.

As medições utilizadas ocorreram nos períodos da manhã e tarde, com repetições mensais entre os anos de 2018 e 2020, contando com doze parâmetros de qualidade da água (Tabela 5). Os dados fornecidos pela ALM continham mais períodos, porém anteriores às imagens de satélites disponíveis do *Sentinel-2*. Portanto, o material foi restringido a fim de representar a verdade de campo.

Tabela 5 - Parâmetros de qualidade da água utilizados.

Parâmetro	Unidade
Potencial hidrogeniônico (pH)	adimensional
Temperatura	°C
Condutividade elétrica	mS/cm
Fósforo total	mg/L
Nitrogênio amoniacal	mg/L
Coliformes Termotolerantes	NP/100mL
Matéria Orgânica	mg/L
Demanda bioquímica de oxigênio	mg/L
Oxigênio dissolvido	mg/L
Turbidez	NTU
Sólidos Totais	mg/L
Clorofila-a	µg/L

Fonte: ALM.

4.3.2 Índice de qualidade da água

Durante o desenvolvimento desta pesquisa, foram atendidas algumas solicitações de informações da ALM. O Índice de Qualidade da Água (IQA) foi uma das requisições de informações referentes à Lagoa Mirim e corpos hídricos adjacentes. Os resultados se mostraram pertinentes inclusão e comparação.

Inicialmente foi preciso recorrer à resolução CNRH nº 91 de 2008, que determina, em seu artigo 15º, parágrafo 2º, que corpos hídricos de águas doces superficiais sem prévio enquadramento devem ser considerados como classe 2. Desse modo, os dados foram primariamente analisados quanto à recomendação do CONAMA, disposta na resolução nº 357/05 e demonstrada na Tabela 6:

III - classe 2: águas que podem ser destinadas:

a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional;

- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000;
- d) à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e
- e) à aquicultura e à atividade de pesca.

Dados os limites, foi calculado o IQA – Índice de Qualidade das Águas, adaptado e desenvolvido pela CETESB a partir de um estudo realizado em 1970 pela *National Sanitation Foundation* dos Estados Unidos, incorporando nove variáveis relevantes para a avaliação da qualidade das águas. Ele consiste em um produtório ponderado das variáveis que constituem o índice, demonstrado pela seguinte fórmula:

Equação 1: IQA, CETESB, 2013.

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

Onde: IQA é o Índice de Qualidade das Águas, numeral entre 0 e 100; q_i é qualidade do i -ésimo parâmetro, numeral entre 0 e 100, resultante da “curva média de variação de qualidade”, em função de sua concentração ou medida e, w_i é o peso correspondente ao i -ésimo parâmetro, numeral entre 0 e 1 (CETESB, 2013). Na indisponibilidade de alguma das nove variáveis, o cálculo do IQA é inviabilizado.

Desta forma, para este cálculo os dados foram preparados suprimindo datas com ausência de algum dos fatores. Realizado o cálculo do IQA, foi possível avaliar a qualidade das águas brutas, variando numa escala de 0 a 100, representado na Tabela 7.

Tabela 6 - Qualidade das águas doces, Classe 2 - CONAMA.

Qualidade das águas doces, Classe 2 - CONAMA.	
Parâmetros	Limites
Clorofila-a	até 30 µg/L
Coliformes	1000/100 mL
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) 5 dias a 20°C	até 5 mg/L O ₂
Fósforo total	até 0,030 mg/L (0,1 lóxico)
Nitrogênio amoniacal total	até 3,7mg/L N, para pH ≤ 7,5
	até 2,0 mg/L N, para 7,5 < pH ≤ 8,0
	até 1,0 mg/L N, para 8,0 < pH ≤ 8,5
	até 0,5 mg/L N, para pH > 8,5
Oxigênio dissolvido (OD)	maior que 5 mg/L O ₂
Potencial hidrogeniônico (pH)	6,0 a 9,0
Sólidos dissolvidos totais	até 500 mg/L
Turbidez	até 100 UNT

Fonte: CONAMA (2005).

Tabela 7 - Índice de qualidade da água (IQA)

Categoria	Ponderação
ÓTIMA	79 < IQA ≤ 100
BOA	51 < IQA ≤ 79
REGULAR	36 < IQA ≤ 51
RUIM	19 < IQA ≤ 36
PÉSSIMA	IQA ≤ 19

Fonte: CONAMA (2005).

Os resultados foram organizados dentro da plataforma livre *Google Colab* que, como pressupõe o presente trabalho, oferece processamento de dados em nuvem e facilidade de trabalho com maior quantidade de dados.

4.3.3 Índice de Estado Trófico

A proliferação de algas nocivas e matança de peixes são resultados de um processo denominado eutrofização, que ocorre quando o ambiente se torna enriquecido com nutrientes, aumentando a quantidade de plantas e algas que crescem em estuários e águas costeiras.

Para tal, o Índice de Estado Trófico (IET) possibilita a classificação em níveis de trofia dos corpos d'água, avaliando a qualidade da água em função do enriquecimento por nutrientes, precedente ao desenvolvimento excessivo da produtividade biológica.

O índice demonstra uma medida do potencial de eutrofização, baseado em um nutriente, o fósforo, ou diretamente na presença de clorofila, possuindo diferentes equações para os diferentes sistemas aquáticos. As seguintes equações utilizadas foram adaptadas pela CETESB (2013):

Equação 2: IET para rios baseada em clorofila, CETESB (2013).

$$IET = 10 \cdot \left(6 - \left(\frac{(-0,7 - 0,6 \cdot (\ln CL))}{\ln 2} \right) - 20 \right)$$

Equação 3: IET para rios baseada em fósforo total, CETESB (2013).

$$IET = 10 \cdot \left(6 - \left(\frac{(0,42 - 0,36 \cdot (\ln PT))}{\ln 2} \right) - 20 \right)$$

Equação 4: IET para reservatórios baseada em clorofila, CETESB (2013).

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

Equação 5: IET para reservatórios baseada em fósforo total, CETESB (2013).

$$IET = 10 \cdot \left(6 - \left(1,77 + \frac{(-0,42 \cdot (\ln PT))}{\ln 2} \right) \right)$$

Onde PT corresponde à concentração de fósforo total medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$; CL é a concentração de clorofila-a medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$; ln é logaritmo natural.

Tabela 8 - Classificação do Estado Trófico pela CETESB.

Classificação do Estado Trófico - Rios				
Categoria	Ponderação	Secchi - S	P-total - P	Clorofila-a
(Estado Trófico)		(m)	(mg.m⁻³)	(mg.m⁻³)
Ultraoligotrófico	IET ≤ 47		P ≤ 13	CL ≤ 0,74
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52		13 < P ≤ 35	0,74 < CL ≤ 1,31
Mesotrófico	52 < IET ≤ 59		35 < P ≤ 137	1,31 < CL ≤ 2,96
Eutrófico	59 < IET ≤ 63		137 < P ≤ 296	2,96 < CL ≤ 4,70
Supereutrófico	63 < IET ≤ 67		296 < P ≤ 640	4,70 < CL ≤ 7,46
Hipereutrófico	IET > 67		640 < P	7,46 < CL
Classificação do Estado Trófico - Reservatórios				
Categoria	Ponderação	Secchi - S	P-total - P	Clorofila-a
(Estado Trófico)		(m)	(mg.m⁻³)	(mg.m⁻³)
Ultraoligotrófico	IET ≤ 47	S ≥ 2,4	P ≤ 8	CL ≤ 1,17
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52	2,4 > S ≥ 1,7	8 < P ≤ 19	1,17 < CL ≤ 3,24
Mesotrófico	52 < IET ≤ 59	1,7 > S ≥ 1,1	19 < P ≤ 52	3,24 < CL ≤ 11,03
Eutrófico	59 < IET ≤ 63	1,1 > S ≥ 0,8	52 < P ≤ 120	11,03 < CL ≤ 30,55
Supereutrófico	63 < IET ≤ 67	0,8 > S ≥ 0,6	120 < P ≤ 233	30,55 < CL ≤ 69,05
Hipereutrófico	IET > 67	0,6 > S	233 < P	69,05 < CL

4.3.4 Metodologias de análise de dados

O software utilizado para a execução de todas as análises estatísticas foi o *Google Colab*, capaz de lidar, de maneira ágil, com quantidades elevadas de dados, utilizando processamento em nuvem e linguagem de programação *python*, facilitando acesso às diversas bibliotecas de recursos. No presente caso predominou o uso das bibliotecas *Matplotlib* e *Seaborn: statistical data visualization*. Os resultados foram avaliados quanto à coerência entre variáveis, através do estabelecimento de uma matriz de correlação e das classificações consolidadas dos índices supracitados. Os valores extremos, quando necessário, passaram por uma cuidadosa avaliação, sendo todos mantidos.

As ferramentas utilizadas incluem gráficos do tipo *heatmap*, *displot* e *boxplot*, gerados em ambiente de programação *Python*, possibilitando uma maior e facilitada compreensão da variação dos dados e a detecção da presença de possíveis valores extremos.

4.4 Análise em sensoriamento remoto

4.4.1 Fonte de dados

Os dados para processamento no GEE são provenientes do sensor MSI a bordo do satélite *Sentinel-2*, disponibilizados gratuitamente pela Agência Espacial Europeia (ESA), um produto *Level-2A*, que fornece informações de reflectância de superfície.

Os dados para identificação dos corpos d'água são provenientes do *JRC Global Surface Water Mapping Layers*, que contém mapas da localização e distribuição temporal das águas superficiais desde 1984 até 2019 e fornece análises estatísticas sobre a extensão e mudança dessas superfícies aquáticas. Um banco de dados gerado com 4.185.439 cenas do *Landsat 5, 7 e 8* adquiridas entre 16 de março de 1984 e 31 de dezembro de 2019, onde cada pixel foi classificado individualmente em água/não água (PEKEL, *et al.* 2016). Desta forma, utilizando a banda *seasonality*, foi estabelecido que os pixels analisados deveriam estar caracterizados como “água” durante os doze meses do ano.

4.4.2 Correções de imagem

Embora o nível 2-A frente ao 1-C TOA (topo de atmosfera) tenha menor interferência atmosférica, ainda se faz necessário eliminar algum efeito de espalhamento da luz decorrente de formações de nuvens.

Para isso, inicialmente, foi necessário importar o produto *Sentinel-2: Cloud Probability*, criado com a biblioteca *Sentinel2-cloud-detector*, usando *LightGBM*, uma estrutura de aumento de gradiente que usa algoritmos de aprendizagem baseados em árvore. Nela, todas as bandas são submetidas a *upsampling* – técnica de processamento digital de sinais destinada ao aumento artificial da taxa de amostragem em N vezes, inserindo um número N-1 de zeros entre as amostras originais do sinal e passando o conjunto obtido por um filtro de reconstrução – usando interpolação bilinear para resolução de 10m antes que o algoritmo de base de reforço de gradiente seja aplicado (COPERNICUS, 2021).

De posse dos dois produtos, foram criadas duas variáveis para representar as coleções de imagem de refletância de superfície (2-A) e de probabilidade de nuvem, definindo também uma variável para ajuste do percentual de identificação de nuvens, que nada mais é do que a referência para determinar a partir de qual probabilidade o pixel será considerado como “nuvem”. O valor analisado como aceitável para não limitar em excesso a quantidade de pixels, tampouco permitir muita interferência, foi de até 5% de probabilidade de ser nuvem (Figura 9). As máscaras para as bandas de 10 metros em alguns casos não excluem dados ruins em bordas da cena, de modo que também foram aplicadas máscaras de 20 e 60 metros.

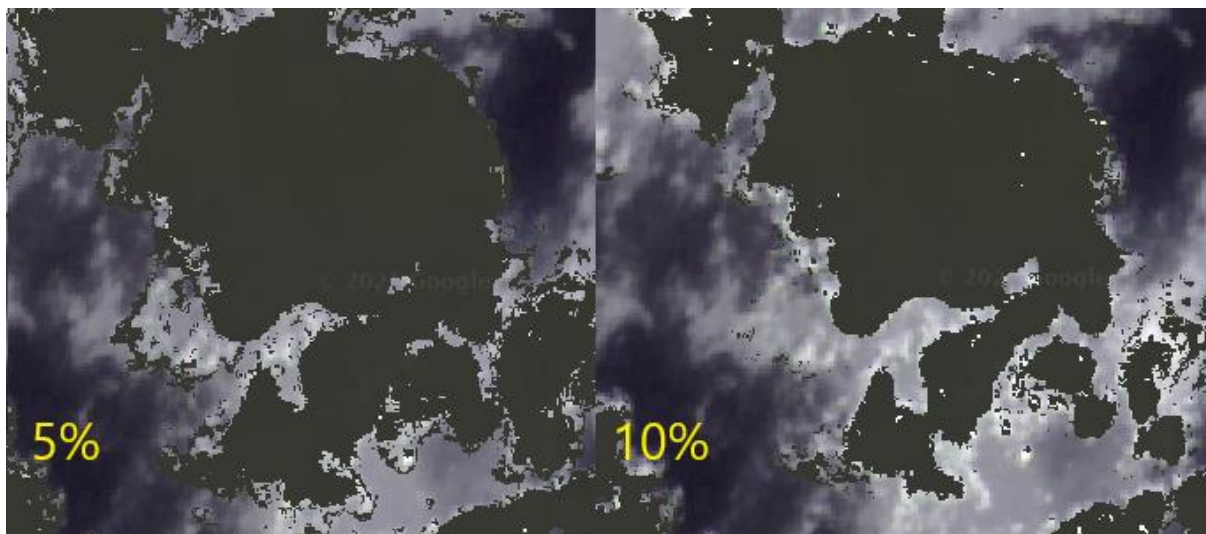


Figura 9 - Probabilidade de pixel nuvem. Composição RGB falsa cor (bandas: vermelho, infravermelho e verde, respectivamente). *Google Earth Engine*.

4.4.3 NDCI

O Índice de Diferença Normalizada da Clorofila (NDCI), foi calculado dentro do ambiente do GEE a partir da função *normalizedDifference*, utilizando as bandas B5 e B4, infravermelho 1 e vermelho, respectivamente (Equação 6). Cada pixel é calculado individualmente, resultando em uma banda que é adicionada a cada imagem da coleção. Por conter bandas de resolução espacial diferente, os pixels foram reamostrados para 10 metros no mapeamento e, por limites de processamento, 30 metros para cálculo das séries temporais.

Equação 6: NDCI *Sentinel-2*, B5 – Reflectância em 705 nm, B4 – Reflectância em 665 nm.

$$NDCI = \left(\frac{(B5 - B4)}{(B5 + B4)} \right)$$

Para a classificação, foi criada uma função para representar os intervalos de NDCI conforme a Tabela 9, adaptada de MISHRA e MISHRA (2012). Tal classificação possibilita a identificação visual da espacialização dos dados de NDCI, auxiliando na marcação de *blooms* decorrentes da alta concentração de chl-a.

Tabela 9 - Concentrações de chl-a por nível de NDCI, adaptado de MISHRA e MISHRA (2012).

NDCI	Chl-a (mg.m ⁻³)
<-0,1	<7,5
-0,1 a 0	7,5 a 16
0 a 0,1	16 a 25
0,1 a 0,2	25 a 33
0,2 a 0,4	33 a 50
0,4 a 0,5	>50
0,5 a 1	<i>Bloom severo</i>

Fonte: MISHRA e MISHRA (2012).

4.4.4 Metodologia de análise dos dados de SR

A análise dos dados foi pautada nos pontos de amostragem de qualidade da água utilizados pela ALM. Foram criadas geometrias do tipo ponto com aplicação de buffer de 10 metros, que serviram para aplicação da função *ui.Chart.image.seriesByRegion*, que consiste em gerar um gráfico a partir de uma coleção de imagens, extraíndo e plotando o valor da banda especificada em cada região para cada imagem na coleção. Os argumentos de entrada consistem em uma coleção de imagem com dados a serem incluídos no gráfico, as regiões a serem reduzidas, a banda a ser reduzida, redutor que gera o valor para o eixo y, escala para usar com o redutor em metros e uma propriedade a ser usada como rótulo para cada imagem no eixo x. Os dados de entrada utilizados foram, sucessivamente, a coleção gerada a partir dos dados do *Sentinel-2* com as correções aplicadas; como regiões, os pontos demonstrados na Tabela 2 com aplicação de buffer; a banda de NDCI calculado; o redutor de média (*ee.Reducer.mean*) que calcula a média aritmética (ponderada) de suas entradas; escala de 10 metros e, para o eixo x, a propriedade *system:time_start*, referente às datas de captura de cada imagem da coleção.

A aplicação gerou mapeamento e séries temporais da variação de NDCI para cada ponto (Figura 10), as quais foram utilizadas para uma tentativa de correlacionar os dados de sensoriamento remoto aos dados de campo. Infelizmente, as datas de coincidência das duas fontes de informações foram limitadas, tendo uma divergência de mais de 3 dias entre a maioria das amostras, inviabilizando qualquer validação local.

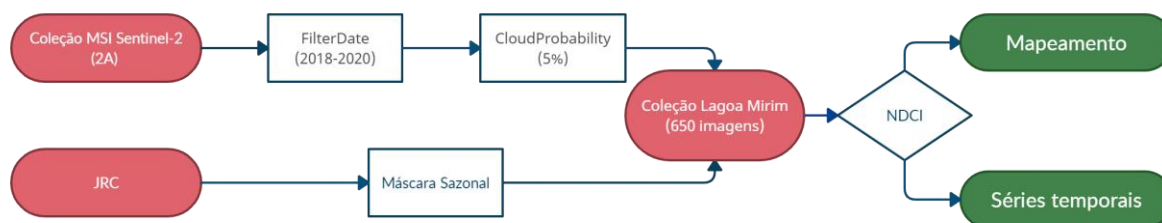


Figura 10 - Representação das instruções e resultados do algoritmo.

Deste modo, o foco de resultados foi registrar as séries históricas do NDCI, demonstrando a espacialização dos dados de NDCI através da geração de imagens da Lagoa Mirim com a separação dos intervalos de classificação.

4.5 Análises com AlgaeMAP

Inicialmente, foi necessário selecionar um dos corpos hídricos cadastrados, neste caso a Lagoa Mirim. Em sequência, o intervalo definido englobou os anos de 2018 a 2020, seguindo o período analisado nas etapas anteriores (Figura 11).

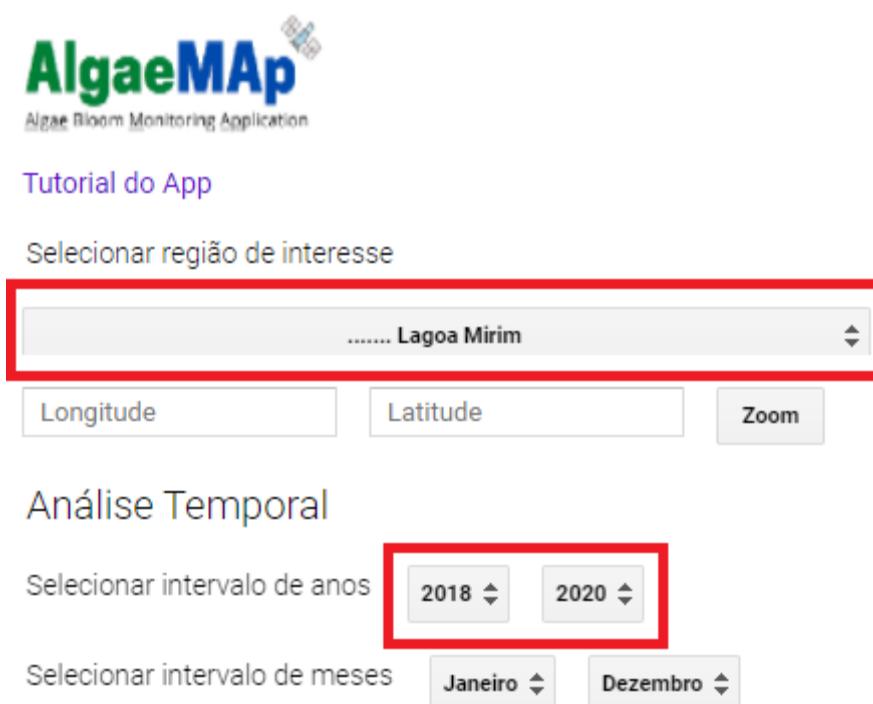


Figura 11 - Representação de procedimento realizado no AlgaeMAP.

Para geração das estatísticas foi necessário definir também um *buffer* e uma resolução espacial, delimitando a área de cálculo através da ferramenta “Criar Série-Temporal Polígono” (Figura 12).

Análise Temporal

Selecionar intervalo de anos

Selecionar intervalo de meses

Calcular Estatísticas Espaciais

Análise gráfica (insira buffer e resolução, depois defina a área)

Criar Série-Temporal Retângulo Polígono Ponto

Figura 12 - Representação de procedimento realizado no AlgaeMAP.

Nesta etapa, quatro estatísticas são possíveis, conforme demonstra a Figura 13. Porém, devido ao caráter experimental da ferramenta e seus limites de processamento, para um intervalo tão extenso, os índices de estado trófico excedem o limite de cálculo para 30 metros de resolução espacial.

Criar Série-Temporal Retângulo Polígono Ponto

Chla média IET mensal IET diário

NDCI médio Mostrar Video

Figura 13 - Representação de procedimento realizado no AlgaeMAP.

A partir de testes com resoluções menores foi definida uma resolução espacial reduzida de 100 metros, com intuito de produzir as análises de estado trófico.

As estatísticas espaciais foram calculadas para o período em análise, contando com camadas de mínima, média e máxima para os índices de NDCI e chl-a.

5 Resultados e Discussão

5.1 Índice de qualidade da água

As primeiras informações geradas foram a partir de análises estatísticas básicas, conforme Tabela 10, e, como sequência, a representação gráfica do tipo *boxplot* para cada grupo de parâmetro amostrado, conforme exemplo da clorofila-a na Figura 14.

Tabela 10 – Análise estatística básica dos parâmetros de qualidade da água observados em todos os postos de 2018 até 2020.

	pH(<i>in situ</i>)	T °C	Sal. µg/L	cond. elétrica mS/cm	P mg/L	N mg/L	Coliformes NP/100mL	MO mg/L	DBO mg/L	OD mg/L	Turbidez NTU	ST mg/L	Clorofila-a µg/L
Número de amostras	283,00	229,00	81,00	278,00	228,00	218,00	238,00	289,00	254,00	283,00	281,00	288,00	140,00
Média	7,53	20,48	74,98	127,32	0,65	1,85	270,04	61,79	1,81	7,53	43,84	154,75	12,00
Desvio padrão	0,88	5,38	22,20	42,30	0,57	2,11	488,20	85,77	1,05	1,49	36,75	52,19	11,57
Mín	5,70	8,52	33,40	2,00	0,01	0,11	1,30	2,32	0,09	2,29	2,18	7,40	0,27
25%	6,84	15,81	62,00	102,70	0,23	0,68	11,00	5,14	1,14	6,77	23,10	125,88	5,81
50%	7,50	21,52	73,00	117,00	0,50	1,17	33,50	7,30	1,55	7,55	33,90	144,75	8,87
75%	8,20	24,88	86,90	144,75	1,01	2,21	240,00	137,50	2,28	8,45	53,80	172,71	14,25
Máx	10,14	32,10	139,00	291,00	3,32	11,47	1600,00	470,50	7,50	13,64	394,13	470,50	86,78

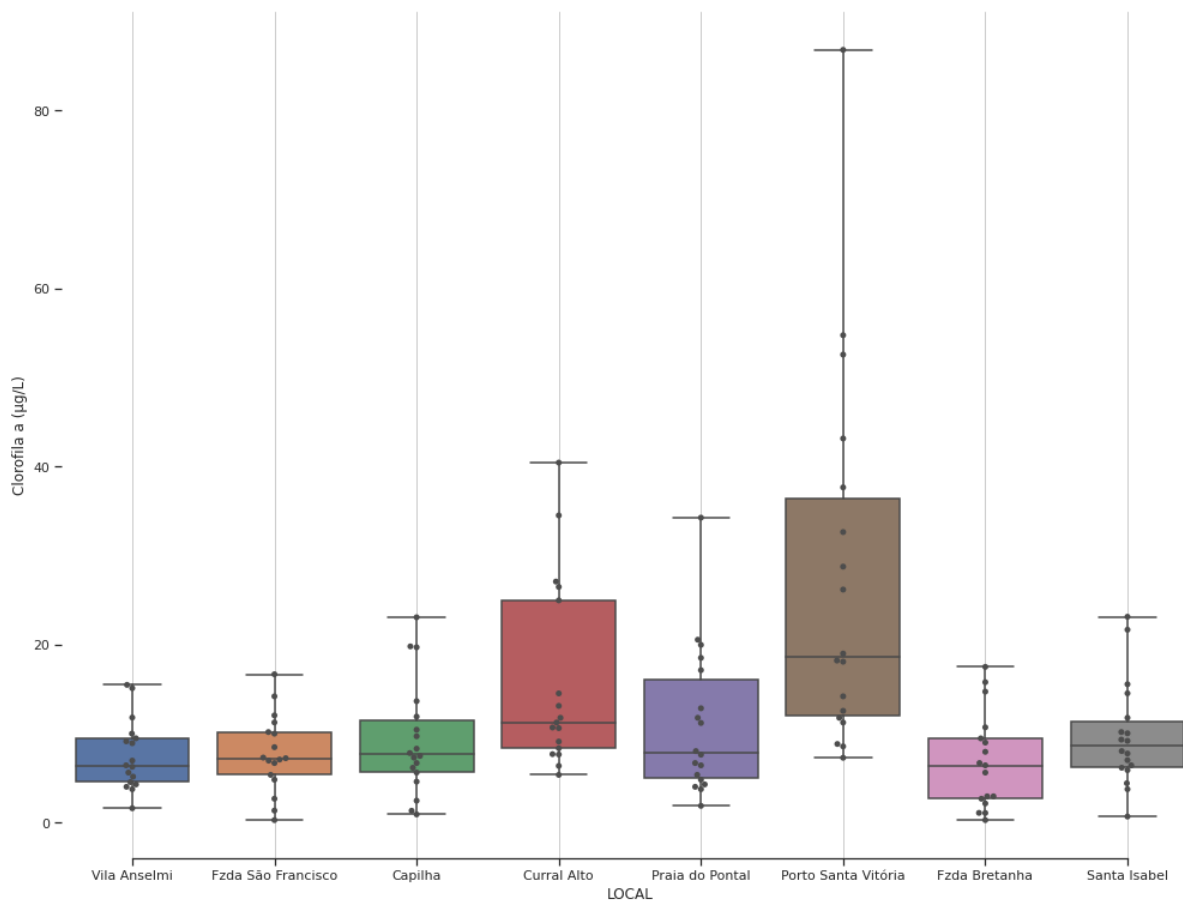


Figura 14 - Amostras de chl-a em postos de monitoramento da Lagoa Mirim e canal São Gonçalo (Santa Isabel).

Foi estabelecida uma matriz de correlação entre os parâmetros amostrados, com o intuito de visualizar a relação de influência entre eles (Figura 15). Algumas correlações esperadas restaram demonstradas, como aquela existente entre condutividade elétrica (cout) e salinidade. Entretanto, para a clorofila-a, as correlações não se mostraram significativas.

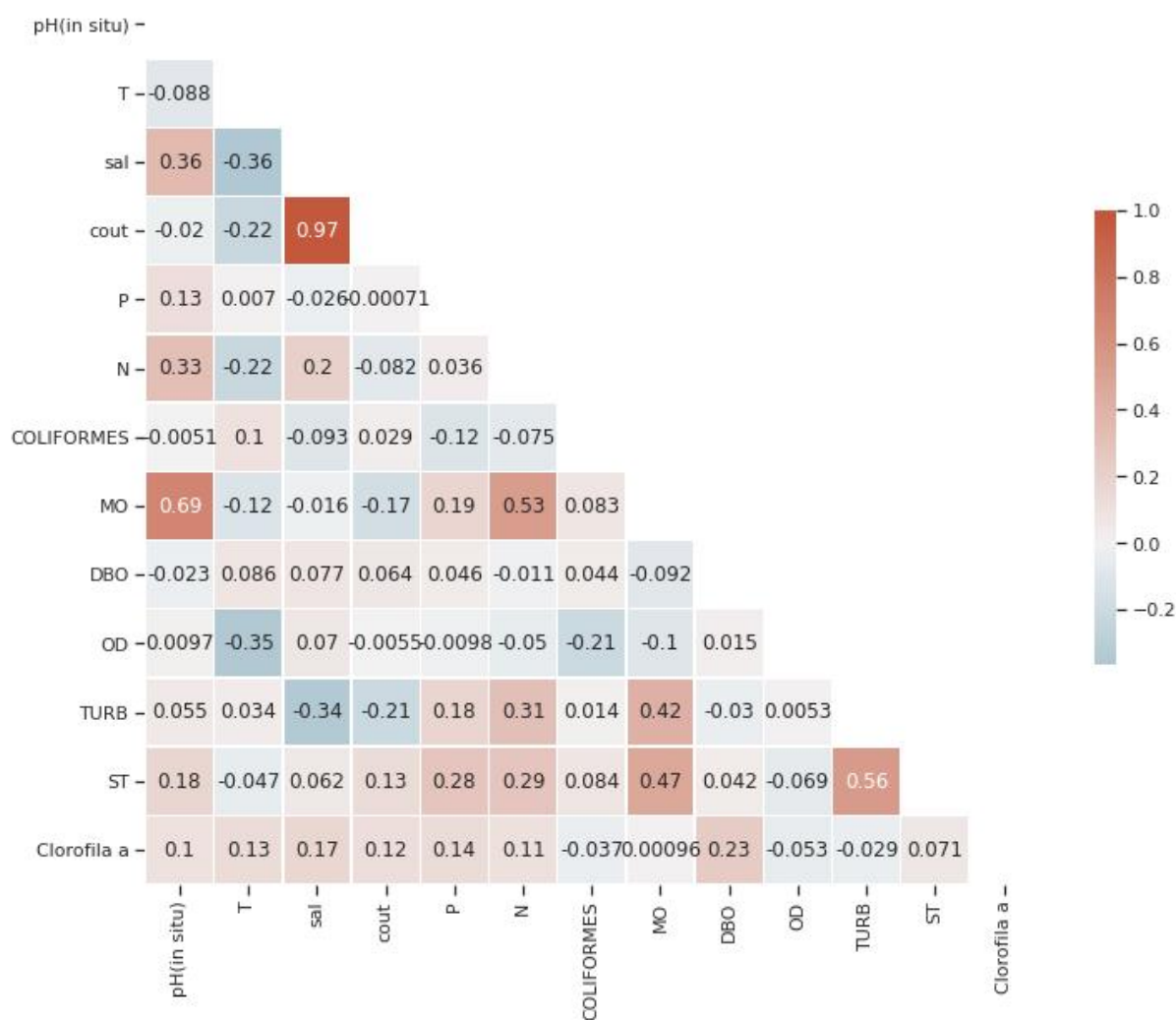


Figura 15 - Matriz de correlação entre parâmetros amostrados.

Os dados apresentados na Figura 16 sintetizam a quantidade de amostras que ultrapassaram os limites estabelecidos na resolução nº 357/05 do CONAMA, no período amostrado, possuindo alguns intervalos sem medições. Notadamente, mais de 90% das amostras de fósforo apresentaram extrapolação, para todos os pontos de coleta, indicando uma tendência de contaminação por fósforo nas águas da lagoa. Vale ressaltar que o fósforo é uma importante substância para o desenvolvimento fitoplanctônico e um ótimo parâmetro para avaliar a qualidade da água (XIONG, *et al.*, 2019).

Em um segundo plano, as amostras de chl-a, matéria orgânica e nitrogênio amoniacal tiveram índices de extrapolação consideráveis, configurando a presença de mais de um agente de contaminação (Figura 16).

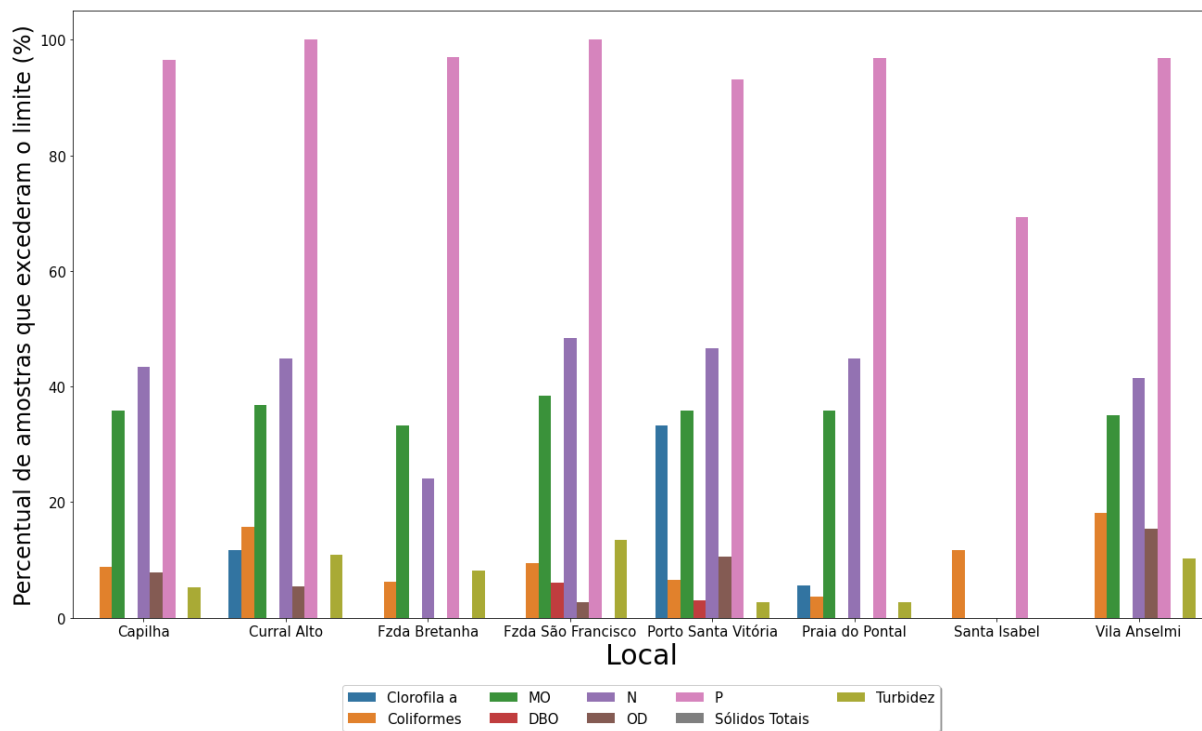


Figura 16 - Percentual de amostras de água que excederam os limites estabelecidos pelo CONAMA. Entre 2018 e 2020.

Conforme os primeiros indicativos, a análise do percentual de violação demonstrou e caracterizou o nível de contaminação das amostras. Com a Figura 17 é possível identificar, em média, o quanto cada parâmetro extrapolou os limites do CONAMA em cada ponto de coleta. O menor percentual de violação médio de fósforo total, por exemplo, ocorreu nas amostras do ponto Santa Isabel (983,95%) enquanto o maior atingiu uma concentração média 3682,25% acima do limite, no posto Curral Alto. Os parâmetros matéria orgânica e nitrogênio amoniacal acompanham em larga escala a violação.

O aumento na concentração de fósforo pode ser atribuído às atividades agrícolas, como consequência do aporte de fertilizantes nos corpos hídricos. As regiões do entorno da Lagoa Mirim, sendo predominantemente caracterizadas pela atividade agrícola, com captação direta das águas para irrigação das lavouras de arroz (OLIVEIRA *et al.*, 2015), criam um ambiente favorável à identificação de altos níveis de fósforo devido à drenagem que se direciona para afluentes ou diretamente à lagoa.

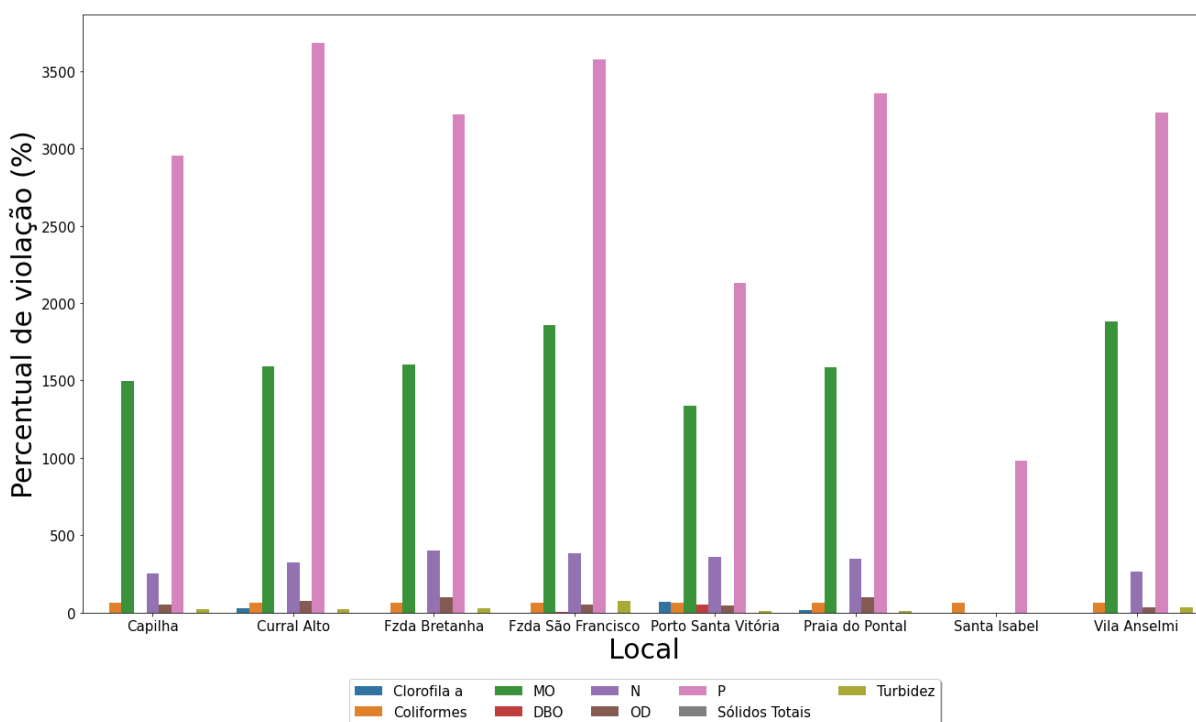


Figura 17 - Percentual de Violação dos parâmetros de qualidade da água na Lagoa Mirim. Entre 2018 e 2020.

Com os indicativos de um grau considerável de contaminação, os resultados do IQA podem oferecer um entendimento sobre o efeito da associação destes parâmetros no meio aquático. No entanto, o IQA é limitado, tendo em vista a necessidade de presença de todos os parâmetros, sendo que somente parte dos dados diários estavam completos (elegíveis) quanto aos parâmetros necessários para o cálculo (Tabela 11). A partir das amostras de água elegíveis, o IQA resultou em uma predominância da categoria “Boa” para qualidade das águas da Lagoa Mirim (Figura 18).

Tabela 11 - Relação de amostras elegíveis para o cálculo do IQA entre 2018 e 2020.

Ponto de coleta	Amostras elegíveis	Amostras totais
Capilha	14	40
Curral Alto	16	39
Fazenda Bretanha	17	38
Fazenda São Francisco	14	39
Porto Santa Vitória	13	40
Praia do Pontal	12	40
Santa Isabel	5	19
Vila Anselmi	15	40

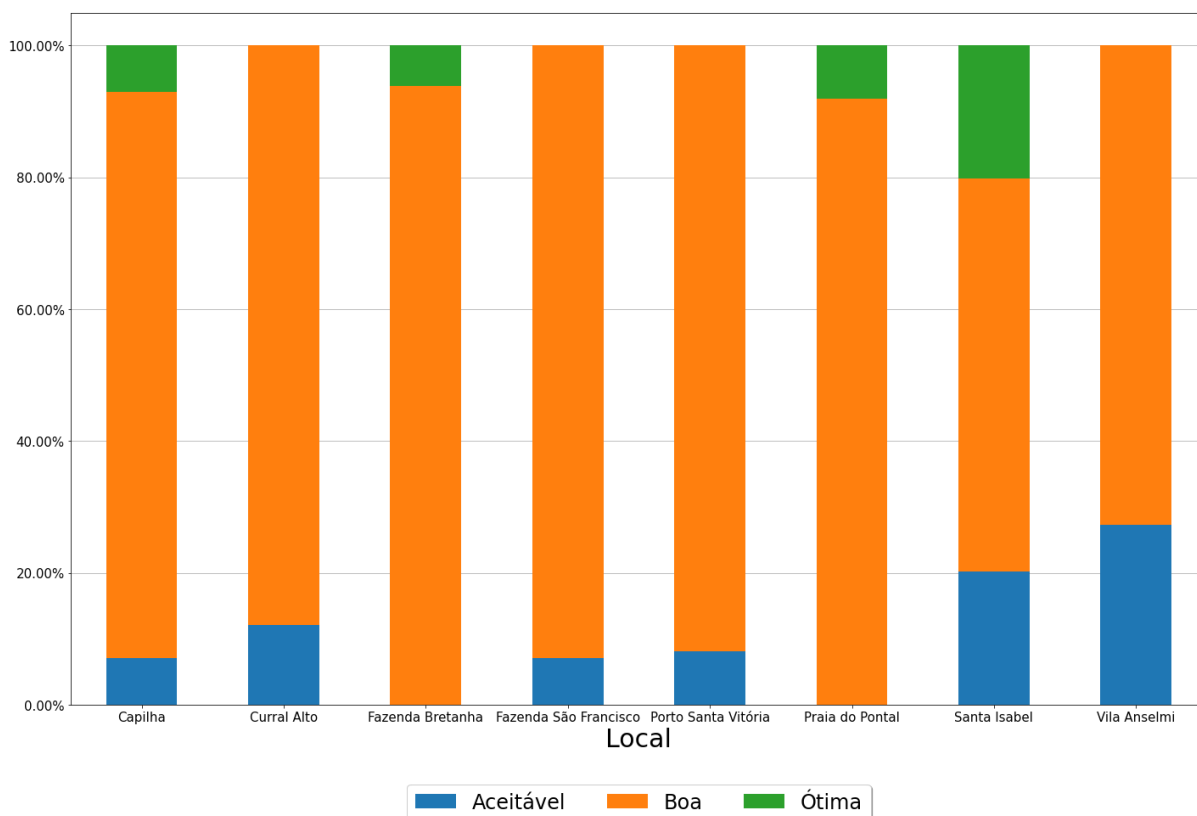


Figura 18 - Índice de qualidade da água (IQA) por ponto de coleta. Período de 2018 a 2020.

5.2 Índice de estado trófico

O índice de estado trófico (IET), ao contrário do IQA, incluiu a maioria das amostras, apresentando poucas falhas nos dados graças à possibilidade de defini-lo por um entre dois parâmetros possíveis: fósforo total ou clorofila. Como cita LAMPARELLI (2004), o ortofosfato poderia ser a variável mais adequada para o cálculo do IET, devido à sua correlação com o fósforo efetivamente disponível para o fitoplâncton. No entanto, considerando a ausência de dados sobre ortofosfato, o índice de trofia mais adequado se ajusta na relação clorofila-a x fósforo total. As Figuras 19 e 20 demonstram a classificação do IET, com base em fósforo total e clorofila-a, respectivamente, dispondo as parcelas de cada estado trófico em cada posto de coleta e evidenciando uma forte predominância do estado hipereutrófico para o IET baseado em fósforo total, enquanto para o IET baseado em clorofila-a predominam os estados mesotrófico e eutrófico.

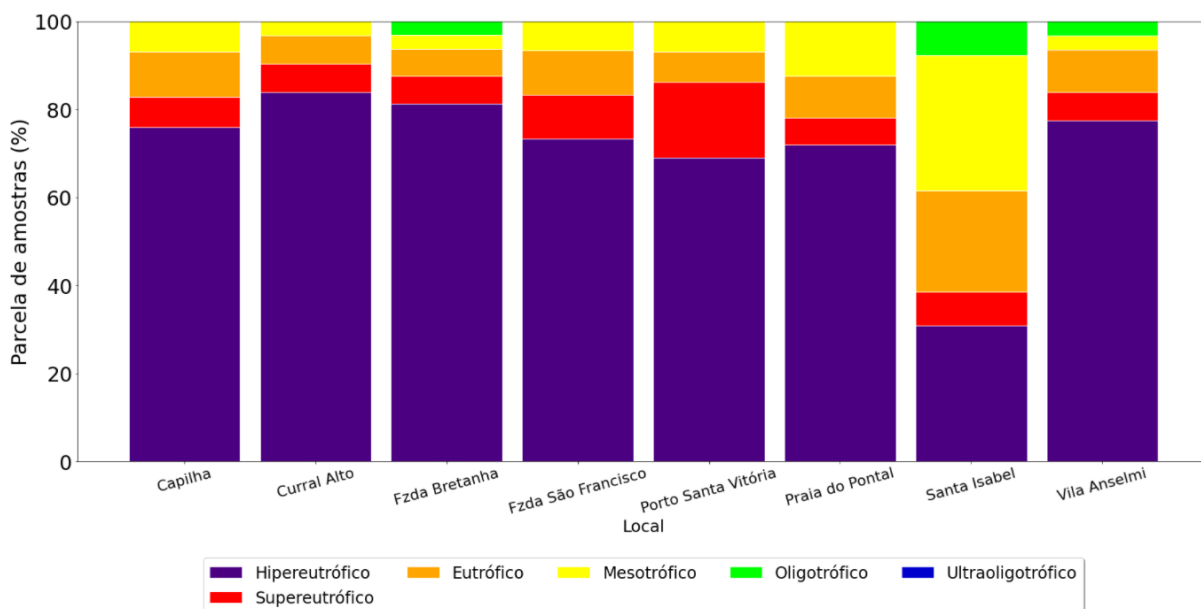


Figura 19 - Composição do IET baseado em fósforos totais em cada posto de coleta. IET (FT).

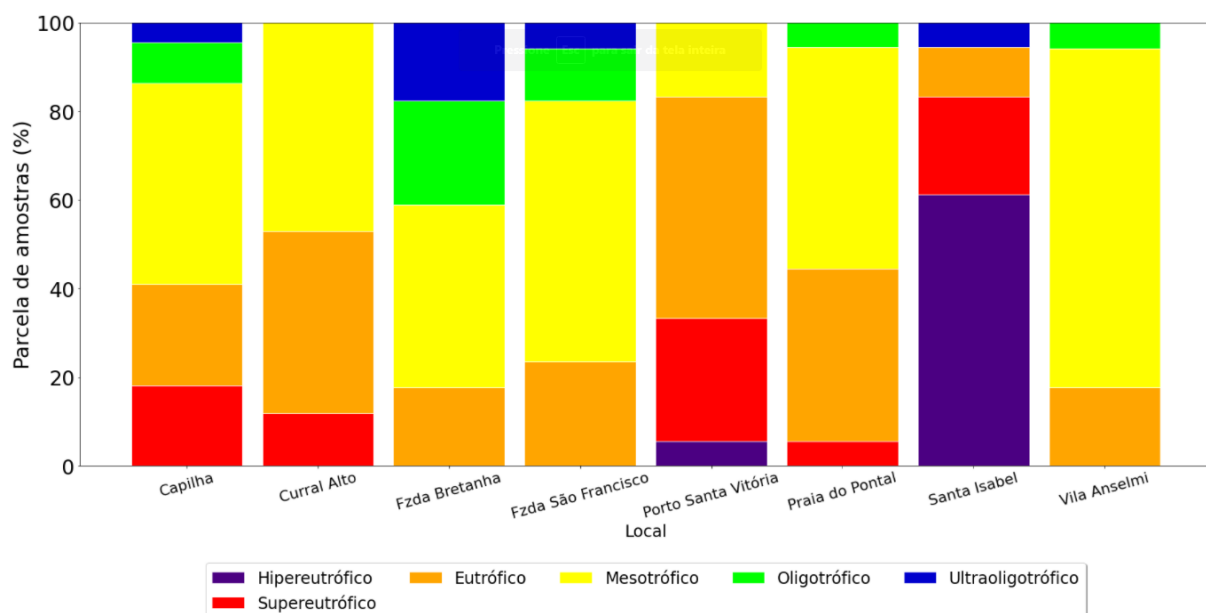


Figura 20 - Composição do IET baseado em chl-a em cada posto de coleta. IET (Chl-a).

A priori, os resultados parecem controversos, mas aqui vale ressaltar a “Lei do mínimo”, pois mesmo que abundante e destacado entre as quebras de concentração limite, o fósforo não é o único fator atuante para o desenvolvimento de organismos caracterizados pela clorofila-a, tampouco coincidem o número de amostras de fósforos totais com clorofila-a, tendo o primeiro menor número de dados ausentes.

Santa Isabel, o único ponto lótico, apresentou resultados mais distantes dos demais, com menor índice de hipertrofia quanto ao IET (FT) devido à maior permissividade dos limites de fósforos totais para rios. Enquanto o IET (chl-a) conta com mais amostras caracterizando o nível hipertrófico, em decorrência dos menores limiares de concentração de clorofila para rios.

Um dos postos cujo resultado inicialmente sinalizou a ocorrência de uma concentração considerável de chl-a foi o Porto de Santa Vitória, que, nesta etapa da análise, demonstrou uma maior incidência do estado hipereutrófico quando analisado por IET-PT e eutrófico/supereutrófico em relação ao IET-chl-a (Figura 21). Existe uma clara dificuldade em avaliar os dados dos dois métodos em decorrência da ausência de dados em algumas datas, principalmente de chl-a.

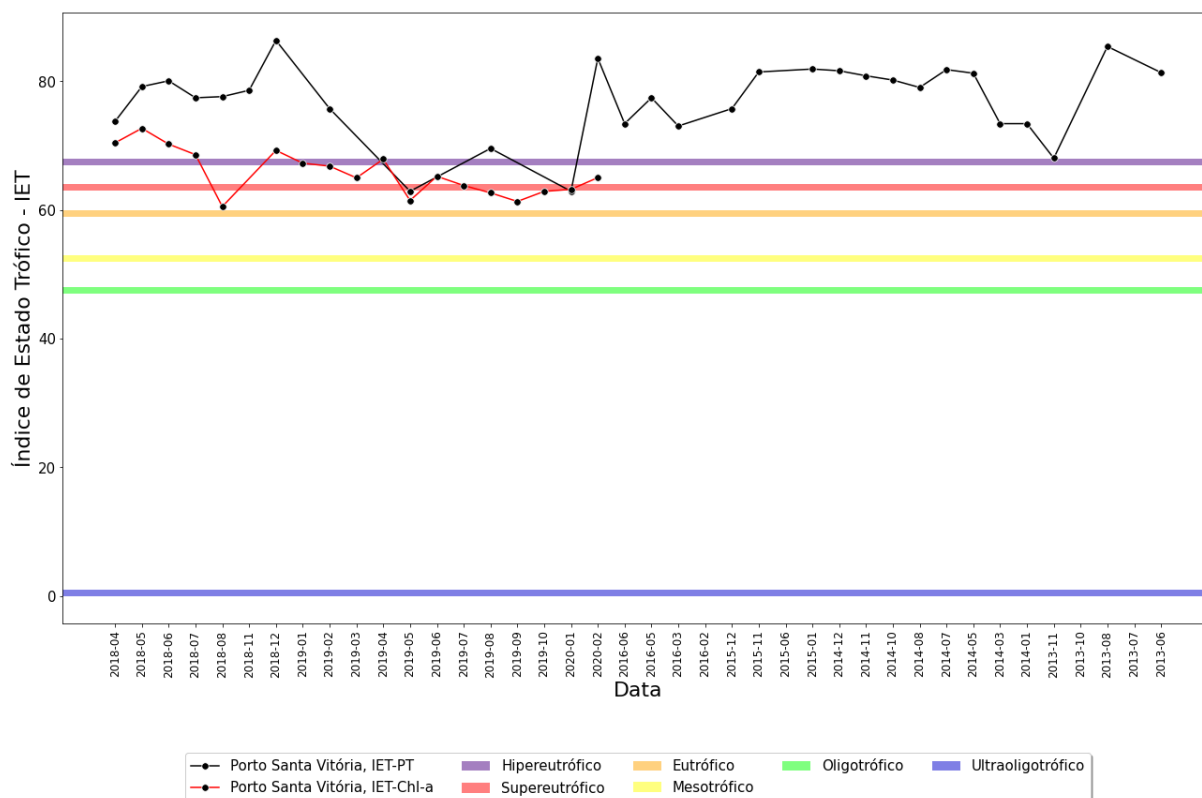


Figura 21 - Série temporal do IET para o ponto Porto Santa Vitória.

5.3 Resultados do algoritmo (GEE)

Sem uma correlação definida entre os dados de medição tradicionais e os produtos de sensoriamento remoto, calcular a série de médias do NDCI ajudou na indicação de momentos extremos de concentração de clorofila-a, conforme Figuras 22 e 23.

Abaixo é possível visualizar o NDCI médio mensal na Lagoa Mirim por subdivisões em pontos de amostragem, mantendo todos os demais comportamentos em segundo plano para efeito de comparação.

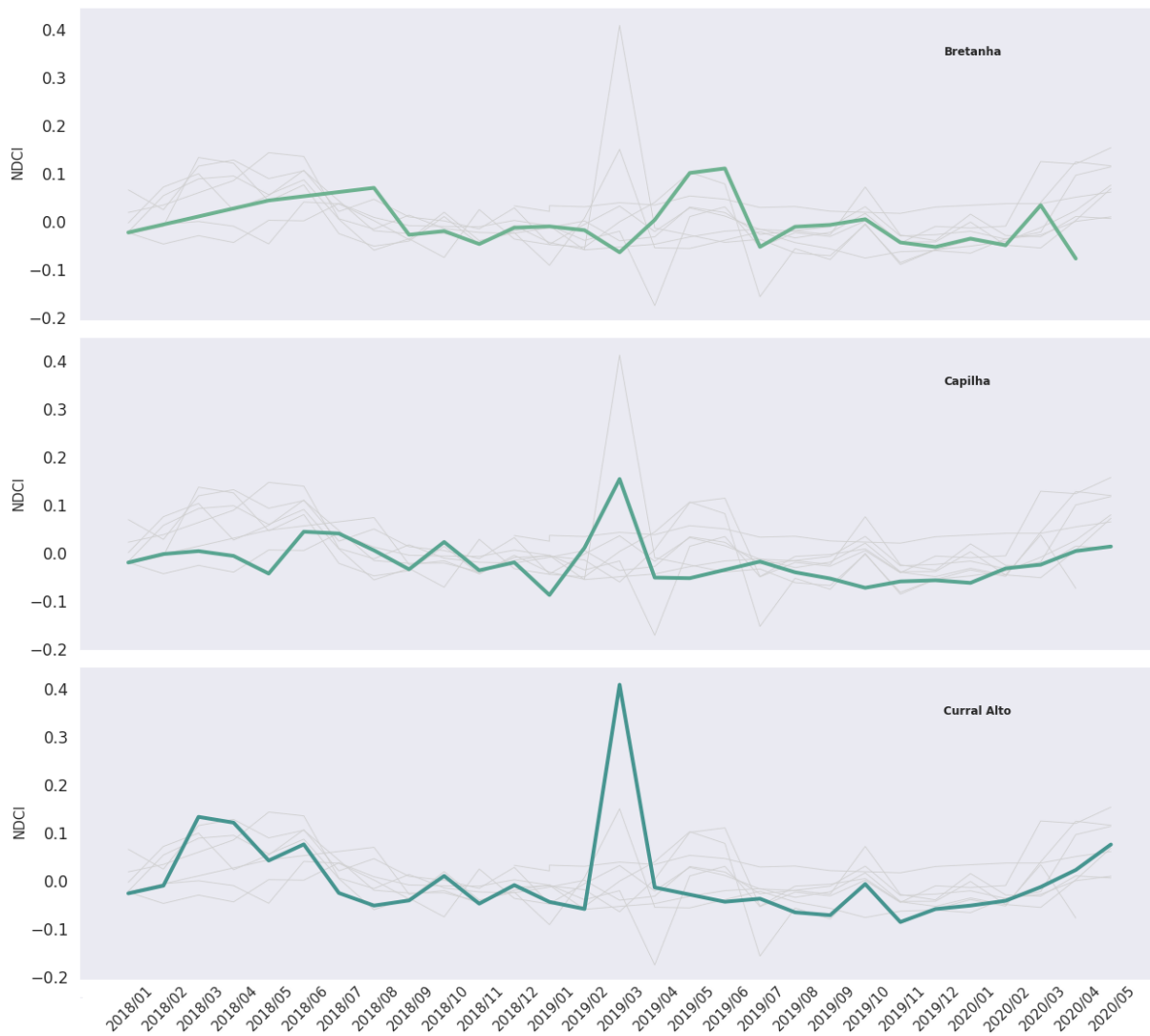


Figura 22 - Série temporal da Chl-a. Parte 1.

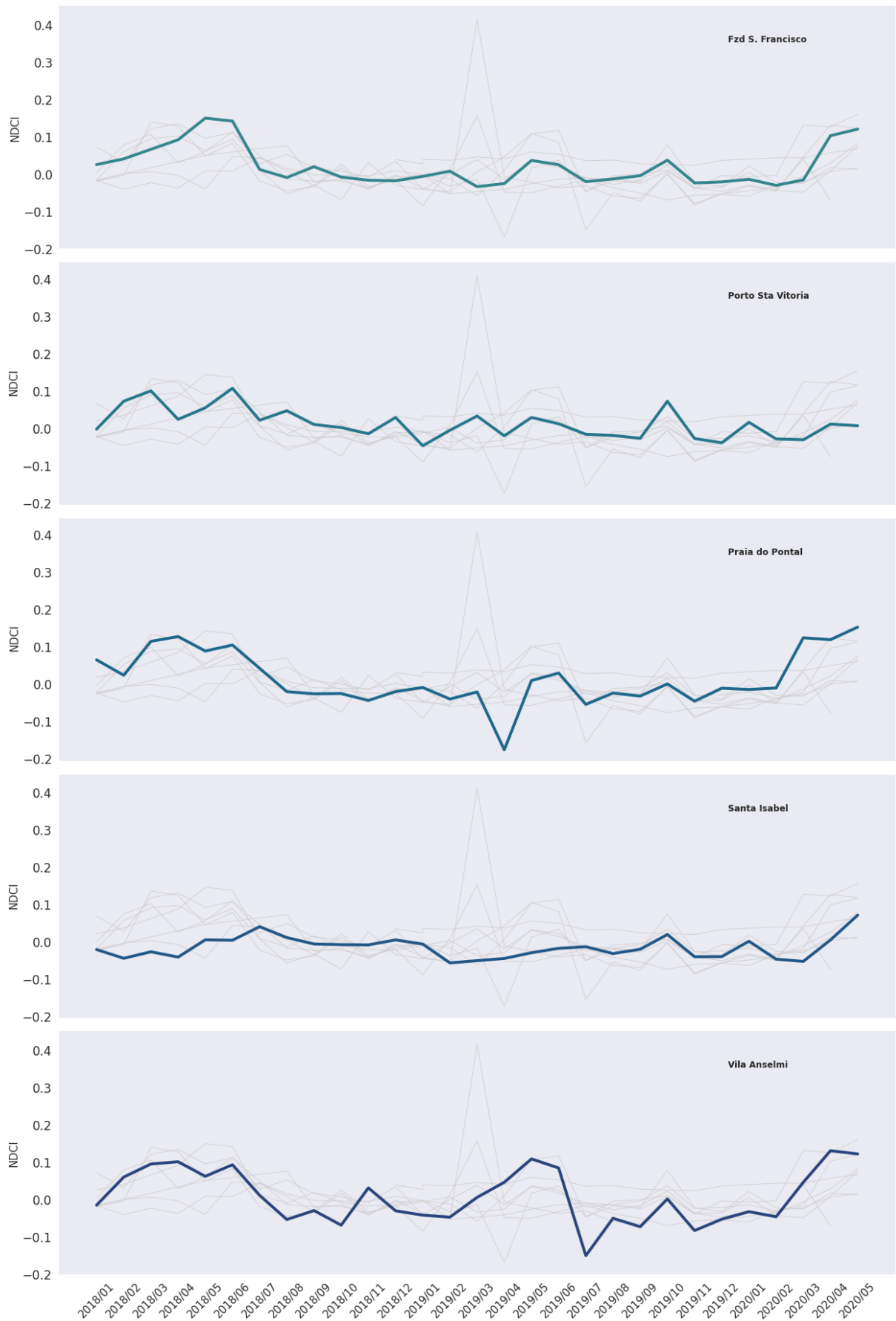


Figura 23 - Série temporal da Chl-a. Parte 2.

Com esta primeira análise estatística tornam-se perceptíveis movimentos de alta entre os meses de fevereiro/março a maio/junho na maioria dos postos ao longo dos três anos avaliados. Para entender melhor a distribuição das massas de chl-a, tomando como exemplo março e maio de 2019, foram geradas algumas imagens.

O mês de março de 2019 contou com muitas nuvens nas imagens disponíveis, gerando lacunas (Figura 24). Ainda assim, foi possível localizar pontos de maior concentração de chl-a próximos à áreas agrícolas, onde geralmente são encontradas altas cargas de nutrientes devido à drenagem em terras agrícolas, propiciando boas condições para ocorrência de eutrofização (MARKAD *et al.*, 2019). As variações de NDCI orientam sobre possíveis origens da proliferação de fitoplâncton, provavelmente ligada ao aporte de nutrientes decorrente dos usos e ocupações no entorno da lagoa.

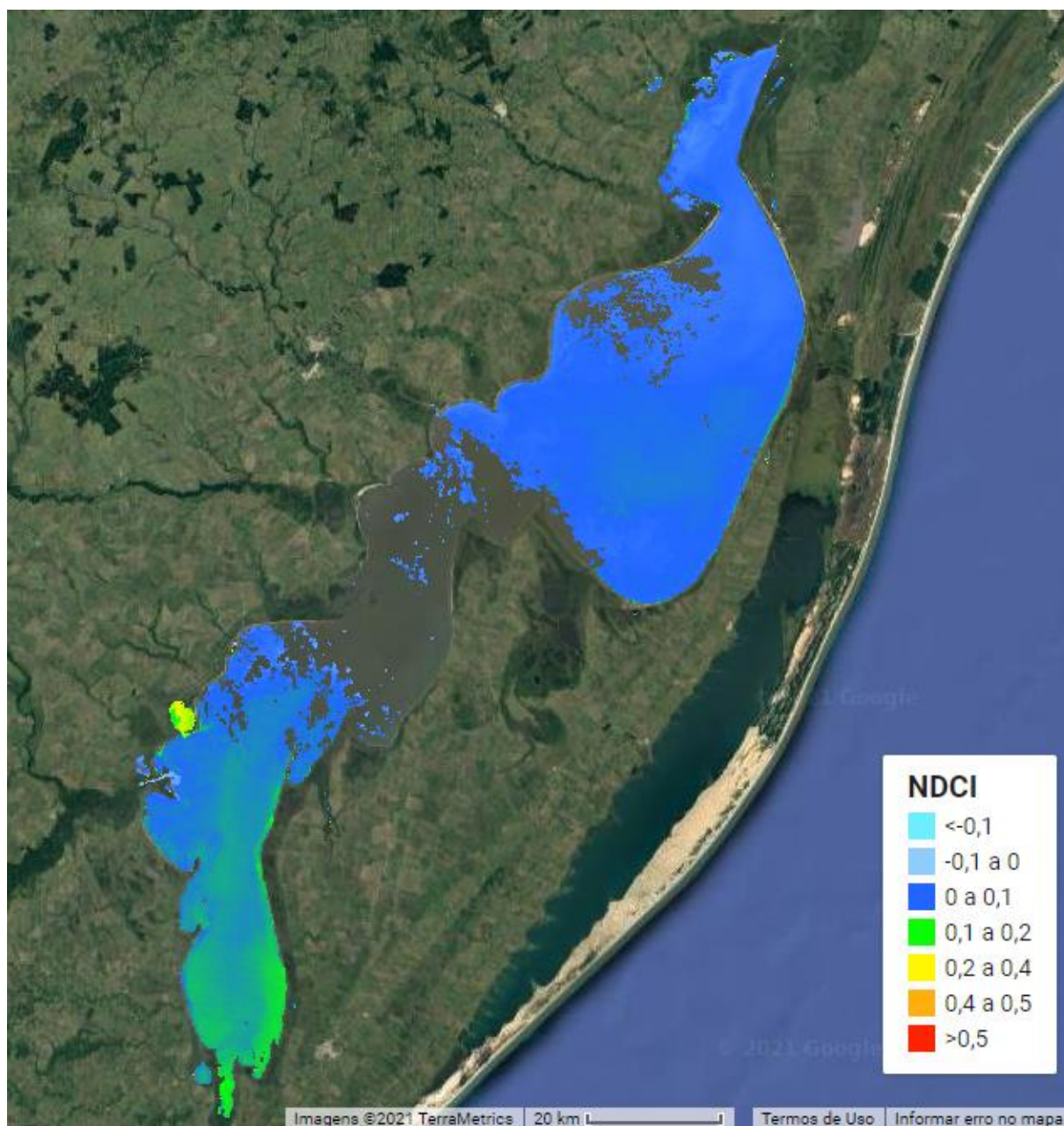


Figura 24 - NDCI na Lagoa Mirim em 24 de março de 2019. Plataforma GEE.

Ao longo do mês de maio de 2019 houve um considerável aumento da detecção de NDCI, principalmente no lado uruguaio da lagoa, atingindo também o Porto Santa Vitória do Palmar (ao sul) – posto que demonstrou altos níveis de chl-a nas amostras *in situ* (Figuras 25 e 26).

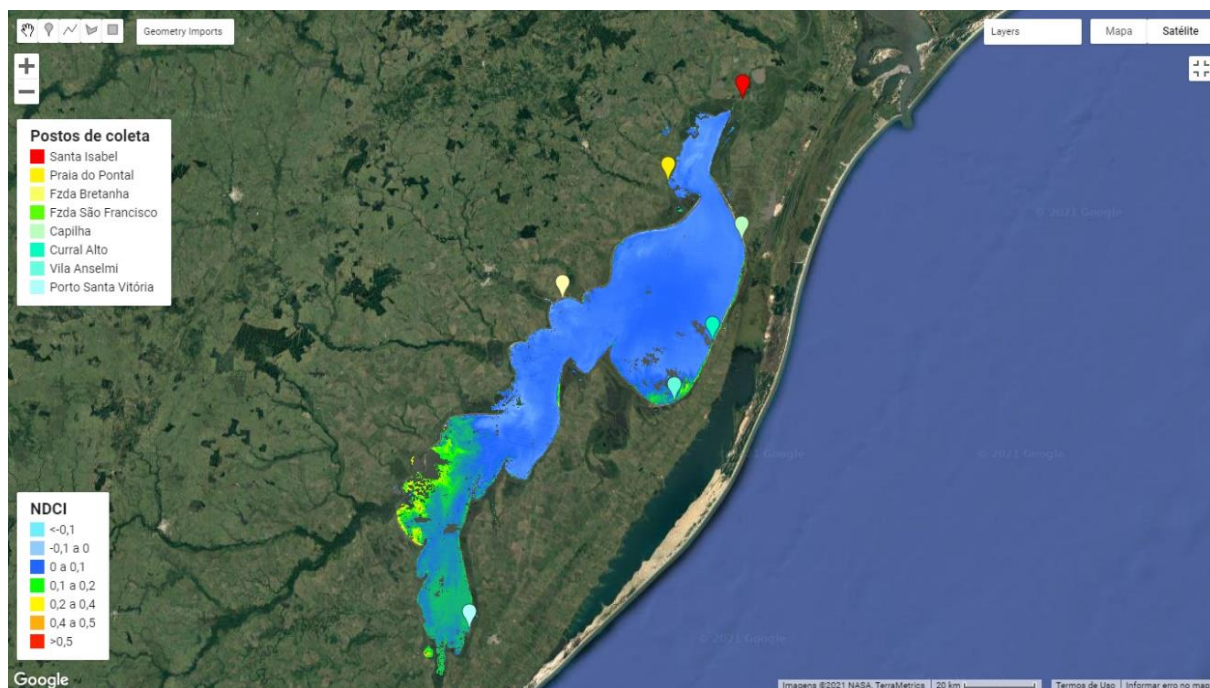


Figura 25 - NDCI na Lagoa Mirim em 3 de maio de 2019. Plataforma GEE.

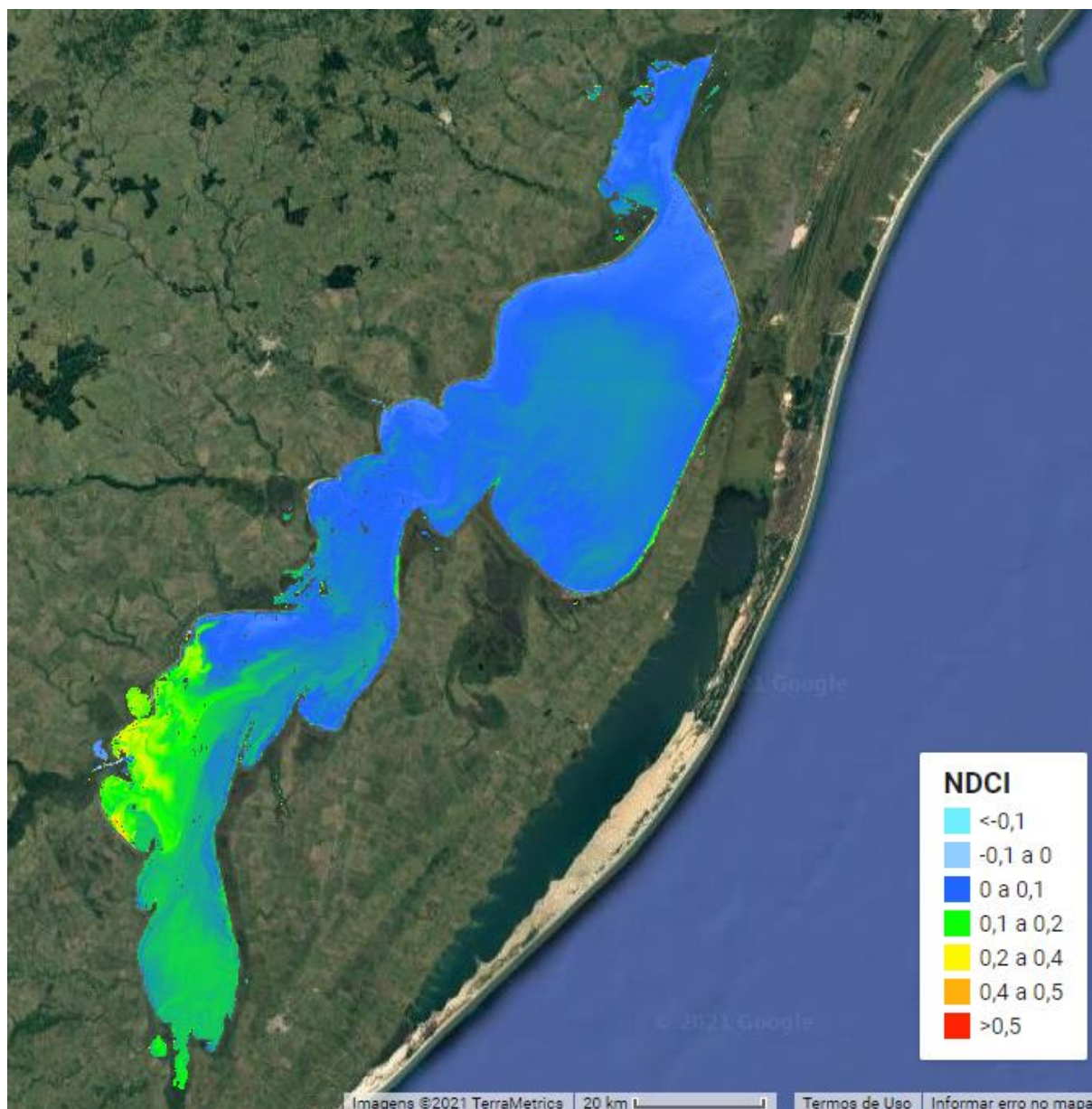


Figura 26 - NDCI na Lagoa Mirim em 18 de maio de 2019. Plataforma GEE.

O cálculo, classificação e representação gráfica do NDCI dão boas noções de espacialização da chl-a e, conseqüentemente, organismos fitoplanctônicos. A distribuição espacial da chl-a está muito longe de algo uniforme, tornando difícil a avaliação da qualidade da água da lagoa como um todo, quando pautada somente em amostras pontuais.

5.4 Resultados no AlgaeMAp

A primeira estatística gerada foi NDCI médio da Lagoa Mirim (Figura 27), onde os valores estão dispostos em marcadores verdes, acompanhados da linha de

média em azul. Inicialmente este resultado demonstrou que o período compreendido entre os meses de abril/maio a outubro apresentou maiores intensidades de NDCI.

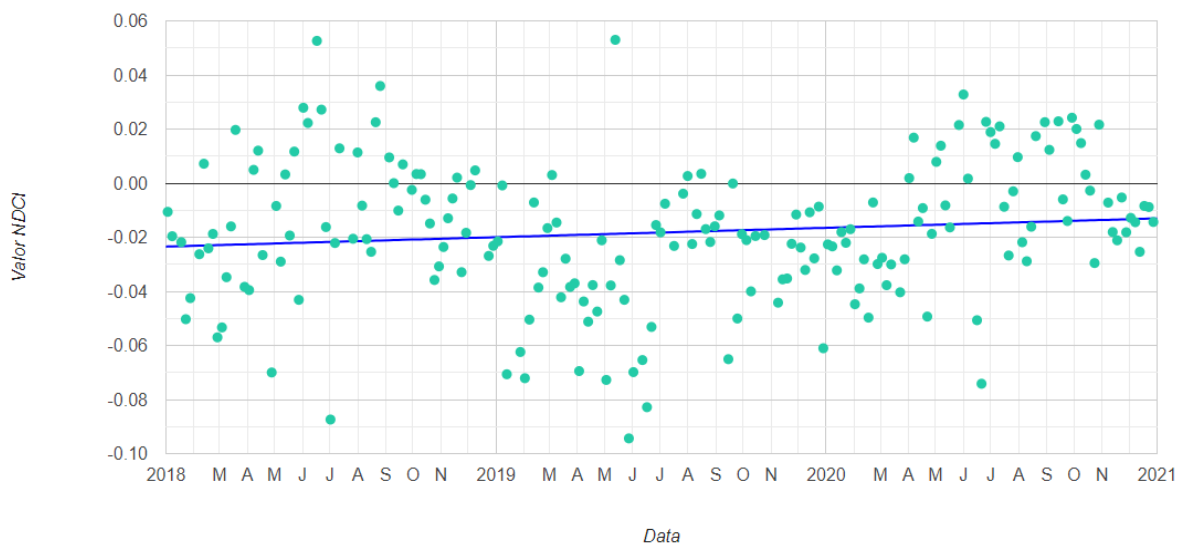


Figura 27 - NDCI médio na Lagoa Mirim. Gerado com AlgaeMAP.

As concentrações de chl-a apuradas com base no NDCI confirmaram algumas situações de violação dos parâmetros de qualidade da água ($30 \mu\text{g/L}$) conforme indicaram anteriormente as análises in situ. A Figura 28 demonstra as concentrações de chl-a em $\mu\text{g/L}$.

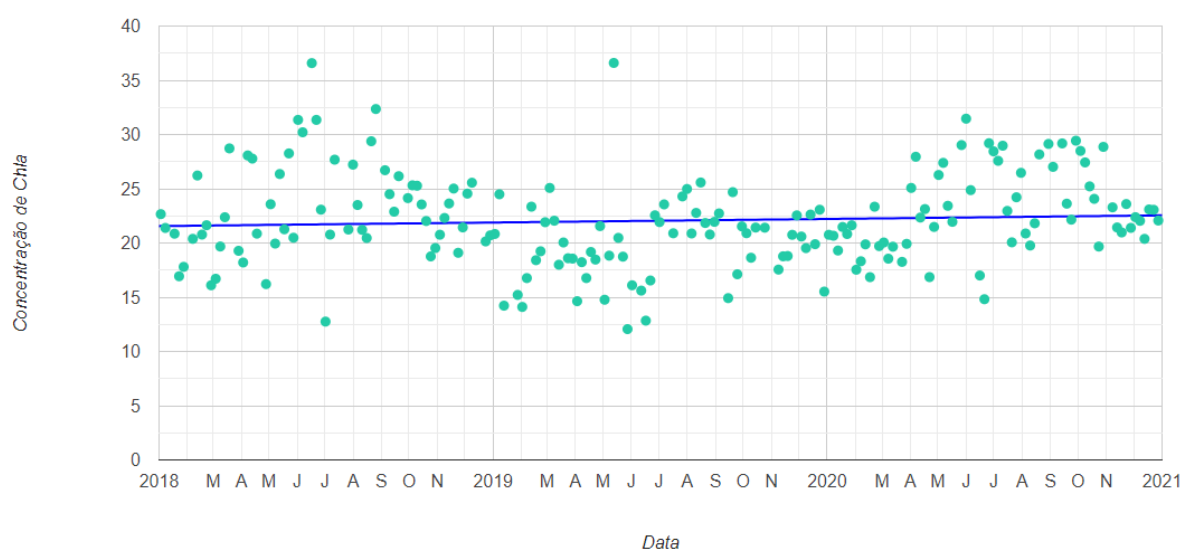


Figura 28 - Concentração de chl-a na Lagoa Mirim. Gerado com AlgaeMAP.

Retomando a indicação de um período de intensificação da presença de chl-a, o Índice de Estado Trófico mensal, representado na Figura 29, indicou maior presença de pixels classificados como supertróficos entre meados de outono e inverno.

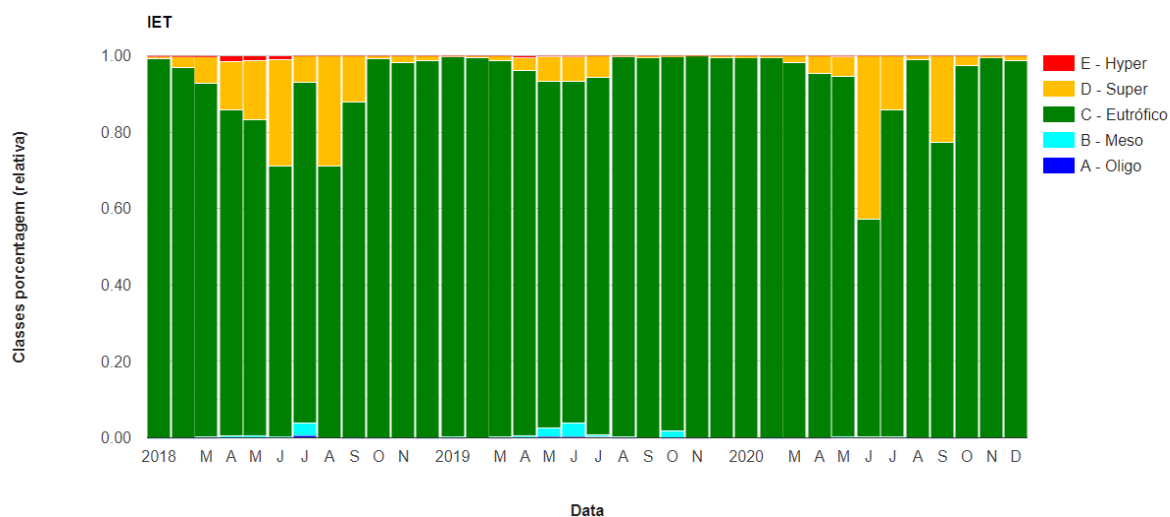


Figura 29 - Índice de estado trófico por clorofila na Lagoa Mirim entre 2018 e 2020. Gerado com AlgaeMAp.

Conforme a Figura 30, as análises estatísticas espaciais resultaram em dados relevantes para entender a situação da chl-a na lagoa, proporcionando noções visuais de quais regiões demonstraram maiores níveis no NDCI e, conseqüentemente, chl-a entre 2018 e 2020. É possível notar que a região sul da lagoa apresenta resultados de maior grau, tanto nas médias quanto nas máximas. Ao norte da lagoa, mais precisamente na região da praia do pontal, também é possível observar algumas faixas de intensificação dos parâmetros.

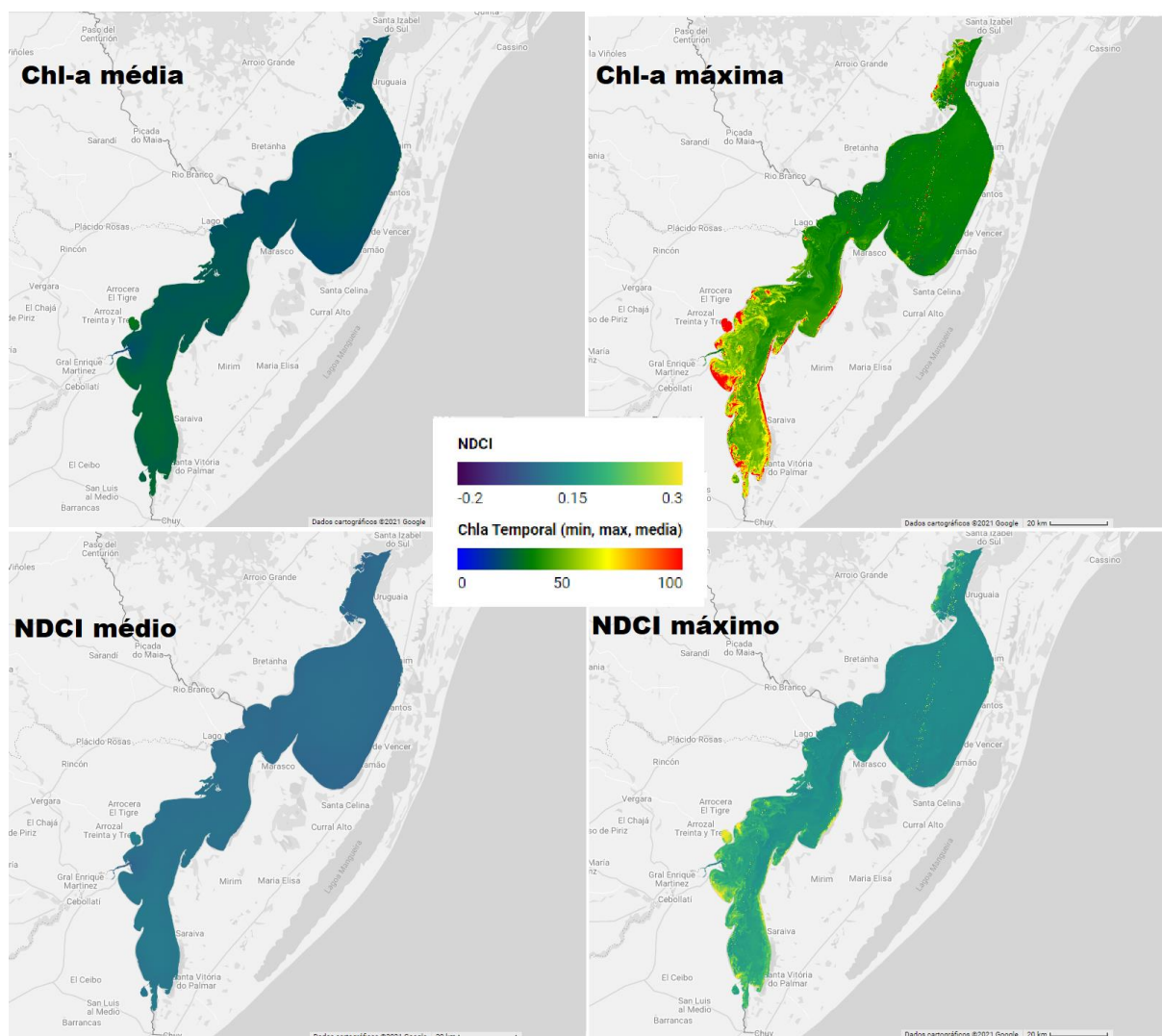


Figura 30 - Chl-a e NDCI na Lagoa Mirim entre 2018 e 2020, médias e máximas. Gerado com AlgaeMap.

Quanto à ocorrência de *blooms* algais neste período, os resultados gerados no AlgaeMap indicaram baixas frequências na maior parte da lagoa, mas uma frequência mediana mais predominante ao sul (Figura 31), acompanhando os resultados anteriores.

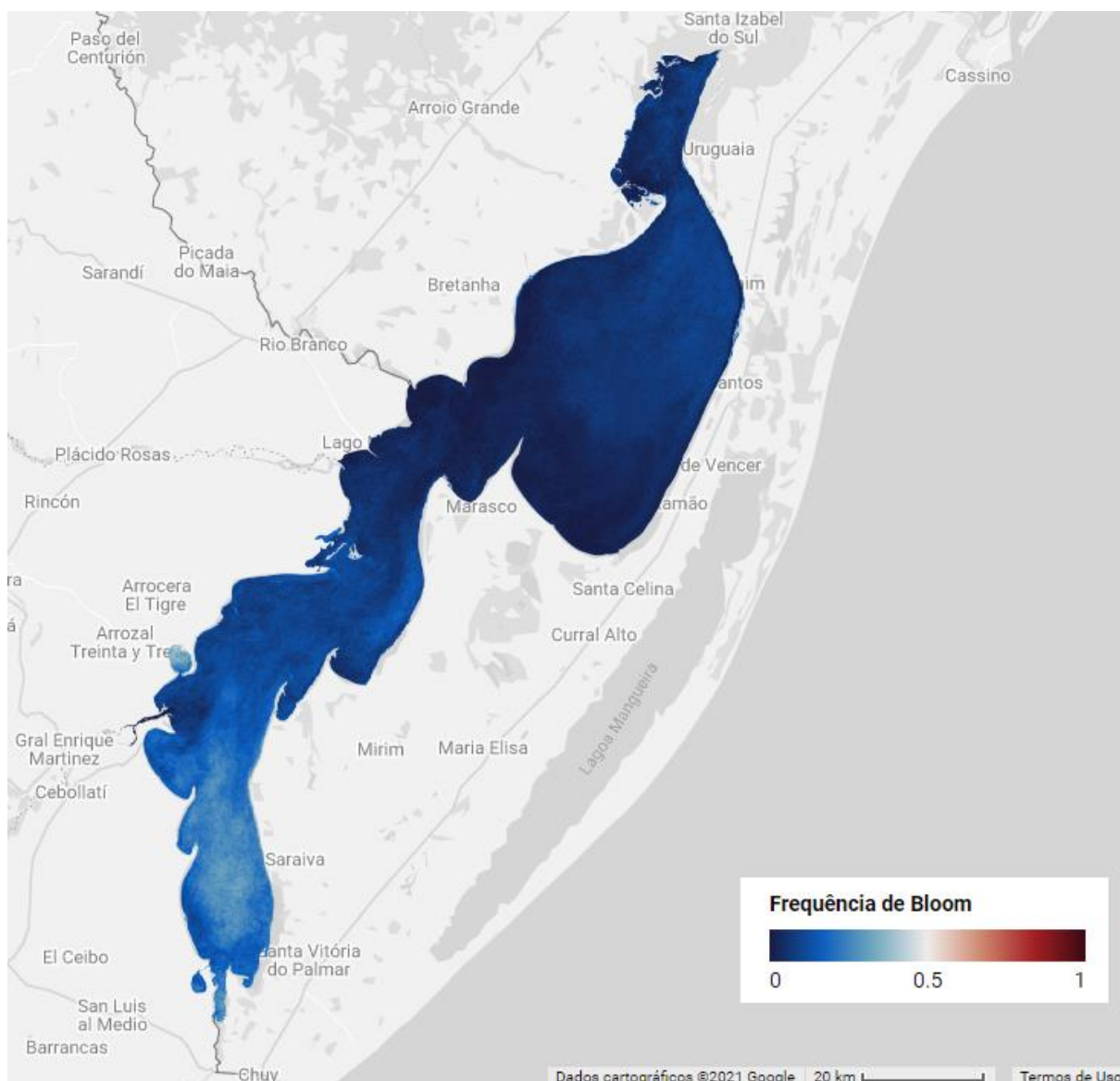


Figura 31 - Frequência de *bloom* algal na Lagoa Mirim entre 2018 e 2020. Gerado com AlgaeMAP.

Os dados de sensoriamento remoto costumam apresentar maior frequência de observação frente às medições *in situ*, especialmente para casos como este, onde os pontos de medição estão distantes. Essa maior disponibilidade auxilia também na identificação mais ágil da variação da concentração da chl-a, que pode ocorrer de maneira brusca em intervalos de dias.

Para demonstrar essas variações, a Figura 32 apresenta uma sequência de dados das proximidades da interface Lagoa Mirim – Canal São Gonçalo em um intervalo de um mês. É possível observar uma rápida proliferação do fitoplâncton.

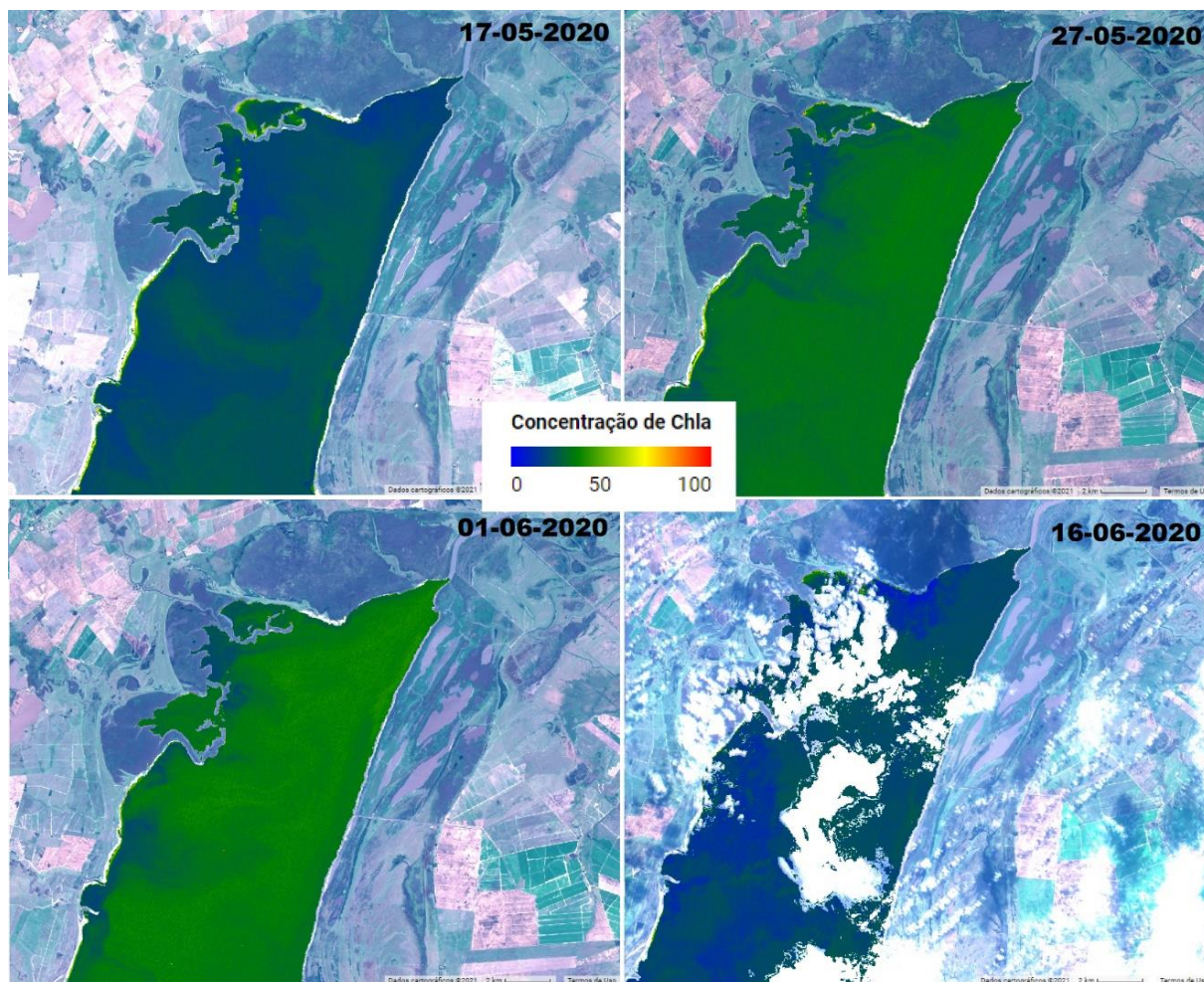


Figura 32 - Lagoa Mirim/Canal São Gonçalo, desenvolvimento da massa de chl-a. Gerado com AlgaeMAP.

Medições pontuais podem ser insuficientes quanto à representatividade de corpos hídricos de grandes dimensões, a exemplo das concentrações de chl-a estimadas ao sul da lagoa em 11 de julho de 2020 (Figura 33), onde somente medições *in situ*, nos hipotéticos pontos indicados, possivelmente apresentariam muita discrepância, não respondendo questões como a extensão do *bloom* algal e quais as áreas mais afetadas.

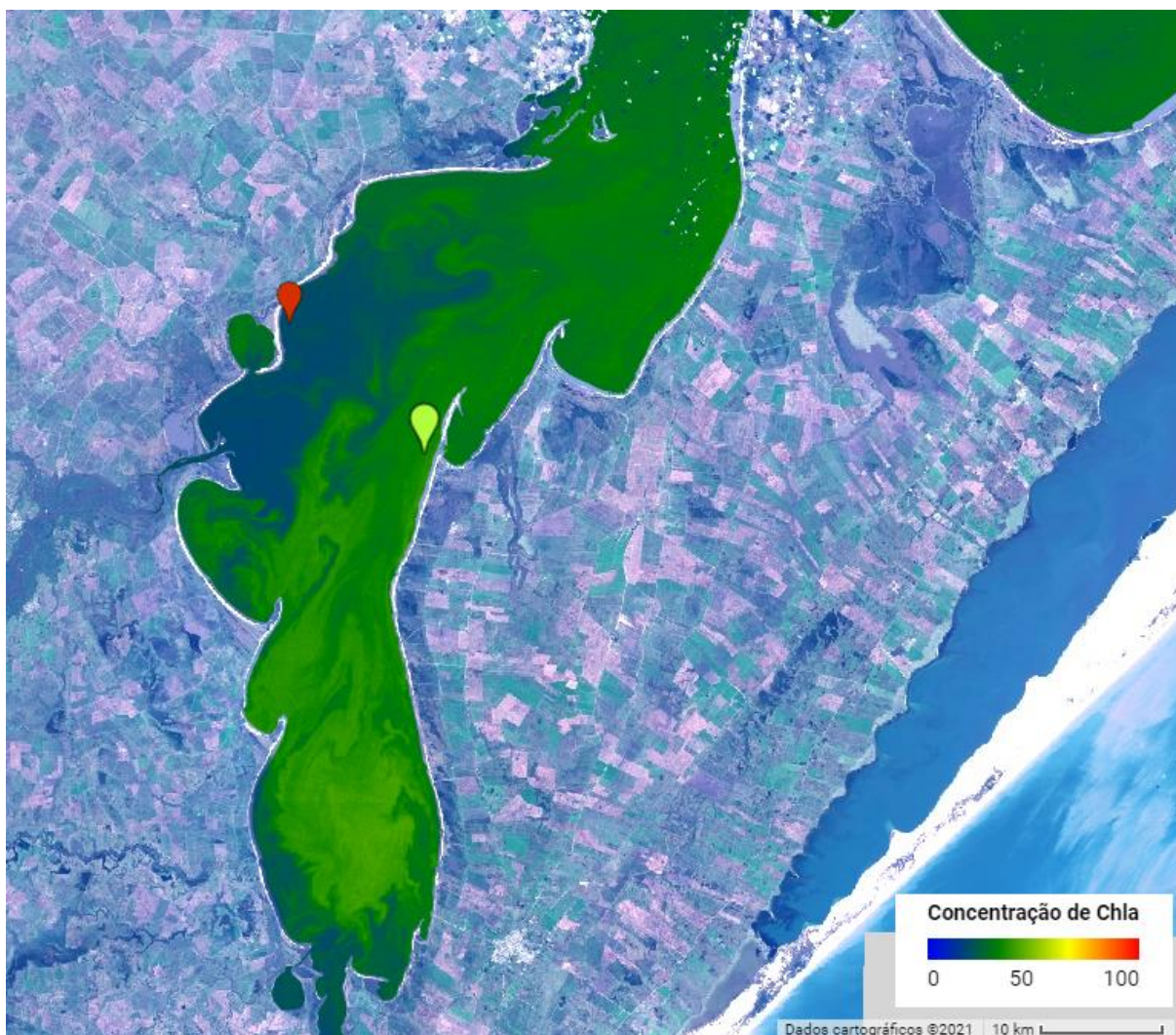


Figura 33 - Representação da variação espacial da chl-a na Lagoa Mirim. 11 de julho de 2020. Gerado com AlgaeMAp.

Os resultados espaciais podem ajudar a identificar as origens da proliferação, assim como seu processo de desenvolvimento, espalhamento e pontos críticos, direcionando os esforços de contenção.

Na Lagoa Mirim, em particular, se faz necessária uma análise para separar com precisão o potencial efeito de espalhamento da luz causado por abundantes sedimentos em suspensão (FRAGA, 2020).

Durante processo de análise por sensoriamento remoto, existem também algumas dificuldades claramente demonstradas nas imagens, a exemplo da ausência de pixels em decorrência da aplicação da máscara de probabilidade de nuvem, algo que é extremamente variável; efeitos de borda, em decorrência da máscara da sobreposição do pixel à áreas mistas, de água e vegetação; a falta de coincidência dos dias de amostragem *in situ* com a passagem do satélite,

restringindo a validação da relação do NDCI com a presença de clorofila. Desta forma, só foi possível realizar tal análise pautada nas fundamentações presentes em literatura prévia, vide MISHRA e MISHRA (2012) e LOBO *et al.* (2021).

6 Conclusões

O presente trabalho identificou e apresentou índices consideráveis de contaminação na Lagoa Mirim a partir da análise dos dados *in situ*, posteriormente expandindo a representação para o sensoriamento remoto, com foco nas concentrações de chl-a na água. Vale ressaltar que, com base no IQA, a qualidade da água no período analisado obteve minimamente a qualificação aceitável.

Embora impossibilitado o objetivo de calibrar e validar o algoritmo para detecção da chl-a através do cálculo do NDCI na Lagoa Mirim, em decorrência da falta de correspondência de datas com os dados de campo, este poderá ter sua eficácia validada em estudos posteriores, aprimorando as ferramentas hoje existentes.

As ferramentas desenvolvidas e utilizadas possuem limitações quanto à especificidade em estimar concentrações de chl-a na Lagoa Mirim, porém possuem respaldo em modelos validados para outras localidades, inclusive em águas interiores brasileiras. Seguindo os parâmetros da literatura, foi possível demonstrar a aplicabilidade do sensoriamento remoto para ampliar a representatividade das análises de qualidade da água através do NDCI.

O sensoriamento remoto, especialmente em nuvem, não surge de maneira nenhuma para substituir os métodos tradicionais, mas sim para agregar valor às análises, tornando-as mais ágeis, reduzindo as limitações de velocidade de processamento e banco de dados. A partir de dados de curto, médio ou longo prazo é possível direcionar as datas e locais de interesse para análises de campo, identificando movimentos de proliferação do fitoplâncton.

As dificuldades apresentadas para a aplicação do sensoriamento remoto podem ser amenizadas com uso de drones com sensores de reflectância acoplados, para o caso de áreas de cobertura menor, e utilização de mais sensores de reflectância, a exemplo do *Landsat*, aumentando a resolução temporal e, conseqüentemente, a probabilidade de uma boa detecção dos indicadores desejados, visto que o algoritmo e o AlgaeMAp podem ser facilmente adaptados para incorporar dados de novas fontes.

Por fim, as ferramentas e os resultados aqui apresentados demonstram grande relevância para criação de sistemas de monitoramento e alerta,

possibilitando um maior tempo de resposta para os órgãos responsáveis e interessados em conter a toxicidade difundida em eventos de bloom algal, a fim de promover a qualidade dos recursos hídricos e a harmonia do meio ambiente.

Referências

AGÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DA BACIA LAGOA MIRIM (ALM). Dados de qualidade da água (2013-2020). Universidade Federal de Pelotas, RS. Consulta particular.

AGÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DA BACIA LAGOA MIRIM (ALM). Universidade Federal de Pelotas, RS. 2008. Disponível em: https://wp.ufpel.edu.br/alm/?page_id=2103. Acesso em: 14 set. 2020.

ALBERTONI, E. *et al.* Water quality of the São Gonçalo channel, urban and agricultural water supply in southern Brazil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 22, n. 2, 2017. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2318-03312017000100208&lng=en&tling=en. Acesso em: 20 mai. 2021.

ARALDI, R. *et al.* Análises de fluorescência e consumo de água em *Brachiaria decumbens* após aplicação de herbicidas em pós-emergência. **Planta Daninha. Sociedade Brasileira da Ciência das Plantas Daninhas**, v. 29, p. 1053-1060, 2011. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/5407>. Acesso em 19 jun. 2021

ARRAUT, E. *et al.* Estudo do comportamento espectral da clorofila e dos sólidos em suspensão nas águas do Lago Grande de Curuai (Pará), na época da seca, através de técnicas de espectroscopia de campo. **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, v. 12, p. 2447-2454, 2005. Disponível em: <http://marte.sid.inpe.br/col/ltid.inpe.br/sbsr/2004/11.18.18.48/doc/2447.pdf>. Acesso em: 18 mai. 2021.

BARBOSA, C. *et al.* **Introdução ao sensoriamento remoto de sistemas aquáticos: princípios e aplicações**. Ebook, 1ª ed. São José dos Campos: INPE, 2019.

BECK, R. *et al.* Comparison of satellite reflectance algorithms for estimating chlorophyll-a in a temperate reservoir using coincident hyperspectral aircraft imagery and dense coincident surface observations. **Remote Sensing of Environment**, v. 178, p. 15-30, 2016. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0034425716300943>. Acesso em: 08 mai. 2020.

BICUDO, C.; TUNDISI, J.; SCHEUENSTUHL, M. **Águas do Brasil: Análises Estratégicas**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2010.

CETESB. **IET – Índice do Estado Trófico**. 2013. Disponível em: <https://www.cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/04.pdf>. Acesso em: 07 jun. 2021.

CETESB. **IQA – Índice de Qualidade das Águas**. 2013. Disponível em: <https://www.cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/02.pdf>. Acesso em: 07 jun. 2021.

CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em: 09 jun. 2021.

COPERNICUS. **Sentinel-2 Satellite Description**. 2021. Disponível em: <https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel/missions/sentinel-2/satellite-description>. Acesso em: 15 mai. 2021.

COPERNICUS. **Sentinel-2 Products Specification Document**. 2021. Disponível em: <https://sentinel.esa.int/documents/247904/0/Sentinel-2-Products-Specification-Document/fb1fc4dc-12ca-4674-8f78-b06efa871ab9>. Acesso em: 20 mai. 2021.

DEKKER, A. Detection of Optical Water Quality Parameters for Eutrophic Water by High Resolution Remote Sensing. **Journal of Chemical Information and Modeling**, v. 53, n. 9, p. 1689–1699, 1993.

FAN, C. Spectral Analysis os Water Reflectance for Hyperspectral Remote Sensing of Water Quality in Estuarine Water. **Journal of Geoscience and Environment Protection**, 2014, p. 19-27.

FELIX, I. Monitoramento da Qualidade da Água Utilizando-se Modelos Empíricos Obtidos a partir de Dados de Sensoriamento Remoto de Barra Bonita-SP. **Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, v. 7, p. 119-127, 1993.

FERNANDES, F.; COLLARES, G.; CORTELETTI, R. A água como elemento de integração transfronteiriça: o caso da Bacia Hidrográfica Mirim-São Gonçalo. Artigo aceito para publicação na **Revista Estudos Avançados – USP**, eISSN, p. 1806-9592, 2020.

FRAGA, R. **Modelagem empírica e mapeamento de parâmetros de qualidade da água em uma lagoa subtropical utilizando dados de sensoriamento remoto**. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos) – Centro de Desenvolvimento Tecnológico da Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2020.

FRITZSCHE, H.; PHILLIPS, M. Electromagnetic radiation. **Encyclopedia Britannica**, 2020. Disponível em: <https://www.britannica.com/science/electromagnetic-radiation>. Acesso em: 05 mai. 2021.

GITELSON, A. The Peak near 700 nm on Radiance Spectra of Algae and Water: relationships of its magnitude and position with chlorophyll concentration. **International Journal of Remote Sensing**, v. 13, p. 3367-3373, 1992.

GORELICK, N. *et al.* Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, p. 18-27, 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425717302900>. Acesso em: 18 mai. 2021.

ISTVÁNOVICS, V. Eutrophication of Lakes and Reservoirs. **Encyclopedia of Inland Waters**, p. 157–165, 2009.

KIRK, J. **Light and Photosynthesis in aquatic ecosystems**. Cambridge: Cambridge University Press, 2011.

LAMPARELLI, M. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. Tese (Doutorado em Ciências) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41134/tde-20032006-075813/publico/TeseLamparelli2004.pdf>. Acesso em: 05 mai. 2021.

LOBO, F. *et al.* AlgaeMAP: algae bloom monitoring application for inland 2 waters in latin america. **Remote Sensing**. Em submissão, consulta particular, 2021.

MAPBIOMAS. Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil. Disponível em: <https://mapbiomas.org/o-projeto>. Acesso em: 07 mai. 2021.

MARKAD, A. *et al.* Trophic state modeling for shallow freshwater reservoir: a new approach. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, n. 586, 2019. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-019-7740-5>. Acesso em: 08 mai. 2021.

MATTEWS, M.; BERNARD, S.; WINTER, K. Remote sensing of cyanobacteria-dominant algal blooms and water quality parameters in Zeekoevlei, a small hypertrophic lake, using MERIS. **Remote Sensing of Environment**, v. 114, p. 2070-2087, 2010. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0034425710001264>. Acesso em 14 jun. 2021.

MISHRA, S.; MISHRA, D. Normalized difference chlorophyll index: A novel model for remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters. **Remote Sensing of Environment**, v. 117, p. 394-406, 2012. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0034425711003737>. Acesso em: 17 jun. 2021.

NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION (NOAA). **What is a harmful algal bloom?** 2016. Disponível em: <https://www.noaa.gov/what-is-harmful-algal-bloom>. Acesso em: 11 mai. 2021.

OLIVEIRA, H. *et al.* Processos Hidrológicos e Hidrodinâmicos da Lagoa Mirim. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 1, p. 34-45, 2015. Disponível em: https://abrh.s3.sa-east-1.amazonaws.com/Sumarios/176/a1e9fbf3efc9f61efb93020cf31f0fc8_aea7a87ba9713c0592e0046b1ddafc17.pdf. Acesso em: 19 abr. 2021.

PEKEL, J. *et al.* High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. **Nature**, v. 540, p. 418-422, 2016.

RAMOS, C. *et al.* Cianobactérias e microcistina em águas de rio destinadas ao abastecimento de centro industrial de Caruaru, PE, Brasil. **Visa em debate**, p. 27-35, 2016. Disponível em: <https://visaemdebate.incqs.fiocruz.br/index.php/visaemdebate/article/view/602/286>. Acesso em: 10 jun. 2021.

RODRIGUES, T. *et al.* Delineamento amostral em reservatórios utilizando imagens Landsat-8/OLI: Um estudo de caso no reservatório de Nova Avanhandava (Estado de São Paulo, Brasil). **Boletim de Ciências Geodésicas**, v. 22, n. 2, p. 303-323, 2016. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/bcg/article/view/47503>. Acesso em: 14 jun. 2021.

RUDORFF, C. *et al.* Análise derivativa de dados hiperespectrais medidos em nível de campo e 19 orbital para caracterizar a composição de águas opticamente complexas na Amazônia. **Acta Amazônica**, v. 37, p. 269–280, 2007. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/aa/a/HWXNgRYCC8R6FhkTJVcnQkv/?lang=pt>. Acesso em: 20 mai. 2021.

SANSEVERINO, I. *et al.* Algal bloom and its economic impact. **JRC Technical Reports**, 2016. Disponível em: http://www.matrixenvironment.com/2016_algae_bloom_and_economic_impact.pdf. Acesso em: 08 mai. 2021.

SEMA. Secretaria do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: **Secretaria do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul**, 2006. Disponível em: <http://www.sema.rs.gov.br/sema/jsp/rhcommrim.jsp>. Acesso em: 12 set. 2020.

SEMA. L040 - Bacia Hidrográfica da Lagoa Mirim e do Canal São Gonçalo. **Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura**. Porto Alegre, 2020. Online. Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/l040-bacia-hidrografica-da-lagoa-mirim-e-do-canal-sao-goncalo> Acesso em 12 set. 2020

TONIOLO, G. *et al.* Identificação de constituintes opticamente ativos na água do Lago Guaíba a partir de dados de sensores orbitais e espectrorradiometria de campo. **Pesquisas em Geociências**, v. 45, n. 2, p. 1-19, 2018. Disponível em: <https://seer.ufrgs.br/PesquisasemGeociencias/article/view/88645>. Acesso em: 08 de mai. 2021.

TUNDISI, J.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; RODRÍGUEZ, S. **Gerenciamento e Recuperação das Bacias Hidrográficas dos Rios Itaqueri e do Lobo e da Represa Carlos Botelho (Lobo-Broa)**. São Carlos: IIE, 2003.

U.S. CENTERS FOR DISEASE CONTROL AND PREVENTION (CDC). **Illness and Symptoms: Cyanobacteria in Fresh Water**. 2021. Disponível em:

<https://www.cdc.gov/habs/illness-symptoms-freshwater.html>. Acesso em: 15 mai. 2021.

XIONG, J. *et al.* Remote Sensing Estimation of Lake Total Phosphorus Concentration Based on MODIS: A Case Study of Lake Hongze. **Remote Sensing**, v. 11, n. 17, p. 2068-2087, 2019. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/11/17/2068>. Acesso em: 06 fev. 2021.