

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

LIGIA FERREIRA GRANJA DA LUZ

AVALIAÇÃO DE UMA FLORAÇÃO MASSIVA DE DINOFLAGELADO TÓXICO NO  
SUL DO BRASIL ATRAVÉS DE SENSORIAMENTO REMOTO

PONTAL DO PARANÁ

2019

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

LIGIA FERREIRA GRANJA DA LUZ

AVALIAÇÃO DE UMA FLORAÇÃO MASSIVA DE DINOFLAGELADO TÓXICO NO  
SUL DO BRASIL ATRAVÉS DE SENSORIAMENTO REMOTO

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Sistemas Costeiros e Oceânicos, no Curso de Pós-Graduação em Sistemas e Costeiros e Oceânicos, Setor de Ciências da Terra, da Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Mauricio Almeida Noernberg

PONTAL DO PARANÁ

2019

CATALOGAÇÃO NA FONTE:  
UFPR / SiBi - Biblioteca do Centro de Estudos do Mar  
Fernanda Pigozzi – CRB 9/1151

Luz, Ligia Ferreira Granja da  
L979s      Sensoriamento remoto de uma floração massiva de dinoflagelado tóxico no sul do Brasil.  
/ Ligia Ferreira Granja da Luz. – Pontal do Paraná, 2019.  
48 f.: il.; 29 cm.

Orientador: Prof. Dr. Mauricio Almeida Noernberg.

Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e  
Oceânicos, Centro de Estudos do Mar, Setor Reitoria, Universidade Federal do Paraná.

1. Sensoriamento remoto. 2. Alga nociva. 3. MODIS. 4. OLI. I. Título. II. Noernberg,  
Mauricio Almeida. III. Universidade Federal do Paraná.

CDD 621.3678



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
SETOR REITORIA  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO SISTEMAS COSTEIROS  
E OCEÂNICOS - 40001016054P6

## TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em SISTEMAS COSTEIROS E OCEÂNICOS da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da dissertação de Mestrado de LIGIA FERREIRA GRANJA DA LUZ intitulada: *avaliação de uma floração massiva de dinoflagelado toxico no Sul do Brasil através de sensoramento remoto*, após terem inquirido a aluna e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua aprovação no rito de defesa.

A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Pontal do Paraná, 25 de Março de 2019.

MAURICIO ALMEIDA NOERNBERG  
Presidente da Banca Examinadora (UFPR)

CLAUDIO CLEMENTE FARIA BARBOSA  
Avaliador Externo (INPE)

AÚREA MARIA CIOTTI  
Avaliador Externo (USP)

FERNANDA HENDERIX FREITAS  
Avaliador Externo (UC)

Às mulheres que me inspiram todos os dias,  
Yara, Gonda e Vina (in memoriam).

## AGRADECIMENTOS

A minha família, pelo amor e apoio, mesmo tão distante. A minha mãe por ser meu porto seguro, sempre acreditando e incentivando todas as maluquices da minha vida (são muitas).

Ao meu orientador, Prof. Dr. Mauricio Noernberg, desde a graduação, pela confiança, paciência, aprendizado, parceria e amizade e por sempre colocar meu pé no chão, afinal, “ciências não tem fim, mas o mestrado sim!”

Ao Prof. Dr. Luís Mafra por todo apoio, incentivo e aprendizado ao longo dos quase 3 anos de co-orientação. A toda equipe LAMIC pela parceria durante as coletas, especialmente a Bruna, pelas conversas e debates sobre a floração. A todos os professores, técnicos e funcionários do CEM, que contribuíram para minha formação. Ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, especialmente ao Prof. Dr. Claudio Barbosa que emprestou o equipamento utilizado nesse estudo e deu todo o suporte necessário para sua utilização, e à toda equipe do LabISA pelos ensinamentos e apoio ao projeto. À Profa. Dra. Áurea Ciotti por todo aprendizado e pelo exemplo de cientista.

Aos milhões de cafezinhos com as melhores amigas que poderia ter, Carol, Thata, Gabs e Bru, obrigada por todo amor e apoio, sempre. Aos amigos paulistas de infância, que mesmo distantes estão sempre presentes, Jonny, Rato, Figura, Mi, Di, Trin. Aos amigos pontalenses, vocês fizeram de pontal minha casa, em especial à irmã que a oceanografia me deu, Brenda. À Moa, Maia, Nic e Ana por todas as risadas, parceria e cervejas, principalmente nos últimos meses de mestrado em pontal, teria surtado sem vocês. Aos amigos que fiz pelo mundo, em especial a companheira de profissão, Benja, pela amizade e divagações de vida diárias. Aos melhores companheiros de lab, Nicole, David, Lucas, Diana, Bryan, Fafá e membros associados, obrigada por toda parceria, muitas risadas, cafés, pizzas e muitas paçoquitas. Aos amigos do surf e da canoa, por deixarem meus dias mais leves, Ga obrigada por tudo. Aos amigos da PGSISCO, pelo companheirismo nos momentos de alegria e desespero.

Por fim, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior (CAPES) pela bolsa de mestrado e a todos os brasileiros que incentivam e apoiam a pesquisa científica e reconhecem sua importância no desenvolvimento do país.

“Diego não conhecia o mar.  
O pai, Santiago Kovakloff, levou-o para que descobrisse o mar.  
Viajaram para o Sul.  
Ele, o mar, estava do outro lado das dunas altas, esperando.  
Quando o menino e o pai enfim alcançaram aquelas alturas de areia,  
depois de muito caminhar, o mar estava na frente de seus olhos.  
E foi tanta a imensidão do mar, e tanto seu fulgor,  
que o menino ficou mudo de beleza.  
E quando finalmente conseguiu falar, tremendo, gaguejando, pediu ao pai:  
- Pai, me ensina a olhar!”

Eduardo Galeano  
O Livro dos Abraços

## RESUMO

Florações de algas nocivas (FANs) são fenômenos ecológicos prejudiciais capazes de gerar impactos severos aos ecossistemas costeiros aos recursos pesqueiros e a saúde pública ao redor do mundo. Diferentes espécies de FANs possuem características espectrais únicas devido a absorção específica de seus pigmentos acessórios, tornando possível monitorá-las através de sensoriamento remoto. Em junho de 2016, uma floração nociva de *Dinophysis cf. acuminata* atingiu a costa sul do Brasil causando danos a maricultura local. Com o intuito de observar sua movimentação e evolução, foram realizadas coletas de dados em uma baía e plataforma continental interna do Paraná. A Reflectância do sensoriamento remoto ( $R_{rs}$ ) foi obtida com FieldSpec ASD, em conjunto com parâmetros ambientais (temperatura, salinidade, profundidade de secchi, fluorescência da clorofila a material particulado em suspensão). Imagens do sensor MODIS e OLI foram utilizadas para quantificar a magnitude da FAN. A floração cobriu uma área de 201 km<sup>2</sup> ao longo da costa do Paraná, com abundância de 6 850 000 cel.L<sup>-1</sup>, maior densidade de células registrada para essa espécie ao redor do mundo. O evento foi associado com baixa temperatura e salinidade decorrente de uma pluma de nutrientes vinda da Rio da Prata. As  $R_{rs}$  in situ foram classificadas em um agrupamento hierárquico, o que permitiu separar a assinatura espectral da floração através da análise de componentes principais. A mesma forma espectral foi observada nas imagens MODIS e OLI classificadas pelo agrupamento K-means, mostrando a eficácia do método. Nós apresentamos a primeira caracterização espectral de uma floração de *Dinophysis* e esses resultados podem contribuir para um melhor entendimento da resposta espectral desse dinoflagelado tóxico e assim otimizar os algoritmos de detecção de FANs. Monitorar florações de fitoplâncton do espaço é uma ferramenta importante na mitigação dos riscos sanitários associados a esse fenômeno ecológico.

Palavras-chave: FAN; assinatura espectral; sensoriamento remoto de florações de alga nociva; OLI; MODIS; classificação hierárquica



## ABSTRACT

Harmful algal blooms (HABs) are deleterious ecological phenomena that can have severe impacts on coastal ecosystems, fisheries resources and public health all over the world. Different HABs species have distinct spectral characteristics due to specific absorption of their accessory pigments, allowing us to monitor them through remote sensing. On June 2016, a huge *Dinophysis* cf. *acuminata* bloom hit the southern Brazilian coast causing damage to the local mariculture along its trajectory. In order to observe its passage and evolution, we performed weekly sampling cruises in estuarine and inner shelf of Paraná. Remote sensing reflectance ( $R_{rs}$ ) data were performed with FieldSpec ASD, along with environmental parameters (water temperature, salinity, Secchi depths, chlorophyll fluorescence and particulate matter concentration). Images from MODIS and OLI were used to quantify the magnitude of the HAB. During its peak, the bloom reached an area of 201km<sup>2</sup> along the Paraná coast with abundances of 6,850,000 cells.L<sup>-1</sup>, the highest cells density ever recorded for this species. The event was associated with low salinity and temperature from a nutrient plume coming from La Plata river. The in situ  $R_{rs}$  was grouped by hierarchical clustering, separating the spectral signature of the *Dinophysis* bloom through principal component analysis. The same spectral shape was observed in the K-means clustering of both MODIS and OLI images, attesting the suitability of the method. We provide the first characterization of this *Dinophysis* bloom, which can contribute for a better understanding of the spectral response on this toxic dinoflagellate and optimize the algorithms detection of HABs. Monitoring harmful algae bloom from space is a powerful tool to mitigate the health risk associated with these ecological phenomena.

Key-words: HAB bloom; spectral signature; remote sensing algae bloom; OLI; MODIS; clustering

## SUMÁRIO

<b>1. Introdução.....</b>	<b>12</b>
<b>2. Materiais e métodos .....</b>	<b>15</b>
<b>2.1. Campanha de coletas de dados .....</b>	<b>15</b>
<b>2.2. Métodos analíticos .....</b>	<b>16</b>
2.2.1. <i>Material Particulado em suspensão .....</i>	<i>16</i>
<b>2.3. Análise quantitativa do fitoplâncton .....</b>	<b>17</b>
<b>2.4. Dados Radiométricos .....</b>	<b>17</b>
<b>2.5. Análises espectrais .....</b>	<b>18</b>
2.5.1. <i>Análise Hierárquica de cluster (HCA).....</i>	<i>18</i>
2.5.2. <i>Análise de Componentes Principais (PCA) .....</i>	<i>19</i>
<b>3.1. Imagens de Satélites.....</b>	<b>20</b>
3.1.1. <i>Sensor OLI.....</i>	<i>20</i>
3.1.2. <i>Sensor MODIS.....</i>	<i>21</i>
<b>3. Resultados .....</b>	<b>22</b>
<b>3.1. Distribuição espaço-temporal da floração na costa do Paraná .....</b>	<b>24</b>
<b>3.2. Caracterização espectral in situ do evento .....</b>	<b>26</b>
3.2.1. <i>Análise de Componente Principal.....</i>	<i>27</i>
3.2.2. <i>Análise Hierárquica .....</i>	<i>28</i>
<b>3.3. Caracterização espectral por imagens de satélite .....</b>	<b>31</b>
<b>4. Discussão .....</b>	<b>36</b>
<b>5. Conclusão.....</b>	<b>44</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>45</b>

## APRESENTAÇÃO

Em junho de 2016 uma floração massiva do dinoflagelado *Dinophysis acuminata* atingiu a costa do Paraná. A pergunta e hipóteses de pesquisa que nortearam esse estudo foram:

O que desencadeou a floração?

Se diferentes espécies fitoplâncton absorvem luz em comprimentos de onda distintos, então uma floração massiva de *Dinophysis* terá uma assinatura espectral.

Se a floração de *Dinophysis* possui uma assinatura espectral, então será possível identifica-la através de sensoriamento remoto.

## 1. Introdução

O crescente aumento na introdução de nutrientes nos sistemas marinhos por atividades antrópicas, e.g. eutrofização artificial, poluição marinha, alterações hidrográficas em regiões costeiras e mudanças climáticas são as maiores causas do aumento massivo de florações de microalgas espalhadas globalmente (Anderson et al., 2012; Carstensen et al., 2015; Sellner et al., 2003; Shanmugam, 2011), sendo que o tempo de duração, frequência de ocorrência e magnitude desses eventos tem se intensificado nos últimos anos (Behrenfeld and Boss, 2017; Reguera et al., 2012). Esse fenômeno natural é geralmente definido pelo aumento intenso e desequilibrado no crescimento populacional de algumas espécies de microalgas em um curto período de tempo, estimulado por condições favoráveis, resultando em densidades celulares elevadas na água do mar (Gohin et al., 2002; Siegel, 2002; Thomas et al., 2003).

As florações fitoplânctônicas podem ser desencadeadas por mudanças na temperatura, incidência de luz solar e sua atenuação abaixo da superfície, estratificação da coluna d'água e eutrofização (Anderson et al., 2008; Behrenfeld and Boss, 2017; Hallegraeff, 2010; Heisler et al., 2008; Tan et al., 2017). A ocorrência e persistência desses fenômenos tem sido reportada como causadoras de mortalidade de peixes e intoxicação de organismos bivalves, gerando numeroso impactos ecológicos e sanitários para regiões costeiras, além de alterar ciclos biogeoquímicos, níveis tróficos ecológicos superiores e a diversidade dos ecossistemas naturais. Quando associado a efeitos deletérios, tanto ao homem quanto ao ambiente, seja de forma indireta ou direta, esses eventos são denominados florações de algas nocivas (FAN). As FANs são graves distúrbios ecológicos que ameaçam os sistemas aquáticos em todo o mundo, exigindo grande esforço científico para sua detecção e monitoramento (Blondeau-Patissier et al., 2014).

Comparado com métodos tradicionais de aquisição de dados *in situ*, o sensoriamento remoto é considerado uma técnica promissora na detecção de FANs. Esses eventos são potencialmente discrimináveis através do sensoriamento remoto, pois o fitoplâncton está entre os principais contribuintes para a variabilidade óptica de corpos d'água (além dos detritos e da matéria orgânica dissolvida colorida (CDOM)), sendo que a forma e magnitude do espectro de absorção desses organismos reflete na composição e concentração pigmentar das águas, alterando o sinal de reflectância superficial (e.g. Reflectância do Sensoriamento Remoto,  $R_{rs}$ ). A presença destes pigmentos, que alteram o sinal óptico que chega ao sensor remoto, geram picos de absorção em comprimentos de onda específicos além da clorofila-*a*, como clorofila-

*b*, *c*<sub>1</sub>, *c*<sub>2</sub> e *d*, carotenóides ou ficobilinas, que também contribuem para a absorção da luz pelo fitoplâncton (Barlow et al., 2002).

Durante o mês de junho de 2016, uma intensa floração de algas nocivas da espécie *Dinophysis* cf. *acuminata* atingiu a costa sul do Brasil. Essa espécie é responsável pela produção da toxina ácido ocadaico (AO), e os bivalves, ao se alimentarem dessas microalgas, acumulam a toxina em sua glândula digestiva, desencadeando a Síndrome ou Envenenamento Diarreico por Moluscos (EDM) nos consumidores humanos. Densidades celulares da ordem de 10<sup>3</sup> a 10<sup>4</sup> cél.L<sup>-1</sup> de *Dinophysis* já são normalmente capazes de causar problemas durante florações registradas ao redor do mundo (Reguera et al., 2012), sendo que proibições na venda e consumo de moluscos e bivalves são emitidos a partir de níveis tóxicos regulatórios de 160 µg.Kg<sup>-1</sup> de AO.

O *Dinophysis*, dinoflagelado potencialmente tóxico, encontrado frequentemente nas regiões costeiras e plataforma continental da costa sul do Brasil (Mafra Júnior, 2005; Reguera et al., 2012), depende não só de condições abióticas favoráveis, como também da disponibilidade de sua presa, o ciliado *Mesodinium* cf. *rubrum* para desencadear um evento de floração (Ruiz-Villarreal et al., 2016). Importante destacar que o *Dinophysis* possui estrutura pigmentar incomum para um dinoflagelado (dinoflagelados geralmente possuem Peridininina como principal pigmento acessório em sua composição), pois seus pigmentos fotossintetizantes produzem fluorescência característica de criptofíceas, revelando presença de ficobiliproteínas em sua composição (Schnepf and Elbrächter, 1988; Zapata et al., 2012). Isso se deve ao fato desse dinoflagelado mixotrófico sequestrar e reter plastos do *M. rubrum*, que também necessita de células vivas de criptofíceas para crescer, fazendo com que a assinatura pigmentar do *D. acuminata* seja característica de células de *Cryptophyceae*, com Clorofila *c*<sub>2</sub>, Aloxantina, Crocoxantina, β-e-Caroteno e Clorofila *a* como estrutura pigmentar (Meyer-Harms and Pollehne, 1998; Veldhuis et al., 1993; Vesik and Jeffrey, 1987; Zapata et al., 2012).

O Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) é um dos sistemas estuarinos mais importantes do sul do Brasil, reunindo em seu envoltório o Porto de Paranaguá, aproximadamente 155.000 habitantes, diferentes unidades de conservação e a maior área contínua de mata Atlântica do Brasil. Abrange mais de 500 Km<sup>2</sup> de superfície de água e mais de 3800 Km<sup>2</sup> de bacias hidrográficas (Noernberg et al., 2006), onde atividades como pesca, turismo, aquicultura, agricultura e logística portuária interagem. Desta forma, torna-se essencial uma melhor compreensão dos processos biológicos que ocorrem nesse complexo sistema, de grande importância econômica e ecológica.

A problemática envolvida no estudo da cor do oceano está diretamente relacionada à própria dinâmica complexa dos sistemas estuarinos. Entender como os diferentes componentes ópticos da água alteram o caminho da radiação solar incidente, através do espalhamento e absorção da radiação eletromagnética, é essencial para o estabelecimento e aprimoramento de algoritmos, melhorando a precisão das observações de cor do oceano por meio do sensoriamento remoto. Grandes esforços têm sido feitos para se entender como as mudanças na composição das espécies de fitoplâncton podem afetar as propriedades ópticas das águas superficiais (e.g., Ciotti et al., 2002; Ferreira et al., 2017; Kahru and Mitchell, 1998; Morel, 1997; Stramski et al., 2007; Stuart et al., 1998). Com o intuito de contribuir para o monitoramento e previsão da ocorrência de FANs por sensoriamento remoto esse estudo avaliou a variabilidade e magnitude das propriedades radiométricas da água na região costeira do Paraná durante uma floração massiva da microalga nociva *Dinophysis cf. acuminata*.

## 2. Materiais e métodos

### 2.1. Campanha de coletas de dados

As coletas foram realizadas em junho de 2016, quando a costa sul do Brasil foi afetada por uma massiva floração de *Dinophysis cf. acuminata*. As amostragens foram realizadas em transectos longitudinais ao longo da baía de Paranaguá e plataforma interna adjacente (Fig. 1), em cinco campanhas oceanográficas. Em cada ponto foi mensurada a profundidade de *Secchi* e obtidos perfis verticais de temperatura, salinidade, turbidez e fluorescência da clorofila *a* utilizando um CTD do modelo Alec ASTD687+IF.

Para determinação do material particulado em suspensão e clorofila *a*, foi coletado um litro de água de sub-superfície (aproximadamente 0.3 m de profundidade) em frascos de polietileno opacos, para evitar a influência da radiação solar, e armazenadas em caixas de isopor com gelo para minimizar a atividade biológica.

As medidas radiométricas da superfície da água foram realizadas com um espectroradiômetro portátil da marca *Analytical Spectral Devices (ASD)*, modelo FieldSpec® HandHeld, conforme descrito no item 3.3.

Para monitorar a abundância de *Dinophysis* foram coletadas amostras de água superficial em frascos de vidro âmbar, fixadas com solução de Lugol a uma concentração final de 1%. A análise quantitativa se encontra descrita no item 3.2.

Os dados de velocidade e direção de vento e pluviosidade foram obtidos da base de dados de reanálises global fornecidos pela *National Center for Environmental Prediction* (NOAA) (<https://www.esrl.noaa.gov/psd/>).

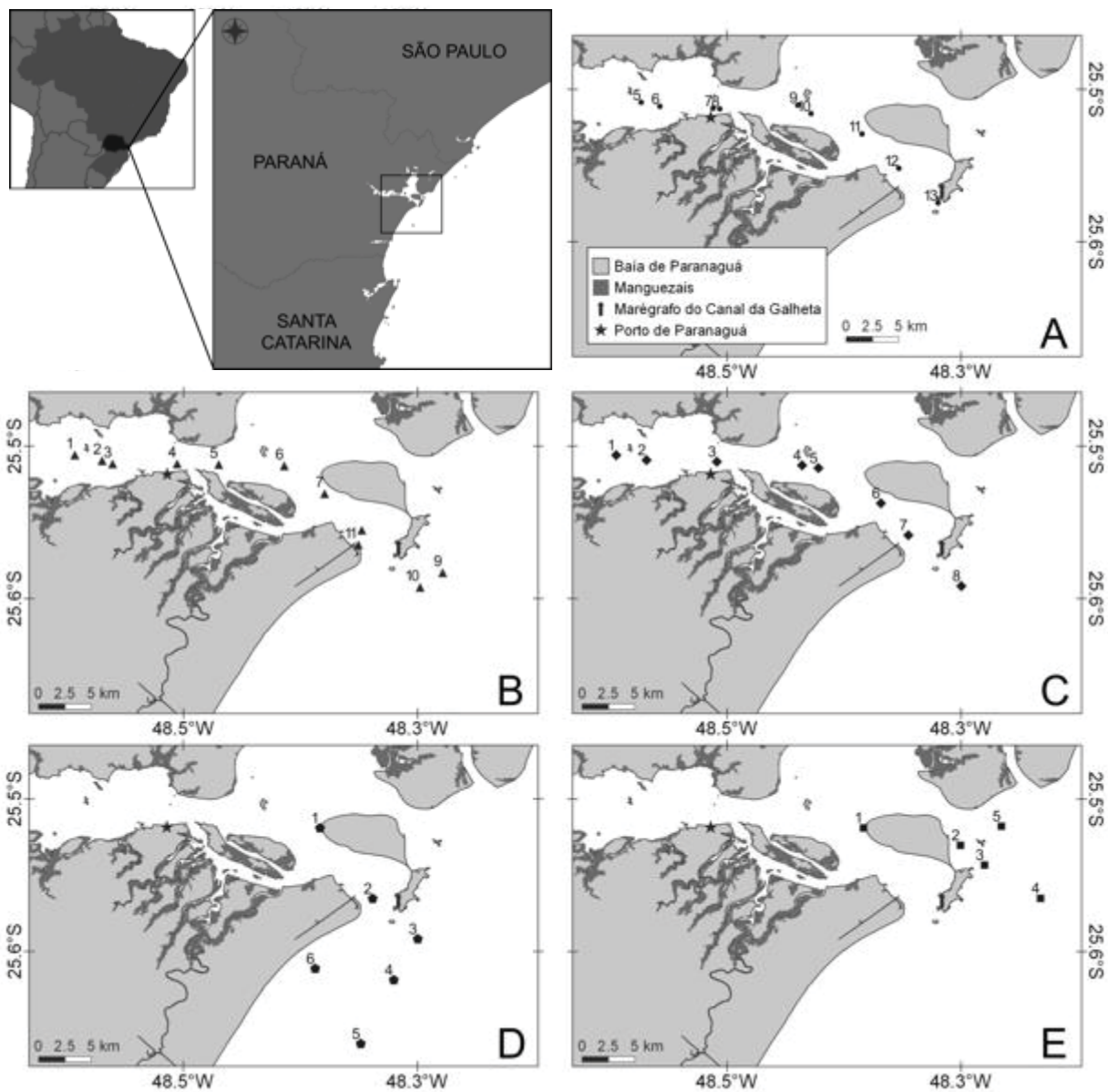


Fig. 1: Mapas da área de estudo e pontos amostrados durante o período da floração. O mapa (a) apresenta os pontos correspondentes à campanha do dia 09, (b) ao dia 13, (c) ao dia 16, (d) ao dia 24 e (e) ao dia 30 de junho de 2016.

## 2.2. Métodos analíticos

### 2.2.1. Material Particulado em suspensão

Para a determinação da concentração do material particulado em suspensão (MPS) as amostras foram filtradas seguindo o método gravimétrico proposto por Strickland e Parsons (1972).



### 2.3. Análise quantitativa do fitoplâncton

A abundância total de *Dinophysis cf. accuminata* (células.L<sup>-1</sup>) foi determinada por meio de contagem das células em câmara Utermöhl, contendo em torno de 5 mL de amostra superficial fixada com Lugol, em um microscópio invertido Zeiss, modelo ID 03, no aumento de 200x.

### 2.4. Dados Radiométricos

Os dados radiométricos de superfície foram coletados com uso de um espectrorradiômetro portátil da marca *Analytical Spectral Devices (ASD)*, modelo FieldSpec® HandHeld2. Este equipamento mede a radiância ( $L_w(\lambda)$ , Wm<sup>-2</sup>.sr<sup>-1</sup>) emergente da água do mar e de uma superfície lambertiana de referência (nesse estudo, a placa Spectralon®) em modo de varredura, com resolução espectral de 1 nm, na faixa entre 325 a 1075 nm com intervalo de amostragem de 1,6 nm e campo de visada de 25°.

A geometria de aquisição seguiu o método proposto por Mueller e colaboradores (2003), onde a radiância da superfície da água ( $L_{oceano}$ ), da placa ( $L_{placa}$ ) e do céu ( $L_{céu}$ ) foram tomadas na proa da embarcação para evitar contaminação por sombra, ondas e espumas na superfície do mar decorrentes do barco, com ângulo de visada azimutal ( $\phi$ ) de 135° e nadir ( $\theta$ ) de 40°. Em cada ponto foram tomadas 10 medidas sequenciais idênticas (água, placa e céu) e a média foi calculada após avaliação visual e remoção de espectros espúrios (valores negativos). Os valores de Reflectância do Sensoriamento Remoto ( $R_{rs}(\lambda)$ , em sr<sup>-1</sup>) foram calculados seguindo a equação:

$$R_{rs}(\lambda, 0^+) = \frac{L_w(\lambda, 0^+)}{E_d(\lambda, 0^+)} = \frac{L_{oceano}(\lambda, 0^+) - \rho L_{céu}(\lambda, 0^+)}{[L_{placa}(\lambda, 0^+) \cdot \pi] / F_c}$$

Eq. 1

Onde,  $L_w$  é a radiância emergente do oceano e  $E_d$  a irradiância descendente da luz solar, ambas logo acima da superfície do mar ( $0^+$ ) e na faixa espectral ( $\lambda$ ) do equipamento.  $L_{oceano}$  corresponde à radiância ascendente da superfície da água,  $L_{céu}$  à radiância medida com o radiômetro apontado para o céu e  $L_{placa}$  à radiância medida apontando o detector para uma placa Spectralon®, sendo que todas as medidas foram tomadas respeitando os ângulos de visada descrito anteriormente. O fator de calibração  $F_c(\lambda)$  é mensurado em laboratório através

da calibração da placa de campo ( $L_{placa\ campo}$ ) em relação à refletância de uma placa de referência com valores conhecidos ( $L_{placa\ padrão}$ ), a partir da razão:

$$F_c(\lambda) = \frac{L_{placacampo}(\lambda)}{L_{placapadrão}(\lambda)}$$

Eq. 2

O fator de reflectância  $\rho$  é definido como a razão entre a radiância medida do céu com a radiância do céu refletida na água e depende, principalmente, do ângulo de elevação solar, da velocidade do vento e dos ângulos de visada zenital e azimutal de aquisição das medidas radiométricas, além da condição do céu (cobertura de nuvens) durante a amostragem (Mobley, 1999). Seguindo o modelo proposto por Mobley (1999) foram definidos diferentes fatores de correção ( $\rho$ ) para situações específicas durante o período amostrado, de acordo com as condições de vento e cobertura de nuvens no momento de aquisição dos dados.

Após a correção dos dados, uma média móvel de 3 pontos foi aplicada para remover ruídos ainda presentes e optou-se por não aplicar correções de reflectância residual, a qual assume o oceano como totalmente absorvedor (negro) em um determinado comprimento de onda maior que 750 nm, por considerar a área amostrada como uma região costeira de alta turbidez (Arnone et al., 2004; Lee et al., 1996; Sydor et al., 1998).

## 2.5. Análises espectrais

As análises espectrais foram realizadas considerando o intervalo entre 400 e 800 nm, onde ocorrem as principais interações (e.g. absorção e espalhamento) entre os componentes opticamente ativos (e.g. fitoplâncton, CDOM e detritos) e o espectro eletromagnético. Focando as análises para as mudanças nas formas espectrais, as  $R_{rs}(\lambda)$  foram normalizadas ( $NR_{rs}$  em  $nm^{-1}$ ) pela área abaixo da curva:

$$NR_{rs} = \frac{R_{rs}(\lambda)}{\int_{400}^{800} R_{rs}(\lambda) d\lambda}$$

Eq. 3

### 2.5.1. Análise Hierárquica de cluster (HCA)

A análise Hierárquica de Cluster (HCA) não supervisionada foi aplicada aos dados de  $R_{rs}$  (N=37). Essa análise teve como objetivo encontrar grupos com padrões espectrais similares,

em forma e magnitude, e assim distinguir espectralmente os pontos com altas concentrações de *Dinophysis*. A matriz de dissimilaridade foi calculada pela distância de cossenos entre pares, sendo:

$$d(x_1, x_2) = 1 - \cos\theta = 1 - \left( \frac{x_1 \cdot x_2}{\|x_1\| \times \|x_2\|} \right)$$

Eq. 4

Onde  $x_1$  e  $x_2$  são os valores de  $R_{rs}$  para cada ponto em um determinado comprimento de onda entre 400 e 800 nm, com intervalo de 1 nm. Sendo que quanto menor o ângulo entre os vetores maior será a similaridade entre eles. O método de agrupamento dos espectros utilizado foi o vizinho mais distante, onde a distância entre duas classes é calculada pela distância entre os elementos mais distintos de cada agrupamento, sendo que os dois agrupamentos com a menor distância máxima (mais parecidos) são combinados. O diagrama da Silhueta (do inglês *Sillhouette coefficient*) foi utilizado para determinar o número de classes de agrupamento do conjunto de dados, sendo que seu coeficiente fornece informações sobre a proximidade de cada ponto em relação aos outros pontos contidos na mesma classe, variando de 1 à -1, sendo 1 a melhor relação do ponto com sua classe designada. A abordagem utilizada nesse estudo para a análise hierárquica foi baseada no trabalho de Torrecilla e colaboradores (2011).

### 2.5.2. Análise de Componentes Principais (PCA)

A análise de componentes principais decompõe o conjunto de dados em funções ortogonais preservando sua variância e destacando as mudanças de sua forma. As funções ou modos foram determinadas por uma matriz que varia em função dos espectros de  $NR_{rs}$  em cada comprimento de onda, entre 400 a 800 nm com intervalo de 1 nm. Os modos são associados a diferentes componentes principais, ranqueadas de acordo com as maiores variâncias em relação a todo conjunto de dados. Com o intuito de identificar as fontes das diferentes variações observadas nas formas dos espectros de  $NR_{rs}$ , as amplitudes das componentes mais representativas foram correlacionadas aos parâmetros oceanográficos (e.g. salinidade, temperatura, profundidade de Secchi, turbidez, fluorescência da clorofila e MPS) (Craig et al., 2012; Lubac and Loisel, 2007; Toole and Siegel, 2004; Uitz et al., 2015).

### 3.1. Imagens de Satélites

#### 3.1.1. Sensor OLI

O sensor Operational Land Imager (OLI) instalado no satélite Landsat-8, lançado em fevereiro de 2013 por uma iniciativa conjunta entre o departamento de geologia dos EUA (*U.S. Geological Survey*) e a NASA (*National Aeronautics and Space Administration*), fornece dados de  $R_{rs}$  ( $\text{sr}^{-1}$ ) com resolução espacial de 30 m, tempo de revisita de 16 dias e uma imagem de 170 Km norte-sul por 183 Km leste-oeste. O sensor possui 4 bandas visíveis (443, 482, 561 e 655 nm), duas bandas no infra-vermelho curto (SWIR, 1609 e 2201 nm), uma banda no infra-vermelho próximo (NIR, 865 nm), uma banda pancromática (590 nm) e uma banda para detectar nuvens cirrus (1375 nm), calibração radiométrica (Markham et al., 2014) e baixo *signal-to-noise ratio* quando comparado a outros sensores de cor do oceano (Wei et al. 2018). A imagem utilizada nesse estudo foi obtida através do website da USGS *EarthExplorer* (<https://earthexplorer.usgs.gov/>) em formato GeoTIFF, com os valores em números digitais que foram corrigidos para radiância no topo da atmosfera utilizando os parâmetros de calibração radiométrica disponíveis no arquivo metadata (`_MTL.txt`).

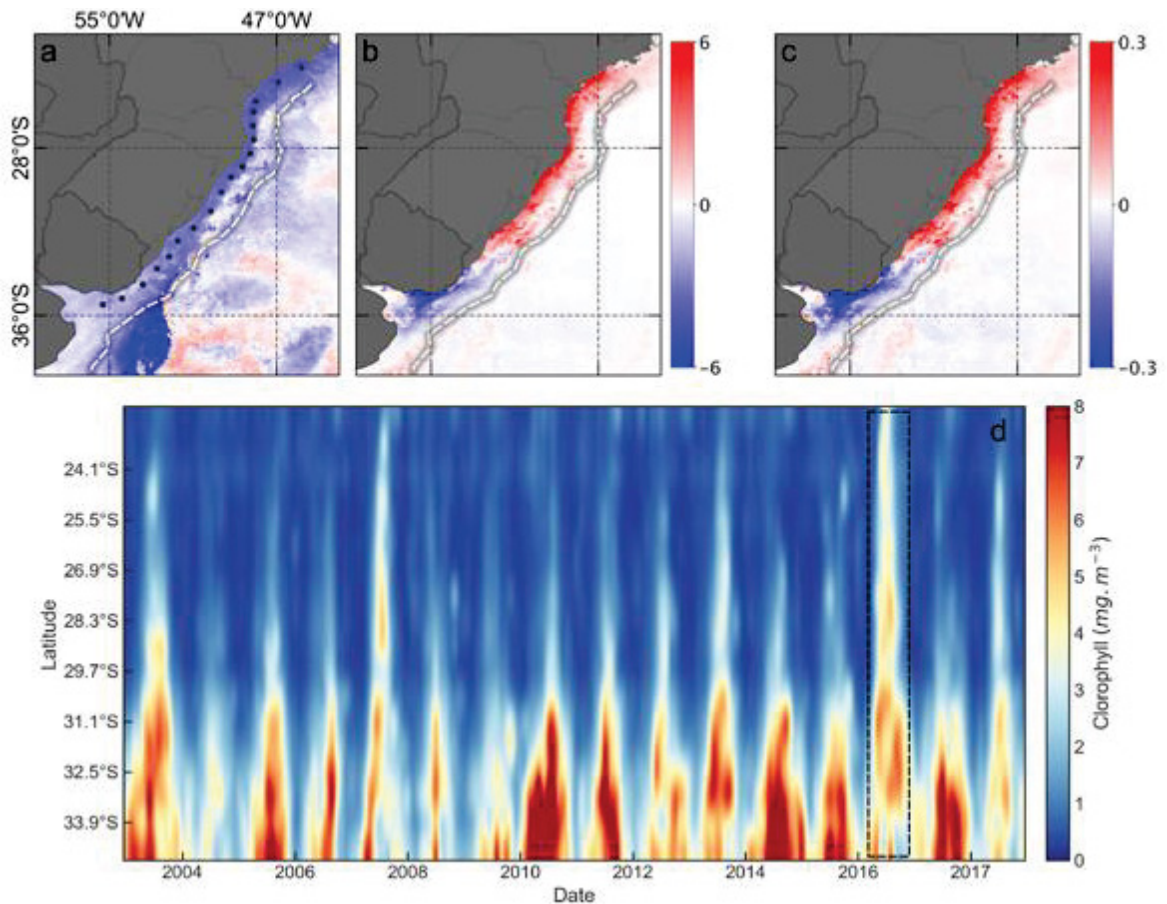
A imagem em nível L1 foi processada no software SeaDAS (*SeaWiFS Data Analysis System*) (v7.4), distribuído pelo *Ocean Biology Processing Group* (OBPG) da NASA e disponível em <https://seadas.gsfc.nasa.gov/>. O método de correção atmosférica NIR-SWIR tem se mostrado mais eficaz e estável em fornecer dados robustos de  $R_{rs}$  em regiões de água costeiras com moderados valores de turbidez (Concha and Schott, 2015; Franz et al., 2014; Mitchell et al., n.d.; Pahlevan et al., 2017; Vanhellemont and Ruddick, 2015; Wei et al., 2018) dentre os disponíveis no pacote SeaDAS. Esse método é baseado no conceito desenvolvido por Wang & Gordon, 2018, o qual utiliza um modelo de transferência radioativa para calcular e remover o espalhamento pelas moléculas de ar e duas bandas onde a contribuição da água seja mínima para estimar a contribuição do aerossol nas outras bandas, para cada pixel da imagem. As bandas escolhidas para a correção atmosférica desse estudo foram a NIR (865 nm) e SWIR 2 (2201 nm), o processamento inclui ainda os ganhos (*gains*) derivados da calibração *vicarious*, realizada para o Landsat-8 (Franz et al., 2015). A correção do *glint* residual foi realizada pelo método padrão Wang & Bailey (2001).

### 3.1.2. Sensor MODIS

As imagens do sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) foram obtidas através do banco de imagens da NASA disponível em <https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/> com 1 Km de resolução espacial em nível de processamento L2, contendo os produtos de  $R_{rs}$  nos comprimentos de onda 412, 443, 488, 531, 551, 667, 678, 748 e 869 nm ( $\text{sr}^{-1}$ ), temperatura superficial do mar ( $^{\circ}\text{C}$ ) e clorofila da superfície do mar ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ) calculada pelo algoritmo OC3M. Demais especificações do sensor podem ser encontradas em <https://modis.gsfc.nasa.gov/about/specifications.php>. As imagens foram manipuladas com o programa SeaDAS.

### 3. Resultados

O mês de junho de 2016 foi caracterizado por condições oceanográficas anômalas ao longo da plataforma continental sul brasileira. A temperatura superficial do mar apresentou valores 5 °C mais baixos do que a média mensal climatológica (2003 -2018) (Fig. 2a). A concentração de clorofila superficial alcançou concentrações 6 mg.m<sup>-3</sup> maiores do que a média mensal climatológica (Fig. 2b). O coeficiente de atenuação difusa da luz na coluna d'água (e.g. Kd 490 nm) apresentou valores 0.38 m<sup>-1</sup> maiores que a média para o mês (Fig. 2c), representando significativo aumento da quantidade de luz disponível para fotossíntese (e.g. baixa turbidez). A conjunção desses fatores alterou as propriedades físico-químicas da água na região, modificando a comunidade ecológica ao longo da costa sul do Brasil.



*Fig. 2:* Anomalias de temperatura superficial do mar (°C) (a), clorofila *a* (mg.m<sup>-3</sup>) (mesma barra de valores utilizadas para ambos parâmetros (b) e Kd 490 (m<sup>-1</sup>) (c) em relação à média da série de dados MODIS, de 2003 a 2018, para a costa sul do Brasil em junho de 2016. (d) Variabilidade espacial e temporal da clorofila *a* ao longo da costa sul do Brasil. As áreas utilizadas para a análise se encontram dispostos na Fig. 2a. A linha branca tracejada nas imagens (a), (b) e (c) se refere à isóbata de 200 metros. A linha preta tracejada na imagem (d) se refere ao período em que ocorreu a floração, de maio a agosto de 2016.

A variação temporal da clorofila superficial durante o período de 2003 a 2018 derivada de dados do sensor remoto MODIS, apresenta dois picos mais destacados com altas concentrações de clorofila alcançando baixas latitudes (Fig. 1d). O primeiro pico ocorreu entre julho e agosto de 2007, com concentração média de  $5 \text{ mg.m}^{-3}$  de clorofila, por toda a costa sul até a região de São Paulo ( $24.1^\circ\text{S}$ ). O segundo pico, relacionado com a floração de *Dinophysis* analisada nesse trabalho, ocorreu de maio a setembro de 2016, onde uma pluma com altas concentrações de clorofila se estendeu desde a região do rio da Prata chegando à costa de São Paulo, sudeste do Brasil.

As concentrações de clorofila começaram a aumentar dia 05 de maio na região da desembocadura da Lagoa dos Patos, chegando à costa de Santa Catarina no dia 18 de maio e à costa do Paraná no dia 24 de maio. Dia 08 de junho, toda a plataforma continental sul brasileira estava coberta por altos valores de clorofila (máximo de  $18.8 \text{ mg.m}^{-3}$  na região de Laguna SC) da costa até a isóbata de 200 metros. Os valores começaram a diminuir nos primeiros dias de agosto, voltando às concentrações médias de clorofila para a época apenas em setembro do mesmo ano (Fig. 3).



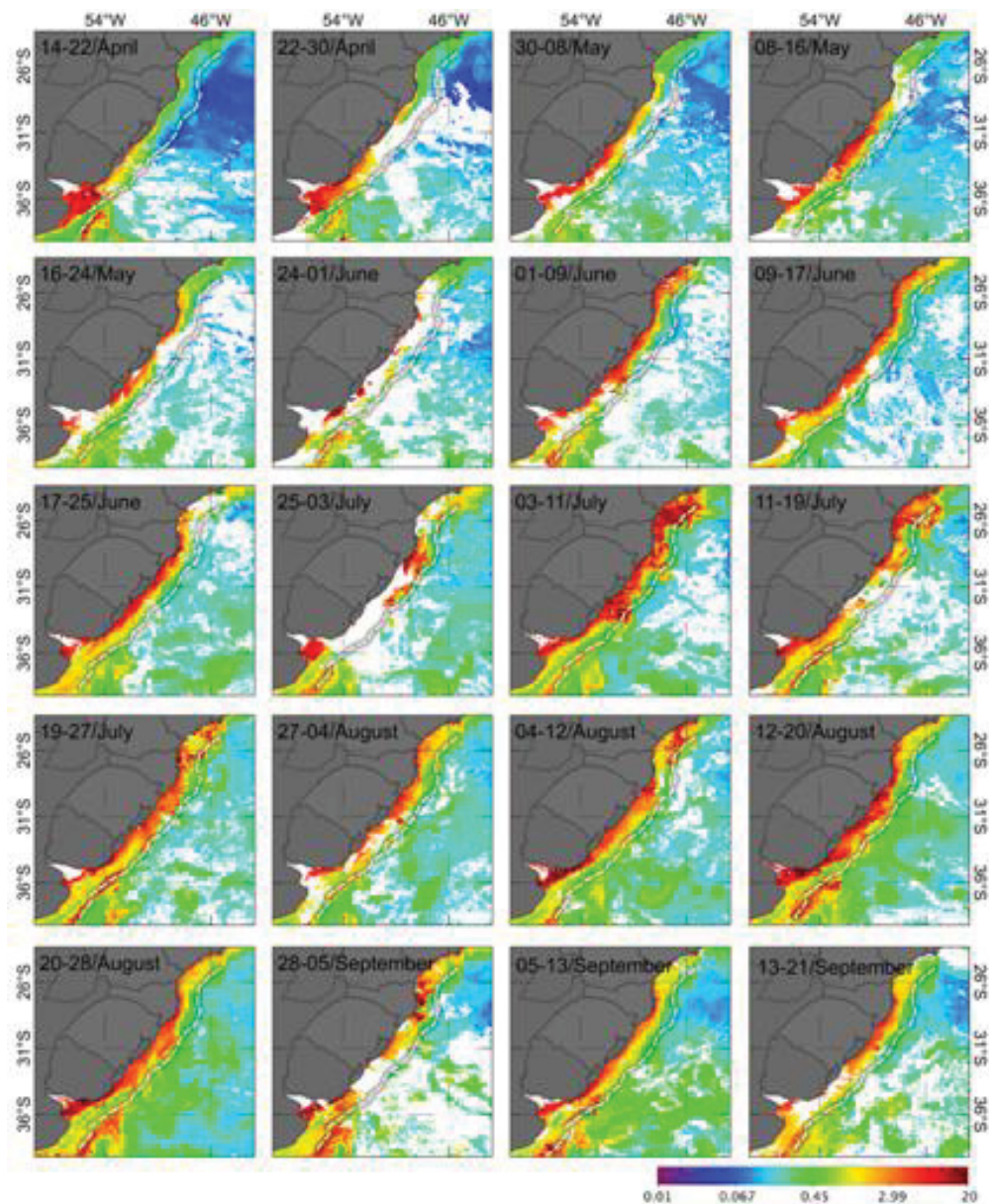


Fig. 3: Distribuição de clorofila *a* superficial para a região sul do Brasil de 14 de abril a 21 de setembro de 2016. Média ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ) de 8 dias. A linha branca tracejada se refere à isóbata de 200 metros.

### 3.1. Distribuição espaço-temporal da floração na costa do Paraná

As concentrações de clorofila *a* na costa do Paraná, extraídas do sensor MODIS, aumentaram bruscamente na última semana de maio, quando a média passou de  $1.96 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$  ( $\text{DP} \pm 0.54$ ) para  $11.23 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$  ( $\text{DP} \pm 4.72$ ) (Fig.4c). Esse pico de clorofila durou aproximadamente 15 dias, quando ocorreu uma queda nas concentrações, com média de  $2.76 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$  ( $\text{DP} \pm 0.47$ ) no dia 23 de junho. No dia 10 de julho a clorofila na região voltou a aumentar, alcançando um máximo de  $23.08 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$  próximo à baía de Guaratuba e durando



aproximadamente 20 dias. As concentrações somente foram restabelecidas no fim de agosto de 2016. O coeficiente de atenuação da luz difusa em 490 nm segue o mesmo padrão de distribuição no tempo observado nas imagens de clorofila superficial. A temperatura superficial do mar média em junho foi de 17.9 °C (DP ± 0.8) (Fig.4b). Na última semana de maio a temperatura diminui bruscamente, chegando a 15.5 °C, sendo 3.1 °C menor do que a média mensal climatológica encontrada na região. Em julho a temperatura média aumenta para 18.1 °C (DP ± 0.3), (anomalia -1.7 °C), sendo restabelecida em relação aos valores médios em setembro. O valor mínimo de temperatura encontrada foi de 15.7 °C no dia 24 de junho e máxima de 30 °C no dia 01 de abril.

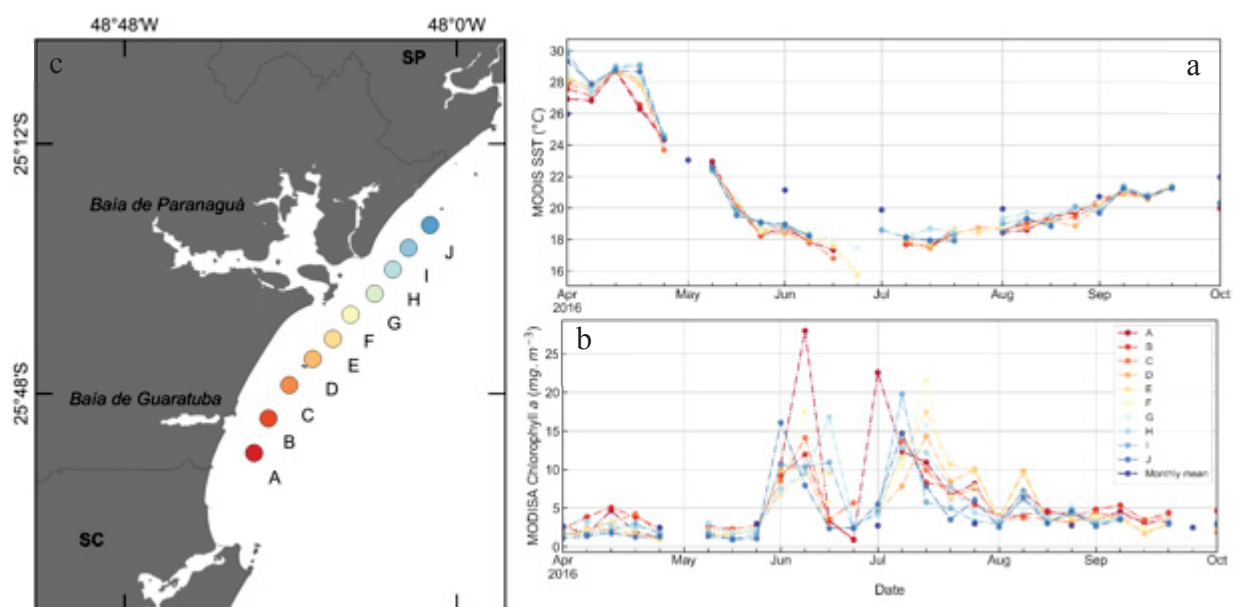


Fig. 4: Temperatura superficial (°C) (a) e clorofila *a* superficial (mg.m<sup>-3</sup>) (b) (média de 8 dias, com valores centrados em pixel 3x3 em nível 2 do sensor MODIS). Mapa com a localização dos pontos utilizados para a análise (c).

Durante o evento da floração na costa do Paraná, os níveis de toxicidade foram monitorados e o consumo de moluscos e bivalves foi proibido no dia 29 de junho, quando as autoridades de saúde sanitária do Paraná proibiram pela primeira vez na história a venda e consumo de moluscos e bivalves no estado. As maiores abundâncias de *Dinophysis* encontradas durante o período foram de  $685 \times 10^4$  cél.L<sup>-1</sup> no dia 16 de junho na região da plataforma continental, seguido por  $388 \times 10^4$  cél.L<sup>-1</sup> e  $131 \times 10^4$  cél.L<sup>-1</sup> em duas regiões de praia (Fig.5). Na região da baía de Paranaguá a maior abundância foi  $19 \times 10^4$  cél.L<sup>-1</sup> no dia 14 de junho.

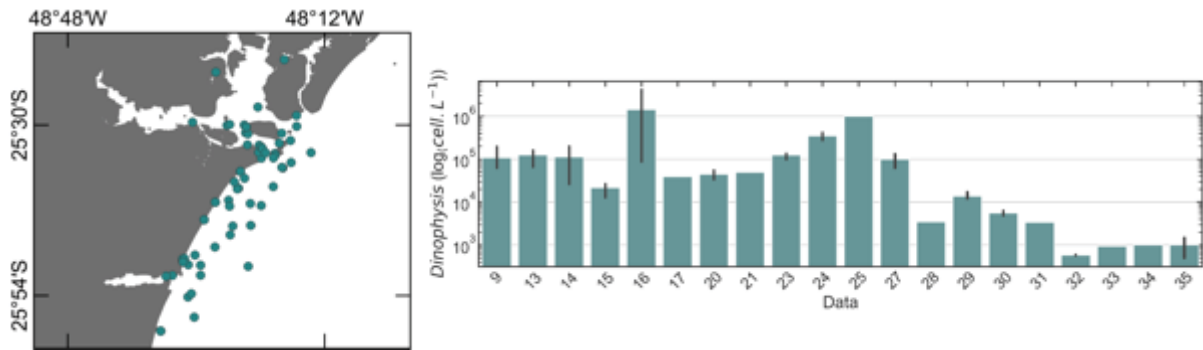


Fig. 5: Abundância de *Dinophysis cf. acuminata* (célul.L<sup>-1</sup>) coletados in situ na costa do Paraná durante o período de 09 de junho a 5 de julho de 2016. Dados médios diários, com as barras pretas representando o desvio-padrão.

De um modo geral, durante o período amostrado, a coluna d’água exibiu altos índices de transparência, com profundidade de secchi alcançando 4 metros em regiões internas da baía de Paranaguá. A temperatura média superficial da água foi de 17.6 °C (DP de ± 0.4 °C) e salinidade média de 25.8 (DP ± 2.2).

### 3.2. Caracterização espectral in situ do evento

Os espectros de  $R_{rs}$  apresentaram grande variabilidade tanto em sua forma quanto em magnitude. A magnitude dos espectros variou significativamente, sendo que as maiores diferenças foram encontradas nos comprimentos de onda mais curtas, do 400 nm ao 700 nm. As maiores variações do coeficiente de variação) encontradas foram nos comprimentos de onda maiores que 570 nm (variabilidade de 110% dos dados), as bandas abaixo de 570 nm variaram cerca de 60%.

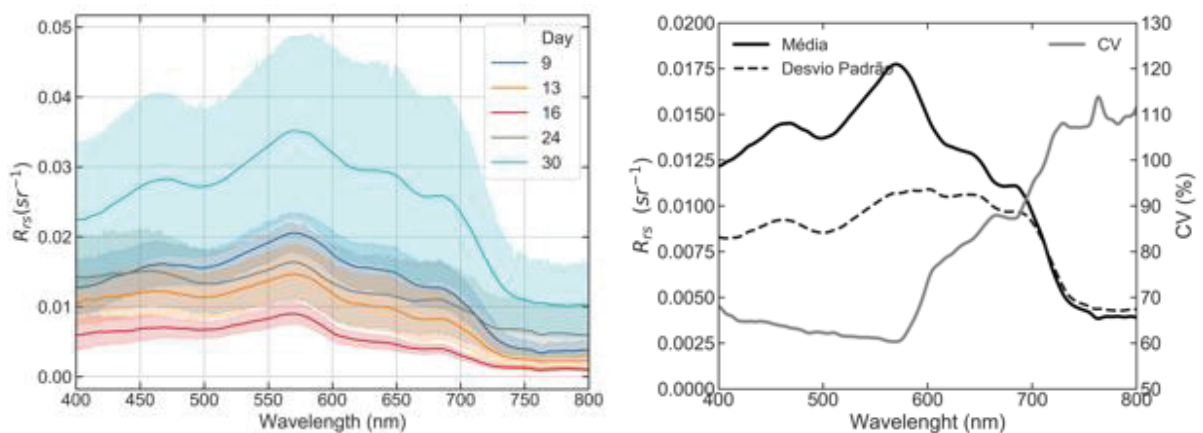


Fig. 6: (a) Espectros de  $R_{rs}$  (sr<sup>-1</sup>) médios (linha contínua) e desvio padrão (sombreado), agrupados por data de amostragem, do conjunto de pontos amostrados. (b) Média (linha contínua preta), desvio padrão (linha tracejada) e coeficiente de variação (linha contínua cinza) do conjunto total de dados.

Com o intuito de reduzir a diferença na amplitude espectral e acentuar as diferenças de suas formas, as  $R_{rs}$  foram normalizadas para área abaixo da curva. Nos comprimentos de onda de 500 a 700 nm os espectros normalizados variaram menos que 15%. As maiores variâncias foram encontradas entre os comprimentos de onda do azul, com CV de 32%, e no vermelho, onde os espectros variaram cerca de 40%, com variabilidade máxima de 43% observada em 790 nm.

A normalização dos espectros fez com que as variabilidades associadas a mudanças na forma espectral se tornassem mais evidentes, onde a variância dos dados diminuiu cerca de 8 vezes nas  $R_{rs}$  normalizadas, tornando mais evidente suas formas espectrais associadas com os constituintes opticamente ativos da água (e.g. fitoplâncton, material particulado).

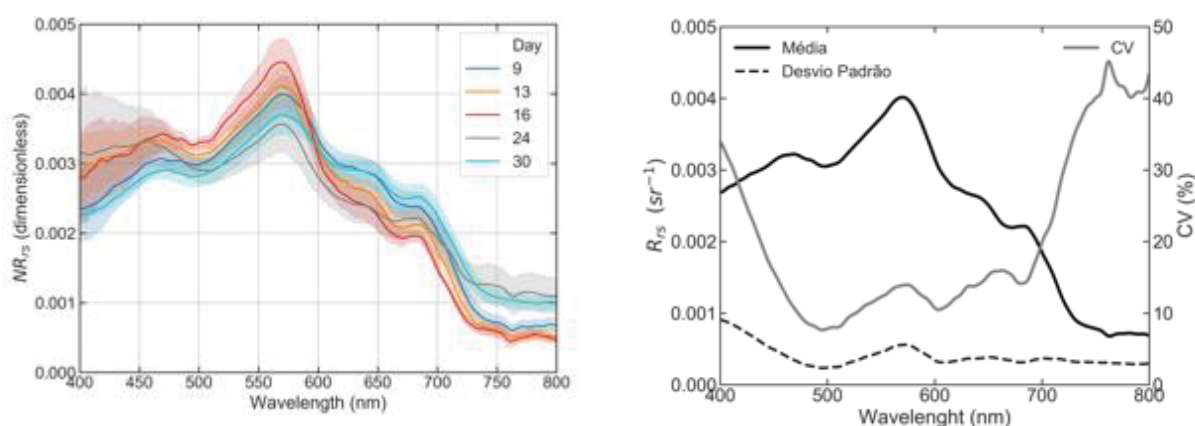


Fig. 7 Espectros de  $R_{rs}$ , normalizados ( $NR_{rs}$ , adimensional) pela área abaixo da curva, médios (linha contínua) e desvio padrão (sombreado), agrupados por data de amostragem, do conjunto de pontos amostrados. (b) Média (linha contínua preta), desvio padrão (linha tracejada) e coeficiente de variação (linha contínua cinza) do conjunto total de dados.

### 3.2.1. Análise de Componente Principal

As três primeiras componentes da PCA representaram 99% da variância total dos dados. A primeira componente com maior representatividade mostra que os espectros de reflectância variam principalmente nos comprimentos de onda do azul ao verde e do amarelo ao vermelho, sendo opostos um ao outro. Indicando que essa componente é influenciada principalmente pela absorção do fitoplâncton de 400 a 600 nm e pela reflectância do material particulado (orgânico ou inorgânico) de 600 a 800 nm. A segunda componente decomposta

exibe a formação de um pico em 580 nm, em oposição a formação de dois outros picos no azul e vermelho. A terceira componente, separa os sinais do espectro em quatro picos, que oscilam em zero e variam de positivos em 500 a 600 nm e 740 a 800 nm, para negativos em 400 a 500 nm e 600 a 740 nm.

As amplitudes das três componentes principais foram correlacionadas com parâmetros observados em campo, com o intuito de identificar as fontes das diferentes variações observadas tanto em forma como magnitude dos espectros de  $NR_{rs}$ . A primeira componente obteve relação inversa com a profundidade de Secchi e positiva com a fluorescência da clorofila e turbidez. Indicando que o aumento na concentração de material particulado, orgânico e inorgânico, se relacionam com o aumento do espectro de  $NR_{rs}$  na região do verde ao vermelho, levando a uma diminuição da transparência da água nesses comprimentos de onda. A segunda componente variou de forma direta com a salinidade e inversa com a temperatura, alterando as  $NR_{rs}$  principalmente nos comprimentos de onda do azul e vermelho. A terceira componente apresentou relação positiva com a abundância de *Dinophysis*, indicando que o aumento em sua concentração leva a um aumento na magnitude dos espectros entre 500 e 600 nm e 720 nm a 800 nm.

A PCA realizada para todos os espectros de  $NR_{rs}$  não apresentou correlações significativas com as variáveis testadas, por se tratar de um conjunto de dados de águas de diferentes composições e concentrações (e.g. fluorescência da clorofila, turbidez, MPS).

### 3.2.2. Análise Hierárquica

A classificação hierárquica agrupou os espectros normalizados de  $R_{rs}$  em cinco classes distintas com evidentes diferenças em forma e magnitude (Fig. 9). A diferença mais expressiva em magnitude foi encontrada nos comprimentos de onda do verde e vermelho, e considerando a forma espectral, as maiores diferenças foram encontradas nos comprimentos de onda do azul e entre 600 e 700 nm.

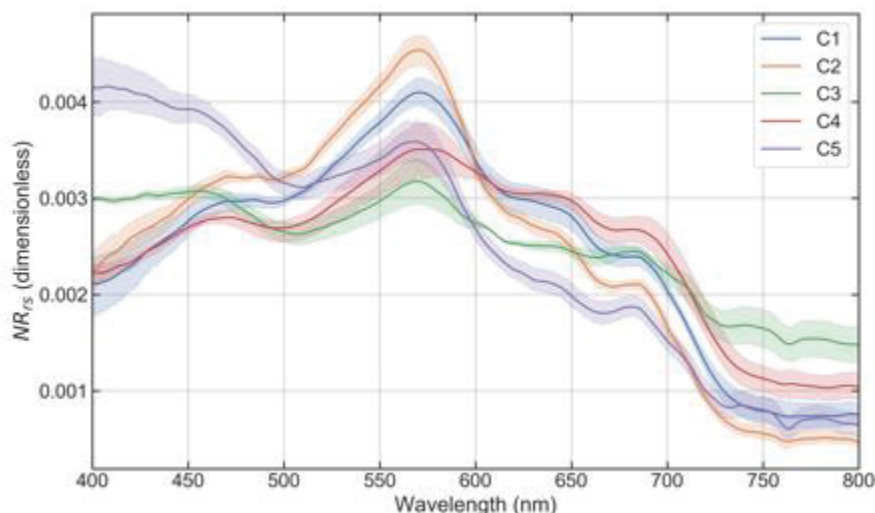


Fig. 8: Espectros de  $NR_{rs}$  agrupados pela análise hierárquica. A linha contínua se refere à média e o sombreado ao desvio padrão para cada conjunto agrupado.

A análise de componentes principais foi aplicada aos grupos de espectros classificados pela análise hierárquica, com o objetivo de identificar as variáveis e processos responsáveis pelas mudanças na forma e magnitude das  $NR_{rs}$  (os gráficos referentes à essa análise se encontram no material suplementar ao final do texto). Os parâmetros considerados para a análise são apresentados na Tabela 1. Esses parâmetros, em diferentes concentrações alteram a coloração da água e consequentemente a forma e magnitude de cada  $R_{rs}$ .

Tab. 1: Média e desvio padrão dos parâmetros oceanográficos para cada classe de  $R_{rs}$ . Com destaque em azul para as menores médias encontradas e em laranja as maiores médias.

Classe	Temperatura (°C)	Salinidade	Prof. de Secchi (m)	Fluorescência ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ )	Turbidez (FTU)	<i>Dinophysis</i> ( $\text{cél}\cdot\text{L}^{-1}$ )	MPS ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ )
C1	17.67 ( $\pm 0.4$ )	25.58 ( $\pm 0.72$ )	1.51 ( $\pm 0.3$ )	2.48 ( $\pm 0.3$ )	2.59 ( $\pm 0.4$ )	30,154 ( $\pm 41,200$ )	43.06 ( $\pm 26.6$ )
C2	17.93 ( $\pm 0.5$ )	24.50 ( $\pm 1.6$ )	2.77 ( $\pm 1.0$ )	1.86 ( $\pm 0.3$ )	1.30 ( $\pm 0.8$ )	150,350 ( $\pm 166,276$ )	24.09 ( $\pm 3.7$ )
C3	16.89 ( $\pm 0.1$ )	26.25 ( $\pm 0.2$ )	3.2 ( $\pm 0.4$ )	2.35 ( $\pm 0.2$ )	0.84 ( $\pm 0.2$ )	139,484 ( $\pm 11,484$ )	19.93 ( $\pm 11.0$ )
C4	17.31 ( $\pm 0.3$ )	25.45 ( $\pm 1.4$ )	1.1 ( $\pm 0.3$ )	2.88 ( $\pm 0.1$ )	9.01 ( $\pm 5.9$ )	6,110 ( $\pm 1,547$ )	27.92 ( $\pm 4.5$ )
C5	17.42 ( $\pm 0.4$ )	26.93 ( $\pm 0.7$ )	4.0 ( $\pm 0.7$ )	1.92 ( $\pm 0.6$ )	0.56 ( $\pm 0.3$ )	160,048 ( $\pm 57,332$ )	25.12 ( $\pm 4.1$ )

Classe 1: A primeira componente dessa classe de espectros representa 76% da variância total. Altos valores de fluorescência da clorofila levaram a uma diminuição do espectro de  $NR_{rs}$  do azul para o verde, podendo estar associado a absorção da luz pelo fitoplâncton. Essa classe apresentou baixa média de *Dinophysis* e altas concentrações de material particulado. A forte correlação dessa componente com o material particulado, fluorescência e salinidade, e inversa

com a turbidez, comprova que as maiores magnitudes observadas na região do vermelho foram influenciadas por material particulado orgânico. A segunda componente apresentou variância acumulada de 94% e, assim como a primeira componente, correlação inversa com a turbidez e direta com a fluorescência e MPS, sendo diferenciada apenas na correlação inversa com a abundância de *Dinophysis* e salinidade, evidenciando a influência da *Dinophysis* nos picos de  $NR_{rs}$  do verde.

Classe 2: Nesta classe observamos uma drástica mudança da primeira componente em relação a classe anterior. A turbidez e a fluorescência tiveram correlação inversa com o aumento da inclinação da curva dos espectros do azul para o verde, diminuindo a inclinação da reta de  $NR_{rs}$  entre 400 e 550 nm com o aumento em suas concentrações. Na segunda componente observamos a influência da abundância de *Dinophysis* criando um pico de absorção em 700 nm e aumentando a magnitude da reflectância de 400 a 600 nm. Essa classe corresponde as datas no meio da floração, onde altas abundâncias de *Dinophysis* foram encontradas, com altos valores na profundidade de Secchi (chegando à 2.0 m nas regiões mais internas da baía).

Classe 3: A classe agrupou apenas dois espectros do dia 24, quando a floração alcançou altas concentrações de *Dinophysis*. Os pontos referentes à essa data se localizam na baía de Paranaguá, na região mais externa. A turbidez foi a segunda menor encontrada em toda série de dados (0.84 FTU), conjuntamente com altos valores de profundidade de Secchi (3.2 m). O espectro de  $NR_{rs}$  foi caracterizado por elevada magnitude no comprimento de onda do azul, com maiores picos de absorção em 480 nm e reflectância em 555 nm encontrados entre as classes. A  $R_{rs}$  do infravermelho e vermelho apresentou maiores magnitudes quando comparado a outras classes. Nessa classe não foi aplicada a análise de PCA pelo fato dela conter apenas dois espectros agrupados.

Classe 4: A classe agrupou os pontos do último dia da floração, com a menor abundância média de *Dinophysis* durante toda série ( $0.6 \times 10^4$  cél.L<sup>-1</sup>). Esse conjunto apresentou grande quantidade de material particulado, com altas concentrações de turbidez e MPS e baixa profundidade de Secchi. Observamos a influência do material particulado nos espectros de  $NR_{rs}$  através da alta reflectância nos comprimentos de 600 a 700 nm. Nos espectros de  $NR_{rs}$  observamos ainda uma possível influência do CDOM (parâmetro não medido), proveniente da degradação de matéria orgânica ocasionada pelo fim da floração, absorvendo luz nos

comprimentos de onda menores que 450 nm. A segunda componente da PCA mostra alta correlação inversa entre a magnitude do pico em 555 nm  $NR_{rs}$  e a concentração de *Dinophysis*.

Classe 5: A classe agrupou 9 espectros com as maiores concentrações de *Dinophysis* (média 160,048 cél.L<sup>-1</sup>). A profundidade de Secchi chegou a 4 metros e a turbidez foi a menor encontrada entre todos os grupos (0.56 FTU). Os espectros de  $NR_{rs}$  agrupados apresentam alta reflectância no azul até 480 nm, com um pico de absorção de 460 a 520 nm e um pico de reflectância em 555 nm. As reflectâncias no vermelho apresentaram baixa magnitude e elevada absorção em 680 nm, as menores magnitudes de  $NR_{rs}$  entre 600 e 700 nm também foram observadas. Observamos também correlação entre a turbidez e fluorescência e a magnitude do pico de  $NR_{rs}$  em 555 nm.

### 3.3. Caracterização espectral por imagens de satélite

As imagens do sensor OLI e MODIS do dia 12 de junho de 2016 foram utilizadas para caracterizar espectralmente a floração. As  $R_{rs}$  de locais com a cor da água visivelmente alterada foram comparadas (Fig. 10).

Na imagem OLI *true color*, os espectros com alteração visível da cor da água apresentaram elevadas magnitudes, chegando a 0.014 sr<sup>-1</sup> em 555 nm. As  $R_{rs}$  da floração de regiões de praia (Fig. 10a) e dentro da baía de Paranaguá (fig. 10d) apresentaram maiores magnitude em relação aos espectros de  $R_{rs}$  da floração encontrados na plataforma interna (Fig 10c). A reflectância da área mais escura da imagem (Fig. 10e) apresentou baixa magnitude, cerca de 2 vezes menor quando comparada aos outros espectros. Os espectros de  $R_{rs}$  foram normalizados com o intuito de destacar sua forma.

As  $NR_{rs}$  caracterizadas por águas associadas à floração tiveram o pico de reflectância em 561 nm nas regiões sob influência da costa (Fig. 10a, b,d) e em 482 nm na plataforma continental interna (Fig. 10c). Na região mais escura da imagem (Fig. 10e), os espectros normalizados foram caracterizados pelas maiores magnitudes em 443 e 482 nm e menores magnitudes em 561 e 655 nm.

A clorofila *a* média das regiões destacadas sob influência da floração foi de 3.2 mg.m<sup>-3</sup> (DP ± 0.1) para regiões de praia e baía, 1.4 mg.m<sup>-3</sup> (DP ± 0.1) na plataforma continental interna e 0.8 mg.m<sup>-3</sup> (DP ± 0.09) na região mais escura da imagem .



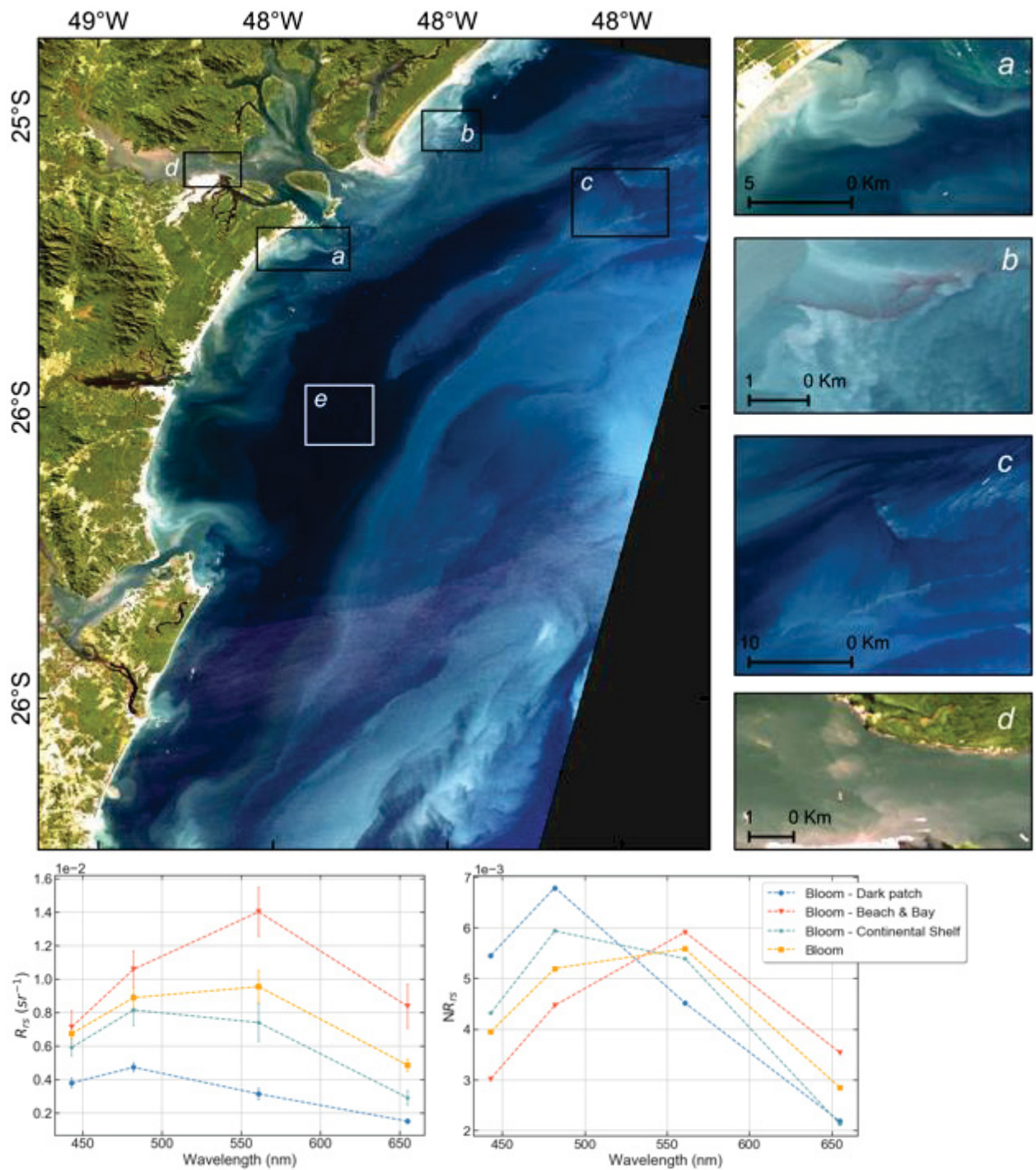


Fig. 9: Imagem *True Color* OLI do dia 12 de junho de 2016, com destaque para regiões de interesse com modificações da cor da água. Espectros de (f)  $R_{rs}$  (sr<sup>-1</sup>) e (g)  $NR_{rs}$  referentes as regiões destacadas (a) e (d) Floração –Praia e baía, (b) Floração, (c) Floração – Plataforma Continental Interna e (e) Floração – Área escura.

A imagem *true color* MODIS para o dia 12 de junho apresentou, de um modo geral, feições semelhantes às encontradas na imagem OLI. Essas feições foram destacadas e suas reflectância comparadas a locais de água clara. Os espectros apresentaram alta magnitude em todos os comprimentos de onda, exceto em 443 nm, onde a  $R_{rs}$  de água clara obteve maiores valores. Os espectros normalizados com coloração da água alterada foram semelhantes entre



si, com pico de reflectância em 555 nm, assim como encontrado nos espectros da imagem OLI. De 412 nm a 488 nm as  $R_{rs}$  de água clara possuem maior magnitude do que as da floração, em 531 nm ocorre uma inversão, onde a magnitude da reflectância da floração se torna maior. O mesmo padrão de  $R_{rs}$  foi encontrado nos espectros da imagem OLI, com exceção para a região escura da imagem, onde os espectros da imagem MODIS se assemelham com os outros espectros da floração, sendo distinto apenas em 448 e 667 nm, formando um pico de absorção nesses comprimentos de onda.

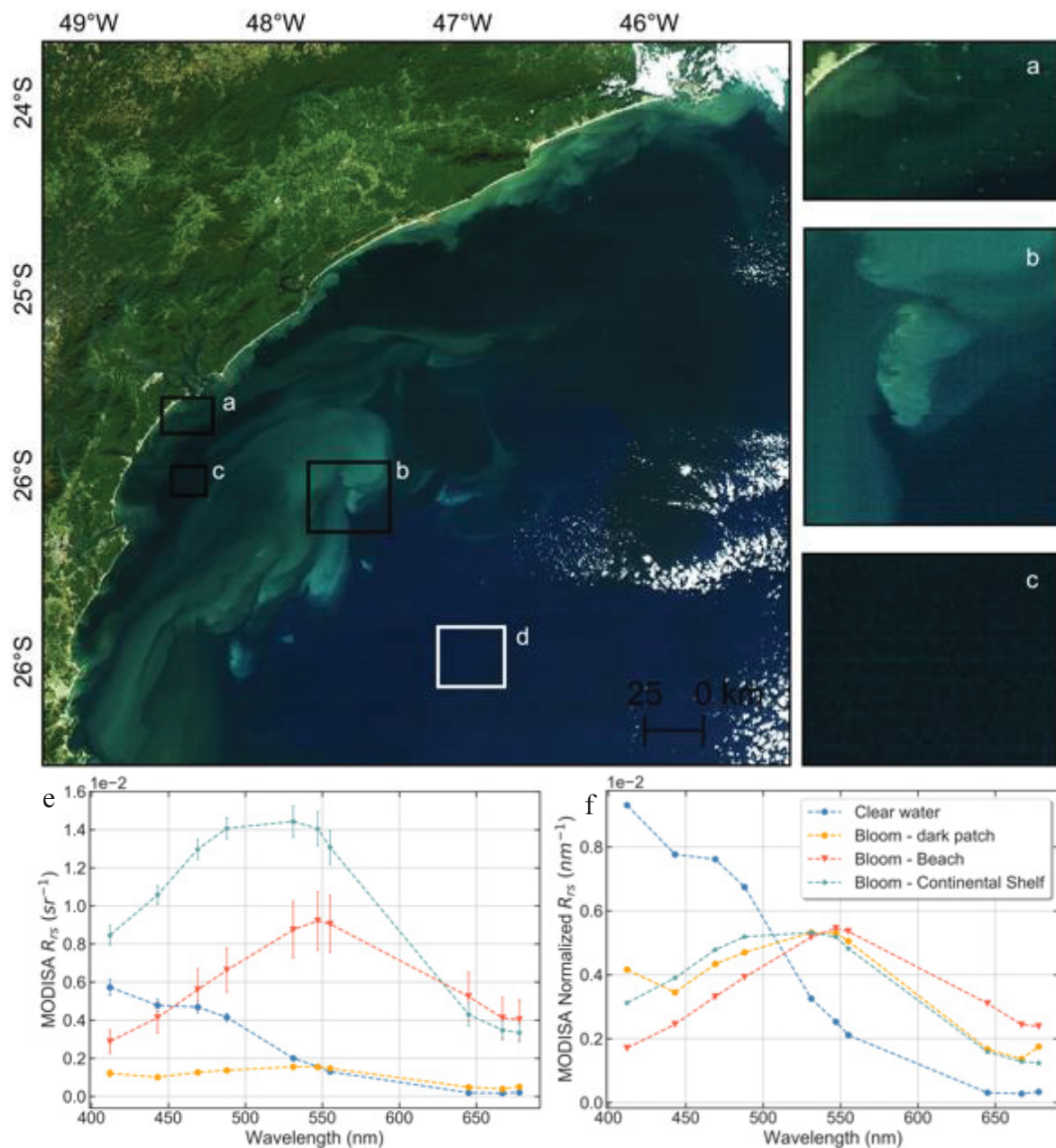


Fig. 10: Imagem *True color* MODIS do dia 12 de junho de 2016, com destaque para regiões de interesse com modificações da cor da água. Espectros de (e)  $R_{rs}$  ( $\text{sr}^{-1}$ ) e (f)  $NR_{rs}$  referentes as regiões destacadas (a) Floração – Praia, (b) Floração – Plataforma Continental Interna, (c) Floração – Área escura e (d) Água clara

A análise visual da imagem MODIS e OLI *true color* foi feita com o intuito de encontrar espectros de  $R_{rs}$  com padrões que pudessem caracterizar a floração, sendo realizado de forma não aleatória e não englobando todos os pixels válidos da imagem. Assim, uma análise espectral baseada no agrupamento de classes com mesmo padrão de distribuição foi aplicada às  $R_{rs}$  de ambas imagens. O método de agrupamento *k-means* foi escolhido por se tratar de uma análise estatística similar à aplicada aos dados de  $NR_{rs}$  in situ, assim como o número de classes escolhido.

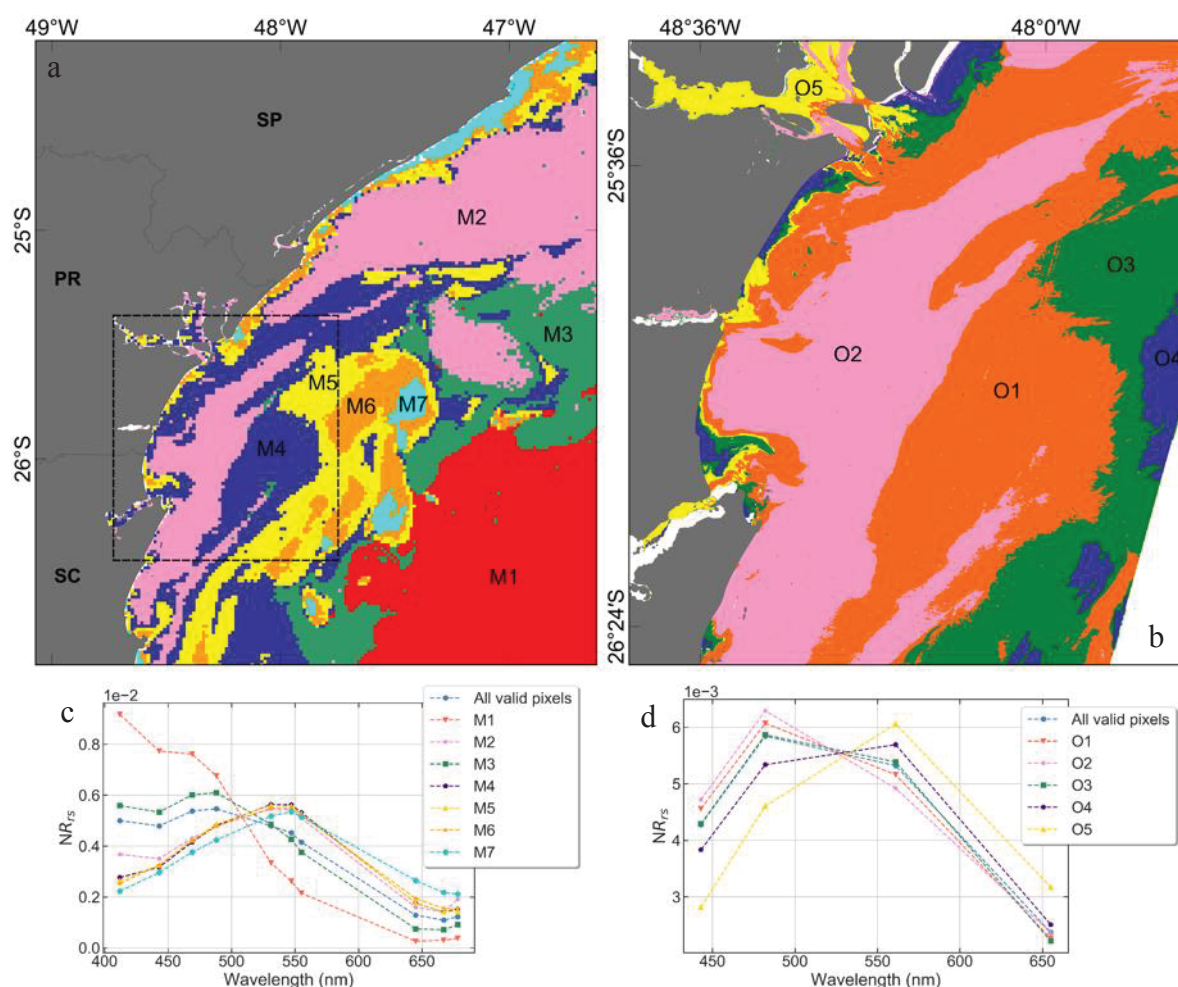


Fig. 11: Classes agrupadas pela análise de *K-means* dos sensores MODIS (a) e OLI (b) e as respectivas médias de  $NR_{rs}$  para cada classe encontrada, onde o gráfico (c) se refere ao sensor MODIS e o (d) se refere o sensor OLI. Na imagem MODIS a área destacada se refere à região de abrangência da imagem do sensor OLI.

Os espectros dos sensores MODIS e OLI agrupados em 7 e 5 classes, respectivamente, seguiram as feições observadas nas imagens *true color*. Na imagem MODIS, a Classe M1 foi representada por espectros de águas claras, distantes cerca de 120 Km da costa e suas  $R_{rs}$  apresentam distribuição característica, com alta reflectância nos comprimentos de onda do azul

e verde e diminuindo até a região do vermelho, onde sua reflectância chega próxima à zero. A Classe M2 foi a segunda maior em quantidade de pixel válido e encontrada em regiões próximas à costa, seu espectro possui um pico de reflectância que aumenta de 443 nm até seu máximo em 547 nm e decaindo até 667 nm, onde sua magnitude aumenta novamente em 678 nm. O padrão de distribuição da Classe M3 foi similar à média de  $R_{rs}$  encontrada para todos os pixels válidos, com distribuição semelhante à encontrada na Classe M1, sendo distinto na diminuição de reflectância nos comprimentos de onda característicos de absorção pelo fitoplâncton. As Classes M4, M5, M6 e M7 se assemelham tanto em magnitude quanto em forma espectral, onde a partir de 412 nm a reflectância cresce até o máximo em 547 nm, decaindo até 645 nm.

Na imagem OLI, a distribuição espacial das classes se assemelha à apresentada pela imagem MODIS. Não foi observada uma classe com distribuição característica de água clara, sendo que todas apresentam alta absorção por fitoplâncton em 443 nm, variando apenas em magnitude. A Classe O5 é a mais distinta entre as apresentadas, com maior média de absorção em 443 nm e maior pico de reflectância em 555 nm.

#### 4. Discussão

O monitoramento de florações através de imagens de satélite depende primariamente de estimativas da concentração de clorofila superficial (Stumpf and Tomlinson, 2005; Tang et al., 2003), onde os algoritmos padrões são calculados através de uma razão de bandas (entre o azul e verde (caso do OC3) ou razão de diferenças de bandas do azul e verde e vermelho e azul (caso do CI)). Essa quantificação pode ser superestimada quando aplicada a regiões de águas opticamente complexas (Blondeau-Patissier et al., 2014; Dierssen, 2010), onde as incertezas podem chegar à 100% (Moore et al., 2009), algumas algas formadoras de florações podem ainda produzir toxinas em baixas densidades celulares (Reguera et al., 2014), mascarando sua ocorrência por manter os valores de clorofila dentro do esperado. Concentrações de *Dinophysis* da ordem de centenas  $\text{cél.L}^{-1}$  podem ser suficientes para causar danos ambientais, dependendo do nível de toxina contido em cada célula. Ainda, o aumento da concentração total de clorofila decorrente de uma floração pode estar relacionado a outra espécie não tóxica (Shen et al., 2012), dificultando ainda mais a tarefa de monitorar remotamente florações tóxicas.

Esse foi o caso da floração ocorrida no Paraná em junho de 2016, quando mesmo com concentrações de fluorescência da clorofila dentro do esperado para a região (valores médios de 2 a 6  $\text{mg.m}^{-3}$  (Marone et al., 2005)), elevadas densidades de *Dinophysis* foram observadas, com a fluorescência aumentando gradativamente durante o evento, atingindo seu máximo nos últimos dias de floração, quando as densidades de *Dinophysis* já haviam diminuído. O mesmo padrão foi encontrado no estado de Santa Catarina, durante a floração de 2016, onde as abundâncias de *Dinophysis* chegaram a  $40 \times 10^4 \text{cél.L}^{-1}$ , com concentração de clorofila *a* máxima de 1.1  $\text{mg.m}^{-3}$  (Alves and Mafra, 2018). Mesmo em florações, o *Dinophysis* pode representar menos de 5% do total de microfítoplâncton, não indicando variações significativas nos valores de clorofila e produção primária (Díaz et al., 2016; Escalera et al., 2010). Esse fato evidencia que o aumento da clorofila detectado pela imagem MODIS foi decorrente de uma pluma de nutrientes que fertilizou a região aumentando a comunidade plantônica como um todo, e não exclusivamente da floração de *Dinophysis*. Outros dinoflagelados e diatomáceas foram reportados co-ocorrendo em florações de *Dinophysis* (Alves and Mafra, 2018; Carreto et al., 2008). Florações dessa espécie são recorrentemente associadas a águas menos salinas, de ressurgência ou plumas de rios e a mudanças nos padrões de ventos e precipitação que podem alterar a estrutura vertical da coluna d'água (Aissaoui et al., 2014; Moita et al., 2016; Whyte et al., 2014).

O aumento da concentração de clorofila superficial em toda a região sul do Brasil se associou em maior parte a uma pluma de nutrientes de água fria, que cobriu toda a plataforma continental.

As águas sob a plataforma continental sul brasileira são controladas predominantemente pela pluma do rio da Prata durante o inverno e o outono. Período no qual a pluviosidade na região aumenta, intensificando a descarga do rio, com ventos sul-sudeste mais intensos, que acentuam o deslocamento da pluma do rio da Prata para regiões de menores latitude (Möller et al., 2008; Piola et al., 2005, 2008a). Essa massa d'água proveniente do rio da Prata pode ser caracterizada por baixos valores de salinidade, não ultrapassando 33.5, elevada estratificação vertical e concentrações de clorofila superficial maiores que  $5 \text{ mg.m}^{-3}$  (Piola et al., 2008a).

Esta pluma é caracterizada também pelo fluxo vertical de nutrientes, fertilizando as regiões próximas ao estuário do rio da Prata, aumentando a produção primária e criando uma região de berçário para espécies costeiras (Ciotti et al., 1995; Piola et al., 2008b). O aporte de nutrientes na plataforma continental sul do Brasil é controlado pela variação sazonal de intrusão da pluma na região (ao norte de  $34^{\circ}\text{S}$ ) (Gonzalez-silvera et al., 2006; Möller et al., 2008; Piola et al., 2005, 2008c). Essa influência é normalmente maior no inverno do que no verão austral.

Durante o inverno a pluma da Prata, levada pelos ventos predominantes de sul e pelo efeito de Coriolis, se desloca em direção norte, alcançando baixas latitudes. Já no verão, a pluma se encontra restrita à poucos quilômetros ao norte do estuário, sendo espalhada para leste pelo transporte de Eckman (Pimenta et al., 2005). Esse padrão verão-inverno pode sofrer variações interanuais dependendo da combinação dos efeitos do vento e magnitude da descarga do rio (Möller et al., 2008; Piola et al., 2005).

De acordo com os informes mensais hidro-meteorológicos da bacia da Prata (Instituto Correntino del Agua y del Ambiente), as precipitações para os meses de abril, maio e junho de 2016 foram acima das esperadas, com anomalias chegando a valores de 400 mm maiores do que a média no mês de abril. A descarga do rio Paraná, maior afluente hidrológico para a região, variou em torno de  $400 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$  de abril a maio de 2016 (média de longo termo em torno de  $23\,000 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ ). Os ventos foram predominantemente sudestes para os meses de maio e junho, com velocidades médias de  $2.0 \text{ km.h}^{-1}$  (média máxima de  $29 \text{ km.h}^{-1}$ ) e  $1.5 \text{ km.h}^{-1}$  (média máxima de  $24.1 \text{ km.h}^{-1}$ ), respectivamente (Fig. 13). O padrão de vento de sudoeste encontrado em maio favorece o aprisionamento da pluma mais próximo à costa.



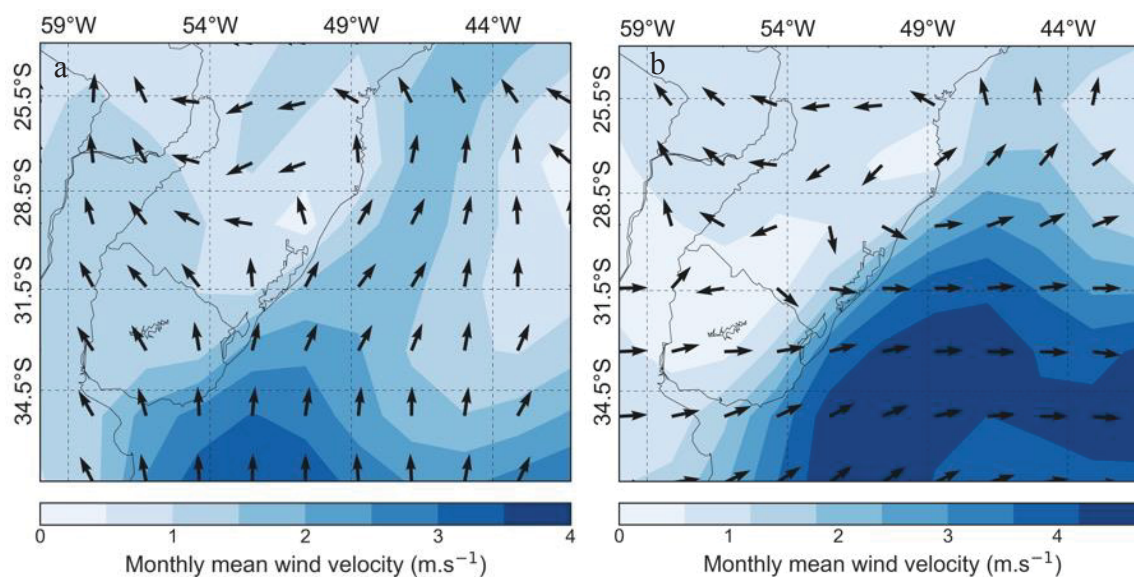


Fig. 12: Distribuição da intensidade ( $\text{m.s}^{-1}$ ) e direção médias do vento na região sul do Brasil para os meses de maio (a) e junho (b).

A conjunção desses fatores alterou as propriedades físico-químicas da água na região, modificando a comunidade ecológica ao longo da costa sul do Brasil. Florações do dinoflagelado *Dinophysis* são recorrentes na região da bacia da Prata (Fabro et al., 2015; Sar et al., 2012), esse fato associado com as condições favoráveis de crescimento celular foram determinantes para o desencadeamento da floração massiva ocorrida em junho de 2016. Antes de chegar ao Paraná, a costa de Santa Catarina foi afetada no final de maio do mesmo ano, com abundância celular alcançando concentrações de  $43 \times 10^4 \text{ cél.L}^{-1}$  (Alves and Mafra, 2018), e após sua passagem pelo Paraná a pluma chegou ao litoral norte de São Paulo, com densidades celular máxima de  $4 \times 10^4 \text{ cél.L}^{-1}$  (Carvalho et al. 2016). Florações de *Dinophysis* associadas a danos na maricultura local e consequentemente à sanidade humana, além de impactos ecológico, são recorrentemente reportadas ao redor do mundo, sendo conhecida como espécie cosmopolita, e principal agente em eventos de contaminação por DSP na costa Atlântica da Europa (Reguera et al., 2014). A floração mais intensa reportada até então (ao que temos conhecimento) ocorreu na costa de Nova York em 2010, com abundância de  $130 \times 10^6 \text{ cél.L}^{-1}$  (Hattenrath-Lehmann et al., 2013), no Paraná as concentrações de *Dinophysis* chegaram à  $685 \times 10^6 \text{ cél.L}^{-1}$ .

Uma caracterização espectral pode ser mais efetiva em detectar distintas espécies com características ecológicas singulares, levando em conta a dificuldade em monitorar florações através de imagens de satélite utilizando o algoritmo global de quantificação da clorofila superficial. Alguns estudos propuseram a criação de algoritmos que relacionam diferenças

espectrais encontradas para grupos específicos de fitoplâncton formadores de floração. Entre os dinoflagelados, a espécie mais estudada espectralmente é a *Karenia brevis*, formadora de florações tóxicas conhecidas como maré vermelha. Essa espécie absorve luz nos comprimentos de onda do azul e verde com picos de reflectância no amarelo, e eleva consideravelmente as concentrações superficiais de clorofila. Diferentes algoritmos empíricos de razão de bandas vêm sendo aplicados com sucesso para monitorar a ocorrência de florações dessa espécie (Ahn et al., 2006; Amin et al., 2009; Bernard et al., 2005; Moshary et al., 2009). Não foi encontrado na literatura nenhum estudo caracterizando espectralmente uma floração de *Dinophysis*.

#### 4.1. Caracterização espectral do evento

As medidas de  $NR_{rs}$  in situ apresentaram grande variação em forma e magnitude, refletindo as mudanças geradas pelos componentes opticamente ativos presentes na coluna d'água durante a floração. A separação das  $NR_{rs}$  por classes de semelhança agrupou os espectros com diferentes formas influenciadas por essas mudanças e separou as reflectâncias de interesse desse estudo, contendo a assinatura espectral da floração ocorrida na costa do Paraná. A Classe C1 agrupou os espectros com grande influência de CDOM e material particulado alterando sua forma, sendo esses provenientes do aporte fluvial na baía de Paranaguá nos primeiros dias da floração e da degradação de matéria orgânica desencadeada pelo fim da floração. O CDOM diminui as  $NR_{rs}$  nos comprimentos de onda curto e o material particulado espalha a luz nos comprimentos de onda longos, aumentando a reflectância a partir de 600 nm (Gohin et al., 2002; Kahru and Mitchell, 2004; Kirk, 2010).

A C2 agrupou espectros ainda com influência do material particulado, porém diminuída pela estabilidade da coluna d'água, como podemos verificar pelo aumento da profundidade média de Secchi e diminuição da turbidez e da  $NR_{rs}$  nos comprimentos de onda do vermelho em relação à classe anterior (Richardson and LeDrew, 2006). A alta concentração média de *Dinophysis* e a influência de material particulado de regiões internas da baía nessa classe podem ser associados ao aumento do pico de  $NR_{rs}$  no amarelo, onde há pouca absorção pelo fitoplâncton e elevada reflectância pelo material particulado, diminuindo a magnitude no azul, onde ocorre maior absorção da luz pelos pigmentos e pelo CDOM (Kirk, 2010).

A C3 agrupou os pontos com grandes concentrações de *Dinophysis*, alta profundidade de Secchi e baixa turbidez, contrastando com a elevada magnitude observada no azul, infravermelho e vermelho, além de baixa reflectância no amarelo.

A classe C4 agrupou espectros com elevada concentração de material particulado de origem orgânica e CDOM, com as maiores e menores magnitudes encontradas nos comprimentos de onda de 650 a 700 nm e de 400 a 450 nm, respectivamente.

A C5 agrupou os pontos relativos a 3 datas distintas com altas abundâncias de *Dinophysis*, menor turbidez e maior profundidade de Secchi observada. O espectro de  $NR_{rs}$  apresentou forte semelhança em sua forma com o da classe C3, com a diferença na inversão da magnitude a partir de 600 nm onde a segunda apresentou maiores reflectâncias. As amostras de água provenientes desses pontos apresentam baixa variabilidade em espécie de fitoplâncton (observações qualitativas de amostras de água in situ correspondentes aos pontos amostrados), com forte predominância de *Dinophysis*, o que pode ter elevado as magnitudes da  $NR_{rs}$  no azul. A contagem de *Dinophysis* foi elevada nessas classes, mas a ausência de variabilidade de espécies e material particulado e dissolvido fez com que o espectro de  $NR_{rs}$  se assemelhasse a um espectro de água clara nos comprimentos de onda do azul, mudando o pico de absorção do fitoplâncton de 443 nm para 500 nm. Os dinoflagelados da espécie *Dinophysis*, possuem perfil pigmentar de *Cryptophyceas*, da qual utilizam os cloroplastos para realizar fotossíntese. Esse perfil é caracterizado pela absorção nos comprimentos de onda da clorofila  $c_2$  (452, 583 e 633 nm), Aloxantina (452 e 482 nm) e  $\beta$ -caroteno (447 e 476 nm) (Veldhuis et al., 1993; Zapata et al., 2012).

Outros dois grupos de fitoplâncton que podem alterar significativamente a cor da água foram encontrados nos grupos C3 e C5. No grupo C3 observamos *Coscinodiscus Wailesii*, diatomácea exótica com grande volume celular (175 – 500  $\mu$ m de diâmetro) tipicamente encontrada na baía de Paranaguá e potencial formadora de florações. Essa espécie de fitoplâncton, em grandes quantidades, produz um tipo de mucilagem que agrega material particulado orgânico e inorgânico e aumenta a transparência da água ((Boalch and Harbour, 1977; Mizerkowski et al., 2013). Essa espécie pode ainda causar o efeito de empacotamento, devido ao seu elevado tamanho celular e baixa concentração de pigmentos acessórios, reduzindo a absorção e achatando o espectro de reflectância no comprimento de onda do azul (Bricaud, 2004). Um aumento gradual na densidade de diatomáceas durante a floração de *Dinophysis* de mesmo ano foi observado na costa de Santa Catarina, com alta dominância sobre a comunidade de fitoplâncton ao final do período da floração (Alves et al., 2018). No grupo C5 observamos outra espécie de dinoflagelado em relativa abundância, o *Noctiluca* sp. Grandes diatomáceas e dinoflagelados favorecem a proliferação de florações de *Noctiluca* (Shaju et al., 2018). O *Noctiluca* é uma espécie de dinoflagelado heterotrófico formador de florações, que apesar de não realizar fotossíntese por si só (e.g. se alimentam de outras algas para incorporar



cloroplastos e realizar fotossíntese, através de simbiose) e suas células não possuem pigmentos (os pigmentos são das células das quais se alimentam), em grandes concentrações podem deixar a cor da água com tons avermelhados ou esverdeados, dependendo de sua alimentação (Mol et al., 2007). Estudos sobre características ópticas em florações de *Noctiluca* encontraram um expressivo aumento nas bandas de 600 a 900 nm em locais com altas concentrações da espécie e conseguiram diferenciar os espectros de  $R_{rs}$  influenciados por altas concentrações de material particulado dos influenciados por *Noctiluca* devido à baixa absorção associada a esse dinoflagelado entre 520 a 580 nm, fazendo com que os valores de  $R_{rs}$  tendam a aumentar significativamente juntamente com altas concentrações da espécie (Astoreca et al., 2005; Mol et al., 2007).

A separação de classes dos espectros de  $NR_{rs}$  nos permitiu identificar a assinatura espectral da floração de *Dinophysis* na costa do Paraná, sendo que sua forma não variou em função de uma única espécie e sim de um conjunto de componentes característicos que modificaram a cor da água. Os grupos mais representativos da assinatura espectral da floração foram o C2 (com uma diversidade maior de espécies e sedimento influenciando no espectro), o C3 (com predominância de *Dinophysis* e *Coscinodiscus*, além de elevada profundidade de atenuação da luz) e o C5 (com predominância de *Dinophysis* e *Noctiluca* e também elevada profundidade de atenuação da luz).

Os grupos observados para os espectros de reflectância in situ foram simulados nas bandas do sensor MODIS e OLI e correlacionados com o intuito de mapear regiões com as características espectrais da floração, como definidas anteriormente.

As imagens MODIS classificadas com as maiores variações da cor da água observada na imagem *true color* (M5, M6 e M7) foram fortemente correlacionadas com a classe C2 de  $NR_{rs}$  in situ. Essas classes apresentaram elevado pico de reflectância em 555 nm, podendo ser caracterizado como proxy de biomassa fitoplânctonica em regiões de água clara, sem a influência de detritos de regiões costeiras (Henderikx Freitas et al., 2018; Thomas and Weatherbee, 2006). A pluma com alta  $R_{rs}$  em 555 nm foi observada cerca de 100 Km da costa, comprovando se tratar de uma pluma de fitoplâncton vinda de sul. As classes C3 e C5 de  $NR_{rs}$  in situ, definidas como as classes mais representativas da floração, apresentaram maiores correlações com a classe M3 e M2 do MODIS, sendo a primeira proveniente de região intermediária entre águas claras e águas com maiores mudanças em sua coloração e a segunda da região de cor azul escuro intenso da imagem *true color*. Na imagem OLI a classe de correlação mais significativa com as classes da assinatura espectral da floração foi a O1 para a região com *Noctiluca* e O4 para a região com *Coscinodiscus*.

Ao observarmos a distribuição da floração ao longo do tempo e espaço visualizamos sua influência nos espectros de  $R_{rs}$ . Em um primeiro momento, a reflectância no interior da baía se mostrava característica de uma região com elevada biomassa, sedimento e CDOM (Fig. 13a). No dia 9, nas regiões mais externas, observamos o espectro de  $R_{rs}$  sendo influenciado pela pluma de nutrientes do rio da Prata, com alta concentração de *Dinophysis* e pouco sedimento (Fig. 13b). Nos dias 13 e 16 toda a baía de Paranaguá se encontrava influenciada pela pluma da floração (Fig. 13b). No dia 24 as concentrações chegam ao seu máximo, com diferentes espécies influenciando o espectro de  $R_{rs}$  (Fig. 13c), e áreas mais externas da baía e plataforma interna apresentando reflectância similares a de águas claras (Fig. 13d). A floração tem seu fim no dia 30, com reflectância sob influência de matéria orgânica morta nas regiões mais internas do estuário (Fig. 13e) e  $R_{rs}$  voltando as suas características iniciais nas regiões mais externas (Fig. 13a).

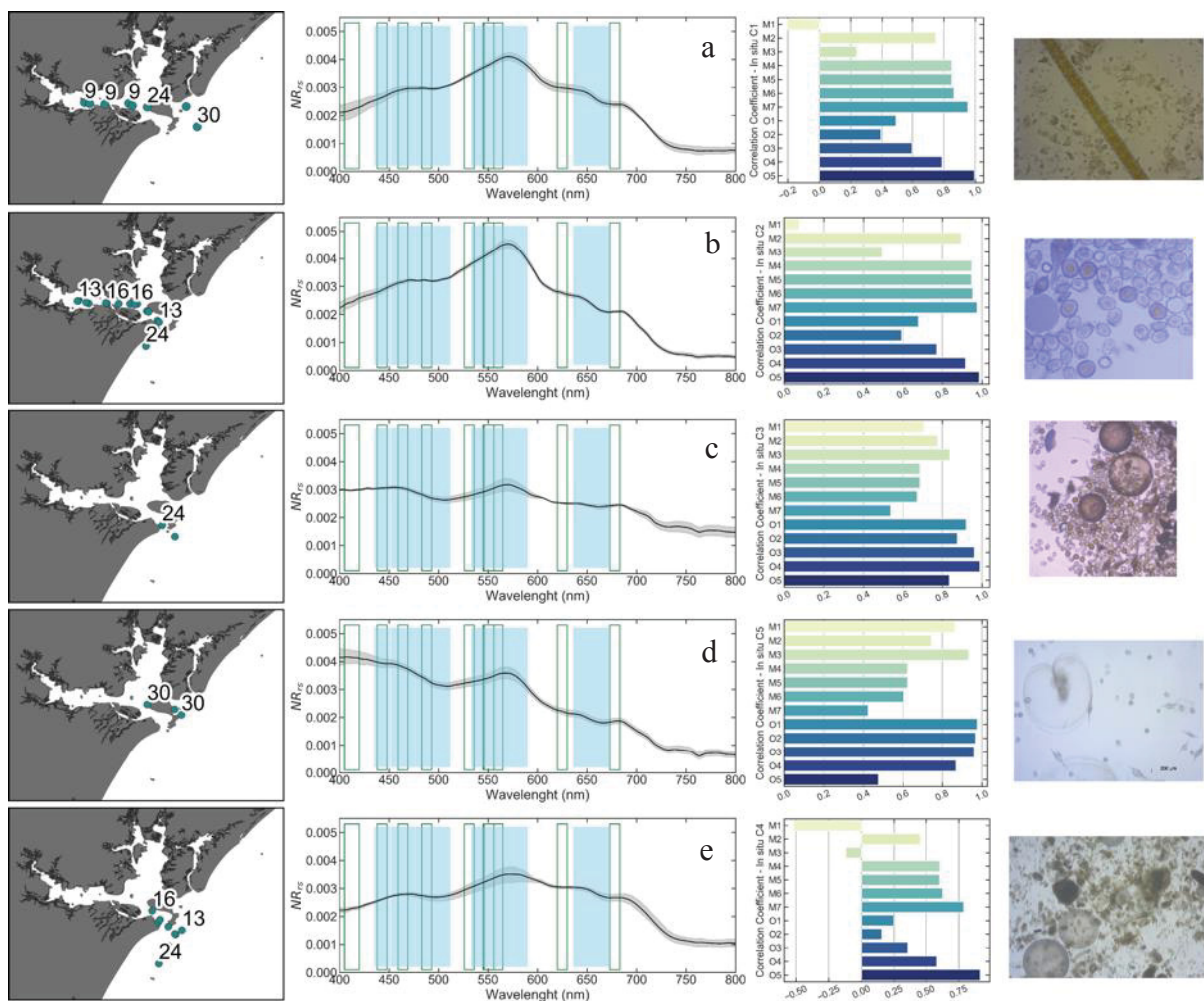


Fig. 13: Localização das classes agrupadas in situ com as datas referentes ao grupo, espectros de  $NR_{rs}$  das classes destacando a bandas do sensor OLI (azul) e MODIS (verde), coeficiente de correlação entre as reflectâncias in situ e dos sensores MODIS e OLI de cada classe e fotos das amostras coletadas in situ, respectivamente, da esquerda para a direita.

Através da análise da reflectância observada in situ, foi possível encontrar a assinatura espectral da floração ocorrida no Paraná em junho 2016, observando também sua evolução ao longo do tempo. Ainda, foi possível delimitar sua área de influência em imagens para um dia dos sensores OLI e MODIS.

## 5. Conclusão

A intensa floração de *Dinophysis* ocorrida em junho de 2016 foi decorrente de uma pluma de águas frias vinda da região do rio Prata, que alterou as características oceanográficas e ecológicas ao longo de sua trajetória.

A toxicidade e consequente impacto de uma floração em regiões costeiras não está intrinsicamente associada à abundância da espécie predominante e sim a um conjunto de fatores e propriedade que podem alterar a cor da água.

Por meio da análise da reflectância in situ, foi possível determinar a evolução da floração ao longo do tempo, além de distinguir o sinal da floração de *Dinophysis* na costa sul do Brasil em imagens de sensoriamento remoto. A pluma da floração apresentou baixa absorção nos comprimentos de onda do azul e verde, tipicamente definidos como proxy de biomassa fitoplanctônica. O material particulado, orgânico e inorgânico variou ao longo do tempo, influenciando os espectros nos diferentes estágios da floração.

Esse estudo caracterizou opticamente, pela primeira vez, uma floração tóxica de *Dinophysis* ao longo do tempo, aprimorando nosso conhecimento sobre a resposta espectral de florações e possibilitamos o aperfeiçoamento de algoritmos de detecção.

## REFERÊNCIAS

- Ahn, Y.H., Shanmugam, P., Ryu, J.H., Jeong, J.C., 2006. Satellite detection of harmful algal bloom occurrences in Korean waters. *Harmful Algae* 5, 213–231.  
<https://doi.org/10.1016/j.hal.2005.07.007>
- Aissaoui, A., Dhib, A., Reguera, B., Ben Hassine, O.K., Turki, S., Aleya, L., 2014. First evidence of cell deformation occurrence during a Dinophysis bloom along the shores of the Gulf of Tunis (SW Mediterranean Sea). *Harmful Algae*.  
<https://doi.org/10.1016/j.hal.2014.07.017>
- Alves, T., Mafra, L., 2018. Diel Variations in Cell Abundance and Trophic Transfer of Diarrhetic Toxins during a Massive Dinophysis Bloom in Southern Brazil. *Toxins (Basel)*. 10, 232. <https://doi.org/10.3390/toxins10060232>
- Alves, T.P., Schramm, M.A., Proença, L.A.O., Pinto, T.O., Mafra, L.L., 2018. Interannual variability in Dinophysis spp. abundance and toxin accumulation in farmed mussels (*Perna perna*) in a subtropical estuary. *Environ. Monit. Assess.* 190.  
<https://doi.org/10.1007/s10661-018-6699-y>
- Amin, R., Zhou, J., Gilerson, A., Gross, B., Moshary, F., Ahmed, S., 2009. Novel optical techniques for detecting and classifying toxic dinoflagellate *Karenia brevis* blooms using satellite imagery. *Opt. Express*. <https://doi.org/doi:10.1364/OE.17.009126>
- Anderson, D.M., Burkholder, J.M., Cochlan, W.P., Glibert, P.M., Gobler, C.J., Heil, C.A., Kudela, R.M., Parsons, M.L., Rensel, J.E.J., Townsend, D.W., Trainer, V.L., Vargo, G.A., 2008. Harmful algal blooms and eutrophication: Examining linkages from selected coastal regions of the United States. *Harmful Algae* 8, 39–53.  
<https://doi.org/10.1016/j.hal.2008.08.017>
- Anderson, D.M., Cembella, A.D., Hallegraeff, G.M., 2012. Progress in Understanding Harmful Algal Blooms: Paradigm Shifts and New Technologies for Research, Monitoring, and Management. *Ann. Rev. Mar. Sci.* 4, 143–176.  
<https://doi.org/10.1146/annurev-marine-120308-081121>
- Arnone, R.A., Sydor, M., Kohler, D.D.R., Bissett, W.P., 2004. Proceedings, Ocean Optics XVII, Freemantle, Australia, 25-29 October, 2004. APPLICATION OF A NEAR- INFRARED SLOPE ALGORITHM TO DERIVE OPTICAL PROPERTIES FROM HIGH-RESOLUTION, HYPERSPECTRAL AIRCRAFT IMAGERY 25–29.
- Astoreca, R., Rousseau, V., Ruddick, K.G., Van Mol, B., Parent, J.-Y., Lancelot, C., 2005. Optical properties of algal blooms in an eutrophicated coastal area and its relevance to remote sensing. *Remote Sens. Coast. Ocean. Environ.* 5885, 58850V–58850V–11.  
<https://doi.org/10.1117/12.615160>
- Barlow, R.G., Aiken, J., Holligan, P.M., Cummings, D.G., Maritorena, S., Hooker, S., 2002. Phytoplankton pigment and absorption characteristics along meridional transects in the Atlantic Ocean. *Deep. Res. Part I Oceanogr. Res. Pap.* 49, 637–660.  
[https://doi.org/10.1016/S0967-0637\(01\)00081-4](https://doi.org/10.1016/S0967-0637(01)00081-4)
- Behrenfeld, M.J., Boss, E.S., 2017. Student’s tutorial on bloom hypotheses in the context of phytoplankton annual cycles. *Glob. Chang. Biol.* <https://doi.org/10.1111/gcb.13858>
- Bernard, S., Balt, C., Pitcher, G., Probyn, T., Fawcett, A., Du Randt, A., 2005. The use of MERIS for harmful algal bloom monitoring in the Southern Benguela, in: European Space Agency, (Special Publication) ESA SP.
- Blondeau-Patissier, D., Gower, J.F.R., Dekker, A.G., Phinn, S.R., Brando, V.E., 2014. A review of ocean color remote sensing methods and statistical techniques for the detection, mapping and analysis of phytoplankton blooms in coastal and open oceans. *Prog. Oceanogr.* 123, 123–144. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2013.12.008>
- Boalch, G.T., Harbour, D.S., 1977. Unusual diatom off the coast of south-west England and

- its effect on fishing. *Nature*. <https://doi.org/10.1038/269687a0>
- Bricaud, A., 2004. Natural variability of phytoplanktonic absorption in oceanic waters : Influence of the size structure of algal populations 109, 1–12. <https://doi.org/10.1029/2004JC002419>
- Carreto, I.Á., Montoya, N., Akselman, R., Carignan, M.O., Silva, R.I., Colleoni, D.A.C., 2008. Algal pigment patterns and phytoplankton assemblages in different water ' o de la Plata maritime front masses of the R1 28, 1589–1606. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2007.02.012>
- Carstensen, J., Klais, R., Cloern, J.E., 2015. Phytoplankton blooms in estuarine and coastal waters: Seasonal patterns and key species. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.05.005>
- Ciotti, A.M., Lewis, M.R., Cullen, J.J., 2002. Assessment of the relationships between dominant cell size in natural phytoplankton communities and the spectral shape of the absorption coefficient. *Limnol. Oceanogr.* 47, 404–417. <https://doi.org/10.4319/lo.2002.47.2.0404>
- Ciotti, Á.M., Odebrecht, C., Fillmann, G., Moller, O.O., 1995. Freshwater outflow and Subtropical Convergence influence on phytoplankton biomass on the southern Brazilian continental shelf. *Cont. Shelf Res.* [https://doi.org/10.1016/0278-4343\(94\)00091-Z](https://doi.org/10.1016/0278-4343(94)00091-Z)
- Concha, J.A., Schott, J.R., 2015. Atmospheric correction for Landsat 8 over case 2 waters 96070R. <https://doi.org/10.1117/12.2188345>
- Craig, S.E., Jones, C.T., Li, W.K.W., Lazin, G., Horne, E., Caverhill, C., Cullen, J.J., 2012. Deriving optical metrics of coastal phytoplankton biomass from ocean colour. *Remote Sens. Environ.* 119, 72–83. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.12.007>
- Díaz, P.A., Ruiz-Villarreal, M., Pazos, Y., Moita, T., Reguera, B., 2016. Climate variability and *Dinophysis acuta* blooms in an upwelling system. *Harmful Algae* 53, 145–159. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.11.007>
- Dierssen, H.M., 2010. Perspectives on empirical approaches for ocean color remote sensing of chlorophyll in a changing climate. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 107, 17073–17078. <https://doi.org/10.1073/pnas.0913800107>
- Escalera, L., Reguera, B., Moita, T., Pazos, Y., Cerejo, M., Cabanas, J.M., Ruiz-Villarreal, M., 2010. Bloom dynamics of *Dinophysis acuta* in an upwelling system: In situ growth versus transport. *Harmful Algae* 9, 312–322. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2009.12.002>
- Fabro, E., Almandoz, G.O., Ferrario, M.E., Hoffmeyer, M.S., Pettigrosso, R.E., Ubrig, R., Krock, B., 2015. Co-occurrence of *Dinophysis tripos* and pectenotoxins in Argentinean shelf waters. *Harmful Algae*. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2014.12.005>
- Ferreira, A., Ciotti, Á.M., Garcia, C.A.E., 2017. Bio-optical characterization of the northern Antarctic Peninsula waters\_ absorption budget and insights on particulate backscattering. *Deep. Res. Part II.* <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2017.09.007>
- Franz, B.A., Bailey, S.W., Kuring, N., Werdell, P.J., 2015. Ocean color measurements with the Operational Land Imager on Landsat-8: implementation and evaluation in SeaDAS. *J. Appl. Remote Sens.* 9, 096070. <https://doi.org/10.1117/1.JRS.9.096070>
- Franz, B.A., Bailey, S.W., Kuring, N., Werdell, P.J., 2014. Ocean Color Measurements from Landsat-8 OLI using SeaDAS. *Proc. Ocean Opt.* 26–31. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.01.015>
- Gohin, F., Druon, J.N., Lampert, L., 2002. A five channel chlorophyll concentration algorithm applied to Sea WiFS data processed by SeaDAS in coastal waters. *Int. J. Remote Sens.* 23, 1639–1661. <https://doi.org/10.1080/01431160110071879>
- Gonzalez-silvera, A., Santamaria-del-angel, E., Milla, R., 2006. Spatial and temporal variability of the Brazil-Malvinas Confluence and the La Plata Plume as seen by SeaWiFS and AVHRR imagery 111, 1–17. <https://doi.org/10.1029/2004JC002745>



- Hallegraeff, G.M., 2010. Ocean climate change, phytoplankton community responses, and harmful algal blooms: A formidable predictive challenge. *J. Phycol.* <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2010.00815.x>
- Hattenrath-Lehmann, T.K., Marcoval, M.A., Berry, D.L., Fire, S., Wang, Z., Morton, S.L., Gobler, C.J., 2013. The emergence of *Dinophysis acuminata* blooms and DSP toxins in shellfish in New York waters. *Harmful Algae* 26, 33–44. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2013.03.005>
- Heisler, J., Glibert, P.M., Burkholder, J.M., Anderson, D.M., Cochlan, W., Dennison, W.C., Dortch, Q., Gobler, C.J., Heil, C.A., Humphries, E., Lewitus, A., Magnien, R., Marshall, H.G., Sellner, K., Stockwell, D.A., Stoecker, D.K., Suddleson, M., 2008. Eutrophication and harmful algal blooms: A scientific consensus. *Harmful Algae*. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2008.08.006>
- Henderikx Freitas, F., Saldías, G., Shearman, R.K., Goñi, M., White, A., 2018. Temporal and Spatial Dynamics of Physical and Biological Properties along the Endurance Array of the California Current Ecosystem. *Oceanography* 31, 80–89. <https://doi.org/10.5670/oceanog.2018.113>
- Kahru, M., Mitchell, B.G., 2004. Seasonal and nonseasonal variability of satellite-derived chlorophyll and colored dissolved organic matter concentration in the California Current. *J. Geophys. Res. Ocean.* 106, 2517–2529. <https://doi.org/10.1029/1999jc000094>
- Kahru, M., Mitchell, B.G., 1998. Spectral reflectance and absorption of a massive red tide off southern California. *J. Geophys. Res. Ocean.* <https://doi.org/10.1029/98JC01945>
- Kirk, J.T.O., 2010. *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems*, 3rd ed. Cambridge University Press.
- Lee, Z.P., Carder, K.L., Marra, J., Steward, R.G., Perry, M.J., 1996. Estimating primary production at depth from remote sensing. *Appl. Opt.* 35, 463–74.
- Lubac, B., Loisel, H., 2007. Variability and classification of remote sensing reflectance spectra in the eastern English Channel and southern North Sea. *Remote Sens. Environ.* 110, 45–58. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.02.012>
- Mafra Júnior, L.L., 2005. Microalgas nocivas e ficotoxinas no complexo estuarino de Paranaguá, PR: subsídios para o monitoramento. *Set. Ciências Biológicas* 171.
- Markham, B., Barsi, J., Kvaran, G., Ong, L., Kaita, E., Biggar, S., Czaplá-Myers, J., Mishra, N., Helder, D., 2014. Landsat-8 operational land imager radiometric calibration and stability. *Remote Sens.* <https://doi.org/10.3390/rs61212275>
- Marone, E., Machado, E.C., Lopes, R.M., Silva, E.T. Da, 2005. Land-ocean fluxes in the Paranaguá Bay estuarine system, southern Brazil. *Brazilian J. Oceanogr.* 53, 169–181. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592005000200007>
- Meyer-Harms, B., Pollehne, F., 1998. Alloxanthin in *Dinophysis norvegica* (Dinophysiales, Dinophyceae) from the Baltic Sea. *J. Phycol.* 34, 280–285. <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.1998.340280.x>
- Mitchell, B.G., Du, N., Weiss, E., Vernet, M., n.d. Pigment packaging effects in *Thalassiosira pseudonana* under light regulated steady-state growth Acknowledgements : Department of Energy.
- Mizerkowski, B.D., Noernberg, M.A., Moreira, B.M., 2013. Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE 7795–7802.
- Mobley, C.D., 1999. Estimation of the remote-sensing reflectance from above-surface measurements.
- Moita, M.T., Pazos, Y., Rocha, C., Nolasco, R., Oliveira, P.B., 2016. Toward predicting *Dinophysis* blooms off NW Iberia: A decade of events. *Harmful Algae*.



- <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.12.002>
- Mol, B. Van, Ruddick, K., Astoreca, R., Park, Y., Nechad, B., 2007. Optical detection of a *Noctiluca Scintillans* bloom. *EARSeL eProceedings* 6 130–137.
- Möller, O.O., Piola, A.R., Freitas, A.C., Campos, E.J.D., 2008. The effects of river discharge and seasonal winds on the shelf off southeastern South America. *Cont. Shelf Res.* 28, 1607–1624. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2008.03.012>
- Moore, T.S., Campbell, J.W., Dowell, M.D., 2009. Remote Sensing of Environment A class-based approach to characterizing and mapping the uncertainty of the MODIS ocean chlorophyll product. *Remote Sens. Environ.* 113, 2424–2430. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.07.016>
- Morel, A., 1997. Consequences of a *Synechococcus* bloom upon the optical properties of oceanic (case 1) waters. *Limnol. Oceanogr.* 42, 1746–1754. <https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.8.1746>
- Moshary, F., Gilerson, A., Amin, R., Gross, B., Ahmed, S., 2009. MODIS and MERIS detection of dinoflagellates blooms using the RBD technique, in: *Remote Sensing of the Ocean, Sea Ice, and Large Water Regions 2009*. <https://doi.org/10.1117/12.830631>
- Noernberg, M. a, Lautert, L.F.C., Araujo, a D., Marone, E., Angelotti, R., Netto, J.P.B., Krug, L. a, 2006. Remote sensing and GIS integration for modelling the Paranagua estuarine complex -Brazil. *J. Coast. Res.* 3, 1627–1631. <https://doi.org/01/2004;39:1627-1631>
- Pahlevan, N., Schott, J.R., Franz, B.A., Zibordi, G., Markham, B., Bailey, S., Schaaf, C.B., Ondrusek, M., Greb, S., Strait, C.M., 2017. Landsat 8 remote sensing reflectance (Rrs) products: Evaluations, intercomparisons, and enhancements. *Remote Sens. Environ.* 190, 289–301. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.12.030>
- Pimenta, F.M., Campos, E.J.D., Miller, J.L., Piola, A.R., 2005. A numerical study of the Plata River plume along the southeastern South American continental shelf. *Brazilian J. Oceanogr.* 53, 129–146. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592005000200004>
- Piola, A., Romero, S.I., Piola, A.R., Romero, S.I., Naval, S.D.H., Aires, B., Buenos, U. De, Fcen, A., 2005. Space-Time Variability of the Plata Plume Inferred From Sea Spectral Reflectance Data Space-Time Variability of the Plata Plume Inferred From Sea Spectral Reflectance Data ( Ocean Color ). <https://doi.org/10.1029/2004GL021638>.Simionato
- Piola, A.R., Möller, O.O., Guerrero, R. a., Campos, E.J.D., 2008a. Variability of the subtropical shelf front off eastern South America: Winter 2003 and summer 2004. *Cont. Shelf Res.* 28, 1639–1648. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2008.03.013>
- Piola, A.R., Romero, S.I., Zajaczkovski, U., 2008b. Space–time variability of the Plata plume inferred from ocean color. *Cont. Shelf Res.* 28, 1556–1567. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2007.02.013>
- Piola, A.R., Romero, S.I., Zajaczkovski, U., 2008c. Space–time variability of the Plata plume inferred from ocean color. *Cont. Shelf Res.* 28, 1556–1567. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2007.02.013>
- Reguera, B., Riobó, P., Rodríguez, F., Díaz, P.A., Pizarro, G., Paz, B., Franco, J.M., Blanco, J., 2014. Dinophysis toxins: Causative organisms, distribution and fate in shellfish. *Mar. Drugs* 12, 394–461. <https://doi.org/10.3390/md12010394>
- Reguera, B., Velo-Suárez, L., Raine, R., Park, M.G., 2012. Harmful Dinophysis species: A review. *Harmful Algae* 14, 87–106. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2011.10.016>
- Richardson, L.L., LeDrew, E.F., 2006. Remote Sensing of Aquatic Coastal Ecosystem Processes, Remote sensing and digital image processing. <https://doi.org/10.1348/135910708X327617>
- Ruiz-Villarreal, M., García-García, L.M., Cobas, M., Díaz, P.A., Reguera, B., 2016. Modelling the hydrodynamic conditions associated with Dinophysis blooms in Galicia

- (NW Spain). *Harmful Algae* 53, 40–52. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.12.003>
- Sar, E.A., Sunesen, I., Goya, A.B., Lavigne, A.S., Tapia, E., García, C., Lagos, N., 2012. First report of diarrhetic shellfish toxins in mollusks from buenos aires province (argentina) associated with dinophysis spp.: Evidence of okadaic acid, dinophysistoxin-1 and their acyl derivatives. *Bol. la Soc. Argentina Bot.*
- Schnepf, E., Elbrächter, M., 1988. Cryptophycean-Like Double Membrane-Bound Chloroplast in the Dinoflagellate, *Dinophysis Ehrenb.*: Evolutionary, Phylogenetic and Toxicological Implications. *Bot. Acta.* <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.1988.tb00033.x>
- Sellner, K.G., Doucette, G.J., Kirkpatrick, G.J., 2003. Harmful algal blooms: Causes, impacts and detection. *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.* 30, 383–406. <https://doi.org/10.1007/s10295-003-0074-9>
- Shaju, S.S., Akula, R.R., Jabir, T., 2018. Characterization of light absorption coefficient of red *Noctiluca scintillans* bloom in the South Eastern Arabian Sea. *Oceanologia* 60, 419–425. <https://doi.org/10.1016/j.oceano.2017.12.002>
- Shanmugam, P., 2011. A new bio-optical algorithm for the remote sensing of algal blooms in complex ocean waters. *J. Geophys. Res. Ocean.* 116, 1–12. <https://doi.org/10.1029/2010JC006796>
- Shen, L., Xu, H., Guo, X., 2012. Satellite Remote Sensing of Harmful Algal Blooms (HABs) and a Potential Synthesized Framework 7778–7803. <https://doi.org/10.3390/s120607778>
- Siegel, D.A., 2002. The North Atlantic Spring Phytoplankton Bloom and Sverdrup's Critical Depth Hypothesis. *Science* (80-. ). 296, 730–733. <https://doi.org/10.1126/science.1069174>
- Stramski, D., Bricaud, A., Morel, A., 2007. Modeling the inherent optical properties of the ocean based on the detailed composition of the planktonic community. *Appl. Opt.* <https://doi.org/10.1364/ao.40.002929>
- Strickland, J.D.H., Parsons, T.R., 1972. Pigment analysis. *A Pract. Handb. seawater Anal.* 167, 185.
- Stuart, V., Sathyendranath, S., Platt, T., Maass, H., Irwin, B.D., 1998. Pigments and species composition of natural phytoplankton populations: effect on the absorption spectra. *J. Plankton Res.* 20, 187–217. <https://doi.org/10.1093/plankt/20.2.187>
- Stumpf, R.P., Tomlinson, M.C., 2005. Chapter 12 REMOTE SENSING OF HARMFUL ALGAL BLOOMS 277–296.
- Sydor, M., Arnone, R. a, Gould, R.W., Terrie, G.E., Ladner, S.D., Wood, C.G., 1998. Remote-sensing technique for determination of the volume absorption coefficient of turbid water. *Appl. Opt.* 37, 4944–50. <https://doi.org/10.1364/AO.37.004944>
- Tan, W., Liu, P., Liu, Y., Yang, S., Feng, S., 2017. A 30-year assessment of phytoplankton blooms in erhai lake using landsat imagery: 1987 to 2016. *Remote Sens.* 9. <https://doi.org/10.3390/rs9121265>
- Tang, D., Kawamura, H., Lee, M.-A., Van Dien, T., 2003. Seasonal and spatial distribution of chlorophyll-a concentrations and water conditions in the Gulf of Tonkin, South China Sea. *Remote Sens. Environ.* 85, 475–483. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(03\)00049-X](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(03)00049-X)
- Thomas, A.C., Townsend, D.W., Weatherbee, R., 2003. Satellite-measured phytoplankton variability in the Gulf of Maine. *Cont. Shelf Res.* 23, 971–989. [https://doi.org/10.1016/S0278-4343\(03\)00086-4](https://doi.org/10.1016/S0278-4343(03)00086-4)
- Thomas, A.C., Weatherbee, R.A., 2006. Satellite-measured temporal variability of the Columbia River plume. *Remote Sens. Environ.* <https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.10.018>
- Toole, D.A., Siegel, D.A., 2004. Modes and mechanisms of ocean color variability in the Santa Barbara Channel. *J. Geophys. Res. Ocean.* 106, 26985–27000.

- <https://doi.org/10.1029/2000jc000371>
- Torrecilla, E., National, S., Piera, J., National, S., 2011. Cluster analysis of hyperspectral optical data for discriminating phytoplankton pigment assemblages in the open ocean. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.05.014>
- Uitz, J., Stramski, D., Reynolds, R.A., Dubranna, J., 2015. Remote Sensing of Environment Assessing phytoplankton community composition from hyperspectral measurements of phytoplankton absorption coefficient and remote-sensing reflectance in open-ocean environments. *Remote Sens. Environ.* 171, 58–74. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.09.027>
- Vanhellemont, Q., Ruddick, K., 2015. Processing very high resolution satellite data for coastal applications Examples of high resolution satellite imagery from Belgian waters.
- Veldhuis, M.J.W., Kraay, G.W., Gieskes, W.W.C., 1993. Growth and fluorescence characteristics of ultraplankton on a north-south transect in the eastern North Atlantic. *Deep. Res. Part II.* [https://doi.org/10.1016/0967-0645\(93\)90035-L](https://doi.org/10.1016/0967-0645(93)90035-L)
- Vesk, M., Jeffrey, S.W., 1987. ULTRASTRUCTURE AND PIGMENTS OF TWO STRAINS OF THE PICOPLANKTONIC ALGA PELAGOCOCCUS SUBVIRIDIS (CHRYSOPHYCEAE). *J. Phycol.* <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.1987.tb04141.x>
- Wang, M., Bailey, S.W., 2001. Correction of sun glint contamination on the SeaWiFS ocean and atmosphere products. *Appl. Opt.* 40, 4790. <https://doi.org/10.1364/AO.40.004790>
- Wang, M., Gordon, H.R., 2018. Sensor performance requirements for atmospheric correction of satellite ocean color remote sensing. *Opt. Express* 26, 7390. <https://doi.org/10.1364/OE.26.007390>
- Wei, J., Lee, Z., Garcia, R., Zoffoli, L., Armstrong, R.A., Shang, Z., Sheldon, P., Chen, R.F., 2018. An assessment of Landsat-8 atmospheric correction schemes and remote sensing reflectance products in coral reefs and coastal turbid waters. *Remote Sens. Environ.* 215, 18–32. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.05.033>
- Whyte, C., Swan, S., Davidson, K., 2014. Changing wind patterns linked to unusually high Dinophysis blooms around the Shetland Islands, Scotland. *Harmful Algae* 39, 365–373. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2014.09.006>
- Zapata, M., Fraga, S., Rodríguez, F., Garrido, J.L., 2012. Pigment-based chloroplast types in dinoflagellates. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 465, 33–52. <https://doi.org/10.3354/meps09879>