

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS**  
**Centro de Desenvolvimento Tecnológico**  
**Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos**



**Dissertação**

**Avaliação do Potencial do Satélite Sentinel-3/OLCI para a Estimativa da  
Qualidade da Água do Maior Sistema de Lagoas da América do Sul**

**Paula Andrea Contreras Rojas**

**Pelotas, 2024**

**Paula Andrea Contreras Rojas**

**Avaliação do Potencial do Satélite Sentinel-3/OLCI para a Estimativa da  
Qualidade da Água do Maior Sistema de Lagoas da América do Sul**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, do Centro de Desenvolvimento Tecnológico da Universidade Federal de Pelotas, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos.

Orientador: Felipe de Lucia Lobo

Pelotas, 2024

Universidade Federal de Pelotas / Sistema de Bibliotecas  
Catalogação da Publicação

R628a Rojas, Paula Andrea Contreras

Avaliação do Potencial do Satélite Sentinel-3/OLCI para a Estimativa da Qualidade da Água do Maior Sistema de Lagoas da América do Sul [recurso eletrônico] / Paula Andrea Contreras Rojas ; Felipe de Lucia Lobo, orientador. — Pelotas, 2024.

122 f. : il.

Dissertação (Mestrado) — Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Centro de Desenvolvimento Tecnológico, Universidade Federal de Pelotas, 2024.

1. Clorofila-a. 2. LakesCCI. 3. Sentinel-3/OLCI. 4. Tipos ópticos d'água. 5. Turbidez. I. Lobo, Felipe de Lucia, orient. II. Título.

CDD 627

Elaborada por Dafne Silva de Freitas CRB: 10/2175

Paula Andrea Contreras Rojas

Avaliação do potencial do satélite Sentinel-3/OLCI para a estimativa da qualidade da água do maior sistema de lagoas da América do Sul, Pelotas RS.

Dissertação aprovada, como requisito parcial, para obtenção do grau de Mestre em Recursos Hídricos, Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Centro de Desenvolvimento Tecnológico, Universidade Federal de Pelotas.

Data da Defesa: 11 do mês de novembro de 2024

Banca Examinadora:

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

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

.....  
Prof. Dr. Lino Sander de Carvalho  
Doutor em Sensoriamento Remoto pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)

.....  
Prof. Dra. Maria Fernanda Coló Giannini  
Doutora em Oceanografia Biológica pelo Instituto Oceanográfico da USP (IO-USP)

## Agradecimentos

Primeiramente, quero agradecer ao meu irmão Yerko, que sempre foi um exemplo para mim e me apoiou nos momentos mais difíceis e cruciais da minha vida. Também quero expressar minha gratidão aos meus pais, Núbia e Carlos, e ao meu irmão Andrés por me incentivarem a tomar as decisões que mudaram minha vida.

Em segundo lugar, quero agradecer à bicicleta, que durante o processo do mestrado me proporcionou momentos de autocuidado e reflexão.

Em terceiro lugar, agradeço ao meu companheiro Yuri, que me ofereceu um lugar seguro onde pude me refugiar do frio da solidão.

Agradeço também à orientação de Felipe, que não limitou minha imaginação para investigar e me guiou com sabedoria. Minha gratidão se estende a alguns profissionais do programa, que despertaram em mim um amor ainda maior pela profissão e me incentivaram a seguir aprendendo.

Por fim, e antes de tudo, agradeço ao universo por ter me trazido até aqui, por me oferecer obstáculos, problemas, soluções e respostas. E, claro, agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida, que foi fundamental para que eu pudesse concluir meu mestrado com sucesso.

Por último, agradeço a você, leitor, por dedicar seu tempo a esta obra. Cada palavra foi escrita com cuidado e dedicação, com o objetivo de compartilhar algo significativo. Espero que sua leitura seja enriquecedora e que possa aprender com meus erros e acertos.

*“...Caminando va  
Caminando viene un caracol con su casita  
Lleva encima siempre todo lo que necesita*

*Caminando va, camina solito  
Cuando está cansado se recuesta en una rama  
Y si está aburrido le conversa a alguna iguana*

*Caminando va  
Y en el camino encuentra el sol  
Y el sol le sirve como abrigo  
Y en el camino el caracol  
Encuentra sombra, encuentra paz  
Encuentra el mundo en el camino*

*Caminando va*

*Se mira al espejo  
Que forma una gota que quedó de una llovizna  
Y sonríe siempre cuando el viento lo acaricia*

*Caminando va*

*Cuando acaba el día  
Camina despacio y va escuchando a las estrellas  
Que aunque no hagan ruido en silencio son más bellas*

*Caminando va*

*De tanto andar el caracol  
De andar haciendo su camino  
Está cansado y va guardando despacito su cabeza  
Su equipaje y su destino*

*Caminando va”*

*Música “caminando va”, de Marta Gómez*

*Las respuestas que buscaba no siempre estaban en los libros,  
sino en las experiencias que el camino me regaló  
Paula Andrea Contreras Rojas.*

## Resumo

CONTRERAS ROJAS, Paula Andrea. **Avaliação do potencial do satélite Sentinel-3/OLCI para a estimativa da qualidade da água do maior sistema de lagoas da América do Sul, Pelotas RS.** 2024. 122f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) - Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Centro de Desenvolvimento Tecnológico, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2024.

O sistema de lagoas costeiras Mirim-Patos-Mangueira oferece uma ampla diversidade de serviços ecossistêmicos. No entanto, a divisão política que atravessa esse sistema, juntamente com sua vasta extensão territorial, limita os estudos diagnósticos e de comportamento das lagoas como um sistema unificado. Por isso, este trabalho investiga no primeiro capítulo, a qualidade da água nesse sistema de lagoas costeiras utilizando imagens do satélite Sentinel-3 e seu instrumento Ocean and Land Colour Instrument (OLCI). Com as imagens do satélite, foram aplicados algoritmos de correção atmosférica com ACOLITE, para a posterior agrupação de espectros eletromagnéticos e criação de Optical Water Types (OWTs) com a Sentinel Application Platform (SNAP). Paralelamente, aplicaram-se os algoritmos de Mishra e Dogliotti com ACOLITE para obter dois parâmetros de qualidade da água: clorofila e turbidez, respectivamente. Os dados resultantes foram sobrepostos para analisar a correlação entre a agrupação de espectros e os parâmetros gerados. Observou-se um padrão de aumento dos valores médios da turbidez conforme aumentavam os tipos de água de 2 até 6, além de identificar padrões de aumento das médias de clorofila desde a OWT 2 até a OWT 5, com uma diminuição das médias das concentrações na OWT 6. Posteriormente, foi realizado um estudo de caso na Lagoa dos Patos, no Rio Grande do Sul. Foram analisadas 20 amostras in situ, dados fornecidos pela Agência Lagoa Mirim (ALM), em relação aos 20 resultados de turbidez obtidos pelo algoritmo de Dogliotti, no período de abril e junho, encontrando uma superestimativa dos dados, com um  $R^2$  de 0,73. Também foi possível observar a dinâmica da lagoa diante das inundações no Rio Grande do Sul (RS), observando a pluma de sedimentos durante um período de três meses. No segundo capítulo, utilizando a plataforma Lakes Climate Change Initiative (LakesCCI) da European Space Agency (ESA), foram analisadas séries históricas de clorofila e turbidez de onze afluentes do sistema de lagoas. Encontraram-se tendências significativas de aumento da clorofila em seis dos afluentes, e tendências significativas de diminuição da turbidez em sete deles. Um estudo mais detalhado do afluente Camaquã não revelou relações entre os dados de precipitação na bacia e os dados de turbidez obtidos.

Palavras chave: Clorofila-a. LakesCCI. Sentinel-3/OLCI. Tipos ópticos d'água. Turbidez.

## Abstract

CONTRERAS ROJAS, Paula Andrea. **Evaluation of the Potential of the Sentinel-3/OLCI Satellite for Water Quality in the Largest Coastal Lagoon System in Southern Latin America, Pelotas RS**. 2024. 122f. Dissertation (Master's in Water Resources) - Postgraduate Program in Water Resources, Center for Technological Development, Federal University of Pelotas, Pelotas, 2024.

The Mirim-Patos-Mangueira coastal lagoon system offers a wide range of ecosystem services. However, the political division that crosses this system, along with its vast territorial extension, limits diagnostic and behavioral studies of the lagoons as a unified system. Therefore, this study investigates, in the first chapter, the water quality in this coastal lagoon system using images from the Sentinel-3 satellite and its Ocean and Land Colour Instrument (OLCI). Atmospheric correction algorithms were applied to the satellite images using Acolite, followed by the grouping of electromagnetic spectra and the creation of Optical Water Types (OWTs) with the Sentinel Application Platform (SNAP). In parallel, the Mishra and Dogliotti algorithms were applied using ACOLITE to obtain two water quality parameters: chlorophyll and turbidity, respectively. The resulting data were overlaid to analyze the correlation between the spectral grouping and the generated parameters. A pattern of increasing mean turbidity values was observed as the water types increased from 2 to 6, in addition to identifying patterns of increasing mean chlorophyll levels from class 2 to class 5, with a decrease in mean concentrations in class 6. Subsequently, a case study was conducted in Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, analyzing 20 in situ samples from the Lagoa Mirim Agency (ALM) in relation to Dogliotti turbidity results, revealing an overestimation of the data, with an  $R^2$  of 0.73. It was also possible to observe the lagoon's dynamics in response to floods in Rio Grande do Sul (RS) over a three-month period. In the second chapter, using the European Space Agency's (ESA) Lakes Climate Change Initiative (LakesCCI) platform, historical series of chlorophyll and turbidity from eleven tributaries of the lagoon system were analyzed. Significant trends of increasing chlorophyll were found in six of the tributaries, and significant trends of decreasing turbidity in seven of them. A more detailed study of the Camaquã tributary did not reveal any relationship between basin precipitation data and the turbidity data obtained.

Keywords: Sentinel-3/OLCI, Optical Water Types, Chlorophyll, Turbidity, LakesCCI

## Lista de figuras

Figura 1. Sistema de Lagoas Costeiras estudadas: Lagoa dos Patos, Lagoa Mirim e Lagoa Mangueira .....	23
Figura 2. Radiação Eletromagnética com a descrição do campo elétrico, campo magnético e velocidade da luz. ....	26
Figura 3. Interação da luz solar com a atmosfera da terra, fenômenos de radiação e explicação visual de como é obtida a informação dos alvos (ou objetos foco) pelos satélites. ....	27
Figura 4. Processo de transferência da radiação na atmosfera e na superfície da terra. ....	28
Figura 5. faixas do espectro eletromagnético (centro), espectros de refletância e absorção atmosférica (topo).....	29
Figura 6. características espectrais no espectro da radiação refletida em águas abertas e águas Continentais.....	32
Figura 7. Localização da área de estudo abrangendo as lagoas dos Patos e Mangueira, localizadas integralmente no território brasileiro, e a Lagoa Mirim, uma lagoa transfronteiriça entre o Brasil e o Uruguai. Elaborado no software QGIS.....	39
Figura 8. Geomorfologia, relevo da paisagem do sistema lagunar Patos-Mirim-Mangueira com dados do Departamento Nacional de Produção Mineral, informação gerada no software QGIS.....	41
Figura 9. Distribuição geográfica dos solos predominantes no sistema lagunar com dados da EMBRAPA, mapa gerado no software QGIS.....	42
Figura 10. Uso do solo das bacias Hidrográficas que drenam no sistema de lagoas costeiras, gerado com informação de MapBiomias. Mapa gerado com linguagem de programação Python. ....	44
Figura 11. Bacias hidrográficas e hidrografia principal identificada para cada uma das lagoas.....	45
Figura 12. Metodologia do Capítulo 1: descrição das bases de dados utilizadas, dos principais processos realizados, dos produtos ou arquivos gerados e dos bancos de dados construídos. ....	49

Figura 13. Processos de limpeza de dados de clorofila e turbidez e geração de RGB no software QGis.....	53
Figura 14. Localização dos pontos das coletas feitas pela ALM, e exemplo de realocação do ponto “Fazenda São Francisco”, (a realocação foi feita para todos os pontos localizados na Lagoa Mirim). .....	55
Figura 15. Localização dos pontos amostrais, na imagem se observa o RGB com combinação de bandas “real” do 01 de julho do 2024. Uma das imagens utilizadas para a correlação. ....	59
Figura 16. Exemplo dos produtos gerados (RGB, Turbidez, Clorofila), mapeamento a partir da imagem do satélite Sentinel-3/OLCI do dia 01 de novembro do 2022 .....	60
Figura 17. Gráfico de dispersão de concentrações de clorofila in-situ vs clorofila obtida, em azul se apresentam as correlações dos dados obtidos pelo ACOLITE e um laranja as correlações obtidas pela plataforma LakesCCI. A linha cinza é a relação 1:1 dos valores in-situ. ....	62
Figura 18. Gráfico de dispersão de concentrações de Turbidez em azul se apresentam as correlações dos dados obtidos pelo ACOLITE e um laranja as correlações obtidas pela plataforma LakesCCI. A linha cinza é a relação 1:1 dos valores in-situ. ....	63
Figura 19. Resultados da Data 2020-09-29, a composição RGB real foi feita com as bandas 8, 6 e 3 e é exibida na figura 18-I, enquanto a figura 18-II mostra a distribuição dos OWTs. A distribuição da turbidez é representada na figura 18-III, e a da clorofila, na 18-IV, ambas cobrindo o sistema de lagoas. As figuras 18-A e 18-B são espectros resultantes da OWT 3, mapeada de cor azul. Os gráficos 18-V e 18-VI são boxplots que ilustram a distribuição da turbidez e da clorofila, respectivamente, entre os diferentes OWTs. Nos boxplots, a caixa representa o intervalo interquartil (IQR), e a mediana é indicada por uma linha no interior da caixa. ....	66
Figura 20. Resultados data 2017-03-13, a composição RGB real foi feita com as bandas 8, 6 e 3 e é exibida na figura 19-I, enquanto a figura 19-II mostra a distribuição dos OWTs resultantes. A distribuição da turbidez é representada na figura 19-III, e a da clorofila, na 19-IV, ambas cobrindo o sistema de lagoas. As figuras 19-A e 19-B são espectros resultantes da OWT 6, mapeada de cor azul. Os gráficos 19-V e 19-VI são boxplots que ilustram a distribuição da turbidez e da clorofila, respectivamente,	

entre os diferentes OWTs. Nos boxplots, a caixa representa o intervalo interquartil (IQR), e a mediana é indicada por uma linha no interior da caixa.....	69
Figura 21. Resultados data 2017-10-15, a composição RGB real foi feita com as bandas 8, 6 e 3 e é exibida na figura 20-I, enquanto a figura 20-II mostra a distribuição dos OWTs resultantes. A distribuição da turbidez é representada na figura 20-III, e a da clorofila, na 20-IV, ambas cobrindo o sistema de lagoas. As figuras 20-A e 20-B são espectros resultantes da OWT 4, mapeada de cor azul. Os gráficos 20-V e 20-VI são boxplots que ilustram a distribuição da turbidez e da clorofila, respectivamente, entre os diferentes OWTs. Nos boxplots, a caixa representa o intervalo interquartil (IQR), e a mediana é indicada por uma linha no interior da caixa.....	72
Figura 22. Comportamentos de refletâncias com mais ocorrência, as OWT's foram agrupadas nesta figura e se descrevem os dois comportamentos mais fortes por cada OWT.....	75
Figura 23. Seis comportamentos de refletâncias obtidas na classificação de OWT 6 e valores médios de clorofila e turbidez obtidos de 2977 amostras da base de dados das três imagens.....	76
Figura 24. Seis comportamentos de refletâncias obtidas na classificação do OWT 4 e valores médios de clorofila e turbidez obtidos de 1094 amostras da base de dados das três imagens.....	76
Figura 25. Seis comportamentos de refletâncias obtidas na classificação do OWT 3 e valores médios de clorofila e turbidez obtidos de 801 amostras da base de dados das três imagens.....	77
Figura 26. Seis comportamentos de refletâncias obtidas na classificação do OWT 3 e valores médios de clorofila e turbidez obtidos de 253 amostras da base de dados das três imagens.....	78
Figura 27. Relação de dados in-situ com resultados do processamento pelo ACOLITE representada pela linha azul. A linha laranja representa a relação um para um (1:1) dos valores. ....	79
Figura 28. RGB combinação das bandas 8,6,4 na cor "real" de cada uma das datas escolhidas e analisadas no período compreendido entre abril e julho do 2024. ....	81
Figura 29. Turbidez pelo algoritmo Dogliotti, as unidades da turbidez são representadas em FNU, se representa numa escala de 0 a 3000 FNU. Para ter uma	

melhor visualização dos dados e devido a que os valores elevados são poucos, a escala foi reduzida. ....	83
Figura 30. Mapeamento das OWT's apresentadas nas seis datas do caso de estudo .....	84
Figura 31. Metodologia do Capítulo 2.....	89
Figura 32. Localização dos polígonos gerados para análise, cada polígono é representado por um ponto que ajuda na visualização da posição espacial.....	90
Figura 33. Ambiente da plataforma LakesCCI, na figura se observa a seleção dos dados de clorofila-a e turbidez e se localiza na zona de estudo. ....	91
Figura 34. Resultados de concentrações de clorofila do afluente "Arroio Sarandaí" e "Rio Cebollati" com linhas de tendência .....	95
Figura 35. Resultados de concentrações de clorofila do afluente "Rio San Luís" com línea de tendência. ....	96
Figura 36. Analise com sentinel-2/MSI, e plataforma AlgaeMap dos afluentes do Arroio Sarandaí e o Rio Cebollati.....	97
Figura 37. Resultados de concentrações de turbidez dos afluentes "Rio Jaguarão" e "Rio Camaquã" com línea de tendência .....	100
Figura 38. Séries Mensais de Precipitação obtida por sensoriamento remoto e Turbidez obtida pela plataforma LakesCCI .....	102
Figura 39. Boxplots da agrupação de dados em meses de quatro anos.....	103

## Lista de tabelas

Tabela 1. Elementos dos produtos nível 1 .....	35
Tabela 2. Bandas do Satélite sentinel-3/OLCI.....	35
Tabela 3. Algoritmos de Clorofila aplicados nos diferentes tipos ópticos de água para OLCI.....	38
Tabela 4. Algoritmos de Turbidez aplicados nos diferentes tipos ópticos de água para OLCI.....	38
Tabela 5. Coluna Estratigráfica da paisagem do sistema lagunar Patos-Mirim-Mangueira .....	40
Tabela 6. Unidades de Conservação .....	43
Tabela 7. Análises Estatísticas dos dados in-situ e dados obtidos por sensoriamento remoto a partir do satélite Sentinel-3/OLCI .....	61
Tabela 8. Resultados estatísticos de Clorofila vs OWT's para o conjunto de Lagoas data 2020-09-29 .....	67
Tabela 9. Resultados estatísticos de Turbidez vs OWT para o conjunto de lagoas data 2020-09-29 .....	67
Tabela 10. Resultados estatísticos de Clorofila vs OWT's para o conjunto de Lagoas data 2017-03-13 .....	70
Tabela 11. Resultados estatísticos de Turbidez vs OWT's para o conjunto de Lagoas data 2013-03-13 .....	70
Tabela 12. Resultados estatísticos de Clorofila vs OWT's para o conjunto de Lagoas data 2017-10-15 .....	73
Tabela 13. Resultados estatísticos de Turbidez vs OWT's para o conjunto de Lagoas data 2017-10-15 .....	73
Tabela 14. Tendências de séries temporais de Clorofila de cada afluente .....	98
Tabela 15. Tendências de séries temporais de Turbidez de cada afluente .....	101

## Lista de abreviaturas e siglas

AlgaeMAp	Algae bloom Monitoring Application
ALM	Agencia da Lagoa Mirim
BH	Bacia Hidrográfica
Chl	Clorofila-a
ESA	European Space Agency
FNU	Formazin Nephelometric Units
LakesCCI	Lakes Climate Change Initiative
MAPE	Mean Absolute Percent Error
MERIS	Medium Resolution Imaging Spectrometer
MS	Materia Suspendida
NTU	Nephelometric Turbidity Unit
ODS	Objetivo de Desenvolvimento Sustentável
OLCI	Ocean and Land Color Instrument
OWT	Optical Water Types
RGB	Red, Green, Blue
RMSE	Root Mean Squared Error
Rrs.	Refletância de sensoriamento remoto
RS	Rio Grande do Sul
SNAP	SeNtinel Applications Platform
SR	Sensoriamento Remoto

## Sumário

<b>1. Introdução.....</b>	<b>18</b>
<b>2. Revisão da Literatura.....</b>	<b>22</b>
2.1 Maior Conjunto de Lagoas Costeiras da América do Sul.....	22
2.1.1 Lagoa dos Patos.....	23
2.1.2 Lagoa Mirim.....	24
2.1.3 Lagoa Mangueira.....	25
2.2 Radiação eletromagnética, Espectro eletromagnético, Interação com a atmosfera e Sensoriamento Remoto.....	26
2.3 Qualidade da água.....	30
2.3.1 Clorofila e Turbidez em ambientes Lagunares.....	30
2.3.2 Monitoramento por sensoriamento remoto em ambientes aquáticos continentais e características espectrais.....	32
2.4 Sentinel 3/OLCI.....	34
2.4.1 Lakes Climate Change Initiative.....	37
<b>3. Área de estudo Capítulo 1 e Capítulo 2.....</b>	<b>39</b>
3.1 Localização.....	39
3.2 Geologia e Geomorfologia.....	40
3.3 Solos.....	42
3.4 Uso do Solo e Relevo.....	43
3.5 Hidrologia e Hidrografia.....	44
<b>4. Capítulo 1 – Classificação de tipos ópticos de água do sistema de lagoas.....</b>	<b>46</b>
4.1 Introdução.....	46
4.2 Metodologia.....	49
4.2.1 Obtenção e processamento de imagens.....	50
4.2.2 Geração de produtos por meio do ACOLITE.....	50

4.2.3	Processos de geração dos produtos para análise .....	52
4.2.4	Comparação de dados obtidos pelo processo em ACOLITE e pela plataforma LakesCCI com dados de campo .....	53
4.2.5	Geração de Optical Water Types.....	55
4.2.6	Caracterização estatística das Optical Water Types.....	56
4.2.7	Coleta de informação necessária para o estudo da Lagoa dos Patos .....	58
4.3	Resultados e Discussão.....	60
4.3.1	Comparação de dados in situ e estimados por satélite.....	60
4.3.2	Sobreposição dos tipos de água a Clorofila e a Turbidez.....	64
4.3.2.1	Data do 29 de setembro de 2020 .....	64
4.3.2.2	Data do 13 de março de 2017 .....	68
4.3.2.3	Data do 15 de outubro de 2017 .....	71
4.3.2.4	Análise do conjunto das três datas .....	74
4.3.3	Exemplo de aplicação no evento extremo em maio de 2024 no RS.....	79
4.4	Conclusões .....	85
<b>5.</b>	<b>Capítulo 2 - Análise temporal entre 2017 e 2020 das concentrações de Turbidez e Clorofila no conjunto de lagoas .....</b>	<b>86</b>
5.1	Introdução .....	86
5.2	Metodologia.....	89
5.2.1	Localização e geração das geometrias de estudo .....	89
5.2.2	Estatísticas Básicas .....	91
5.2.3	Análise detalhada de concentrações resultantes de clorofila elevadas ....	93
5.2.4	Coleta de informação necessária para um estudo mais detalhado do afluente Camaquã.....	94
	Resultados e discussão .....	95
5.3.1	Clorofila.....	95
5.3.2	Turbidez.....	99

5.3.3	Afluente Camaquã .....	102
5.4	Conclusões .....	104
<b>6.</b>	<b>Conclusões gerais</b> .....	<b>105</b>

## 1. Introdução

A questão da qualidade da água se configura como um desafio global, delineado no sexto Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS), intitulado "Água Limpa e Saneamento" (UNITED NATIONS, 2021). De acordo com as Nações Unidas, aproximadamente 2.2 bilhões de pessoas enfrentam a falta de acesso a água potável gerida com segurança, enquanto uma parcela equivalente da população carece de instalações básicas de higiene das mãos. Essas realidades não apenas expõem a saúde a riscos, mas também aumentam a propagação de doenças transmitidas pela água, como a diarreia, cólera, giardíase, febre tifoide e paratifoide, leptospirose, amebíase, hepatite infecciosa, ascaridíase (lombriga) entre outras. (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2006).

Para impulsionar o cumprimento do ODS 6, a avaliação dos dados relacionados à qualidade da água emerge como um componente importante. No entanto, um desafio significativo se destaca, visto que cerca de 3 bilhões de pessoas carecem de conhecimento sobre a qualidade da água devido à insuficiência de monitoramento abrangente de parâmetros físicos, químicos e biológicos (PNUMA, 2021). Atualmente, esses monitoramentos são realizados no local, conhecidos como *in situ*, garantindo precisão e confiabilidade. Contudo, o método tradicional de monitoramento enfrenta limitações substanciais, especialmente em relação aos custos logísticos e análises laboratoriais, dificuldades no acesso a regiões remotas ou perigosas, e restrições na abrangência dos dados coletados, podendo não ser representativos para áreas extensas.

Em busca de uma abordagem alternativa para o monitoramento de corpos d'água, o sensoriamento remoto (SR) se destaca como uma opção viável para a avaliação periódica de parâmetros cruciais, como clorofila e turbidez (VENEROS et al., 2020). As principais vantagens dessa abordagem incluem a visão sinóptica abrangente e a alta resolução temporal (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019). No entanto, é importante reconhecer que o SR apresenta algumas limitações, como as resoluções espaciais, e enfrenta desafios significativos nos algoritmos utilizados para correções atmosféricas e cálculos das variáveis pertinentes. Por isso, torna-se necessária a ação conjunta das observações derivadas do SR com amostras coletadas *in situ*.

Atualmente, o sensoriamento remoto avança com o objetivo de superar essas limitações por meio de progressos tecnológicos e pesquisas contínuas. Nesse contexto, o satélite Sentinel-3 desempenha um papel importante ao direcionar sua missão para a medição da topografia, temperatura e coloração de mares e terras. Essa abordagem beneficia significativamente os sistemas de previsão oceânica, bem como o monitoramento ambiental e climático (POTIN et al., 2021). O destaque vai para seu instrumento a bordo, denominado "Ocean and Land Colour Instrument" (OLCI), que possui 21 bandas e uma resolução de 300 metros. Este sensor é atualmente reconhecido como o mais adequado para o sensoriamento remoto de águas interiores (SHEN et al., 2020), destacando-se pela precisão oferecida. No entanto, é importante ressaltar que a acurácia dos parâmetros da água está intrinsecamente ligada aos algoritmos de correção atmosférica (BONANSEA et al., 2015; MOGRANE et al., 2019; SHEN et al., 2017; XUE et al., 2019) e aos algoritmos de obtenção de variáveis de qualidade da água, como clorofila e turbidez, que variam dependendo do tipo de corpo d'água, sua localização e características ópticas complexas (LI et al., 2021).

Diversos algoritmos globais são empregados na determinação da turbidez (DOGLIOTTI et al., 2015; NECHAD; RUDDICK; PARK, 2010) e da clorofila (HU; LEE; FRANZ, 2012; MISHRA; MISHRA, 2012; MOSES et al., 2009, 2012; O'REILLY; WERDELL, 2019; SMITH; ROBERTSON; BERNARD, 2018) a partir de imagens de satélites. A aplicabilidade desses algoritmos varia dependendo das características de cada corpo d'água, sendo ajustada com a validação dos dados de concentrações obtidos por sensoriamento remoto e amostras coletadas em campo. O sensoriamento remoto não apenas facilita a implementação de monitoramento contínuo, mas também possibilita a emissão de alertas para a prevenção da poluição (SCHAEFFER et al., 2024; WANG et al., 2022) proporcionando segurança direta e indireta para a saúde da população.

Com as facilidades proporcionadas pelo SR, um dos alvos mais importantes a serem estudados são os lagos e lagoas, fontes de abastecimento de água potável, irrigação de cultivos, e manutenção da biodiversidade e ecossistemas estratégicos. Por essa razão, os estudos da qualidade da água em termos de clorofila e a turbidez por sensoriamento remoto em lagos com o instrumento OLCI do sentinel-3 (BLIX et

al., 2018; CAZZANIGA et al., 2019; PAHLEVAN et al., 2020; SHEN et al., 2017; SOOMETTS et al., 2020; XUE et al., 2019, 2020) têm aumentado proporcionalmente com o tempo. Localmente, os estudos de sensoriamento remoto na Lagoa dos Patos (ÁVILA et al., 2021; LOBO et al., 2009; QI et al., 2020; TÁVORA et al., 2020b; TAVORA et al., 2023), na Lagoa Mirim (CABALLERO et al., 2023; FRAGA et al., 2020; MUNAR et al., 2019) e na Lagoa Mangueira (FRAGOSO et al., 2008; MUNAR, 2015; MUNAR et al., 2018; TAVARES et al., 2019) são, na maioria dos casos, separados, embora o conjunto de lagoas seja muito importante regional, nacional e internacionalmente, quanto à cultura, saúde, economia e conservação de espécies.

As três lagoas possuem poucos estudos que analisam a qualidade da água como um conjunto, devido à complexidade na extensão territorial e nas características únicas de cada corpo d'água. No entanto, existem aplicativos de sensoriamento remoto para corpos d'água, como "Algae bloom Monitoring Application" (AlgaeMAp), que possibilita o conhecimento do estado trófico, das concentrações de clorofila-a e florações de algas no sistema de lagoas, utilizando imagens do satélite Sentinel-2/MSI com uma resolução espacial de 30m (LOBO et al., 2021); e a plataforma LakesCCI (<https://lakescci.eofrom.space/>), que possibilita o conhecimento da temperatura, clorofila e turbidez do conjunto de lagoas, utilizando imagens do satélite Sentinel-3/OLCI com uma resolução espacial de 300m.

Neste trabalho, serão apresentadas diferentes análises do sistema lagunar Patos-Mirim-Mangueira, focalizando nos parâmetros de qualidade da água, clorofila e turbidez, derivados de imagens capturadas pelo satélite Sentinel-3/OLCI. O primeiro capítulo tem como objetivo classificar o conjunto de lagoas em tipos de água ou em inglês Optical Water Types (OWT's). O segundo capítulo, analisa dados de clorofila e turbidez do conjunto de lagoas, no período de 31 de dezembro de 2016 a 31 de dezembro de 2020, obtidos a partir de imagens do satélite sentinel-3/OLCI no aplicativo LakesCCI do programa Copérnico da Agencia Espacial Europeia.

## **Objetivo Geral**

O satélite Sentinel 3/OLCI como ferramenta para investigar a variabilidade espaço temporal da qualidade da água nas Lagoas dos Patos, Mirim e Mangueira.

## **Objetivos Específicos**

Como parte dos objetivos do Capítulo 1:

- Identificar os principais tipos de água, denominados Optical Water Types (OTW's), que ocorrem no conjunto de lagoas.
- Analisar a concentração de clorofila e turbidez para o conjunto de lagoas fazendo uso de algoritmos empíricos.
- Caso de estudo: observar a dinâmica do transporte de sedimentos da Lagoa dos Patos, durante o evento climático apresentado no final de abril e começo de junho do 2024.

Como parte dos objetivos do Capítulo 2:

- Observar as séries de tempo de concentrações de clorofila e turbidez desde 2016 até 2020 dos principais afluentes do conjunto de lagoas costeiras do Sul através da plataforma LakesCCI.
- Analisar a série mensal de tempo de concentrações de turbidez do afluente Camaquã e a série mensal de tempo de precipitações da Bacia Hidrográfica Camaquã.

## **2. Revisão da Literatura**

### **2.1 Maior Conjunto de Lagoas Costeiras da América do Sul**

A Lagoa dos Patos, o Lago Mirim e a Lagoa Mangueira são corpos d'água localizados no sul do continente americano (ver Figura 1), cada um com diferentes características, subambientes, dinâmicas e histórias. Para este estudo, e por motivos de praticidade, os corpos d'água serão referidos como "Lagoas". Sempre que se fizer referência ao "Sistema de Lagoas Costeiras", estará se referindo ao conjunto composto pela Lagoa dos Patos, Lagoa Mirim e Lagoa Mangueira, levando em conta que cada uma dessas lagoas está conectada de forma permanente ou intermitente.

Cada componente do sistema de lagoas aqui estudado possui diversos afluentes de água doce, o que resulta em águas mais turvas e com maior concentração de nutrientes em locais específicos (BORTOLIN; TÁVORA; FERNANDES, 2022) acelerando os processos de eutrofização localizados e contribuindo para a má qualidade da água. Essa má qualidade está diretamente relacionada à destruição da flora e fauna, ao aumento de doenças e à perda da paisagem natural (WERMELINGER, 2021).

É importante destacar que este sistema é o maior conjunto de lagoas costeiras da América do Sul, (ANDRADE et al., 2012; OLIVEIRA; DE ANDRADE, 2020). Essas lagoas desempenham um papel vital na biodiversidade costeira, oferecendo abrigo para diversas espécies e servindo como indicadores biológicos.

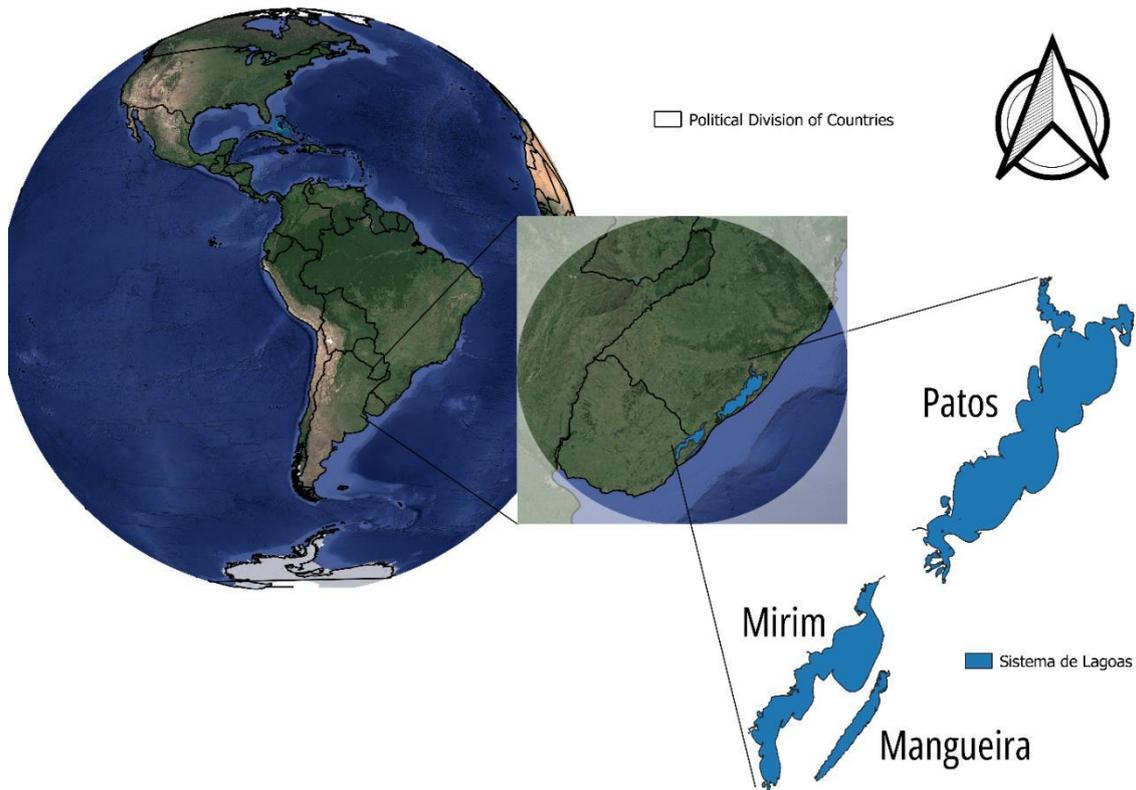


Figura 1. Sistema de Lagoas Costeiras estudadas: Lagoa dos Patos, Lagoa Mirim e Lagoa Mangueira

### 2.1.1 Lagoa dos Patos

A Lagoa dos Patos, localizada entre as cidades de Porto Alegre ( $30^{\circ} 30' S$ ,  $51^{\circ} 13' W$ ) e Rio Grande ( $32^{\circ} 12' S$ ,  $52^{\circ} 5' W$ ) (ORTEGA et al., 2021), é considerada a maior lagoa costeira do mundo, abrangendo uma área de aproximadamente  $10.360 \text{ km}^2$ , com uma profundidade média de 6 metros. A Lagoa está conectada ao Oceano Atlântico (BORTOLIN; TÁVORA; FERNANDES, 2022; COPPE, 2019). Seus principais tributários incluem o rio Camaquã e o rio Guaíba (VAZ; MÖLLER JR; DE ALMEIDA, 2011), assim como o canal São Gonçalo (MÖLLER et al., 2001). A lagoa é um recurso hídrico muito importante para o estado do Rio Grande do Sul, devido aos serviços econômicos proporcionados pela navegabilidade, aos serviços ecossistêmicos derivados do abrigo para espécies-chave na proteção ambiental e na preservação da cultura gaúcha, além de sua contribuição para o desenvolvimento das cidades situadas ao longo de suas margens, através da pesca e outras atividades.

A dinâmica da Lagoa dos Patos depende de uma variedade de fatores bióticos e abióticos. Como exemplos, é possível citar o crescimento de fitoplâncton

(estratificação, níveis de nutrientes) (VAZ; MÖLLER JR; DE ALMEIDA, 2011), o fator antrópico, o comportamento do vento (escalas frontais associadas à passagem de sistemas frontais) (MÖLLER et al., 2001), as descargas fluviais de diversos corpos hídricos de água doce que drenam na Lagoa (COPPE, 2019; VAZ; MOLLER; ALMEIDA, 2006), os ciclos biogeoquímicos, o ciclo hidrológico, dinâmicas meteorológicas, entre outros fatores importantes para sua dinâmica (VAZ; MÖLLER JR; DE ALMEIDA, 2011).

### **2.1.2 Lagoa Mirim**

A Lagoa Mirim localiza-se entre o sul do Brasil (32°09'S e 52°35') e parte do Uruguai (33°37'S e 53°31'W), abrangendo uma área superficial de aproximadamente 3.749km<sup>2</sup> (DE OLIVEIRA et al., 2015). Com uma profundidade média de 4,50 metros e profundidade máxima de 16 metros, esta lagoa está conectada à Lagoa dos Patos por um canal de aproximadamente 76 km de comprimento, conhecido como Canal São Gonçalo. Normalmente, as águas fluem no sentido Mirim → Patos; no entanto, essa direção pode se inverter quando a Lagoa Mirim apresenta níveis baixos de água. Para atender à demanda de água doce da Lagoa Mirim e controlar seus níveis, na década de 1970 foi construída a Barragem-Eclusa do Canal São Gonçalo, que impede a entrada de água salobra proveniente da Lagoa dos Patos quando o nível da Lagoa Mirim é inferior a aproximadamente 0,50 m (BELTRAME et al., 1998).

Os processos hidrodinâmicos da Lagoa Mirim são modulados pelos afluentes provenientes dos principais rios (DE OLIVEIRA et al., 2013; CARTERI et al., 2009) que compõem as 8 sub-bacias da bacia hidrológica Mirim-São Gonçalo e pelas concessões de águas para abastecimento público e irrigação (BELTRAME et al., 1998; FILIPPINI, 2010).

### **2.1.3 Lagoa Mangueira**

A Lagoa Mangueira está localizada no estado do Rio Grande do Sul, entre o município de Santa Vitória do Palmar e o Oceano Atlântico (33°05'S e 52°46'O). Trata-se de uma lagoa geologicamente jovem, com uma área aproximada de 820 km<sup>2</sup>, uma profundidade média de 1,6 metros (ARTIOLI et al., 2009), e profundidade máxima de 7,80 metros (BELTRAME et al., 1998). O dinamismo da Lagoa Mangueira é influenciado principalmente pelo ciclo hidrológico, pela interação com o banhado do Taim, e pela extração de água destinada à irrigação.

Ao estudar a Lagoa Mangueira e a Lagoa Mirim, é imprescindível mencionar a zona úmida do Taim, um ecossistema estratégico gerenciado e protegido tanto nacional quanto internacionalmente. Esse ecossistema tem ligação direta com a Lagoa Mangueira e uma conexão com a Lagoa Mirim através de um canal que foi interrompido pelo aterro da rodovia BR-471, neste aterro existiam dois sistemas de galerias submersa originalmente projetados para drenar a área, no entanto como não existem mais as comportas do sistema, a conexão entre lagoas depende dos níveis do banhado do Taim (que, por sua vez, depende dos níveis da Lagoa Mangueira) e da Lagoa Mirim (BELTRAME et al., 1998).

## 2.2 Radiação eletromagnética, Espectro eletromagnético, Interação com a atmosfera e Sensoriamento Remoto

A radiação eletromagnética resulta da energia emitida por um corpo com temperatura acima do zero absoluto (0 Kelvin) (NOVO, 2010). As ondas resultantes da radiação eletromagnética são compostas por um campo elétrico, que varia em magnitude na direção perpendicular ao deslocamento (ver Figura 2), e um campo magnético, orientado perpendicularmente ao campo elétrico. Ambos os campos viajam à velocidade da luz ( $\sim 300.000$  km/s). Essas ondas perpendiculares viajam em diferentes comprimentos de onda, que podem ser longos ou curtos (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019).

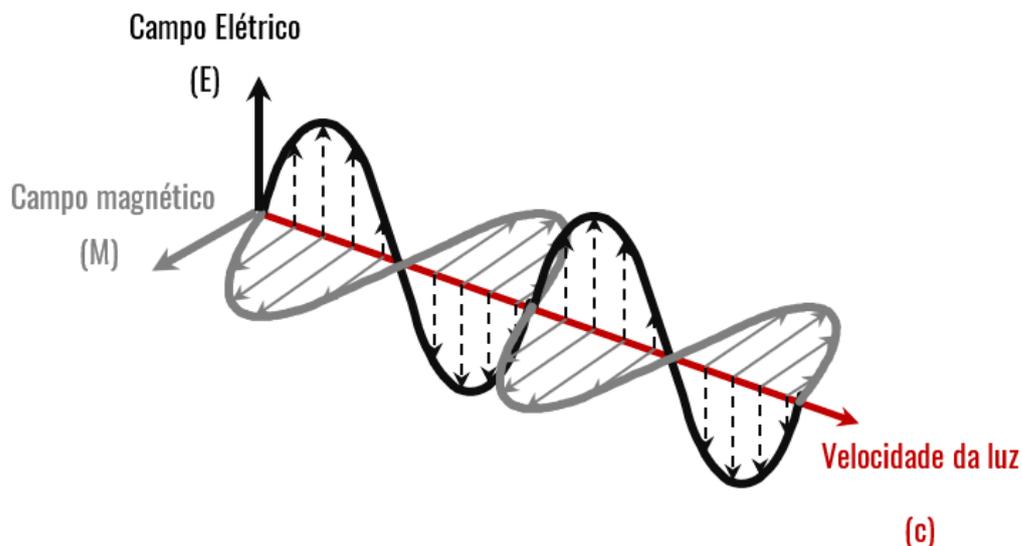


Figura 2. Radiação Eletromagnética com a descrição do campo elétrico, campo magnético e velocidade da luz.

Fonte: Adaptado de BROSINSKY et al., (2019)

Os fenômenos da radiação permitem explicar a interação geral da energia solar com a atmosfera da Terra, a qual pode ser entendida de forma didática na Figura 3. Pode-se observar que a radiação é modificada de várias formas. No primeiro caminho, a radiação extraterrestre que atinge a Terra penetra nas camadas superiores da atmosfera, onde uma parte é refletida de volta ao espaço. No segundo caminho, a radiação extraterrestre atravessa a atmosfera e está sujeita a diversos processos dependentes do comprimento de onda (BROSINSKY et al., 2019).

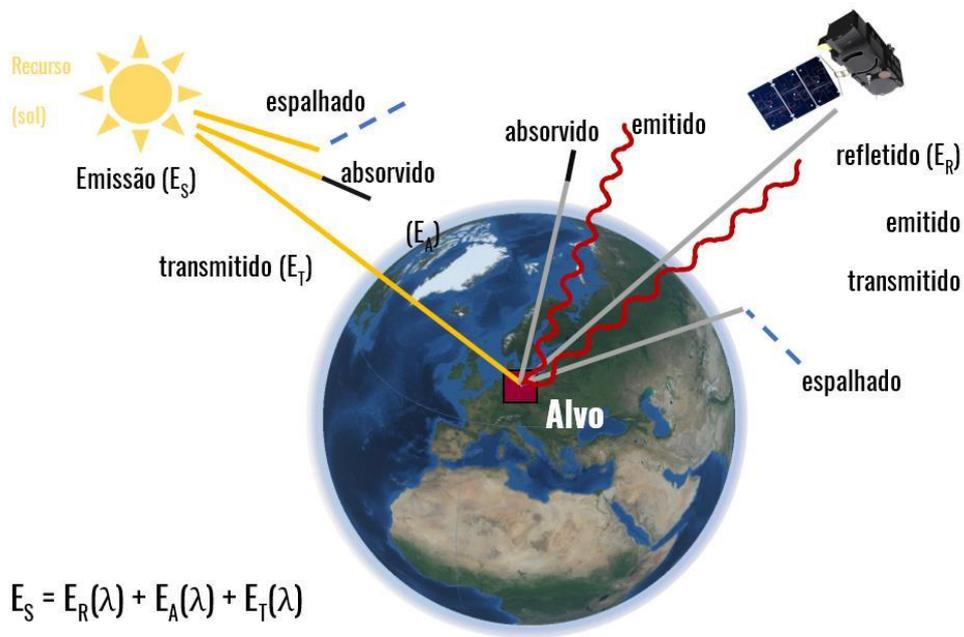


Figura 3. Interação da luz solar com a atmosfera da terra, fenômenos de radiação e explicação visual de como é obtida a informação dos alvos (ou objetos foco) pelos satélites.

Fonte: Adaptado de (BROSINSKY et al., 2019).

Alguns desses processos da radiação eletromagnética são: absorção, e dispersão atmosférica. Outro processo da radiação atmosférica é a reflectância, que se refere à radiação eletromagnética refletida de uma superfície, como aerossóis ou nuvens na atmosfera (BROSINSKY et al., 2019).

É importante compreender como a radiação interage com o sensor do satélite, pois, idealmente, o sinal registrado pelo sensor é uma função verdadeira da quantidade de radiação que sai do alvo dentro do campo de visão instantâneo em um ângulo sólido específico. Na realidade, como descrito na Figura 4, outras fontes de energia radiante podem entrar no campo de visão do sensor a partir de diferentes direções e introduzir ruído no sinal registrado.

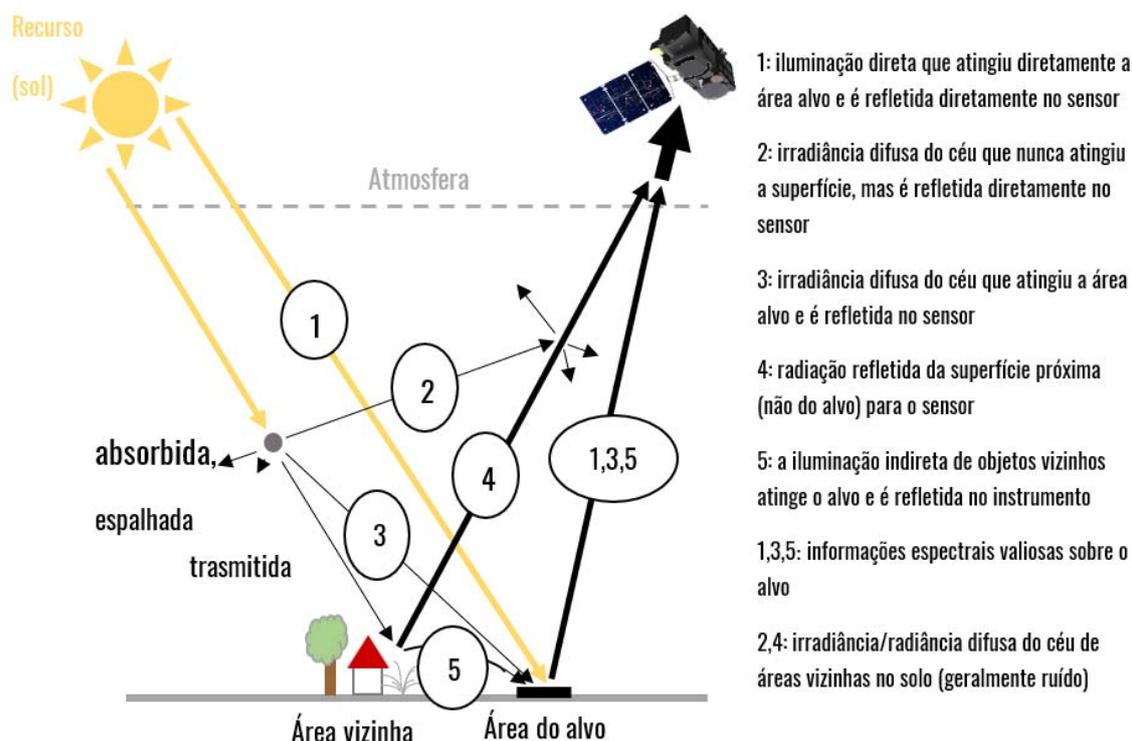


Figura 4. Processo de transferência da radiação na atmosfera e na superfície da terra.

FONTE: adaptado de BROSINSKY et al., (2019)

A radiação eletromagnética é representada pelo espectro eletromagnético, que é o conjunto organizado dos diferentes comprimentos de onda. Começa pelo comprimento de onda da “luz visível” (VIS), que varia de 380 a 780 nm e inclui as cores violeta, azul, verde, amarelo, laranja e vermelho. Seguem-se os comprimentos de onda infravermelhos (IR), divididos em infravermelho próximo (NIR, 700–1300 nm), infravermelho de onda curta (SWIR, 1300–3000 nm), infravermelho médio (MIR), infravermelho térmico (TIR) e infravermelho distante (FIR), além de comprimentos de onda mais longos, como micro-ondas e ondas de rádio.

Como mencionado anteriormente, a energia eletromagnética viaja em ondas e abrange um amplo espectro, desde raios UV muito curtos até micro-ondas muito longas. No entanto, o sensoriamento remoto utiliza a radiação solar na região espectral do visível e do infravermelho próximo (ver Figura 5 na região “Optical Sensors”), o que é denominado “sensoriamento remoto óptico” (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019).

Na Figura 5, também é possível observar como a radiação é influenciada pela atmosfera de várias formas, dependendo do comprimento de onda. Para comprimentos de onda visíveis, o sol irradia com mais intensidade e a transmitância atmosférica é mais alta. Para comprimentos de onda mais longos, a transmitância é reduzida a faixas estreitas, incluindo as áreas permeáveis no infravermelho térmico, através das quais a Terra emite radiação para o espaço. Na faixa de micro-ondas, a atmosfera é quase totalmente permeável. Como a radiação do Sol e da Terra é baixa, esse alcance pode ser utilizado por sistemas de radar ativos. Comprimentos de onda mais curtos, como o UV, são quase completamente absorvidos pela atmosfera e, portanto, são insignificantes para o sensoriamento remoto, que se concentra nas áreas permeáveis ou janelas atmosféricas (“Atmospheric Windows”) (BROSINSKY et al., 2019).

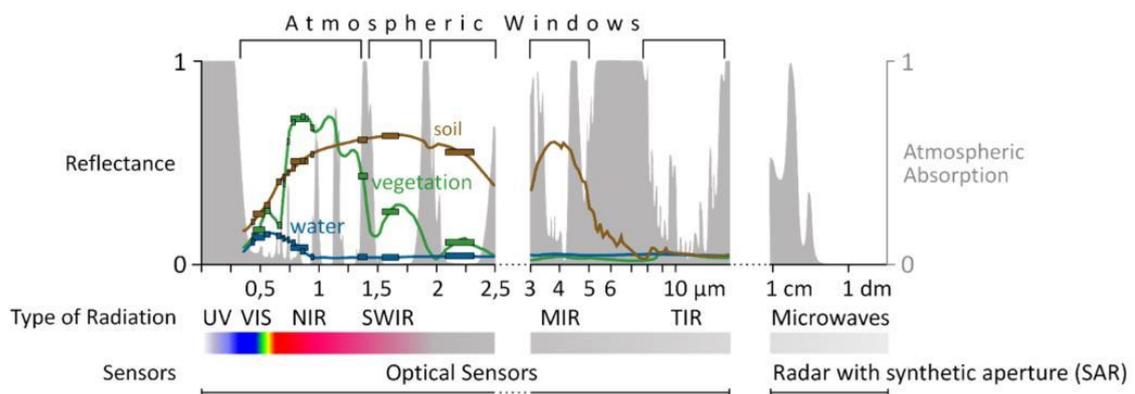


Figura 5. faixas do espectro eletromagnético (centro), espectros de refletância e absorção atmosférica (topo).

Fonte: Adaptada do Material do curso “Beyond the Visible – Introduction to Hyperspectral Remote Sensing” (BROSINSKY et al., 2019)

## **2.3 Qualidade da água**

A qualidade da água é fundamental para a saúde humana (TEIXEIRA et al, 2006) e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos (ALLAN, 2004). No entanto, em muitos municípios, a falta de pessoal, laboratórios e orçamento impede o cumprimento da resolução CONAMA 357/2005, que estabelece os limites legais para parâmetros de qualidade da água em ambientes aquáticos.

Em termos econômicos, a qualidade da água é muito importante para a agricultura, a pesca e o turismo. Esses serviços ecossistêmicos foram analisados mundialmente por Costanza et al., (1996) que estimaram um valor anual médio de US\$ 33 trilhões. Esse valor não leva em consideração o fato de que os serviços ecossistêmicos são insubstituíveis. Portanto, garantir e melhorar a qualidade da água é essencial para promover a saúde pública, proteger a biodiversidade e sustentar as atividades econômicas relacionadas à água.

### **2.3.1 Clorofila e Turbidez em ambientes Lagunares**

Nos sistemas lagunares, a clorofila e a turbidez são indicadores cruciais para a saúde e a dinâmica dos ambientes aquáticos. Por um lado, a clorofila, pigmento presente em plantas aquáticas e algas, é um indicador da produtividade primária e da biomassa vegetal nos sistemas lagunares. Sua presença e concentração refletem a disponibilidade de nutrientes, a intensidade da atividade fotossintética e a saúde geral do ecossistema aquático (CLOERN, 1999). A presença de clorofila pode ajudar na identificação da presença de cianobactérias. Várias espécies de cianobactérias tem a capacidade de produzir variedades de cianotoxinas que podem causar problemas de toxicidade em ambientes. Estudos demonstraram o potencial da toxina para promoção de tumores (FONSECA et al., 2018). Casos de envenenamento e morte foram registrados, especificamente no Brasil, na cidade de Caruaru (Pernambuco), onde 64 pessoas morreram devido ao alto conteúdo da toxina microcistina na água (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2006; SANCHES et al., 2012). Atualmente, a nível mundial, estabelecem-se níveis de vigilância e alerta com base nas quantidades de organismos (células/ml) ou pigmentos ( $\mu\text{g/l}$ ) presentes em todos os grupos de algas (clorofila a).

Por outro lado, a turbidez da água em sistemas lagunares está relacionada com a quantidade de partículas em suspensão e o grau de interferência dessas partículas na passagem da luz através da água (ANDRADE et al., 2024). Ela é expressa em unidades de formazina nefelométrica (FNU) ou unidade nefelométrica de turbidez (NTU), estas unidades tem procedimentos laboratoriais diferentes (DE ALCÂNTARA, 2007). Mas, as unidades são completamente comparáveis e equivalentes. A turbidez pode ser influenciada por processos naturais ou antrópicos. É comum observar um aumento da turbidez com a presença de correntes nas lagoas e precipitações nas bacias hidrográficas, que podem carregar partículas de silte, argila, areia, fragmentos de rocha e óxidos metálicos do solo (FACCO, 2023). Também pode ser influenciada pela ausência de boas práticas de gestão de solos agrícolas e pelo lançamento de esgotos domésticos ou industriais sem tratamento. Em sistemas lênticos, a turbidez pode ser baixa (alta transparência) devido ao efeito da sedimentação, ao contrário dos sistemas lóticos, que tendem a apresentar valores maiores de turbidez (baixa transparência) devido aos efeitos das correntes. A turbidez influencia a fotossíntese das plantas aquáticas e a profundidade em que a vida aquática pode prosperar. Altos níveis de turbidez podem afetar a oxigenação da água, a temperatura das lagoas e a distribuição de nutrientes. Adicionalmente, para garantir a potabilidade da água, é essencial que os valores de FNU sejam inferiores a 1 unidade, pois a turbidez pode atuar como um escudo para os microrganismos durante os processos de desinfecção, reduzindo a eficácia dos produtos de desinfecção (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2006).

Portanto, tanto a clorofila quanto a turbidez são importantes indicadores da qualidade da água e da saúde dos ecossistemas lagunares, fornecendo informações valiosas para o monitoramento e a gestão desses ambientes aquáticos preciosos. No caso da estimativa desses parâmetros por sensoriamento remoto, especialmente por meio de imagens de satélites, é necessário compreender como ocorrem os processos de interação da radiação eletromagnética na atmosfera e na água. Nesse sentido, a próxima seção é dedicada à descrição desses processos, com ênfase ao Sentinel-3, utilizado neste trabalho.

### 2.3.2 Monitoramento por sensoriamento remoto em ambientes aquáticos continentais e características espectrais

O sensoriamento remoto óptico é uma alternativa para a observação contínua da superfície terrestre, permitindo a detecção, o mapeamento e a caracterização bioóptica dos sistemas aquáticos (BARBOSA; NOVO; MARTINS, 2019). No entanto, os sistemas aquáticos têm características geomorfológicas e composições químicas únicas, o que dificulta a aplicação de um padrão geral para os algoritmos destinados à obtenção de parâmetros de qualidade da água e ao monitoramento desses parâmetros. Na Figura 6 pode-se observar um exemplo da diferença no espectro da refletância da água em águas oceânicas e águas costeiras, que ilustra por que os algoritmos utilizados no oceano são diferentes dos usados em águas costeiras, devido aos diferentes componentes presentes. A curva de refletância da água líquida é caracterizada por baixa refletância na faixa visível e alta absorção (quase completa) no infravermelho próximo e além.

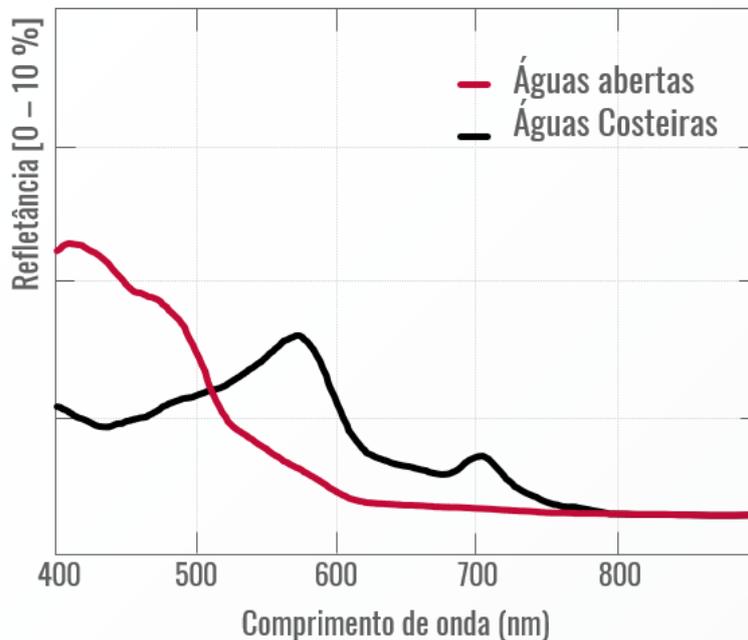


Figura 6. características espectrais no espectro da radiação refletida em águas abertas e águas Continentais.

Fonte: Adaptado de RAYMOND F. KOKALY et al., (2017)

Devido às suas propriedades de absorção, corpos d'água e objetos que contêm água podem ser facilmente delineados e identificados por sensoriamento remoto. No

caso da água turva, como a água rica em clorofila, ela reflete mais fortemente na faixa VIS do que a água clara. Esses padrões são usados para documentar a proliferação de algas ou contaminação, como, por exemplo, por óleo ou águas residuais industriais.

Os comportamentos ópticos da água, ou Optical Water Types (OWT), referem-se às propriedades ou respostas espectrais resultantes da interação entre a luz e a água. Essas respostas podem revelar características específicas dos corpos d'água.

Um exemplo são os espectros identificados e caracterizados por Wang et al. (2019). Os espectros caracterizados destacam águas turvas com três picos em torno de 550, 710 e 810 nm, além de uma diminuição gradual do espectro entre 550 e 710 nm. Outros espectros, identificados como águas com presença de algas, apresentaram saliência em torno de 550 e 710 nm, estendendo-se até 900 nm. Também foram identificadas águas com floração flutuante, cuja refletância na região do NIR foi geralmente maior do que em torno de 680 nm, exibindo uma forma espectral semelhante à da vegetação.

Essas características espectrais da reflectância da água são importantes para algoritmos de correção atmosférica, especialmente no contexto da suposição de 'pixel preto' (WANG et al., 2019).

## 2.4 Sentinel 3/OLCI

A família Sentinel-3 é composta por dois satélites idênticos com uma vida útil de sete anos aproximadamente: o Sentinel-3A, lançado em 2016, e o Sentinel-3B, lançado em 2018. Ambos estão na mesma órbita, órbita polar heliossíncrona, a uma altitude de 814,5 km, separados por 180° para garantir uma ótima cobertura e minimizar o tempo de envio dos dados (três horas) (THE EUROPEAN SPACE AGENCY, 2016), com uma resolução temporal inferior a dois dias.

Os satélites transportam um conjunto de instrumentos especificamente projetados para realizar medições sistemáticas dos oceanos (temperatura, altura, cor), do gelo (pacotes de gelo), da terra (cor, índices de vegetação, alturas de rios e lagos) e da atmosfera do planeta Terra. Esses instrumentos geram dados distribuídos gratuita e abertamente, apoiando estudos e o monitoramento das dinâmicas globais em grande escala, assim como a criação e a melhoria de modelos de prognóstico (THE EUROPEAN SPACE AGENCY, 2016).

O Ocean and Land Color Instrument (OLCI) é a linha de base sucessora do Envisat MERIS e cobre 21 bandas espectrais, desde 400 nm até 1.020 nm, com um feixe de luz de 1.270 km e uma resolução espacial de 300 metros. Com uma alta relação sinal-ruído, o OLCI é muito adequado para estudos de qualidade da água. Possui cinco câmeras, cada uma com cinco módulos de câmara que compartilham o campo de visão. Cada câmera tem um campo de visão de 14,2° e uma sobreposição de 0,6° com as câmeras vizinhas, cobrindo um amplo campo de visão de 68,5° ao longo da pista. O campo de visão não está centrado no nadir; cada campo de visão se desloca 12,6° em relação ao sol, minimizando assim o brilho solar que afeta principalmente as latitudes subtropicais (THE EUROPEAN SPACE AGENCY, 2016).

Os produtos de nível 1 possuem medições físicas de radiâncias do topo da atmosfera (TOA) corrigidas radiometricamente, calibradas e caracterizadas espectralmente (unidades geofísicas:  $W \cdot m^{-2} \cdot sr^{-1} \cdot \mu m^{-1}$ ). Além disso, contêm referências geográficas e dados meteorológicos. Todos os produtos são de acesso livre e gratuito.

Cada um dos produtos “OL\_1\_EFR” na sua pasta possui 9 elementos descritos na Tabela 1. que são de vital importância para os diferentes processos de pré-processamento e processamento das imagens.

Tabela 1. Elementos dos produtos nível 1

<b>Nome do elemento</b>	<b>Descrição</b>
Manifest.safe	SENTINEL-SAFE manifesto do produto
Oa##_radiance.nc	Radiância do OLCI desde a banda 01 até a banda 21
Removed_pixels.nc	Informações de pixels removidas necessárias para geração de nível 1C
Time_coordinates.nc	Anotações de carimbo de data/hora
Geo_coordinates.nc	Dados de georreferenciamento de alta resolução
Quality_flags.nc	Classificação e qualidade de bandeiras
Tie_geo_coordinates.nc	Dados de georreferenciamento de baixa resolução
Tie_geometries.nc	Sol e ângulos de visão
Tie_meteo.nc	dados ECMWF meteorológicos, (Number of lines and columns in the tie-point grid)
Instrument_data.nc	dados do instrumento, (Number of lines and columns in the product image, number of instrument detectors per frame and number of OLCI bands)

Fonte: Adaptado de THE EUROPEAN SPACE AGENCY, (2016)

O elemento Oa##\_radiance.nc possui 21 arquivos dos 21 canais, cada canal é um comprimento de onda e cada comprimento de onda possui uma função descrita na Tabela 2.

Tabela 2. Bandas do Satélite sentinel-3/OLCI

<b>Número de Banda</b>	<b>Comprimento de Onda Central (nm)</b>	<b>Largura Espectral (nm)</b>	<b>Função de cada banda</b>
Oa1	400	15	Correção de aerossóis, recuperação melhorada de constituintes de água
Oa2	412.5	10	Substância amarela e pigmentos detriticos (turbidez)
Oa3	442.5	10	Absorção de Chl máx., biogeoquímica,

vegetação

Oa4	490	10	Chl Alta, outros pigmentos
Oa5	510	10	Chl, sedimentos, turbidez, maré vermelha
Oa6	560	10	Referência Chl-a ([Chl-a] mínimo)
Oa7	620	10	carregamento de sedimentos
Oa8	665	10	Chl (2nd Chl abs. máx.), sedimento, amarelo, substância/vegetação
Oa9	673.75	7.5	Para melhor recuperação de fluorescência e para melhor conta do efeito Smile junto com as bandas 665 e 680 nm
Oa10	681.25	7.5	Pico de fluorescência Chl, borda vermelha
Oa11	708.75	10	Linha de base de fluorescência Chl, transição de borda vermelha
Oa12	753.75	7.5	Absorção de O2/nuvens, vegetação
Oa13	761.25	2.5	Correção de banda de absorção de O2/aerossol
Oa14	764.375	3.75	Correção atmosférica
Oa15	767.5	2.5	O2A usado para pressão superior da nuvem, fluorescência sobre a terra
Oa16	778.75	15	Correção atmosférica/aerossol
Oa17	865	20	Correção atmosférica/aerossol, nuvens, co-registro de pixels
Oa18	885	10	Banda de referência de absorção de vapor de água. Banda de referência comum com instrumento SLSTR. Monitoramento de vegetação
Oa19	900	10	Absorção de vapor de água/monitoramento da vegetação (refletância máxima)
Oa20	940	20	Absorção de vapor de água, correção atmosférica/aerossol

---

Fonte: adaptada da THE EUROPEAN SPACE AGENCY, (2016)

### 2.4.1 Lakes Climate Change Initiative

O Lakes Climate Change Initiative (LakesCCI) é um projeto da Agência Espacial Europeia que busca validar um conjunto de dados consistentes sobre as variáveis essenciais do clima de aproximadamente 2.000 lagos ao redor do mundo. Todos os produtos gerados pelo projeto são provenientes de satélites europeus (CARREA et al., 2023) incluindo o satélite Sentinel 3/OLCI.

O sistema de lagoas costeiras estudado faz parte dos lagos que a plataforma LakesCCI monitora e fornece informações sobre os parâmetros de clorofila e turbidez aqui analisados (<https://lakescci.eofrom.space/>).

O processo de obtenção e geração de produtos do LakesCCI começa com o pré-processamento. Inicialmente, são obtidas imagens de nível 1 e criado um banco de dados, utilizando scripts internos em Python e funcionalidades do banco de dados Postgres. Em seguida, para melhorar o desempenho no processamento, as passagens de satélite são subdivididas em subconjuntos que delimitam caixas ao redor de cada área alvo. Este procedimento é realizado com a ferramenta "subsetting" do SNAP. Posteriormente, são feitas correções radiométricas nos dados das imagens de nível 1 pela ferramenta SNAP antes de serem submetidas à correção atmosférica. Após este processo, ocorre a identificação de pixels (água, terra, nuvem/neblina ou neve/gelo) pela rede neural Idepix, acessada via SNAP. Os pixels são armazenados para posterior mascaramento de pixels inválidos (não água). Finalmente, as correções atmosféricas são realizadas no POLYMER, chamado através de um wrapper de função em Python, produzindo bandas de ondas de refletância da água totalmente normalizadas para cada faixa de onda.

Para a obtenção dos parâmetros de clorofila e turbidez gerados pelo LakesCCI, é realizada uma classificação óptica do tipo de água (OWT), desenvolvida no projeto GloboLakes (SPYRAKOS et al., 2018). Essa classificação é aplicada a cada pixel para determinar a semelhança do espectro de refletância observado na superfície da água com treze tipos conhecidos. Para cada um dos 13 OWTs básicos, foi atribuído um

algoritmo, selecionado e ajustado com valores de referência in situ da base de dados LIMNADES. Os algoritmos de clorofila e turbidez aplicados a cada OWT resultante são apresentados na Tabela 3 e na Tabela 4 (EUROPEAN SPACE AGENCY, 2023).

É importante destacar que as OWTs utilizadas pelo projeto LakesCCI diferem das OWTs empregadas neste trabalho, as quais foram desenvolvidas especificamente para atender às particularidades das condições locais analisadas.

Tabela 3. Algoritmos de Clorofila aplicados nos diferentes tipos ópticos de água para OLCI

<b>Número de tipos de água</b>	<b>Algoritmo</b>	<b>Optimização do algoritmo</b>
3, 9, 10, 13	OC2	Reajuste empírico de parâmetros de algoritmo com base na calibração do GloboLakes contra o banco de dados Limnades, específico para cada tipo de água óptica (NEIL et al., 2019).
2, 8, 11, 12	Razão de banda empírica de 708/665 com base em GILERSON et al., (2010)	
1, 4, 5, 6	Algoritmo semi-analítico NIR-Red band para MERIS baseado em GONS, (2005).	
7	Algoritmo QAA adaptado de acordo com MISHRA et al., (2013)	

Fonte: adaptado da EUROPEAN SPACE AGENCY, (2023)

Tabela 4. Algoritmos de Turbidez aplicados nos diferentes tipos ópticos de água para OLCI

<b>Número de tipos de água</b>	<b>Algoritmo</b>	<b>Optimização do algoritmo</b>
1, 7, 10	Baseado em ZHANG et al., (2014)	Reajuste empírico de parâmetros de algoritmo com base na calibração do GloboLakes contra o banco de dados Limnades, específico para cada tipo de água óptica (semelhante a NEIL et al., (2019)).
2, 4, 6, 8, 12	Baseado em VANTREPOTTE et al., (2011)	
3, 5, 9, 11, 13	Baseado em BINDING et al., (2010)	

Fonte: adaptado da EUROPEAN SPACE AGENCY, (2023)

### 3. Área de estudo Capítulo 1 e Capítulo 2

#### 3.1 Localização

A área de estudo compreende o sistema de lagoas Patos-Mirim-Mangueira, situado nos países Brasil e Uruguai. Esta região transfronteiriça abrange majoritariamente o estado do Rio Grande do Sul, no Brasil, incluindo a Lagoa dos Patos, a Lagoa Mangueira e parte da Lagoa Mirim. Esta última é politicamente dividida em duas partes: a maior porção pertence ao território brasileiro, enquanto a outra parte está distribuída entre os departamentos uruguaios de Cerro Largo, Treinta y Tres e Rocha, conforme ilustrado na Figura 7.

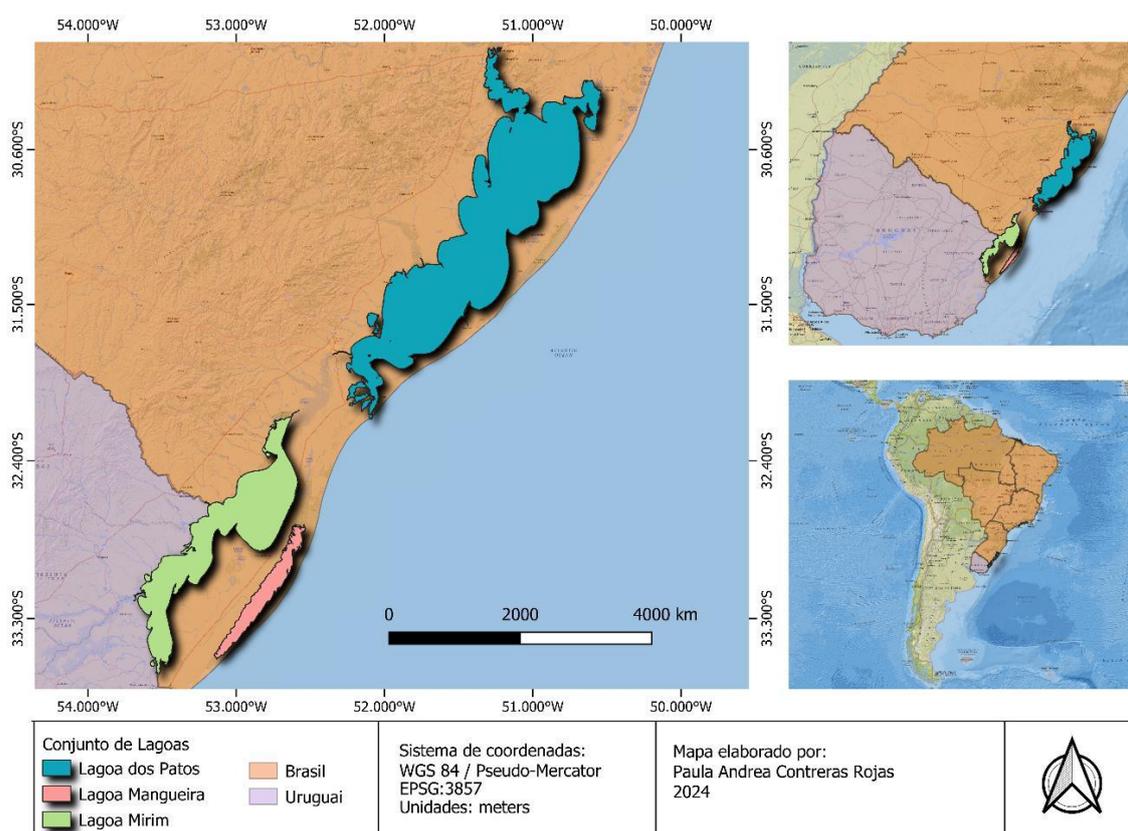


Figura 7. Localização da área de estudo abrangendo as lagoas dos Patos e Mangueira, localizadas integralmente no território brasileiro, e a Lagoa Mirim, uma lagoa transfronteiriça entre o Brasil e o Uruguai. Elaborado no software QGIS.

### 3.2 Geologia e Geomorfologia

A evolução geológica é responsável pela formação da paisagem do sistema lagunar Patos-Mirim-Mangueira, localizado na unidade geológica da bacia sedimentar de Pelotas (desde o Uruguai até Santa Catarina), no domínio tectônico denominado “Depósitos Sedimentares Cenozóicos de Margem Passiva”. Em termos estratigráficos, enquadra-se no eón Fanerozóico, na era Cenozóica, especificamente no período Neógeno. A geologia das lagoas remonta ao Holoceno e Pleistoceno (DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL, 1989). Os principais litótipos associados a essa região são descritos detalhadamente na Tabela 5.

Tabela 5. Coluna Estratigráfica da paisagem do sistema lagunar Patos-Mirim-Mangueira

ÉON	ERA	PERÍODO	ÉPOCA	SIGLA	LITOTIPOS
FANEROZÓICO	CENOZÓICO	NEÓGENO	HOLOCENO	NQ	Depósitos colúvio-aluviais:
				Q4,	Depósitos relacionados a barreiras-holocênicas
				Q4ca,	Depósitos colúvio-aluviais
				Q4a,	Depósitos Aluviais
				Q4d,	Depósitos Deltaicos
				Q4p,	Depósitos Praiais
				Q4pc,	Depósitos de praias e cristas lagunares
				Q4pl,	Depósitos de planície lagunar
				Q4re,	Depósitos de retrabalhamento eólico
				Q4tf.	Turfeiras
			PLEISTOCENO	Q3,	Depósito de barreira pleistocênica 3
				Q3e3,	Depósitos eólicos
				Q3pe3	Depósitos praias eólicos
				,	Depósitos de planície lagunar
				Q3pl3.	
				Q2,	Depósito de barreira pleistocênica 2
				Q2e2,	Depósitos eólicos
				Q2p2,	Depósitos praias
				Q2pe2	Depósitos praias eólicos
				,	Depósitos de planície lagunar
Q2pl2.					
Q1,	Depósito de barreira pleistocênica 1				
Q1ca1	Depósitos colúvio-aluviais				
,	Depósitos eólicos				
Q1e1,	Depósitos de planície lagunar				
Q1pl1.					

Fonte: Elaborado a partir de informação do Mapa Geológico do Estado do Rio Grande do Sul, escala 1:1.000.000. Brasília (DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL, 1989).

Na Lagoa dos Patos e na Lagoa Mirim, predominam os litotipos “Depósitos relacionados a barreiras holocênicas, Depósitos de planície lagunar” (Q4pl) e “Depósito de barreira pleistocênica 3, Depósitos de planície lagunar” (Q3pl3): areia siltico-argilosa, mal selecionada, com laminação plano-paralela incipiente, e concreções carbonáticas e ferromanganesíferas. Localizados nas “Planícies lagunares”

Na Lagoa Mangueira, predomina o litotipo “Depósitos relacionados a barreiras holocênicas, Turfeiras” (Q4tf): turfa heterogênea intercalada ou misturada com areia, silte e argila, localmente com diatomito (DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL, 1989). Localizados nas “Planícies marinhas”. Na Figura 8 pode se detalhar o relevo da zona de estudo.

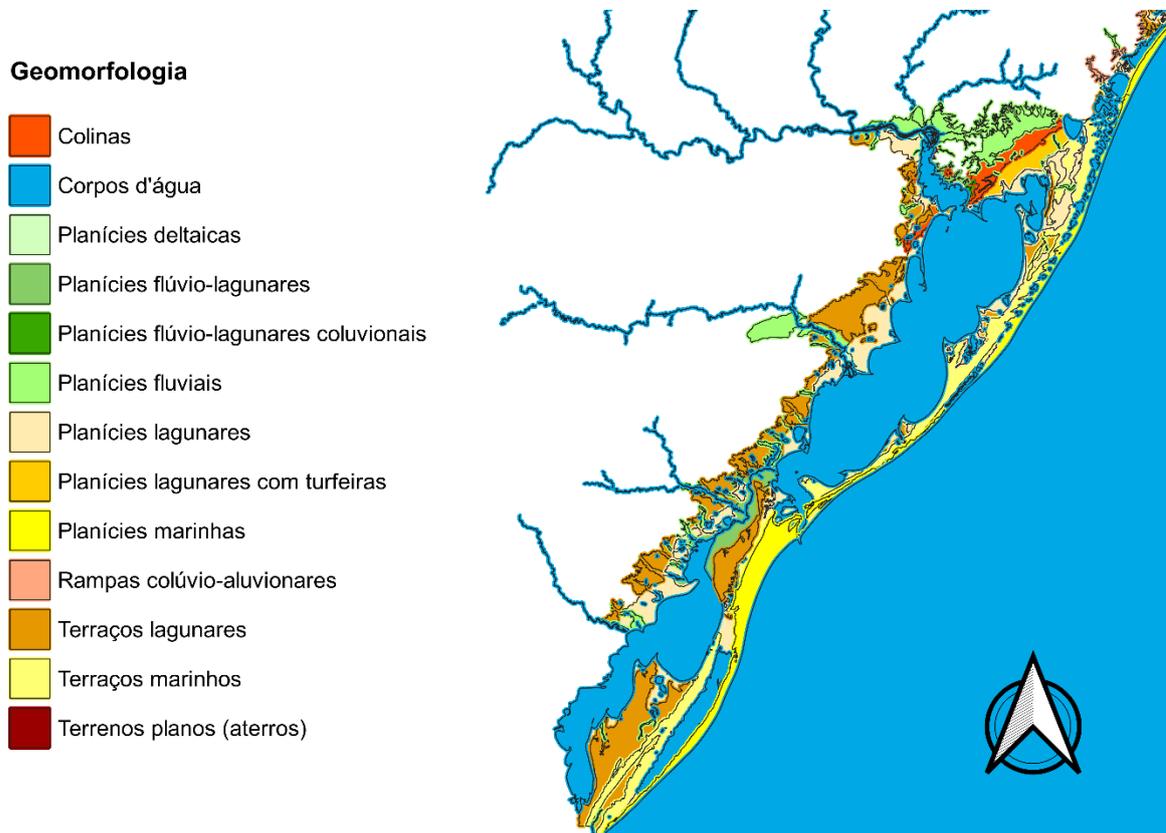


Figura 8. Geomorfologia, relevo da paisagem do sistema lagunar Patos-Mirim-Mangueira com dados do Departamento Nacional de Produção Mineral, informação gerada no software QGIS.

### 3.3 Solos

Os ambientes naturais são intrinsecamente dependentes do solo para sua sobrevivência, e a formação dos tipos de solo está sujeita a influências tanto de fatores bióticos quanto abióticos. Nos sistemas lagunares, essa interdependência é particularmente evidente, resultando em tipos específicos de solo. A formação desses solos ocorre por meio de processos de erosão e sedimentação, que, por sua vez, contribuem para o isolamento de antigas baías (FUNDO BRASILEIRO PARA A BIODIVERSIDADE, 2017).

Os Planossolos Háplicos Eutróficos (SXe) predominam na margem da Lagoa dos Patos, havendo também a presença de Argissolos Vermelho-Amarelos Distróficos (PVA<sub>d</sub>) no corpo hídrico do Guaíba. Na margem da Lagoa Mirim, predominam os Planossolos Háplicos Eutróficos (SXe). Na parte sul da Lagoa Mangueira, predominam as Dunas (DN), enquanto na parte norte há a presença de Planossolos Háplicos Eutróficos (SXe) (EMBRAPA, 2011), na Figura 9, pode se observar com mais detalhe os solos descritos.

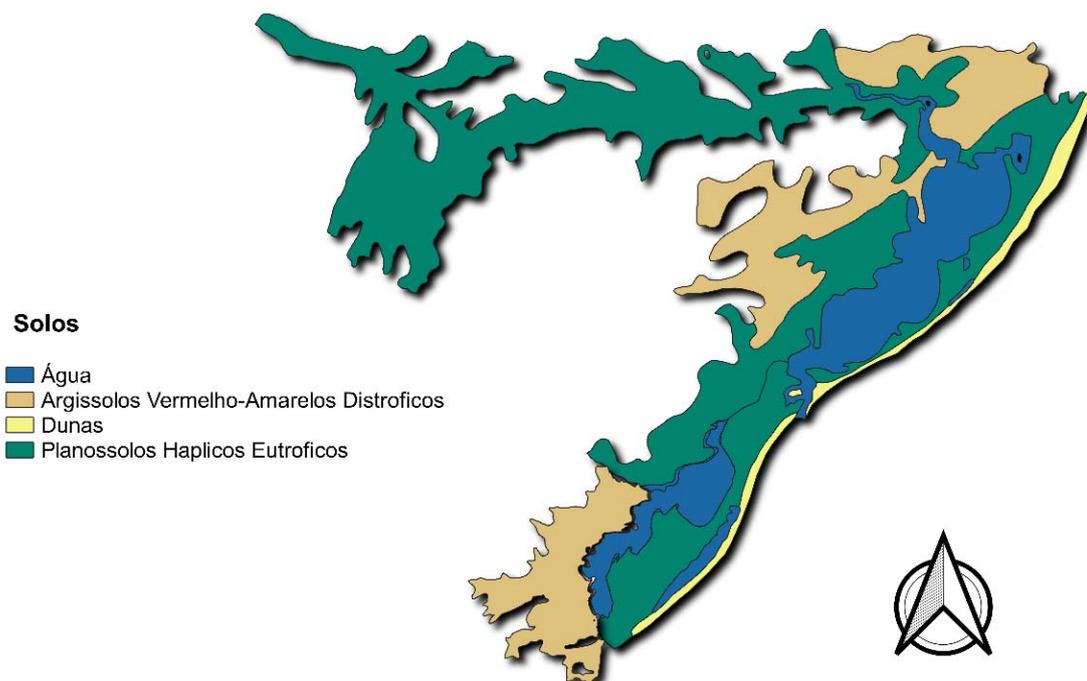


Figura 9. Distribuição geográfica dos solos predominantes no sistema lagunar com dados da EMBRAPA, mapa gerado no software QGIS.

### 3.4 Uso do Solo e Relevô

O sistema lagunar pertence ao Bioma Pampa, que no Brasil ocupa exclusivamente o estado do Rio Grande do Sul. Nesse estado, 68% do território é delimitado como ecossistema Pampa (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E INFRAESTRUTURA (BRASIL), 2020). Esse ecossistema possui múltiplas unidades de conservação federais, estaduais e mundiais. Foi realizado um buffer de 10.000 metros ao redor do sistema lagunar para identificar as unidades de conservação, listadas na Tabela 6.

Tabela 6. Unidades de Conservação

Nome	Categoria	Responsável
Taim	Estação ecológica	Federal
	Reserva biosfera	UNESCO
Lagoa do peixe	Parque Nacional	Federal
Mato Grande	Reserva Biológica	Estadual
Camaquã	Parque Estadual	Estadual
Itapuã	Parque Estadual	Estadual
Delta do Jacuí	Parque Estadual	Estadual
San Miguel	Parque Nacional	Nacional (SNAP)
Bañados del Este	Reserva de Biosfera	UNESCO
Bañados del este y Franja Costera	Reserva Biosfera	UNESCO

Fonte: Autora, com informação do (INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL, 2024; MINISTÉRIO DE AMBIENTE (URUGUAI); SISTEMA NACIONAL DE ÁREAS PROTEGIDAS (SNAP), 2023; RAMSAR, 2017; SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E INFRAESTRUTURA (BRASIL), 2020).

Além das áreas de conservação, foi realizada uma análise dos principais usos do solo em cada bacia hidrográfica, dada a possível importância na contribuição de minerais e materiais pelos canais principais para cada lagoa. Os principais usos do solo de cada bacia estão apresentados na Figura 10. Os valores foram gerados utilizando a Coleção 8 do MapBiomas Brasil e Uruguai para o ano de 2022. Inicialmente, foi realizada uma contagem da área correspondente a cada tipo de uso do solo. Em seguida, foram calculadas as porcentagens relativas a cada uma dessas áreas no R-Studio. Posteriormente, foram criados gráficos representativos dos usos do solo.

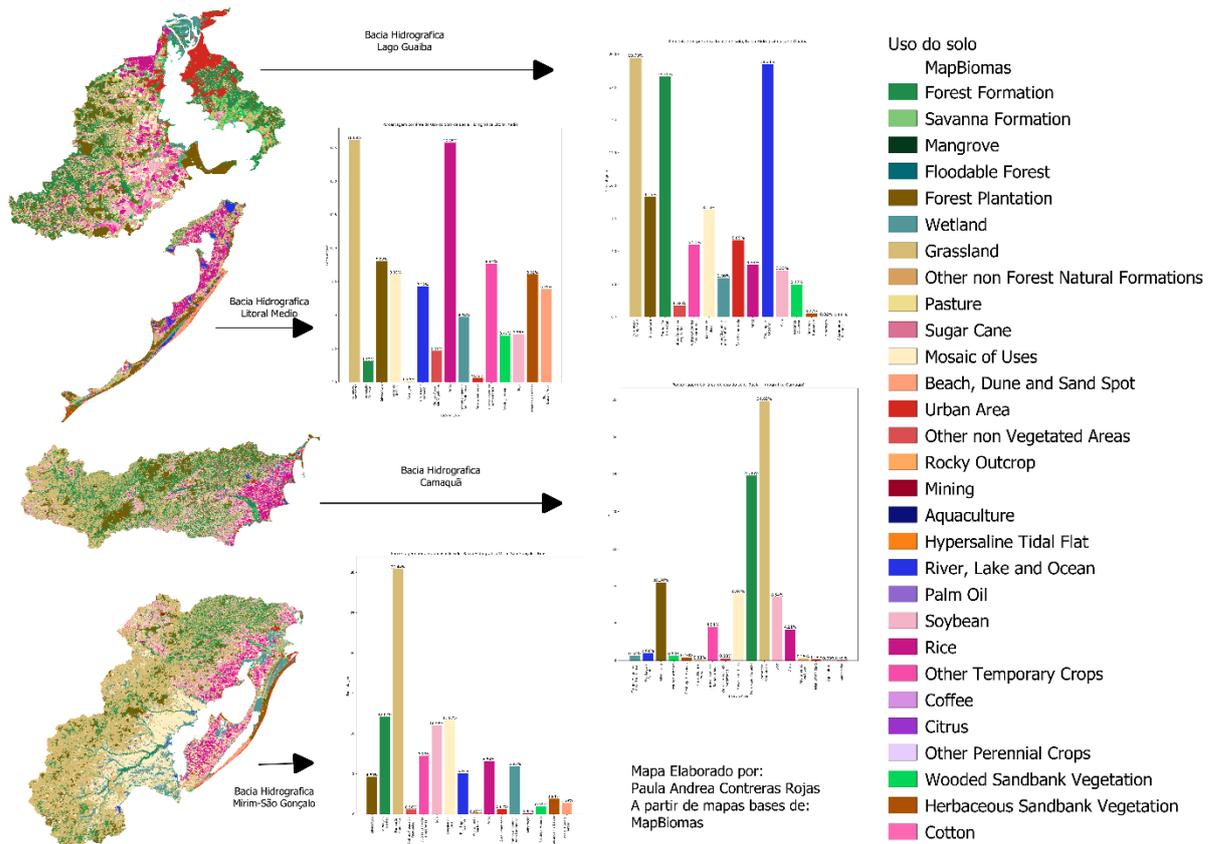


Figura 10. Uso do solo das bacias Hidrográficas que drenam no sistema de lagoas costeiras, gerado com informação de MapBiomas. Mapa gerado com linguagem de programação Python.

Para a bacia hidrográfica do Lago Guaíba, as maiores porcentagens de uso do solo foram observadas em "Formação Campestre", com 19,73%, e "Água", com 19,24%. Na bacia hidrográfica do Litoral Médio, as categorias predominantes foram "Formação Campestre" e "Arroz", com 18,09% e 17,85%, respectivamente. Já na bacia hidrográfica do Camaquã, as maiores porcentagens corresponderam a "Formação Campestre", com 34,82%, e "Formação Florestal", com 24,86%. Por fim, a bacia hidrográfica Mirim-São Gonçalo apresentou as maiores proporções em "Formação Campestre", com 30,44%, e "Formação Florestal", com 12,07%.

### 3.5 Hidrologia e Hidrografia

A área de estudo compreende o sistema lagunar Patos-Mirim-Mangueira, que é o maior sistema lagunar da América do Sul (ANDRADE et al., 2012; DE OLIVEIRA, 2016; DE OLIVEIRA; DE ANDRADE, 2020). Este sistema pertence à região

hidrográfica do Atlântico Sul e está interligado por canais e banhados, desempenhando um papel importante na supervisão da qualidade da água para a gestão dos recursos hídricos, especialmente para abastecimento e irrigação

As principais bacias hidrográficas (BH) identificadas pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico que afluem para a Lagoa dos Patos são a BH Litoral Médio, a BH Lago Guaíba e a BH Camaquã. No caso da Lagoa Mirim e da Lagoa Mangueira, estas estão situadas dentro da BH Mirim-São Gonçalo.

Os principais corpos d'água que drenam para a Lagoa dos Patos incluem o rio Capivari, o rio Gravataí, o arroio do Ribeiro, o rio Camaquã e o canal São Gonçalo. Para a Lagoa Mirim, os principais corpos d'água são o arroio Grande, o rio Jaguarão, o rio Tacuarí, o arroio Sarandaí (Satandí) Grande, o rio Cebollati, o rio San Luis e a Lagoa Mangueira, conforme apresentado na Figura 11.

#### Bacias Hidrográficas

- Camaquã
- Lago Guaíba
- Litoral Médio
- Mirim São Gonçalo

#### Principal Hidrografia Lagoa dos Patos

- 1- RIO CAPIVARI
- 2- RIO CAMAQUA
- 3- ARROIO DO RIBEIRO

#### Principal Hidrografia Lagoa Mirim

- 4- ARROIO CONVENTOS
- 5- ARROIO SAN MIGUEL
- 6- ARROIO CHUY
- 7- RIO CEBOLLATI
- 8- RIO SAN LUIS
- 9- RIO TACUARI
- 10- RIO YAGUARAON
- 11- RIO OLIMAR GRANDE
- 12- ARROIO DEL PARAO
- 13- ARROIO SARANDAI GRANDE
- 14- RIO OLIMAR CHICO
- 15- ARROIO GRANDE

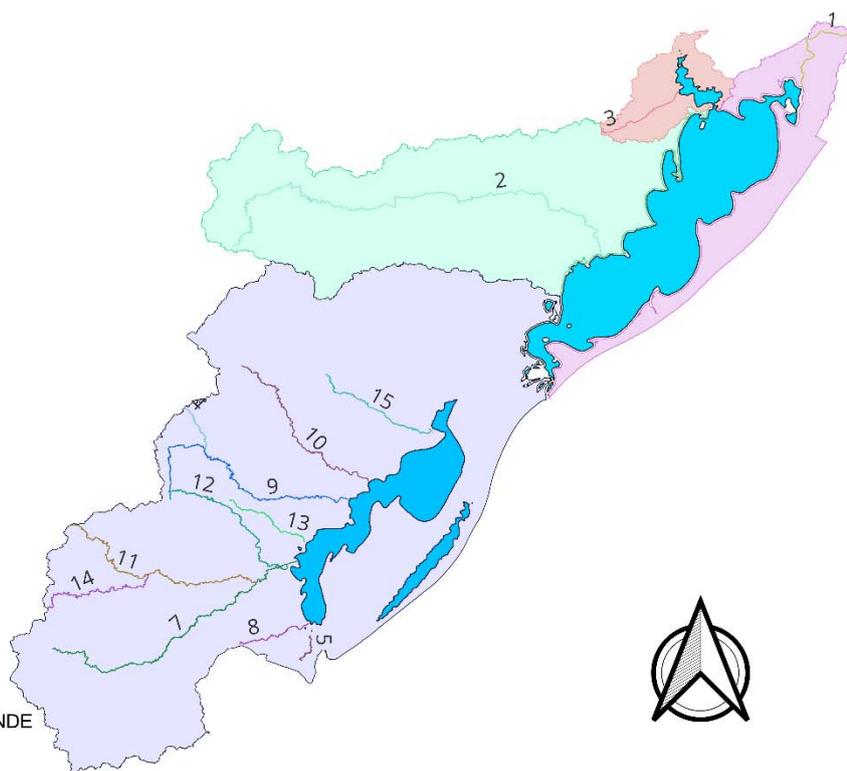


Figura 11. Bacias hidrográficas e hidrografia principal identificada para cada uma das lagoas

Para a obtenção da hidrografia, foram utilizados dados da Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura (SEMA) para o Brasil e do Ministério de Transporte e Obras Públicas para o Uruguai.

## **4. Capítulo 1 – Classificação de tipos ópticos de água do sistema de lagoas**

Neste capítulo, será abordada a obtenção de imagens de nível 1 do satélite Sentinel-3/OLCI, a correção atmosférica e a obtenção de clorofila e turbidez utilizando o software “ACOLITE”. Realizou-se uma classificação dos tipos ópticos de água (OWT) do sistema de lagoas costeiras com o software “The Sentinel Application Platform” (SNAP), para posteriormente cruzar os dados de clorofila, turbidez e OWTs.

### **4.1 Introdução**

A Lagoa dos Patos, a Lagoa Mirim e a Lagoa Mangueira, fazem parte do maior sistema lagunar da América do Sul (ANDRADE et al., 2012; DE OLIVEIRA, 2016; DE OLIVEIRA; DE ANDRADE, 2020), sendo importantes para o desenvolvimento econômico e político da região, bem como para a preservação cultural e ambiental. Esses fatores justificam a necessidade de conhecer e monitorar a qualidade das águas dessas lagoas.

Devido à grande extensão do território analisado e aos objetivos de monitoramento constante com uma temporalidade mínima, o satélite Sentinel-3A/B com seu instrumento OLCI é o mais adequado (BEAULNE; FOTOPOULOS, 2024; LIU et al., 2022b). O instrumento possui uma resolução espacial de aproximadamente 300 metros e 21 bandas que vão de 400 nm a 1.020 nm, com um feixe de 1.270 km (DONLON et al., 2012).

No entanto, ruídos e fatores limitam a obtenção de 100% da informação na biosfera, o que requer um pré-processamento dos dados de espectroscopia de imagem. É necessário realizar correções atmosféricas, e métodos como ACOLITE, C2RCC e 6SV já foram validados pela literatura (RODRIGUES et al., 2022). Especificamente para as imagens do satélite Sentinel-3/OLCI, Vanhellemont et al. (2021), compararam refletâncias medidas in-situ com seis diferentes algoritmos de correção atmosférica para águas turvas (ACOLITE, L2-WFR, POLYMER, C2RCC, SeaDAS e SeaDAS-ALT), sendo que ACOLITE e L2-WFR se destacaram, com ACOLITE apresentando resultados menos ruidosos.

Para mapear qualitativamente o sistema de lagoas e distinguir áreas com diferentes comportamentos de refletância espectral e diferentes Optical Water Types

(OWT), as refletâncias corrigidas são agrupadas por diversos métodos de classificação. Um desses métodos é a ferramenta do software SNAP (Sentinel Application Platform, <http://step.esa.int/main/toolboxes/snap/>) (LIU et al., 2022a; RODRIGUES et al., 2022; ZOLFAGHARI et al., 2023). Esses agrupamentos são utilizados para selecionar algoritmos empíricos de qualidade da água para as lagoas, permitindo que uma lagoa tenha diferentes tipos ópticos de água e, conseqüentemente, diferentes algoritmos empíricos para calcular um mesmo parâmetro de qualidade da água (LIU et al., 2022a; RODRIGUES et al., 2022; WERTHER et al., 2022; ZOLFAGHARI et al., 2023).

Entre os parâmetros de qualidade da água que podem ser monitorados no sistema de lagoas estão a clorofila e a turbidez (VENEROS et al., 2020). Após o pré-processamento, esses parâmetros podem ser obtidos por diferentes algoritmos, que variam conforme os fatores ambientais específicos dos corpos d'água. Esses algoritmos podem ser criados para usos particulares ou gerais, e, embora não haja limitações para testar e reproduzir diferentes algoritmos em qualquer tipo de água, Vanhellemont et al. (2021) encontraram que, para a estimativa de turbidez usando algoritmos de banda única, o ACOLITE se destacou, apresentando refletâncias muito próximas das observadas in situ. Para a estimativa de clorofila, todos os métodos (ACOLITE, L2-WFR, POLYMER, SeaDAS e SeaDAS-ALT, exceto C2RCC) mostraram desempenho semelhante (VANHELLEMONT; RUDDICK, 2021).

Este capítulo visa realizar um agrupamento das refletâncias obtidas no sistema de lagoas em grupos similares, denominados Optical Water Types (OWTs), para uma avaliação qualitativa das lagoas em diferentes datas.

## **Objetivo Geral**

Caracterizar a qualidade da água com ênfase na análise de clorofila e turbidez no conjunto de lagoas e os processos de transporte de sedimentos na Lagoa dos Patos.

## **Objetivos específicos**

- Analisar a concentração de clorofila e turbidez para o conjunto de lagoas fazendo uso de algoritmos empíricos.
- Identificar os principais tipos de água, que ocorrem no conjunto de lagoas realizando um agrupamento das refletâncias obtidas no sistema de lagoas, em grupos similares denominados Optical Water Types (OTW's).
- Caso de estudo: observar a dinâmica do transporte de sedimentos da Lagoa dos Patos, durante o evento climático apresentado no final de abril e começo de junho do 2024.

## 4.2 Metodologia

A Figura 12 apresenta o resumo do processo realizado no capítulo 1. Essa metodologia começa com a obtenção de imagens de nível 1 na plataforma COPERNICUS, seguida pela correção de cada uma das bandas do satélite para gerar imagens de nível 2, que possuem as reflectâncias corrigidas. Essas reflectâncias seguem dois caminhos: o primeiro envolve um processo no aplicativo SNAP, onde são gerados os OWTs; o segundo utiliza essas reflectâncias corrigidas para a geração das concentrações de clorofila e turbidez. Posteriormente, foram produzidos os produtos, incluindo imagens, mapeamentos e bases de dados para análise.

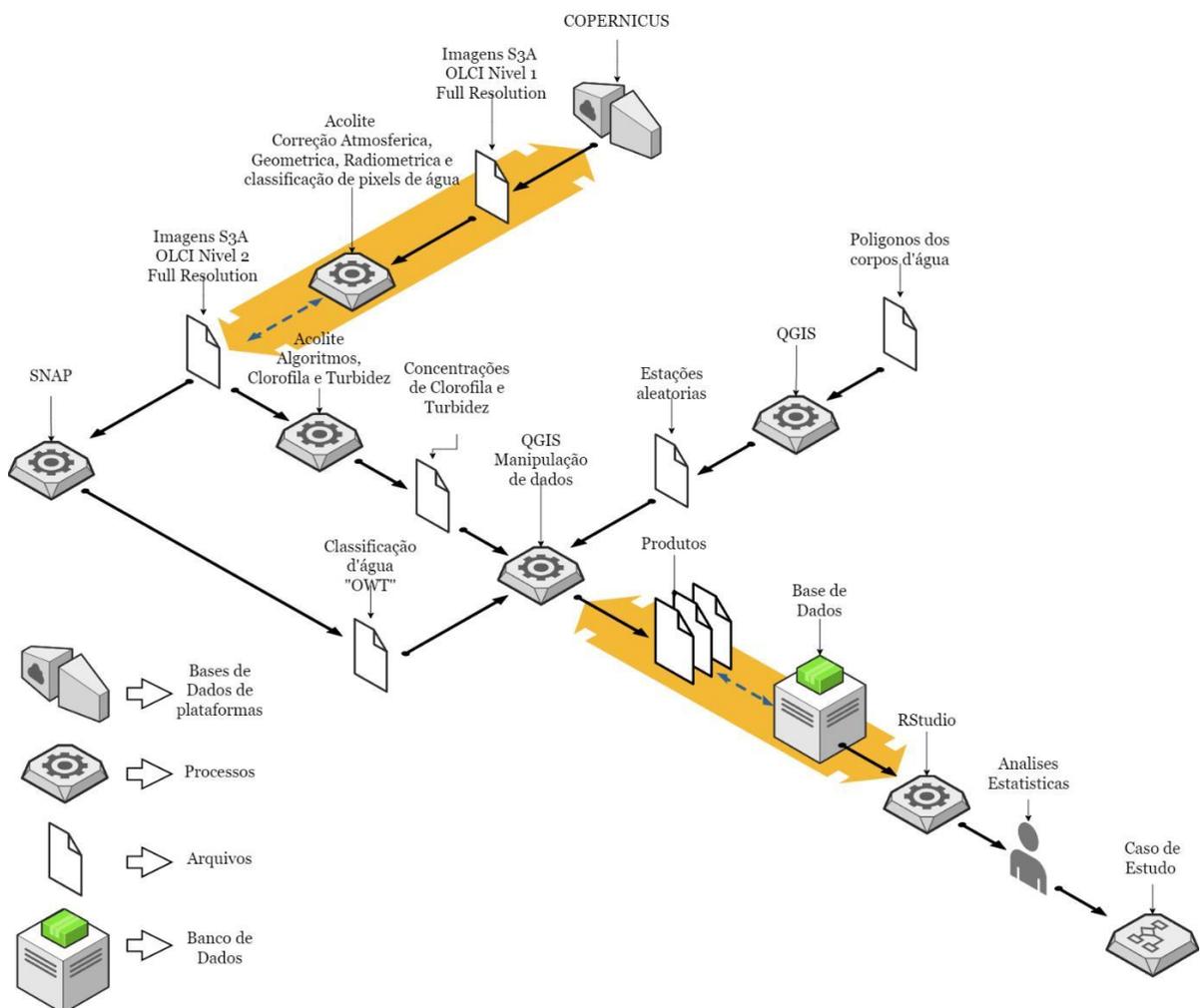


Figura 12. Metodologia do Capítulo 1: descrição das bases de dados utilizadas, dos principais processos realizados, dos produtos ou arquivos gerados e dos bancos de dados construídos.

#### 4.2.1 Obtenção e processamento de imagens

As primeiras imagens pré-processadas foram utilizadas para treinamento, realização de diferentes estimativas da qualidade da água com base em diversos algoritmos, aprendizado e seleção dos melhores processos para correção atmosférica e obtenção de refletância de sensoriamento remoto ( $Rrs$ ), além da otimização dos processos para a geração dos produtos finais.

Todas as imagens foram adquiridas pela plataforma do programa Copérnico da União Europeia, "Copernicus Data Space Ecosystem" (<https://dataspace.copernicus.eu/>), e baixadas do satélite Sentinel-3/OLCI. As imagens selecionadas foram dos satélites Sentinel-3A e Sentinel-3B de nível 1 (modo de observação da Terra), com o produto em "full resolution" (FR) de 300 metros. Para o download, foram escolhidas as imagens com menor quantidade de nuvens.

As imagens contêm coordenadas de latitude, longitude e dados de altitude, e os pixels são previamente classificados (terra, água e máscaras de nuvens). Cada imagem passou por um processo de pré-processamento (correção radiométrica e atmosférica) para gerar a  $Rrs$ .

#### 4.2.2 Geração de produtos por meio do ACOLITE

Para cada um dos produtos selecionados "OL\_1\_EFRse", foi realizada a correção atmosférica, um processo aplicado às imagens digitais para eliminar efeitos de aerossóis, nuvens, glint e smile (BROSINSKY et al., 2019). Esses efeitos foram considerados na correção atmosférica por meio da interpolação espectral dos dados de refletância. A correção dos efeitos de aerossóis foi feita pelo método Dark Spectrum; a correção do efeito smile foi realizada conforme descrito por Bourg et al. (2008); por fim, a correção do efeito glint foi realizada para cada uma das bandas mencionadas anteriormente, e, posteriormente, as refletâncias para cada banda foram geradas, aplicando o algoritmo do  $Rrs_*$  aos pixels de água.

$$Rrs_* = Rrs = \frac{\rho_w}{\pi} = \frac{1}{sr}$$

Após a obtenção das refletâncias de cada banda, foram determinadas as concentrações de matéria suspensa, clorofila e turbidez (VANHELLEMONT; RUDDICK, 2021). Para as concentrações de matéria suspensa (SM), foram testados os algoritmos de Nechad (NECHAD; RUDDICK; PARK, 2010) e o algoritmo recalibrado por Bouchra Nechad (DOGLIOTTI et al., 2015). No entanto, os resultados para as primeiras 10 imagens foram insatisfatórias, apresentando erros evidentes nas concentrações, o que levou à decisão de eliminar esse parâmetro dos processos.

Para a obtenção da concentração de clorofila em µg/l, foram testados os algoritmos de Gons et al. (2002), Bramich et al. (2021), Moses et al. (2012) e Mishra et al. (2012), utilizando 15 dados de campo da Lagoa Mirim de 16 de outubro de 2018 (CABALLERO; SOARES, 2019; DA SILVA; SOARES, 2020; FRAGA et al., 2020) e uma imagem do satélite Sentinel-3/OLCI do mesmo dia. Todos os algoritmos apresentaram correlação semelhante, mas, como a representatividade dos dados não foi aceitável, optou-se pelo algoritmo de Mishra et al. (2012) tentando reproduzir os estudos realizados por Rodríguez et al. (2020). Os resultados demonstraram o potencial do algoritmo para identificar florações de algas, sendo esse algoritmo frequentemente utilizado para lagos e considerado o melhor dos algoritmos empíricos para estimativa de clorofila (CANEVE et al., 2023; LIU et al., 2022c; PAHLEVAN et al., 2020).

$$C_{chl-a} \propto \frac{[R_{rs}(708) - R_{rs}(665)]}{[R_{rs}(708) + R_{rs}(665)]}$$

Onde  $C_{chl-a}$  é o índice de clorofila de diferença normalizada,  $R_{rs}(708)$ , é a refletância corrigida da banda 708 e  $R_{rs}(665)$ , é a refletância corrigida da banda 665.

Para a obtenção de turbidez em unidades de formazina nefelométrica (FNU) foram analisados os algoritmos de Nechad et al. (2010) e o algoritmo semiempírico de banda única, de Dogliotti et al., (2015) definido como T.

O algoritmo de Dogliotti foi escolhido após comparar os resultados de cada algoritmo com os obtidos em três pontos in situ da ALM, sendo este o mais próximo dos valores medidos, além de ser amplamente utilizado para recuperar turbidez em águas costeiras, com valores variando de 15 a 1000 (FNU), próximos às amostras in situ (YELEY et al., 2022).

$$T = \frac{A_T^\lambda \rho_w(\lambda)}{(1 - \rho_w(\lambda) \frac{C}{C^\lambda})} \quad [\text{FNU}]$$

Onde T é a turbidez em unidades de formazina nefelométrica  $A_T^\lambda$  e C são coeficientes de calibração dependentes do comprimento de onda,  $\lambda$  é o comprimento de onda,  $\rho_w$  é a refletância da água.

O script, em formato texto final, inserido na ferramenta ACOLITE, está apresentado no Anexo 1. Após o processo de correção, os dados foram trabalhados no ambiente QGIS e no ambiente SNAP.

#### 4.2.3 Processos de geração dos produtos para análise

Mesmo tendo uma pré-classificação dos pixels de água e terra. Para reduzir erros nos dados de concentração de clorofila e turbidez na água, foi criada uma máscara de água. Para a geração dessa máscara, foi baixado um arquivo de ocorrência de água em formato .tif de 2021 da Global Surface Water - Data Access (<https://global-surface-water.appspot.com/download>). Esse arquivo possui uma dimensão individual de 10° x 10°, sendo, para este estudo, utilizada a placa com coordenadas 30-40S, 50-60W.

O raster apresenta a porcentagem de ocorrência de água em um determinado ponto do território ao longo do tempo. Foi gerado um raster com valores de 0 e 1, sendo 0 as áreas que contêm água em 10% do tempo e 1 as áreas que contêm água em mais de 90% do tempo, resultando em um raster binário.

Em seguida, a máscara foi aplicada aos resultados de concentração de clorofila e turbidez, conforme ilustrado na Figura 13. Além da aplicação da máscara de água, os dados resultantes de concentração de clorofila e turbidez foram manipulados, eliminando pixels com valores negativos para clorofila e turbidez, bem como pixels com valores de turbidez afetados por nuvens que persistiram após o pré-processamento. Paralelamente, foi gerado o RGB das refletâncias obtidas após o pré-processamento para a visualização da imagem.

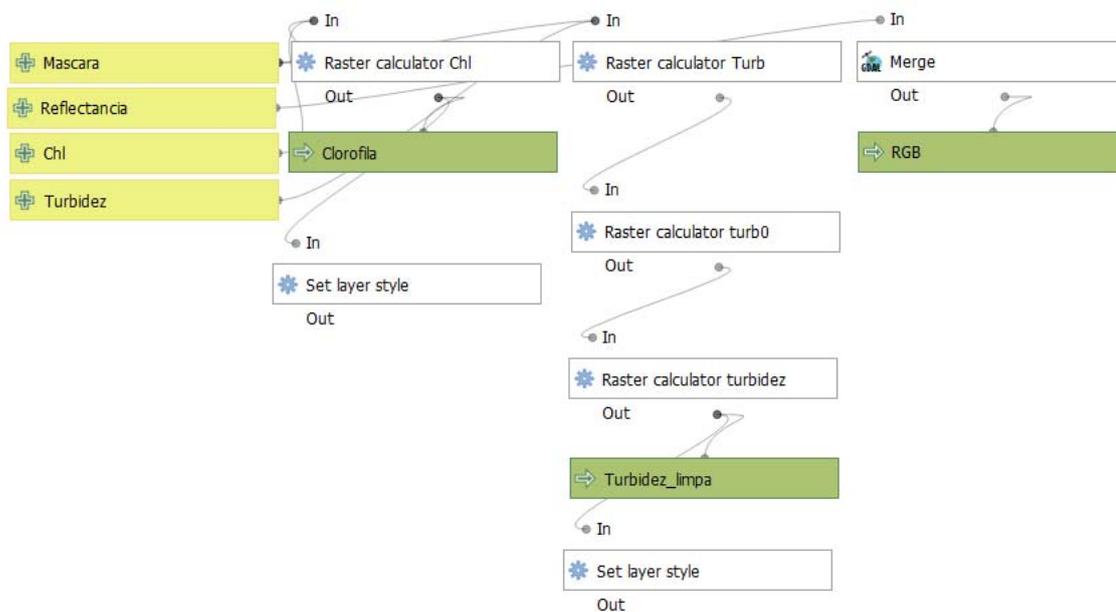


Figura 13. Processos de limpeza de dados de clorofila e turbidez e geração de RGB no software QGis

#### 4.2.4 Comparação de dados obtidos pelo processo em ACOLITE e pela plataforma LakesCCI com dados de campo

Para realizar uma comparação entre dados in-situ e aqueles gerados pelo satélite para os parâmetros de clorofila e turbidez, se obtiveram dados in-situ previamente coletados pela ALM.

Para a obtenção dos parâmetros de clorofila, as amostras foram coletadas em frascos plásticos de 1 litro na cor preta. Posteriormente, no laboratório, foi realizada a filtragem das amostras e o armazenamento das membranas filtrantes em béqueres. Após serem envolvidas em papel alumínio, as membranas foram levadas ao freezer. Em seguida, as membranas foram maceradas com acetona a 90%, e as amostras foram transferidas para tubos e centrifugadas. Por fim, realizou-se a leitura no espectrofotômetro nos comprimentos de onda de 664, 665 e 750 nm.

Para a turbidez, as das amostras coletadas foram levadas ao laboratório e as concentrações foram obtidas por nefelometria. Os equipos utilizados possuem detectores de luz dispersa localizados a 90° do feixe incidente. O Laboratório da ALM está em fase de adequação de seus processos para a implementação da ISO 17025.

Os pontos de coleta de amostras in situ foram realocados entre 150 e 300 metros para dentro da lagoa para eliminar o efeito borda que gera contaminação dos pixels, permitindo o aproveitamento de informações de mais pontos. No total, foram analisados 84 pontos em 14 datas diferentes, de novembro de 2018 a fevereiro de 2020.

Cada data corresponde aos resultados mensais de clorofila e turbidez amostrados pela Agência Lagoa Mirim. Alguns pontos foram descartados porque um dos parâmetros de qualidade da água não foi medido em campo; outros foram excluídos devido à exigência de que as imagens utilizadas no estudo fossem capturadas no máximo um dia após a coleta das amostras; outros foram excluídos por contaminação dos pixels, principalmente devido à nebulosidade localizada. Em total se descartaram 52 pontos dos 84 analisados.

Para gerar as concentrações a partir das imagens do satélite Sentinel-3/OLCI, foi calculada a média de seis pixels, incluindo o pixel da localização específica. Isso permitiu uma avaliação da homogeneidade dos dados dos pixels vizinhos, considerando também o movimento da água. Com esses critérios, foram analisadas 9 datas diferentes em 6 locais distintos, conforme apresentado na Figura 14. No total, foram comparados 32 dados localizados na Lagoa Mirim.

Para posterior análise e comparação dos dados, foram abordadas as estatísticas de Pearson ou coeficiente de correlação de Pearson dado pela fórmula:

$$r = \frac{\sum(x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum(x_i - \bar{x})^2 * \sum(y_i - \bar{y})^2}}$$

Onde  $x_i$  e  $y_i$ , são valores individuais das variáveis  $x$  e  $y$ .  $\bar{x}$  e  $\bar{y}$  são as médias de  $x$  e  $y$ . Esse coeficiente mede a força e a direção da relação lineal entre duas variáveis.

Também foi abordada a análise  $R^2$  que é igual ao quadrado do coeficiente de correlação de Pearson ( $r^2$ ). Foi realizado o Erro Percentual Médio Absoluto (MAPE) dado pela fórmula:

$$MAPE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left| \frac{y_i - \hat{y}_i}{y_i} \right| * 100$$

Onde  $\hat{y}$  é o valor estimado. O MAPE indica a porcentagem média de erro entre os valores observados e os valores preditos.

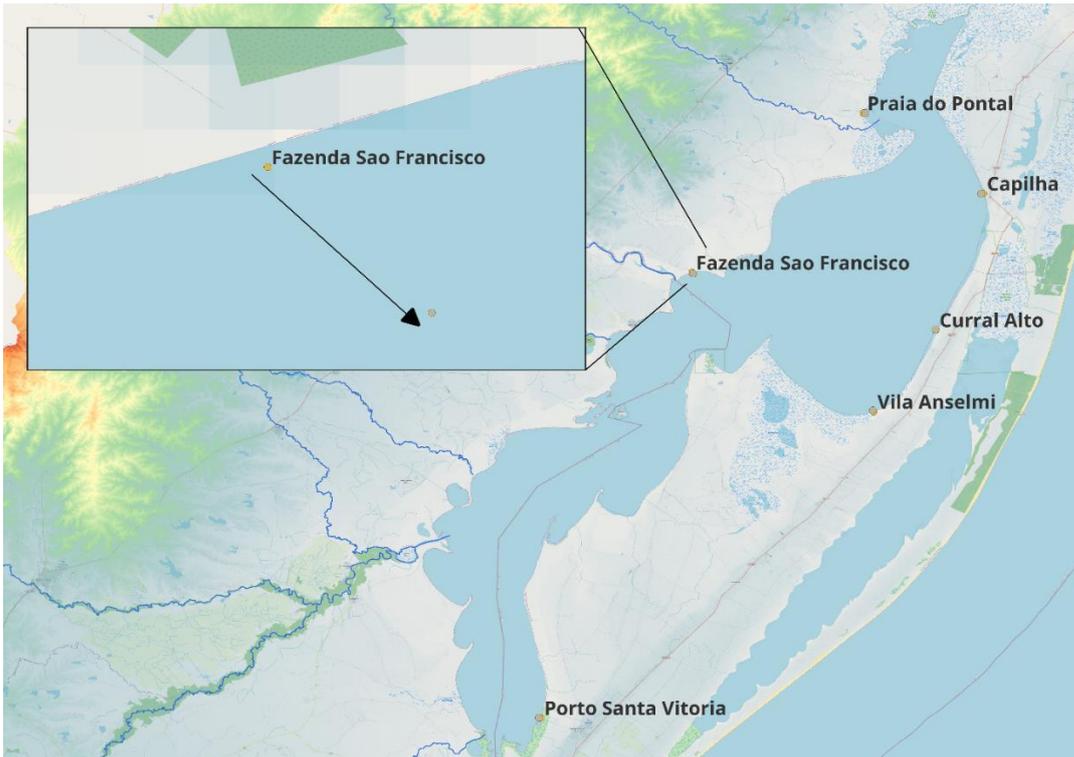


Figura 14. Localização dos pontos das coletas feitas pela ALM, e exemplo de realocação do ponto “Fazenda São Francisco”, (a realocação foi feita para todos os pontos localizados na Lagoa Mirim).

Por último foi gerada a Raiz do Erro Quadrático Médio (RMSE), dada pela fórmula:

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y})^2}$$

O RMSE mede a magnitude de erro médio quadrático entre valores observados e preditos, é sensível a grandes diferenças devido à elevação ao quadrado.

#### 4.2.5 Geração de Optical Water Types

Paralelamente à geração dos produtos limpos de turbidez e clorofila e à criação do RGB, foi realizado o processo de classificação de OWTs no software SNAP. Para a classificação em OWT (Optical Water Types), foi utilizado o classificador específico para rios e lagos, denominado "Inland no-blue-band". Foram utilizados os arquivos de entrada "S3A\_OLCI\_ano\_mes\_dia\_L2W.nc", que não possuem projeção; a escolha do tipo de classificador foi baseada no tipo de refletâncias obtidas.

Este classificador requer os seguintes comprimentos de onda: 412, 443, 490, 510, 560, 620, 665, 680, 709, 754 nm para o agrupamento.

A classificação ótica da água com o "Inland no-blue-band" resulta em um número máximo de sete OWTs diferentes, que não são exclusivos de nenhum corpo d'água em particular, nem são limitados a águas doces ou marinhas. As características do classificador escolhido incluem um padrão de absorção crescente no verde, características baixas de vermelho ao NIR (OWT 1 a 3), seguidas por um aumento da magnitude do pico nos 555 nm (OWT 4 a 6). Outra característica é que os OWTs de 1 a 5 apresentam concentrações médias crescentes de clorofila-a para o instrumento MERIS (Sentinel-2), enquanto os OWTs 6 e 7 exibem valores médios mais baixos de clorofila-a. Além disso, estudos comparativos das OWTs com a matéria suspensa total usando o instrumento MERIS indicam que há um aumento nas médias das concentrações conforme o número do OWT aumenta. Esses estudos resultaram em um protocolo, ou esquema de processamento, que pode ser aplicado ou adaptado para conjuntos de dados do Sentinel-3/OLCI (ELEVELD et al., 2017).

#### **4.2.6 Caracterização estatística das Optical Water Types**

Para a análise dos resultados, foram escolhidas as três imagens mais limpas do grupo de imagens processadas. A primeira data foi do 13 de março do 2017, a segunda do 15 de outubro do 2017 e a última foi do 29 de setembro do 2020. Foi necessária a sobreposição dos dados de clorofila, turbidez e os tipos de OWT contidos em cada pixel. Para a manipulação e controle dos dados, foi criada, no software QGIS, uma camada de 1.750 pontos para as três lagoas, considerando cada data. Esses pontos aleatórios foram considerados, neste trabalho, como estações de monitoramento.

Para a criação das estações de monitoramento, alguns critérios foram adotados: primeiro, foi gerado um buffer de 1.000 metros da borda para o interior de cada lagoa, garantindo a redução da possível contaminação por borda; segundo, os pontos foram posicionados a mais de 1.000 metros de distância entre si; terceiro, cada ponto gerado foi verificado com o shapefile do RGB gerado, de cada uma das datas escolhidas. Se havia efeito localizado de nebulosidade, o ponto foi realocado.

Após a geração da base de dados, os dados foram manipulados na linguagem de programação R, no ambiente RStudio, onde foram geradas as estatísticas básicas dos dados. Primeiramente, foram realizados testes para verificar a normalidade dos dados pelo teste não paramétrico de Kolmogorov ( $n > 50$ ) e a homogeneidade das variâncias pelo teste de Bartlett, para, posteriormente, escolher o teste apropriado com base nos resultados dos testes anteriores.

Para o teste de Kolmogorov, a hipótese nula ( $H_0$ ) é que os dados seguem uma distribuição normal; e a hipótese alternativa ( $H_1$ ) é que os dados não seguem uma distribuição normal. A interpretação do p-valor nesse teste é a seguinte: se p-valor  $> 0,05$ , não há evidências suficientes para rejeitar a hipótese nula, sugerindo que os dados são normais; se p-valor  $< 0,05$ , a hipótese nula é rejeitada, sugerindo que os dados não são normais.

Para o teste de Bartlett, a hipótese nula ( $H_0$ ) é que todas as variâncias dos grupos são iguais; e a hipótese alternativa ( $H_1$ ) é que pelo menos uma das variâncias é diferente. A interpretação do p-valor neste teste é a seguinte: se p-valor  $> 0,05$ , não há evidências suficientes para rejeitar a hipótese nula, sugerindo que as variâncias são homogêneas; se p-valor  $< 0,05$ , a hipótese nula é rejeitada, sugerindo que existem diferenças significativas entre as variâncias dos grupos.

Caso alguma das hipóteses anteriores rejeite a hipótese nula, o teste de Kruskal-Wallis é realizado para determinar se alguma das OWTs é diferente entre si.

Para o teste de Kruskal-Wallis, a hipótese nula ( $H_0$ ) é que as distribuições dos grupos são iguais; e a hipótese alternativa ( $H_1$ ) é que pelo menos uma das distribuições dos grupos é diferente. A interpretação do p-valor neste teste é a seguinte: se p-valor  $> 0,05$ , não há evidências significativas para rejeitar a hipótese nula, sugerindo que não existem diferenças significativas entre os grupos; se p-valor  $< 0,05$ , a hipótese nula é rejeitada, sugerindo que pelo menos um grupo é significativamente diferente dos demais.

Se pelo menos um grupo for diferente, ou seja, se o teste de Kruskal-Wallis rejeitar a hipótese nula, procede-se ao teste estatístico post-hoc de Dunn com o método de Bonferroni. Este teste pode ser utilizado com tamanhos de amostras iguais ou desiguais, permitindo descrever melhor quais grupos são iguais ou diferentes entre si. O método de Bonferroni é comumente utilizado para ajustar os valores de p-valor,

dividindo o número de significância (0,05) pelo número de comparações realizadas, reduzindo o risco de cometer erros do tipo I.

Foi utilizada a abordagem de comparação múltipla Q de Dunn para calcular intervalos de confiança para todas as diferenças pareadas entre os tratamentos. Além disso, foi utilizado o nível de confiança de 95% para identificar quais grupos são significativamente diferentes.

$$Q = \frac{|\bar{R}_i - \bar{R}_j|}{\sqrt{\frac{N(N+1)}{12} \left( \frac{1}{n_i} + \frac{1}{n_j} \right)}}$$

Onde N é o número total de observações em todos os grupos, n é o número de observações por grupo. A correção Bonferroni ajusta o nível de significância ( $\alpha$ ), dividindo-o pelo número de comparações (m).

Para o teste de Dunn-Bonferroni, a hipótese nula (H0) é que não há diferença significativa entre as medianas dos grupos comparados; e a hipótese alternativa (H1) é que há uma diferença significativa entre as medianas dos grupos comparados. A interpretação do p-valor nesse teste é a seguinte: se p-valor < 0,05, a hipótese nula é rejeitada para o par de grupos *i* e *j*, indicando que há uma diferença significativa entre as medianas desses grupos.

Após realizar o processo estatístico para cada uma das datas, foi gerada uma base de dados que reuniu as três datas. Foram realizadas as mesmas análises estatísticas, e as reflectâncias resultantes de cada um dos grupos OWTs gerados foram analisadas a profundidade.

#### **4.2.7 Coleta de informação necessária para o estudo da Lagoa dos Patos**

Para a realização deste estudo, foi realizada uma comparação entre 20 dados in-situ de concentrações de turbidez e 20 dados obtidos pelo satélite Sentinel-3/OLCI, processados por meio do software ACOLITE. Para essa correlação, foram utilizados dados da ALM, coletados com amostras da superfície e método de nefelometria em quatro datas diferentes: 6 de abril de 2024, 18 de junho de 2024, 24 de junho de 2024 e 1º de julho de 2024. Esses períodos coincidem com o evento climático de fortes chuvas e enchentes no estado do Rio Grande do Sul.

Os dados in situ foram correlacionados linearmente com os resultados de quatro imagens do satélite Sentinel-3/OLCI, obtidas nas seguintes datas: 30 de maio de 2024, 20 de junho de 2024, 30 de junho de 2024 e 1º de julho de 2024. Estas foram as únicas datas sem contaminação por nuvens no pixel correspondente à coleta das amostras. Outras datas não puderam ser relacionadas devido à presença de nuvens na área de interesse.

Os dados foram coletados em quatro datas diferentes e 5 localizações diferentes, quatro na Lagoa dos Patos e um ponto no canal São Gonçalo como se apresenta na Figura 15.

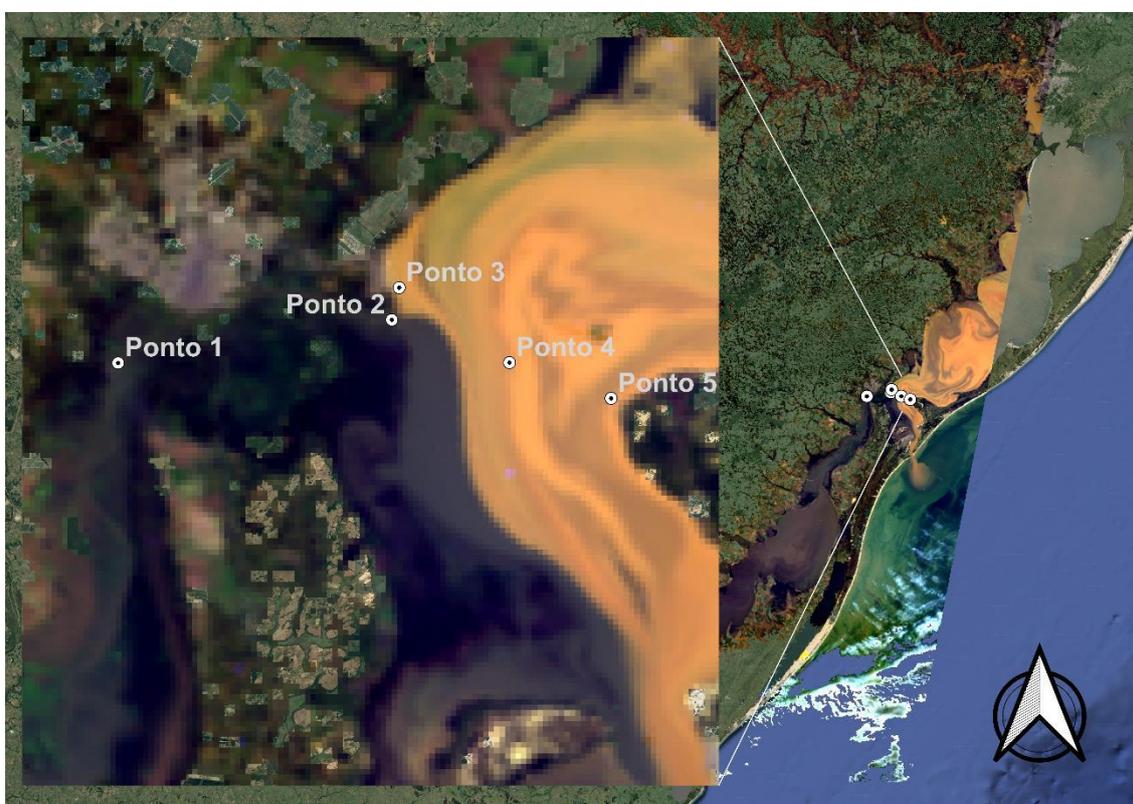


Figura 15. Localização dos pontos amostrais, na imagem se observa o RGB com combinação de bandas “real” do 01 de julho do 2024. Uma das imagens utilizadas para a correlação.

Posteriormente, foi realizada uma pesquisa na plataforma Copérnico para selecionar imagens com menor nebulosidade, abrangendo o período de 19 de abril (dias antes do evento de fortes chuvas) até 5 de junho. Nesse processo, foram corrigidas 12 imagens de satélite por ACOLITE, mas apenas 6 foram selecionadas para o estudo do transporte de sedimentos. Os valores de turbidez foram obtidos por meio do algoritmo de Dogliotti et al., (2015) seguindo a metodologia descrita no item 4.2.

## 4.3 Resultados e Discussão

### 4.3.1 Comparação de dados in situ e estimados por satélite

Pelo software ACOLITE, foram gerados produtos de RGB, Clorofila e turbidez, como se observa na Figura 16. Esses produtos foram indispensáveis para análises visuais e a tomada de decisões.

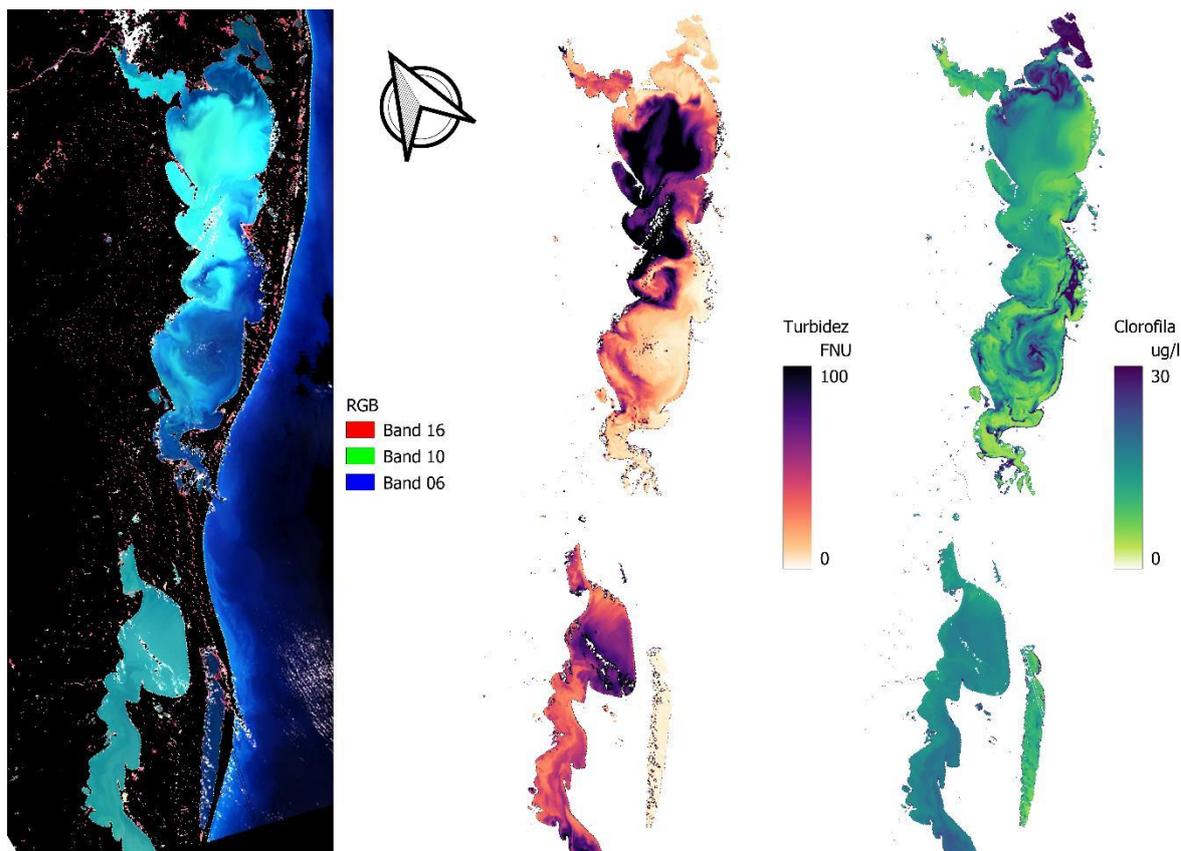


Figura 16. Exemplo dos produtos gerados (RGB, Turbidez, Clorofila), mapeamento a partir da imagem do satélite Sentinel-3/OLCI do dia 01 de novembro do 2022

Para a comparação de dados, foram baixadas imagens com um intervalo máximo de um dia entre as coletas e a passagem do satélite. As concentrações dos parâmetros por sensoriamento remoto foram obtidas de duas fontes: a primeira pelo software ACOLITE e a segunda pela plataforma LakesCCI.

Na plataforma LakesCCI, foi feito o upload dos mesmos pontos da Figura 14, localizados na Lagoa Mirim, e foram baixadas as informações de clorofila e turbidez. Com esses produtos, foi possível a comparação de 32 dados de 9 datas diferentes.

Destaca-se que os pontos amostrais obtidos da Agência Lagoa Mirim foram deslocados entre meio pixel (150 m) e um pixel completo (300 m) para reduzir o efeito borda, o que permitiu um maior número de pontos amostrais para comparação. No entanto, esse deslocamento pode ter gerado um maior número de incertezas nos resultados, como demonstrado nas análises estatísticas apresentadas na Tabela 7, onde são exibidas as estatísticas de Pearson, R<sup>2</sup>, Erro Percentual Médio Absoluto (MAPE) e Raiz do Erro Quadrático Médio (RMSE).

Para a clorofila e a turbidez, as relações lineares entre os valores in situ e os valores preditos são muito baixas, possivelmente devido ao deslocamento dos pontos in situ e à consequente perda de precisão. No entanto, as relações entre os valores preditos pelos métodos LakesCCI e Acolite foram aceitáveis, apresentando um R<sup>2</sup> de 0,65 para a clorofila e 0,70 para a turbidez. Isso pode refletir a precisão entre os pontos preditos. Da mesma forma, o MAPE apresentou porcentagens de erro muito altas, sendo maiores para clorofila do que para turbidez. Por fim, o RMSE não apresentou discrepâncias tão acentuadas, e é possível observar as menores discrepâncias nos valores preditos (LakesCCI e Acolite), onde para clorofila as discrepâncias foram de 5,27 µg/L e para turbidez foram de 13,20 FNU.

Tabela 7. Análises Estatísticas dos dados in-situ e dados obtidos por sensoriamento remoto a partir do satélite Sentinel-3/OLCI

Estatísticas	Clorofila			Turbidez		
	In-situ	In-Situ	LakesCCI	In-situ	In-Situ	LakesCCI
Pearson	0.49	0.47	0.81	0.55	0.62	0.84
R <sup>2</sup>	0.23	0.21	0.65	0.30	0.38	0.70
MAPE (%)	0.87	1.35	0.34	0.39	0.58	0.46
RMSE	6.59 (µg/L)	9.97 (µg/L)	5.27 (µg/L)	14.82 (FNU)	20.83 (FNU)	13.20 (FNU)
	ACOLITE-Mishra	LakesCCI	ACOLITE-Mishra	ACOLITE-Dogliotti	LakesCCI	ACOLITE-Dogliotti

Embora a relação linear entre os dados preditos por LakesCCI e ACOLITE tenha apresentado um coeficiente de determinação R<sup>2</sup> aceitável (0,65 para clorofila e 0,70 para turbidez), as relações entre os valores in-situ e os preditos foram mais fracas. O MAPE mostrou erros significativos, especialmente para clorofila, enquanto

o RMSE evidenciou menores discrepâncias (5,27 µg/L para clorofila e 13,20 FNU para turbidez).

Apesar das fracas correlações, as discrepâncias entre os valores in-situ e os valores preditos pelo ACOLITE não foram extremamente significativas, com variações de 6,59 µg/L para clorofila e 14,82 FNU para turbidez. Isso sugere que, embora os métodos apresentem algumas limitações, as discrepâncias não comprometem drasticamente a validade dos dados preditivos

Dando continuidade aos resultados estatísticos e visando uma melhor visualização e compreensão da intensidade da relação linear entre os dados in-situ de clorofila em µg/L e os dados de clorofila em µg/L obtidos a partir das imagens do satélite Sentinel-3/OLCI, apresenta-se o gráfico de dispersão da clorofila na Figura 17. A relação linear entre a variável independente (dados in-situ) e a variável dependente (dados obtidos a partir da plataforma LakesCCI) é fraca, com um R<sup>2</sup> de 0,22. Adicionalmente, é possível observar que os dados foram superestimados. Com a variável independente (clorofila in-situ em µg/L) e a variável dependente (dados obtidos a partir do ACOLITE), a relação linear também se apresenta fraca, com um R<sup>2</sup> de 0,24 e os dados novamente foram superestimados.

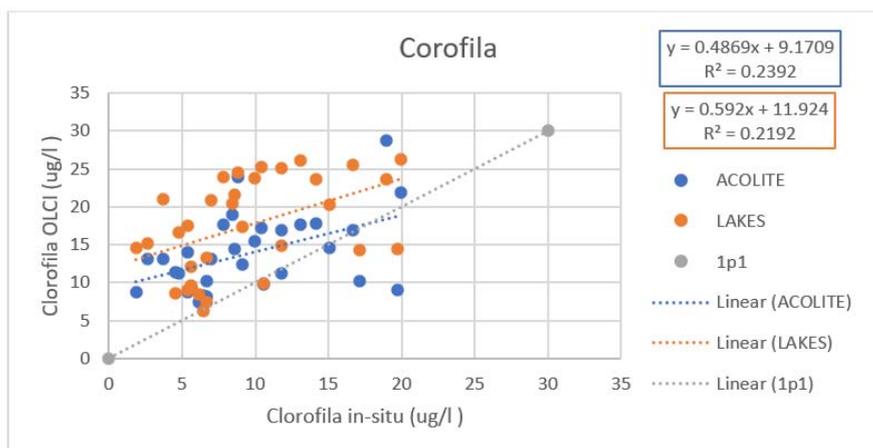


Figura 17. Gráfico de dispersão de concentrações de clorofila in-situ vs clorofila obtida, em azul se apresentam as correlações dos dados obtidos pelo ACOLITE e um laranja as correlações obtidas pela plataforma LakesCCI. A linha cinza é a relação 1:1 dos valores in-situ.

A intensidade da relação linear entre os dados in-situ de turbidez, representados em NTU, e os dados de turbidez em FNU, obtidos a partir das imagens

do satélite Sentinel-3/OLCI, é apresentada graficamente na Figura 18. A relação linear entre a variável independente (dados in-situ) e a variável dependente (dados obtidos a partir da plataforma LakesCCI) também é fraca, com um coeficiente de determinação  $R^2$  de 0,39, e os dados foram subestimados. Já a relação linear entre turbidez in-situ e turbidez a partir do ACOLITE se mostrou fraca, com um  $R^2$  de 0,31, e os dados também foram subestimados.

As relações lineares fracas podem ser atribuídas ao deslocamento dos pontos amostrais, que variaram entre meio pixel (150 m) e um pixel completo (300 m), aumentando as incertezas e a perda de precisão. Além disso, há uma baixa representatividade nos resultados obtidos a partir de um litro de amostra quando comparados à área de 90.000 m<sup>2</sup> representada por um único pixel.

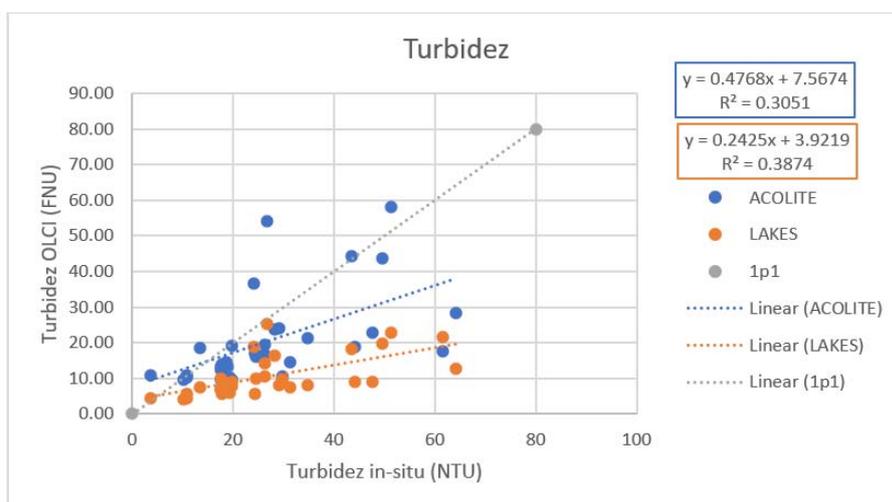


Figura 18. Gráfico de dispersão de concentrações de Turbidez em azul se apresentam as correlações dos dados obtidos pelo ACOLITE e um laranja as correlações obtidas pela plataforma LakesCCI. A linha cinza é a relação 1:1 dos valores in-situ.

Deve-se considerar que, embora, para as medidas de NTU e FNU os procedimentos laboratoriais são diferentes, as unidades são completamente comparáveis e equivalentes.

Embora os resultados de turbidez apresentem uma relação ligeiramente melhor que os de clorofila, eles ainda não são suficientemente fortes para afirmar uma correlação significativa. No entanto, as discrepâncias nos valores não foram muito significativas (6,59 µg/L e para turbidez foram de 14,82 FNU). Isso sugere que, embora

os métodos apresentem algumas limitações, as discrepâncias não comprometem drasticamente a validade dos dados preditivos.

Na Lagoa Mirim, Santos. (2021), com coletas in situ mensais por três anos, registrou concentrações mínimas de clorofila de 0,27 µg/L e máximas de 86,78 µg/L. Nos resultados obtidos com o ACOLITE, as concentrações mínimas de clorofila registradas foram de 7,40 µg/L, enquanto as máximas foram de 28,8 µg/L. Já pelos resultados da plataforma LakesCCI, as concentrações mínimas de clorofila foram de 6,26 µg/L e as máximas de 26,09 µg/L.

As concentrações de turbidez registradas na literatura com coletas in situ mensais por três anos, apresentaram valores mínimos de 2,18 NTU e máximos de 394,13 NTU (SANTOS, 2021). Nos resultados obtidos com o ACOLITE, os valores mínimos de turbidez foram de 9,51 FNU, e os máximos, de 58,09 FNU. Já pelos resultados da plataforma LakesCCI, os valores mínimos foram de 4,16 FNU, e os máximos, de 22,73 FNU.

A obtenção dos dados de correspondência necessários para o desenvolvimento do trabalho, é um desafio significativo, devido aos poucos dados abertos de monitoramento in-situ e às dificuldades posteriores de alinhar as medições in-situ com os dados de satélite em termos de tempo e espaço, o que adicionou complexidade à análise e contribuiu para as incertezas observadas.

### **4.3.2 Sobreposição dos tipos de água a Clorofila e a Turbidez**

#### **4.3.2.1 Data do 29 de setembro do 2020**

Para esta data no sistema de lagoas, foram identificados os OWTs 2, 3, 4 e 6. Especificamente, para as concentrações de clorofila na data de 29 de setembro de 2020, a OWT 2 apresentou uma média de 10,493 µg/L, a OWT 3 teve uma média de 9,230 µg/L, a OWT 4 obteve uma média de 14,544 µg/L e a OWT 6 apresentou uma média de 15,710 µg/L, este comportamento, para esta data, não tem semelhanças com o descrito por outros estudos de clorofila e tipos de água (ELEVELD et al., 2017; WERTHER et al., 2022; ZOLFAGHARI et al., 2023). Para esta data, nos valores de clorofila da OWT 3, muitos pontos se apresentaram fora da representação da

multiplicação de 1,5 de um intervalo interquartil, sendo as imagens verificadas várias vezes para evitar a contaminação do pixel.

Para as concentrações de turbidez na mesma data, a OWT 2 teve uma média de 3.834 FNU, a OWT 3 obteve uma média de 9.234 FNU, a OWT 4 apresentou uma média de 25,060 FNU e a OWT 6 teve uma média de 66,250 FNU, evidenciando um aumento exponencial da turbidez da OWT 2 até a OWT 6, obtendo uma possível comparação com resultados de aumento de matéria suspensa total e aumento de OWTs descrito por Eleveld et al. (2017). Os diagramas de caixa se ilustram na Figura 19.

Na mesma figura, também se pode observar que, para os diferentes OWTs ou tipos de água, foram selecionados alguns pixels aleatórios para verificar a distribuição das refletâncias. Para a OWT 3, foram identificados dois espectros diferentes, representados pelas letras A e B. Embora o classificador tenha agrupado os dados com base no comprimento de onda de 709 nm (Oa11), as respostas das refletâncias na banda 11 foram bastante diferentes entre A e B. Se sugere uma ampliação de OWT para dividir melhor os tipos de água do sistema de lagoas.

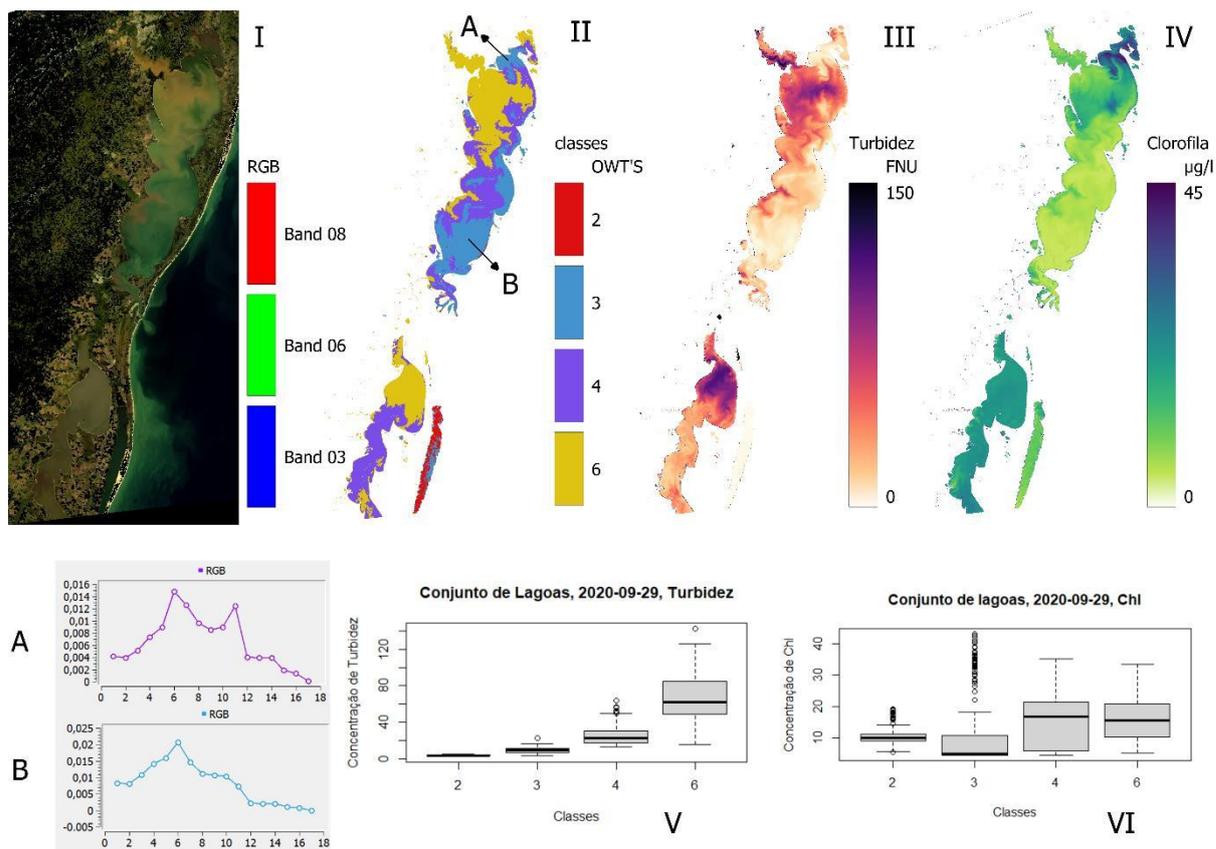


Figura 19. Resultados da Data 2020-09-29, a composição RGB real foi feita com as bandas 8, 6 e 3 e é exibida na figura 18-I, enquanto a figura 18-II mostra a distribuição dos OWTs. A distribuição da turbidez é representada na figura 18-III, e a da clorofila, na 18-IV, ambas cobrindo o sistema de lagoas. As figuras 18-A e 18-B são espectros resultantes da OWT 3, mapeada de cor azul. Os gráficos 18-V e 18-VI são boxplots que ilustram a distribuição da turbidez e da clorofila, respectivamente, entre os diferentes OWTs. Nos boxplots, a caixa representa o intervalo interquartil (IQR), e a mediana é indicada por uma linha no interior da caixa.

Por outro lado, os resultados das provas estatísticas para a comparação das OWTs com a clorofila e a turbidez mostraram que, para o teste de Kolmogorov, o p-valor foi menor que 0,05 para todas as OWTs e para as concentrações de clorofila e turbidez, o que sugere que os dados de cada OWT não seguem uma distribuição normal. O teste de Bartlett apresentou um p-valor menor que 0,05 tanto para a clorofila quanto para a turbidez, indicando que as variâncias dos dados não são homogêneas.

Dado que os dados de clorofila, turbidez e OWTs não eram normais e apresentavam variações não homogêneas, optou-se pelo teste de Kruskal-Wallis. Este teste resultou em p-valores menores que 0,05, como mostrado na Tabela 8 e Tabela 9, indicando que pelo menos um grupo é significativamente diferente dos

outros. Para identificar quais grupos eram diferentes ou iguais, foi realizada uma prova post-hoc, especificamente o teste de comparações múltiplas de Dunn com o método Bonferroni.

Como se observa nas Tabela 8 e Tabela 9, para a data de 29 de setembro de 2020, todas as OWTs encontradas foram diferentes entre si em relação à clorofila e à turbidez, o que indica uma diferenciação de concentrações e OWT, que pode ser devida a que os algoritmos para obter os parâmetros de qualidade d'água foram indicados para esta data.

Tabela 8. Resultados estatísticos de Clorofila vs OWT's para o conjunto de Lagoas data 2020-09-29

OWT's	Prova Kolmogorov-Smirnov	Prova Bartlett	Test Kruskal-Wallis	OWT's	Prova post-hoc, teste Dunn, método Bonferroni		Comparação entre as OWT's
	p-valor	p-valor	p-valor		p-valor	p-valor ajustado	
				2-3	6.0e-12	3.6e-11	Diferentes
		5.7e-73	6.0e-77	2-4	2.4e-05	1.4e-04	Diferentes
2	5.9e-06			3-4	2.8e-49	1.7e-48	Diferentes
3	2.2e-16			2-6	1.5e-12	9.1e-12	Diferentes
4	2.2e-16			3-6	7.1e-74	4.2e-73	Diferentes
6	1.3e-12			4-6	5.4e-06	3.2e-05	Diferentes

Tabela 9. Resultados estatísticos de Turbidez vs OWT para o conjunto de lagoas data 2020-09-29

OWT's	Prova Kolmogorov	Prova Bartlett	Test Kruskal-Wallis	OWT's	Prova post-hoc, teste Dunn, método Bonferroni		Comparação entre as OWT's
	p-valor	p-valor	p-valor		p-valor	p-valor ajustado	
		0	0	2-3	2.6e-09	1.5e-08	Diferentes
				2-4	1.1e-76	6.7e-76	Diferentes
2	9e-01			3-4	8.6e-57	5.1e-56	Diferentes
3	2.5e-03			2-6	6.7e-2	4.0e-2	Diferentes
4	1.0e-05			3-6	1.8e-227	1.1e-226	Diferentes
6	3.6e-04	4-6	2.2e-83	1.3e-82	Diferentes		

#### 4.3.2.2 Data do 13 de março do 2017

Para o conjunto de lagoas, com informações da data de 13 de março de 2017, foram identificadas as OWTs 2, 3, 4 e 6. Essas OWTs foram comparadas com os dados resultantes dos algoritmos de Mishra et al. (2012) e Dogliotti et al., (2015) para concentrações de clorofila e turbidez, respectivamente.

Para as concentrações de clorofila na data de 13 de março de 2017, a OWT 2 teve uma média de 9,965 µg/L, a OWT 3 obteve uma média de 15,58 µg/L, a OWT 4 apresentou uma média de 17,32 µg/L e a OWT 6 teve uma média de 15,25 µg/L, nesta data, se observou um comportamento de aumento das médias das concentrações de clorofila desde a OWT 2, até a OWT 4, e uma diminuição dessa média na OWT 6, conforme o descrito por Eleveld et al., (2017) e Moore et al., (2014).

Para as concentrações de turbidez na mesma data, a OWT 2 teve uma média de 4,123 FNU, a OWT 3 obteve uma média de 7,23 FNU, a OWT 4 teve uma média de 30,07 FNU e a OWT 6 apresentou uma média de 90,55 FNU. Esse resultado gerou um aumento exponencial nas médias de turbidez das OWTs 2 até a OWT 6 conforme o descrito por Eleveld et al., (2017), como ilustrado na Figura 20.

Nesta figura, também é possível observar que, para as OWTs ou tipos de água, foram selecionados alguns pixels aleatórios para verificar a agrupação de refletâncias. Na OWT 6, foram encontrados dois espectros diferentes da mesma OWT, representados pelas letras A e B. No espectro A, observam-se dois picos nas bandas 7 (620 nm) e 11 (708,75 nm), enquanto nas bandas 8 (665 nm) e 10 (681,25 nm) a refletância diminui. Já no espectro B da mesma OWT, há um aumento na banda 7, que se mantém em um platô até a banda 11, onde diminui novamente.

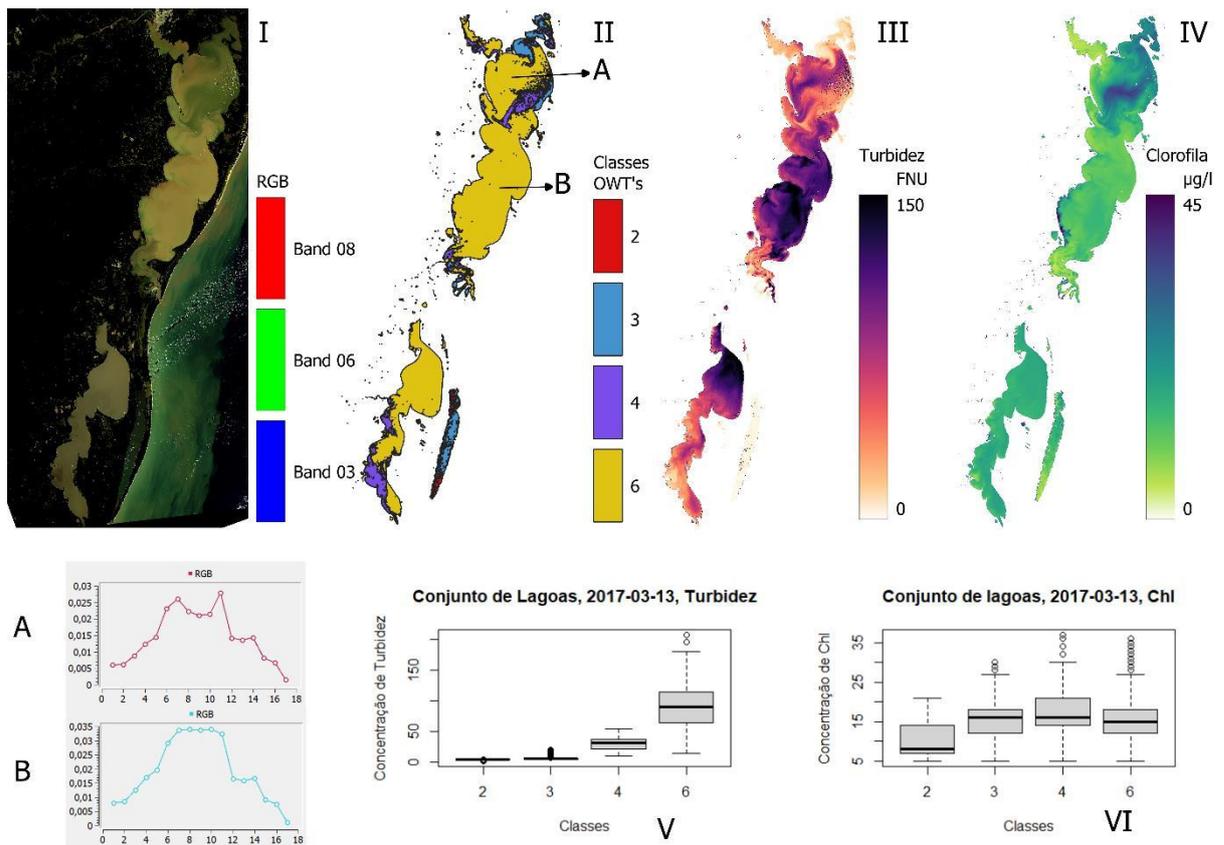


Figura 20. Resultados data 2017-03-13, a composição RGB real foi feita com as bandas 8, 6 e 3 e é exibida na figura 19-I, enquanto a figura 19-II mostra a distribuição dos OWTs resultantes. A distribuição da turbidez é representada na figura 19-III, e a da clorofila, na 19-IV, ambas cobrindo o sistema de lagoas. As figuras 19-A e 19-B são espectros resultantes da OWT 6, mapeada de cor azul. Os gráficos 19-V e 19-VI são boxplots que ilustram a distribuição da turbidez e da clorofila, respectivamente, entre os diferentes OWTs. Nos boxplots, a caixa representa o intervalo interquartil (IQR), e a mediana é indicada por uma linha no interior da caixa

Nas provas estatísticas para a data de 13 de março de 2017, o teste de Kolmogorov apresentou um p-valor menor que 0,05 para o conjunto de dados de todas as OWTs e para as concentrações de clorofila e turbidez, o que sugere que os dados não seguem uma distribuição normal. O teste de Bartlett também apresentou um p-valor menor que 0,05 para clorofila e turbidez, indicando que as variâncias não são homogêneas.

Como os dados de clorofila, turbidez e OWTs mostraram distribuições não normais e variações não homogêneas, optou-se pelo teste de Kruskal-Wallis. Este teste gerou p-valores menores que 0,05, conforme mostrado na Tabela 10 e na Tabela 11, indicando que pelo menos um grupo é significativamente diferente dos outros.

Para determinar quais grupos são diferentes ou iguais, foi realizado um teste post-hoc, especificamente o teste de comparações múltiplas de Dunn com o método Bonferroni.

Como observado na Tabela 10 as OWTs 3 e 6, contendo dados de clorofila, foram consideradas iguais entre si. O que pode indicar que para essas OWTs, os algoritmos para a obtenção da clorofila, deveriam ser modificados.

Tabela 10. Resultados estatísticos de Clorofila vs OWT's para o conjunto de Lagoas data 2017-03-13

OWT's	Prova Kolmogorov-Smirnov	Prova Bartlett	Test Kruskal-Wallis	OWT's	Prova post-hoc, teste Dunn, método Bonferroni		Comparação entre as OWT's
	p-valor	p-valor	p-valor		p-valor	p-valor ajustado	
		1.5e-11	9.7e-19	2-3	8.0e-15	4.8e-15	Diferentes
				2-4	3.8e-20	2.3e-19	Diferentes
2	8.1e-4			3-4	5.9e-03	3.5e-02	Diferentes
3	4.2e-2			2-6	9.4e-14	4.7e-13	Diferentes
4	2.9e-3			3-6	3.2e-02	1.9e-01	Iguais
6	2.2e-16			4-6	6.2e-07	3.7e-06	Diferentes

Na Tabela 11, observa-se que para os dados de turbidez contidos nas OWT's 2 e 3 o teste apresentou um p-valor superior a 0,05. Isso indica que, segundo o teste, as OWTs 2 e 3 são iguais entre si. O que pode indicar que os algoritmos de obtenção de turbidez para baixas concentrações não estão trabalhando bem, se sugerindo uma mudança de algoritmos para os OWT mais baixos.

Tabela 11. Resultados estatísticos de Turbidez vs OWT's para o conjunto de Lagoas data 2013-03-13

OWT's	Prova Kolmogorov-Smirnov	Prova Bartlett	Test Kruskal-Wallis	OWT's	Prova post-hoc, teste Dunn, método Bonferroni		Comparação entre as OWT's
	p-valor	p-valor	p-valor		p-valor	p-valor ajustado	
		7.5e-316	7.2e-234	2-3	3.3e-02	1.9e-01	Iguais
				2-4	1.0e-07	6.3e-07	Diferentes
2	4.2e-06			3-4	3.8e-08	2.3e-07	Diferentes
3	2.2e-16			2-6	1.6e-56	1.0e-55	Diferentes
4	6.9e-02			3-6	1.8e-159	1.0e-158	Diferente
6	1.8e-03			4-6	5.8e-73	3.5e-72	Diferentes

#### 4.3.2.3 Data do 15 de outubro do 2017

Para o conjunto de lagoas com informações da data de 15 de outubro de 2017, foram obtidas as mesmas OWTs 2, 3, 4 e 6. Esses dados foram comparados com as concentrações de clorofila e turbidez obtidas pelos algoritmos de Mishra et al. (2012) e Dogliotti et al., (2015). Os resultados da sobreposição desses dados mostraram que, para as concentrações de clorofila, a OWT 2 teve uma média de 10,31  $\mu\text{g/L}$ , a OWT 3 obteve uma média de 10,83  $\mu\text{g/L}$ , a OWT 4 teve uma média de 14,42  $\mu\text{g/L}$  e a OWT 6 uma média de 11,39  $\mu\text{g/L}$ , indicando um comportamento de variação similar ao de Eleveld et al., (2017). Adicionalmente, em esta data quanto as outras datas, as médias de clorofila para os OWT 2 e 3, são muito similares. Porém para os OWT 4 e 6 as médias registradas, são de quase 20  $\mu\text{g/L}$  a mais, o que indica que para as OWT 4 e 6, se deveriam modificar os algoritmos utilizados para obtenção da clorofila.

Para as concentrações de turbidez sobrepostas com as OWTs, os resultados foram: OWT 2 com média de 4,50 FNU, OWT 3 com média de 5,45 FNU, OWT 4 com média de 22,09 FNU e OWT 6 com média de 68,59 FNU. Esses resultados indicam que, quanto maior a OWT, maior é a média de turbidez conforme o descrito por Eleveld et al., (2017) e ilustrado na Figura 21.

Assim como nas outras figuras, foram analisadas as agrupações de reflectâncias selecionando alguns pixels aleatórios. Para a data de 15 de outubro de 2017, observou-se que na OWT 4 foram encontrados dois espectros com comportamento ligeiramente diferente na banda 9. Na figura, as reflectâncias são representadas pelas letras A e B. Essa diferença pode ser explicada pelo fato de o classificador não utilizar a banda de 675 nm, correspondente à banda número 9 do instrumento OLCI (Oa9). A quantidade de bandas do instrumento OLCI, pode ajudar na criação de OWT mais precisos, mas, este classificador não demonstrou ser o mais adequado para a divisão de OWT.

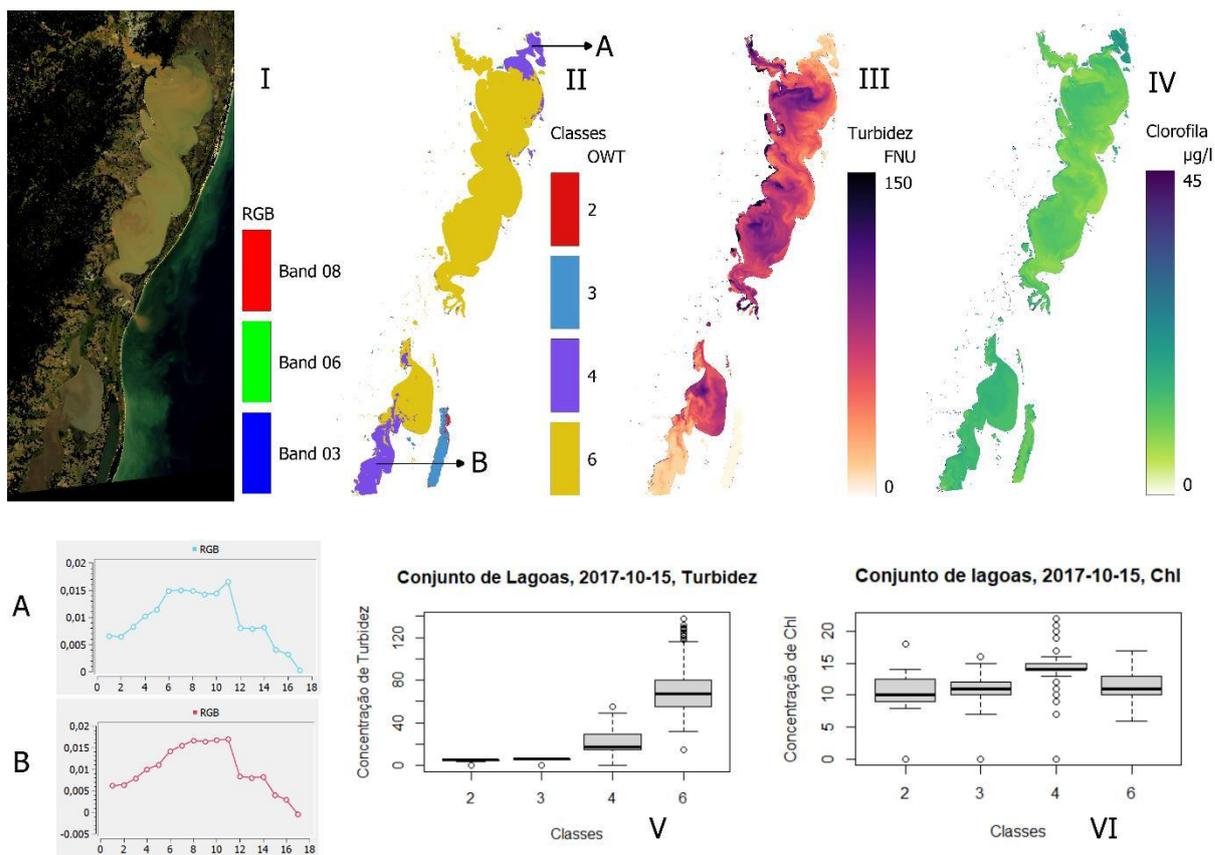


Figura 21. Resultados data 2017-10-15, a composição RGB real foi feita com as bandas 8, 6 e 3 e é exibida na figura 20-I, enquanto a figura 20-II mostra a distribuição dos OWTs resultantes. A distribuição da turbidez é representada na figura 20-III, e a da clorofila, na 20-IV, ambas cobrindo o sistema de lagoas. As figuras 20-A e 20-B são espectros resultantes da OWT 4, mapeada de cor azul. Os gráficos 20-V e 20-VI são boxplots que ilustram a distribuição da turbidez e da clorofila, respectivamente, entre os diferentes OWTs. Nos boxplots, a caixa representa o intervalo interquartil (IQR), e a mediana é indicada por uma linha no interior da caixa

Nas provas estatísticas para a data de 15 de outubro de 2017, o teste de Kolmogorov mostrou um p-valor maior que 0,05 para a OWT 2 de clorofila, mas continuou-se com o teste de Bartlett, pois ao menos uma variável deve ter um p-valor menor que 0,05. Nesta data, três tipos de água apresentaram p-valores menores que 0,05 para a clorofila. Para turbidez, todos os p-valores das OWTs foram menores que 0,05. Os resultados do teste de Bartlett para clorofila e turbidez mostraram p-valores menores que 0,05, sugerindo que os dados não são normais e que as variâncias não são homogêneas. Dado que os dados de clorofila, turbidez e OWTs apresentaram dados não normais e variações não homogêneas, foi escolhido o teste de Kruskal-

Wallis, cujos resultados apresentaram p-valores menores que 0,05, conforme mostrado nas Tabela 12 e Tabela 13

Isso significa que pelo menos um grupo é significativamente diferente dos outros. Para determinar quais grupos são diferentes ou iguais, foi realizada uma prova post-hoc, especificamente o teste de comparações múltiplas de Dunn com o método Bonferroni. Como mostrado na Tabela 12 as OWT's 2 e 3 às OWT's 3 e 6 e as OWT's 3 e 6 contendo dados de clorofila resultaram iguais entre elas.

Tabela 12. Resultados estatísticos de Clorofila vs OWT's para o conjunto de Lagoas data 2017-10-15

OWT's	Prova Kolmogorov-Smirnov	Prova Bartlett	Test Kruskal-Wallis	OWT's	Prova post-hoc, teste Dunn, método Bonferroni		Comparação entre as OWT's
	p-valor	p-valor	p-valor		p-valor	p-valor ajustado	
		0.01	1.82e-63	2-3	2.8e-01	1.0	Iguais
				2-4	7.5e-09	4.5e-08	Diferentes
2	4.3e-01			3-4	1.5e-41	9.2e-41	Diferentes
3	5.5e-08			2-6	9.9e-02	5.9e-01	Iguais
4	3.7e-13			3-6	1.2e-02	7.5e-02	Iguais
6	2.2e-16			4-6	1.8e-60	1.1e-59	Diferentes

Na Tabela 13, observa-se que, para os dados de turbidez das OWT's 2 e 3 e das OWT's 2 e 4, o teste apresentou p-valores superiores a 0.05, indicando que, para o teste, essas OWT's são iguais entre si.

Tabela 13. Resultados estatísticos de Turbidez vs OWT's para o conjunto de Lagoas data 2017-10-15

OWT's	Prova Kolmogorov-Smirnov	Prova Bartlett	Test Kruskal-Wallis	OWT's	Prova post-hoc, teste Dunn, método Bonferroni		Comparação entre as OWT's
	p-valor	p-valor	p-valor		p-valor	p-valor ajustado	
		2.9e-236	2.9e-213	2-3	3.1e-01	1.0	Iguais
				2-4	9.6e-03	5.7e-02	Iguais
2	7.2e-03			3-4	5.1e-07	3.0e-06	Diferentes
3	1.0e-13			2-6	2.5e-17	1.5e-16	Diferentes
4	2.8e-12			3-6	1.9e-135	1.1e-134	Diferente
6	1.9e-03			4-6	7.5e-105	4.5e-104	Diferentes

Para as três dadas apresentadas e estudadas do sistema de lagoas, foram identificadas as mesmas OWT's sendo estas 2, 3, 4 e 6. No entanto, cada Lagoa exibiu um padrão específico de OWT's: a Lagoa dos Patos mostrou as OWT's 3, 4 e 6; a Lagoa Mirim, exibiu as OWT's 4 e 6 e a Lagoa Mangueira apresentou as OWT's 2 e

3, isso denota como a lagoa Mangueira foi de vital importância para os comportamentos de espectros mais baixos.

O padrão das OWTs em relação às concentrações de clorofila para duas de três datas mostrou um aumento nas médias das concentrações conforme aumentavam os tipos de água 2, 3 e 4. No entanto, na OWT 6, observou-se uma diminuição na média das concentrações, o que é consistente com os resultados obtidos por ELEVELD et al., (2017). Para a turbidez, observou-se um padrão de aumento na média das concentrações à medida que as OWTs aumentavam nas três datas, de acordo com os resultados de matéria suspensa total descritos por ELEVELD et al., (2017).

#### **4.3.2.4 Análise do conjunto das três datas**

Em todas as datas, os dados de clorofila e turbidez não seguiram distribuições normais e apresentaram variâncias heterogêneas. Consequentemente, foi aplicado o teste de Kruskal-Wallis, que resultou em um valor de  $p < 0,05$  para todas as três datas, indicando que pelo menos um grupo é significativamente diferente dos outros. Isso levou à aplicação do teste pós-hoc de Dunn, cujos resultados variaram para cada data. Ao combinar os dados de todas as datas, foi possível identificar que todos os OWTs eram significativamente diferentes entre si, tanto para clorofila quanto para turbidez.

De forma geral as OWT achadas foram 6, 4, 3 e 2. Se identificou com um amostragem de refletâncias nas diferentes OWT que para o conjunto de lagoas costeiras, que o classificador é limitado, na Figura 22 pode-se observar que para os OWT 6, 4 e 3 se identificaram o agrupamento de dos diferentes refletâncias dominantes.

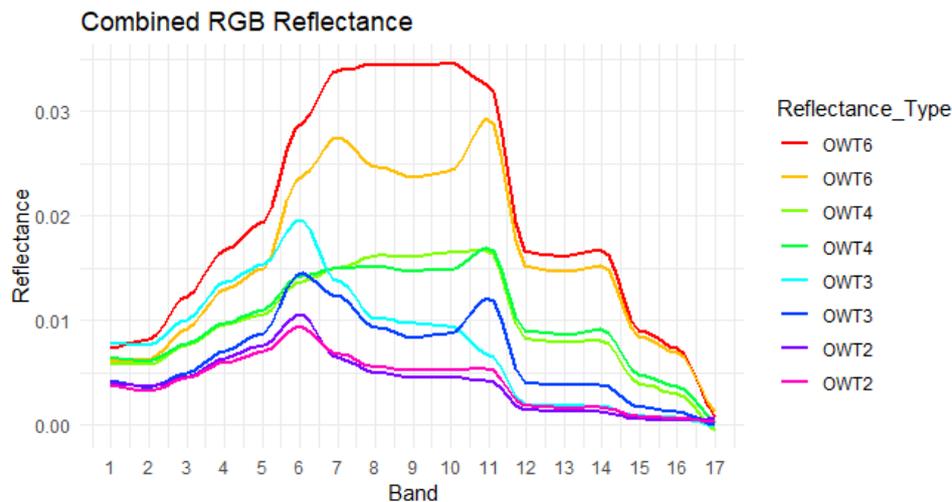


Figura 22. Comportamentos de refletâncias com mais ocorrência, as OWT's foram agrupadas nesta figura e se descrevem os dois comportamentos mais fortes por cada OWT.

De forma geral, todos os OWTs apresentam um pico de reflectância em algum grau próximo de 560 nm (Oa6), sendo esse pico mais pronunciado nos OWTs 6, 4 e 3. Além disso, observa-se um pico próximo a 708 nm (Oa11) em algumas refletâncias dos OWTs 6, 4 e 3, e em menor medida no OWT 2. O pico em 560 nm pode ser atribuído à dispersão de partículas aumentada de fontes vivas (por exemplo, fitoplâncton) e não vivas (por exemplo, sedimentos) (MOORE et al., 2014).

O OWT 6 apresenta dois comportamentos diferentes de reflectância, ambos pertencentes à descrição de águas com material em suspensão (BARBOSA et al., 2019), águas turvas dominadas por sedimentos (BI et al., 2019, 2022), ou águas ricas em partículas não-algas (NAP), como rios e estuários (HIERONYMI et al., 2023).

A diferença entre o OWT 6 vermelho e o OWT 6 laranja, conforme ilustrado na Figura 22, é que a linha laranja indica água com alta turbidez, mas com baixas concentrações de matéria suspensa total (BI et al., 2019). De todas as reflectâncias, o grupo do OWT 6 apresentou as magnitudes mais altas; no entanto, sugere-se dividir esse grupo em dois para uma melhor caracterização dos tipos ópticos da água.

Esta classificação apresentou os valores medios de turbidez mais altos de todas as OWT's, e o segundo valor medio mais alto da clorofila, tambem se observou que foi o OWT com mais numero de amostras, sendo a caracterização mais ocorrente no conjunto de lagoas (Figura 23) e a mais ocorrente na Lagoa dos Patos.

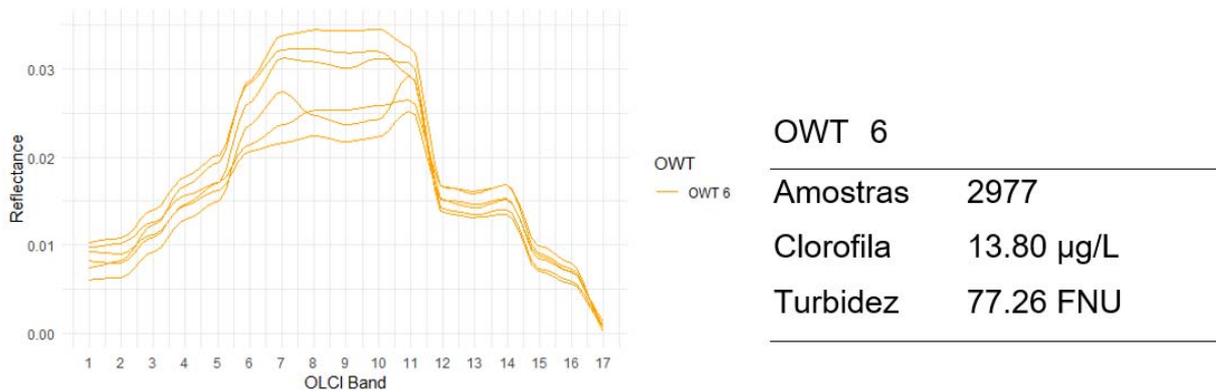


Figura 23. Seis comportamentos de refletâncias obtidas na classificação de OWT 6 e valores médios de clorofila e turbidez obtidos de 2977 amostras da base de dados das três imagens

O OWT 4 apresentou dois comportamentos distintos de reflectância: um deles está associado a águas interiores muito produtivas, com picos de reflectância em 709 nm (Oa11), indicando altas concentrações de biomassa fitoplanctônica (BI et al., 2019, 2022). O outro espectro encontrado é opticamente vizinho ao OWT 3, mas apresenta concentrações maiores de matéria suspensa total (BI et al., 2019). O OWT 4 Foi o OWT com maiores resultados nas medias de clorofila e o segundo nas medias de turbidez (Figura 24), superado pelo OWT 6.

A maior concentração de pixels caracterizados como OWT 4 foi observada na Lagoa Mangueira.

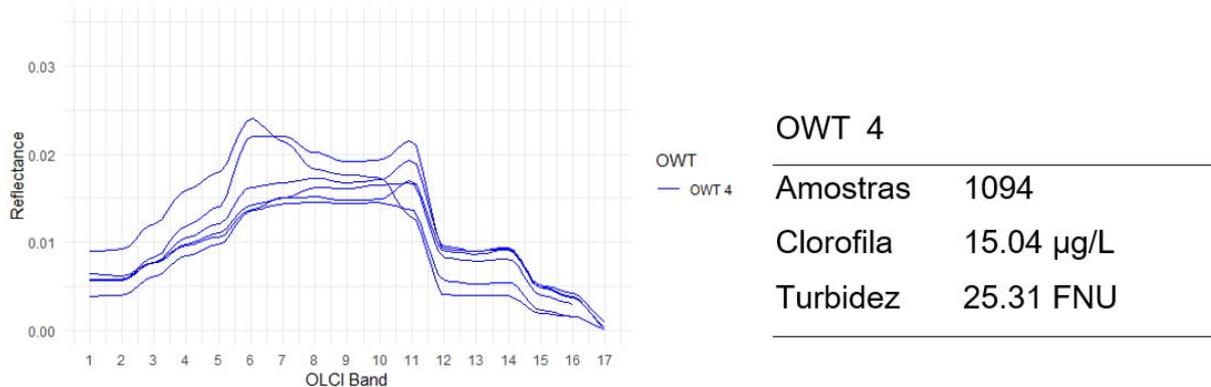


Figura 24. Seis comportamentos de refletâncias obtidas na classificação do OWT 4 e valores médios de clorofila e turbidez obtidos de 1094 amostras da base de dados das três imagens

O OWT 3 apresentou uma agrupação fraca, com dois comportamentos distintos de reflectância. Um deles (linha OWT 3 azul claro na Figura 22) sem pico de reflectância da banda 11 (708.75nm) corresponde à descrição de águas interiores relativamente limpas (BI et al., 2019), enquanto o outro espectro OWT 3 (linha OWT 3 azul escuro na Figura 22) com pico de reflectância nos 708.75nm (Oa11) é descrito

como indicador de águas altamente produtivas, dominadas por fitoplâncton (BI et al., 2019, 2022; ELEVELD et al., 2017). Na Figura 19-I, observa-se como visualmente as cores das águas são diferentes, além de notar que o boxplot de clorofila (Figura 19-IV) possui muitos valores que ficam fora do intervalo esperado. Uma subclassificação do OWT 3 é necessária.

A classificação de OWT 3 apresentou médias de concentrações de turbidez e clorofila baixas (Figura 25). No entanto, essas médias não foram as mais baixas, posicionando-se antes da OWT 2.

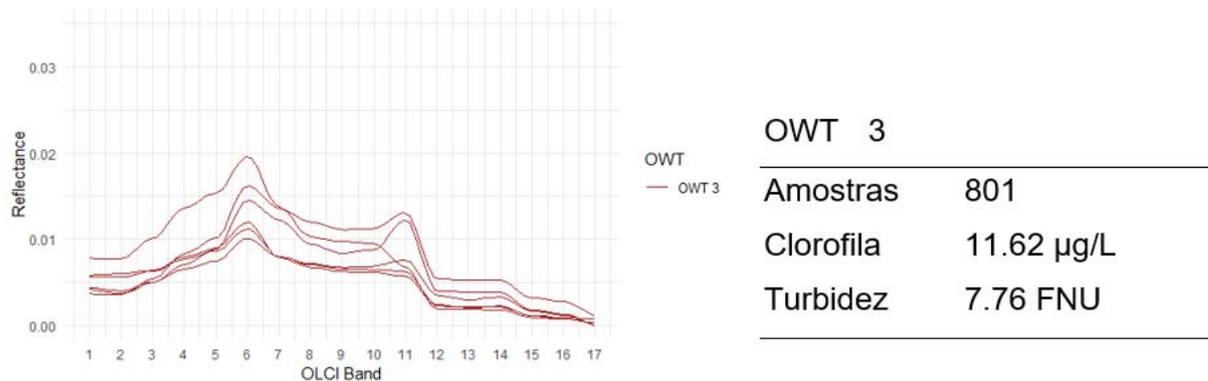


Figura 25. Seis comportamentos de refletâncias obtidas na classificação do OWT 3 e valores médios de clorofila e turbidez obtidos de 801 amostras da base de dados das três imagens

De forma geral, os OWTs 3 e 4 compartilham comportamentos nos picos de 560 nm (Oa6) e 708 nm (Oa11); no entanto, diferenciam-se pelas magnitudes dos espectros, o que sugere uma variação no campo da luz. Isso pode ser devido ao tamanho das partículas e à composição (MOORE et al., 2001).

O OWT 2 apresentou uma excelente agrupação e se encaixa na descrição de águas interiores limpas (BI et al., 2019) ou águas claras (BI et al., 2022; DE LUCIA et al., 2012; ELEVELD et al., 2017; HIERONYMI et al., 2023), característicos por sua baixa concentração de partículas e baixa magnitude espectral (ELEVELD et al., 2017; MOORE et al., 2014). Essa agrupação foi a que obteve as menores concentrações médias de clorofila e turbidez, sendo localizada, na maioria das vezes, na lagoa Mangueira.

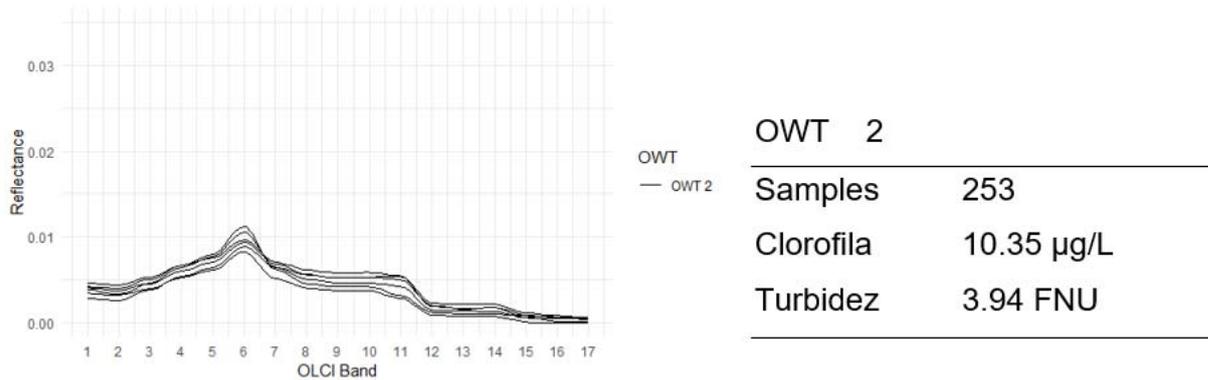


Figura 26. Seis comportamentos de refletâncias obtidas na classificação do OWT 3 e valores médios de clorofila e turbidez obtidos de 253 amostras da base de dados das três imagens

Esta área de pesquisa está em desenvolvimento, e as diretrizes e aplicações dos esquemas de OWT no sensoriamento remoto de água estão sendo exploradas, mas para este estudo a classificação pela ferramenta SNAP e o classificador "Inland no-blue-band" com o satélite sentinel-3/OLCI, não detectou outros tipos ópticos de água presentes no sistema de lagoas, como por exemplo, águas verdes (florações de microalgas) que se esperavam na data do 29 de setembro do 2020 na Lagoa dos Patos. Se sugere testar diferentes classificadores para este sistema.

A classificação das OWTs é um mecanismo útil para fornecer informações espaciais sobre o sistema de lagoas costeiras do Sul, permitindo compreender as distribuições e tendências de longo prazo dos estados ópticos. Além disso, essas classificações podem servir como produtos intermediários para aprimorar a escolha de algoritmos para a obtenção de parâmetros de qualidade da água.

A classificação fornece dados essenciais para a gestão dos recursos hídricos e a avaliação da qualidade da água também auxilia na tomada de decisões para a preservação e o uso sustentável dos recursos hídricos da região.

Os eventos climáticos extremos, mudanças climáticas e o aquecimento global têm se tornado cada vez mais prevalentes, impactando ecossistemas e corpos d'água ao redor do mundo (CARDOSO et al., 2022) e sendo de uma enorme importância o conhecimento dos impactos desses. A partir disso, o exemplo de aplicação no evento extremo no RS se foca na análise da turbidez e da movimentação de sedimentos na lagoa dos Patos.

### 4.3.3 Exemplo de aplicação no evento extremo em maio do 2024 no RS

Na comparação dos 20 dados coletados in situ e os processados pelo ACOLITE, obteve-se um coeficiente de determinação ( $R^2$ ) de 0,73, conforme apresentado na Figura 27.

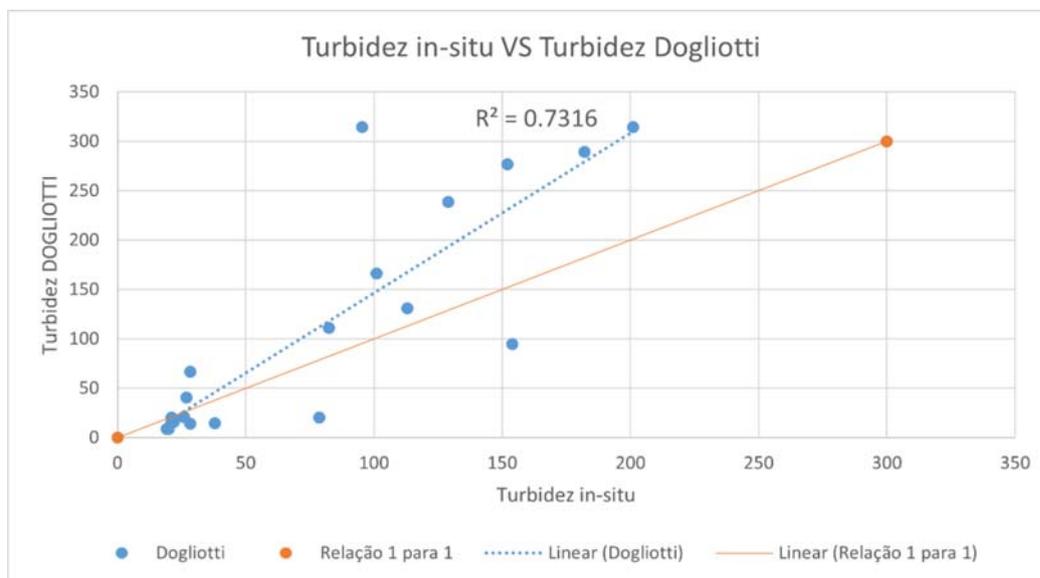


Figura 27. Relação de dados in-situ com resultados do processamento pelo ACOLITE representada pela linha azul. A linha laranja representa a relação um para um (1:1) dos valores.

O estudo demonstrou que os dados de turbidez obtidos por meio das imagens do satélite Sentinel-3/OLCI e o algoritmo de Dogliotti mostram uma boa correlação linear com os dados coletados em campo. O coeficiente de determinação ( $R^2$ ) de 0,73 sugere uma relação significativa entre as medições de turbidez e as imagens de satélite analisadas

Para a análise do transporte de sedimentos os resultados do RGB da composição real, após as correções atmosféricas, são mostrados na Figura 28, que apresenta as seis datas mais relevantes para identificar a movimentação dos sedimentos. Foi possível observar que os afluentes da Lagoa dos Patos possuem diferentes cores, refletindo a carga de sedimentos. Esses resultados estão de acordo com os estudos de Ortega et al., (2021), que encontraram variações espaço-temporais no teor de matéria orgânica na Lagoa dos Patos, e observaram um aumento relacionado às altas taxas de precipitação. Adicionalmente, observou-se a dinâmica das plumas de sedimentos provenientes dos rios Guaíba, Camaquã e do canal São

Gonçalo. Os fluxos das plumas desses rios são interdependentes da dinâmica de sedimentos na Lagoa dos Patos (TAVORA et al., 2019).

Na Figura 28, as plumas dos afluentes estão bem definidas, com níveis elevados do Rio Guaíba e seus afluentes, e um aumento no canal São Gonçalo. Na data 2024/04/19, a Lagoa dos Patos exibia uma carga comum de sedimentos. No entanto, na data 2024/05/06, oito dias após o início do evento climático de fortes chuvas no estado do Rio Grande do Sul (que começou no dia 28 de abril), os níveis d'água aumentaram, e o satélite Sentinel-3/OLCI capturou altos níveis de vazão do rio Guaíba e uma elevada carga de sedimentos dos afluentes.

De forma geral, a pluma de água do Guaíba começa a se expandir e colide com a barreira submersa observada por Pagot et al., (2007), a qual altera as linhas de corrente. Três dias depois, na data 2024/05/09, a pluma se desloca em direção ao mar, seguindo um caminho pela borda direita, conforme modelado por Moller et al., (1996).

Na data 2024/05/14, no sul da lagoa, observou-se o início da formação das linhas de corrente dos afluentes, acentuadas devido às diferentes concentrações. Na data 2024/07/02, pela baixa mistura transversal, as linhas dos afluentes estão bem formadas, conforme observado por Pagot et al., (2007) e no modelo de Bitencourt et al., (2020). Nesta data, também pode-se observar como o tamanho do canal São Gonçalo é afetado dias depois das altas vazões dos rios principais das bacias Camaquã e Guaíba.

De maneira geral, nas datas analisadas, observaram-se semelhanças no comportamento da carga de sedimentos com o modelo conceitual desenvolvido para o comportamento regular de cada carga de matéria em suspensão (SPM) durante períodos de alta entrada, conforme descrito por Bortolin; Távora; Fernandes, (2022).

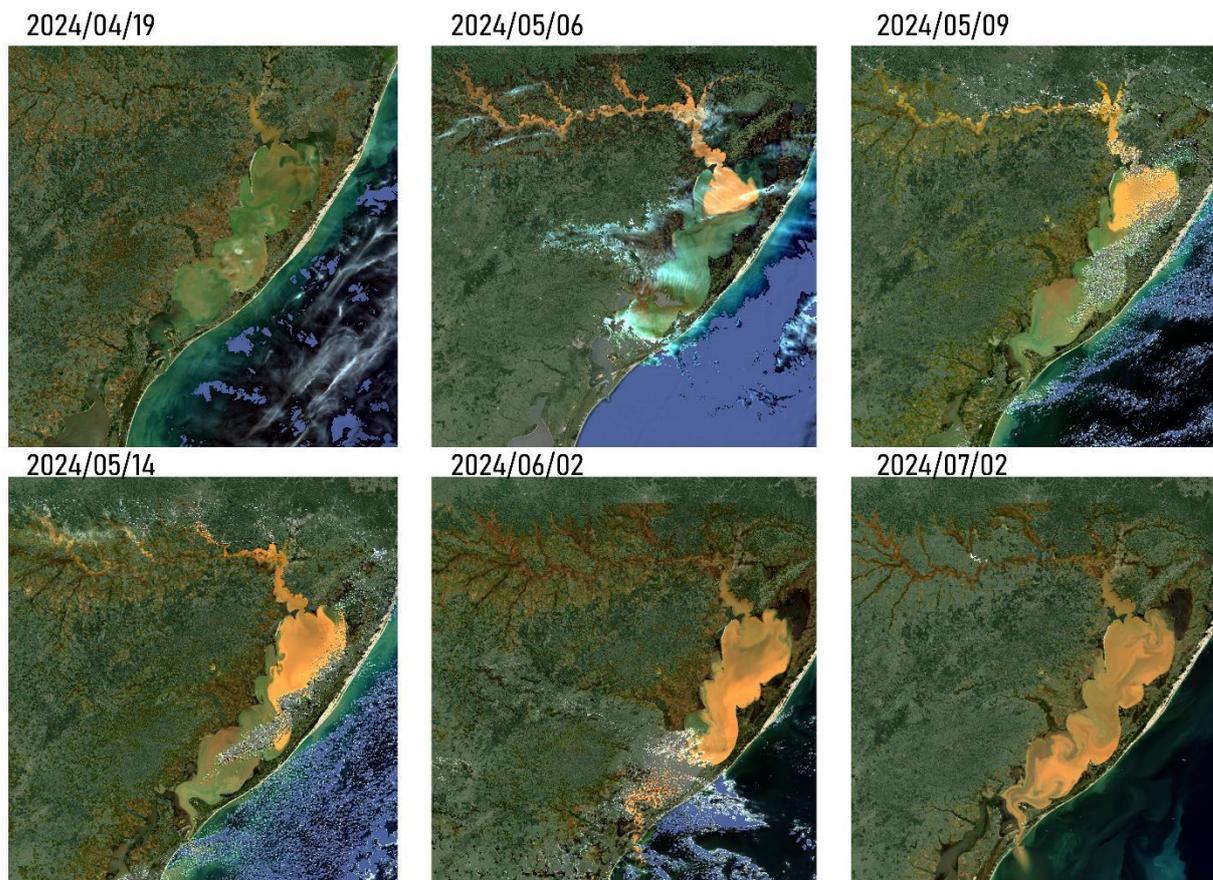


Figura 28. RGB combinação das bandas 8,6,4 na cor “real” de cada uma das datas escolhidas e analisadas no período compreendido entre abril e julho do 2024.

Com a análise das imagens revelou a movimentação das plumas de sedimentos na Lagoa dos Patos, associada a eventos de chuvas intensas. A observação das plumas indicou uma correlação com os padrões de carga de sedimentos encontrados em estudos anteriores, confirmando a dinâmica dos sedimentos nos afluentes da lagoa.

As imagens mostram que, após o início do evento de fortes chuvas, houve um aumento significativo na carga de sedimentos nos afluentes da Lagoa dos Patos. As plumas de sedimentos do rio Guaíba e de outros afluentes foram identificadas, mostrando a expansão da pluma e suas interações com as linhas de corrente.

As análises indicaram que a Lagoa do Casamento, localizada no extremo norte da lagoa, apresenta uma menor variação na turbidez e concentrações relativamente estáveis. Isso pode ser atribuído à baixa renovação das águas nessa área, que não foi significativamente afetada pelos ventos apresentados durante o evento.

Após a correção atmosférica, foram gerados produtos de turbidez o que também evidenciou a pluma de sedimentos e seu percurso pela lagoa, como mostrado na Figura 29. Os resultados obtidos com o algoritmo indicaram concentrações de até 467 FNU para a data 2024/04/19 e 19.625 FNU para a data 2024/05/06, o que sugere uma possível subestimação dos dados tendo como referência a subestimação dos dados encontrados na correlação lineal. No entanto, o algoritmo pode apresentar uma equivalência nas concentrações.

Adicionalmente, Bortolin et al. (2022) afirmam que, durante períodos de alta precipitação, as plumas de sedimentos se espalham por toda a lagoa, tornando o corpo d'água turvo. Contudo, com os resultados das concentrações obtidas por Dogliotti neste estudo, se observa que a totalidade da Lagoa dos Patos não se torna turva com eventos de alta precipitação. As concentrações de turbidez na parte extrema norte da lagoa (Lagoa do Casamento) não apresentaram variabilidade significativa, com valores mínimos de 4,65 FNU e máximos de 12,34 FNU para todas as datas (concentrações baixas, possuem cor transparente para uma melhor visualização). Isso coincide com os resultados dos Modelos de Transporte Euleriano do SisBaHiA, que mostram que, no inverno (quando ocorreu o evento climático analisado), e após uma modelagem de 90 dias onde ocorreram alguns eventos de vazões fortes, as águas da região do extremo norte da Lagoa dos Patos são as menos renovadas, com uma taxa de renovação de 68% no final da modelagem, e, portanto, as mais antigas, com uma idade de 52 dias no final da modelagem (COPPE; ENGENHARIA OCEÂNICA, 2019). Portanto, as águas do norte da lagoa são as que menos se renovam e as mais antigas de toda a lagoa. Por outro lado, o modelo de matéria suspensa (MS) desenvolvido por Pagot et al., (2007) apresentou para a Lagoa do Casamento as maiores concentrações de MS, o que contraria os resultados obtidos neste trabalho.

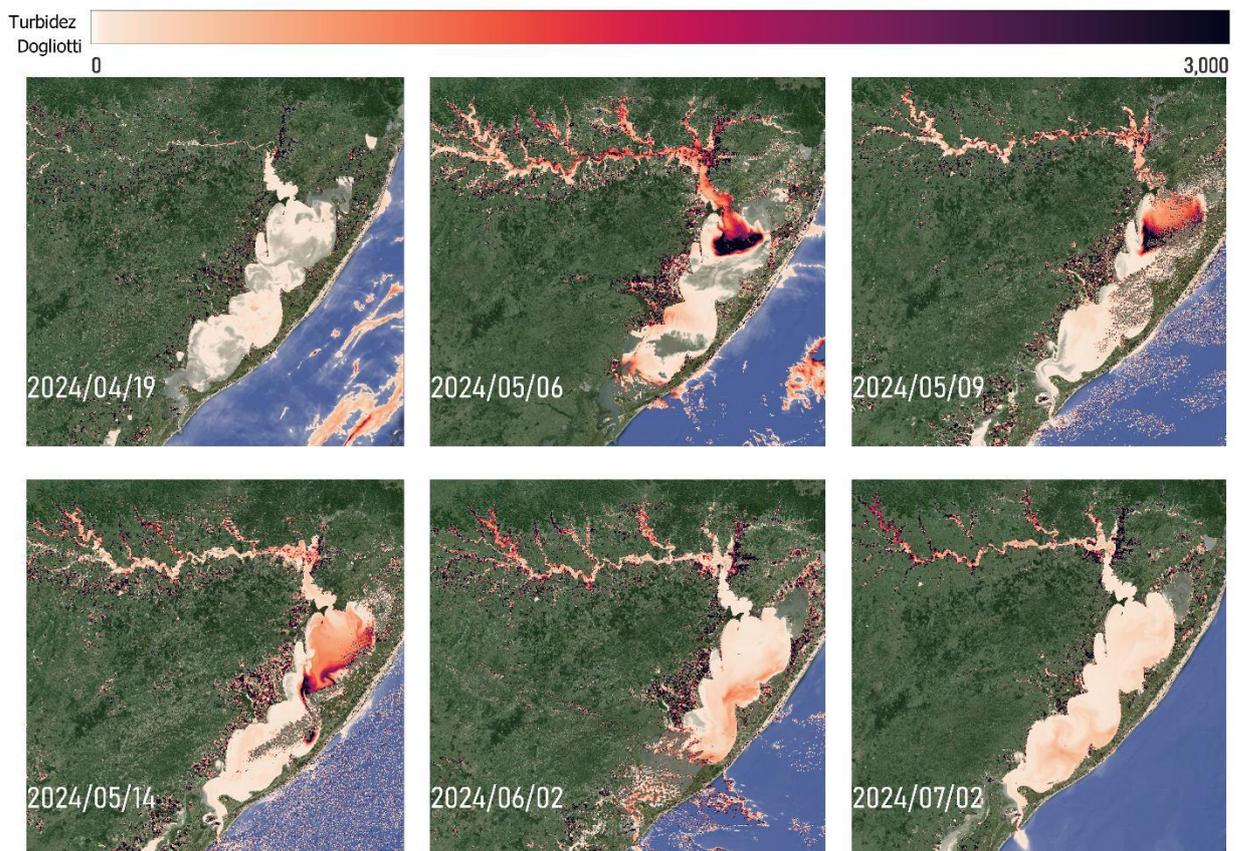


Figura 29. Turbidez pelo algoritmo Dogliotti, as unidades da turbidez são representadas em FNU, se representa numa escala de 0 a 3000 FNU. Para ter uma melhor visualização dos dados e devido a que os valores elevados são poucos, a escala foi reduzida.

O estudo sugere que, apesar das possíveis subestimações dos dados de turbidez, o algoritmo utilizado foi eficaz para capturar a pluma de sedimentos e seu percurso pela Lagoa dos Patos. No entanto, há a necessidade de mais validação para ajustar as estimativas de turbidez em áreas específicas da lagoa.

Além disso, foram analisadas as OWTs obtidas para cada uma das datas. De acordo com os resultados do item 4.3.2 deste estudo, a sobreposição das OWTs com os dados de turbidez demonstrou uma relação diretamente proporcional entre eles.

Este estudo visou observar a mudança das OWTs ao longo do evento climático e suas consequências, resultando em uma alta frequência da OWT 6 associada a altas concentrações de turbidez. Destacam-se também as presenças das OWTs 2, 3 e 4 no extremo nordeste da Lagoa, na Lagoa do Casamento, como mostrado na Figura 30. Essa resposta faz sentido, considerando que os Modelos de Transporte Euleriano

do SisBaHiA indicam que essa região possui a taxa de renovação mais baixa da lagoa, pois não sofre influência significativa de aporte fluvial e quase nenhuma influência das águas do mar, resultando na menor exposição a mistura com águas mais novas (COPPE; ENGENHARIA OCEÂNICA. RIO DE JANEIRO, 2019).

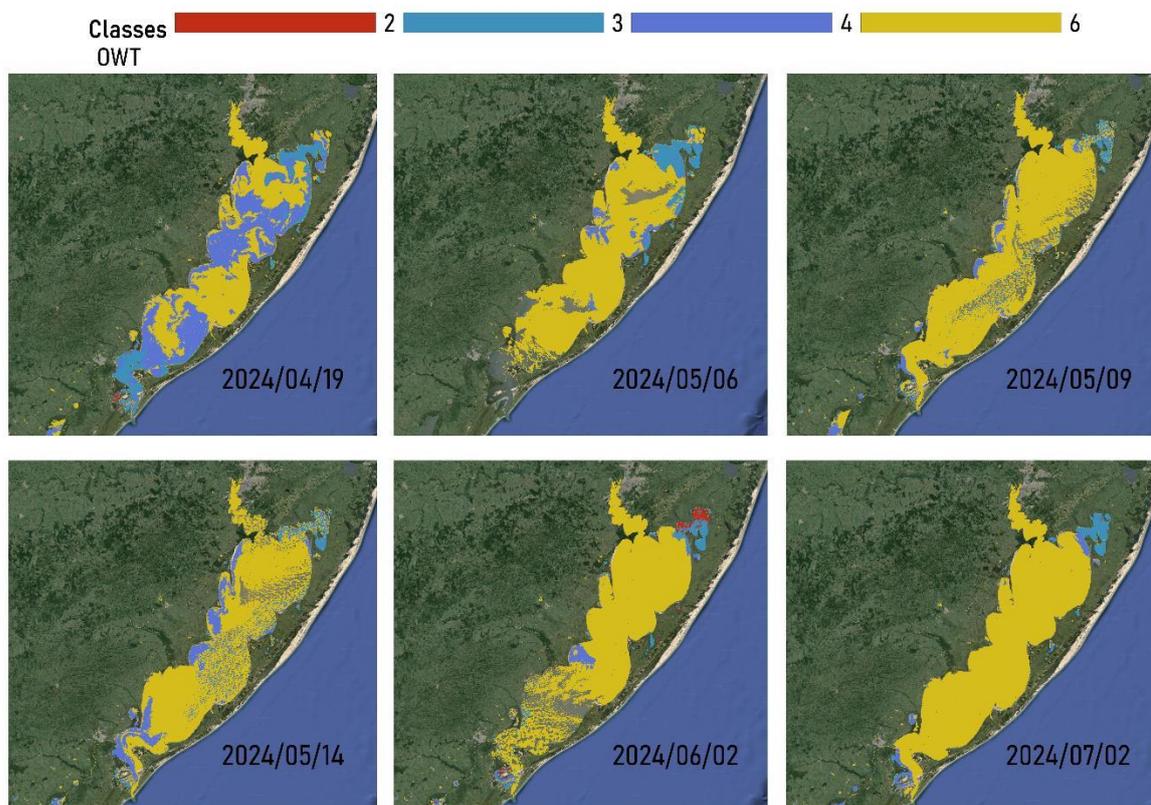


Figura 30. Mapeamento das OWT's apresentadas nas seis datas do caso de estudo

A análise das OWTs (Optical Water Types) e suas correlações com a turbidez ajudam a entender melhor a distribuição e a dinâmica dos sedimentos na Lagoa dos Patos. Esses dados são cruciais para a gestão da qualidade da água e para a modelagem de processos ambientais, especialmente durante eventos climáticos extremos. Porém, não representam todos os tipos de água que a lagoa nem o conjunto de lagoas possuem.

#### 4.4 Conclusões

A análise integrada da concentração de clorofila e turbidez no conjunto de lagoas demonstrou padrões consistentes na variabilidade espacial e temporal desses parâmetros. Os dados obtidos reforçam a importância do monitoramento contínuo desses indicadores para compreender os processos ecológicos e de transporte de sedimentos no sistema.

O uso de algoritmos empíricos se mostrou eficiente para estimar as concentrações de clorofila e turbidez a partir de dados remotos. Essa abordagem permitiu mapear os parâmetros estudados, contribuindo para uma visão mais ampla da saúde do ecossistema aquático.

A identificação dos Optical Water Types (OWT's) no conjunto de lagoas evidenciou a diversidade óptica do sistema. Esses grupos refletem diferenças significativas na composição de matéria orgânica, sedimentos e outros componentes, sendo uma ferramenta promissora para discriminar características específicas da qualidade da água.

A análise do evento climático ocorrido entre abril e junho de 2024 mostrou uma dinâmica intensa no transporte de sedimentos na Lagoa dos Patos. Os dados indicaram que os fluxos foram influenciados por ventos e descargas fluviais, resultando na redistribuição de sedimentos em áreas críticas. Esses resultados reforçam a vulnerabilidade do sistema a eventos extremos, destacando a necessidade de estratégias de gestão adaptativas.

Este estudo e o capítulo inteiro, demonstra como o satélite Sentinel-3/OLCI é útil para ter um diagnóstico aproximado da qualidade da água e abre as possibilidades para criar algoritmos específicos do conjunto de lagoas, conjuntamente, separadamente ou localmente, com imagens do satélite Sentinel 3/OLCI ou com outros satélites.

## **5. Capítulo 2 - Análise temporal entre 2017 e 2020 das concentrações de Turbidez e Clorofila no conjunto de lagoas**

Neste capítulo, são adquiridas informações sobre as concentrações de clorofila e turbidez dos afluentes do sistema de lagoas costeiras entre 2017 e 2020, utilizando dados da plataforma LakesCCI do satélite Sentinel-3/OLCI. São analisados comportamentos históricos e realizadas tendências ao longo do tempo para cada afluente. Adicionalmente, é feita uma análise mais detalhada do afluente do rio Camaquã.

### **5.1 Introdução**

As séries históricas geralmente são constituídas por dados medidos localmente e são importantes para entender diferentes comportamentos (RODRÍGUEZ DEISY ROMERO; BERNAL GLADYS; ZEA SVEN, 2014). Essas séries também possibilitam a modelagem e a geração de cenários futuros com a modificação de variáveis. No entanto, as concentrações locais dos parâmetros estudados, como clorofila e turbidez, são obtidas a um alto custo monetário e abrangem áreas específicas e restritas. Esses dados de qualidade da água são escassos e, muitas vezes, não são públicos, o que impede um estudo contínuo e amplo dos comportamentos dos diferentes corpos d'água.

Existem, entretanto, alternativas para a geração de séries de tempo dos parâmetros de clorofila e turbidez utilizando dados de satélites (AL SHEHHI; KAYA, 2021a; GOHIN et al., 2019, 2020; RIM KATLANE; CECILE DUPOUY; FOUAD ZARGOUNI, 2012; WANG et al., 2021). Alguns autores desenvolvem modelos para lagoas específicas, enquanto outros utilizam plataformas de monitoramento global para obter dados contínuos. Essas plataformas têm a capacidade de monitorar grandes áreas geográficas de forma regular e frequentemente disponibilizam esses dados de maneira gratuita ou a baixo custo, o que facilita a realização de estudos abrangentes e de longo prazo.

Além disso, essas plataformas são avaliadas com dados in-situ próprios ou informações de bancos de dados como o LIMNADES (Lake Bio-optical Measurements and Matchup Data for Remote Sensing) que contém medições bio-ópticas terrestres

de lagos do mundo todo por meio da cooperação voluntária entre a comunidade científica internacional (CARREA et al., 2023), ou bancos de dados como o GLORIA (The GLObal Reflectance community dataset for Imaging and optical sensing of Aquatic environments), que contém medições bio-geo-ópticas de águas interiores e costeiras, informações fornecidas por pesquisadores de todo o mundo (LEHMANN et al., 2023). Essas plataformas também são capazes de corrigir ou eliminar erros causados por fatores ambientais, como a influência de nuvens, o que ajuda a garantir a precisão dos modelos e aumenta a confiança dos dados resultantes.

Um exemplo prático é a plataforma LakesCCI, que, com informações de diferentes satélites europeus, auxilia no monitoramento de lagos e reservatórios para detectar mudanças na qualidade da água desde 1992 até o ano 2020 (CARREA et al., 2023; EUROPEAN SPACE AGENCY, 2023). Esses dados podem ser utilizados para tomar decisões informadas sobre a gestão de recursos hídricos e a implementação de medidas de mitigação em resposta a eventos de poluição ou mudanças ambientais. Além disso, a plataforma facilita o entendimento das dinâmicas e as respostas dos afluentes aos diferentes lagos e reservatórios.

Existem diversos estudos que analisam as descargas dos rios afluentes das lagoas, permitindo uma avaliação mais abrangente do impacto dessas correntes sobre a qualidade da água (CORRÊA et al., 2023; FELIZZOLA et al., 2022; OLIVEIRA et al., 2015; SEILER; FERNANDES; SIEGLE, 2020; TEJADAS et al., 2016; VAZ; MÖLLER JR; DE ALMEIDA, 2011). A integração dessas análises com dados de satélite ajuda a fornecer uma visão mais completa e precisa das mudanças e padrões nos corpos d'água monitorados (TAVORA et al., 2019).

Devido à falta de estudos e ao pouco conhecimento sobre os afluentes do sistema de lagoas costeiras de Rio Grande do Sul, foi realizado o Capítulo 2 desta dissertação, no qual se faz um pequeno estudo do comportamento histórico de clorofila e turbidez dos onze principais afluentes do sistema de lagoas. As variáveis são obtidas a partir da plataforma LakesCCI com informações do satélite Sentinel-3/OLCI.

## **Objetivo Geral**

Analisar o comportamento histórico das médias das concentrações de clorofila e turbidez dos afluentes das Lagoas dos Patos, Mirim e Mangueira.

## **Objetivo específico**

- Observar as séries de tempo de concentrações de clorofila e turbidez desde 2016 até 2020 dos principais afluentes do conjunto de lagoas através da plataforma LakesCCI.
- Analisar a série mensal de tempo de concentrações de turbidez do afluente Camaquã e a série mensal de tempo de precipitações da Bacia Hidrográfica Camaquã.

## 5.2 Metodologia

A Figura 31 apresenta o resumo do processo realizado no Capítulo 2. O processo inicia com a coleta de dados da plataforma Lakes e a geração das series de tempo para a posterior analise.

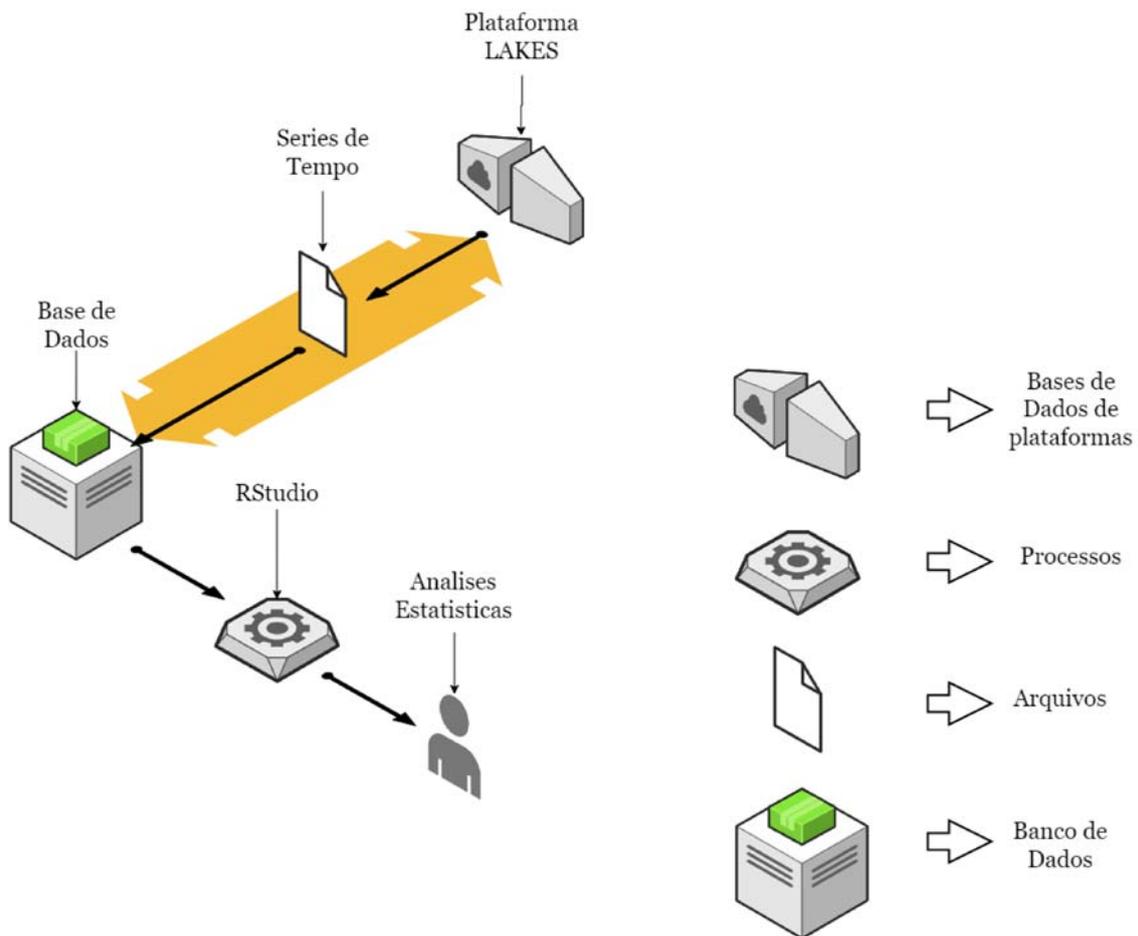


Figura 31. Metodologia do Capítulo 2

### 5.2.1 Localização e geração das geometrias de estudo

Para este estudo, primeiro foram definidos os principais afluentes das lagoas que poderiam gerar impactos. Em seguida, foi criado um polígono quadrado de 2,25 km<sup>2</sup>, que foi replicado 10 vezes, localizando cada um deles a 1.500 metros da entrada dos afluentes nas diferentes lagoas. No caso da Lagoa Mangueira, o polígono foi

localizado no centro da lagoa. Os polígonos foram nomeados de acordo com os corpos d'água que desaguam nas lagoas. Para ter uma ideia da localização espacial, pode-se observar a Figura 32.

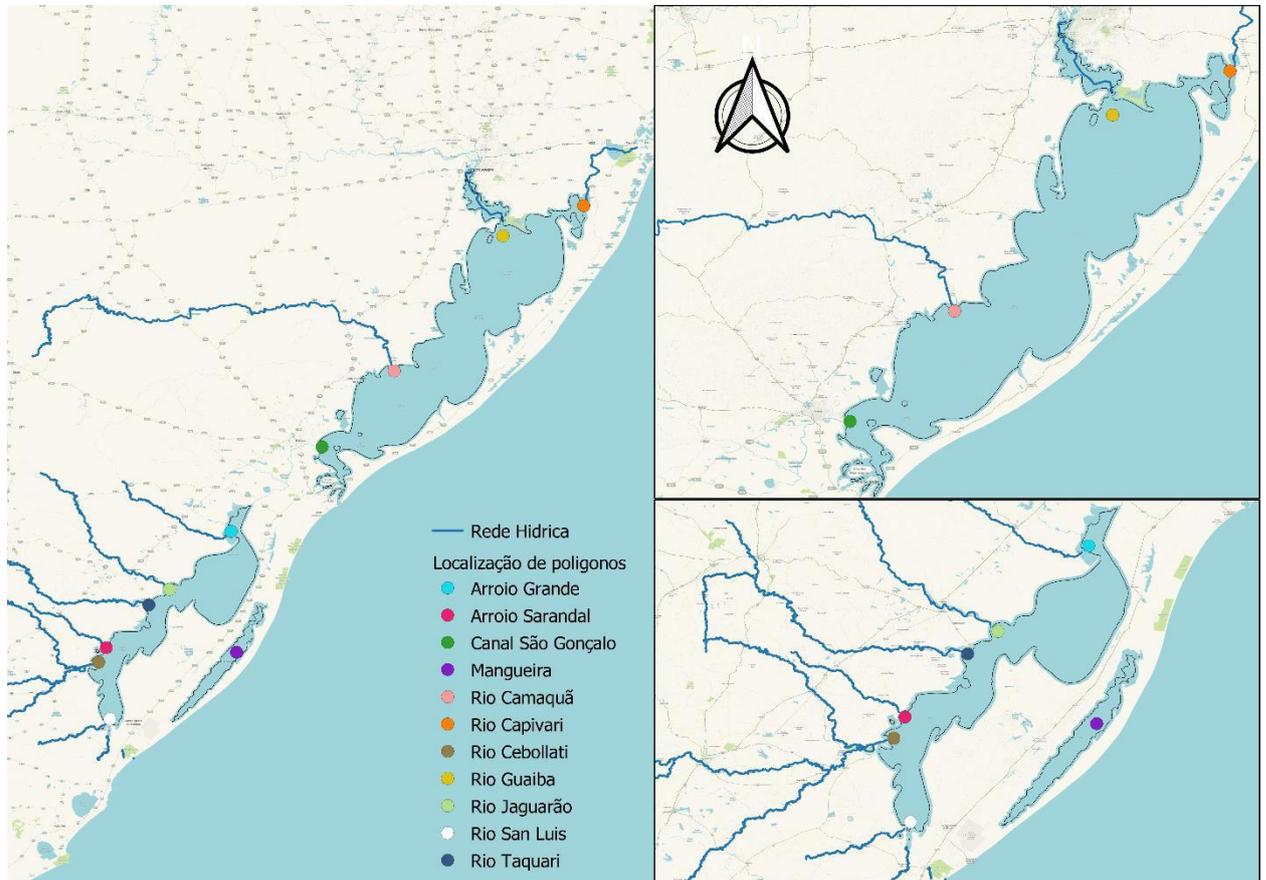


Figura 32. Localização dos polígonos gerados para análise, cada polígono é representado por um ponto que ajuda na visualização da posição espacial.

Os polígonos, gerados no software QGIS, foram carregados um por um na plataforma LakesCCI, onde foram selecionados os produtos de nível d'água, clorofila ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ) e turbidez (NTU) na versão 2.0.2, como mostrado na Figura 33.

As séries temporais foram realizadas de 31/12/2016 até 31/12/2020. Para o nível d'água (LWL), não foi possível recuperar os dados porque a data analisada não possui registros de LWL. Dessa forma, as séries temporais foram geradas com as informações da plataforma, e posteriormente, os dados foram manipulados no R-Studio.

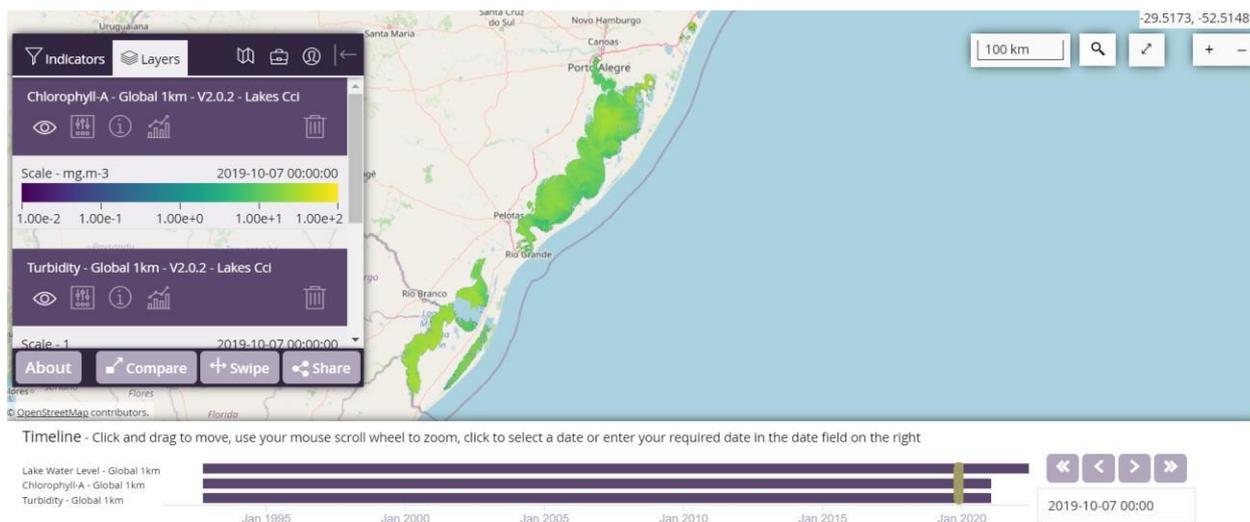


Figura 33. Ambiente da plataforma LakesCCI, na figura se observa a seleção dos dados de clorofila-a e turbidez e se localiza na zona de estudo.

## 5.2.2 Estatísticas Básicas

A manipulação de dados e as análises estatísticas realizadas neste estudo foram desenvolvidas no ambiente R-Studio, utilizando a linguagem de programação R. Foi aplicado o teste não paramétrico de Mann-Kendall, indicado para a avaliação de tendências em séries históricas naturais que não apresentam uma distribuição normal. Além da tendência, foi analisada a magnitude da tendência pelo teste Sen'slope.

De acordo com SILVEIRA; MANOEL; GAN, (2006), o teste não paramétrico de Mann-Kendall pode ser usado em séries descontínuas com distribuição desconhecida, com a vantagem de utilizar a magnitude relativa dos valores da série. Esse teste é um dos mais utilizados na avaliação de tendências de séries históricas de qualidade da água. Ele calcula a hipótese de ausência de tendência versus a hipótese alternativa de tendência crescente ou decrescente (MEENA, 2020), sendo dado pela seguinte equação:

$$Z_c = \begin{cases} \frac{s-1}{\sqrt{\text{var}(s)}}, & S > 0 \\ 0, & S = 0 \\ \frac{s+1}{\sqrt{\text{var}(s)}}, & S < 0 \end{cases}$$

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n \text{Sng}(X_j - X_i)$$

Onde,

$$\text{Sgn}(\theta) = \begin{cases} +1 & X > 0 \\ 0 & \text{se } X = 0 \\ -1 & X < 0 \end{cases}$$

$$\text{var}(s) = \frac{n(n-1)(2n+5)}{18}$$

onde  $X_i$  e  $X_j$  são os valores dos dados sequenciais,  $n$  é o comprimento do registro do conjunto de dados (BURN; HAG ELNUR, 2002; CASTRO ALVES BRUNO COSTA; DE SOUZA FILHO FRANCISCO DE ASSIS; DA SILVA SILVEIRA CLEITON, 2011).

O estimador de inclinação Sen'slope ( $\beta$ ) indica a magnitude das tendências e o aumento ou diminuição delas. Um valor positivo indica uma “tendência ascendente” (valores crescentes com o tempo), enquanto um valor negativo indica uma “tendência descendente” (valores decrescentes com o tempo) (MEENA, 2020). O Sen'slope é calculado com a seguinte equação:

$$\beta = \text{Mediana} \left( \frac{X_j - X_i}{j - i} \right)$$

Onde  $1 < j < i < n$ ; sendo  $n$  o número de amostras. A inclinação de Sen é então calculada como a mediana de todas as inclinações. As intercepções são calculadas para cada intervalo de tempo  $t$ , conforme dado por, e a intercepção correspondente também é a mediana de todas as intercepções (MEENA, 2020). O teste Sen'slope foi aplicado com um intervalo de confiança de 95%.

Para o caso de estudo do afluente Camaquã, foram realizados alguns testes estatísticos para análise e comparação dos dados de precipitação e turbidez, foram abordadas as estatísticas de Pearson ou coeficiente de correlação de Pearson dado pela formula:

$$r = \frac{\sum(x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum(x_i - \bar{x})^2 * \sum(y_i - \bar{y})^2}}$$

Onde  $x_i$  e  $y_i$ , são valores individuais das variáveis  $x$  e  $y$ .  $\bar{x}$  e  $\bar{y}$  são as medias de  $x$  e  $y$ . Esse coeficiente mede a força e a direção da relação lineal entre duas variáveis.

$r > 0$ : Indica uma correlação positiva (quando uma variável aumenta, a outra também tende a aumentar).

$r < 0$ : Indica uma correlação negativa (quando uma variável aumenta, a outra tende a diminuir).

$r \approx 0$ : Indica pouca ou nenhuma correlação linear.

Depois foi aplicado o teste de causalidade de Granger, o qual utiliza dois modelos de regressão linear. O valor  $p < 0.05$  aceita a hipótese nula (existe causalidade de Granger) e um valor de  $p \geq 0,05$  rejeita a hipótese nula (Não há evidência de causalidade de Granger).

Hipótese nula ( $H_0$ ): a precipitação ( $x$ ) não causa a turbidez ( $y$ ) (precipitação ( $x$ ) não é útil para prever a turbidez ( $y$ )).

Hipótese alternativa ( $H_1$ ): a precipitação ( $x$ ) causa a turbidez ( $y$ ) (precipitação ( $x$ ) é útil para prever a turbidez ( $y$ )).

### **5.2.3 Análise detalhado de concentrações resultantes de clorofila elevadas**

Para esta análise, foi necessário acessar à plataforma Copernicus (<https://dataspace.copernicus.eu/>). Foram analisadas imagens do Sentinel-2/MSI referentes ao período de maio a julho de 2018 e de fevereiro a julho de 2019. Esses estudos concentraram-se no sul da Lagoa Mirim, especificamente nos afluentes Arroio Sarandaí, Rio Cebollati e Rio San Luís. Quando as imagens indicavam uma coloração verde intensa, a plataforma AlgaeMap (<https://felipelobo.users.earthengine.app/view/algaemapv10>) era utilizada para confirmar ou descartar a presença de florações de algas nas datas observadas. Esta plataforma é uma plataforma online que oferece alta resolução espacial (30m) de parâmetros de qualidade da água com uma resolução temporal de 5 dias (LOBO et al., 2021) nos reservatórios mais importantes do Brasil.

#### **5.2.4 Coleta de informação necessária para um estudo mais detalhado do afluente Camaquã**

O Rio Camaquã foi escolhido por ser um dos principais afluentes da Lagoa dos Patos, sendo o segundo maior em importância. Adicionalmente teve a tendência negativa mais forte dos outros afluentes do conjunto de lagoas. Decidiu-se realizar um estudo focado exclusivamente na precipitação adquirida por sensoriamento remoto.

Para o estudo do afluente da bacia hidrográfica do Camaquã, primeiro foram baixados os valores das concentrações de turbidez, desde 31/12/2016 até 31/12/2020, conforme descrito no item 5.2.1. Os dados foram manipulados no ambiente RStudio para gerar uma série histórica mensal dos 4 anos e para produzir todas as estatísticas básicas, gráficos e modelos apresentados neste capítulo.

Paralelamente, na plataforma Google Earth Engine, foi gerada a delimitação da bacia com informações do BasinATLAS, que é um subconjunto do HydroATLAS, oferecendo um compêndio global de características hidroambientais para todas as sub-bacias (LEHNER et al., 2022; LINKE et al., 2019) e possui dados de fácil e livre acesso (<https://www.hydrosheds.org/hydroatlas>). Para o estudo, foi gerada uma bacia de ordem 5.

Seguidamente, na plataforma Google Earth Engine, foram obtidos os dados históricos de precipitação de FUNK et al., (2015). Os dados, expressos em mm/pentad (mm/5dias), são de fácil e livre acesso (<ftp://ftp.chg.ucsb.edu/pub/org/chg/products/CHIRPS-2.0/>). Com eles, foi gerada uma série histórica mensal de precipitação da bacia hidrográfica do Camaquã, desde el 31 de dezembro do 2016 até o 31 de dezembro de 2020.

## Resultados e discussão

### 5.3.1 Clorofila

Para cada geometria atribuída a um afluente da Lagoa dos Patos, foram gerados gráficos de dispersão para visualizar a distribuição dos dados ao longo dos quatro anos. Durante o processo de análise da clorofila, observou-se que as geometrias do Arroio Sarandaí e do rio Cebollati (ambos afluentes da Lagoa Mirim e próximos entre si) apresentaram, nas datas de abril e finais de maio do 2019, uma série de concentrações excepcionalmente altas, únicas na série histórica analisada (ver Figura 34). Notou-se também que, nessas datas de 2019, o Arroio Sarandaí exibiu concentrações máximas de clorofila superiores às do Rio Cebollati. Além disso, ao longo do tempo, as concentrações elevadas permaneceram por mais tempo no Arroio Sarandaí.

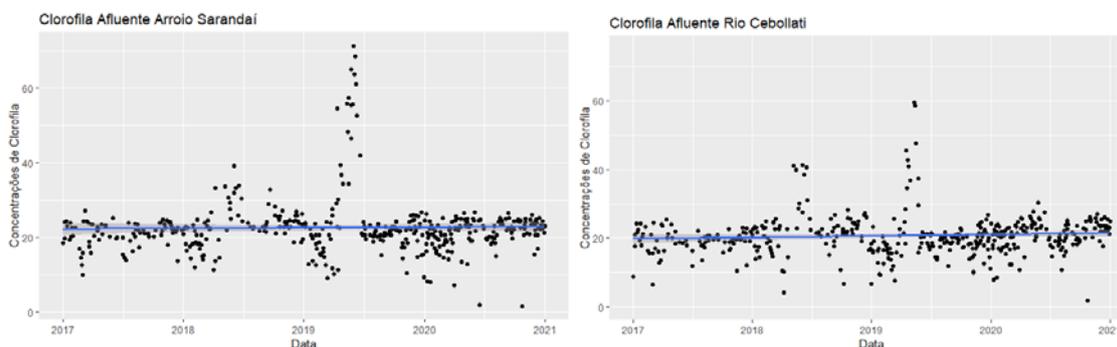


Figura 34. Resultados de concentrações de clorofila do afluente "Arroio Sarandaí" e "Rio Cebollati" com linhas de tendência

Essas observações motivaram uma análise visual mais detalhada, inicialmente com imagens do satélite Sentinel 3/OLCI, que, devido à sua resolução, não forneceu resultados conclusivos. Em seguida, foram analisadas imagens do Sentinel-2/MSI, que revelaram uma coloração verde intensa, sugerindo a presença de algas. Para confirmar a presença de uma floração de algas nas datas observadas, utilizou-se o recurso AlgeMap. Para uma melhor visualização e entendimento, ver a Figura 36.

Adicionalmente, foi realizada uma análise visual similar para o afluente do Rio San Luís (localizado mais ao sul da Lagoa Mirim) no período de março a junho de

2018. Observou-se na série temporal uma ascensão nas concentrações de clorofila ao longo de quatro meses, como mostrado na Figura 35. Os resultados da análise indicaram uma floração de algas durante esse período. Além disso, foi possível identificar um leve aumento nas concentrações de clorofila no Arroio Sarandaí e no Rio Cebollati nas mesmas datas, sugerindo que a floração se deslocou em direção ao norte da Lagoa Mirim.

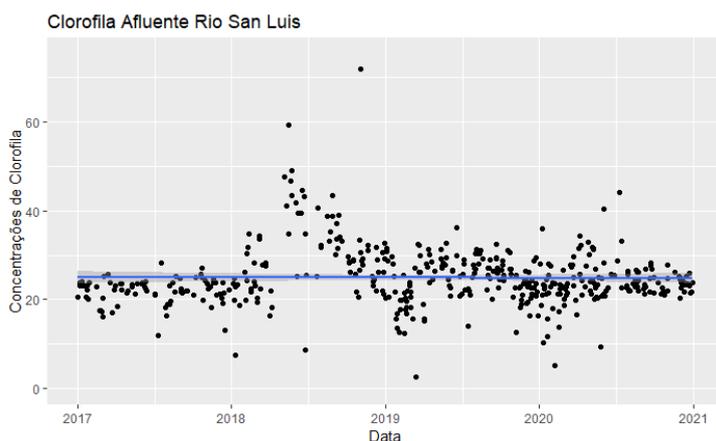


Figura 35. Resultados de concentrações de clorofila do afluente "Rio San Luís" com linha de tendência.

O fenômeno ENSO em geral afeta o clima e as condições hidro climáticas. Na região, ENSO+ é conhecido pelo aumento das temperaturas da água e aumento de precipitações acima das medias (CARDOSO et al., 2022; TÁVORA et al., 2020a). Pelo contrário, o fenômeno ENSO- é caracterizado por eventos de temperaturas mais baixas e precipitação abaixo da média (TÁVORA et al., 2020a; VAZ et al., 2006).

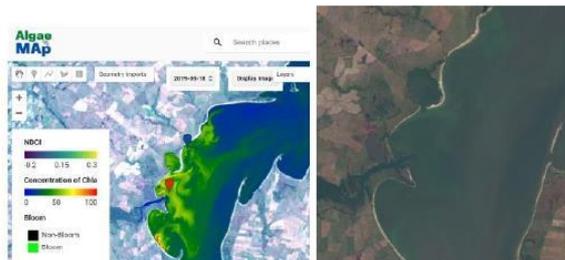
De 2017 a 2020, período do estudo, houve um período de ENSO-, após de um período ENSO+ no 2016. Estudos de Pérez et al. (2013) Demonstraram que, durante os eventos ENSO-, em condições frias, não se observou um incremento imediato nas concentrações de clorofila-a. No entanto, após um e dois anos do início do fenômeno ENSO-, foram registrados os valores mais altos de clorofila-a (ESPINOSA et al., 2001). Informações coerentes com os resultados dos afluentes anteriormente apresentados.

Os gráficos de dispersão, que mostram a distribuição dos dados de clorofila ao longo dos quatro anos para cada afluente no sistema de lagoas, podem ser encontrados no Anexo 2.

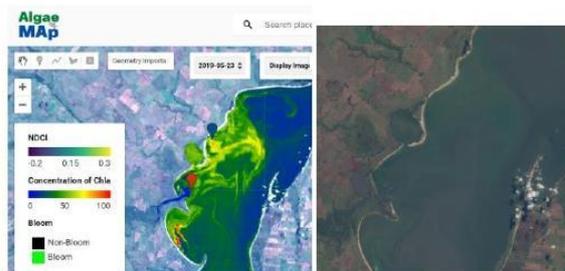


Observações: Lado esquerdo dados com AlgaeMap, Lado direito imagem do satélite Sentinel-2/MODIS.  
Rio Cebollati marcação em vermelho  
Arroio Sarandaí marcação em azul

2019-04-08 Começo das florações



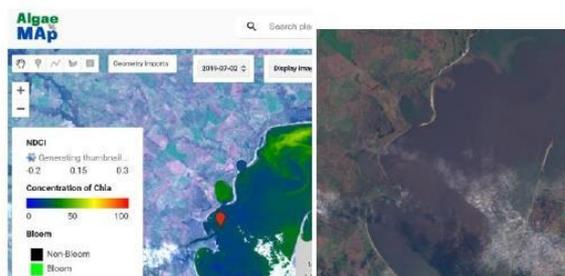
2019-05-18 Altas concentrações de Clorofila nos dois afluentes



2019-05-23 Altas concentrações de Clorofila nos dois afluentes



2019-06-02 Altas concentrações no afluente do Arroio Sarandaí, baixas concentrações no afluente do Rio Cebollati



2019-07-02 Movimentação da floração de algas para o norte da lagoa, baixas concentrações de clorofila nos dois pontos.

Figura 36. Análise com sentinel-2/MSI, e plataforma AlgaeMap dos afluentes do Arroio Sarandaí e o Rio Cebollati

De forma geral, nas onze geometrias dos afluentes do sistema de lagoas, observou-se que as menores médias de concentrações de clorofila foram registradas nos afluentes do Rio Guaíba, do Rio Camaquã e do Canal São Gonçalo. Esses afluentes transportam grandes quantidades de sedimentos, o que afeta a estimativa do espectro óptico, impactado pelas altas concentrações de turbidez (AL SHEHHI; KAYA, 2021b). Além dos valores mínimos, máximos e médios registrados na Tabela 14, são registrados os resultados dos testes Mann-Kendall e Sen's Slope. O Valor Z indica a força e a direção da tendência, valores entre -1.99 e 1.99 indicam uma tendência fraca, enquanto valores fora deste intervalo indicam uma tendência forte, seja de aumento ou decréscimo, dependendo do sinal (MUÑOZ MARÍN, 2008).

O valor Z é corroborado pelo p-valor, que indica significância estatística; um p-valor menor a 0.05 indica uma tendência significativa, enquanto valores acima de 0.05 são não significativos. Dos 11 afluentes estudados, 7 apresentaram uma tendência forte e significativa. Adicionalmente, os resultados do Sen's Slope indicam a magnitude das tendências (MEENA, 2020). Por exemplo, no afluente do Rio Guaíba, a tendência de aumento da clorofila foi de 0.008 mg/m<sup>3</sup> por ano. Dos 7 afluentes com tendência significativa, 5 apresentaram tendências crescentes e 2 mostraram tendências decrescentes.

Tabela 14. Tendências de séries temporais de Clorofila de cada afluente

Dados de Chl por Polígono	N	Mínimo	Media	Máximo	Z	p-valor	Significância	Sen's Slope	Tendência
Rio Capivara	431	2.862	27.846	60.081	8.502	< 2.2e-16	Significante	0.026	Positiva
Rio Guaíba	507	0.047	13.956	42.429	5.326	= 9.996e-08	Significante	0.008	Positiva
Rio Camaquã	474	0.390	12.850	74.753	-6.210	= 5.274e-10	Significante	-0.013	Negativa
Arroio Grande	411	0.503	19.961	43.383	0.250	= 0.8019	Não Significante	0.000 4	+
Rio Jaguarão	438	0.655	20.518	30.252	3.684	= 0.000229	Significante	0.004	Positiva
Rio Taquari	462	4.296	21.267	48.053	2.965	= 0.003022	Significante	0.003	Positiva
Arroio Sarandaí	458	1.577	22.679	71.500	1.371	= 0.1702	Não Significante	0.001	+
Rio Cebollati	452	1.802	20.710	59.392	3.580	= 0.000343	Significante	0.005	Positiva
Rio San Luís	469	2.555	25.446	126.49	-0.080	= 0.9358	Não Significante	-0.000 1	-
Lagoa Mangueira	469	1.859	14.001	45.132	1.644	= 0.1002	Não Significante	0.003	+
Canal São Gonçalo	457	0.497	13.393	28.599	-3.449	= 5.608e-4	Significante	-0.008	Negativa

Os resultados que indicam um aumento nas tendências de clorofila nos afluentes do sistema lagunar ao longo do tempo os quais podem estar relacionados ao fenômeno ENSO- (ESPINOSA et al., 2001; PÉREZ et al., 2013) e ao uso do solo nas bacias hidrográficas (FAO, 1994). As maiores concentrações de clorofila estão diretamente relacionadas com as atividades antrópicas das bacias hidrográficas pelos altos conteúdos de fosforo e nitrogênio que são associados a uma alta produtividade primária (CORDEIRO et al., 2016; DE ARAÚJO, 2021).

No Rio Capivara, da Bacia Hidrográfica Litoral Médio, o 38,27% do território é ocupado por cultivos de arroz, soja, pastagem, agricultura e outras lavouras. Esses territórios se localizam principalmente nas margens do rio principal da bacia, que leva à Lagoa dos Patos uma alta porcentagem de nutrientes. De todas as bacias, esta bacia apresenta a maior porcentagem de área total ocupada por práticas agrícolas que exigem um alto nível de fertilizantes, e de todas as geometrias de afluentes analisadas, o afluente do Rio Capivara apresentou a maior tendência de aumento da clorofila, com um incremento de 0,026 mg/m<sup>3</sup> por ano e as maiores concentrações medias de clorofila.

Adicionalmente, o afluente Rio Capivara deságua na porção da Lagoa dos Patos conhecida como Lagoa do Casamento. Essa área possui pouca profundidade, e é a área mais rasa da Lagoa dos Patos o que pode estar relacionado aos estudos de Caballero et al. (2019), que verificaram que, nas regiões mais rasas da Lagoa Mirim, apresentam-se as maiores concentrações de clorofila.

### **5.3.2 Turbidez**

Para cada série temporal gerada e adquirida, foram elaborados gráficos de dispersão. Como primeiro passo, foi realizada uma análise visual dos resultados, na qual foi possível observar que a maioria das 11 séries apresenta um comportamento cíclico (Exemplo dos resultados dos afluentes Jaguarão e Camaquã, Figura 37), possivelmente sazonal. No entanto, não é possível afirmar que essas respostas cíclicas sejam dependentes de algum fator ambiental sem antes estudar detalhadamente cada um dos fatores ambientais que podem estar relacionados.

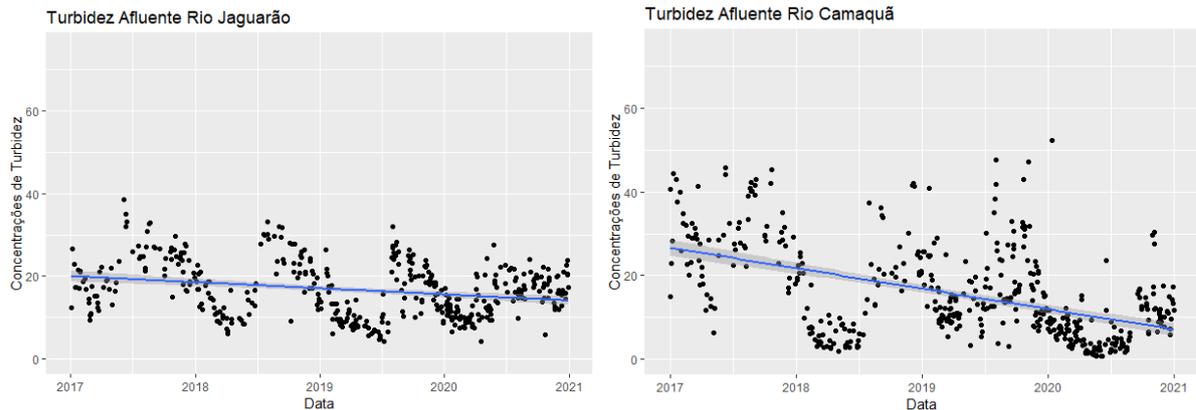


Figura 37. Resultados de concentrações de turbidez dos afluentes "Rio Jaguarão" e "Rio Camaquã" com linha de tendência

No caso da turbidez, observou-se que, entre as onze geometrias dos afluentes do sistema de lagoas, as médias mais baixas de concentrações de turbidez foram registradas na Lagoa Mangueira e no afluente do Rio Capivara. Na Tabela 15, estão registrados os resultados dos testes Mann-Kendall e Sen's Slope. Dos 11 afluentes estudados, 8 apresentaram uma tendência forte e significativa. Entre esses 8 afluentes com tendência significativa, 6 mostraram tendências decrescentes e 2 apresentaram tendências crescentes.

As tendências negativas dos afluentes do Rio Camaquã e o Canal São Gonçalo podem ser explicadas diretamente pelos resultados de Bortolin et al. (2022), que comparam as concentrações de sólidos suspensos totais (SPM) com vazões e fenômenos ENSO+ (El niño) e ENSO- (La niña) desde 1984 até 2020 e concluem que nos fenômenos ENSO+, em períodos de alta entrada, se registraram aumentos se SPM. Os fenômenos do ENSO-, em períodos de baixa entrada, se registraram baixas concentrações de SPM.

Evidenciou-se que no período de 2016, ocorreu um evento ENSO+ forte, que registrou valores máximos de SPM. De 2017 a 2020 (período do estudo) houve um período de ENSO-, e os valores de sólidos suspensos totais para os afluentes Camaquã e Canal São Gonçalo da Lagoa dos Patos diminuíram ao longo desses anos (TÁVORA et al., 2020a), o que pode explicar as fortes tendências negativas de turbidez na maioria dos afluentes analisados.

As médias mais altas de concentrações de turbidez apresentadas na Tabela 15 foram observadas no afluente do Rio Guaíba. Távora et al. (2020a) identificaram, ao

analisar três algoritmos diferentes para obtenção de SPM nos afluentes Camaquã, São Gonçalo e Guaíba, que o afluente do Rio Guaíba apresentou as maiores concentrações para todos os algoritmos nos 13 anos de análise (2003-2019), coerente com os resultados deste estudo, de forma geral se revelaram informações significativas sobre a dinâmica dos corpos d'água.

Tabela 15. Tendências de séries temporais de Turbidez de cada afluente

Dados de Turbidez por polígono	N	Mínima	Media	Máxima	Z	p-value	Significância	Sen's Slope	Tendência
Rio Capivara	431	0.268	9.940	26.002	0.082	= 0.9344	Não Significante	0.000 1	+
Rio Guaíba	507	3.644	22.590	128.762	-4.758	= 1.951e-06	Significante	-0.016	Negativa
Rio Camaquã	476	0.659	15.445	52.203	-11.189	< 2.2e-16	Significante	-0.039	Negativa
Arroio Grande	411	1.789	15.683	38.752	-3.779	= 0.000157	Significante	-0.012	Negativa
Rio Jaguarão	438	4.134	16.678	38.553	-4.511	= 6.423e-06	Significante	-0.011	Negativa
Rio Taquari	464	3.67	14.950	29.650	-0.707	= 0.4792	Não Significante	-0.001	-
Arroio Sarandaí	459	1.357	14.313	28.158	1.366	= 0.1718	Não Significante	0.002	+
Rio Cebollati	453	0.862	12.013	27.783	3.711	= 0.0002	Significante	0.006	Positiva
Rio San Luís	470	2.001	13.969	31.628	2.444	= 0.0145	Significante	0.005	Positiva
Lagoa Mangueira	471	0.781	2.247	7.894	-2.405	= 0.0161	Significante	-0.0003	Negativa
Canal são Gonçalo	459	1.435	11.796	36.599	-7.451	= 9.21e-14	Significante	-0.01754	Negativa

No item 4 Capítulo 1, foram analisadas três datas dentro do período de tempo estudado nas quais os valores de turbidez nas mesmas geometrias resultaram em níveis mais altos que os registrados pela plataforma LakesCCI. Isso sugere que a correção pelo ACOLITE e o algoritmo Dogliotti para turbidez geraram médias mais elevadas que os produtos do LakesCCI, que utilizaram correção atmosférica pelo POLYMER e algoritmos específicos.

Os gráficos de dispersão, que mostram a distribuição dos dados de turbidez ao longo dos quatro anos para cada afluente no sistema de lagoas, podem ser encontrados no Anexo 3.

O afluente do rio Camaquã apresentou a tendência negativa mais acentuada em comparação aos outros afluentes. Por esse motivo, e por ser um dos afluentes de maior magnitude da Lagoa dos Patos, foi realizado um estudo mais detalhado utilizando os dados desse afluente e de sua bacia hidrográfica.

### 5.3.3 Afluente Camaquã

Com a iniciativa do projeto LakesCCI e os produtos gerados de clorofila e turbidez, foram realizados diversos estudos de séries temporais. Um desses estudos, realizado na Ilha Solteira no Brasil, revelou que os dados de concentração de turbidez apresentaram ciclos sazonais correspondentes ao ciclo de precipitação local (CARREA et al., 2023). Com base nisso, e para investigar mais a fundo os resultados visuais cíclicos observados no item 5.3.2 do afluente Camaquã da Lagoa dos Patos, foram feitas algumas análises adicionais.

Na primeira análise, utilizando os dados de precipitação de (FUNK et al., 2015), foi gerada uma série temporal mensal para a bacia do Camaquã. Paralelamente, foi gerada uma série temporal mensal dos valores de turbidez do afluente Camaquã. Os gráficos gerados, apresentados na Figura 38, não mostram uma relação clara entre a precipitação da bacia e a turbidez.

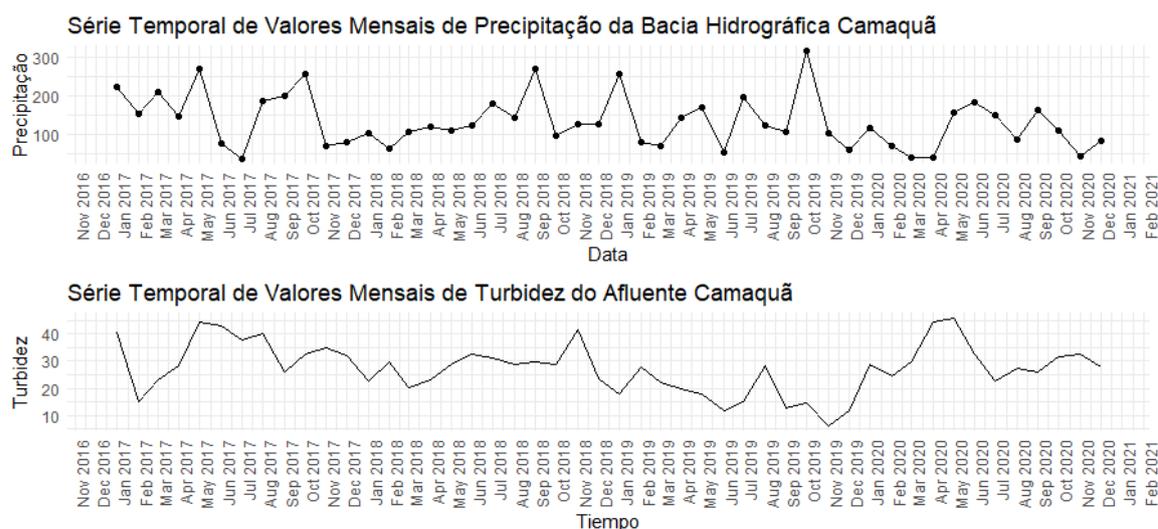


Figura 38. Séries Mensais de Precipitação obtida por sensoriamento remoto e Turbidez obtida pela plataforma LakesCCI

Foi realizado um teste de correlação de Pearson entre as duas variáveis, resultando em um valor de  $-0,0184$ , indicando uma correlação negativa muito fraca. Isso sugere que não há uma tendência clara de que uma variável diminua enquanto a outra aumenta. Como uma correlação negativa não implica causalidade (ou seja, uma variável não causa mudanças na outra), foi feito o teste de causalidade de Granger.

O p-valor obtido foi 0,25 (maior que 0,05), o que significa que se aceita a hipótese nula, indicando que a precipitação não causa mudanças na turbidez.

Para uma análise mais abrangente, foi realizado um agrupamento cíclico dos dados mensais das séries históricas. Foram gerados boxplots para os quatro anos, conforme mostrado na Figura 39. Os resultados demonstraram que neste estudo não há uma relação de causalidade entre a turbidez e a precipitação.

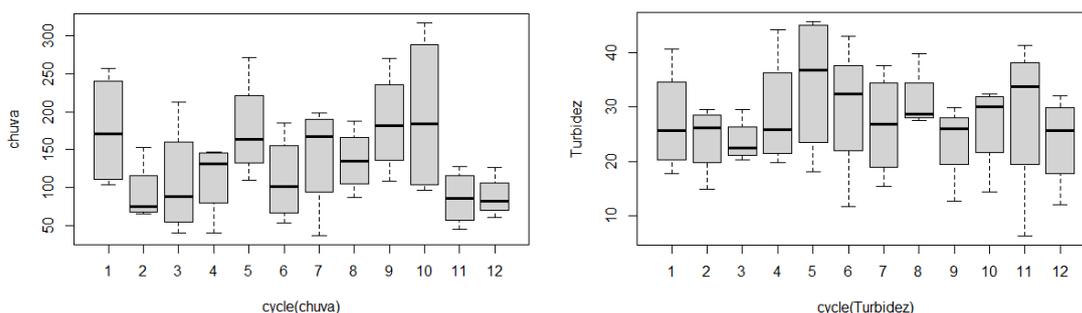


Figura 39. Boxplots da agrupação de dados em meses de quatro anos.

Com as informações geradas, não é possível afirmar que a turbidez e a precipitação não são variáveis causais ligadas, pois os dados de precipitação analisados não provêm de uma autoridade ambiental certificada. Além disso, os valores do LakesCCI dependem de procedimentos de correção atmosférica, nebulosidade e reflectância atmosférica, que podem ser afetados por diferentes fatores. São necessárias mais pesquisas para descartar ou identificar variáveis ambientais causais, como as vazões da bacia hidrográfica (JUNG et al., 2020). Recomenda-se também aprofundar o estudo com outros afluentes do sistema lagunar.

Em suma, a combinação de dados de satélite, análise estatística e a consideração de fatores ambientais e antropogênicos proporcionou uma compreensão mais profunda das tendências e mudanças nos afluentes do sistema de lagoas. Este estudo não só contribui para o conhecimento das condições atuais dessas águas, mas também fornece uma base importante para futuras ações de monitoramento e gestão ambiental.

#### **5.4 Conclusões**

A análise histórica das médias das concentrações de clorofila e turbidez dos afluentes das Lagoas dos Patos, Mirim e Mangueira revelou informações temporais e possíveis influências de fatores ambientais na qualidade da água. Essas informações contribuem para o entendimento do comportamento dos parâmetros analisados e podem auxiliar na gestão dos recursos hídricos da região.

A análise das séries temporais de clorofila e turbidez entre 2016 e 2020 revelou tendências e variações interanuais nos principais afluentes. O uso da plataforma LakesCCI possibilitou a identificação de eventos pontuais e padrões consistentes ao longo do tempo, destacando a importância de monitoramento contínuo para entender a dinâmica dessas lagoas.

A correlação entre as concentrações de turbidez no afluente Camaquã e os dados de precipitação na Bacia Hidrográfica não indicou uma possível influência das chuvas na mobilização de sedimentos e aumento da turbidez.

## 6. Conclusões gerais

Este estudo destacou o potencial do sensoriamento remoto para monitorar clorofila e turbidez no sistema de lagoas costeiras no Rio Grande do Sul. Apesar dos desafios na precisão dos dados, as ferramentas utilizadas proporcionaram dados importantes. No entanto, os resultados destacam a necessidade de realizar mais monitoramentos in-situ para melhorar a acurácia e a validação dos dados obtidos por satélite, garantindo uma interpretação mais confiável das condições ambientais.

O estudo demonstrou que a classificação óptica do tipo de água (OWT) é uma ferramenta valiosa para entender a composição da água e as distribuições espaciais e temporais. Embora o classificador usado tenha se mostrado insuficiente para detectar todos os tipos de água presentes no sistema.

A análise dos padrões de plumas de sedimentos e a utilização do satélite Sentinel3/OLCI mostraram aplicabilidade do sensoriamento remoto para o monitoramento de eventos extremos e a gestão dos recursos hídricos.

As séries temporais de clorofila e turbidez forneceram informações valiosas sobre a dinâmica dos afluentes, mas não foi encontrada uma correlação significativa entre turbidez e precipitação no afluente Camaquã. Isso indica a necessidade de mais pesquisas com dados e variáveis adicionais.

Em suma, este trabalho contribuiu para o entendimento dos potenciais do uso de dados de satélite no monitoramento da qualidade da água no sistema de lagoas costeiras. Os estudos aqui apresentados fornecem uma base sólida para futuras pesquisas e iniciativas de monitoramento e gestão ambiental, que podem se beneficiar de uma abordagem integrada que combine dados de sensoriamento remoto, análise estatística e considerações sobre fatores ambientais locais. Além disso, o monitoramento contínuo é chave não apenas para a compreensão científica, mas também para a proteção das comunidades locais que dependem desses recursos hídricos. A gestão sustentável dessas lagoas é essencial para garantir a qualidade da água, a biodiversidade e o bem-estar social das populações que vivem em seu entorno.

## Referências

- AL SHEHHI, M. R.; KAYA, A. Time series and neural network to forecast water quality parameters using satellite data. **Continental Shelf Research**, v. 231, p. 104612, dez. 2021a.
- AL SHEHHI, M. R.; KAYA, A. Time series and neural network to forecast water quality parameters using satellite data. **Continental Shelf Research**, v. 231, p. 104612, dez. 2021b.
- ALLAN, J. D. Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst**, v. 35, p. 257–284, 15 dez. 2004.
- ALVES DE OLIVEIRA, H. et al. **ESTIMATIVAS DE VAZÃO DA LAGOA MIRIM E A CONTRIBUIÇÃO DOS AFLUENTES CEBOLLATI, TAÇUARI E PIRATINI**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <www.ana.gov.br>.
- ALVES DE OLIVEIRA, H. et al. Processos Hidrológicos e Hidrodinâmicos da Lagoa Mirim. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 1, p. 34–45, 2015.
- ANDRADE, C. F. F. et al. Fluxos de nutrientes associados às descargas de água subterrânea para a Lagoa Mangueira (Rio Grande do Sul, Brasil). **Química Nova**, v. 35, n. 1, p. 5–10, 2012.
- ANDRADE, L. C. DE et al. Estimativa da turbidez da água utilizando imagens de RPA's associadas às técnicas de Machine Learning. **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 10, n. 1, p. 506–517, 18 jun. 2024.
- ARTIOLI, L. G. S. et al. Distribuição, dominância e estrutura de tamanhos da assembleia de peixes da lagoa Mangueira, sul do Brasil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 99, n. 4, p. 409–418, dez. 2009.
- ÁVILA, R. A. et al. Temporal Variability of Suspended-Solids Concentration in the Estuarine Channel of Patos Lagoon, Southern Brazil. **Water**, v. 13, n. 5, p. 646, 28 fev. 2021.
- BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. M.; MARTINS, V. S. **Introdução ao sensoriamento remoto de sistemas aquáticos 1ª Edição**. [s.l: s.n.].
- BEAULNE, D.; FOTOPOULOS, G. Development of an algal bloom satellite and in situ metadata hub with case studies in Canada. **Ecological Informatics**, v. 79, p. 102447, 2024.
- BELTRAME, L. F. DE S. et al. **Estudo para avaliação e gerenciamento da disponibilidade hídrica da Bacia da Lagoa Mirim**. [s.l: s.n.].

BI, S. et al. Optical classification of inland waters based on an improved Fuzzy C-Means method. **Optics Express**, v. 27, n. 24, p. 34838, 25 nov. 2019.

BI, S. et al. Assessment of Algorithms for Estimating Chlorophyll-a Concentration in Inland Waters: A Round-Robin Scoring Method Based on the Optically Fuzzy Clustering. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 60, p. 1–17, 2022.

BINDING, C. E. et al. Suspended particulate matter in Lake Erie derived from MODIS aquatic colour imagery. **International Journal of Remote Sensing**, v. 31, n. 19, p. 5239–5255, 10 out. 2010.

BITENCOURT, L. P. et al. Spatio-temporal variability of suspended sediment concentrations in a shallow and turbid lagoon. **Journal of Marine Systems**, v. 212, p. 103454, dez. 2020.

BLIX, K. et al. Remote Sensing of Water Quality Parameters over Lake Balaton by Using Sentinel-3 OLCI. **Water**, v. 10, n. 10, p. 1428, 11 out. 2018.

BONANSEA, M. et al. Effects of atmospheric correction of Landsat imagery on lake water clarity assessment. **Advances in Space Research**, v. 56, n. 11, p. 2345–2355, 1 dez. 2015.

BORTOLIN, E. C.; TÁVORA, J.; FERNANDES, E. H. L. Long-Term Variability on Suspended Particulate Matter Loads From the Tributaries of the World's Largest Choked Lagoon. **Frontiers in Marine Science**, v. 9, 8 mar. 2022.

BOURG, L.; D'ALBA, L.; COLAGRANDE, P. **MERIS SMILE EFFECT CHARACTERISATION AND CORRECTION**. [s.l: s.n.].

BRAMICH, J.; BOLCH, C. J. S.; FISCHER, A. Improved red-edge chlorophyll-a detection for Sentinel 2. **Ecological Indicators**, v. 120, p. 106876, 2021.

BROCCA CABALLERO, C. et al. **Sensoriamento remoto aplicado ao estudo de águas interiores: monitoramento de clorofila-a em uma lagoa subtropical**. [s.l: s.n.].

BROSINSKY, A. et al. **Principles of imaging spectroscopy Electromagnetic radiation and its interactions with earth surface materials**. German Centre for Geosciences GFZ: [s.n.].

BURN, D. H.; HAG ELNUR, M. A. Detection of hydrologic trends and variability. **Journal of Hydrology**, v. 255, n. 1–4, p. 107–122, jan. 2002.

CABALLERO, C. B. et al. Predictive model for monitoring water turbidity in a subtropical lagoon using Sentinel-2A/B MSI images. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 28, 2023.

CABALLERO C, B.; SOARES G, H. A. **UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS Centro de Desenvolvimento Tecnológico**. Dissertação—Pelotas, RS: Universidade Federal de Pelotas, 22 fev. 2019.

CANEVE, B. F. et al. Meteorological and potential climatic influence on high cyanobacterial biomass within Patos Lagoon (southern Brazil): A case study of the summer of 2019–2020. **Ocean and Coastal Research**, v. 71, n. suppl 2, 2023.

CARDOSO, I. P. et al. Analysis of average annual temperatures and rainfall in southern region of the state of Rio Grande do Sul, Brazil. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 57, n. 1, p. 58–71, 2022.

CARREA, L. et al. Satellite-derived multivariate world-wide lake physical variable timeseries for climate studies. **Scientific Data**, v. 10, n. 1, p. 30, 2023.

CARTERI CORADI, P. et al. QUALIDADE DA ÁGUA SUPERFICIAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DA LAGOA MIRIM. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 3, n. 1, p. 53–64, 2009.

CASTRO ALVES BRUNO COSTA; DE SOUZA FILHO FRANCISCO DE ASSIS; DA SILVA SILVEIRA CLEITON. **ANÁLISE DE TENDÊNCIAS E PADRÕES DE VARIAÇÃO DAS SÉRIES HISTÓRICAS DE VAZÕES DO OPERADOR NACIONAL DO SISTEMA (ONS)**. Universidade Federal do Ceará: [s.n.].

CAZZANIGA, I. et al. A comparison of Sentinel-3-OLCI and Sentinel-2-MSI-derived Chlorophyll-a maps for two large Italian lakes. **Remote Sensing Letters**, v. 10, n. 10, p. 978–987, 3 out. 2019.

CLOERN, J. E. The relative importance of light and nutrient limitation of phytoplankton growth: a simple index of coastal ecosystem sensitivity to nutrient enrichment. **Aquatic Ecology**, v. 33, n. 1, p. 3–15, 1999.

COPPE; ENGENHARIA OCEÂNICA. RIO DE JANEIRO. **Projeto Baías do Brasil Lagoa dos Patos**. Rio Grande do Sul: [s.n.].

CORDEIRO, G. G. et al. Avaliação rápida da integridade ecológica em riachos urbanos na bacia do rio Corumbá no Centro-Oeste do Brasil. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 11, n. 3, p. 702, 23 jun. 2016.

CORRÊA, M. G. et al. Avaliação da qualidade da água da Lagoa Mirim e afluentes através de parâmetros físico-químicos, microbiológicos e índice de qualidade de água. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 16, n. 2, p. 781–790, 3 abr. 2023.

COSTANZA, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*. **Report of Workshop organised by NCEAS, Santa Barbara, Calif. (1996)**., v. 387, 30 nov. 1996.

DA SILVA F, R.; SOARES G, H. A. **UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS Centro de Desenvolvimento Tecnológico**. Tesis—Pelotas, RS: Universidade Federal de Pelotas, 17 jun. 2020.

DE ALCÂNTARA, E. H. **ANÁLISE DA TURBIDEZ NA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DE CURUAÍ (PA, BRASIL) INTEGRANDO DADOS TELEMÉTRICOS E IMAGENS MODIS/TERRA**. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2007.

DE ARAÚJO, S. DA E. **Impactos do uso do solo na qualidade da água e comunidade periférica de sistemas lóticos**. Belo Horizonte: UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS, 2021.

DE LUCIA LOBO, F. et al. Reference spectra to classify Amazon water types. **International Journal of Remote Sensing**, v. 33, n. 11, p. 3422–3442, 10 jun. 2012.

DE OLIVEIRA CAITANO CLAUDIA. **Conexão E Interação Entre Os Corpos Hídricos Superficiais Das Lagoas Mangueira E Mirim Com Os Aquíferos : Estudo De Níveis E Determinação Do Tempo De Residência Através Do Uso De Isótopos Estáveis [Delta-18-O]**. Dissertação—Rio Grande: Universidade Federal de Rio Grande, 2016.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL. **Mapa Geológico do Estado do Rio Grande do Sul**. Brasília, 1989.

DOGLIOTTI, A. I. et al. A single algorithm to retrieve turbidity from remotely-sensed data in all coastal and estuarine waters. **Remote Sensing of Environment**, v. 156, p. 157–168, 1 jan. 2015.

DONLON, C. et al. The Global Monitoring for Environment and Security (GMES) Sentinel-3 mission. **Remote Sensing of Environment**, v. 120, p. 37–57, 15 maio 2012.

ELEVELD, M. et al. An Optical Classification Tool for Global Lake Waters. **Remote Sensing**, v. 9, n. 5, p. 420, 29 abr. 2017.

EMBRAPA. **Mapa de solos do Brasil escala 1:5.000.000**. Brasília, 2011.

ESPINOSA CARREÓN, T. L. et al. Temperatura, salinidad, nutrientes y clorofila a en aguas costeras de la ensenada del sur de California. **Ciencias Marinas**, v. 27, n. 3, p. 397–422, 2001.

EUROPEAN SPACE AGENCY. **Lakes\_CCI+ - Phase 2. D2.2. Algorithm Theoretical Basis Document (ATBD)**. [s.l: s.n.].

FACCO, D. S. **DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DA TURBIDEZ NO RESERVATÓRIO DE ITAIPU, NA REGIÃO SUL DO BRASIL, UTILIZANDO DADOS DE SENSORIAMENTO REMOTO**. Porto Alegre: UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL, 2023.

FAO. **MANEJO Y APROVECHAMIENTO ACUICOLA DE LAGUNAS COSTERAS EN AMERICA LATINA Y EL CARIBE**. Disponível em: <<https://www.fao.org/4/ab485s/AB485S00.htm#TOC>>. Acesso em: 23 dez. 2024.

FELIZZOLA, N. M. et al. Projeções de vazão para avaliação de estimativa de carga de nutrientes afluentes à lagoa Mangueira, Rio Grande do Sul, em cenários de mudanças climáticas do Quinto Relatório de Avaliação das Mudanças Climáticas. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 27, n. 5, p. 1007–1020, out. 2022.

FILIPPINI ALBA, J. MARIA. **Sustentabilidade socioambiental da bacia da Lagoa Mirim**. Pelotas, RS, Brasil: [s.n.]. v. 1

FONSECA, V. B. et al. Effect of a toxic *Microcystis aeruginosa* lysate on the mRNA expression of proto-oncogenes and tumor suppressor genes in zebrafish. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 161, p. 729–734, out. 2018.

FRAGA, R. S. et al. Empirical modelling of suspended solids in a subtropical lagoon (Brazil) using linear spectral mixing algorithm. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 20, p. 100380, 1 nov. 2020.

FRAGOSO, C. R. et al. Modelling spatial heterogeneity of phytoplankton in Lake Mangueira, a large shallow subtropical lake in South Brazil. **Ecological Modelling**, v. 219, n. 1–2, p. 125–137, 24 nov. 2008.

FUNDO BRASILEIRO PARA A BIODIVERSIDADE. **Sistemas Lagunares**. Disponível em: <[https://www.funbio.org.br/programas\\_e\\_projetos/pesquisa-marinha-e-pesqueira/sistemas-lagunares/#:~:text=Formadas%20a%20partir%20de%20processos,salgadas%20que%20a%20dos%20oceanos](https://www.funbio.org.br/programas_e_projetos/pesquisa-marinha-e-pesqueira/sistemas-lagunares/#:~:text=Formadas%20a%20partir%20de%20processos,salgadas%20que%20a%20dos%20oceanos)>. Acesso em: 7 jul. 2024.

FUNK, C. et al. The climate hazards infrared precipitation with stations—a new environmental record for monitoring extremes. **Scientific Data**, v. 2, n. 1, p. 150066, 8 dez. 2015.

GILERSON, A. A. et al. Algorithms for remote estimation of chlorophyll-a in coastal and inland waters using red and near infrared bands. **Optics Express**, v. 18, n. 23, p. 24109, 8 nov. 2010.

GOHIN, F. et al. Twenty years of satellite and in situ observations of surface chlorophyll-a from the northern Bay of Biscay to the eastern English Channel. Is the water quality improving? **Remote Sensing of Environment**, v. 233, p. 111343, nov. 2019.

GOHIN, F. et al. Satellite and In Situ Monitoring of Chl-a, Turbidity, and Total Suspended Matter in Coastal Waters: Experience of the Year 2017 along the French Coasts. **Journal of Marine Science and Engineering**, v. 8, n. 9, p. 665, 28 ago. 2020.

GONS, H. J. Effect of a waveband shift on chlorophyll retrieval from MERIS imagery of inland and coastal waters. **Journal of Plankton Research**, v. 27, n. 1, p. 125–127, 30 set. 2005.

GONS, H. J.; RIJKEBOER, M.; RUDDICK, K. G. A chlorophyll-retrieval algorithm for satellite imagery (Medium Resolution Imaging Spectrometer) of inland and coastal waters. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 9, p. 947–951, 1 set. 2002.

HIERONYMI, M. et al. Ocean color atmospheric correction methods in view of usability for different optical water types. **Frontiers in Marine Science**, v. 10, 2023.

HU, C.; LEE, Z.; FRANZ, B. Chlorophyll algorithms for oligotrophic oceans: A novel approach based on three-band reflectance difference. **Journal of Geophysical Research: Oceans**, v. 117, n. C1, p. 1011, 1 jan. 2012.

INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL. **Unidades de conservação no Brasil**. Disponível em: <<https://uc.socioambiental.org/>>. Acesso em: 8 jul. 2024.

JUNG, B. M. et al. Estimating Suspended Sediment Concentrations from River Discharge Data for Reconstructing Gaps of Information of Long-Term Variability Studies. **Water**, v. 12, n. 9, p. 2382, 25 ago. 2020.

LEHMANN, M. K. et al. GLORIA - A globally representative hyperspectral in situ dataset for optical sensing of water quality. **Scientific Data**, v. 10, n. 1, p. 100, 16 fev. 2023.

LEHNER, B. et al. Global hydro-environmental lake characteristics at high spatial resolution. **Scientific Data**, v. 9, n. 1, p. 351, 23 jun. 2022.

LI, S. et al. Quantification of chlorophyll-a in typical lakes across China using Sentinel-2 MSI imagery with machine learning algorithm. **Science of The Total Environment**, v. 778, p. 146271, 15 jul. 2021.

LINKE, S. et al. Global hydro-environmental sub-basin and river reach characteristics at high spatial resolution. **Scientific Data**, v. 6, n. 1, p. 283, 9 dez. 2019.

LIU, H. et al. Trophic state assessment of optically diverse lakes using Sentinel-3-derived trophic level index. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 114, p. 103026, 2022a.

LIU, H. et al. Trophic state assessment of optically diverse lakes using Sentinel-3-derived trophic level index. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 114, p. 103026, nov. 2022b.

LIU, N. et al. Quality control based Chlorophyll-a estimation with two-band and three-band algorithms using Sentinel-2 MSI data in a complex inland lake, China. **Geocarto International**, v. 37, n. 27, p. 18094–18115, 13 dez. 2022c.

LOBO, F. et al. Mapping potential cyanobacterial bloom using Hyperion/EO-1 data in Patos Lagoon estuary. **Acta Limnol**, 2009.

LOBO, F. DE L. et al. AlgaeMAp: Algae Bloom Monitoring Application for Inland Waters in Latin America. **Remote Sensing**, v. 13, n. 15, p. 2874, 22 jul. 2021.

MAURICIO MUNAR, A. **Um novo modelo para estimativa da concentração de clorofila-a em um lago raso subtropical**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/284551356>>.

MEENA, DR. M. Rainfall Statistical Trend and Variability Detection Using Mann-Kendall Test, Sen's Slope and Coefficient of Variance - A Case Study of Udaipur District (1957-2016). **Applied Ecology and Environmental Sciences**, Vol. 8, 2020, Pages 34-37, v. 8, n. 1, p. 34–37, 5 mar. 2020.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano**. Brasília DF: [s.n.]. Disponível em: <[https://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/vigilancia\\_controle\\_qualidade\\_agua.pdf](https://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/vigilancia_controle_qualidade_agua.pdf)>. Acesso em: 28 abr. 2024.

MINISTÉRIO DE AMBIENTE (URUGUAI); SISTEMA NACIONAL DE ÁREAS PROTEGIDAS (SNAP). **Áreas protegidas**. Disponível em: <<https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/areas-protegidas>>. Acesso em: 8 jul. 2024.

MISHRA, S. et al. Quantifying cyanobacterial phycocyanin concentration in turbid productive waters: A quasi-analytical approach. **Remote Sensing of Environment**, v. 133, p. 141–151, jun. 2013.

MISHRA, S.; MISHRA, D. R. Normalized difference chlorophyll index: A novel model for remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters. **Remote Sensing of Environment**, v. 117, p. 394–406, 15 fev. 2012.

MOGRANE, M. A. et al. Evaluation of five atmospheric correction algorithms over french optically-complex waters for the sentinel-3a olci ocean color sensor. **Remote Sensing**, v. 11, n. 6, 1 mar. 2019.

MOLLER, O. O. et al. The Patos Lagoon summertime circulation and dynamics. **Continental Shelf Research**, v. 16, n. 3, p. 335–351, mar. 1996.

MÖLLER, O. O. et al. **The Influence of Local and Non-Local Forcing Effects on the Subtidal Circulation of Patos Lagoon** Estuarine Research Federation Estuaries. [s.l: s.n.].

MOORE, T. S. et al. An optical water type framework for selecting and blending retrievals from bio-optical algorithms in lakes and coastal waters. **Remote Sensing of Environment**, v. 143, p. 97–111, mar. 2014.

MOORE, T. S.; CAMPBELL, J. W.; HUI FENG. A fuzzy logic classification scheme for selecting and blending satellite ocean color algorithms. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 39, n. 8, p. 1764–1776, 2001.

MORAES NOVO EVLYN M.L. Sensoriamento remoto Princípios e aplicações Capítulo 1-Introdução. v. 4, 2010.

MOSES, W. J. et al. Satellite estimation of chlorophyll-a concentration using the red and NIR bands of MERIS The azov sea case study. **IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters**, v. 6, n. 4, p. 845–849, 1 out. 2009.

MOSES, W. J. et al. Operational MERIS-based NIR-red algorithms for estimating chlorophyll-a concentrations in coastal waters - The Azov Sea case study. **Remote Sensing of Environment**, v. 121, p. 118–124, 1 jun. 2012.

MUNAR, A. M. et al. Can chlorophyll-a in meso-oligotrophic shallow waters be estimated using statistical approaches and empirical models from MODIS imagery? **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 23, 2018.

MUNAR, A. M. et al. Assessing the large-scale variation of heat budget in poorly gauged watershed-shallow lake system using a novel integrated modeling approach. **Journal of Hydrology**, v. 575, p. 244–256, 1 ago. 2019.

MUÑOZ MARÍN, C. **ANÁLISIS DE LA VARIABILIDAD EN SERIES HIDROMETEOROLÓGICAS EN UNA CUENCA DE CABECERA DEL RÍO SEGURA: CUENCA DEL RÍO MUNDO.** . Cartagena: Universidad Politécnica de Cartagena, 2008.

NECHAD, B.; RUDDICK, K. G.; PARK, Y. Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of total suspended matter in turbid waters. **Remote Sensing of Environment**, v. 114, n. 4, p. 854–866, 15 abr. 2010.

NEIL, C. et al. A global approach for chlorophyll-a retrieval across optically complex inland waters based on optical water types. **Remote Sensing of Environment**, v. 229, p. 159–178, ago. 2019.

OLIVEIRA CAITANO, CLAUDIA.; FERREIRA DE ANDRADE, C. F. Vista do Interação entre os aquíferos superficiais com os níveis das lagoas Mangueira e Mirim no Rio Grande do Sul, Brasil. **Ibero-American Journal of Environmental Sciences**, 2020.

OLIVEIRA, H. et al. Processos Hidrológicos e Hidrodinâmicos da Lagoa Mirim. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 1, p. 34–45, 2015.

O'REILLY, J. E.; WERDELL, P. J. Chlorophyll algorithms for ocean color sensors - OC4, OC5 & OC6. **Remote Sensing of Environment**, v. 229, p. 32–47, 1 ago. 2019.

ORTEGA, I. et al. Spatial and temporal variations of sediments in a subtropical microtidal estuary. **Pesquisas em Geociências**, v. 48, n. 1, 2021.

PAGOT, M. et al. Remote Sensing Assessment of Suspended Matter and Dynamics in Patos Lagoon. **Journal of Coastal Research**, v. 10047, p. 116–129, set. 2007.

PAHLEVAN, N. et al. Seamless retrievals of chlorophyll-a from Sentinel-2 (MSI) and Sentinel-3 (OLCI) in inland and coastal waters: A machine-learning approach. **Remote Sensing of Environment**, v. 240, p. 111604, 1 abr. 2020.

PÉREZ-ARVIZU, E. M.; ARAGÓN-NORIEGA, E. A.; ESPINOSA-CARREÓN, T. L. Variabilidad estacional de la clorofila a y su respuesta a condiciones El Niño y La Niña en el Norte del Golfo de California. **Revista de biología marina y oceanografía**, v. 48, n. 1, p. 131–141, abr. 2013.

PNUMA. **La salud de 3.000 millones de personas: en riesgo por falta de información sobre la calidad del agua**ONU, Programa para el Medio Ambiente. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://www.unep.org/es/noticias-y-reportajes/reportajes/la-salud-de-3000-millones-de-personas-en-riesgo-por-falta-de>>. Acesso em: 25 jun. 2024.

POTIN, P. et al. **Title Sentinel High Level Operations Plan Issue 3 Revision 1 Authors ESA CSC Mission Management Team.** [s.l: s.n.].

QI, L. et al. In search of floating algae and other organisms in global oceans and lakes. **Remote Sensing of Environment**, v. 239, p. 111659, 15 mar. 2020.

RAMSAR. **La Convención sobre los Humedales.** Disponível em: <<https://www.ramsar.org/es/country-profile/brasil>>. Acesso em: 8 jul. 2024.

RAYMOND F. KOKALY et al. **USGS Spectral Library Version 7. Data Series 1035.** [s.l: s.n.].

RIM KATLANE; CECILE DUPOUY; FOUAD ZARGOUNI. Chlorophyll and turbidity concentrations deduced from MODIS as an index of water quality of the Gulf of Gabes in 2009. **AUF. Télédétection 11, 1, CNRS & Campus Spatial Univ. Paris Diderot VII**, 2012.

RODRIGUES, G. et al. The Use of Sentinel-3/OLCI for Monitoring the Water Quality and Optical Water Types in the Largest Portuguese Reservoir. **Remote Sensing**, v. 14, n. 9, p. 2172, 30 abr. 2022.

RODRÍGUEZ DEISY ROMERO; BERNAL GLADYS; ZEA SVEN. Variables ambientales durante blanqueamiento coralino en el Caribe colombiano. **Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales**, 2014.

RODRÍGUEZ-BENITO, C. V; NAVARRO, G.; CABALLERO, I. Using Copernicus Sentinel-2 and Sentinel-3 data to monitor harmful algal blooms in Southern Chile during the COVID-19 lockdown. **Marine Pollution Bulletin**, v. 161, p. 111722, 2020.

SANCHES, S. M. et al. Presença da toxina microcistina em água, impactos na saúde pública e medidas de controle. **Journal of Basic and Applied Pharmaceutical Sciences Rev Ciênc Farm Básica Apl**, v. 33, n. 2, p. 181–187, 2012.

SANTOS, E. R. **Jornada Integrada de Pesquisa e Extensão Anais da I Jornada Integrada de Pesquisa e Extensão.** Avaliação espaço-temporal da qualidade da água da Lagoa Mirim quanto à presença de clorofila-a. **Anais...Pelotas**: 2021.

SCHAEFFER, B. A. et al. Forecasting freshwater cyanobacterial harmful algal blooms for Sentinel-3 satellite resolved U.S. lakes and reservoirs. **Journal of Environmental Management**, v. 349, p. 119518, 1 jan. 2024.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E INFRAESTRUTURA (BRASIL). **No Dia Nacional do bioma Pampa, Sema reforça o compromisso de proteger este bioma exclusivo do RS.** Disponível em: <<https://www.sema.rs.gov.br/no-dia-nacional-do->

bioma-pampa-sema-reforca-o-compromisso-de-proteger-este-bioma-exclusivo-dors>. Acesso em: 7 jul. 2024.

SEILER, L. M. N.; FERNANDES, E. H. L.; SIEGLE, E. Effect of wind and river discharge on water quality indicators of a coastal lagoon. **Regional Studies in Marine Science**, v. 40, p. 101513, nov. 2020.

SHEN, M. et al. Determination of the downwelling diffuse attenuation coefficient of lakewater with the sentinel-3A OLCI. **Remote Sensing**, v. 9, n. 12, 1 dez. 2017.

SHEN, M. et al. Sentinel-3 OLCI observations of water clarity in large lakes in eastern China: Implications for SDG 6.3.2 evaluation. **Remote Sensing of Environment**, v. 247, p. 111950, 15 set. 2020.

SILVEIRA, V. P.; MANOEL, E.; GAN, A. **Estudo de tendência das temperaturas mínimas na Região Sul do Brasil**. [s.l: s.n.].

SMITH, M. E.; ROBERTSON LAIN, L.; BERNARD, S. An optimized Chlorophyll a switching algorithm for MERIS and OLCI in phytoplankton-dominated waters. **Remote Sensing of Environment**, v. 215, p. 217–227, 15 set. 2018.

SOOMETS, T. et al. Validation and Comparison of Water Quality Products in Baltic Lakes Using Sentinel-2 MSI and Sentinel-3 OLCI Data. **Sensors**, v. 20, n. 3, p. 742, 29 jan. 2020.

SPYRAKOS, E. et al. Optical types of inland and coastal waters. **Limnology and Oceanography**, v. 63, n. 2, p. 846–870, 5 mar. 2018.

TAVARES, M. et al. Comparison of Methods to Estimate Lake-Surface-Water Temperature Using Landsat 7 ETM+ and MODIS Imagery: Case Study of a Large Shallow Subtropical Lake in Southern Brazil. **Water**, v. 11, n. 1, p. 168, 18 jan. 2019.

TAVORA, J. et al. The influence of river discharge and wind on Patos Lagoon, Brazil, Suspended Particulate Matter. **International Journal of Remote Sensing**, v. 40, n. 12, p. 4506–4525, 18 jun. 2019.

TÁVORA, J. et al. El-Niño Southern Oscillation (ENSO) effects on the variability of Patos Lagoon Suspended Particulate Matter. **Regional Studies in Marine Science**, v. 40, p. 101495, nov. 2020a.

TÁVORA, J. et al. El-Niño Southern Oscillation (ENSO) effects on the variability of Patos Lagoon Suspended Particulate Matter. **Regional Studies in Marine Science**, v. 40, p. 101495, 1 nov. 2020b.

TAVORA, J. et al. **Recipes for the Derivation of Water Quality Parameters Using the High-Spatial-Resolution Data from Sensors on Board Sentinel-2A, Sentinel-2B, Landsat-5, Landsat-7, Landsat-8, and Landsat-9 Satellites.** *Journal of Remote Sensing (United States)*American Association for the Advancement of Science, , 1 jun. 2023.

TEIXEIRA, J. C.; GUILHERMINO, R. L. Análise da associação entre saneamento e saúde nos estados brasileiros, empregando dados secundários do banco de dados indicadores e dados básicos para a saúde 2003- IDB 2003. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 11, n. 3, p. 277–282, set. 2006.

TEJADAS, B. E. et al. Projeções de Vazão Afluente à Lagoa Mangueira com Base em Cenários de Mudanças Climáticas. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 31, n. 3, p. 262–272, set. 2016.

THE EUROPEAN SPACE AGENCY. **ESA - Sentinel-3: Visión panorámica para Copérnico.** Disponível em: <[https://www.esa.int/Space\\_in\\_Member\\_States/Spain/Sentinel-3\\_Vision\\_panoramica\\_para\\_Copernico](https://www.esa.int/Space_in_Member_States/Spain/Sentinel-3_Vision_panoramica_para_Copernico)>. Acesso em: 4 jul. 2024.

UNITED NATIONS; UN WATER. **Summary Progress Update 2021: SDG 6 — water and sanitation for all | UN-Water.** Disponível em: <<https://www.unwater.org/publications/summary-progress-update-2021-sdg-6-water-and-sanitation-all>>. Acesso em: 25 jun. 2024.

VANHELLEMONT, Q.; RUDDICK, K. Atmospheric correction of Sentinel-3/OLCI data for mapping of suspended particulate matter and chlorophyll-a concentration in Belgian turbid coastal waters. **Remote Sensing of Environment**, v. 256, p. 112284, 2021.

VANTREPOTTE, V. et al. Seasonal and inter-annual (2002-2010) variability of the suspended particulate matter as retrieved from satellite ocean color sensor over the French Guiana coastal waters. **Journal of Coastal Research**, v. SI 64, 1 jan. 2011.

VAZ, A. et al. Análise quantitativa da descarga dos rios afluentes da Lagoa dos Patos. **Atlântica**, v. 28, 1 jan. 2006.

VAZ, A. C.; MOLLER, O.; ALMEIDA, T. L. Uma nota sobre os afluentes da Lagoa dos Patos. **Atlântica**, v. 28, 2006.

VAZ, A. CAROLINA.; MÖLLER JR, OSMAR.; DE ALMEIDA, L. TABAJARA. ANÁLISE QUANTITATIVA DA DESCARGA DOS RIOS AFLUENTES DA LAGOA DOS PATOS. **Atlântica**, v. 28, n. 1, p. 13–23, 2011.

VENEROS, J. et al. Aplicación de sensores remotos para el análisis de cobertura vegetal y cuerpos de agua Application of remote sensors for the analysis of vegetation cover and water bodies. **Idesia, Arica**, v. 38, p. 10, 2020.

WANG, D. et al. The Assessment of Landsat-8 OLI Atmospheric Correction Algorithms for Inland Waters. **Remote Sensing**, v. 11, n. 2, p. 169, 17 jan. 2019.

WANG, J. et al. Dynamic monitoring of phycocyanin concentration in Chaohu Lake of China using Sentinel-3 images and its indication of cyanobacterial blooms. **Ecological Indicators**, v. 143, p. 109340, 1 out. 2022.

WANG, M. et al. Time-Series Analysis of Surface-Water Quality in Xiong'an New Area, 2016–2019. **Journal of the Indian Society of Remote Sensing**, v. 49, n. 4, p. 857–872, 19 abr. 2021.

WERMELINGER LEMES MARCELO. **Complexo Lagunar - YouTube**. Disponível em:  
<[https://www.youtube.com/watch?v=K61SCip0KBE&ab\\_channel=espa%C3%A7oevida](https://www.youtube.com/watch?v=K61SCip0KBE&ab_channel=espa%C3%A7oevida)>. Acesso em: 5 maio. 2024.

WERTHER, M. et al. A Bayesian approach for remote sensing of chlorophyll-a and associated retrieval uncertainty in oligotrophic and mesotrophic lakes. **Remote Sensing of Environment**, v. 283, p. 113295, 2022.

XUE, K. et al. Inversion of inherent optical properties in optically complex waters using sentinel-3A/OLCI images: A case study using China's three largest freshwater lakes. **Remote Sensing of Environment**, v. 225, p. 328–346, 1 maio 2019.

XUE, K. et al. Variations of suspended particulate concentration and composition in Chinese lakes observed from Sentinel-3A OLCI images. **Science of The Total Environment**, v. 721, p. 137774, 15 jun. 2020.

YELEY, Z. et al. Mar Menor lagoon (SE Spain) chlorophyll-a and turbidity estimation with Sentinel-2. **Limnetica**, v. 41, n. 2, p. 1, 15 jun. 2022.

ZHANG, Y. et al. Lake Topography and Wind Waves Determining Seasonal-Spatial Dynamics of Total Suspended Matter in Turbid Lake Taihu, China: Assessment Using Long-Term High-Resolution MERIS Data. **PLoS ONE**, v. 9, n. 5, p. e98055, 20 maio 2014.

ZOLFAGHARI, K. et al. Sensitivity of remotely sensed pigment concentration via Mixture Density Networks (MDNs) to uncertainties from atmospheric correction. **Journal of Great Lakes Research**, v. 49, n. 2, p. 341–356, 2023.

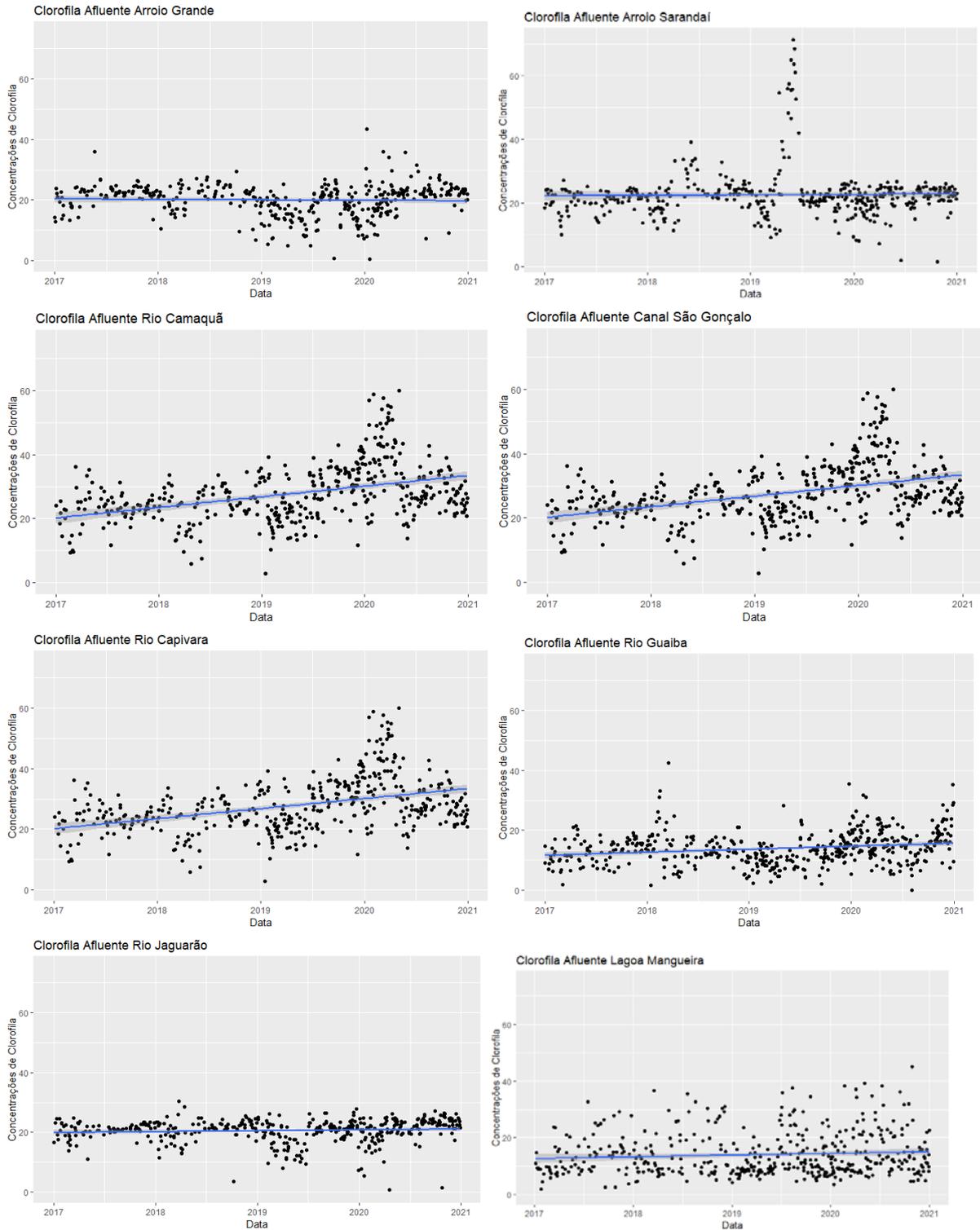
## Anexo 1. Script Utilizado para correção de imagens e aplicação de algoritmos na ferramenta ACOLITE

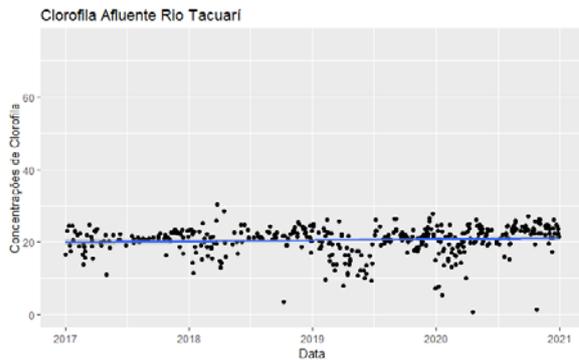
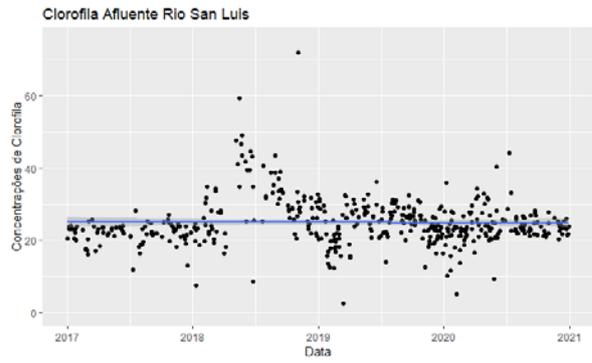
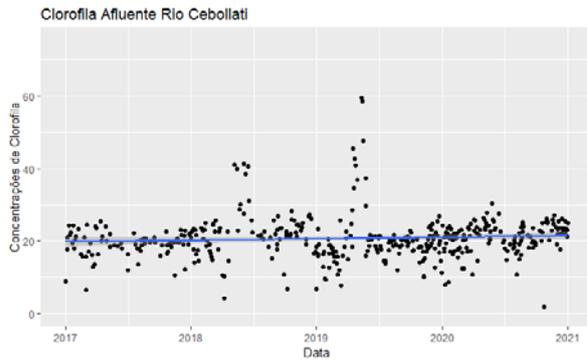
```
## ACOLITE settings
## Written at 2023-06-22 17:51:19
limit=-34.0,-54.0,-29.5,-50.0
inputfile=C:/OLCI/S3/S3A_OL_1_EFR____20160713T125943_20160713T130243_20180223T003204_
_0179_006_209_3420_LR2_R_NT_002/S3A_OL_1_EFR____20160713T125943_20160713T130243_
20180223T003204_0179_006_209_3420_LR2_R_NT_002.SEN3
output=C:/OLCI/S3/S3A_OL_1_EFR____20160713T125943_20160713T130243_20180223T003204_
0179_006_209_3420_LR2_R_NT_002/Correctedplus
polygon=
l2w_parameters=Rrs_*,chl_re_mishra,tur_dogliotti2015
l2w_mask_threshold=0.3
rgb_rhot=False
rgb_rhos=False
map_l2w=True
output_projection=True
runid=20230308_150154
```

### README

limit, são as coordenadas da imagem.  
inputfile, é a localização da pasta do produto OL\_1\_EFR a ser tratado.  
output, é a localização da pasta de saída dos produtos gerados.  
polygon, especifica uma “caixa” delimitadora para a região de interesse.  
l2w parameters, são os parâmetros que se desejam obter a partir dos pixels d’água, que para este caso foram a refletância mais dois parâmetros.  
l2w mask threshold, Limiar para o mascaramento sem água.  
rgb rhot e rgb rhos, Controlam a saída de arquivos RGB PNG com base em dados pt.  
map l2w, controla a saída de arquivos PNG dos parâmetros L2W solicitados anteriormente. output projection, define se os arquivos de saída são projetados para uma projeção de mapa.  
runid, E um identificador para a execução de processamento baseado em data/hora é gerado

## Anexo 2. Gráficos de dispersão de clorofila dos afluentes do sistema de lagoas





**Anexo 3. Gráficos de dispersão de turbidez dos afluentes do sistema de lagoas**

