UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

REGINA CAMARA LINS

AVALIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA CLOROFILA-A EM UM SISTEMA ESTUARINO-LAGUNAR UTILIZANDO SENSORIAMENTO REMOTO E TÉCNICAS ESTATÍSTICAS MULTIVARIADAS

RECIFE
2017

REGINA CAMARA LINS

AVALIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA CLOROFILA-A EM UM SISTEMA ESTUARINO-LAGUNAR UTILIZANDO SENSORIAMENTO REMOTO E TÉCNICAS ESTATÍSTICAS MULTIVARIADAS

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco como parte dos requisitos exigidos para obtenção do título de Doutora em Engenharia Civil.

Área de Concentração: Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. José Almir Cirilo

RECIFE
2017

Catalogação na fonte
Bibliotecária Margareth Malta, CRB-4 / 1198

L759a Lins, Regina Camara.
Avaliação espaço-temporal da clorofila-a em um sistema estuarino-lagunar utilizando sensoriamento remoto e técnicas estatísticas multivariadas / Regina Camara Lins. – 2017.
104 folhas, il., gráfs., tabs.

Orientador: Prof. Dr. José Almir Cirilo.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2017.
Inclui Referências e Apêndices.

1. Engenharia Civil. 2. Qualidade de Água. 3. Modelos Bio-ópticos. 4. Estuários. 5. Eutrofização. I. Cirilo, José Almir. (Orientador). II. Título.

UFPE

624 CDD (22. ed.) BCTG/2017-379

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

A comissão examinadora da Defesa de Tese de Doutorado

AVALIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA CLOROFILA-A EM UM SISTEMA ESTUARINO-LAGUNAR UTILIZANDO SENSORIAMENTO REMOTO E TÉCNICAS ESTATÍSTICAS MULTIVARIADAS

defendida por

Regina Camara Lins

Considera a candidata APROVADA

Recife, 26 de outubro de 2017

Banca Examinadora:

_____
Prof. Dr. José Almir Cirilo – UFPE
(orientador)

_____
Prof. Dr. Paulo Ricardo Petter Medeiros – UFAL
(examinador externo)

_____
Prof.ª Dr.ª Josiclêda Domiciano Galvíncio – UFPE
(examinadora externa)

_____
Prof.ª Dr.ª Ana Lúcia Bezerra Candeias – UFPE
(examinadora externa)

_____
Prof. Dr. Alfredo Ribeiro Neto – UFPE
(examinador interno)

Ao meu esposo Ruberto e ao nosso filho Caio pelo passado, presente e futuro.

AGRADECIMENTOS

Essa Tese de doutorado, desenvolvida no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) sob a orientação do professor José Almir Cirilo, está inserida no âmbito de dois projetos de pesquisa: (a) projeto intitulado "Avaliação de indicadores de qualidade da água em um sistema estuarino-lagunar costeiro tropical através de sensoriamento remoto" financiado pelo CNPq (Edital MCTI/CNPq/2013 – Universal); e o (b) projeto intitulado "Produtos e Processos - Modelagem Ecológica de Ecossistemas Aquáticos: Estrutura, Funcionamento e Previsão em Lagoas Costeiras" financiado pela FINEP (Edital No. 01.13.0419.0), aos quais agradeço por possibilitarem a compra dos radiômetros utilizados em campo e custearam as despesas de campo e de laboratório.

Agradeço às instituições nacionais e internacionais que foram parceiras e colaboraram para o desenvolvimento deste estudo, tais como a Universidade Federal de Alagoas (UFAL) – representada pelo Prof. Carlos Ruberto Fragoso Júnior, a Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) – através do Prof. David da Motta Marques, o *Institut de recherche pour le développement* (IRD/FR) – através do pesquisador Jean-Michel Martinez, o Instituto de Meio Ambiente do Estado de Alagoas (IMA-AL) – concedendo embarcação para realização das campanhas de campo, e a Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia de Pernambuco (FACEPE) – através da bolsa de doutorado a mim concedida (Edital 17/12, Processo: IBPG-1148-3.01/12).

RESUMO

O aumento contínuo na descarga de nutrientes e de matéria orgânica tem levado o Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba (CELMM) a níveis elevados de eutrofização. Em geral, a clorofila-a, pigmento presente no fitoplâncton, é utilizada como indicador da eutrofização. Dados de Reflectância de sensoriamento remoto (R_{rs}), obtidas por sensores portáteis ou satelitais, podem fornecer informações mais precisas sobre a variabilidade da clorofila-a em comparação com o monitoramento convencional de campo. Estimativas mais precisas da clorofila-a ($r^2 > 0,8$) baseadas em coletas de campo foram encontradas utilizando modelos bio-ópticos *NIR-Red* de três bandas, como também utilizando o modelo de duas bandas do sensor MODIS (R_{858}/R_{645}). Desta forma, foi observado que modelos semi-empíricos baseados em propriedades ópticas da água tem forte potencial para estimar a clorofila-a a partir de dados espectrais em estuários rasos produtivos tropicais. Utilizou-se o modelo MODIS para reconstruir séries mensais de clorofila-a a partir de imagens MODIS (500 m) no período de 2000 a 2016. Estatísticas multivariadas mostraram-se ferramentas úteis na identificação dos padrões espaço-temporais da clorofila-a, sendo possível identificar, na Mundaú, associação entre a variabilidade da clorofila-a e o tempo de residência hidráulico (TRH). No entanto, investigações mais detalhadas do TRH precisam ser conduzidas na laguna Manguaba a fim de avaliar melhor esta associação. Verificou-se que as variáveis, precipitação e vazão, tem maior peso na variabilidade da clorofila-a nas regiões norte da laguna Mundaú e sul da laguna Manguaba, enquanto vento, insolação e temperatura tiveram mais influência na variabilidade das regiões norte da Manguaba e centro-leste da Mundaú.

Palavras-chave: Qualidade de água. Modelos bio-ópticos. Estuários. Eutrofização.

ABSTRACT

The continuous increase in both nutrient loading and organic matter has led the Mundaú-Manguaba Estuarine-Lagoon System (MMELS) to higher eutrophication levels. In general, chlorophyll-a, a pigment present in the phytoplankton cells, is used as eutrophication indicator. Remote sensing reflectance data from field or satellite sensors may provide better information on chlorophyll-a variability in comparison to conventional field monitoring. More accurate retrievals of chlorophyll-a ($r^2 > 0,8$) based on field datasets were found using NIR-Red three-bands models, as well as using two-band algorithm based on MODIS sensor (R_{858}/R_{645}). The findings suggest that empirical models based on optical properties involving water constituents have a strong potential to estimate chlorophyll-a using multispectral data from satellite, airborne or hand held sensors in tropical shallow turbid productive estuaries. The two-band model based on MODIS reflectance was used to rebuild long-term monthly chlorophyll-a time series. Multivariate statistics could identify properly spatio-temporal patterns of chlorophyll-a and the causal relationship between environmental forcing variables and chlorophyll-a. Precipitation and river flow play an important role on chlorophyll-a variability in northern of Mundaú lagoon, while wind intensity, solar radiation and air temperature may positively affect the chlorophyll-a variability in northern of Manguaba and eastern-central of Mundaú lagoon. Moreover, chlorophyll-a variability in southern of Mundaú lagoon is mainly affected by residence time. Further investigations need to be conducted in order to assess the relative importance of residence time on chlorophyll-a variability of the Manguaba lagoon.

Keywords: Water quality. Bio-óptical models. Estuaries. Eutrophication.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Fatores que influenciam a luz emergente que deixa o corpo d'água. (A) Retroespalhamento pelas moléculas de água; (B) Retroespalhamento pelo material inorgânico em suspensão; (C) Absorção pela matéria orgânica dissolvida; (D) Reflexão do fundo; (E) Retroespalhamento pelo fitoplâncton. Fonte: Kampel e Novo (2005) adaptado de IOCCG (2000).....9

Figura 2 – Coeficientes de absorção total da água (a) em função do comprimento de onda e as parcelas individuais que o compõe em um ambiente de túrbido e produtivo: água pura (aw), dos pigmentos do fitoplâncton (aphy), do material particulado não algal em suspensão (a_{NAP}), da matéria orgânica dissolvida colorida (a_{CDOM}). 11

Figura 3 – Fluxograma da classificação de modelos bio-ópticos. Fonte: adaptado de Ogashawara (2015). 14

Figura 4 – (a) a reta, $x_1 = x_2$ é a direção do primeiro componente principal; (b) Os dados originais, projetados no eixo do primeiro componente principal. Fonte: Tino (2005). 19

Figura 5 – (a) dados originais nas coordenadas x1 e x2; (b) eixos das componentes principais y_1 e y_2; (c) primeira componente principal "contendo" ou "explicando" a maior parte da variação nos dados; (d) segunda componente principal, explicando uma variação menor nos dados originais. Fonte: adaptado de Tino (2005). 20

Figura 6 – Fluxograma da metodologia adotada para a avaliação espaço-temporal da Clorofila-a no CELMM a partir de dados de Sensoriamento Remoto..... 25

Figura 7 – Localização do CELMM e distribuição espacial das estações de amostragem, onde foram coletadas amostras de água e radiometria. 26

Figura 8 – Uso e ocupação do solo no entorno do CELMM classificado a partir de uma imagem captada pelo sensor SPOT (10 m de resolução espacial) no ano de 2002. Fonte: Guimarães Júnior et al (2011). 28

Figura 9 – Máscara gerada no programa GetModis para identificação dos pixels no interior das lagunas Mundaú e Manguaba. 35

Figura 10 – Relação entre clorofila-a e sólidos suspensos totais nas amostras de água em todo o complexo. 39

Figura 11 – Perfis espectrais típicos nas águas do CELMM medidos em 2015 (a) Mundaú (5 de maio, 10 de junho e 08 de agosto) (b) Manguaba (14 de julho, 03 de setembro

e 22 de setembro). Cada linha representa uma reflectância espectral medida num determinado ponto de amostragem. Também pode ser observada a relação entre a concentração de clorofila-a versus (c) a reflectância mínima perto de 670 nm, e (d) a posição do pico de reflectância em torno de 700 nm. 40

Figura 12 – Agrupamento k-means dos espectros de reflectância para dados normalizados no CELMM. 41

Figura 13 – Média (pontos pretos) e desvio padrão (barras em cinza) para as quarto classes de reflectância espectral normalizada (a) Classe 1, (b) Classe 2, (c) Classe 3 e (d) Classe 4. 43

Figura 14 – Correlação entre concentração medida de clorofila-a e modelo NIR-Red de duas bandas utilizando dados MODIS. 48

Figura 15 – Isolinhas dos autovetores da matriz de co-variância da (a,d) primeira, (b,e) segunda, e (c,f) terceira componentes da ACP rotacionada dos dados de clorofila-a nas lagunas Mundaú e Manguaba, respectivamente. 50

Figura 16 – Dendograma de uma análise de agrupamento (baseada na distância euclidiana, método de Ward) de grupos espaciais de clorofila-a nas lagunas: (a) Mundaú e (b) Manguaba. 52

Figura 17 – Grupos Homogêneos (GH) identificados pela análise de agrupamento obtida a partir dos autovalores das quatro primeiras componentes rotacionadas da Análise de Componentes Principais (ACP), no domínio da: (a) laguna Mundaú, e (b) laguna Manguaba. 52

Figura 18 – Variabilidade temporal da concentração média estimada de clorofila-a dos grupos homogêneos (GH) identificados nas lagunas Mundaú e Manguaba, no período de 2002 a 2016. 53

Figura 19 – Pontuações derivadas da Análise de Correspondência Canônica (ACC) aplicada à matriz sazonal da clorofila-a e variáveis ambientais, na laguna Mundaú. Pontos pretos e vermelhos representam os períodos seco (outubro-março) e chuvoso (abril-setembro) respectivamente, entre os anos de 2002 e 2016. Os pontos e números em azul representam os grupos espaciais definidos na análise de agrupamento. 54

Figura 20 – Pontuações derivadas da Análise de Correspondência Canônica (ACC) aplicada à matriz sazonal da clorofila-a e variáveis ambientais, na laguna Manguaba. Pontos pretos e vermelhos representam os períodos seco (outubro-março) e chuvoso

(abril-setembro) respectivamente, entre os anos de 2002 e 2016. Os pontos em azul representam os grupos espaciais definidos na análise de agrupamento. 54

Figura 21 – Reconstituição do estado trófico, por grupo homogêneo, na laguna Mundaú: (a) Grupo Homogêneo 1 – GH1; (b) Grupo Homogêneo 2 – GH2; (c) Grupo Homogêneo 3 – GH3, e (d) Grupo Homogêneo 4 - GH4. 55

Figura 22 – Reconstituição do estado trófico, por grupo homogêneo, na laguna Manguaba: (a) Grupo Homogêneo 1 – GH1; (b) Grupo Homogêneo 2 – GH2; (c) Grupo Homogêneo 3 – GH3, e (d) Grupo Homogêneo 4 - GH4. 56

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Especificações técnicas do sensor MODIS..... 16
Tabela 2 – Principais características físicas das lagunas Mundaú e Manguaba. 26
Tabela 3 – Bandas espectrais dos sensores utilizados para simulação da estimativa de clorofila-a a partir das reflectâncias de campo no CELMM. 34
Tabela 4 – Níveis de trofia para ambientes lênticos com base no Índice de Estado Trófico (IET) proposto por CARLSON (1977), modificado por Lamparelli (2004). 38
Tabela 5 – Estatísticas dos constituintes da água considerando os subconjuntos. 39
Tabela 6 – As inclinações (p) e os interceptos (q) da função de melhor ajuste linear entre a clorofila-a observada e a estimada com o correspondente coeficiente de determinação (r^2) e o erro quadrático médio (RMSE), considerando os conjuntos de dados de monitoramento de campo..... 45
Tabela 7 – As inclinações (p) e os interceptos (q) da função de melhor ajuste linear entre a clorofila-a observada e a estimada com o correspondente coeficiente de determinação (r^2) e o erro quadrático médio (RMSE), simulando as bandas dos satélites. 47
Tabela 8 – Percentual da variância explicada através das quatro primeiras componentes principais rotacionadas nas lagunas Mundaú e Manguaba. 48
Tabela 9 – Estatísticas da concentração de clorofila-a nos Grupos Homogêneos em cada laguna. 53

LISTA DE ABREVIATURAS

AA - Análise de Agrupamento

ACC - Análise de Correlação Canônica

ACP - Análise de Componentes Principais

APA - Área de Proteção Ambiental

CDOM - Colour Dissolved Organic Matter; Matéria Orgânica Dissolvida Colorida

CELMM - Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba

Chl-a - Clorofia-a

COD - Carbono Orgânico Dissolvido

CP - Componentes Principais

DesvPad - Desvio Padrão

FRE - Função Resposta de Espectral

GH - Grupo Homogêneo

I - Matriz Identidade

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

IET - Índice de Estado Trófico

IR - Infravermelho

IRD - Institut de Recherche pour le Développement

MERIS - Medium Resolution Imaging Spectrometer

MOD3R - MODIS River Reflectance Retrieval

MODIS - Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer

MSI - MultiSpectral Imager

NAP – Non-algae Particulate Matter; Material Particulado Não Algal em Suspensão

NIR - Infravermelho Próximo

OLCI - Ocean and Land Colour Instrument

P - Precipitação

POA - Propriedade Óptica Aparente

POI - Propriedade Óptica Inerente

Q_{rp} - Vazão no Rio Principal

R - Radiação

RMSE - Erro Médio Quadrado

S - Sul

SeaWiFS - Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor

SST - Sólidos Suspensos Totais

T - Temperatura do Ar

TRH - Tempo de Residência Hidráulico

var - Variância

Ve - Intensidade de Vento

W - Oeste

LISTA DE SÍMBOLOS

a	Coeficientes de absorção da total da água
a_{CDOM}	Coeficientes de absorção do matéria orgânica dissolvida colorida
$a_{\text{chl-a}}$	Coeficientes de absorção pela clorofila-a
a_{NAP}	Coeficientes de absorção do material particulado não algal em suspensão
a_{phy}	Coeficientes de absorção dos pigmentos do fitoplâncton
a_{water}	Coeficientes de absorção da água pura
b_b	Coeficiente de Espalhamento da luz
$b_{b,particles}$	Coeficiente de retroespalhamento da luz provocado por partículas em suspensão na água
$b_{b,water}$	Coeficiente de retroespalhamento da luz provocado pela água
b_b	Coeficiente de Retroespalhamento da luz
c	Proporção da variação explicada pelos primeiros componentes principais
d_{ij}	Distância euclidiana entre os objetos *i* e *j*
E_d	Irradiância descendente que atinge a superfície da água
$f(\lambda)$	Descreve a sensibilidade da reflectância a variações no ângulo zenital solar
L_r	Radiância diretamente refletida na interface ar-água
L_s	Radiância que atinge a superfície da água
L_w	Radiância ascendente que deixa a superfície da água
K	Coeficiente de Atenuação Difusa
n	Número de valores contidos na variável X
p	Soma das variâncias de todos os componentes principais
$\mathrm{Q}(\lambda)$	Expressa as propriedades bidirecionais da reflectância
$R(\lambda_i)$	Reflectância no comprimento de onda λ_i
r^2	Coeficiente de determinação
R_i	Reflectância de Sensoriamento Remoto no comprimento de onda i
R_{rs}	Reflectância de Sensoriamento Remoto
R_{XX}	Matriz de correlações entre o conjunto de variáveis X e X
R_{XY}	Matriz de correlação entre o conjunto de variáveis X e Y
R_{YX}	Matriz de correlações entre o conjunto de variáveis Y e X
u -	Autovetor

V -	Combinação linear de Y
X	Conjunto de variáveis múltiplas
Y	Conjunto de variáveis múltiplas
Z	Combinação linear de X
$\alpha/2$	Multiplicador de Lagrange
$\beta/2$	Multiplicador de Lagrange
η	Expoente de Angström
λ	Autovalor ou Comprimento de onda
λ_i	Comprimentos de onda na posição i
ρ	Fator de correção dependente das condições do céu, velocidade do vento, ângulo zenital solar e geometria de visada

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 18

2 OBJETIVOS 21

2.1 OBJETIVO GERAL 21

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS 21

3 REFERENCIAL TEÓRICO 22

3.1 PROCESSOS RELACIONADOS À VARIABILIDADE ESPAÇO-TEMPORAL DO FITOPLÂNCTON 22

3.1.1 Considerações gerais 22

3.1.2 Aspectos relacionados à eutrofização 22

3.2 MONITORAMENTO DE CLOROFILA-A EM ÁGUAS CONTINENTAIS ATRAVÉS DE SENSORIAMENTO REMOTO 25

3.2.1 Sensoriamento Remoto da cor da água 25

3.2.2 Comportamento espectral da água e dos seus constituintes 26

3.2.3 Propriedades ópticas da água 28

3.2.4 Relação entre R_{sr} e POIs 29

3.2.5 Modelos Bio-ópticos para estimativa de clorofila-a 30

3.2.6 Uso do sensor MODIS para monitoramento de clorofila-a em ambientes aquáticos continentais 32

3.3 DETECÇÃO DA VARIABILIDADE ESPAÇO-TEMPORAL DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS UTILIZANDO TÉCNICAS ESTATÍSTICAS MULTIVARIADAS 35

3.3.1 Análise de Componentes Principais 35

3.3.2 Análise de Agrupamento 38

3.3.3 Análise de Correlação Canônica 39

4 MATERIAIS E MÉTODOS 42

4.1 ÁREA DE ESTUDO 42

4.2 MEDIÇÕES DE CAMPO 45

4.2.1 Amostras de água 45

4.2.2 Reflectância de sensoriamento remoto 45

4.3 ANÁLISES DE CONSTITUINTES DA ÁGUA 46

4.4 CLASSIFICAÇÃO DAS REFLECTÂNCIAS ESPECTRAIS 47
4.5 MODELOS PARA ESTIMATIVA DE CLOROFILA-A 47
4.5.1 Modelo de duas bandas blue-green 47
4.5.2 Modelo de duas bandas NIR-Red 47
4.5.3 Modelo de três bandas NIR-Red 48
4.5.4 Modelo de quatro bandas NIR-Red 49
4.5.5 Algoritmo, Avaliação dos Modelos e Validação 49
4.6 ESTIMATIVA DE CLOROFILA-A USANDO BANDAS SIMULADAS DE SATÉLITES 50
4.7 ESTIMATIVA DE CLOROFILA-A USANDO BANDAS MODIS 51
4.8 GERAÇÃO DAS SÉRIES TEMPORAIS DA CLOROFILA-A E DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS 53
4.9 PADRÕES ESPAÇO-TEMPORAIS DA CLOROFILA-A E GRUPOS HOMOGÊNEOS 54
4.10 RELAÇÕES ESPAÇO-TEMPORAIS ENTRE A CLOROFILA-A E DEMAIS VARIÁVEIS AMBIENTAIS 55

5 RESULTADOS 56

5.1 CONCENTRAÇÃO DOS CONSTITUINTES DA ÁGUA 56

5.2 REFLECTÂNCIA DE SENSORIAMENTO REMOTO E CLASSIFICAÇÃO 57

5.3 MODELOS PARA ESTIMATIVA DE CLOROFILA-A USANDO DADOS DE ESPECTRORRADIOMETRIA DE CAMPO 60
5.4 MODELOS PARA ESTIMATIVA DE CLOROFILA-A USANDO BANDAS SIMULADAS DE SATÉLITES 63
5.5 MODELO PARA ESTIMATIVA DE CLOROFILA-A USANDO BANDAS DO MODIS 64
5.6 PADRÕES ESPAÇO-TEMPORAIS DA CLOROFILA-A 65
5.7 RECONSTITUIÇÃO DO ESTADO TRÓFICO 72

6 DISCUSSÃO 74

7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES 85
REFERÊNCIAS 88
APÊNCIDE A 99
APÊNCIDE B 101

1 INTRODUÇÃO

Os sistemas estuarinos são ambientes aquáticos complexos de transição entre águas continentais e oceânicas que apresentam grande variabilidade espacial, ciclo estacional e distribuição de organismos influenciados por ciclos de salinidade, temperatura da água e hidrodinâmica dos ecossistemas (MITCHELL et al., 2015; TUNDISI; TUNDISI, 2008). Essa diversidade de processos e de organismos especiais que toleram as flutuações do sistema, faz deste tipo de ambiente, uma importante fonte de produtividade biológica, e consequentemente, um sistema de grande importância econômica para a região por possibilitar a exploração pesqueira e de aqüicultura (HARDISTY, 2007). No entanto, estes ambientes são sujeitos a eutrofização devida ao enriquecimento de nutrientes por fontes pontuais e difusas resultantes de contínuos impactos ambientais naturais e/ou antrópicos. Este processo de degradação, normalmente, resulta em um aumento da turbidez da água devido à floração de cianobactérias ou algas verdes, afetando subsequentemente toda a estrutura trófica (CADEE, 2004). Desta forma, é importante estudar indicadores de qualidade de água associados a esse fenômeno como, por exemplo, a concentração do pigmento clorofila-a (Chl-a) presente no fitoplâncton (BOYER et al., 2009; PAERL et al., 2007; SCANES et al., 2007).

A variabilidade espaço-temporal da comunidade fitoplanctônica em ambientes estuarinos é influenciada por diversos fatores ambientais, tais como: (a) temperatura da água e intensidade luminosa, (b) carreamento de nutrientes oriundos da descarga dos rios afluentes e do oceano, (c) padrões hidrodinâmicos do sistema, influenciando no transporte do plâncton e (d) predação por herbívoros, controlando o aumento da biomassa de fitoplâncton.

Um monitoramento em longo prazo da clorofila-a (indicador de biomassa do fitoplâncton) é mais indicado para avaliar o estado trófico dos estuários (BOYER et al., 2009; PAERL et al., 2007; SCANES et al., 2007). No entanto, este monitoramento requer uma amostragem de campo representativa (em tempo e espaço) e medições laboratoriais para avaliar adequadamente a distribuição do fitoplâncton. Infelizmente, nem sempre é possível dispor de recursos técnicos e financeiros para realizar esse tipo de monitoramento, principalmente em estuários que exibem alta heterogeneidade espaço-temporal (NAVALGUND; JAYARAMAN; ROY, 2007).

O monitoramento a partir de dados dos sensores de satélites pode proporcionar um melhor entendimento da variabilidade do fitoplâncton em comparação com o método de campo convencional, uma vez que os sensores mais modernos (por exemplo, Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer - MODIS, Medium Resolution Imaging

Spectrometer - MERIS, Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor - SeaWiFS) tiveram suas capacidades melhoradas em relação às resoluções espectral, radiométrica, temporal e espacial (BUKATA, 2013; ODERMATT et al., 2012; TYLER et al., 2016). Os avanços recentes resultaram em um progresso significativo na avaliação remota de clorofila-a em águas túrbidas e produtivas (CANNIZZARO; CARDER, 2006). Contudo, a complexidade das propriedades ópticas que envolvem os constituintes das águas continentais dificulta o uso de um modelo bio-óptico simples e universal para estimar a clorofila-a a partir de dados de satélites (MOUW et al., 2015; PALMER; KUTSER; HUNTER, 2015). Para cada região específica, geográfica e/ou sazonal, é recomendada uma investigação aprofundada das relações locais entre a clorofila-a medida em campo e as reflectâncias das bandas espectrais simuladas dos sensores portáteis ou aerotransportados, antes de se utilizar adequadamente os dados de satélite a fim de se obter uma relação mais "pura", ou seja, sem interferência de nuvens e aerossóis (XIE; CHANG; ZHANG, 2015).

Em águas oligotróficas e claras, a reflectância na região azul é dominada pela resposta espectral da clorofila-a, que tem um máximo de absorção em torno de 440 nm. Nestes ambientes, os modelos bio-ópticos baseados na razão de bandas azul/verde mostraram ótimos desempenhos (GORDON; MOREL, 1983; HU; LEE; FRANZ, 2012b; O'REILLY et al., 1998), visto que o carbônico orgânico dissolvido colorido (*CDOM*) e o material particulado não algal em suspensão (*NAP*) apresentam forte correlação com a clorofila-a por serem derivados de processos relacionados ao próprio fitoplâncton (isto é, mortalidade e exudação). No entanto, em águas túrbidas e produtivas, os modelos de razão azul/verde não representaram adequadamente a variabilidade da clorofila-a, uma vez que *CDOM* e *NAP* podem ser oriundos de fontes diversas do fitoplâncton, como o carreamento de sedimentos, nutrientes e material orgânico, e ressuspensão de sedimentos de fundo em ambientes rasos (HARDING; MAGNUSON; MALLONEE, 2005; WANG, M.; SHI; TANG, 2011).

Na última década, as pesquisas têm apresentado avanços na avaliação de diferentes algoritmos para estimativa da clorofila-a nas águas interiores e costeiras, utilizando a relação ou combinação de bandas espectrais de diferentes fontes, como sensores portáteis, aéreos ou de satélites (CHAVULA et al., 2009; DALL'OLMO, G.; GITELSON; RUNDQUIST, 2003; DALL'OLMO, GIORGIO et al., 2005; GITELSON, A. et al., 2008; GURLIN; GITELSON; MOSES, 2011; LE; HU; ENGLISH; CANNIZZARO; CHEN; FENG; et al., 2013; LE et al., 2009; LE et al., 2011; LYU et al., 2015; PALMER; HUNTER; et al., 2015; RANDOLPH et al., 2008; WANG, L.; PU; SUN, 2016; YACOBI et al., 2011). Em estuários túrbidos e produtivos, as melhores abordagens semi-empíricas para

estimar a clorofila-a foram obtidas com o uso dos modelos *NIR-Red* (GITELSON, A. A.; SCHALLES; HLADIK, 2007; LE; HU; CANNIZZARO; et al., 2013). Estas relações permitem reconstituir séries de concentração de clorofila-a em todo o sistema para uma adequada avaliação espaço-temporal da sua variabilidade em diferentes escalas temporais e espaciais.

Diversos métodos analíticos podem ser usados para realizar uma avaliação adequada da variabilidade espaço-temporal da clorofila-a e explorar as relações de causas e efeitos entre clorofila-a e as características biofísico-químicas em ambientes estuarinos (BIERMAN et al., 2011; MUYLAERT; SABBE; VYVERMAN, 2000; PAN et al., 2016). Métodos estatísticos multivariados são especialmente apropriados, fornecendo poderosas ferramentas para reduzir a dimensionalidade e analisar grandes quantidades de dados. Por exemplo, técnicas como Análise de Componentes Principais (ACP), Análise de Cluster e Análise de Correspondência Canônica (ACC) proporcionam uma rápida avaliação espaço-temporal de padrões de variabilidade e de associações entre as variáveis, e vem sendo utilizadas de maneira isolada, mas bem sucedida, em ambientes estuarinos (HARAGUCHI et al., 2015; O'BOYLE et al., 2015; ROCHELLE-NEWALL et al., 2011; YAN et al., 2012). Porém, o potencial do uso em conjunto destas técnicas estatísticas, aplicadas aos produtos de imagens de satélite, ainda é pouco conhecido na área de sensoriamento remoto de águas continentais e, portanto, pouco explorado para avaliação espaço-temporal de variáveis de qualidade da água.

Desta forma, o objetivo deste estudo é identificar os padrões espaço-temporais da clorofila-a em um sistema estuarino-lagunar induzidos por forçantes naturais e/ou antrópicas, utilizando técnicas de sensoriamento remoto e de estatísticas multivariadas.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar os padrões espaço-temporais da clorofila-a em um sistema estuarino-lagunar induzidos por forçantes naturais e/ou antrópicas, utilizando técnicas de sensoriamento remoto e estatísticas multivariadas.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Testar a eficiência de modelos e métodos de análise espectral de curvas de reflectância na extração de informações relacionadas a concentração de clorofila-a, avaliando relações entre concentração de clorofila-a, obtidas em campo, e a reflectância de sensoriamento remoto, obtida em campo por sensores portáteis;
- Avaliar o uso potencial de imagens de satélite na detecção do pigmento clorofila-a;
- Avaliar as relações entre concentração de clorofila-a e a refletância de superfície obtida a partir de produtos orbitais do sensor MODIS.
- Reconstruir da série temporal clorofila-a através de sensoriamento remoto e identificar regiões homogêneas de variabilidade de clorofila-a utilizando estatística multivariada.
- Avaliar a relação causa-e-efeito entre forçantes naturais e antrópicas e a variabilidade espaço-temporal da clorofila-a utilizando estatística multivariada.
- Identificar a evolução do estado trófico no sistema durante o período de monitoramento por satélite.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 PROCESSOS RELACIONADOS À VARIABILIDADE ESPAÇO-TEMPORAL DO FITOPLÂNCTON

3.1.1 Considerações gerais

O fitoplâncton, popularmente conhecido como algas, é definido como o conjunto de organismos aquáticos microscópicos que possuem capacidade fotossintética e não dispõem de movimentos próprios de locomoção suficientes para vencer o movimento natural das águas (ESTEVES, 1998). Além de constituir a base da cadeia alimentar dos ecossistemas aquáticos, servindo como fonte de energia para organismos em níveis tróficos superiores, o fitoplâncton é responsável pela produção do oxigênio necessário para sobrevivência de várias comunidades do meio aquático (REYNOLDS, 1994).

A composição específica e a densidade das comunidades fitoplanctônicas podem variar no espaço e no tempo. Em geral, as variações quantitativas e qualitativas das espécies de fitoplâncton são mais significativas em ecossistemas aquáticos localizados em regiões temperadas devido à maior amplitude climática sazonal nesta região em relação à região tropical e subtropical (ZALOCAR DE DOMITROVIC; ASSELBORN; CASCO, 1998). Com relação ao espaço, o fitoplâncton apresenta grande distribuição tanto ao longo da coluna d'água como no plano horizontal, dependendo, sobretudo, da disponibilidade de luz, temperatura e de nutrientes inorgânicos disponíveis na água. Além destes fatores que influenciam a produtividade primária do fitoplâncton, Esteves (1998) e (BECKER, 2002) indicam outros fatores que também podem influenciar a distribuição vertical e horizontal do fitoplâncton, tais como: (a) densidade específica dos organismos; (b) herbivoria; (c) seiches internas (ondas paradas); (d) fluxo da água (hidrodinâmica); (e) bentos; (f) ondas; (g) turbidez.

3.1.2 Aspectos relacionados à eutrofização

A eutrofização é um processo normalmente de origem antrópica, ou raramente de ordem natural, tendo como principal característica o aumento gradativo da concentração de nutrientes inorgânicos e de matéria orgânica em ambientes aquáticos. O principal fator que contribui com o desenvolvimento deste processo é o aporte externo (alóctone) de nutrientes e de matéria orgânica proveniente do lançamento

de efluentes domésticos, agrícolas e industriais, os quais são diretamente despejados ou drenados em direção aos corpos hídricos.

A quantidade excessiva de nutrientes inorgânicos dissolvidos na água (e.g. ortofosfato, nitrato e amônio), induz a multiplicação exagerada do fitoplâncton (o que se costuma chamar floração de algas ou *bloom*, em inglês), sobretudo nas camadas superficiais do corpo hídrico, onde existe mais disponibilidade de luz e de temperatura. Esta alta produtividade fitoplanctônica nas camadas superficiais promove uma redução da taxa fotossintética e um aumento da concentração de matéria orgânica nas camadas inferiores, ocasionando uma redução da concentração de oxigênio dissolvido que pode ser insuficiente para atender a demanda respiratória dos organismos aquáticos aeróbios (tais como, zooplâncton, crustáceos, moluscos, peixes e mamíferos aquáticos). Condições anóxicas restringem a degradação da matéria orgânica por decompositores anaeróbios, liberando toxinas que agravam, ainda mais, a situação dos ambientes afetados, comprometendo toda a cadeia alimentar e alterando a qualidade da água.

Os principais problemas relacionados à eutrofização são (FRAGOSO JR; FERREIRA; DA MOTTA MARQUES, 2009):

- Redução da diversidade biológica e do desenvolvimento de plantas aquáticas submersas, uma vez que o desenvolvimento intensivo de algas se espalha por toda a superfície da água, impedindo a penetração da luz nas camadas inferiores;
- Condições anaeróbias no fundo do corpo d'água e no corpo d'água como um todo. O aumento da produtividade do corpo d'água causa uma elevação da concentração de bactérias heterotróficas, que se alimentam da matéria orgânica das algas e de outros microrganismos mortos, consumindo oxigênio dissolvido do meio líquido. No fundo do corpo d'água predominam condições anaeróbias, devido à sedimentação da matéria orgânica, e à reduzida penetração do oxigênio a estas profundidades, bem como à ausência de fotossíntese (ausência de luz);
- Liberação de toxinas para o meio aquático. Algumas espécies de fitoplâncton do grupo das cianobactérias produzem toxinas. Estas toxinas podem causar a morte de outras espécies aquáticas. Os moluscos e os crustáceos acumulam toxinas quando consomem o fitoplâncton e estas toxinas podem, então, passar para os humanos quando os consomem. Essas toxinas, quando ingeridas em pequenas concentrações, causam desarranjos, problemas gástricos e dermatites, quando em contato. No entanto, uma grande parcela das toxinas produzidas pelas cianobactérias (e.g. Microcystis sp., Cilindropenopsis, Anabaena sp., etc) tem propriedades hepato e neurotóxicas, podendo ocasionar a falência de órgãos internos (fígado) e colapso do sistema nervoso central em grandes mamíferos (CARMICHAEL, 1994).

- Eventuais mortandades de peixes. A mortandade de peixes pode ocorrer em função de condições anaeróbias (já comentada acima) e toxicidade por amônia. Em condições de pH elevado (freqüentes durante os períodos de elevada fotossíntese), a amônia apresenta-se em grande parte na forma livre (NH_3), tóxica aos peixes, ao invés da forma ionizada (NH_4^+), não tóxica;
- Maior dificuldade e elevação nos custos de tratamento da água. A presença excessiva de algas afeta substancialmente o tratamento da água captada no lago ou represa, devido à necessidade de remoção da própria alga, remoção de cor, remoção de sabor e odor, maior consumo de produtos químicos e lavagens mais freqüentes dos filtros, e
- Problemas com o abastecimento de águas utilizadas na indústria. Elevação dos custos para o abastecimento de água industrial devido a razões similares às anteriores, e também aos depósitos de algas nas águas de resfriamento.

Com relação à formação e distribuição espacial do fitoplâncton em um evento de floração, pode-se dizer que este organismo é controlado por dois mecanismos (LUCAS et al., 1999a;1999b): (a) mecanismos locais (altura da coluna d'água, disponibilidade de luz, temperatura, concentrações de nutrientes, predação por zooplâncton e bentos), os quais determinam o equilíbrio entre produção e perda para uma coluna d'água em uma posição espacial particular (i.e. controlam a possibilidade de que uma floração ocorra), e (b) mecanismos relacionados ao transporte, os quais governam a distribuição da biomassa (i.e. controlam onde uma floração de algas ocorre e se é possível acontecer).

Os ecossistemas aquáticos podem classificados em níveis de, dependendo das condições de produtividade biológica e de nutrientes em (CARLSON, 1977; LAMPARELLI, 2004):

- Ultraoligotrófico – corpos d'água limpos, de produtividade muito baixa e concentrações insignificantes de nutrientes que não acarretam em prejuízos aos usos da água;
- Oligotrófico - corpos d'água limpos, de baixa produtividade, em que não ocorrem interferências indesejáveis sobre os usos da água, decorrentes da presença de nutrientes;
- Mesotrófico – corpos d'água com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos;

- Eutrófico – corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, com redução da transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água decorrentes do aumento da concentração de nutrientes e interferências nos seus múltiplos usos;
- Supereutrófico – corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, de baixa transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem com frequência alterações indesejáveis na qualidade da água, como a ocorrência de episódios florações de algas, e interferências nos seus múltiplos usos;
- Hipereutrófico – corpos d'água afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado nos seus usos, associado a episódios florações de algas ou mortandades de peixes, com consequências indesejáveis para seus múltiplos usos, inclusive sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas.

3.2 MONITORAMENTO DE CLOROFILA-A EM ÁGUAS CONTINENTAIS ATRAVÉS DE SENSORIAMENTO REMOTO

A concentração de clorofila-a (Chl-a), pigmento presente no fitoplâncton, é comumente o parâmetro mais utilizado no sensoriamento remoto da qualidade da água, principalmente por sua importância na determinação do estado trófico das águas (MATTHEWS, 2011). Ela atua como um índice para a concentração de fitoplâncton e, portanto, é uma componente importante na determinação de produtos secundários, como, por exemplo, a produção primária (MATTHEWS, 2011).

3.2.1 Sensoriamento Remoto da cor da água

O objetivo de sensoriamento remoto da cor da água é obter informações quantitativas sobre os tipos de substâncias presentes na água e sobre as suas concentrações, a partir de variações na forma espectral e magnitude do sinal da cor da água (IOCCG, 2000). No entanto, o sinal detectado remotamente pelo sistema sensor passivo é formado por contribuições tanto da luz emergente do interior da água, como também da luz espalhada pela atmosfera e da luz refletida na própria superfície da água. O sinal emergente da água é efeito de um conjunto de processos de absorção e de espalhamento da luz que ocorrem no interior da coluna d'água (**Figura 1**).

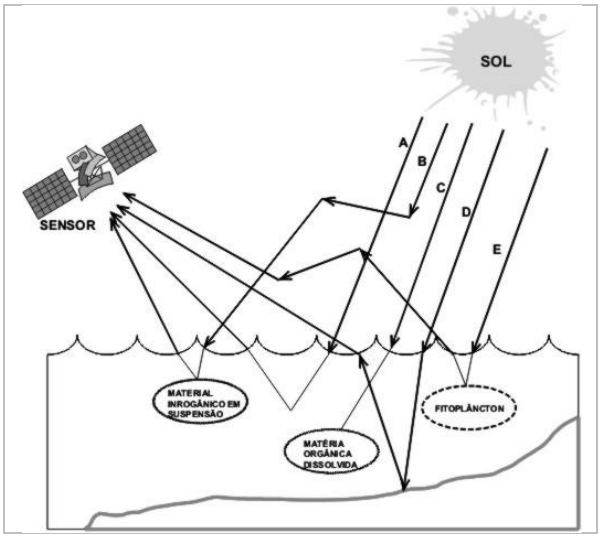


Figura 1 – Fatores que influenciam a luz emergente que deixa o corpo d'água. (A) Retroespalhamento pelas moléculas de água; (B) Retroespalhamento pelo material inorgânico em suspensão; (C) Absorção pela matéria orgânica dissolvida; (D) Reflexão do fundo; (E) Retroespalhamento pelo fitoplâncton. Fonte: Kampel e Novo (2005) adaptado de IOCCG (2000).

3.2.2 Comportamento espectral da água e dos seus constituintes

Na água pura (caso houvesse apenas moléculas de água no meio), a absorção da radiação é muito pequena e vai até os 550 nm. Esta absorção aumenta gradativamente na região do visível e se intensifica no infravermelho próximo. Já o espalhamento na água pura decresce exponencialmente com o inverso da quarta potência do comprimento de onda (λ^{-4}) (**Figura 2**).

Em águas naturais, outras três substâncias opticamente ativas interferem na resposta espectral da água, são elas: fitoplâncton, material particulado em suspensão (orgânico e inorgânico) e carbono orgânico dissolvido colorido (IOCCG, 2000).

Com relação ao fitoplâncton os pigmentos fotossintetizantes são dependentes das espécies de algas que compõem a população de fitoplâncton e do seu estado fisiológico, conseqüentemente, eles variam no tempo e espaço (MUYLAERT et al., 2000). Em geral, os pigmentos fotossintetizantes utilizam principalmente a radiação da faixa do azul (400 a 500 nm) e do vermelho (600 a 700 nm) para o processo de fotossíntese, dessa maneira apresentam maior absorção nessas faixas. Com relação ao pigmento clorofila-a, ele possui dois picos de absorção, um no azul, em torno de 440 nm, e outro no vermelho, em torno de 685 nm, correspondente à fluorescência da clorofila-a (KIRK, 1994);

A presença de material particulado não algal em suspensão (*NAP*) em ambientes continentais é resultado de processos de erosão, transporte e deposição que ocorrem na bacia hidrográfica de contribuição (MARTINEZ et al., 2015). O material particulado é responsável pelo aumento da reflectância na região do visível e do *NIR*, conferindo um sinal que, muitas

vezes, apresenta dominância em relação aos outros componentes opticamente ativos (MENEZES, 2013). Além disto, a reflectância espectral das partículas em suspensão na água é uma função não apenas da quantidade de material presente, mas também do tipo de material (argila, areia). Segundo Jensen (2009), os comprimentos de onda do visível entre 580 e 690 nm fornecem mais informações sobre o tipo de sólidos em suspensão na superfície da água, enquanto a região do infravermelho próximo (entre 714 e 880 nm) pode ser usada para determinar a quantidade de sólidos suspensos na superfície da água.

Já a concentração das substâncias orgânicas dissolvidas presentes nos corpos de água é função da atividade fotossintética do fitoplâncton (autóctone) ou de materiais terrestres provenientes de processos de decomposição (alóctone). Por conferirem uma coloração amarelada na coluna d'água, são denominadas na literatura por *CDOM* (Colour Dissolved Organic Matter) e podem ser quantificadas pela presença de Carbono Orgânico Dissolvido (*COD*). A absorção por *CDOM*, geralmente referenciada em 440 nm, decresce exponencialmente no sentido dos comprimentos de onda mais longos de modo que seus efeitos sejam normalmente insignificantes a partir do comprimento de onda em torno de 550 nm (MATTHEWS, 2011).

A **Figura 2** apresenta um exemplo do coeficiente de absorção total da água em um ambiente continental, bem como as parcelas de absorção individuais de cada substância anteriormente citada.

A maior parte do oceano consiste em águas do Caso 1 (MOREL, A.; PRIEUR, 1977) em que o fitoplâncton é o principal componente opticamente significativo, uma vez que *CDOM* e o material em suspensão são associados ao próprio fitoplâncton (tamanho das células e processos de decomposição). Em lagos húmicos e em regiões costeiras que recebem contribuição significativa de rios com elevada matéria orgânica dissolvida, o *CDOM* é muitas vezes o principal componente. No entanto, na maioria das águas do Caso 2 (MOREL, A.; PRIEUR, 1977) - litorâneas, águas rasas, muitas vezes com descarga de rio turvo – o fitoplâncton, o *CDOM* e os sedimentos suspensos contribuem significativamente para o caráter óptico da água.

Portanto, a estimativa da concentração de clorofila-a em águas continentais a partir de dados de sensoriamento remoto requer o desenvolvimento de algoritmos com máxima sensibilidade à concentração de clorofila-a e mínima sensibilidade à concentração dos demais constituintes opticamente ativos presentes na água (GURLIN et al., 2011).

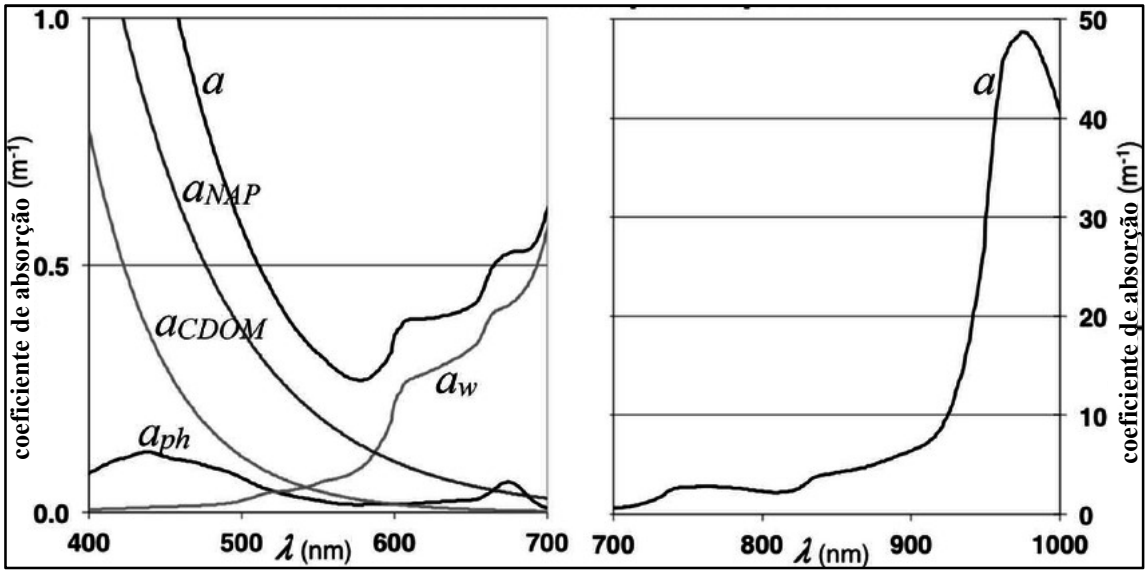


Figura 2 – Coeficientes de absorção total da água (*a*) em função do comprimento de onda e as parcelas individuais que o compõe em um ambiente de túrbido e produtivo: água pura (a_w), dos pigmentos do fitoplâncton (a_{phy}), do material particulado não algal em suspensão (a_{NAP}), da matéria orgânica dissolvida colorida (a_{CDOM}).

3.2.3 Propriedades ópticas da água

As propriedades óticas da água podem ser divididas em dois grupos: as propriedades óticas aparentes, POAs, e as propriedades óticas inerentes, POIs (IOCCG 2000). As propriedades ópticas aparentes são aquelas que dependem das substâncias presentes no meio e variam com a distribuição angular do campo de luz (ex, reflectância de sensoriamento remoto, R_{rs}, coeficiente de atenuação difusa, *K*). Já as propriedades ópticas inerentes são aquelas que dependem exclusivamente do tipo e concentração das substâncias presentes no meio, não sendo influenciadas pela distribuição angular do campo de luz incidente (ex, coeficientes de absorção, *a*, e espalhamento, *b*) (OGASHAWARA; MISHRA; GITELSON, 2017).

As POIs são facilmente definíveis, mas podem ser extremamente difíceis de quantificar. Já as POAs são geralmente mais fáceis de medir, mas há problemas na interpretação entre a causa da sua dependência e os fatores ambientais presentes (MENEZES, 2013).

A POA mais utilizada no sensoriamento remoto em águas continentais é a reflectância de sensoriamento remoto, R_{rs}, definida como (MOBLEY, 1994):

$$R_{rs} = \frac{L_w}{E_d} \qquad (1)$$

onde L_w (sr^{-1}) é a radiância ascendente que deixa a superfície da água ($W.m^{-2}.sr^{-1}$) e E_d é a irradiância descendente que atinge a superfície da água ($W.m^2$). Com relação as POIs, o coeficiente de absorção, *a*, é mais amplamente utilizado uma vez que a medição do

retroespalhamento ainda requer equipamentos mais precisos e validados para águas continentais (OGASHAWARA et al., 2017).

3.2.4 Relação entre R_{sr} e POIs

As concentrações e distribuição de partículas orgânicas e inorgânicas e de substâncias dissolvidas na água afetam diretamente a $R_{rs}(\lambda)$, em diferentes comprimentos de onda, λ, da seguinte forma (GONS, 1999):

$$R_{rs}(\lambda) = \frac{f(\lambda)}{\mathrm{Q}(\lambda)} \frac{b_b(\lambda)}{a(\lambda) + b_b(\lambda)} \quad (2)$$

onde $f(\lambda)$ descreve a sensibilidade da reflectância a variações no ângulo zenital solar (MOREL, ANDRÉ; GENTILI, 1993), Q(λ) expressa as propriedades bidirecionais da reflectância; $a(\lambda)$ e $b_b(\lambda)$ são os coeficientes de absorção e retroespalhamento totais provocados pela água e pelos seus constituintes.

O coeficiente de absorção total, a, é a soma dos coeficientes de absorção dos pigmentos do fitoplâncton (a_{phy}), entre eles a clorofila-a, do material particulado não-algal (a_{NAP}), da matéria orgânica dissolvida colorida (a_{CDOM}) e da própria água pura (a_{water}) (GITELSON, A. et al., 2008):

$$a = a_{phy} + a_{NAP} + a_{CDOM} + a_{water} \quad (3)$$

Já o coeficiente total de retroespalhamento, b_b, é comumente obtido através de duas maneiras (OGASHAWARA et al., 2017). Uma das formas é através da soma dos coeficientes de retroespalhamento da luz provocado pela água ($b_{b,water}$) e por partículas em suspensão na água ($b_{b,particles}$), respectivamente (LE; HU; ENGLISH; CANNIZZARO; CHEN; KOVACH; et al., 2013; TZORTZIOU et al., 2007):

$$b_b = b_{b,water} + b_{b,particles} \quad (4)$$

A segunda maneira utiliza a seguinte equação (GORDON; MOREL, 1983):

$$b_b(\lambda) = b_{b,water}(\lambda) + b_{b,particles}(\lambda) \left(\frac{\lambda_i}{\lambda}\right)^{\eta} \quad (5)$$

onde λ_i é o comprimento de onda de interesse e η é conhecido como expoente de Angström relacionado a distribuição dos tamanhos das partículas (ver detalhes em GEGE (2017)).

Como os valores de a_{water} e $b_{b,water}$ são considerados constantes (MOREL, A., 1974; POPE; FRY, 1997; SMITH; BAKER, 1981), o desafio, desta forma, é identificar a contribuição dos demais componentes opticamente ativos (isto é, a_{NAP} , a_{CDOM} e $b_{b,particles}$) para quantificar a clorofila-a a partir de dados multiespectrais.

3.2.5 Modelos Bio-ópticos para estimativa de clorofila-a

Os modelos ou algoritmos bio-ópticos são baseados em medições radiométricas (irradiância descendente solar, radiância do céu) ou POIs e POAs (OGASHAWARA et al., 2017). O termo bio-óptico é utilizado para representar uma medida do efeito total dos processos biológicos sobre as propriedades ópticas das águas em ambientes naturais (KAMPEL; NOVO, 2005).

Existem dois tipos de abordagem bio-óptica para obtenção de informações quantitativas de substâncias presentes na água (Matthews 2011): a modelagem progressiva (*forward models*) e a modelagem inversa (*inverse models*). A progressiva utiliza as POIs, obtidas por modelos bio-ópticos e uma aproximação da equação de transferência radiativa, para obtenção da reflectânia de sensoriamento remoto, R_{rs}, que é uma POA. Já os modelos de inversão, são utilizados para determinar as concentrações de constituintes opticamente ativos (ou as POIs) a partir da reflectância medida por satélite ou de medições da R_{rs} em campo.

Em virtude do grande número de pesquisas recentes nessa "nova" área de estudo e da dificuldade em se encontrar uma terminologia adequada para os diversos tipos de modelos, dificultando inclusive a comparação entre eles, Ogashawara (2015) propôs uma descrição da terminologia de classificação dos algoritmos bio-ópticos mais comumente utilizados. A **Figura 3** apresenta o fluxograma da classificação realizada em função da formulação utilizada no modelo e do objetivo a ser atingido na modelagem. A descrição de cada classe é apresentada na sequência.

Os algoritmos *empíricos* utilizam apenas relações estatísticas entre dados radiométricos, obtidos em campo ou por imagem de satélite, e concentrações dos constituintes da água, obtendo a melhor correlação entre eles. Os s*emi-empíricos* também utilizam as relações estatísticas para correlacionar R_{rs} e a concentração dos constituintes opticamente ativos, porém, na sua formulação levam em conta as feições espectrais específicas da absorção e espalhamento dos constituintes da água que governam a reflectância. Geralmente o objetivo destes modelos é a determinação de concentrações de constituintes da água.

Os algoritmos *semi-analíticos* utilizam a inversão das equações de transferência radiativa para obter relações entre POAs e POIs, utilizando para isto métodos analíticos e empíricos. Nesses modelos o coeficiente de absorção e retroespalhamento totais são determinados pela soma dos coeficientes de cada constituinte, com exceção do *CDOM* para o retroespalhamento (Equações 3 e 4). Já os *quase-analíticos* diferenciam-se dos semi-analíticos no método de determinação dos coeficientes totais de absorção e retroespalhamento. O

coeficiente de absorção total é determinado diretamente pela R_{rs} e as parcelas individuais de absorção são obtidas através da sua decomposição. Já o retroespalhamento é geralmente determinado pela Equação 5. A saída destes modelos são POIs validadas a partir da medições de POIs obtidas por métodos analíticos em amostras de água. Os modelos puramente *analíticos* utilizam apenas as propriedades físicas dos constituintes da água.

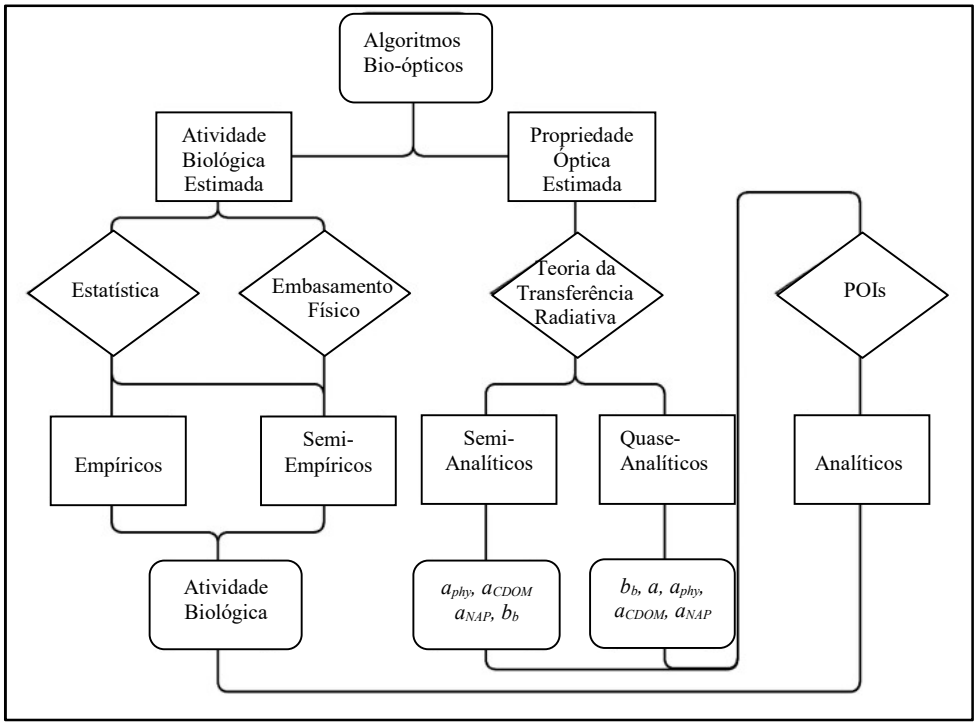


Figura 3 – Fluxograma da classificação de modelos bio-ópticos. Fonte: adaptado de Ogashawara (2015).

Segundo Ogashawara et al.(2017), o primeiro modelo bio-óptico foi desenvolvido por GORDON; BROWN; JACOBS (1975), aplicado em águas oceânicas, para relacionar as POAs com as POIs através da utilização do método de simulação de Monte Carlo nas equações de transferência radiativa (GEGE, 2017). Desde então, vários modelos bio-ópticos vem sendo desenvolvidos e aplicados em águas oceânicas (HU; LEE; FRANZ, 2012a; O'REILLY et al., 1998), costeiras (MISHRA; MISHRA, 2012; ROCHELLE-NEWALL et al., 2011) e continentais (DALL'OLMO, GIORGIO et al., 2005; LE et al., 2009; LINS, C. R. et al., 2017; XIE et al., 2015).

Em águas continentais, este tipo de modelagem se intensificou após o lançamento de sensores mais adaptados à complexidade óptica dessas águas (a partir da inclusão de novas bandas radiométricas com melhores resoluções espectrais), ao tamanho reduzido desses ambientes (com resoluções espaciais maiores que 1 km), e à caracterização da variabilidade temporal resultante de diversas interações dinâmicas entre fatores físicos e biológicos (com maior frequência temporal na aquisição de imagens). Notadamente, o lançamento dos sensores Terra- e Aqua-MODIS e Envisat MERIS em 1999 e 2002, respectivamente, que

disponibilizaram imagens gratuitas, tiveram grande importância no crescente número de pesquisas nesse tipo de ambiente (TYLER et al., 2016). Uma revisão da aplicabilidade desses modelos em águas opticamente complexas pode ser encontrada em MATTHEWS (2011), ODERMATT et al. (2012) e OGASHAWARA et al. (2017).

No Brasil, a abordagem bio-óptica mais comumente adotada em águas continentais para determinação das concentrações de clorofila-a tem sido a empírica e a semi-empírica, correlacionando as concentrações de clorofila-a medidas em campo com dados radiométricos coletados diretamente das imagens de satélites (LOPES et al., 2015; MUNAR; et al., 2015; OLIVEIRA; et al., 2016) ou, também, com dados hiperespectrais medidos diretamente em campo (AUGUSTO-SILVA et al., 2014; LINS, C. R. et al., 2017; OGASHAWARA et al., 2014; VALERIO;; KAMPEL;; STECH, 2011; VENTURA, 2013; WATANABE et al., 2015).

Porém constata-se a carência deste tipo de abordagem em pesquisas nacionais e internacionais localizadas em zonas de transição, principalmente em áreas estuarinas tropicais, visto que, cada tipo de ambiente requer uma modelagem própria, pois apresenta contribuições bio-ópticas singulares uma vez que possuem características físico-químicas e biológicas particulares.

3.2.6 Uso do sensor MODIS para monitoramento de clorofila-a em ambientes aquáticos continentais

Vários estudos têm demonstrado com sucesso que técnicas de sensoriamento remoto aplicadas ao sensor MODIS podem ser usadas para aquisição de indicadores de qualidade de água (CHAVULA et al., 2009; DALL'OLMO, GIORGIO et al., 2005; HU et al., 2004) e geração de séries temporais (BERGAMINO et al., 2010; EL HOURANY et al., 2017; KIM et al., 2017; LE; HU; ENGLISH; CANNIZZARO; CHEN; FENG; et al., 2013; ZHANG et al., 2017), complementando o monitoramento em campo de clorofila-a em corpos d'água continentais (OGASHAWARA et al., 2014; VALERIO; et al., 2011; VENTURA, 2013).

O MODIS é o principal instrumento a bordo dos satélites Terra (lançado em dezembro de 1999) e Aqua (lançado em Maio de 2002). Este sensor foi projetado para satisfazer os requerimentos de três campos de estudos diferentes: atmosfera, oceano e terra, com bandas de resolução espectral e espacial selecionadas para o conhecimento de diferentes necessidades observacionais e para oferecer uma cobertura global quase diariamente (JUSTICE et al., 2002).

O sensor MODIS possui uma resolução radiométrica de 12 bits, em 36 bandas espectrais contidas no intervalo de 0,4 a 14,4 μm do espectro eletromagnético. Duas bandas são adquiridas na resolução de 250 m (canais do vermelho e infravermelho próximo), outras cinco bandas na resolução de 500 m (entre elas uma no azul e uma no verde) e as demais 29 bandas em 1 km. Este sensor possui um intervalo quase diário para a revisita de uma área (horário de passagem no Equador é às 10:30h, Terra, e às 13:30h no satélite Aqua), o que lhe confere uma grande capacidade de observação de dinâmicas ecológicas tanto terrestres, quanto aquáticas. Com isto, dispõe de uma ampla cobertura espacial tendo capacidade, por exemplo, de medir o percentual da superfície do planeta coberto por nuvens em quase todos os dias (ANDERSON et al., 2003). As especificações técnicas deste sensor estão dispostas na Tabela 1.

Tabela 1 – Especificações técnicas do sensor MODIS. Fonte: Adaptada de ANDERSON et al. (2003).

Órbita	705 Km, síncrona com o Sol, polar; 10:30 descendente; 13:30 ascendente
Alcance Espectral	0.4-14.4 μm
Cobertura Espectral	± 55°, 2330 km em fileira (“scans” contínuos em nadir no equador)
Resolução Espacial	250 m (2 bandas), 500 m (5 bandas), 1000 m (29 bandas) em nadir
Precisão Radiométrica	5% Absoluto, < 3 μm; 1% Absoluto, > 3 μm; 2% de reflectância
Cobertura de repetição	Diária, a norte da latitude 30º e a cada dois dias, para latitudes inferiores a 30º
Quantização	12 bits
Período de dados	2000 – Atualmente

Os produtos MODIS estão disponíveis gratuitamente e podem ser adquiridos através de diversos sites, porém, o endereço oficial para a aquisição destes dados é: http://edcimswww.cr.usgs.gov/pub/imswelcome/. Estes produtos são gerados, em um determinado nível hierárquico, como (JUSTICE et al., 2002):

- Nível 0 – este nível retrata a imagem em seu estado bruto, sem tratamento de espécie alguma. Não é disponível ao usuário, não constando, portanto, das listas de produtos padrões do sensor MODIS.
- Nível 1 (1A): contém uma base de dados de 36 canais do MODIS sendo, utilizado como dado de entrada para geolocalização, calibração e processamento. Indicadores de qualidade são adicionados aos dados para indicar a perda ou pixels ruins. Medidas

no visível, infravermelho próximo e médio são feitas apenas durante o dia, enquanto que as medidas na faixa do infravermelho termal são feitas tanto de dia, quanto de noite.

- Nível 1 (1B): os produtos contém os dados de calibração e geolocalização para as 36 bandas geradas pelo nível 1A. As radiâncias são em W/(m^2.μm.sr). Em adição, o BRDF (reflectância bidirecional) pode ser determinado para bandas reflectivas solares (1-19, 26) através do conhecimento da irradiação solar (por exemplo, determinação de dados MODIS e a geometria de iluminação do alvo). Dados adicionais são fornecidos, incluindo as estimativas de qualidade, de erro e dados de calibração.
- Nível 2: os produtos deste nível são derivados de radiâncias calibradas de prévios produtos MODIS. Os produtos conhecidos como nível 2G (L2G) são gerados a partir de um conjunto de dados de um simples dia do nível 2, reorganizados e armazenados em uma grade baseada na Terra (*earth-based grid*), preservando todas as amostras dos dados originais do nível 2. Cabe salientar que, a menor quantidade de dados processados em um determinado período é definida nos níveis 1 e 2 como granular (granule) e correspondem à aproximadamente 5 min. de imageamento. O MODIS imagea 288 "grânulos" a cada 24 h, sendo sua cobertura equivalente a uma área aproximada de 2340 km (*acrosstrack*) por 2030 km (*along-track*).
- Nível 3: neste nível os produtos são espacialmente reamostrados e temporalmente compostos para produzir uma simples estimativa das variáveis geofísicas para cada grade de localização. As escalas de tempo dos produtos destes níveis variam de um simples dia para um ano inteiro.
- Nível 4: os produtos deste nível são gerados pela incorporação dos dados MODIS em modelos para se estimar as variáveis geofísicas.

Esse processamento das imagens MODIS permite que elas sejam corrigidas "radiometricamente" e convertidas para imagens de reflectância na superfície, permitindo assim a geração de séries temporais de imagens com menor dependência da variação de condições atmosféricas e da geometria de visualização (KAMPEL; NOVO, 2005). O produto de reflectância da superfície tem sido indicado para estudos dos sistemas aquáticos continentais (MENEZES, 2013). Existem dois tipos de produtos de reflectância da superfície, com resolução de 500 m: uma para o satélite Terra (MODIS/Terra Surface Reflectance 8-Day L3 Global MOD09A1) e outra para o satélite Aqua (MODIS/Aqua Surface Reflectance 8-Day L3 Global MYD09A1). Estes produtos possuem sete bandas distribuídas na região do visível

e infravermelho (0,648 μm; 0,858 μm; 0,470 μm; 0,555 μm; 1,240 μm; 1,640 μm; 2,130 μm). Essas imagens possuem também bandas de qualidade trazendo informações sobre o ângulo zenital de visada, o ângulo zenital do sol, o azimute relativo, a presença de nuvens ou de sombra das nuvens e a presença de aerossóis.

3.3 DETECÇÃO DA VARIABILIDADE ESPAÇO-TEMPORAL DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS UTILIZANDO TÉCNICAS ESTATÍSTICAS MULTIVARIADAS

As técnicas estatísticas multivariadas (CRESSIE; WIKLE, 2011; LATTIN; CARROLL; GREEN, 2011) podem ser utilizadas no pós-processamento de imagens para identificar padrões temporais e/ou espaciais do comportamento do fitoplâncton em corpos d'água (BLONDEAU-PATISSIER et al., 2014; NETO et al., 2015). BIERMAN et al. (2011) descreveram algumas técnicas estatísticas univariadas e multivariadas que podem ser aplicadas aos dados de qualidade da água.

Em geral os principais objetivos das técnicas estatísticas multivariadas são: (a) reduzir a dimensão de interpretação de uma matriz de dados, reduzindo ao máximo as variáveis envolvidas, porém conservando ao máximo as informações contidas nos dados originais; (b) investigar o comportamento espacial e temporal das variáveis consideradas, e (c) obter grupos homogêneos das variáveis.

Dentre as técnicas estatísticas multivariadas existentes, destacaremos aqui a Análise de Componentes Principais e a Análise de Agrupamento, utilizadas com sucesso na avaliação de grupos homogêneos e análise da variabilidade de clorofila-a em águas costeiras (BIERMAN et al., 2011; BLONDEAU-PATISSIER et al., 2014), mas ainda pouco aplicadas em águas continentais como, por exemplo, visto em NASCIMENTO; KAMPEL; MOLLERI (2009) e MARTINEZ et al. (2015). Além destas, será abordado o método de Análise de Correlação Canônica (ACC) que tem sido utilizado em outras áreas do conhecimento (UVO; GRAHAM, 1998), porém ainda é pouco explorada para estabelecimento de relações causa-e-efeito na área do sensoriamento remoto de águas continentais (NETO et al., 2015). A seguir, essas técnicas serão revisadas para fornecer informações sobre como elas podem ser utilizadas para tirar conclusões de dados de qualidade da água obtidos por imagem de satélite.

3.3.1 Análise de Componentes Principais

A Análise de Componentes Principais (ACP) é um método de re-expressão dos dados multivariados (através de combinações lineares das variáveis originais) de modo que as primeiras poucas dimensões geradas (chamadas de *componentes*) expliquem o maior número

possível das informações contidas nos dados originais. Essa redução de dimensões facilita a visualização e análise dos dados multivariados.

Desta forma, a ACP tem grande aplicabilidade nos dados de sensoriamento remoto, uma vez que pode ser utilizada: (a) para reduzir o volume de grandes conjuntos de dados, conservando a maioria da informação da imagem; (b) para extrair uma série de dados não correlacionados de imagens multispectral ou hiperespectral; (c) para aprimorar os recursos de interpretação das imagens. A seguir, será apresentada uma síntese do método, baseado na descrição feita por Lattin et al.(2011) e Tino (2005).

Quando se têm duas variáveis altamente correlacionadas, $x_1 \cong x_2$, (**Figura 4**a), a informação contida nestas variáveis pode ser condensada em apenas um eixo (**Figura 4**b), calculando as novas coordenadas através da equação:

$$x_p = \sqrt{x_1^2 + x_2^2} \qquad (6)$$

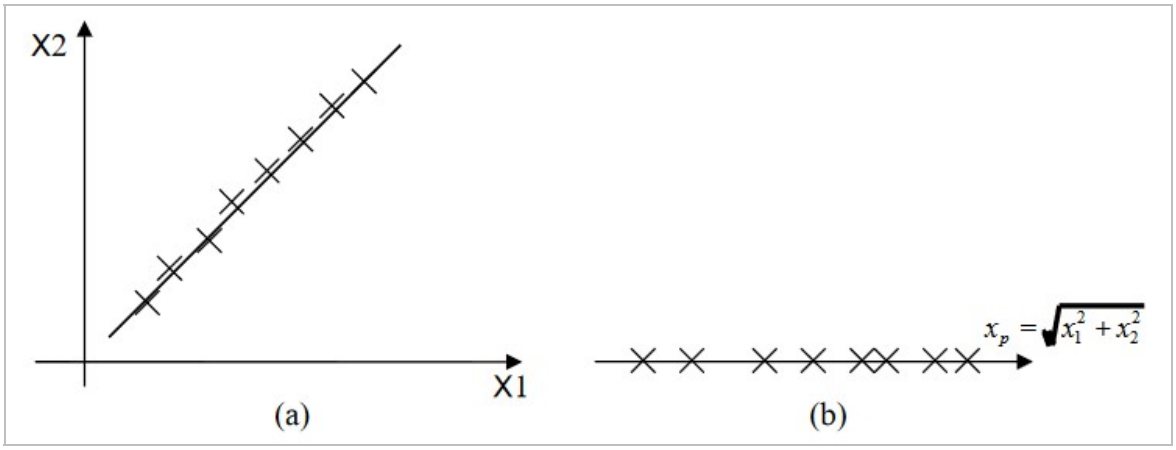


Figura 4 – (a) a reta, $x_1 = x_2$ é a direção do primeiro componente principal; (b) Os dados originais, projetados no eixo do primeiro componente principal. Fonte: Tino (2005).

Porém, quando estas duas variáveis não são bem correlacionadas (ver **Figura 5**a), é possível calcular uma mudança de eixos (**Figura 5**b) de modo que o primeiro eixo (primeiro componente) contenha a maior variação ou dispersão possível existente no conjunto original dos dados (**Figura 5**c), o segundo eixo (segundo componente) contenha a maior variação restante (**Figura 5**d) e assim por diante, até que toda a variação dos dados seja representada, no caso geral quando há *p* variáveis.

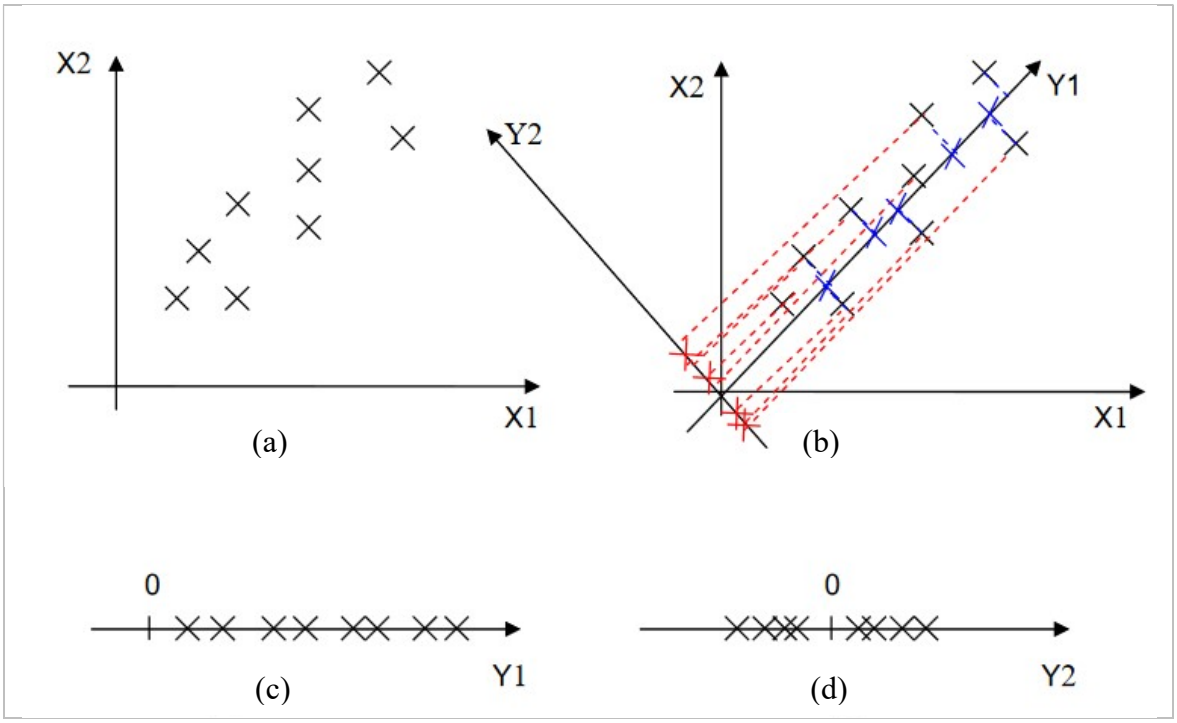


Figura 5 – (a) dados originais nas coordenadas x_1 e x_2; (b) eixos das componentes principais y_1 e y_2; (c) primeira componente principal "contendo" ou "explicando" a maior parte da variação nos dados; (d) segunda componente principal, explicando uma variação menor nos dados originais. Fonte: adaptado de Tino (2005).

Matematicamente, a ACP se resume ao cálculo dos autovalores e seus correspondentes autovetores de uma matriz de variâncias – covariâncias, ou matriz de correlações, a partir de uma combinação linear das variáveis originais com máxima variância. Ou seja, considere-se que:

- $X = [X_1, X_2,..., X_p]$, sejam as variáveis originais padronizadas (normalizada de forma que as variáveis tenham média zero e variância unitária);
- $u = (u_1, u_2,..., u_p)$', o vetor (autovetor) que controla os pesos usados para formar uma combinação linear de X, e
- $Z = [Z_1, Z_2,..., Z_3]$, a matriz das cargas dos componentes principais na direção *u,*

A meta é escolher *u* para maximizar a variância dos elementos de $Z = Xu$, logo:

$$var(Z) = \frac{1}{(n-1)} u'X'Xu \therefore var(Z) = u'R_{XX}u \qquad (7)$$

onde *n* é o número de valores contidos na variável X, e R_{XX} é a matriz de correlações das variáveis X. Para que não se chegue a uma variância infinita, limita-se o comprimento do vetor *u* a:

$$u'u = 1 \qquad (8)$$

A solução deste problema de otimização da variância, com esta limitação do comprimento do vetor, passa pela utilização do Langrangiano (considerando λ como multiplicador de Lagrange), tomando-se a derivada de primeira ordem. Com isto, é gerada

uma estrutura especial da equação conhecida como problema autovalor-autovetor, de modo que:

$$R_{XX}u = \lambda u \text{ ou } (R_{XX} - \lambda I)u = 0 \quad (9)$$

onde I é a matriz identidade. Portanto, a solução para o problema dos componentes principais é obtida a partir de uma decomposição de autovalor (λ) da matriz de correlação R_{XX}. Cada autovalor é igual à variância do componente principal Z_i. A soma das variâncias de todos os componentes principais é igual a *p*, número de variáveis da matriz X, e a proporção da variação explicada pelos primeiros componentes principais, *c*, é dada por:

$$\sum_{i-1}^{c} \frac{\lambda_i}{p} \quad (10)$$

Propositalmente o primeiro autovalor a ser determinado corresponderá à maior porcentagem da variabilidade total presente e assim sucessivamente, de modo que $\lambda_1 \geq \lambda_2 \geq .... \geq \lambda_p$.

3.3.2 Análise de Agrupamento

A Análise de Agrupamento (AA), também conhecida por análise de conglomerados ou análise de *cluster*, consiste em dividir um grande grupo de observações em grupos menores, de modo que cada observação em um grupo seja relativamente similar, e as observações em diferentes grupos sejam relativamente dessemelhantes.

Desta forma, a AA também tem grande aplicabilidade nos dados de sensoriamento remoto, uma vez que pode ser utilizada como técnica para tratar a heterogeneidade existente nos dados e, quando possível, encontrar os agrupamentos que ocorrem naturalmente nos dados originais (LINS, C. R. et al., 2017; MARTINEZ et al., 2015).

Vários são os métodos utilizados para o agrupamento, dentre eles podemos citar:

- Métodos *hierárquicos* – partem das observações individuais e prosseguem reunindo-as, geralmente utilizando como entrada alguma medida de proximidade (distância, dissimilaridade, densidade), resultando numa hierarquia de partições aninhadas (representadas graficamente pelo *dendograma*). No dendograma, o eixo vertical indica o nível de similaridade (ou dissimilaridade) e o eixo horizontal indica os elementos amostrais numa ordem conveniente, relacionada à história do grupo. As linhas verticais, partindo dos elementos amostrais, têm altura correspondente ao nível em que os elementos foram considerados semelhantes, isto é, a distância do agrupamento ou o nível de similaridade (MINGOTI, 2005). Dentre os diferentes modos de definição da proximidade entre os agrupamentos (ligação simples, ligação completa, ligação média,

ligação por densidade), o método de Ward aglomera os agrupamentos que levam à menor soma de quadrados (variância) dentro do agrupamento em cada etapa.

- Métodos de *partição* – dividem as observações em um número pré-determinado de sub-grupos não superpostos. Uma abordagem de partição muito utilizada é a K-means, que inicia com uma partição inicial, calcula os centróides de cada agrupamento na partição e depois atribui novamente os objetos ao agrupamento com o centróide mais próximo, até que a partição permaneça sem mudança.

É comum o uso da distância euclidiana, aplicada aos dados padronizados, para o cálculo da medida de proximidade nos métodos. A distância euclidiana é definida da seguinte maneira:

$$d_{ij} = \left[\sum_{k}(X_{ik} - X_{jk})\right]^{1/2} \tag{11}$$

onde d_{ij} é a distância euclidiana entre os objetos i e j.

3.3.3 Análise de Correlação Canônica

A Análise de Correlação Canônica (ACC) é um método para explicar a covariação entre dois conjuntos de variáveis múltiplas. Este método pode ser utilizado na análise de dependência para explicar a variação observada no conjunto de variáveis dependentes a partir de informações oriundas de um conjunto de variáveis independentes, através da maior correlação possível entre as combinações lineares de cada conjunto de variáveis múltiplas (LATTIN et al., 2011). Desta forma, assim como na análise de componentes principais, o método reduz a dimensionalidade dos dados originais facilitando a interpretação (UVO; GRAHAM, 1998).

Considerando-se dois conjuntos de variáveis múltiplas: $X = [X_1, X_2,..., X_p]$, com p variáveis, e $Y = [Y_1, Y_2,..., Y_q]$, com q variáveis, de modo que $p \leq q$, estamos interessados nas combinações lineares de cada conjunto de variáveis. Sendo Z uma combinação linear de X, ou seja, Z = Xu, e V uma combinação linear de Y, ou seja, V = Yw, obtém-se o par canônico (Zi, Vi), onde:

$$\begin{aligned} Z_1 &= u_{11}X_1 + u_{12}X_2 + \cdots + u_{1p}X_p \\ Z_2 &= u_{21}X_1 + u_{22}X_2 + \cdots + u_{2p}X_p \\ &\vdots \\ Z_p &= u_{p1}X_1 + u_{p2}X_2 + \cdots + u_{pp}X_p \end{aligned} \tag{12}$$

$$V_1 = w_{11}Y_1 + w_{12}Y_2 + \cdots + w_{1q}Y_q$$
$$V_2 = w_{21}Y_1 + b_{22}Y_2 + \cdots + w_{2q}Y_q$$
$$\vdots$$
$$V_p = w_{p1}Y_1 + w_{p2}Y_2 + \cdots + w_{pq}Y_q$$

O número máximo de pares de variáveis canônicas que podem ser extraídas é dado por p (lembrando que $p \leq q$). A correlação entre as variáveis canônicas, *correlação canônica*, é dada por:

$$r(U,V) = \frac{cov(Z,V)}{\sqrt{var(Z)var(V)}} \tag{13}$$

onde,

$$cov(U,V) = \frac{[U'V]}{(n-1)} = \frac{[u'X'Yw]}{(n-1)} = u'R_{XY}w \tag{14}$$

onde *n* corresponde ao número de valores contidos em cada variável X e Y, e Rxy é a matriz de correlação entre o conjunto dessas variáveis. Padronizando Z e V para que a var(Z) = 1 e a var(V) = 1, elimina-se o denominador da equação de correlação canônica (equação 13). Com isto, tem-se que:

$$var(U) = \frac{[Z'Z]}{(n-1)} = \frac{[u'X'Xu]}{(n-1)} = u'R_{XX}u = 1 \tag{15}$$

$$var(V) = \frac{[V'V]}{(n-1)} = \frac{[w'Y'Yw]}{(n-1)} = w'R_{YY}w = 1 \tag{16}$$

O problema se torna então escolher *u* e *w* para maximar $u'R_{XY}w$, sabendo-se que, $u'R_{XX}u = 1$ e $w'R_{YY}w = 1$. Assim como na análise de componentes principais, para resolver esse problema de maximização, recorre-se ao Langrangiano (usando-se, neste caso, α/2 e β/2 como multiplicadores de Lagrange):

$$L = u'R_{XY}w - \frac{\alpha}{2}(u'R_{XX}u - 1) - \frac{\beta}{2}(w'R_{YY}w - 1) \tag{17}$$

Derivando-se a equação acima em relação à *u* e igualando o resultado a zero, obtém-se a condição de primeira ordem

$$\frac{\partial L}{\partial u} = 0 \therefore R_{XY}w - uR_{XX}u = 0 \tag{18}$$

Multiplicando-se a equação acima por *u'* tem-se:

$$u'R_{XY}w - \alpha(u'R_{XX}u) = 0 \therefore \ \alpha = u'R_{XY}w = r(Z,V) \tag{19}$$

Derivando-se em relação à *w*, multiplicando-se por *w'* e igualando-se o resultado a zero, obtém-se o valor de β:

$$\frac{\partial L}{\partial b} = 0 \therefore R_{YX}u - \beta R_{YY}w = 0 \quad (20)$$

$$R_{YX}uw' - \beta(w'R_{YY}w) = 0 \therefore \beta = u'R_{XY}w = r(Z,V) \quad (21)$$

Substituindo os valores de α e β nas equações 18 e 20, as expressões podem ser resolvidas tanto para *u*, quanto para *w*. Resolvendo-se para *w* e multiplicando-se por R_{XX}^{-1} e por $r(Z,V)$, chega-se ao problema autovalor-autovetor definido na equação abaixo:

$$[R_{XX}^{-1}R_{XY}R_{YY}^{-1}R_{YX}]w = r^2(Z,V)w \quad (22)$$

De modo que o vetor *w* é o autovetor da matriz $R_{XX}^{-1}R_{XY}R_{YY}^{-1}R_{YX}$, e cada autovalor é a correlação canônica ao quadrado $r^2(Z,V)$. Com o valor de *w*, o valor de *u* pode ser encontrado. Portanto o problema de correlação canônica envolve a decomposição de autovalor de uma matriz de correlação não simétrica.

Para encontrar os demais pares de variáveis canônicas é necessário que cada par subseqüente não seja correlacionado com os pares anteriores, de modo que:

$$\begin{gathered} var(Z_i) = var(V_i) = 1 \\ cov(Z_1, Z_i) = cov(V_1, V_i) = 0 \\ cov(Z_2, Z_i) = cov(V_2, V_i) = 0 \\ \vdots \\ cov(Z_{i-1}, Z_i) = cov(V_{i-1}, V_i) = 0 \\ cov(Z_1, V_i) = cov(Z_i, V_1) = 0 \\ cov(Z_2, V_i) = cov(Z_i, V_2) = 0 \\ \vdots \\ cov(Z_{i-1}, V_i) = cov(Z_i, V_{i-1}) = 0 \end{gathered} \quad (23)$$

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Propõe-se avaliar a dinâmica espaço-temporal da clorofila-a no Complexo Estuarino Lagunar Mundaú-Manguaba utilizando dados de Sensoriamento Remoto e Técnicas Estatísticas Multivariadas. A **Figura 6** apresenta o fluxograma com as principais etapas necessárias para atender aos objetivos do estudo. Na sequência, é apresentada uma descrição detalhada dos processos envolvidos em cada etapa.

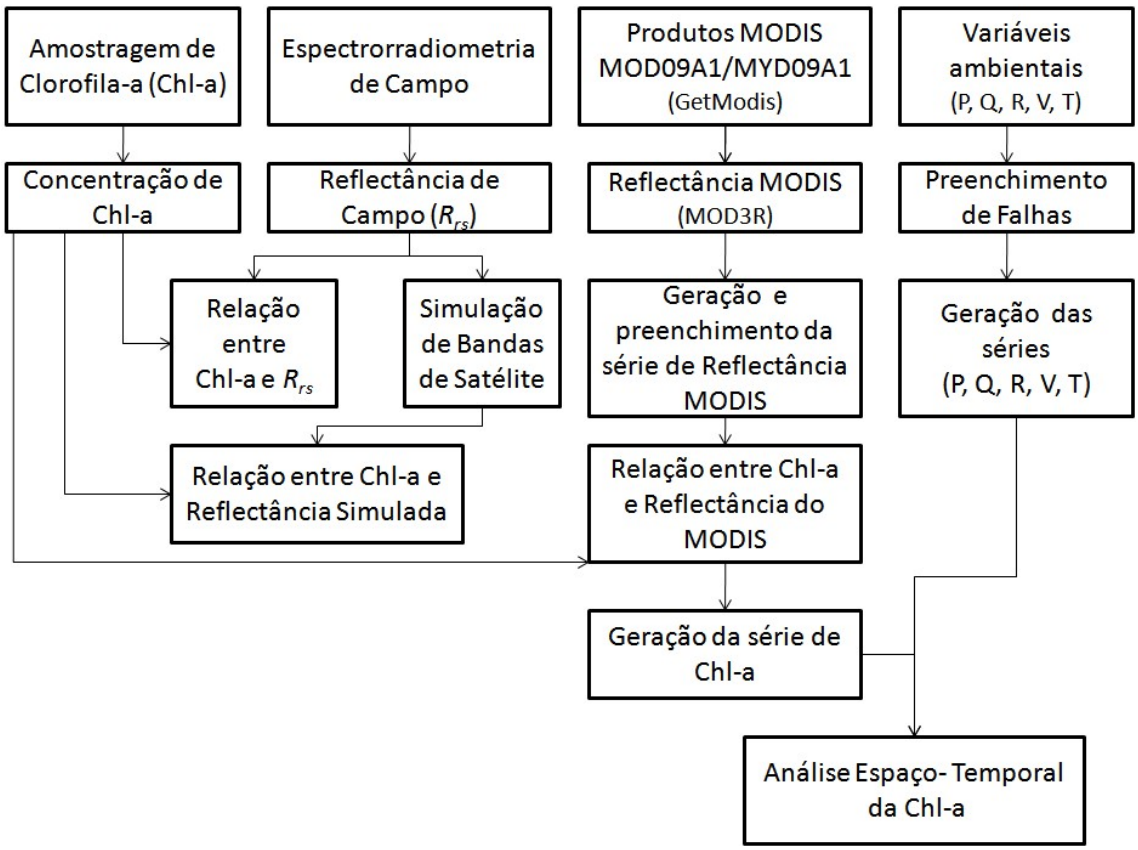


Figura 6 – Fluxograma da metodologia adotada para a avaliação espaço-temporal da Clorofila-a no CELMM a partir de dados de Sensoriamento Remoto.

(P = Precipitação, Q = vazão no rio principal, R = Radiação, V = Intensidade de Vento, T = Temperatura)

4.1 ÁREA DE ESTUDO

O Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba (CELMM) é um sistema tropical de lagunas rasas (profundidade máxima de 3,5 m) localizado no Estado de Alagoas, Nordeste do Brasil, entre as latitudes 9°35'00" S e 9°46'00" S e longitudes 35°34'00" W e 35°58'00" W (**Figura 7**). O sistema é composto por três compartimentos: a) a Laguna Mundaú (27 km^2) na parte oriental do CELMM, que recebe água doce principalmente da bacia do rio Mundaú (vazão média anual de 35 m^3/s); (b) a Laguna Manguaba (42 km^2) no CELMM ocidental, que recebe uma descarga média anual de 28 m^3/s de água doce das bacias dos rios Paraíba do Meio e Sumaúma; e (c) o sistema de canais estreitos de 12 km^2, que

conecta as lagunas através de uma única entrada de maré de 250 m de largura no Oceano Atlântico. O CELMM está sob influência de um clima tropical semi-úmido com períodos secos (de outubro a dezembro) e úmidos (de maio a julho) bem definidos. A temperatura média anual é de 25 °C e os ventos sopram predominantemente a partir do sentido sudeste, dominado principalmente pelos ventos alísios no verão (OLIVEIRA; KJERFVE, 1993). A Laguna Manguaba é geralmente menos salina que a Laguna Mundaú. Além disso, as duas lagunas são caracterizadas por condições eutróficas dominadas pelo fitoplâncton (MELO-MAGALHÃES et al., 2009). As características físicas adicionais das lagunas Mundaú e Manguaba podem ser observadas na **Tabela 2**.

Tabela 2 – Principais características físicas das lagunas Mundaú e Manguaba.

Características	Mundaú	Manguaba
Volume (10^6 m^3)	43	97,7
Profundidade média (m)	1,5	2,2
Amplitude de maré (m)	0,2	0,03
Prisma de maré (10^6 m^3)	17,3	6,1
Descarga média de água doce (m^3/s)	35	28
Tempo de retenção médio (dias)	16	36

Fonte: Oliveira e Kjerfve (1993)

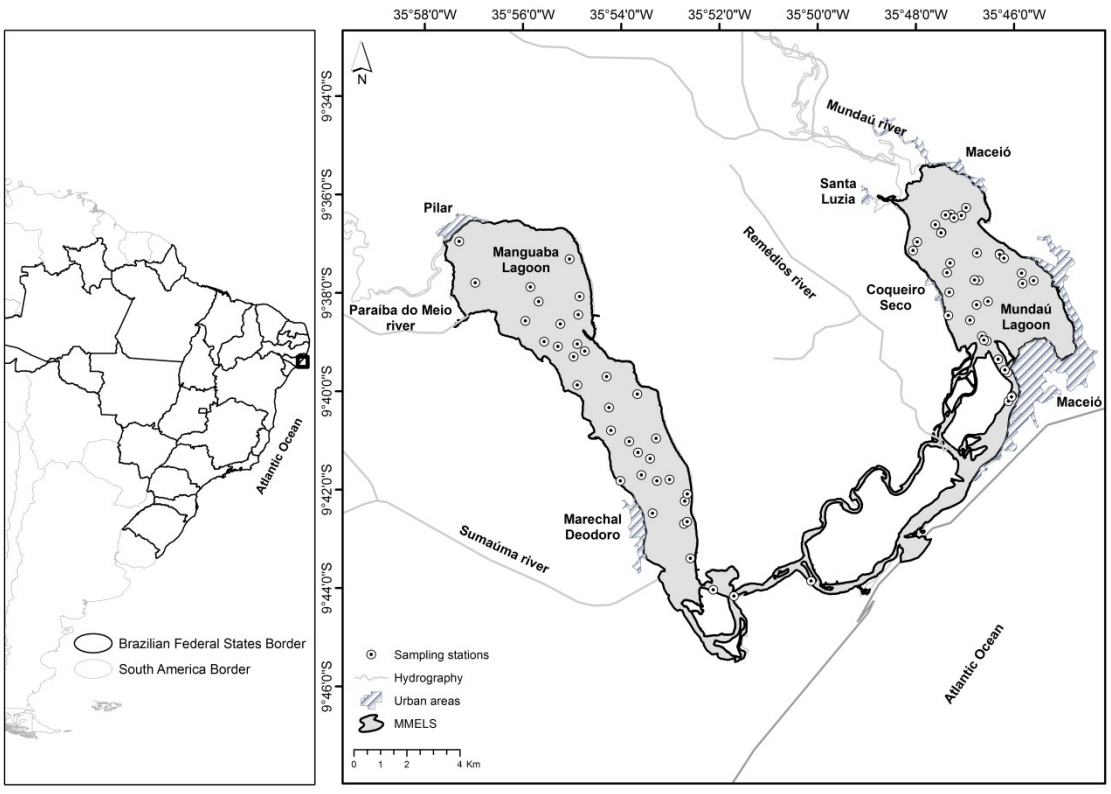


Figura 7 – Localização do CELMM e distribuição espacial das estações de amostragem, onde foram coletadas amostras de água e radiometria.

O uso e ocupação no entorno do CELMM (Figura 8) podem ser caracterizados da seguinte forma (ANA, 2005):

- No entorno da laguna Mundaú, a margem leste está ocupada predominantemente pela área urbana de Maceió, com grande incidência de ocupações desordenadas, que lançam seus esgotos diretamente na laguna. Apesar de estar quase toda urbanizada, esta área está inserida parcialmente em duas Unidades de Conservação, a Reserva do IBAMA e o Parque Municipal de Maceió. Na porção norte, localiza-se a Área de Preservação Ambiental do Catolé. Já na margem oeste, a ocupação do solo nas cotas mais baixas é predominantemente agrícola, com destaque para a cultura do coco, e duas áreas urbanas (Santa Luzia do Norte e Coqueiro Seco). Na área dos tabuleiros, há predomínio dos plantios de cana-de-açúcar. A porção sul desta margem está inserida na APA de Santa Rita.
- Com relação ao entorno da laguna Manguaba, as duas margens estão ocupadas predominantemente por áreas bastante modificadas (cana-de-açúcar, coco e pastagem) e fragmentos de vegetação (mata atlântica, campo de várzea e manguezais). Na porção norte localiza-se a sede do município de Pilar, e na porção mais ao sul a de Marechal Deodoro, na margem oeste.
- Já nos canais que interligam as lagunas, eles estão totalmente inseridos na APA de Santa Rita restando-se, ainda, exemplares de vegetação, como manguezais. Entretanto, verifica-se um processo de especulação imobiliária intensa na Ilha de Santa Rita. Destaca-se, nos tabuleiros costeiros voltados aos canais, a existência de plantio de cana-de-açúcar e do Pólo Cloroquímico de Alagoas.

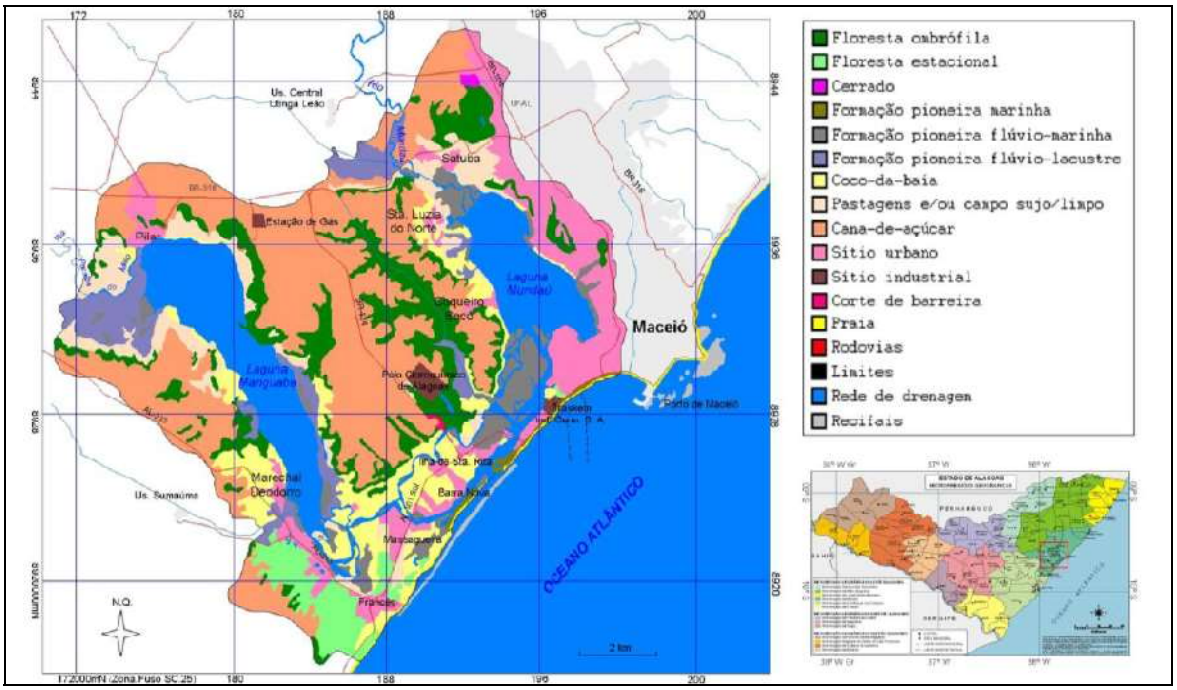


Figura 8 – Uso e ocupação do solo no entorno do CELMM classificado a partir de uma imagem captada pelo sensor SPOT (10 m de resolução espacial) no ano de 2002. Fonte: Guimarães Júnior et al (2011).

4.2 MEDIÇÕES DE CAMPO

Seis campanhas de campo foram realizadas a bordo de embarcação entre os meses de Maio a Setembro de 2015. Em cada campanha foram coletadas amostras de água e radiometria em 12 pontos distintos de amostragem. A **Figura 7** apresenta os 72 pontos de amostragem levantados no estudo. As datas e respectivas coordenadas dos pontos de coletas são apresentados em Anexo.

4.2.1 Amostras de água

Amostras de água (com volume de 2,0 litros cada) foram coletadas a uma profundidade de 0,2 m da superfície, imediatamente após as medições de radiometria. As amostras de água foram mantidas em caixa térmica com gelo, e foram levadas para análise de Clorofila-a (Chl-a) e Sólidos Suspensos Totais (SST) em laboratório.

4.2.2 Reflectância de sensoriamento remoto

As medições de reflectância hiperespectral foram realizadas utilizando um conjunto de radiômetros TriOs RAMSES, com resolução espectral de aproximadamente 3,3 nm, seguindo os protocolos recomendados pela NASA (MUELLER et al., 2003). Os radiômetros foram posicionados verticalmente numa haste de alumínio em cima da embarcação para que as medições radiométricas fossem realizadas simultaneamente. Um sensor de irradiância (RAMSES-ACC, faixa espectral operando em 350-721 nm) foi montado

para medir a irradiância que atinge a superfície da água (downwelling), $E_d(\lambda)$, e dois sensores de radiância (RAMSES-ARC, operando na faixa entre 350-950 nm, com 7° de campo de visada), para medir a radiância ascendente emitida na interface ar-água, $L_u(\lambda)$, e a radiância que atinge a superfície da água, $L_s(\lambda)$, utilizada para corrigir o efeito de reflexão direta da luz na interface ar-água.

A Reflectância de sensoriamento remoto $R_{rs}(\lambda)$ foi calculada pela seguinte equação:

$$R_{rs}(\lambda) = \frac{L_u(\lambda) - \rho . L_s(\lambda)}{E_d(\lambda)} \quad (24)$$

A radiância ascendente, L_u, é a soma da radiância ressurgente da água, $L_w(0_+)$, e a radiância diretamente refletida na interface ar-água, L_r. Como apenas L_u é medida diretamente, e $L_w(0_+)$ e L_r não são, assume-se que $L_r = \rho \cdot L_s$, onde ρ é um fator de proporcionalidade. O fator ρ não é uma propriedade óptica inerente da superfície, e é dependente das condições do céu, velocidade do vento, ângulo zenital solar e geometria de visada. Mobley (1999) utilizou um código de transferência radiativa para estimar a variabilidade de ρ em função dos diferentes fatores forçantes. Estes resultados mostraram que quando L_u é medido em uma direção de visada de 40° do nadir e 135° do Sol, a variabilidade de ρ é consideravelmente reduzida sob condições de céu claro, e um valor de 0,028 é aceitável para velocidades de vento inferiores a 5 $m \cdot s^{-1}$. Finalmente, $L_w(0_+)$ foi estimado pela subtração entre L_u e $\rho \cdot L_s$. Para limitar os efeitos de fatores externos, todas as medições radiométricas foram obtidas dentro da geometria de visada definida por Mobley (1999) e sob condições de vento baixo (0 – 4 $m \cdot s^{-1}$) e condições de céu claro e para valores de ângulo de zenital solar entre 0 e 30°.

4.3 ANÁLISES DE CONSTITUINTES DA ÁGUA

Todas as amostras foram filtradas em laboratório, não mais de 12h após a coleta, utilizando filtros de fibra de vidro Whatman GF/F (tamanho do poro 0,45 μm). Os filtros foram embrulhados em papel alumínio e congelados até as análises. A clorofila-a contida nas algas presentes nos filtros foi extraída em etanol concentrado, 90%, por 18h em balão volumétrico âmbar, e medida através do método tricromático espectrofotométrico (AMERICAN PUBLIC HEALTH et al., 2005).

As amostras para Sólidos Suspensos Totais (SST) foram filtradas em filtros Whatman GF/F inicialmente pesados, onde o resíduo retido passou por secagem em estufa,

entre 103 e 105 °C, até atingirem um peso constante por medição gravimétrica (AMERICAN PUBLIC HEALTH et al., 2005).

4.4 CLASSIFICAÇÃO DAS REFLECTÂNCIAS ESPECTRAIS

Todos os 72 espectros de reflectância foram classificados em grupos homogêneos para identificar possíveis dependências espaciais ou temporais nos dados de reflectância de sensoriamento remoto. As classes ópticas foram divididas por meio de análise de agrupamento *k-means*, uma técnica de classificação não supervisionada que categoriza o conjunto de dados com objetivo de minimizar a variabilidade interna do agrupamento. Cada espectro R(λ) foi normalizado pela sua integral, calculada sobre todo o espectro (LUBAC; LOISEL, 2007), de forma a conservar a feição da curva de reflectância espectral R(λ) na classificação. A classificação das reflectâncias permitirá indicar o uso de algoritmos para estimativa de clorofila-a por laguna, regiões homogêneas ou o uso de um único algoritmo para todo o sistema (DE LUCIA LOBO et al., 2012; MARTINEZ et al., 2015).

4.5 MODELOS PARA ESTIMATIVA DE CLOROFILA-A

Dentre os vários modelos empíricos e semi-empíricos utilizados para estimativa de clorofila-a em águas costeiras e continentais através de dados de reflectância (MATTHEWS, 2011), quatro deles foram escolhidos e testados ao nosso conjunto de dados. Os modelos semi-empíricos apresentados a seguir foram escolhidos pela sua ampla utilização em estudos anteriores e por apresentarem uma consistente base conceitual.

4.5.1 Modelo de duas bandas blue-green

O primeiro modelo escolhido para o teste utiliza uma regressão entre a concentração da clorofila-a e a razão das reflectâncias nas bandas do azul a 440 nm, $R(\lambda_{Blue})$, onde ocorre grande absorção da luz pela clorofila e carotenóides, e verde a 550 nm, $R(\lambda_{Green})$, região de mínima absorção por pigmentos. Este modelo, proposto por Morel e Prieur (1977), é amplamente utilizado em águas oceânicas.

$$Chl - a \propto R(\lambda_{Blue})/R(\lambda_{Green}) \quad (25)$$

4.5.2 Modelo de duas bandas NIR-Red

O segundo modelo testado segue o mesmo princípio do primeiro, porém utiliza a razão entre a reflectância na região do infravermelho próximo, $R(\lambda_{NIR})$, e a reflectância no vermelho, $R(\lambda_{Red})$, da seguinte maneira:

$$Chl - a \propto R(\lambda_{NIR})/R(\lambda_{Red}) \quad (26)$$

onde λ_{Red}, conhecido também como λ_1, é geralmente situado em torno do ponto onde ocorre um máximo de absorção por clorofila-a na região do vermelho, restrito ao range 660 nm < λ_1 < 690 nm (GITELSON, A. et al., 2008). Assume-se que a absorção por partículas não-algais e por substâncias húmicas, e o efeito do retroespalhamento, podem ser considerados insignificantes em relação à concentração de clorofila-a neste comprimento de onda, ou seja, $a_{\text{chl-a}}(\lambda_1) >> a_{NAP}(\lambda_1) + a_{CDOM}(\lambda_1)$, e $a_{\text{chl-a}}(\lambda_1) >> b_b(\lambda_1)$. A banda do infravermelho (λ_{NIR}) pode se posicionar em dois locais distintos: (a) entre 700 nm e 720 nm, conhecido como λ_2 (GITELSON, A., 1992; LE; HU; CANNIZZARO; et al., 2013; YACOBI et al., 2011), onde a absorção por todos os constituintes, incluindo a da água, é mínima, ou (b) acima de 710 nm, conhecido como λ_3 (DALL'OLMO, G. et al., 2003; GITELSON, A. A. et al., 2007; STUMPF; TYLER, 1988), onde a absorção total seja dominada pela água, ou seja, ($a_{\text{chl-a}} + a_{NAP} + a_{CDOM} \sim 0$). Neste modelo assume-se que $b_b(\lambda)$ é aproximadamente o mesmo nos dois comprimentos de onda.

4.5.3 Modelo de três bandas NIR-Red

Inicialmente desenvolvido para estimativa de pigmentos em vegetação terrestre, o modelo de três bandas vem sendo utilizado, nos últimos anos, para determinação da clorofila-a em águas túrbidas (CHAVULA et al., 2009; DALL'OLMO, G. et al., 2003; GITELSON, A. et al., 2008; XIE et al., 2015) na forma:

$$Chl - a \propto \left[R(\lambda_1)^{-1} - R(\lambda_2)^{-1}\right] * R(\lambda_3) \quad (27)$$

onde $R(\lambda_i)$ é a reflectância no comprimento de onda λ_i. Da mesma forma que o modelo anterior, o λ_1 se localiza também em torno do ponto onde a clorofila apresenta um máximo de absorção.

Este modelo é baseado nas seguintes suposições: (a) o efeito da absorção provocados por *NAP* e *CDOM* em $R(\lambda_1)$ é significativo no modelo de duas bandas, mas pode ser minimizado pela subtração de $R(\lambda_2)$; (b) a absorção por *NAP* e *CDOM* deve ser praticamente a mesma nos comprimentos de onda λ_1 e λ_2 (isto é, $a_{NAP}(\lambda_2) + a_{CDOM}(\lambda_2) \approx a_{NAP}(\lambda_1) + a_{CDOM}(\lambda_1)$); e (c) a absorção pela clorofila-a em λ_2 deve ser muito menor que em λ_1 ($a_{\text{chl-a}}(\lambda_2) << a_{\text{chl-a}}(\lambda_1)$). Dall'Olmo et al. (2003) sugerem para este modelo o valor de λ_2 entre 690 nm e 730 nm. A terceira banda, λ_3, utilizada para suavizar a variabilidade do retroespalhamento entre as amostras, é geralmente localizada onde a absorção é dominada pela água respeitando a mesma faixa apresentada no modelo anterior.

Nesta posição, a R(λ_3) é apenas influenciada pelo retroespalhamento. Além disto, o retroespalhamento $b_b(\lambda)$ é considerado equivalente nos três comprimentos de onda.

4.5.4 Modelo de quatro bandas NIR-Red

O modelo de quatro bandas foi desenvolvido para melhorar o desempenho do modelo de três bandas em águas altamente túrbidas. Uma quarta banda (λ_4),localizada na região do *NIR*, é incluída para minimizar os impactos de absorção e retroespalhamento provocados por sólidos suspensos em λ_3 (LE et al., 2009; LE et al., 2011). Para isto, o efeito da absorção por *CDOM* e *NAP* na reflectância em λ_4 deve ser próximo ao que ocorre em λ_3 (isto é, $a_{NAP}(\lambda_4) + a_{CDOM}(\lambda_4) \approx a_{NAP}(\lambda_3) + a_{CDOM}\ (\lambda_3)$), e considera-se que o $b_b(\lambda)$ é aproximadamente o mesmo nos quatro comprimentos de onda.

$$Chl - a \propto \left[R(\lambda_1)^{-1} - R(\lambda_2)^{-1}\right] / \left[R(\lambda_4)^{-1} - R(\lambda_3)^{-1}\right] \quad (28)$$

4.5.5 Algoritmo, Avaliação dos Modelos e Validação

Um algoritmo desenvolvido em MATLAB foi utilizado para encontrar os comprimentos de onda ótimos em cada modelo *NIR-Red* baseados nas reflectâncias medidas em campo. Este algoritmo consiste em testar todas as combinações de comprimentos de onda disponíveis, dentro dos intervalos sugeridos na literatura, de forma a encontrar a melhor relação entre os dados observados e estimados de clorofila-a. Desta forma, selecionou-se o melhor modelo considerando o máximo coeficiente de determinação (r^2) e o mínimo erro médio quadrado (RMSE), nesta ordem.

A fim de avaliar a precisão e estabilidade dos melhores modelos baseados nas reflectâncias de campo, o conjunto de dados CELMM foi dividido em dois subconjuntos independentes para calibração e validação. Os modelos foram calibrados utilizando dados coletados de 2/3 do número total de estações, correspondente às duas primeiras campanhas de campo em cada laguna, e foram validadas usando dados coletados de 1/3 das estações, o que correspondeu à última campanha de campo realizada em cada laguna. A análise de validação não foi estendida aos subconjuntos menores (por exemplo, laguna Mundaú, laguna Manguaba ou Classes ópticas) a fim de reduzir os riscos associados à obtenção de amostras não representativas para os conjuntos de calibração e validação.

4.6 ESTIMATIVA DE CLOROFILA-A USANDO BANDAS SIMULADAS DE SATÉLITES

Bandas de satélites foram simuladas, utilizando as medições de reflectância de campo, para verificar o potencial de aplicabilidade dos modelos no CELMM. Para esta análise, foram selecionados somente sensores de satélites capazes de descrer a variabilidade espaço-temporal das propriedades ópticas no CELMM, considerando o tamanho e tempo de retenção das lagunas (ver **Tabela 2**). Tais características físicas limitaram o uso de alguns sensores, que disponibilizam gratuitamente as imagens, com resoluções espaciais e temporais superiores a 500 m e 1 (uma) semana, respectivamente. Estes critérios resultaram na escolha de quatro sensores (**Tabela 3**): (a) os sensores ainda em operação da NASA, MODIS-Terra (lançado em 1999) e MODIS-Aqua (lançado em 2002); (b) o sensor MERIS, fora de operação, associado ao satélite Envisat, lançado pelo programa Copérnico da ESA (2002-2013); (c) o sensor MSI (MultiSpectral Imager) abordo do Sentinel-2A (lançado em junho de 2015) e Sentinel-2B (lançado em Março de 2017), e (d) o sensor OLCI (Ocean and Land Colour Instrument) a bordo do Sentinel-3A (lançado em Fevereiro de 2016), que dispõe de radiações infravermelhas visíveis e de ondas curtas para as águas oceânicas, interiores e costeiras, a fim de atingir níveis de exatidão e precisão equivalentes aos dos Sensores MERIS.

Os sensores MODIS e MERIS tem sido amplamente utilizados para estimar a clorofila-a em águas continentais e costeiras (CHAVULA et al., 2009; HU et al., 2004; LYU et al., 2015), o que pode permitir a reconstituição da série temporal dos últimos 20 anos. Os sensores atualmente em operação, MSI e OLCI, tem uma boa resolução espacial e temporal e novas bandas espectrais, que foram posicionadas em locais estratégicos para melhorar as estimativas de clorofila-a, porém, como são recentes, ainda não possuem uma série temporal consistente.

Os melhores modelos *NIR-Red*, com $r^2 > 0,8$, utilizando os dados hiperespectrais de campo, foram escolhidos para testar o desempenho dos modelos de bandas aplicados às bandas equivalentes de cada satélite. As posições ótimas encontradas nos modelos baseados nos dados de R_{rs} de campo foram realocadas para as bandas mais próximas simuladas dos satélites, que foram obtidas utilizando os dados de R_{rs} de campo ponderados de acordo com a Função Resposta de Espectral (FRE) de cada sensor.

Tabela 3 – Bandas espectrais dos sensores utilizados para simulação da estimativa de clorofila-a a partir das reflectâncias de campo no CELMM.

Sensor	Satélite	Resolução				Centro da Banda (400 – 900 nm)
		Espectral (bandas)	Temporal (dias)	Radiométrica (bit)	Espacial (m)	
MODIS	Terra/Aqua	36	1	12	250	645, 858
					500	469, 555
MERIS	Envisat	15	3	16	300	412.5, 443.5, 490, 510, 560, 620, 665, 681, 709, 754*, 761*, 779*, 865*, 885*, 900*
MSI	SENTINEL-2	13	< 5	12	10	490, 560, 665, 842*
					20	705, 740*, 783*, 865*
					60	443
OLCI	SENTINEL-3	21	< 2	16	300	400, 413, 443, 490, 510, 560, 620, 665, 674, 681, 709, 754*, 761*, 764*, 767*, 779*, 865*, 885*, 900*

* Bandas situadas além da faixa operacional utilizadas no estudo para medições de R_{rs}

4.7 ESTIMATIVA DE CLOROFILA-A USANDO BANDAS MODIS

Neste estudo foram analisados dois produtos orbitais do sensor MODIS (MOD09A1 - Plataforma Terra e MYD09A1 - Plataforma Aqua). Nestes produtos, com Nível 3 de processamento, cada pixel da imagem com resolução de 500 m representa a melhor observação diária no intervalo de 8 dias, selecionado com base em alguns critérios de observação, tais como: baixo ângulo de visada, presença de nuvens e aerossóis.

Para a aquisição e processamento das imagens foram utilizados dois programas, desenvolvidos e disponibilizados gratuitamente pelo *Institut de Recherche pour le Développement* (IRD): o GetModis e o MODIS River Reflectance Retrieval (MOD3R).

Através do GetModis, foi possível baixar a série histórica de imagens, das lagunas Mundaú e Manguaba, entre os anos 2000 e 2016. Além disto, o GetModis foi utilizado para converter o contorno de cada laguna, obtido em Google Earth, em arquivo no formato raster (**Figura 9**). A fim de evitar, ou minimizar, a interferência da reflectância do fundo das lagunas ou mistura espectral de alvos diferentes da água, optou-se pela eliminação dos pixels cujos centros estivessem situados a uma distância inferior a 500 m da margem (equivalente a resolução de 1 pixel).

Utilizando o programa MOD3R foi possível extrair a série temporal da reflectância (bandas Azul, Verde, Vermelho e Infravermelho Próximo) dos dois produtos orbitais (MOD09A1 e MYD09A1) em cada pixel da máscara, como também em cada

coordenada específica dos levantamentos de clorofila de campo. Além disto, o MOD3R apresenta uma aba com a classificação qualitativa de cada imagem, calculada considerando a geometria de aquisição do satélite, o espectro radiométrico e coberturas de nuvens, atribuindo os seguintes valores: (a) Qualidade 0 - sem informação; (b) Qualidade 1 - excelente; (c) Qualidade 2 - duvidosa, e (d) Qualidade 3 - descartar. Neste estudo optou-se por utilizar apenas as imagens com Qualidade 1.

Figura 9 – Máscara gerada no programa GetModis para identificação dos pixels no interior das lagunas Mundaú e Manguaba.

Os produtos mensais de reflectância foram obtidos por média aritmética das imagens disponíveis em cada mês. Um pré-processamento da série mensal das reflectâncias foi realizado visando a obtenção de uma série espaço-temporal sem falhas. Neste sentido, primeiramente foram eliminadas as datas (mês/ano) com mais de 25% dos pixels sem informação. Posteriormente, foram eliminados os pixels com mais de 5% de falhas no período (2000 – 2016). As falhas remanescentes, quando existentes, foram preenchidas pelo método de filtragem por autovetores proposto por Ibanez e Conversi (2002).

Os valores de reflectância obtidos nas imagens MODIS, que abrangem as datas das campanhas realizadas em campo, foram correlacionados com as concentrações de clorofila-a levantadas em campo, utilizando o modelo de duas bandas *NIR/Red*. Foram descartados os levantamentos de campo próximos à margem ou nos canais de ligação, que podem influenciar na reflectância do MODIS devido à mistura espectral no pixel de 500 m.

Além disto, as imagens sem informação ou com qualidade ruim ou duvidosa não foram utilizadas na determinação do modelo *NIR/Red* para estimativa da clorofila-a.

Neste estudo, não foi possível realizar a validação do modelo *NIR/Red* por falta de um conjunto de dados de campo independente do que foi utilizado na obtenção da equação do modelo.

4.8 GERAÇÃO DAS SÉRIES TEMPORAIS DA CLOROFILA-A E DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS

O modelo *NIR/Red* foi aplicado à série história mensal, sem falhas, de reflectância dos dados MODIS para gerar as séries temporais mensais de clorofila-a estimadas no período de 2000 a 2016 em diferentes pixels do CELMM.

Com o intuito de avaliar relações de causa-e-efeito entre variáveis ambientais e a variabilidade espaço-temporal da clorofila-a no CELMM, foram coletadas as séries históricas de temperatura do ar, intensidade do vento, radiação solar, precipitação, vazão dos principais rios afluentes e nível de maré.

As séries históricas horárias das variáveis meteorológicas (temperatura do ar, intensidade do vento, radiação solar e precipitação) foram obtidas, através do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), para a estação automática de monitoramento de Maceió. As séries históricas de vazões horárias das estações Fazenda Boa Fortuna (código 39770000) e Atalaia (código 39870000), localizadas próximo a foz dos rios Mundaú e Paraíba do Meio, respectivamente, foram obtidas através da plataforma Hidroweb da Agência Nacional de Águas (ANA). A série histórica horária de níveis de maré do Porto de Maceió foi obtida através da Diretoria de Hidrografia e Navegação da Marinha do Brasil. Valores médios mensais foram calculados com base na série bruta de cada variável ambiental com a finalidade de compatibilizar a mesma resolução temporal da série de clorofila-a estimada para as análises estatísticas. O método de filtragem por autovetores (IBANEZ; CONVERSI, 2002) foi utilizado para eventual preenchimento de falhas nas séries históricas. As séries históricas destas variáveis ambientais podem ser visualizadas no APÊNDICE B.

4.9 PADRÕES ESPAÇO-TEMPORAIS DA CLOROFILA-A E GRUPOS HOMOGÊNEOS

A Análise de Componentes Principais (ACP) foi utilizada para identificar os principais padrões de variabilidade de clorofila-a e discutir sobre os potenciais fatores ambientais que podem explicar estes padrões. A ACP foi aplicada à matriz de concentrações estimadas de clorofila-a contendo a informação de mês/ano nas linhas e os centróides dos pixels como colunas. Uma matriz, com valores de clorofila, de dimensão 139 linhas (tempo) por 53 colunas (espaço) foi disposta para análise na laguna Mundaú, e outra matriz de 83 linhas e 79 colunas para a laguna Manguaba. Neste sentido, a ACP é importante para reduzir o número de dados a serem analisados em componentes principais, cujos pesos representam a variabilidade de cada componente.

Um número suficiente de componentes principais foi selecionado de maneira que a variabilidade total dos dados originais fosse representada em mais de 70%. Além disto, as componentes principais foram rotacionadas aplicando o procedimento varimax a fim de atenuar as restrições de ortogonalidade da ACP e facilitar o entendimento dos padrões espaciais (RICHMAN, 1986). Os fatores ambientais e/ou antrópicos que podem estar relacionados aos padrões identificados em cada componente serão discutidos.

Com o intuito de identificar regiões similares de variabilidade espacial da clorofila-a estimada por satélite, uma Análise de Agrupamento (Cluster) foi realizada. Para esta análise, foram utilizadas as primeiras componentes principais rotacionadas (que juntas explicam 70% da variabilidade original dos dados) com a finalidade de filtrar o ruído na série original dos dados. O método de Ward foi utilizado para estabelecer os grupos homogêneos. Já a quantidade de grupos foi determinada em função da necessidade de se caracterizar adequadamente a variabilidade espacial da clorofila-a na área de estudo, com o mínimo de grupos. Tanto a AA quanto a ACP foram realizadas utilizado um pacote estatístico do programa MATLAB.

Em cada grupo identificado na Análise de Agrupamento, foi realizada uma análise temporal através das médias mensais de concentrações de clorofila-a estimadas por imagens MODIS. Estas estimativas de concentrações médias de Chl-a permitiram o cálculo Índice de Estado Trófico (IET) de acordo com a equação (Lamparelli 2004):

$$IET_{Chla} = 10 \times \left[6 - \left(\frac{0.92 - 0.34 \times \ln(Chla)}{\ln(2)}\right)\right] \qquad (29)$$

Este índice é importante para classificar os níveis de trofia das lagunas Mundaú e Manguaba segundo os critérios identificados na **Tabela 4**. Os resultados do IET, calculados a

partir dos valores de clorofila-a, devem ser entendidos como a resposta do corpo d'água ao enriquecimento de nutrientes, provocando o crescimento das algas.

Tabela 4 – Níveis de trofia para ambientes lênticos com base no Índice de Estado Trófico (IET) proposto por CARLSON (1977), modificado por Lamparelli (2004).

Nível Trófico	IET Total
Ultraoligotrófico	IET ≤ 47
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52
Mesotrófico	52 <IET ≤ 59
Eutrófico	59 < IET ≤ 63
Supereutrófico	63 < IET ≤ 67
Hipereutrófico	IET > 67

4.10 RELAÇÕES ESPAÇO-TEMPORAIS ENTRE A CLOROFILA-A E DEMAIS VARIÁVEIS AMBIENTAIS

A Análise de Correspondência Canônica (ACC) foi empregada para avaliar a relação causa-e-efeito entre a clorofila-a e as variáveis ambientais levantadas (descarga fluvial dos principais rios afluentes, precipitação, temperatura, radiação solar, intensidade do vento e nível de maré). Especificamente, utilizou-se a ACC para identificar quais variáveis ambientais são importantes na distribuição espaço-temporal da clorofila-a. As pontuações derivadas da ACC (autovetores) foram classificadas considerando a sazonalidade temporal (períodos seco e chuvoso) e espacial (obtida a partir da análise de agrupamento). Utilizou-se o software Palaeontological Statistics (PAST) para a realização da ACC.

5 RESULTADOS

5.1 CONCENTRAÇÃO DOS CONSTITUINTES DA ÁGUA

Os níveis de clorofila-a (Chl-a) e sólidos suspensos totais (SST) apresentaram grande variabilidade (ver **Tabela 5**). Os níveis de clorofila-a foram bem distintos entre as lagunas, variando entre 0,97 e 48,9 mg/m^3 (média 12,86 mg/m^3) na Mundaú, e entre 5,99 a 117,54 mg/m^3 na laguna Manguaba (média 42,77 mg/m^3). Ao contrário da clorofila-a, as concentrações de SST foram maiores na laguna Mundaú (variando entre 15,2 – 61,0 mg/L e média 32,8 mg/L) do que as encontradas na laguna Manguaba (variando entre 9,0 – 44,0 mg/L e média 22,9 mg/L). Não foi encontrada correlação linear entre a concentração de clorofila-a e de SST (**Figura 10**, r^2 = 0,09).

Tabela 5 – Estatísticas dos constituintes da água considerando os subconjuntos.

	Clorofila-a (mg/m^3)				**SST (mg/L)**			
	Min	**Max**	**Média**	**Desv Pad**	**Min**	**Max**	**Média**	**Desv Pad**
Mundaú N = 36	0,97	48,90	12,86	9,72	15,15	61,00	32,80	11,99
Manguaba N = 36	5,99	117,54	42,77	24,22	9,00	44,00	22,86	9,34
CELMM N = 72	0,97	117,54	27,81	23,72	9,00	61,00	27,83	11,79

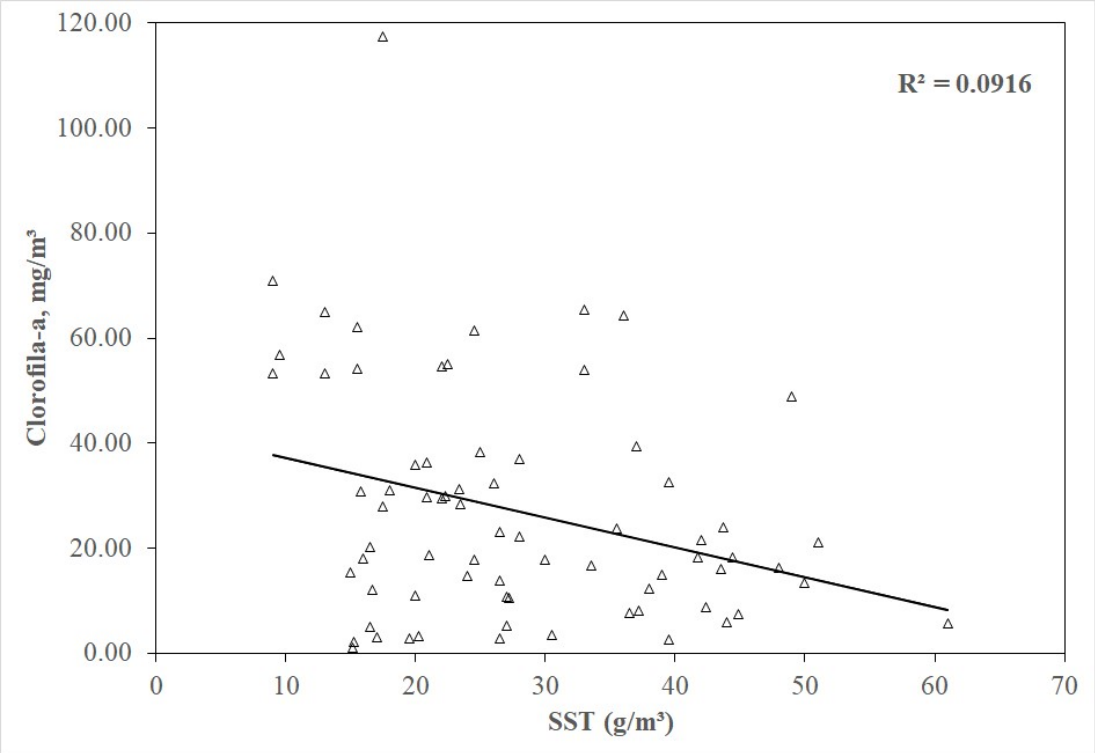


Figura 10 – Relação entre clorofila-a e sólidos suspensos totais nas amostras de água em todo o complexo.

5.2 REFLECTÂNCIA DE SENSORIAMENTO REMOTO E CLASSIFICAÇÃO

A **Figura 11**a e **Figura 11**b mostram os espectros de reflectância medidos (faixa de 400-720 nm) nos pontos de amostragem levantados nas lagunas Mundaú e Manguaba, respectivamente. A reflectância hiperespectral apresentou características ópticas distintas entre os dois conjuntos de dados. No entanto, nas duas lagunas, foi possível identificar características espectrais semelhantes aos espectros de reflectância previamente estudados para águas turvas produtivas (DALL'OLMO, GIORGIO et al., 2005; RUDDICK et al., 2006), tais como: uma ligeira depressão a 440 nm; um pico proeminente em torno de 565 nm; a depressão a 625 nm (mais intensa na laguna Manguaba) seguida por um pico discreto em torno de 660 nm; Uma depressão proeminente a 670 nm seguido por um pico proeminente próximo a 705 nm. Na laguna Manguaba, observa-se que o pico de magnitude da reflectância em torno de 705 nm foi comparável ao da região verde, com exceção da campanha de 14 de Julho, onde não se registrou um pico bem definido na região do verde.

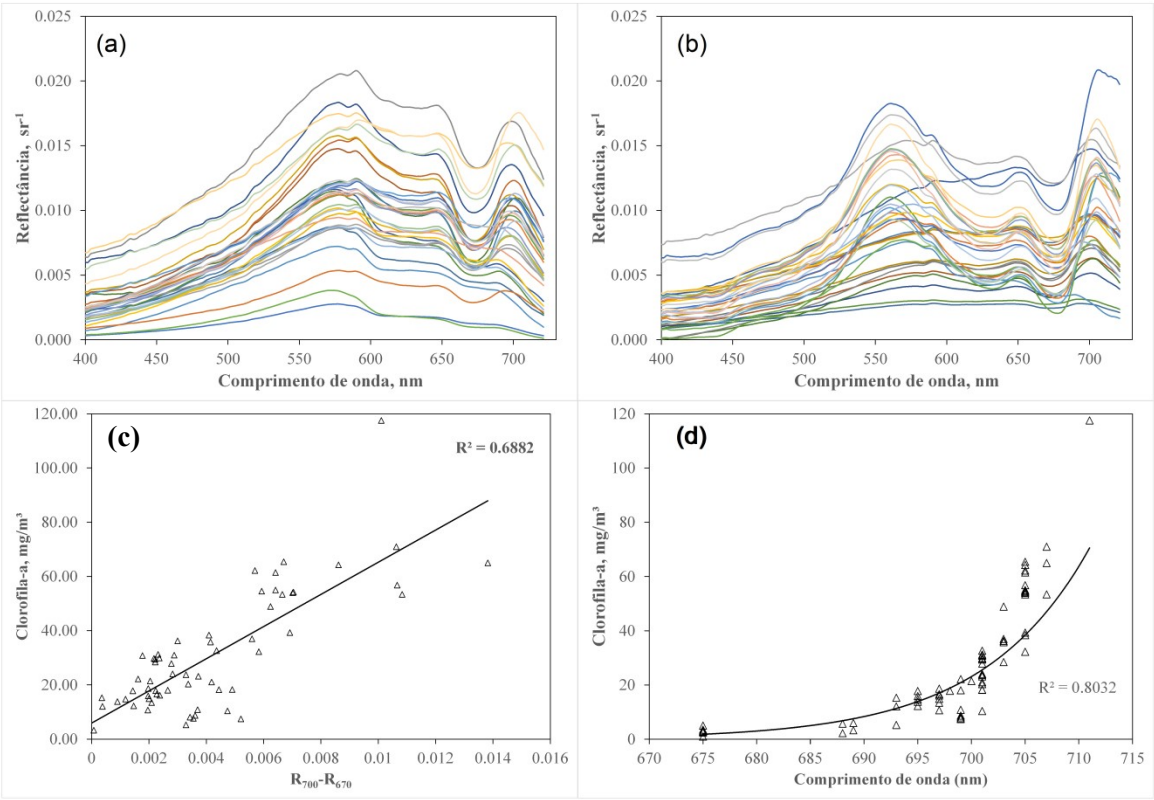


Figura 11 – Perfis espectrais típicos nas águas do CELMM medidos em 2015 (a) Mundaú (5 de maio, 10 de junho e 08 de agosto) (b) Manguaba (14 de julho, 03 de setembro e 22 de setembro). Cada linha representa uma reflectância espectral medida num determinado ponto de amostragem. Também pode ser observada a relação entre a concentração de clorofila-a versus (c) a reflectância mínima perto de 670 nm, e (d) a posição do pico de reflectância em torno de 700 nm.

Os valores mínimos de reflectância foram encontrados em torno de 670 nm, onde ocorre a absorção máxima de clorofila-a na região do vermelho. A reflectância mínima perto de 670 nm não mostrou uma correlação linear com a concentração de clorofila-a (r^2 = 0,0006, não apresentada), por outro lado, foi encontrada boa correlação entre a diferença entre a reflectância de pico em torno de 700 nm e a reflectância mínima perto de 670 nm (r^2 = 0,69, **Figura 11**c). Além disso, verificou-se uma forte relação entre a posição do pico de reflectância em torno de 700 nm e a concentração de clorofila-a (r^2 = 0,8, **Figura 11**d), porém a correlação entre os valores de reflectância deste pico e a concentração de clorofila-a foi mínima (r^2 = 0,1, não apresentada).

As análises de agrupamento resultaram em quatro classes de reflectância normalizada, que foram distribuídas espacialmente em todo o sistema (**Figura 12**). O comportamento da média e desvio padrão no espectro para as quatro classes pode ser observado na **Figura 13**. A descrição detalhada de cada grupo é apresentada em seguida.

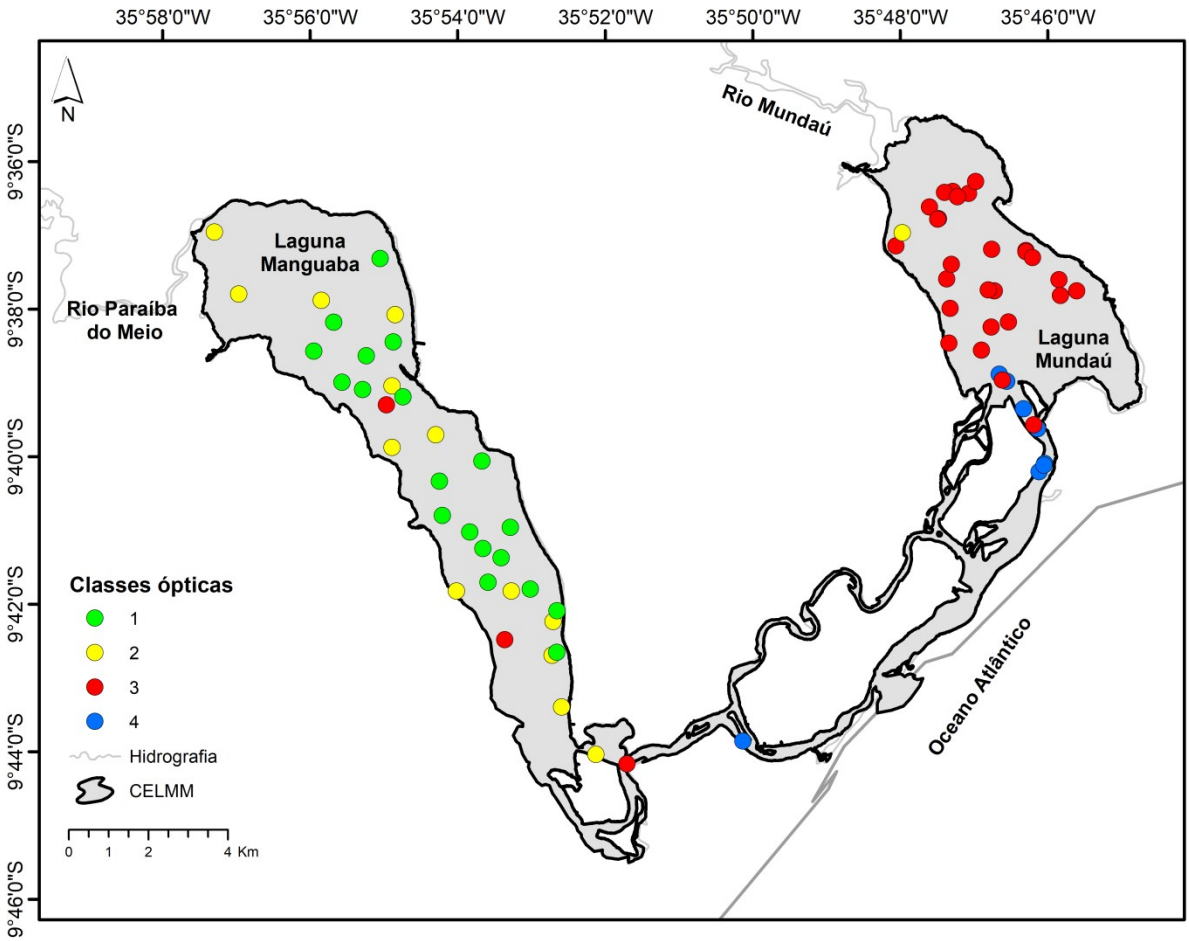


Figura 12 – Agrupamento *k-means* dos espectros de reflectância para dados normalizados no CELMM.

A Classe 1 (**Figura 13**a) consiste apenas em estações de amostragem na laguna Manguaba (N = 19). Esta classe é caracterizada por uma ligeira depressão em torno de

440 nm seguida por duas depressões bem marcadas a 625 e 675 nm. Dois picos distintos com magnitudes comparáveis em torno de 560 e 710 nm também são bem pronunciados. Esta classe tem as maiores concentrações de clorofila-a e os níveis mais baixos de concentrações de SST com valores médios de 56,40 mg/m^3 e 21,50 mg/m^3, respectivamente.

A Classe 2 (**Figura 13**b) contém as 12 amostras coletadas na campanha de 14 de Julho na laguna Manguaba e apenas uma amostra localizada mais próxima ao rio principal da laguna Mundaú (N = 14). Esta classe é caracterizada por um pico indistinto na região verde, uma depressão forte a 675 nm e um pico a cerca de 700 nm. Neste grupo são encontrados valores moderados de clorofila-a e SST com uma média de 27,60 mg/m^3 e 24,00 mg/m^3, respectivamente.

A Classe 3 (**Figura 13**c) é representada principalmente pela grande maioria das águas da laguna Mundaú e algumas amostras distribuídas espacialmente na laguna Manguaba (N = 31). Esta classe é caracterizada por uma depressão claramente definida em 675 nm e um pico distinto em torno de 700 nm. As concentrações de clorofila-a são inferiores às encontradas na Classe 2, com valores médios e máximos de 14,87 mg/m^3 e 32,64 mg/m^3, respectivamente.

A Classe 4 (**Figura 13**d) consiste na porção mais a jusante da laguna Mundaú e os canais de comunicação com o oceano (N = 8). Esta classe não tem características marcantes em torno de 675 e 700 nm. É caracterizada pelas menores concentrações de clorofila-a (média de 3,3 mg/m^3).

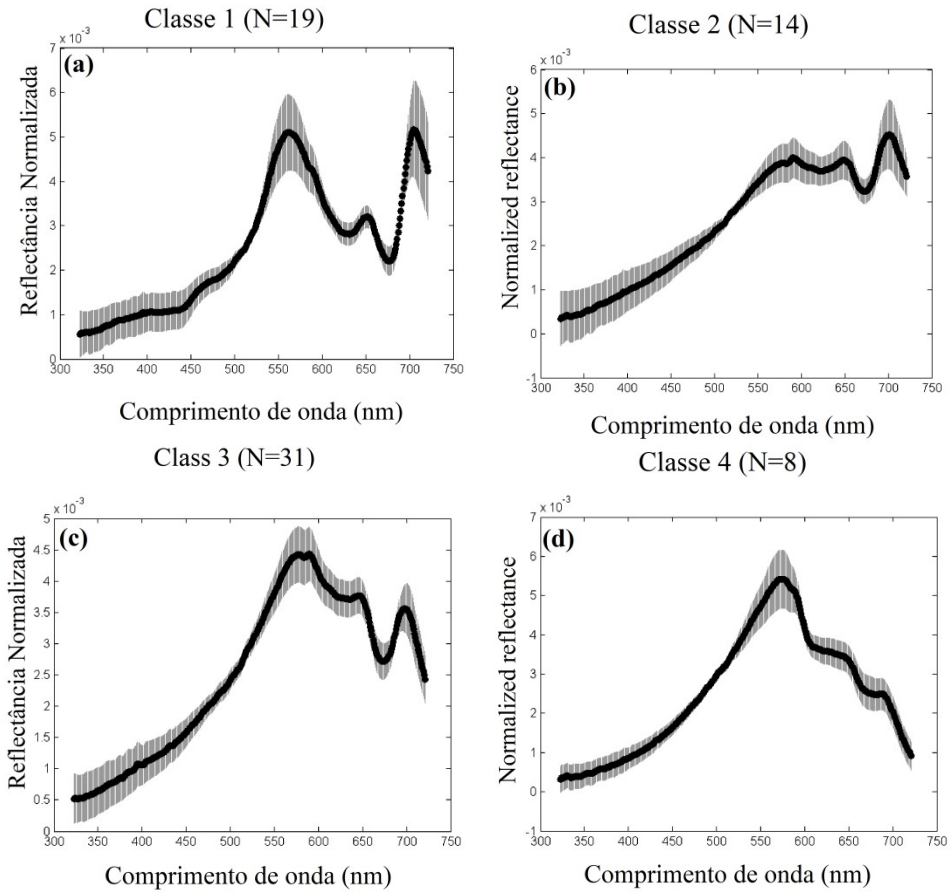


Figura 13 – Média (pontos pretos) e desvio padrão (barras em cinza) para as quarto classes de reflectância espectral normalizada (a) Classe 1, (b) Classe 2, (c) Classe 3 e (d) Classe 4.

5.3 MODELOS PARA ESTIMATIVA DE CLOROFILA-A USANDO DADOS DE ESPECTRORRADIOMETRIA DE CAMPO

Um resumo da avaliação dos melhores modelos de banda para águas classificadas e não classificadas - considerando três conjuntos de dados distintos (laguna Mundaú, laguna Maguaba e CELMM) - pode ser observado na **Tabela 6**.

Para as águas não classificadas, o modelo de relação azul-verde (Equação 25) mostrou uma correlação muito pobre com a concentração medida de Chl-a tanto para o conjunto de dados do CELMM ($r^2 = 0{,}06$ e 0,00 para os grupos de calibração e validação, respectivamente) quanto para os dados de cada laguna ($r^2 < 0{,}27$). Os modelos de razão *NIR-Red* de duas, três e quatro bandas tiveram desempenho similares considerando o conjunto de dados utilizados para calibração, com fortes coeficientes de determinação encontrados para o sistema como um todo ($r^2 > 0{,}84$). Estes modelos também demonstraram bom desempenho para o conjunto de calibração na laguna Manguaba ($r^2 > 0{,}81$). O modelo *NIR-Red* de três bandas aplicado ao CELMM, com posições espectrais ótimas para λ_1, λ_2 e λ_3 em 690, 717 e 721 nm, foi o mais preciso e estável na estimativa de clorofila-a, seguido do

modelo de duas bandas também no CELMM, com posicionamento para λ_1 e λ_2 em 660 e 721 nm, respectivamente. Além disso, observou-se uma notável diminuição no desempenho do modelo de quatro bandas para o subconjunto de validação, sugerindo uma estimativa de Chl-a instável usando este modelo. Para a laguna Manguaba, o modelo de quatro bandas não apresentou melhor desempenho comparado ao modelo de três bandas, enquanto na laguna Mundaú, observa-se a melhora no desempenho com aumento da complexidade do modelo (isto é, do modelo de duas bandas para o de quatro bandas).

A melhora do desempenho com o aumento da complexidade do modelo também foi observada para as amostras opticamente classificadas. Em geral, os modelos de duas e três bandas para as amostras classificadas não melhoraram a estimativa de clorofila-a em comparação com os modelos de banda obtidos para águas não classificadas. No entanto, o modelo de quatro bandas para a Classe 2 apresentou o melhor desempenho ($r^2 = 0,93$, $RMSE = 2,48$ mg/m^3), entre todos os modelos para águas classificadas e não classificadas, com posições ótimas espectrais para λ_1, λ_2, λ_3 e λ_4, em 663, 703, 706 e 707 nm, respectivamente. Foram estabelecidas fortes relações lineares, entre o modelo de quatro bandas e a Chl-a medida, para a Classe 1 ($r^2 = 0,75$, $RMSE = 9,52$ mg/m^3) e Classe 4 ($r^2 = 0,75$, RMSE = 0,86 m/m^3). Para a Classe 3, o modelo de quatro bandas também apresentou desempenho razoável ($r^2 = 0,51$, $RMSE = 5,16$ mg/m^3), mas ainda menor que o modelo de banda para a laguna Mundaú (águas não-classificadas).

Tabela 6 – As inclinações (p) e os interceptos (q) da função de melhor ajuste linear entre a clorofila-a observada e a estimada com o correspondente coeficiente de determinação (r^2) e o erro quadrático médio (*RMSE*), considerando os conjuntos de dados de monitoramento de campo.

	Subgrupo	Modelos	*p*	*q*	r^2	*RMSE* (mg/m^3)
Rrs não-classificado	Mundaú (N=36)	R_{440}/R_{550}	3.55	11.54	0.00	9.86
		R_{713}/R_{682}	25.71	−10.91	0.54	6.71
		$(R_{690}^{-1} - R_{706}^{-1})\cdot R_{721}$	81.96	15.13	0.60	6.23
		$(R_{690}^{-1} - R_{695}^{-1})/(R_{709}^{-1} - R_{702}^{-1})$	10.83	7.54	0.74	5.02
	Manguaba (N=36)	R_{440}/R_{550}	−73.45	65.29	0.26	19.05
		R_{714}/R_{690}	52.84	−21.84	0.81	9.54
		$(R_{690}^{-1} - R_{714}^{-1})\cdot R_{721}$	57.87	31.15	0.82	9.51
		$(R_{689}^{-1} - R_{713}^{-1})/(R_{721}^{-1} - R_{720}^{-1})$	0.76	31.45	0.71	11.73
	CELMM (N = 72)	R_{440}/R_{550} (cal, N = 48)	−39.32	38.22	0.06	21.20
		R_{440}/R_{550} (val, N = 24)			0.00	153.52
		R_{440}/R_{550} (global, N = 72)	−64.89	49.74	0.15	20.43
		R_{721}/R_{660} (cal, N = 48)	39.52	−12.90	0.84	8.78
		R_{721}/R_{660} (val, N = 24)			0.66	12.25
		R_{713}/R_{690} (global, N = 72)	56.21	−29.30	0.83	9.06
		$(R_{690}^{-1} - R_{717}^{-1})\cdot R_{721}$ (cal, N = 48)	56.70	27.53	0.86	8.32
		$(R_{690}^{-1} - R_{717}^{-1})\cdot R_{721}$ (val, N = 24)			0.73	11.06
		$(R_{690}^{-1} - R_{714}^{-1})\cdot R_{720}$ (global, N = 72)	64.03	26.01	0.84	8.81
		$(R_{660}^{-1} - R_{695}^{1})/(R_{721}^{-1} - R_{720}^{-1})$ (cal, N = 48)	1.22	11.37	0.87	7.91
		$(R_{660}^{-1} - R_{695}^{-1})/(R_{721}^{-1} - R_{720}^{-1})$ (val, N = 24)			0.15	19.42
		$(R_{660}^{-1} - R_{713}^{-1})/(R_{721}^{-1} - R_{720}^{-1})$ (global, N = 72)	0.81	21.11	0.72	11.78
Rrs classificado	Class 1 (N = 19)	R_{440}/R_{550}	−27.33	63.33	0.04	18.76
		R_{721}/R_{690}	43.36	0.88	0.66	11.26
		$(R_{690}^{-1} - R_{721}^{-1})\cdot R_{721}$	43.36	44.25	0.65	11.26
		$(R_{660}^{-1} - R_{713}^{-1})/(R_{711}^{-1} - R_{712}^{-1})$	0.14	45.35	0.75	9.52
	Class 2 (N = 14)	R_{440}/R_{550}	−30.64	40.49	0.19	8.45
		R_{711}/R_{690}	122.20	−94.94	0.80	4.16
		$(R_{690}^{-1} - R_{711}^{-1})\cdot R_{721}$	142.90	27.34	0.81	4.09
		$(R_{663}^{-1} - R_{703}^{-1})/(R_{707}^{-1} - R_{706}^{-1})$	0.58	11.37	0.93	2.48
	Class 3 (N = 31)	R_{440}/R_{550}	−18.04	21.82	0.06	7.15
		R_{700}/R_{660}	60.49	−49.12	0.45	5.49
		$(R_{690}^{-1} - R_{699}^{-1})\cdot R_{721}$	99.12	10.53	0.47	5.37
		$(R_{660}^{-1} - R_{713}^{-1})/(R_{721}^{-1} - R_{720}^{-1})$	8.82	34.62	0.51	5.16
	Class 4 (N = 8)	R_{440}/R_{550}	6.32	1.33	0.07	1.66
		R_{690}/R_{687}	41.83	−38.11	0.14	1.6
		$(R_{687}^{-1} - R_{691}^{-1})\cdot R_{721}$	128.20	3.95	0.17	1.57
		$(R_{690}^{-1} - R_{701}^{-1})/(R_{698}^{-1} - R_{694}^{-1})$	28.87	78.65	0.75	0.86

5.4 MODELOS PARA ESTIMATIVA DE CLOROFILA-A USANDO BANDAS SIMULADAS DE SATÉLITES

A aplicabilidade de sensores de satélite como MODIS, MERIS, OLCI e MSI foi avaliada considerando modelos de duas e três bandas, para o CELMM e laguna Manguaba, e o modelo de quatro bandas para Classe 2, uma vez que estes modelos apresentaram os melhores desempenhos na estimativa de clorofila-a.

A avaliação da precisão dos melhores modelos de banda para as águas do CELMM, Manguaba e Classe 2, considerando os quatro sensores de satélite, pode ser observada na **Tabela 7**. Notavelmente, os modelos de duas bandas apresentaram melhores desempenhos em comparação com os outros modelos baseados em bandas de satélite simuladas no CELMM e laguna Manguaba. Considerando a faixa operacional (400 a 720 nm), não foi possível encontrar uma boa combinação de dados MODIS, o que resultou no menor desempenho deste sensor entre os modelos de duas bandas. Nas simulações deste sensor, através do conjunto de reflectâncias obtidas em campo, foi necessário ajustar a posição ideal do λ_2 para um comprimento de onda inferior ao λ_1, isto é, cerca de 690 nm. Já nas simulações dos sensores MERIS e OLCI, o λ_2 foi representado pela banda 9 (centrada em 709 nm) e λ_1 foi reposicionado para a banda 8 (centrada em 681 nm). No entanto, observou-se o melhor desempenho destes dois sensores no momento em que o λ_1 deslocou-se para a banda 7 (centrada em 665 nm). Além disso, um bom desempenho do modelo de duas bandas também foi obtido usando bandas do MSI (R_{705}/R_{665}). Com relação à Classe 2, o modelo de quatro bandas mostrou-se inaplicável na estimativa de Chl-a utilizando as bandas de satélite, ao contrário do obtido para o modelo de quatro bandas baseado em R_{rs} medido em campo. No entanto, foi possível estimar com precisão a Chl-a usando o modelo de três bandas aplicado aos dados simulados dos sensores MERIS e OLCI.

Tabela 7 – As inclinações (p) e os interceptos (q) da função de melhor ajuste linear entre a clorofila-a observada e a estimada com o correspondente coeficiente de determinação (r^2) e o erro quadrático médio (*RMSE*), simulando as bandas dos satélites.

Águas	**Modelos**	***p***	***q***	***r²***	**RMSE** ***(mg/m³)***
Manguaba (N=36)	MODIS − R_{645}/R_{555}	38.21	−11.32	0.56	14.55
	MERIS − R_{709}/R_{681}	19.08	7.27	0.64	13.29
	OLCI − R_{709}/R_{681}	19.97	6.51	0.65	13.07
	MERIS − R_{709}/R_{665}	29.78	−6.35	0.72	11.76
	OLCI − R_{709}/R_{665}	28.43	−4.53	0.71	11.87
	MSI − R_{705}/R_{665}	34.39	−12.52	0.72	11.73
	MERIS − $(R_{681}^{-1} - R_{709}^{-1})\cdot R_{665}$	58.77	18.98	0.71	11.84
	OLCI − $(R_{681}^{-1} - R_{709}^{-1})\cdot R_{674}$	73.60	18.97	0.70	12.11
CELMM (N = 72)	MODIS − R_{645}/R_{555}	34.63	−17.27	0.31	18.42
	MERIS − R_{709}/R_{681}	23.98	−6.73	0.70	12.12
	OLCI − R_{709}/R_{681}	24.95	−7.25	0.71	11.91
	MERIS − R_{709}/R_{665}	34.12	−17.29	0.77	10.66
	OLCI − R_{709}/R_{665}	32.83	−15.74	0.76	10.77
	MSI − R_{705}/R_{665}	39.07	−23.40	0.78	10.44
	MERIS − $(R_{681}^{-1} - R_{709}^{-1})\cdot R_{665}$	39.74	20.92	0.60	14.00
	OLCI − $(R_{681}^{-1} - R_{709}^{-1})\cdot R_{674}$	42.17	22.74	0.55	14.87
	MERIS − $(R_{665}^{-1} - R_{709}^{-1})/ (R_{709}^{-1} - R_{681}^{-1})$	1.80	28.87	0.01	22.03
	OLCI − $(R_{674}^{-1} - R_{709}^{-1})/ (R_{709}^{-1} - R_{681}^{-1})$	0.67	27.84	0.00	22.15
Classe 2 (N = 14)	MODIS − R_{645}/R_{555}	18.12	10.48	0.02	9.30
	MERIS − R_{709}/R_{681}	44.75	−28.22	0.65	5.58
	OLCI − R_{709}/R_{681}	48.42	−31.57	0.67	5.42
	MSI − R_{705}/R_{665}	45.14	−28.87	0.53	6.39
	MERIS − $(R_{681}^{-1} - R_{709}^{-1})\cdot R_{665}$	71.65	14.33	0.70	5.15
	OLCI − $(R_{681}^{-1} - R_{709}^{-1})\cdot R_{674}$	81.47	14.78	0.71	5.02
	MERIS − $(R_{665}^{-1} - R_{709}^{-1})/(R_{709}^{-1} - R_{681}^{-1})$	−6.15	22.77	0.28	7.95
	OLCI − $(R_{674}^{-1} - R_{709}^{-1})/(R_{709}^{-1} - R_{681}^{-1})$	−3.69	24.52	0.33	7.69

5.5 MODELO PARA ESTIMATIVA DE CLOROFILA-A USANDO BANDAS DO MODIS

A **Figura 14** apresenta o ajuste de um modelo potencial aos dados observados. Observa-se um bom ajuste ($r^2 = 0,83$) entre concentração de clorofila-a das amostras de campo e a razão entre as reflectâncias MODIS das bandas do infravermelho próximo e vermelho (R_{858}/R_{645}), para o CELMM. Além disto, nota-se que os valores de clorofila-a são complementares entre as lagunas, de maneira que o ajuste dos baixos valores de clorofila-a se concentra na laguna Mundaú enquanto os valores mais elevados de concentração de clorofila-a são ajustados aos dados da laguna Manguaba.

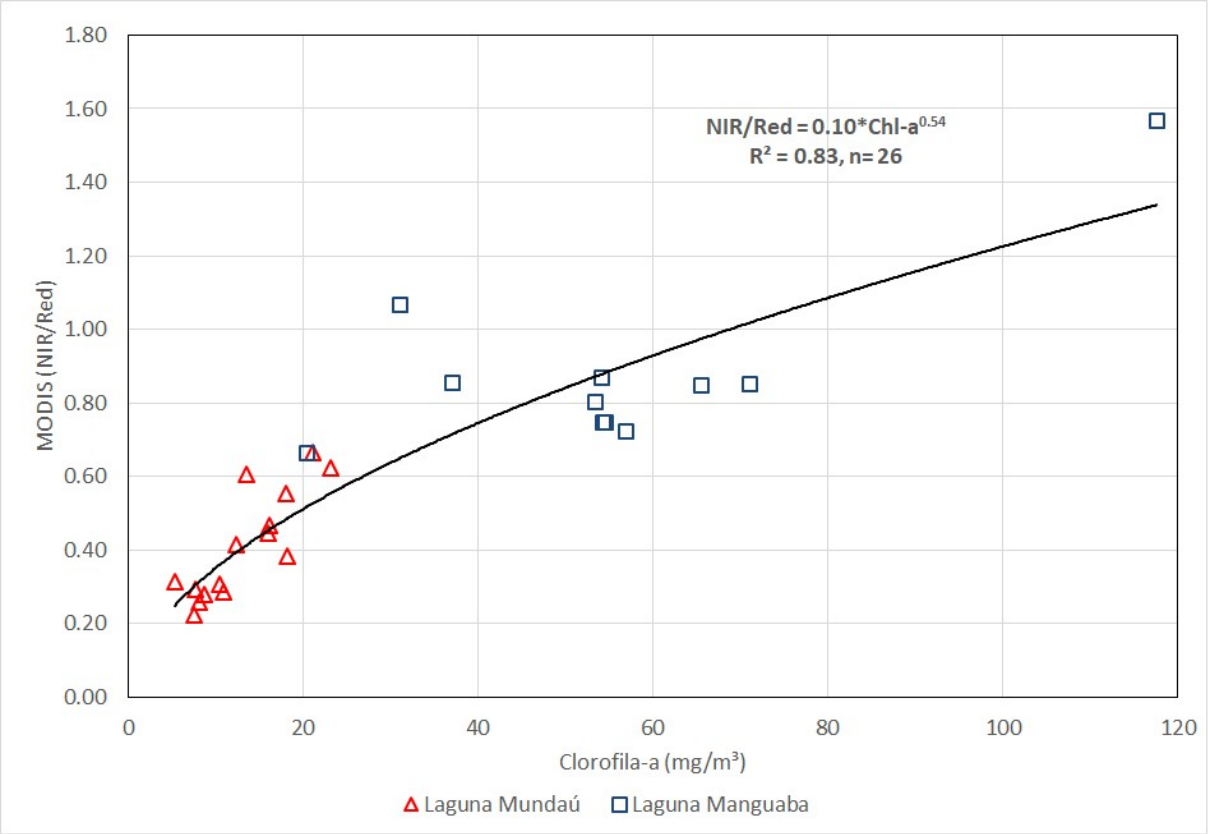


Figura 14 – Correlação entre concentração medida de clorofila-a e modelo *NIR-Red* de duas bandas utilizando dados MODIS.

5.6 PADRÕES ESPAÇO-TEMPORAIS DA CLOROFILA-A

As quatro primeiras Componentes Principais (CP) rotacionadas da Análise de Componentes Principais (ACP) conseguem explicar cerca de 70% da variabilidade dos dados originais de clorofila-a no CELMM (**Tabela 8**), sendo aproximadamente 65% desta variabilidade concentrada nos 3 primeiros eixos na Mundaú, e nos 2 primeiros eixos na laguna Manguaba.

Tabela 8 – Percentual da variância explicada através das quatro primeiras componentes principais rotacionadas nas lagunas Mundaú e Manguaba.

	CP1	**CP2**	**CP3**	**CP4**
Mundaú	28,11%	25,27%	13,23%	6,05%
Manguaba	36,70%	27,93%	7,16%	6,71%

A distribuição dos autovetores resultantes da ACP rotacionada, aplicada à laguna Mundaú, é apresentada na **Figura 15**. Analisando a primeira componente da ACP rotacionada (**Figura 15**a), observa-se um gradiente transversal (entre as margens oeste-leste) constituído por valores negativos de autovetores em toda a laguna. A Segunda componente principal apresenta um gradiente longitudinal, com valores positivos na região sul e centro da laguna e valores negativos concentrados ao norte da laguna Mundaú (**Figura 15**b). A Terceira

componente é caracterizada pela grande maioria de valores negativos dos autovetores concentrados nas regiões sul e norte da laguna, próximas às maiores entradas de fluxos de água, enquanto os números positivos encontram-se dispostos na região central (**Figura 15**c).

Com relação à Manguaba, tem-se que a primeira componente da ACP rotacionada (**Figura 15**d) é constituída por valores negativos de autovetores e apresenta um gradiente transversal (entre as margens oeste-leste) que abrange o centro e sul da laguna, enquanto a região norte destaca-se por um gradiente distinto das demais regiões. A Segunda componente principal, assim como na laguna Mundaú, apresenta um gradiente longitudinal com valores positivos na região sul e centro da laguna e valores negativos concentrados ao norte da Manguaba (**Figura 15**e). A Terceira componente é caracterizada por apresentar a grande maioria de valores positivos dos autovetores concentrados nas regiões centro-sul e extremo norte da laguna Manguaba, além disto, há uma predominância do valor -0,04 no sentido centro-norte (**Figura 15**f).

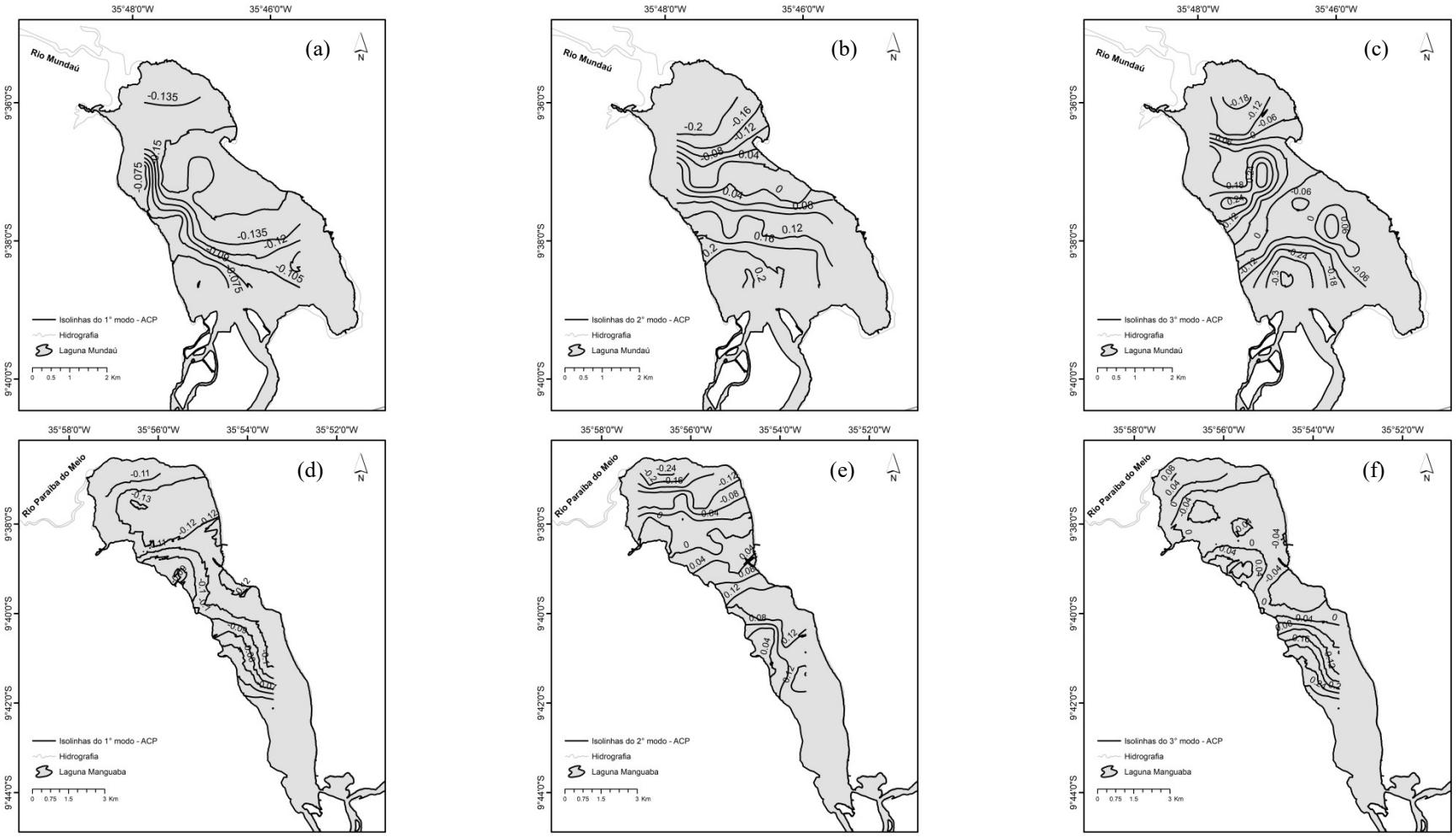


Figura 15 – Isolinhas dos autovetores da matriz de co-variância da (a,d) primeira, (b,e) segunda, e (c,f) terceira componentes da ACP rotacionada dos dados de clorofila-a nas lagunas Mundaú e Manguaba, respectivamente.

A Análise de Agrupamento (**Figura 16**), utilizando as quatro primeiras componentes principais, permitiu a identificação de 4 (quatro) Grupos Homogêneos em cada laguna. A distribuição espacial dos grupos é apresentada na **Figura 17**.

Na laguna Mundaú (**Figura 17**a) observa-se o menor grupo (GH1) bem definido ao Norte, seguido de dois grandes grupos (GH3 e GH2) na região central. Um quarto grupo é identificado na região sul (GH4), com alguns poucos elementos distribuídos ao longo da margem oeste. Na laguna Mundaú não se observa um gradiente significativo de concentrações de clorofila-a entre os grupos, apenas uma ligeira elevação nos grupos GH1 e GH4 (**Tabela 9**) em relação aos grupos da região central.

Na laguna Manguaba (**Figura 17**b), observa-se um grande grupo na região norte (GH4), outro grande grupo na região central (GH3), um pequeno grupo distribuído na margem centro-oeste (GH2) e o menor grupo localizado na região sul, e próxima a ela, também na margem oeste (GH1). Observa-se um gradiente longitudinal de clorofila-a entre os grupos, com as maiores concentrações de clorofila-a presentes no GH1 e as menores no GH4 (**Tabela 9**).

A **Figura 18** apresenta as médias mensais das concentrações de clorofila-a, estimadas por bandas MODIS, em cada grupo homogêneo definido para as lagunas Mundaú e Manguaba, respectivamente.

Na laguna Mundaú, observa-se a ocorrência de valores mais elevados de clorofila-a nos meses de período seco (entre Outubro e Março), com destaque para o mês de Março no GH4. Os meses de Maio (grupos GH2 e GH3) e Julho (grupos GH1 e GH4) registram as menores concentrações de clorofila-a.

Ao contrário da laguna Mundaú, na Manguaba, os meses de período chuvoso (Abril, Maio e Junho) apresentam elevadas concentrações de clorofila-a entre os grupos GH2, GH3 e GH4, com destaque para o mês de Maio observado no GH1. O norte da laguna Manguaba (GH4) tem comportamento mais semelhante ao da laguna Mundaú.

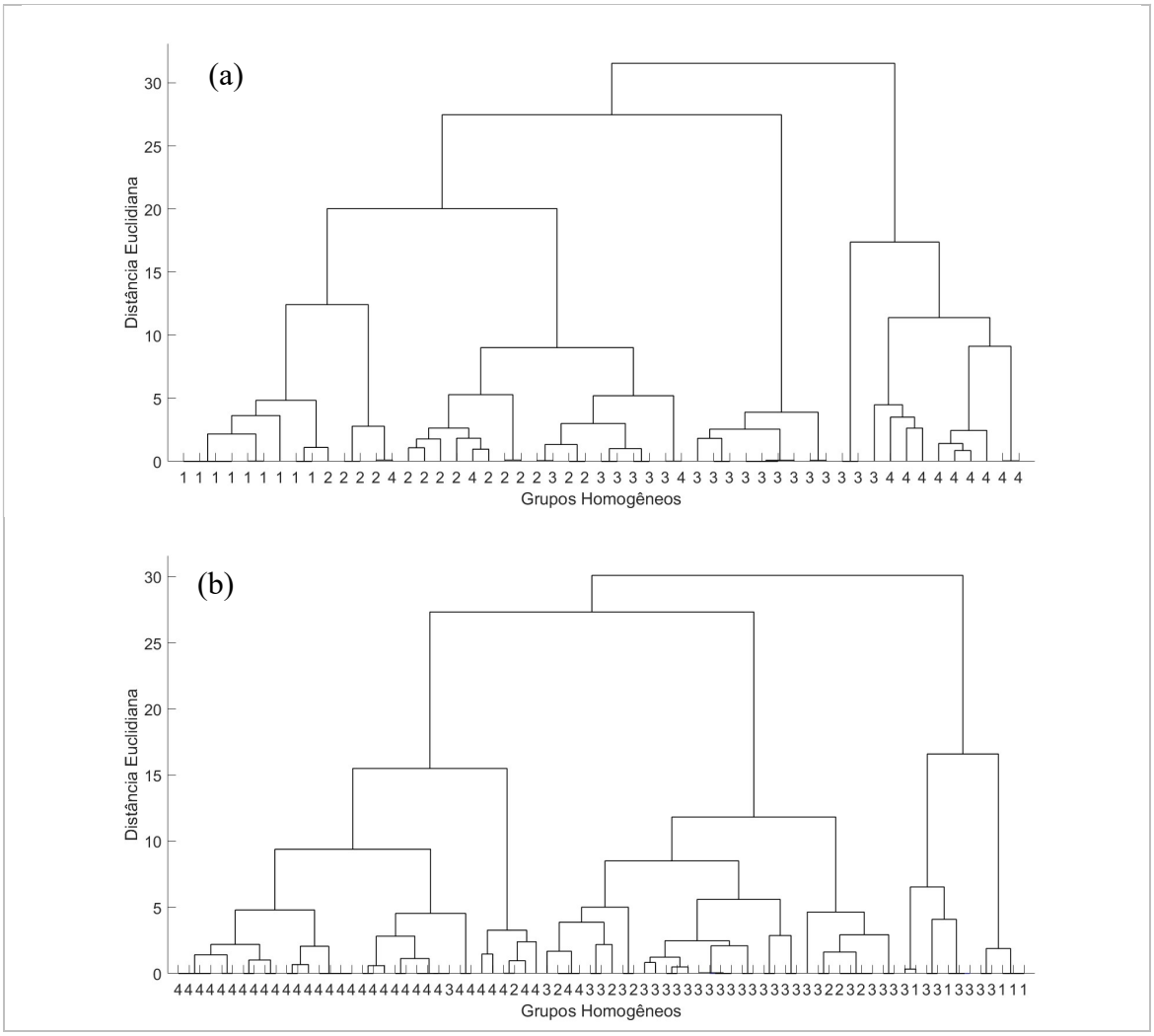


Figura 16 – Dendograma de uma análise de agrupamento (baseada na distância euclidiana, método de Ward) de grupos espaciais de clorofila-a nas lagunas: (a) Mundaú e (b) Manguaba.

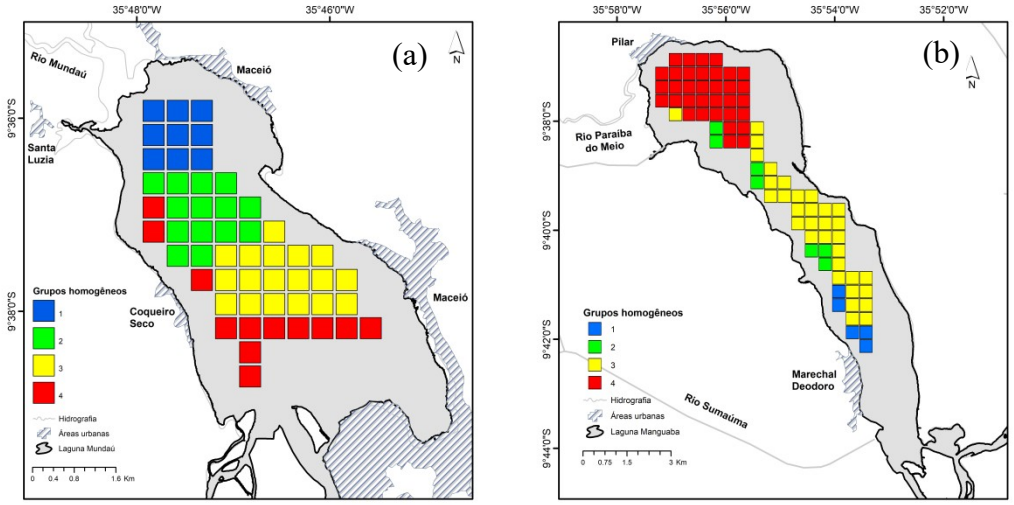


Figura 17 – Grupos Homogêneos (GH) identificados pela análise de agrupamento obtida a partir dos autovalores das quatro primeiras componentes rotacionadas da Análise de Componentes Principais (ACP), no domínio da: (a) laguna Mundaú, e (b) laguna Manguaba.

Tabela 9 – Estatísticas da concentração de clorofila-a nos Grupos Homogêneos em cada laguna.

Laguna	Grupo	Mínimo mg/m^3	Máximo mg/m^3	Média mg/m^3	Desv Pad (%)
Mundaú	GH1	6,42	46,88	18,81	7,18
	GH2	5,95	37,29	17,48	6,15
	GH3	4,22	35,44	17,04	5,95
	GH4	6,62	51,24	22,54	7,94
Manguaba	GH1	9,96	263,77	72,86	51,73
	GH2	13,85	139,05	41,88	25,13
	GH3	8,27	155,10	31,05	16,69
	GH4	8,25	79,42	23,68	10,11

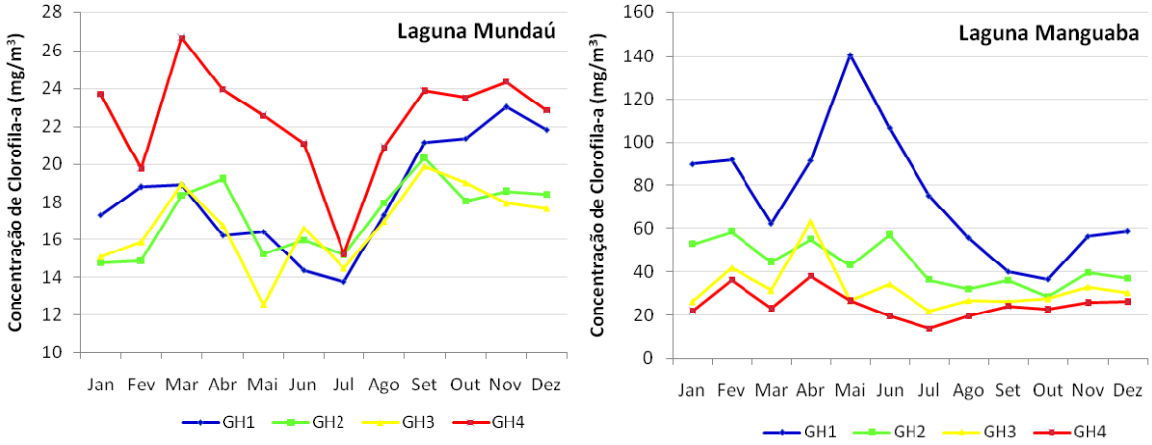


Figura 18 – Variabilidade temporal da concentração média estimada de clorofila-a dos grupos homogêneos (GH) identificados nas lagunas Mundaú e Manguaba, no período de 2002 a 2016.

A Análise de Correlação Canônica (ACC) aplicada aos dados da laguna Mundaú, Figura 19, não indicou uma variabilidade sazonal bem definida da clorofila-a, entre os períodos seco e chuvoso, de modo que, as demais variáveis ambientais analisadas (vento, vazão do rio Mundaú, precipitação, nível de maré) parecem não influenciar, significativamente, nesse aspecto. Com relação à variabilidade espacial da clorofila-a, observa-se que a variabilidade da clorofila-a nos grupos GH1 e GH2 é influenciada positivamente, principalmente, pela vazão do rio Mundaú, precipitação e maré. A variabilidade da clorofila-a no grupo GH3 está mais relacionada ao comportamento do vento e radiação solar, e o grupo GH4 não apresenta, na ACC, uma relação de variabilidade muito clara com os fatores ambientais analisados, sendo a temperatura do ar o fator, relativamente, de maior influência.

Com relação à ACC aplicada aos dados da laguna Manguaba, **Figura 20**, observa-se no primeiro eixo uma ligeira tendência de variabilidade sazonal. No período seco, a concentração de clorofila-a é mais influenciada pela variabilidade do vento, radiação solar e temperatura. No período chuvoso, a concentração de clorofila-a é mais

influenciada pela precipitação e vazão do rio Paraíba do Meio. Com relação à variabilidade espacial da clorofila-a, observa-se que o grupo GH1 sofre mais influência da precipitação, seguido da vazão proveniente do rio Paraíba do Meio. O grupo GH2 parece ser influenciado por diversos fatores ambientais, tais como, maré, vazão do rio Paraíba do Meio, precipitação e temperatura, assim como o grupo GH3, que não apresenta uma relação causa-e-efeito bem definida. A variabilidade em GH4 é influenciada positivamente por temperatura, vento e radiação solar, e negativamente por precipitação e vazão.

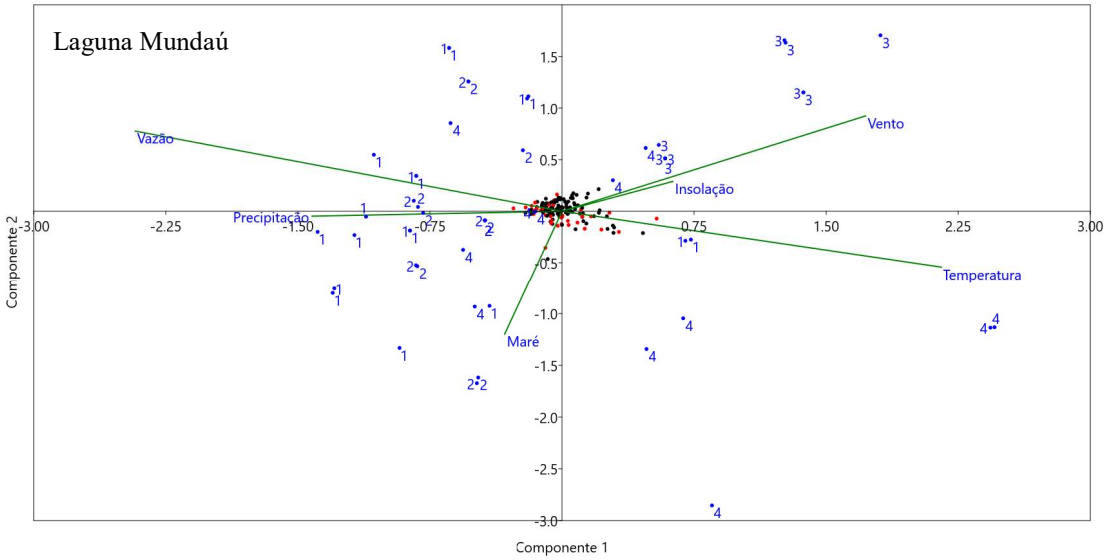


Figura 19 – Pontuações derivadas da Análise de Correspondência Canônica (ACC) aplicada à matriz sazonal da clorofila-a e variáveis ambientais, na laguna Mundaú. Pontos pretos e vermelhos representam os períodos seco (outubro-março) e chuvoso (abril-setembro) respectivamente, entre os anos de 2002 e 2016. Os pontos e números em azul representam os grupos espaciais definidos na análise de agrupamento.

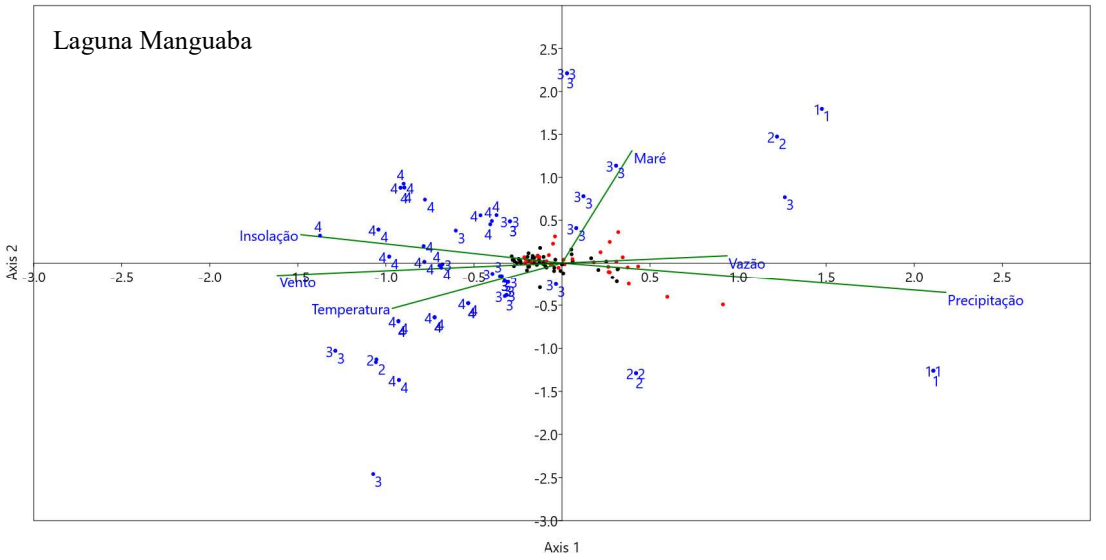


Figura 20 – Pontuações derivadas da Análise de Correspondência Canônica (ACC) aplicada à matriz sazonal da clorofila-a e variáveis ambientais, na laguna Manguaba. Pontos pretos e vermelhos representam os períodos seco (outubro-março) e chuvoso (abril-setembro) respectivamente, entre os anos de 2002 e 2016. Os pontos em azul representam os grupos espaciais definidos na análise de agrupamento.

5.7 RECONSTITUIÇÃO DO ESTADO TRÓFICO

A reconstituição do estado trófico nos grupos homogêneos das lagunas Mundaú e Manguaba é apresentada na **Figura 21** e na **Figura 22**, respectivamente. Em cada gráfico, as colunas representam a permanência no tempo dos graus de trofia em um determinado ano.

De maneira geral, o estado trófico da laguna Mundaú varia entre Mesotrófico e Supereutrófico, com a predominância anual do estado Eutrófico em todos os grupos espaciais. O estado trófico mais crítico observado, o Supereutrófico, é mais freqüente nos grupos GH4 e GH1, porém, sua permanência no tempo, quando existente, é relativamente baixa em cada ano (valores máximos em torno de 30%). Não foi identificada nenhuma tendência de elevação ou redução do estado trófico no período analisado.

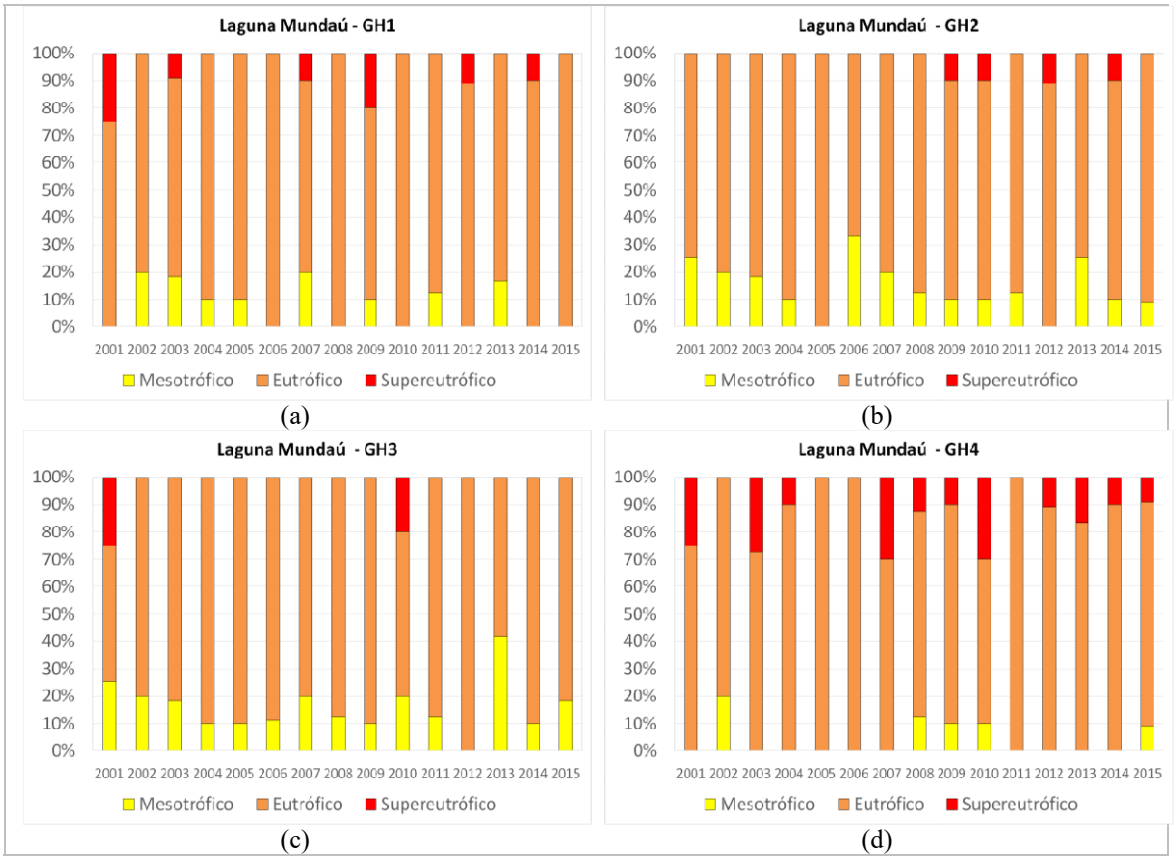


Figura 21 – Reconstituição do estado trófico, por grupo homogêneo, na laguna Mundaú: (a) Grupo Homogêneo 1 – GH1; (b) Grupo Homogêneo 2 – GH2; (c) Grupo Homogêneo 3 – GH3, e (d) Grupo Homogêneo 4 - GH4.

Já na laguna Manguaba, **Figura 22**, pode-se observar um estado de eutrofização bem mais crítico, com índices de trofia nos grupos variando, predominantemente, entre Eutrófico e Hipereutrófico. Além disto, observa-se um gradiente entre os níveis de trofia nos grupos espaciais, de forma que: (a) o grupo GH1

é o grupo mais crítico, pois, apresenta a maior frequência de ocorrência (entre os anos) e de permanência (no ano) do estado Hipereutrófico; (b) o grupo GH2 apresenta uma predominância do estado Supereutrófico; (c) o estado trófico no grupo GH3 alterna, principalmente, entre o Supereutrófico e Eutrófico, e (d) o grupo GH4 é dominantemente Eutrófico.

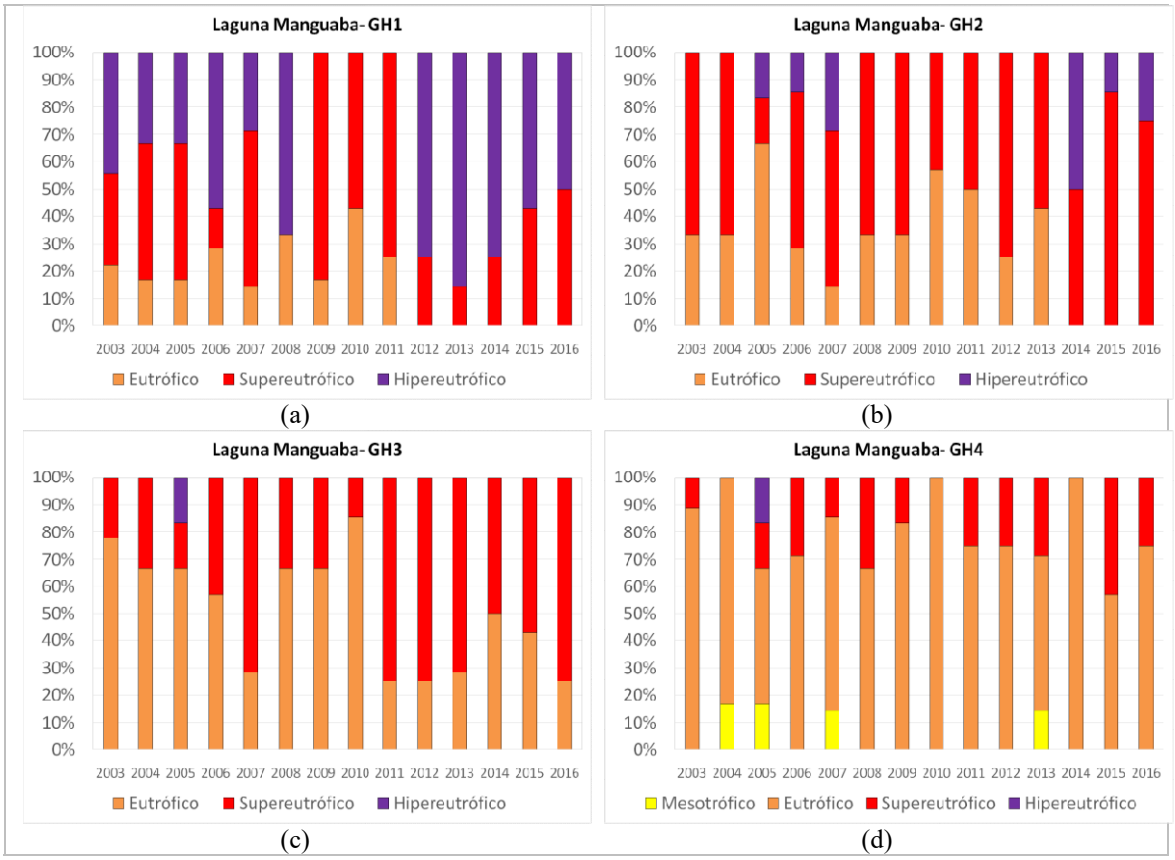


Figura 22 – Reconstituição do estado trófico, por grupo homogêneo, na laguna Manguaba: (a) Grupo Homogêneo 1 – GH1; (b) Grupo Homogêneo 2 – GH2; (c) Grupo Homogêneo 3 – GH3, e (d) Grupo Homogêneo 4 - GH4.

6 DISCUSSÃO

O CELMM pode ser caracterizado como um ambiente opticamente complexo (águas do Caso 2), uma vez que foi encontrada uma baixa correlação entre SST e Chl-a ($r^2 = 0{,}08$), sugerindo que esses constituintes não necessariamente co-variam no espaço e no tempo, diferentemente do que ocorre em águas claras oligotróficas (MÉLIN; VANTREPOTTE, 2015; MOREL, A.; PRIEUR, 1977). Além disso, a alta turbidez observada nas lagunas, com valores de disco de Secchi variando entre 0,58 m e 0,95 m (SILVA, 2005), sugere um efeito baixo ou inexistente do sedimento do fundo na reflectância espectral, uma vez que a profundidade de penetração da zona fótica é inferior à profundidade da água no CELMM (ver **Tabela 2**).

A baixa reflectância encontrada na região do azul (entre 400 nm e 470 nm) indica a presença de substâncias húmicas que geralmente dominam a absorção nessa faixa do espectro em águas influenciadas por escoamento de rios (MOBLEY, 1994), sugerindo uma influência do aporte de *CDOM* promovido pelas bacias hidrográficas que drenam para as lagunas. Por este fator, apenas uma suave depressão, provocada por picos de absorção da clorofila-a, pode ser vista em torno de 440 nm.

Um primeiro pico de reflectância na faixa verde, em torno de 560 nm na laguna Mundaú e 570 nm na laguna Manguaba, manifesta uma absorção mínima pela maioria dos pigmentos de algas, porém esta reflectância ainda é influenciada pela absorção de *CDOM* (BREZONIK et al., 2015). Assim, a reflectância espectral nesta faixa de comprimento de onda é dominada pela dispersão provocada por matéria inorgânica em suspensão e fitoplâncton.

A primeira depressão encontrada em torno de 625 nm é onde ocorre a absorção por ficocianina, pigmento presente nas cianobactérias (LYU et al., 2013; MISHRA et al., 2013; RANDOLPH et al., 2008). Na laguna Mundaú esta feição é mais discreta que na Manguaba, e isto pode estar relacionado a dois fatores: (a) o retroespalhamento provocado em virtude da elevada concentração de SST na laguna Mundaú pode estar mascarando o efeito de absorção pela ficocianina e/ou (b) a biomassa de cianobactérias é relativamente baixa na laguna Mundaú (MELO-MAGALHÃES; KOENING; NOQUEIRA, 2004). A segunda depressão, mais intensa que a primeira, ocorre onde a absorção de clorofila é máxima na região do vermelho, em torno de 670 nm (YACOBI et al., 2011). No entanto, neste comprimento de onda, a reflectância ainda está sendo influenciada por outros componentes opticamente ativos,

uma vez que, não foi encontrada uma boa correlação entre a posição do mínimo em torno de 670 nm e a concentração de Chl-a (r^2 = 0,0006).

O segundo pico proeminente visto em torno de 700 nm ocorre onde a absorção por todos os constituintes (Chl-a, *NAP*, *CDOM*) e pela própria água é mínima, e o retroespalhamento de material particulado controla as variações na reflectância nesta região. Embora a relação entre amplitude do pico próximo a 700 nm e concentração de Chl-a tenha sido muito fraca (r^2 = 0,1), o aumento da concentração de Chl-a promoveu um deslocamento da posição deste pico para comprimentos de onda maiores (r^2 = 0,8, **Figura 11**d), o que é geralmente encontrado em águas túrbidas e produtivas (GITELSON, A., 1992; GITELSON, A. et al., 2008; GITELSON, A. A. et al., 2007; TAO et al., 2013). De fato, as posições de pico próximas de 700 nm na laguna Manguaba ocorrem em comprimentos de onda ligeiramente mais longos em comparação as da laguna Mundaú, que apresenta menores concentrações de clorofila-a.

As classes ópticas, resultantes da análise de agrupamento, indicaram um comportamento espacial homogêneo na laguna Manguaba para duas classes distintas relacionadas ao período chuvoso (Classe 2) e seco (Classe 1). As amostras de água associadas à Classe 2 apresentaram características ópticas de águas dominadas ao mesmo tempo pela clorofila-a e sedimentos em suspensão, que apresentaram maior concentração na estação chuvosa devido ao provável aumento da carga de sedimentos da descarga dos afluentes. Além disso, o efeito combinado do aumento da disponibilidade de luz (isto é, menos sedimentos em suspensão) e da maior temperatura da água pode explicar o comportamento óptico distinto associado às águas dominadas pela clorofila-a encontrada na estação seca.

As amostras de água da laguna Mundaú foram majoritariamente agrupadas na Classe 3, indicando a homogeneidade das propriedades ópticas dessas águas. Esta classe óptica apresentou concentrações intermediárias de clorofila-a e maiores concentrações de SST, o que pode ser explicado por: (a) maiores entradas de nutrientes e carga de matéria orgânica para a laguna Mundaú em comparação com a laguna Manguaba, uma vez que é despejada regularmente na lagoa Mundaú uma quantidade considerável de esgotos provenientes de municípios vizinhos, principalmente da cidade de Maceió; e (b) atividades antropogênicas mais intensivas (isto é, agricultura e dragagem ao longo do leito do rio) na bacia do rio Mundaú, que favorecem a erosão do solo e o transporte de sedimentos para esta laguna.

Em relação aos modelos avaliados para águas não-classificadas, o modelo que utiliza a relação azul-verde não foi um bom algoritmo para estimar a concentração de clorofila-a no CELMM, nem nas lagunas individualmente. Conforme relatado anteriormente, o uso deste modelo não é adequado para águas túrbidas e produtivas (corpos de águas do Caso 2), uma vez que a reflectância nas faixas espectrais azuis e verdes são fortemente influenciadas pela absorção de *NAP* e *CDOM*, bem como pelo retroespalhamento provocado por material particulado orgânico e inorgânico em suspensão (BINDING; BOWERS; MITCHELSON-JACOB, 2005; BREZONIK et al., 2015).

Estimativas mais precisas de clorofila-a foram encontradas através dos modelos *NIR-Red*. Os modelos *NIR-Red* de duas e três bandas para a laguna Manguaba e o CELMM obtiveram um coeficiente de determinação muito bom ($r^2 > 0{,}80$) e desempenho semelhante a outras estimativas de clorofila-a para estuários túrbidos e produtivos (GITELSON, A. A. et al., 2007). Além disso, a inclusão da terceira banda não resultou em melhoria significativa no desempenho do modelo, em relação ao modelo *NIR-Red* de duas bandas, possivelmente, porque o efeito da absorção por *CDOM* e *NAP* não tenha contribuição relevante na reflectância dos comprimentos de onda escolhidos como ótimos na laguna Manguaba ($\lambda_1 = 690$ nm, $\lambda_2 = 714$ nm) e no CELMM ($\lambda_1 = 660$ nm, $\lambda_2 = 721$ nm).

Apesar do melhor desempenho do modelo *NIR-Red* de três bandas, a posição ótima para λ_3 foi encontrada próxima ao limite superior da faixa de operação dos sensores utilizados. Neste comprimento de onda, a reflectância ainda é alta (por exemplo, foi observada $R_{721} > R_{670}$ em algumas curvas de reflectância nas lagunas), sugerindo que a absorção causada pela água pura não é completamente dominante nessa região e, portanto, esta reflectância ainda está sendo fortemente influenciada pela absorção e retroespalhamento dos outros constituintes da água. Em geral, valores acima de 720 nm são usualmente encontrados para λ_3, considerando modelos de três bandas *NIR-Red* aplicados em águas continentais e costeiras (GITELSON, A. et al., 2008; GURLIN et al., 2011; LE; HU; CANNIZZARO; et al., 2013). Portanto, provavelmente a faixa espectral disponível no estudo pode ter limitado o deslocamento do λ_3 para comprimentos de onda mais longos no *NIR*.

Considerando o modelo *NIR-Red* de quatro bandas aplicado no CELMM e na laguna Manguaba, observou-se que a inclusão da quarta banda não melhorou o desempenho do modelo para estimar a clorofila-a em comparação com os modelos *NIR-*

Red de duas e três bandas. Curiosamente, nestes dois conjuntos de dados, as posições ótimas do λ_3 e λ_4 estavam próximas do limite superior da faixa operacional. Além disso, a distância entre estes dois comprimentos de onda foi de apenas 1 nm, que é menor do que a própria resolução dos radiômetros utilizados no estudo. Naturalmente, tal posicionamento tentou minimizar o efeito da absorção pelo *CDOM* e *NAP*, bem como o efeito do retroespalhamento na reflectância do λ_3, mas claramente não foi suficiente, especialmente em amostras de água com maiores concentrações de clorofila-a na laguna Manguaba. Isto resultou em uma queda no desempenho do modelo de quatro bandas em relação ao modelo de três bandas. De fato, em geral, valores ótimos de λ_4 são encontrados em torno de 730 nm (LE; HU; CANNIZZARO; et al., 2013; LE et al., 2011), que estão além da faixa espectral em operação neste estudo.

O mesmo padrão não foi observado na laguna de Mundaú, onde o aumento da complexidade do modelo *NIR-Red* (ou seja, de duas para quatro bandas) melhorou as estimativas de clorofila-a. No entanto, o melhor modelo encontrado para a laguna Mundaú (modelo *NIR-Red* de quatro bandas, $r^2 = 0{,}74$) apresentou pior desempenho em relação ao modelo *NIR-Red* de duas e três bandas aplicado tanto no CELMM quanto na laguna Manguaba. Gitelson et al. (2008) relataram que, em águas com elevada turbidez, os modelos *NIR-Red* de duas bandas tendem a superestimar a clorofila-a devido ao aumento da reflectância nas regiões do visível e infravermelho próximo, causada pelo retroespalhamento do maior número de partículas em suspensão. Assim, uma menor capacidade de estimativa da clorofila-a na laguna Mundaú já era esperada, uma vez que esta lagoa pode ser considerada um sistema altamente túrbido e menos produtivo que a laguna Manguaba, pois a maioria das amostras de água apresenta concentrações de clorofila-a abaixo de 25 mg/m^3. Nestes ambientes, o coeficiente de absorção da clorofila-a pode ser comparável, em termos de magnitude, ao coeficiente de retroespalhamento das partículas em suspensão ou ao coeficiente de absorção por *NAP* e *CDOM*, não satisfazendo a condição assumida para os modelos *NIR-Red* (isto é, $a_{chla}(\lambda_1) >> a_{tripton}(\lambda_1) + a_{CDOM}(\lambda_1)$, e $a_{chla}(\lambda_1) >> b_b(\lambda_1)$). Além disto, a elevada concentração de SST na laguna Mundaú favorece o modelo de 4 bandas, que busca minimizar o efeito da absorção por *NAP* e *CDOM* entre os comprimentos de onda no *NIR*. No entanto, é possível melhorar o desempenho do modelo *NIR-Red* de quatro bandas na laguna Mundaú buscando valores ótimos de λ_4 além do limite superior do intervalo espectral utilizado (isto é, para $\lambda_4 > 721$ nm). É comum, por exemplo, encontrar valores ótimos de λ_4 em torno de 740 nm (LE et al., 2009).

Em relação aos modelos avaliados nas amostras classificadas, em geral, os algoritmos de inversão aplicados a grupos homogêneos não melhoraram a estimativa de clorofila-a, em comparação com os modelos de bandas utilizando dados não classificados. Este fato pode estar associado: (a) a derivação de modelos a partir de um número reduzido de amostras de água em cada classe; (b) o método de classificação escolhido (por exemplo, agrupamento de classificação não supervisionada, classificação por lógica fuzzy e abordagens de cálculo utilizando características da curva de reflectância), que pode controlar o número e as características ópticas de cada classe (LE et al., 2011; LUBAC; LOISEL, 2007; MARTINEZ et al., 2015); (c) maior uniformidade das características ópticas e dos valores de concentração dos constituintes da água em cada classe, o que pode resultar em menor desempenho dos modelos, principalmente para classes com maior concentração de matéria em suspensão e menor concentração de clorofila-a. No entanto, em outros estudos (LE et al., 2011; SUN et al., 2014), a pré-classificação do conjunto dos espectros de reflectância em grupos homogêneos mostrou ser satisfatoriamente útil para validar os modelos de bandas de satélites a partir de um conjunto diferente de dados de campo sem reposicionamento de valores de comprimento de onda ótimos para cada modelo. Portanto, os modelos de banda das águas classificadas obtidos para a laguna Manguaba podem ser considerados promissores, principalmente o modelo para a Classe 2.

Embora os ambientes estuarinos tenham uma dinâmica mais intensa em relação a outros corpos de água continentais (lagos e reservatórios), os altos tempos de retenção das lagunas Mundaú (mais de 2 semanas) e Manguaba (maior que 1 mês) sugerem mudanças lentas na qualidade da água ao longo do tempo. Assim, o CELMM demonstra um enorme potencial para a aplicabilidade de modelos usando sensores de satélite com resolução temporal menor que 1 (uma) semana, como os sensores avaliados neste estudo. Em geral, os modelos de duas bandas baseados em bandas de satélite têm apresentado um melhor desempenho do que os modelos de três bandas, o que está de acordo com outros estudos (GURLIN et al., 2011; LE; HU; CANNIZZARO; et al., 2013; SUN et al., 2014). Os resultados também indicam que o modelo de duas bandas usando o sensor MODIS (R_{645}/R_{555}) não foi satisfatório para estimativa da clorofila-a. Provavelmente isto tenha ocorrido em virtude da impossibilidade do uso das bandas *NIR* do MODIS, bastante utilizadas nesse tipo de modelo (DALL'OLMO, GIORGIO et al., 2005; GITELSON, A. et al., 2008; GURLIN et al., 2011), que se encontram além da faixa espectral de operação deste estudo. No entanto, boas estimativas de clorofila-a

foram encontradas usando o algoritmo de duas bandas baseado em bandas simuladas dos satélites Sentinel-2/MSI, Envisat/MERIS e Sentinel-3/OLCI, indicando uma promissora aplicabilidade desses sensores na laguna Manguaba e no CELMM. Em relação às águas de Classe 2, uma queda no desempenho do modelo de quatro bandas, baseado em bandas MERIS e OLCI simuladas, em comparação com os modelos de duas e três bandas, pode ser explicada pela incapacidade de identificar uma boa combinação de bandas de satélite simuladas a partir dos comprimentos de onda escolhidos como ótimos para os modelos usando as R_{rs} medidas em campo.

Quanto à utilização de imagens de satélite para estimativa de clorofila-a, o modelo *NIR-Red* de duas bandas (R_{858}/R_{645}), aplicado às reflectâncias extraídas das imagens MODIS que abrangeram o período de levantamento de Chl-a de campo, apresentou desempenho comparável aos melhores modelos obtidos com os dados de reflectância de campo ($r^2 = 0,83$). Isto sugere que modelos semi-empíricos, baseados em propriedades ópticas envolvendo constituintes de água, tem um forte potencial para estimativa de clorofila-a, utilizando dados hiperespectrais de sensores satelitais ou de campo em estuários produtivos túrbidos tropicais, como também foi observado em águas continentais temperadas, tropicais e subtropicais (GITELSON, A. et al., 2008; LE; HU; ENGLISH; CANNIZZARO; CHEN; FENG; et al., 2013; XIE et al., 2015). A avaliação dos modelos para estimar a clorofila-a através de imagens dos satélites Sentinel-2/MSI e Sentinel-3/OLCI estimulam futuras investigações no CELMM, uma vez que durante o período de monitoramento (maio a setembro de 2015) não havia imagens disponíveis destes sensores.

Apesar da ampla faixa de concentração de clorofila-a no conjunto de dados (0,97 – 117,24 mg/m^3), o período de monitoramento foi limitado entre maio e setembro de 2015, o que corresponde ao período inter-estacional entre o final da estação úmida e o início da estação seca. Um estudo recente, utilizando cerca de 100 amostras de água para cada estação, indicou que um único modelo baseado na reflectância espectral pode ser usado para estimar a clorofila-a em quatro estações (WANG, L. et al., 2016), sugerindo que os modelos empíricos elaborados neste estudo não estão restritos ao período de monitoramento.

Analisando os padrões espaço-temporais da clorofila-a nas lagunas Mundaú e Manguaba, a primeira componente da Análise de Componentes Principais (ACP) indicou um gradiente transversal de variabilidade de clorofila-a entre as margens oeste-leste. Este padrão principal de variabilidade pode estar associado ao tempo de residência

hidráulica (TRH), visto que é um fator determinante nos processos de distribuição espacial e na disponibilidade de nutrientes, afetando o desenvolvimento do fitoplâncton, e, portanto, pode explicar as mudanças espaço-temporais na concentração de clorofila-a na superfície da água (LONDE et al., 2016).

Em termos gerais, o TRH médio na laguna Mundaú é menor que o TRH na laguna Manguaba (OLIVEIRA; KJERFVE, 1993; SOUZA, 2017). Isto ocorre em função da menor influência das forçantes de maré na laguna Manguaba devido a um maior estrangulamento nos canais de ligação em comparação com a laguna Mundaú, resultando em uma menor penetração de águas oceânicas nesta laguna. Na laguna Mundaú, os menores TRH (variando entre 6 horas no sul e 18 dias no norte) são encontrados próximos à margem oeste, o que indica uma maior circulação nesta região desde a foz do rio Mundaú até a entrada do canal que interliga a laguna ao oceano (BRITO JR.; FRAGOSO JR.; LARSON, 2017). Já a região mais central e a região próxima à margem leste foram encontrados TRH maiores (entre 23 e 27 dias), o que as tornam mais estagnadas e, neste caso, com menor variabilidade na concentração de clorofila-a (ver desvio padrão na **Tabela 9**). O comportamento espacial do TRH na laguna Manguaba foi estimado recentemente por Souza (2017), porém, o efeito da circulação devido ao vento não foi considerado. No entanto, alguns estudos mostraram que o vento exerce papel fundamental na distribuição de correntes e mistura na laguna Manguaba (LINS, R. C.; FRAGOSO JR; CIRILO, 2013; OLIVEIRA; KJERFVE, 1993). Desta forma, a associação da distribuição espacial da clorofila-a com o TRH pode ser limitada na laguna Manguaba.

Aliado ao TRH, outro fator que pode influenciar neste padrão de variabilidade é a contribuição lateral de carga orgânica por fontes pontuais e difusas provenientes do uso e ocupação do solo no entorno das lagunas. Neste caso, Costa et al. (2011) identificaram, para o período chuvoso, que as principais fontes de matéria orgânica particulada proveniente do entorno do CELMM foram principalmente: o lançamento de esgotos não tratados na laguna Mundaú pelos municípios de Santa Luzia e Coqueiro Seco (margem oeste) e Maceió (margem leste) e, na Manguaba, fertilizantes e nutrientes provavelmente resultantes do cultivo de cana-de-açúcar. Os mesmos autores observaram que a contribuição por esgotos na Manguaba foi praticamente inexistente, sendo observada uma pequena parcela próxima aos exutórios dos rios Sumaúma e Paraíba do meio. Apesar das fontes externas de material orgânico particulado em suspensão (fonte alóctone), a maior parcela é gerada nas próprias nas lagunas (fonte

autóctone), derivadas da mortalidade do próprio fitoplâncton (COSTA et al., 2011), sugerindo que as condições de qualidade da água estão sendo mais fortemente afetadas pelo tempo de residência da água do que pela provável carga de nutrientes, assim como identificado por Wainger et al. (2016) nos pequenos sub-estuários da Baía de Chesapeake.

O segundo eixo principal de variabilidade total das concentrações de clorofila-a nas lagunas do CELMM ocorre no sentido longitudinal. A segunda componente da ACP foi capaz de diferenciar a variabilidade da concentração de clorofila-a encontrada entre a extremidade norte das lagunas (próximas ao aporte fluvial dos rios Mundaú e Paraíba do Meio) e a região sul (mais próxima à entrada do canal que as interligam ao oceano), através da indicação dos valores de autovetores com sentidos opostos.

Na laguna Mundaú, esta componente pode estar captando os efeitos da descarga fluvial e de maré nas extremidades norte/sul que apresentaram as maiores concentrações de clorofila-a. De fato, conforme demonstrado pela Análise de Correlação Canônica (ACC), a variabilidade da clorofila-a na região norte da laguna Mundaú é fortemente influenciada pela vazão no rio Mundaú e precipitação. Neste aspecto, o uso e cobertura do solo da bacia de contribuição têm papel fundamental no aporte de água doce, de matéria orgânica e de nutrientes para a laguna, propiciando o desenvolvimento de espécies de fitoplâncton mais adaptadas às águas com menor salinidade. Porém, não se observa um crescimento exagerado de algas nesta região, sugerindo que o principal aporte de SST (i.e. descarga de sólidos pelo rio Mundaú, OLIVEIRA; KJERFVE, 1993) pode limitar o crescimento de algas nesta região. Na região centro-leste da laguna Mundaú (GH2 e GH3), que apresenta maiores tempos de residência (BRITO JR.; FRAGOSO JR.; LARSON, 2017), a variabilidade da concentração de clorofila-a é mais limitada em relação às regiões GH1 e GH4, e outros fatores ambientais tais como vento, temperatura e insolação (ver **Figura 19**a) parecem exercer um papel mais importante nesta variabilidade. Apesar dos elevados TRH e aporte constante de nutrientes (por esgotos domésticos e/ou resultantes da própria decomposição do fitoplâncton), não foram observados altos valores de clorofila-a (por exemplo acima de 60 μg/L) nesta região central. Esta limitação está possivelmente relacionada a uma maior taxa de mortalidade e de predação por bivalves (sobretudo pelo sururu, Sp. *Mytella charruana*, MAIOLI et al. (2010)) e devido a uma maior limitação

de crescimento por inibição da luz na água, limitando o desenvolvimento de fitoplâncton nesta região.

Melo-Magalhães et al. (2009) observaram que a maioria das espécies identificadas nas lagunas do CELMM é de origem de água doce (51%), seguida das espécies de origem nerítica ou nerítica/marinha (47%), e apenas 2% das espécies eram de origem estuarina. Na laguna Mundaú, nas regiões com maiores concentrações de salinidade, os mesmos autores identificaram um domínio de espécies de diatomáceas, principalmente *Skeletonema* cf. *coastum*. É conhecido que espécies de diatomáceas têm crescimento mais impactado em ambientes com níveis elevados de turbidez na água (REYNOLDS, 1994) quando comparado a outras espécies de fitoplâncton como, por exemplo, espécies de cianobactérias. Além disso, espécies de diatomáceas constituem a principal fonte de alimento para o sururu (PEREIRA-BARROS, 1972), que é presente apenas na laguna Mundaú (OLIVEIRA; KJERFVE, 1993).

Na região localizada mais ao sul da laguna Mundaú, que apresenta maiores contribuições por esgotos da cidade de Maceió, menores tempos de residência e maior proximidade com o oceano, não ficou evidente, na ACC, a relação causal para a variabilidade clorofila-a. Provavelmente, nesta região, a maré controla os padrões de variabilidade da concentração de clorofila-a. No entanto, a escala temporal adotada no estudo (médias mensais) pode não ter sido adequada para captar respostas mais rápidas como as de variações de níveis de maré (6 horas entre os níveis máximos e mínimos), prejudicando a análise de causa-e-efeito. Além disto, a ACC aplicada aos dados da laguna Mundaú não indicou uma variabilidade temporal bem definida da clorofila-a entre os períodos seco e chuvoso, ao longo do período analisado. Este fato corrobora com os resultados obtidos durante as coletas de campo e em estudos pontuais realizados por outros autores no período de monitoramento do satélite (COTOVICZ JUNIOR et al., 2013).

Na laguna Manguaba, onde o efeito da maré é menor em comparação com a laguna Mundaú (OLIVEIRA; KJERFVE, 1993), o gradiente longitudinal da clorofila-a parece estar associado à sazonalidade das estações secas e chuvosas. Ao norte da laguna Manguaba (GH4), fatores ambientais como o vento, insolação e temperatura tem importante papel na variabilidade da clorofila-a durante o período seco (**Figura 19**). Neste período, o desenvolvimento de espécies de fitoplâncton mais adaptadas a água doce parece estar mais associado ao menor aporte de material particulado inorgânico pelo rio Paraíba do Meio e à elevada produção autóctone de nutrientes. No período

chuvoso, o aumento da descarga fluvial e de sólidos, possivelmente, limita o crescimento do fitoplâncton na região norte da laguna Manguaba em comparação às demais regiões.

A região central da laguna Manguaba (GH3 e GH2) corresponde a uma área de transição, sendo influenciada, principalmente, por fatores ambientais mais associados ao período seco (i.e. temperatura, insolação e vento) e, em menor intensidade, pela maré. Na região central, são observados valores muito altos de clorofila-a, quando comparados à laguna Mundaú, que ocorrem, provavelmente, não apenas em função das menores concentrações de material particulado inorgânico em suspensão, em relação à região norte, mas, principalmente, em função do tipo de espécie dominante nesta região. Melo-Magalhães et al. (2009) identificaram que as espécies dominantes na Manguaba são as cianofíceas de águas doces, principalmente *Anabaena spiroides*, no período seco, e *Microcystis aeruginosa*, no período chuvoso, e espécies de diatomáceas, com dominância de *Cytonella meneghiniana*.

Já na região mais ao sul da laguna Manguaba (GH1), a variabilidade da clorofila-a está mais relacionada aos fatores associados ao período chuvoso (precipitação e vazão), com valores extremamente elevados no mês de Maio (**Figura 18**; **Figura 19**). Neste período, os valores mais altos de clorofila-a podem estar relacionados ao maior aporte de nutrientes e matéria orgânica do rio Sumaúma e do Município de Marechal Deodoro, menor turbidez em relação à região norte e a dominância de espécies de cianobactérias de água doce, sobretudo *Microsystis aeruginosa,* devido à queda das concentrações de salinidades no período. Espécies de *Microsystis* são reconhecidas como estrategistas, capaz de se movimentar rapidamente na vertical, o que lhe permite buscar melhores condições de luminosidade e, portanto, propiciar o seu desenvolvimento (DANG et al., 2012). Além disso, esta espécie também tem a capacidade de se agrupar, formando colônias, dificultando a herbívora por predadores.

Durante o período de monitoramento por satélite (2002 a 2016), não se observou uma tendência de mudança do estado trófico do CELMM, indicando que existe certa resiliência do sistema e uma condição de estabilidade (HOLLING, 1973). Vale ressaltar que o índice de estado trófico (IET) foi calculado considerando apenas as concentrações de clorofila-a, o que pode alterar a classificação do estado trófico em relação a outros índices. Com base no cálculo do IET utilizado neste estudo, foi possível observar que o nível de eutrofização da laguna Manguaba é mais crítico que o da laguna

Mundaú, corroborando com os resultados de estudos anteriores, obtidos por diferentes métodos, para as duas lagunas (COTOVICZ JUNIOR, 2012; COTOVICZ JUNIOR et al., 2013; MELO-MAGALHÃES et al., 2009). As regiões centro e sul da laguna Manguaba apresentaram IET entre Eutrófico e Hipereutrófico, durante todo o período analisado, com destaque para a frequência de ocorrência do estado Hipereutrófico mais ao sul. A região norte da laguna Manguaba tem níveis de IET, predominantemente no estado Eutrófico, assim como os encontrados em toda a laguna Mundaú, sobretudo aos encontrados em sua porção sul.

7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Apesar das lagunas pertencerem ao mesmo sistema, sendo lagunas vizinhas, interligadas, e com uso e ocupação do solo semelhante nas bacias de contribuição dos rios principais, cada laguna apresenta padrões espaço-temporais distintos de clorofila-a.

Tais diferenças foram inicialmente detectadas através das curvas espectrorradiométricas das reflectâncias de sensoriamento remoto obtidas em campo. Através destas curvas, foi possível perceber que a laguna Mundaú tem características ópticas de águas dominadas simultaneamente por fitoplâncton e sólidos em suspensão, enquanto a Manguaba, apresenta feições mais características do fitoplâncton, na região verde/vermelho, e também de matéria orgânica dissolvida, na região azul/verde, que estão, principalmente, relacionadas a uma maior concentração de clorofila-a observada nesta laguna em comparação à laguna Mundaú.

Apesar das lagunas apresentarem características ópticas distintas, foi observado que um modelo bio-óptico global, considerando-se as amostras das duas lagunas em diferentes épocas do ano, pode ser aplicado para estimativa de clorofila-a no CELMM, uma vez que os altos valores de clorofila-a da laguna Manguaba se ajustam melhor a parte alta da curva do modelo, enquanto os valores mais baixos e com mais interferência da turbidez na laguna Mundaú se ajustam melhor a parte baixa da curva. Neste sentido, observou-se que, apesar do elevado grau de assoreamento no CELMM, a elevada turbidez e/ou a elevada concentração de clorofila-a destes ambientes possibilitaram o uso de técnicas de sensoriamento remoto para estimativa de clorofila-a, sem que houvesse interferência de reflectância de fundo na maior parte das lagunas Mundaú e Manguaba.

Ainda que a resposta espectral da laguna Mundaú seja pouco influenciada pelas estações do ano, e na Manguaba observou-se uma tendência de variabilidade temporal nas propriedades ópticas aparentes, o modelo calibrado neste estudo pode ser utilizado para reconstrução de séries de clorofila-a, tendo em vista o estado de estabilidade em que as lagunas se encontram.

Outro aspecto que deve ser destacado é o tipo de sensor utilizado neste estudo, tanto de campo quanto espacial. Acredita-se que os modelos bio-ópticos obtidos neste estudo, podem ser melhorados utilizando combinações de comprimentos de onda, acima de 720 nm. Com relação ao sensor MODIS, neste estudo, foram utilizadas imagens com resolução de 500 m, mas o modelo aplicado para reconstrução das séries de clorofila-a utilizou uma combinação de bandas que também são disponíveis para a

resolução de 250 m. Desta forma, é interessante realizar uma calibração considerando o produto de resolução espacial mais refinada disponível para este sensor. Além disto, recomenda-se fortemente, a realização de novas campanhas de campo para a validação dos modelos obtidos neste estudo, e calibração de novos modelos considerando as resoluções radiométricas e espaciais dos sensores recentemente lançados da série Sentinel. Resoluções espaciais mais altas possibilitarão o monitoramento da clorofila-a também nos canais que interligam as lagunas. Neste aspecto, também é recomendado o uso de sensores aerotransportados (por drones, por exemplo) os quais permitirão amostragens de reflectância com alta cobertura espacial, altas resoluções espaciais e radiométricas.

Com relação à resolução temporal das imagens de satélite, a presença de nuvens em estuários tropicais é muito frequente, sendo um fator que possivelmente inviabilize este tipo de abordagem utilizando sensores com piores resoluções temporais. A frequência quase diária do sensor MODIS foi fundamental para o alcance dos bons resultados obtidos neste estudo, haja vista, a quantidade de imagens que foram descartadas por apresentarem ausência total ou parcial de informações com alta qualidade. Ainda assim, as séries de clorofila-a tiveram que ser geradas numa escala de médias mensais, que nestas lagunas, devido aos elevados tempos de residência, e ao estado de estabilidade em que se encontram, não prejudicou a avaliação espaço-temporal.

Apesar de não ter sido possível validar a equação de regressão do modelo MODIS (R_{858}/R_{645}), os resultados obtidos neste estudo corroboram com os resultados encontrados em estudos realizados durante o período de monitoramento do MODIS ou anteriores, sugerindo que o modelo apresentado tem forte potencial para monitoramento de clorofila-a no CELMM.

As técnicas estatísticas utilizadas neste estudo mostraram-se ferramentas úteis para a identificação dos padrões espaço-temporais de distribuição da clorofila-a no CELMM. A Análise de Componentes Principais permitiu a identificação de dois principais eixos de variabilidade das concentrações de clorofila-a, nas duas lagunas. Na direção transversal, a variabilidade de clorofila-a se mostrou mais associada ao tempo de residência hidráulico (TRH) e às cargas de nutrientes por fontes laterais. No entanto, investigações mais detalhadas precisam ser conduzidas na laguna Manguaba para uma avaliação mais completa do TRH com a finalidade de identificar algum grau de associação com a variabilidade de clorofila-a. Na direção longitudinal (entre margens

norte/sul), a variabilidade longitudinal da clorofila-a na laguna Mundaú está mais relacionada às contribuições do rio Mundaú e ao provável efeito de maré nas regiões norte e sul, respectivamente. Na laguna Manguaba, esta variabilidade possivelmente está mais relacionada às descargas do rio Paraíba do Meio no norte e, provavelmente, à carga de nutrientes lançada em Marechal Deodoro e pelo rio Sumaúma.

A Análise de Agrupamento permitiu a identificação de regiões homogêneas que foram utilizadas na Análise de Correlação Canônica para avaliação das relações causa-e-efeito entre clorofila-a e outras variáveis ambientais (precipitação, vazão do rio principal, vento, temperatura, insolação e nível de maré) que possuíam série histórica para o período analisado (2002 - 2016). Verificou-se que as variáveis precipitação e vazão tem maior peso na variabilidade da clorofila-a nas regiões norte da laguna Mundaú e sul da laguna Manguaba, enquanto as variáveis vento, insolação e temperatura tiveram mais influência na variabilidade das regiões norte da Manguaba e centro-leste da Mundaú. As técnicas utilizadas não foram capazes de identificar claramente os efeitos da maré na distribuição espaço-temporal da clorofila-a.

Os índices de estado trófico (IET) na laguna Manguaba apresentaram um gradiente no sentido longitudinal, indicando os maiores percentuais do estado Hipereutrófico na região mais ao sul. Na região norte da laguna Manguaba, foi identificada uma predominância do estado Eutrófico, assim como foi observado para toda a laguna Mundaú. Vale destacar que esta classificação foi baseada apenas nas concentrações de clorofila-a e pode não captar o estado trófico real considerando os níveis de nutrientes presentes no meio.

REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH, A. et al. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington, D.C.: APHA-AWWA-WEF, 2005. ISBN 0875530478 9780875530475.

ANDERSON, L. O. et al. **Sensor MODIS: uma abordagem geral**. INPE. São José dos Campos, p.58. 2003

AUGUSTO-SILVA, P. B. et al. Analysis of MERIS Reflectance Algorithms for Estimating Chlorophyll-α Concentration in a Brazilian Reservoir. **Remote Sensing,** v. 6, n. 12, p. 11689-11707, 2014.

BECKER, V. **Variação da estrutura e da biomassa fitoplanctônica na lagoa Itapeva (litoral norte do Rio Grande do Sul) em função da hidrodinâmica**. 2002. 118 (Master). Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

BERGAMINO, N. et al. Spatio-temporal dynamics of phytoplankton and primary production in Lake Tanganyika using a MODIS based bio-optical time series. **Remote Sensing of Environment,** v. 114, n. 4, p. 772-780, 2010/04/15/ 2010.

BIERMAN, P. et al. A review of methods for analysing spatial and temporal patterns in coastal water quality. **Ecological Indicators,** v. 11, n. 1, p. 103-114, 2011.

BINDING, C. E.; BOWERS, D. G.; MITCHELSON-JACOB, E. G. Estimating suspended sediment concentrations from ocean colour measurements in moderately turbid waters; the impact of variable particle scattering properties. **Remote Sensing of Environment,** v. 94, n. 3, p. 373-383, 2005.

BLONDEAU-PATISSIER, D. et al. 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. **Progress in Oceanography,** v. 123, p. 123-144, 2014/04/01/ 2014.

BOYER, J. N. et al. Phytoplankton bloom status: Chlorophyll a biomass as an indicator of water quality condition in the southern estuaries of Florida, USA. **Ecological Indicators,** v. 9, n. Supplement, p. S56-S67, 2009.

BREZONIK, P. L. et al. Factors affecting the measurement of CDOM by remote sensing of optically complex inland waters. **Remote Sensing of Environment,** v. 157, p. 199-215, 2015.

BRITO JR., A. N. D.; FRAGOSO JR., C. R.; LARSON, M. **Tidal exchange in a choked coastal lagoon: A study of Mundaú Lagoon in northeastern Brazil.**: Lund University 2017.

BUKATA, R. P. Retrospection and introspection on remote sensing of inland water quality: “Like Déjà Vu All Over Again”. **Journal of Great Lakes Research,** v. 39, Supplement 1, p. 2-5, 2013.

CADEE, G. C. Book Review: Nutrients and Eutrophication in Estuaries and Coastal Waters. **Aquatic Ecology,** v. 38, n. 4, p. 616-617, 2004.

CANNIZZARO, J. P.; CARDER, K. L. Estimating chlorophyll a concentrations from remote-sensing reflectance in optically shallow waters. **Remote Sensing of Environment,** v. 101, p. 13-24, 2006.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography,** v. 22, n. 2, p. 361-369, 1977.

CARMICHAEL, W. W. The Toxins of Cyanobacteria. **Scientific American,** v. 217, n. 1, p. 78-86, 1994.

CHAVULA, G. et al. Estimating chlorophyll concentration in Lake Malawi from MODIS satellite imagery. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C,** v. 34, n. 13–16, p. 755-760, 2009.

COSTA, T. L. F. et al. Sources and Distribution of Parcitulate Organic Matter of a Tropical Estuarine-Lagoon System from NE Brazil as Indicated by Lipid Biomarkers. **Aquat Geochem,** v. 17, p. 1-19, 2011.

COTOVICZ JUNIOR, L. C. Comparação de Modelos e Índices para Avaliação do Estado Trófico do Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba, (AL). **Geochimica Brasiliensis,** v. 26, n. 1, 2012.

COTOVICZ JUNIOR, L. C. et al. Assessment of the trophic status of four coastal lagoons and one estuarine delta, eastern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment,** v. 185, n. 4, p. 3297-3311, 2013/04/01 2013.

CRESSIE, N.; WIKLE, C. K. **Statistics for Spatio-Temporal Data**. John Wiley and Sons, 2011. ISBN ISBN : 978-0-471-69274-4.

DALL'OLMO, G.; GITELSON, A. A.; RUNDQUIST, D. C. Towards a unified approach for remote estimation of chlorophyll-a in both terrestrial vegetation and turbid productive waters. **Geophysical Research Letters,** v. 30, n. 18, p. HLS1-HLS1-4, 2003.

DALL'OLMO, G. et al. Assessing the potential of SeaWiFS and MODIS for estimating chlorophyll concentration in turbid productive waters using red and near-infrared bands. **Remote Sensing of Environment,** v. 96, n. 2, p. 176-187, 2005.

DANG, T. C. et al. Characteristics of the Freshwater Cyanobacterium Microcystis aeruginosa Grown in Iron-Limited Continuous Culture. **Applied and Environmental Microbiology,** v. 78, n. 5, p. 1574-1583, 2012.

DE LUCIA LOBO, F. et al. Reference spectra to classify Amazon water types. **International Journal of Remote Sensing,** v. 33, n. 11, p. 3422-3442, 2012/06/10 2012.

EL HOURANY, R. et al. Spatio-temporal variability of the phytoplankton biomass in the Levantine basin between 2002 and 2015 using MODIS products. **Oceanologia,** v. 59, n. 2, p. 153-165, 2017/04/01/ 2017.

ESTEVES, F. D. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2nd. Rio de Janeiro: 1998. 575

FRAGOSO JR, C. R.; FERREIRA, T. F.; DA MOTTA MARQUES, D. **Modelagem Ecológica Em Ecossistemas Aquáticos**. Oficina de Textos. São Paulo: 2009. 304 ISBN 978-85-86238-88-8.

GEGE, P. Chapter 2 - Radiative Transfer Theory for Inland Waters A2 - Mishra, Deepak R. In: OGASHAWARA, I. e GITELSON, A. A. (Ed.). **Bio-optical Modeling and Remote Sensing of Inland Waters**: Elsevier, 2017. p.25-67. ISBN 978-0-12-804644-9.

GITELSON, A. The peak near 700 nm on radiance spectra of algae and water - relationships of its magnitude and position with chlorophyll concentration. **International Journal of Remote Sensing,** v. 13, n. 17, p. 3367-3373, Nov 1992.

GITELSON, A. et al. A simple semi-analytical model for remote estimation of chlorophyll-a in turbid waters: Validation. **Remote Sensing of Environment,** v. 112, n. 9, p. 3582-3593, 2008.

GITELSON, A. A.; SCHALLES, J. F.; HLADIK, C. M. Remote chlorophyll-a retrieval in turbid, productive estuaries: Chesapeake Bay case study. **Remote Sensing of Environment,** v. 109, n. 4, p. 464-472, 2007.

GONS, H. J. Optical teledetection of chlorophyll a in turbid inland water. **Environmental Science & Technology,** v. 33, n. 7, p. 1127, 1999.

GORDON, H. R.; BROWN, O. B.; JACOBS, M. M. Computed Relationships Between the Inherent and Apparent Optical Properties of a Flat Homogeneous Ocean. **Applied Optics,** v. 14, n. 2, p. 417-427, 1975/02/01 1975.

GORDON, H. R.; MOREL, A. Y. IN - WATER ALGORITHMS. In: (Ed.). **Remote Assessment of Ocean Color for Interpretation of Satellite Visible Imagery**: Springer-Verlag, 1983. p.24-67. ISBN 9781118663707.

GUIMARÃES JÚNIOR, S. A. M. et al. **Impactos do Uso da Terra no Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba - CELMM, Alagoas, Brasil**. Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR. Curitiba-PR 2011.

GURLIN, D.; GITELSON, A. A.; MOSES, W. J. Remote estimation of chl-a concentration in turbid productive waters — Return to a simple two-band NIR-red model? **Remote Sensing of Environment,** v. 115, n. 12, p. 3479-3490, 2011.

HARAGUCHI, L. et al. Long-term changes of the phytoplankton community and biomass in the subtropical shallow Patos Lagoon Estuary, Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science,** v. 162, p. 76-87, 2015.

HARDING, J. L. W.; MAGNUSON, A.; MALLONEE, M. E. SeaWiFS retrievals of chlorophyll in Chesapeake Bay and the mid-Atlantic bight. **Estuarine, Coastal and Shelf Science,** v. 62, p. 75-94, 2005.

HARDISTY, J. Introduction to Estuarine Systems. In: (Ed.). **Estuaries: Monitoring and Modeling the Physical System**: Blackwell Publishing, 2007. p.3-22. ISBN 9780470750889.

HOLLING, C. S. Resilience and Stability of Ecological Systems. **Annual Review of Ecology and Systematics,** v. 4, n. 1, p. 1-23, 1973/11/01 1973.

HU, C. et al. Assessment of estuarine water-quality indicators using MODIS medium-resolution bands: Initial results from Tampa Bay, FL. **Remote Sensing of Environment,** v. 93, n. 3, p. 423-441, 2004.

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

_____. Chlorophyll aalgorithms for oligotrophic oceans: A novel approach based on three-band reflectance difference. **Journal of Geophysical Research: Oceans,** v. 117, n. C1, p. n/a-n/a, 2012b.

IBANEZ, F.; CONVERSI, A. Prediction of missing values and detection of 'exceptional events' in a chronological planktonic series: a single algorithm. **Ecological Modelling,** v. 154, n. 1–2, p. 9-23, 2002.

IOCCG. **Remote Sensing of Ocean Colour in Coastal, and Other Optically-Complex,**
Waters. Dartmouth, Canada, p.140. 2000. (Nº 3)

JENSEN, J. R. **Sensoriamento Remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos naturais**. São José dos Campos: Parêntese, 2009. 604

JUSTICE, C. O. et al. An overview of MODIS Land data processing and product status. **Remote Sensing of Environment,** v. 83, n. 1, p. 3-15, 2002/11/01/ 2002.

KAMPEL, M.; NOVO, E. M. L. M. O sensoriamento remoto da cor da água. In: SOUZA, R. B. (Ed.). **Oceanografia por Satélites**. São Paulo: Oficina de Textos, 2005. p.179-196.

KIM, H.-C. et al. Remote sensing and water quality indicators in the Korean West coast: Spatio-temporal structures of MODIS-derived chlorophyll-a and total suspended solids. **Marine Pollution Bulletin,** v. 121, n. 1, p. 425-434, 2017/08/15/ 2017.

KIRK, J. T. O. **Light and photosynthesis in aquatic ecosystems**. Cambrige: University Press, 1994.

LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaiação dos métodos de monitoramento**. 2004. 235 (Doctoral). Departamento de Ecologia, Universidade de São Paulo, São Paulo.

LATTIN, J.; CARROLL, J. D.; GREEN, P. E. **Análise de dados multivariados**. São Paulo: Cengage Learning, 2011. 475 ISBN ISBN-13: 9788522109012.

LE, C. et al. Evaluation of chlorophyll-a remote sensing algorithms for an optically complex estuary. **Remote Sensing of Environment,** v. 129, p. 75-89, 2013.

LE, C. et al. Towards a long-term chlorophyll-a data record in a turbid estuary using MODIS observations. **Progress in Oceanography,** v. 109, p. 90-103, 2013.

LE, C. et al. Inherent and apparent optical properties of the complex estuarine waters of Tampa Bay: What controls light? **Estuarine, Coastal and Shelf Science,** v. 117, p. 54-69, 2013.

LE, C. et al. A four-band semi-analytical model for estimating chlorophyll a in highly turbid lakes: The case of Taihu Lake, China. **Remote Sensing of Environment,** v. 113, n. 6, p. 1175-1182, 2009.

LE, C. et al. Remote estimation of chlorophyll a in optically complex waters based on optical classification. **Remote Sensing of Environment,** v. 115, n. 2, p. 725-737, 2011.

LINS, C. R. et al. Assessment of Chlorophyll-a Remote Sensing Algorithms in a Productive Tropical Estuarine-Lagoon System. **Remote Sensing,** v. 9, n. 6, 2017.

LINS, R. C.; FRAGOSO JR, C. R.; CIRILO, J. A. **Simulações da hidrodinâmica no Complexo Estuarino Lagunar Mundaú-Manguaba - CELMM/AL**. XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Bento Gonçalves, RS: ABRH 2013.

LONDE, L. R. et al. Water residence time affecting phytoplankton blooms: study case in Ibitinga Reservoir (São Paulo, Brazil) using Landsat/TM images. **Brazilian Journal of Biology,** v. 76, p. 664-672, 2016.

LOPES, H. et al. Comportamento espacial da clorofila-a no reservatório de Itaparica, rio São Francisco. **Engenharia Sanitaria e Ambiental,** v. 20, p. 475-484, 2015.

LUBAC, B.; LOISEL, H. Variability and classification of remote sensing reflectance spectra in the eastern English Channel and southern North Sea. **Remote Sensing of Environment,** v. 110, p. 45-58, 2007.

LUCAS, L. V. et al. Processes governing phytoplankton blooms in estuaries. I: The production-loss balance. **Marine Ecology Progress Series,** v. 187, p. 1 – 15, 1999a.

_____. Processes governing phytoplankton blooms in estuaries. II: The role of horizontal transport. **Marine Ecology Progress Series,** v. 187, p. 17 – 30, 1999b.

LYU, H. et al. Evaluation of chlorophyll-a retrieval algorithms based on MERIS bands for optically varying eutrophic inland lakes. **Science of The Total Environment,** v. 530–531, p. 373-382, 2015.

LYU, H. et al. Retrieval of phycocyanin concentration from remote-sensing reflectance using a semi-analytic model in eutrophic lakes. **Ecological Informatics,** v. 18, p. 178-187, 2013.

MAIOLI, O. L. G. et al. Polycyclic aromatic and aliphatic hydrocarbons in Mytella charruana, a bivalve mollusk from Mundaú Lagoon, Brazil. **Microchemical Journal,** v. 96, n. 1, p. 172-179, 2010/09/01/ 2010.

MARTINEZ, J.-M. et al. The optical properties of river and floodplain waters in the Amazon River Basin: Implications for satellite-based measurements of suspended particulate matter. **Journal of Geophysical Research. Earth Surface,** v. 120, n. 7, p. 1274, 2015.

MATTHEWS, M. W. A current review of empirical procedures of remote sensing in inland and near-coastal transitional waters. **International Journal of Remote Sensing,** v. 32, n. 21, p. 6855-6899, 2011.

MÉLIN, F.; VANTREPOTTE, V. How optically diverse is the coastal ocean? **Remote Sensing of Environment,** v. 160, p. 235-251, 2015.

MELO-MAGALHÃES, E.; KOENING, M.; NOQUEIRA, E. Variação sazonal e espacial de algas cianofíceas no Complexo Estuarino Lagunar Mundaú/ Manguaba, Alagoas-Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar,** v. 37, p. 63-76, 2004.

MELO-MAGALHÃES, E. et al. Determination of eutrophic areas in Mundaú/Manguaba lagoons, Alagoas-Brazil, through studies of the phytoplanktonic community. **Brazilian Journal of Biology,** v. 69, p. 271-280, 2009.

MENEZES, P. H. B. J. **Estudo da dinâmica espaço-temporal do fluxo de sedimentos a partir das propriedades ópticas das águas no reservatório de Três Marias - MG**. 2013. xvii, 112f., il (Doutorado em Geociências). Instituto de Geociências, Universidade Federal de Brasília, Brasília.

MINGOTI, S. A. **Análise de dados através de métodos de estatística multivariada**. Belo Horizonte: Ed. UFMG, 2005. 295

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

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

MITCHELL, S. B. et al. Changes to processes in estuaries and coastal waters due to intense multiple pressures – An introduction and synthesis. **Estuarine, Coastal and Shelf Science,** v. 156, p. 1-6, 2015.

MOBLEY, C. D. **Light and Water: Radiative Transfer in Natural Waters**. Academic Press, Inc., 1994. 592 ISBN 0-12-502750-8.

_____. Estimation of the remote-sensing reflectance from above-surface measurements. **Applied Optics,** v. 38, n. 36, p. 7442, 1999.

MOREL, A. Optical properties of pure water and pure sea water. In: JERLOV, N. G. e NIELSEN, E. S. (Ed.). **Optical Aspects of Oceanography**. New York: Academic, 1974. p.1–24.

MOREL, A.; GENTILI, B. Diffuse reflectance of oceanic waters. II. Bidirectional aspects. **Applied Optics,** v. 32, n. 33, p. 6864-6879, 1993/11/20 1993.

MOREL, A.; PRIEUR, L. Analysis of variations in ocean color. **Limnology and Oceanography,** v. 22, p. 709-722, 1977.

MOUW, C. B. et al. Aquatic color radiometry remote sensing of coastal and inland waters: Challenges and recommendations for future satellite missions. **Remote Sensing of Environment,** v. 160, p. 15-30, 2015.

MUELLER, J. et al. **Above-Water Radiance and Remote Sensing Reflectance Measurement and Analysis Protocols**. 2003. 21-31

MUNAR;, A. M. et al. **Novo Modelo para estimativa da concentração de Clorofila-a utilizando dados MODIS e Geoestatística**. XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. ABRH. Brasília - DF 2015.

MUYLAERT, K.; SABBE, K.; VYVERMAN, W. Spatial and Temporal Dynamics of Phytoplankton Communities in a Freshwater Tidal Estuary (Schelde, Belgium). **Estuarine, Coastal and Shelf Science,** v. 50, n. 5, p. 673-687, 2000/05/01 2000.

NASCIMENTO, R. F. F.; KAMPEL, M.; MOLLERI, G. S. F. **Análise por componentes principais da variabilidade do coeficiente de absorção pela matéria orgânica dissolvida e detritos estimado por satélite na Foz do Rio Amazonas** XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Natal, RN: INPE**:** 6603-6610 p. 2009.

NAVALGUND, R. R.; JAYARAMAN, V.; ROY, P. S. Remote sensing applications: An overview. **Current Science (00113891),** v. 93, n. 12, p. 1747-1766, 2007.

NETO, J. L. R. et al. Spatio-temporal Variability of Chlorophyll-A in the Coastal Zone of Northeastern Brazil. **Estuaries and Coasts,** v. 38, n. 1, p. 72-83, January 01 2015.

O'BOYLE, S. et al. Factors affecting the accumulation of phytoplankton biomass in Irish estuaries and nearshore coastal waters: A conceptual model. **Estuarine, Coastal and Shelf Science,** v. 155, p. 75-88, 2015.

O'REILLY, J. E. et al. Ocean color chlorophyll algorithms for SeaWiFS. **Journal of Geophysical Research: Oceans,** v. 103, n. C11, p. 24937-24953, 1998.

ODERMATT, D. et al. Review of constituent retrieval in optically deep and complex waters from satellite imagery. **Remote Sensing of Environment,** v. 118, p. 116-126, 2012.

OGASHAWARA, I. Terminology and classification of bio-optical algorithms. **Remote Sensing Letters,** v. 6, n. 8, p. 613-617, 2015/08/03 2015.

OGASHAWARA, I. et al. Performance Analysis of MODIS 500-m Spatial Resolution Products for Estimating Chlorophyll-a Concentrations in Oligo- to Meso-Trophic Waters Case Study: Itumbiara Reservoir, Brazil. **Remote Sensing,** v. 6, n. 2, 2014.

OGASHAWARA, I.; MISHRA, D. R.; GITELSON, A. A. Chapter 1 - Remote Sensing of Inland Waters: Background and Current State-of-the-Art. In: (Ed.). **Bio-optical Modeling and Remote Sensing of Inland Waters**: Elsevier, 2017. p.1-24. ISBN 978-0-12-804644-9.

OLIVEIRA, A. M.; KJERFVE, B. Regular Article: Environmental Responses of a Tropical Coastal Lagoon System to Hydrological Variability: Mundaú-Manguaba, Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science,** v. 37, p. 575-591, 1993.

OLIVEIRA;, E. N. et al. Assessment of remotely sensed chlorophyll-a concentration in Guanabara Bay, Brazil. **Journal of Applied Remote Sensing,** v. 10, n. 2, p. 20, 7 April 2016 2016.

PAERL, H. W. et al. **Phytoplankton Indicators of Ecological Change in the Eutrophying Pamlico Sound System, North Carolina**: Ecological Society of America**:** S88 p. 2007.

PALMER, S. C. J. et al. Validation of Envisat MERIS algorithms for chlorophyll retrieval in a large, turbid and optically-complex shallow lake. **Remote Sensing of Environment,** v. 157, p. 158-169, 2015.

PALMER, S. C. J.; KUTSER, T.; HUNTER, P. D. Remote sensing of inland waters: Challenges, progress and future directions. **Remote Sensing of Environment,** v. 157, p. 1-8, 2015.

PAN, C.-W. et al. Factors governing phytoplankton biomass and production in tropical estuaries of western Taiwan. **Continental Shelf Research,** v. 118, p. 88-99, 2016.

PEREIRA-BARROS, J. B. **Fisiecologia do sururu do Nordeste do Brasil – Mytella falcata (D'Orbigny, 1846) – da lagoa Mundaú, Maceió, Alagoas: resistência e crescimento sob variações da salinidade no ambiente natural**. 1972. 62 (Doctoral). Instituto de Biociências, Universidade Federal de São paulo, São Paulo.

POPE, R. M.; FRY, E. S. Absorption spectrum (380–700 nm) of pure water. II. Integrating cavity measurements. **Applied Optics,** v. 36, n. 33, p. 8710, 1997.

RANDOLPH, K. et al. Hyperspectral remote sensing of cyanobacteria in turbid productive water using optically active pigments, chlorophyll a and phycocyanin. **Remote Sensing of Environment,** v. 112, n. 11, p. 4009-4019, 2008.

REYNOLDS, C. S. The long, the short and the stalled: on the attributes of phytoplankton selected by physical mixing in lakes and rivers. In: DESCY, J.-P.;REYNOLDS, C. S.*, et al* (Ed.). **Phytoplankton in Turbid Environments: Rivers and Shallow Lakes: Proceedings of the 9th Workshop of the International Association of Phytoplankton Taxonomy and Ecology (IAP) held in Mont Rigi (Belgium), 10–18 July 1993**. Dordrecht: Springer Netherlands, 1994. p.9-21. ISBN 978-94-017-2670-2.

RICHMAN, M. B. Rotation of principal components. **Journal of Climatology,** v. 6, n. 3, p. 293-335, 1986.

ROCHELLE-NEWALL, E. J. et al. Phytoplankton distribution and productivity in a highly turbid, tropical coastal system (Bach Dang Estuary, Vietnam). **Marine Pollution Bulletin,** v. 62, n. 11, p. 2317-2329, 2011.

RUDDICK, K. G. et al. **Seaborne Measurements of near Infrared Water-Leaving Reflectance: The Similarity Spectrum for Turbid Waters**: The American Society of Limnology and Oceanography**:** 1167 p. 2006.

SCANES, P. et al. Evaluation of the utility of water quality based indicators of estuarine lagoon condition in NSW, Australia. **Estuarine, Coastal and Shelf Science,** v. 74, n. 1–2, p. 306-319, 2007.

SILVA, E. D. A., NOGUEIRA, E.M.S., DUÉ, A., CARNAÚBA, M.P. & GUEDES, E.A.C. **Microalgas perifiticas em caiçaras situadas nas lagoas: Mundaú e Manguaba do sistema lagunar de Maceió**. Congresso de Ecologia do Brasil. Caxambu, Brazil 2005.

SMITH, R. C.; BAKER, K. S. Optical properties of the clearest natural waters (200–800 nm). **Applied Optics,** v. 20, n. 2, p. 177-184, 1981/01/15 1981.

SOUZA, A. **Avaliação do efeito do assoreamento na hidrodinâmica e no tempo de residência de um Complexo Estuarino Lagunar tropical**. 2017. (Master). Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, AL.

STUMPF, R. P.; TYLER, M. A. Satellite detection of bloom and pigment distributions in estuaries. **Remote Sensing of Environment,** v. 24, n. 3, p. 385-404, 1988.

SUN, D. et al. Influence of a red band-based water classification approach on chlorophyll algorithms for optically complex estuaries. **Remote Sensing of Environment,** v. 155, p. 289-302, 2014.

TAO, B. et al. Influence of bio-optical parameter variability on the reflectance peak position in the red band of algal bloom waters. **Ecological Informatics,** v. 16, p. 17-24, 2013.

TINO, V. F. **Utilização de Análise de Componentes Principais na regulagem de máquinas de injeção plástica** 2005. 79 (Master). Engenharia Elétrica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. 1. Oficina de Textos, 2008. 632 ISBN 9788586238666.

TYLER, A. N. et al. Developments in Earth observation for the assessment and monitoring of inland, transitional, coastal and shelf-sea waters. **Science of The Total Environment**, 2016.

TZORTZIOU, M. et al. Remote sensing reflectance and inherent optical properties in the mid Chesapeake Bay. **Estuarine, Coastal and Shelf Science,** v. 72, n. 1–2, p. 16-32, 2007.

UVO, C. B.; GRAHAM, N. E. Seasonal runoff forecast for northern South America: A statistical model. **Water Resources Research,** v. 34, n. 12, p. 3515-3524, 1998.

VALERIO;, A. D. M.; KAMPEL;, M.; STECH, J. L. **Correlação de dados de reflectância de sensoriamento remoto estimados com dados do sensor MODIS e medidas *in situ*** XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Curitiba - PR: Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR 2011.

VENTURA, D. L. T. **Uso do Sensoriamento Remoto Para Monitoramento da Concentração de Clorofila-a em Açudes do Semiárido**. 2013. 59 (Master). Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal de Brasília, Brasília - DF.

WAINGER, L. et al. The relative influence of local and regional environmental drivers of algal biomass (chlorophyll-a) varies by estuarine location. **Estuarine, Coastal and Shelf Science,** v. 178, n. Supplement C, p. 65-76, 2016/09/05/ 2016.

WANG, L.; PU, H.; SUN, D.-W. Estimation of chlorophyll-a concentration of different seasons in outdoor ponds using hyperspectral imaging. **Talanta,** v. 147, p. 422-429, 2016.

WANG, M.; SHI, W.; TANG, J. Water property monitoring and assessment for China's inland Lake Taihu from MODIS-Aqua measurements. **Remote Sensing of Environment,** v. 115, n. 3, p. 841-854, 2011.

WATANABE, S. F. et al. Estimation of Chlorophyll-a Concentration and the Trophic State of the Barra Bonita Hydroelectric Reservoir Using OLI/Landsat-8 Images. **International Journal of Environmental Research and Public Health,** v. 12, n. 9, 2015.

XIE, C.-H.; CHANG, J.-Y.; ZHANG, Y.-Z. A new method for estimating chlorophyll-a concentration in the Pearl River Estuary. **Optik - International Journal for Light and Electron Optics,** v. 126, n. 23, p. 4510-4515, 2015.

YACOBI, Y. Z. et al. NIR-red reflectance-based algorithms for chlorophyll-a estimation in mesotrophic inland and coastal waters: Lake Kinneret case study. **Water Research,** v. 45, n. 7, p. 2428-2436, 2011.

YAN, F. et al. Feature of Phytoplankton Community and Canonical Correlation Analysis with Environmental Factors in Xiaoqing River Estuary in Autumn. **Procedia Engineering,** v. 37, p. 19-24, 2012/01/01 2012.

ZALOCAR DE DOMITROVIC, Y.; ASSELBORN, V. M.; CASCO, S. L. Variaciones espaciales y temporales del fitoplancton en un lago subtropical de Argentina. **Revista Brasileira de Biologia,** v. 58, p. 359-382, 1998.

ZHANG, H. et al. Seasonal and Interannual Variability of Satellite-Derived Chlorophyll-a (2000–2012) in the Bohai Sea, China. **Remote Sensing,** v. 9, n. 6, 2017.

APÊNDICE - A

Datas das campanhas de monitoramento, localização dos pontos de amostragem e hora das coletas na laguna Mundaú.

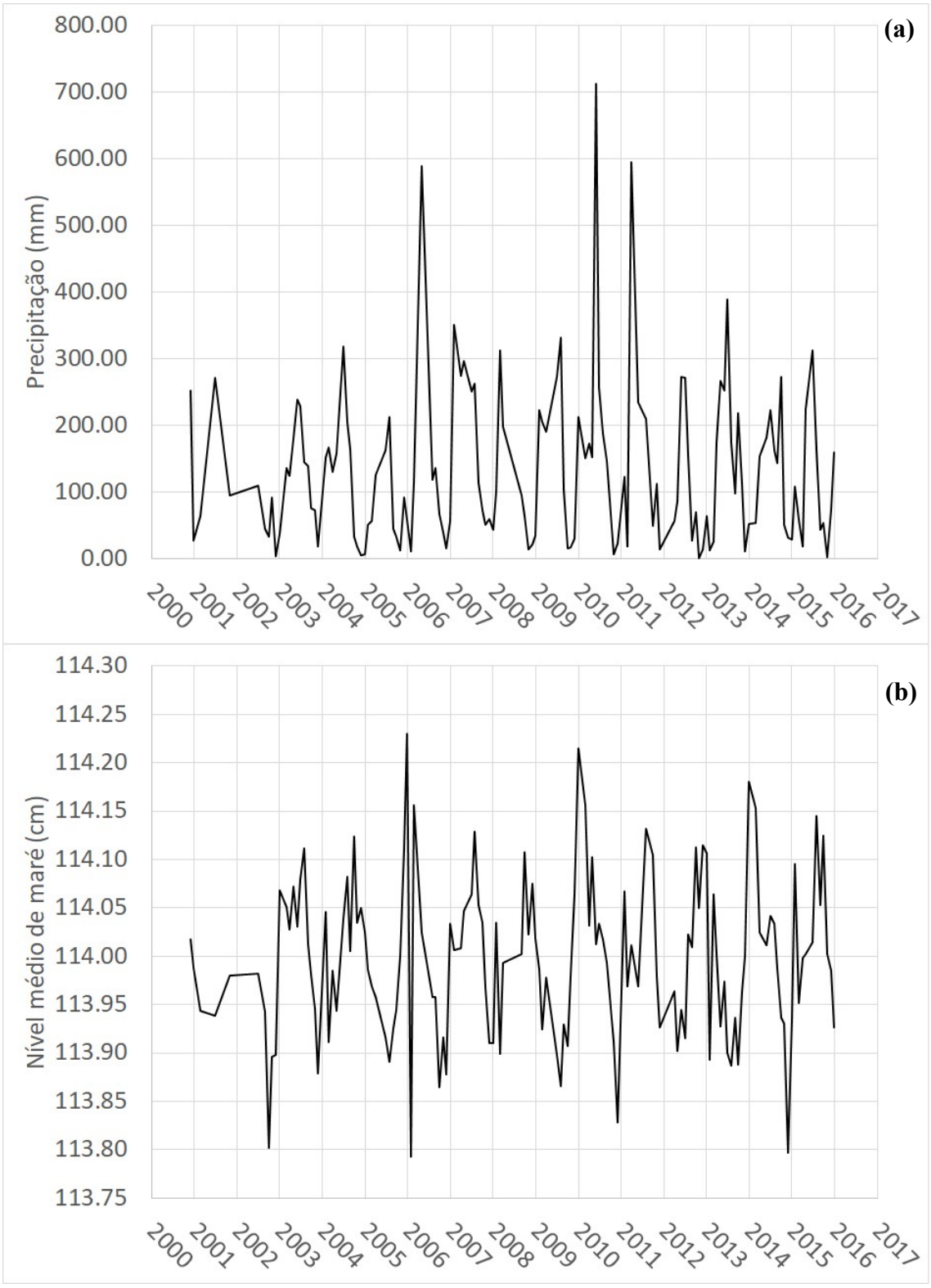
Data	Laguna	Ponto	Latitude	Longitude	Hora da coleta
01-05-2015	Mundaú	1	-9.64965	-35.775932	10:30
		2	-9.63625	-35.775551	11:04
		3	-9.6332	-35.788685	11:10
		4	-9.6292	-35.778732	11:21
		5	-9.629216	-35.760082	11:38
		6	-9.620116	-35.771568	11:47
		7	-9.607183	-35.784534	11:57
		8	-9.612917	-35.791332	12:05
		9	-9.619033	-35.800949	12:11
		10	-9.62655	-35.789467	12:22
		11	-9.660367	-35.768951	12:39
		12	-9.668233	-35.767349	12:45
10-06-2015	Mundaú	1	-9.648033	-35.777599	10:26
		2	-9.633667	-35.733967	10:36
		3	-9.628983	-35.780102	10:41
		4	-9.620367	-35.771599	10:49
		5	-9.6045	-35.782951	10:55
		6	-9.606783	-35.788101	11:03
		7	-9.606967	-35.789951	11:11
		8	-9.610267	-35.793385	11:18
		9	-9.626717	-35.764118	11:33
		10	-9.641017	-35.789001	11:45
		11	-9.65585	-35.772099	11:55
		12	-9.6701	-35.7686	12:05
08-09-2015	Mundaú	1	-9.668608	-35.767531	10:25
		2	-9.659476	-35.769795	10:29
		3	-9.649361	-35.776919	10:35
		4	-9.642633	-35.781647	10:45
		5	-9.637426	-35.779415	10:56
		6	-9.630238	-35.763787	11:07
		7	-9.621675	-35.770088	11:18
		8	-9.619832	-35.779294	11:23
		9	-9.623226	-35.788412	11:26
		10	-9.616087	-35.799554	11:31
		11	-9.61303	-35.791488	11:42
		12	-9.607967	-35.787059	11:50

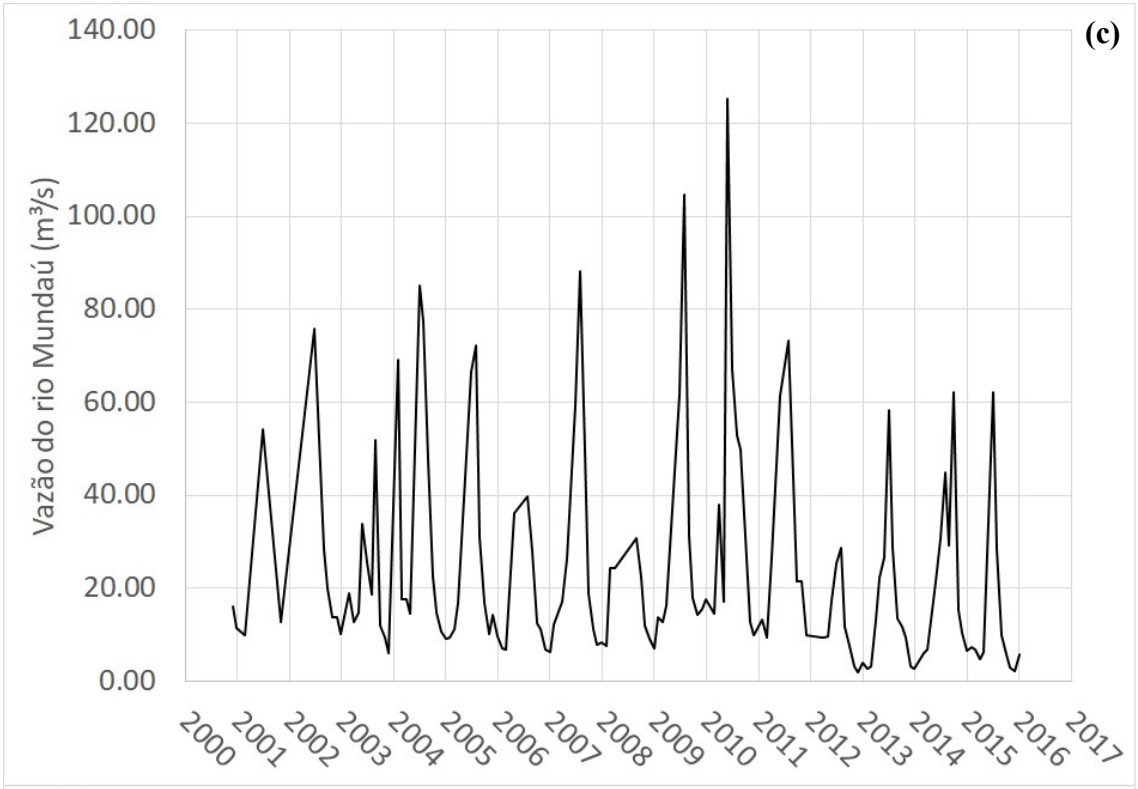
Datas das campanhas de monitoramento, localização dos pontos de amostragem e hora das coletas na laguna Manguaba.

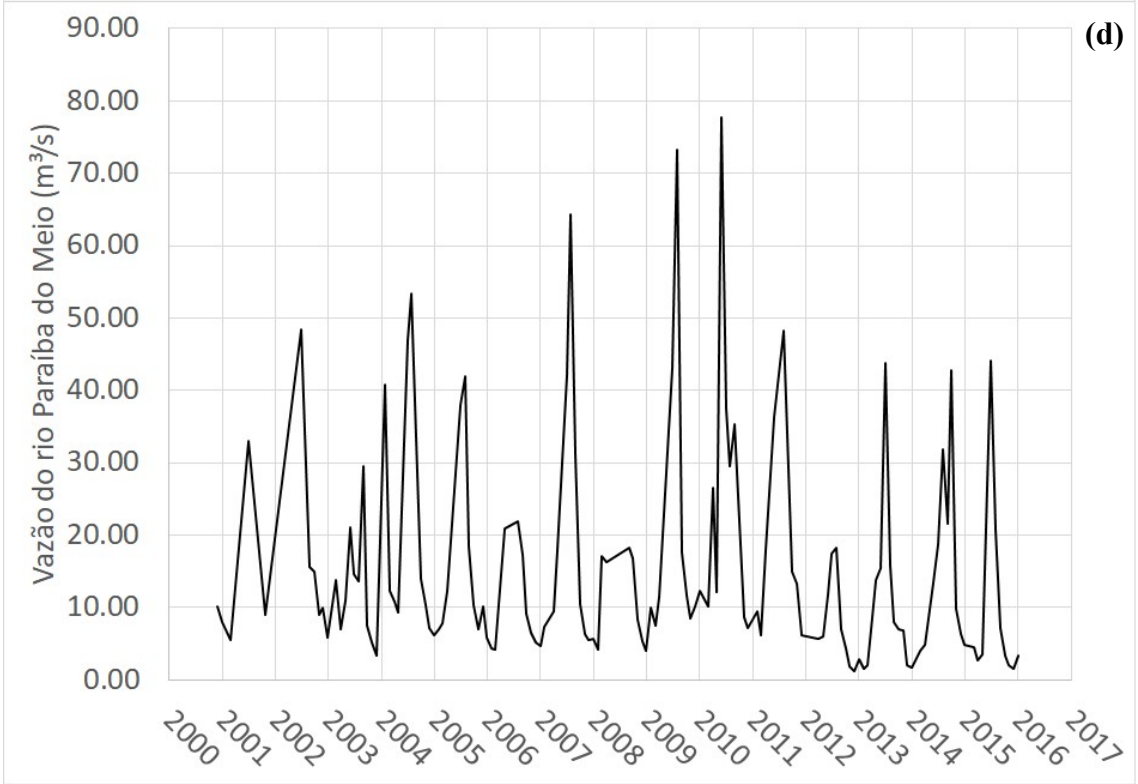
Data	Laguna	Ponto	Latitude	Longitude	Hora da coleta
14-07-2015	Manguaba	1	-9.72327	-35.8765	10:36
		2	-9.71157	-35.8787	10:44
		3	-9.70388	-35.8784	10:47
		4	-9.69705	-35.8879	10:52
		5	-9.69705	-35.9003	10:58
		6	-9.6646	-35.9149	10:06
		7	-9.6507	-35.9149	11:11
		8	-9.63462	-35.9142	11:19
		9	-9.63135	-35.9309	11:26
		10	-9.62993	-35.9495	11:33
		11	-9.61595	-35.955	11:41
		12	-9.73395	-35.8688	12:24
03-09-2015	Manguaba	1	-9.73095	-35.8356	12:00
		2	-9.73607	-35.8617	12:09
		3	-9.71087	-35.8776	12:18
		4	-9.70147	-35.8776	12:25
		5	-9.69661	-35.8836	12:28
		6	-9.68743	-35.8943	12:33
		7	-9.67996	-35.9035	12:38
		8	-9.67223	-35.9041	12:43
		9	-9.66172	-35.905	12:48
		10	-9.655	-35.9161	12:50
		11	-9.64985	-35.9262	12:58
		12	-9.63633	-35.9281	13:02
22-09-2015	Manguaba	1	-9.7032	-35.878	12:34
		2	-9.6914	-35.896	12:46
		3	-9.6819	-35.9	12:54
		4	-9.6749	-35.908	13:01
		5	-9.6725	-35.905	13:08
		6	-9.6642	-35.899	13:27
		7	-9.6654	-35.907	13:34
		8	-9.666	-35.913	13:39
		9	-9.6544	-35.912	13:48
		10	-9.6495	-35.915	13:55
		11	-9.6468	-35.929	14:02
		12	-9.6404	-35.914	14:08

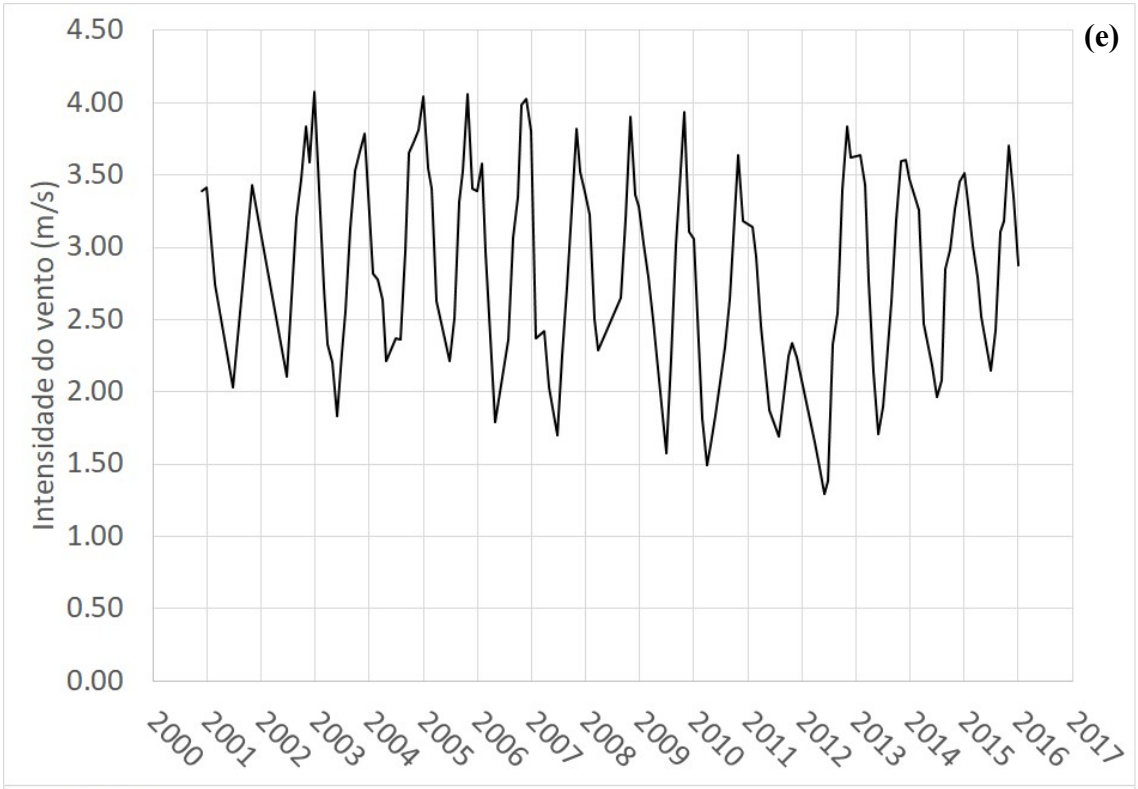
APÊNDICE – B

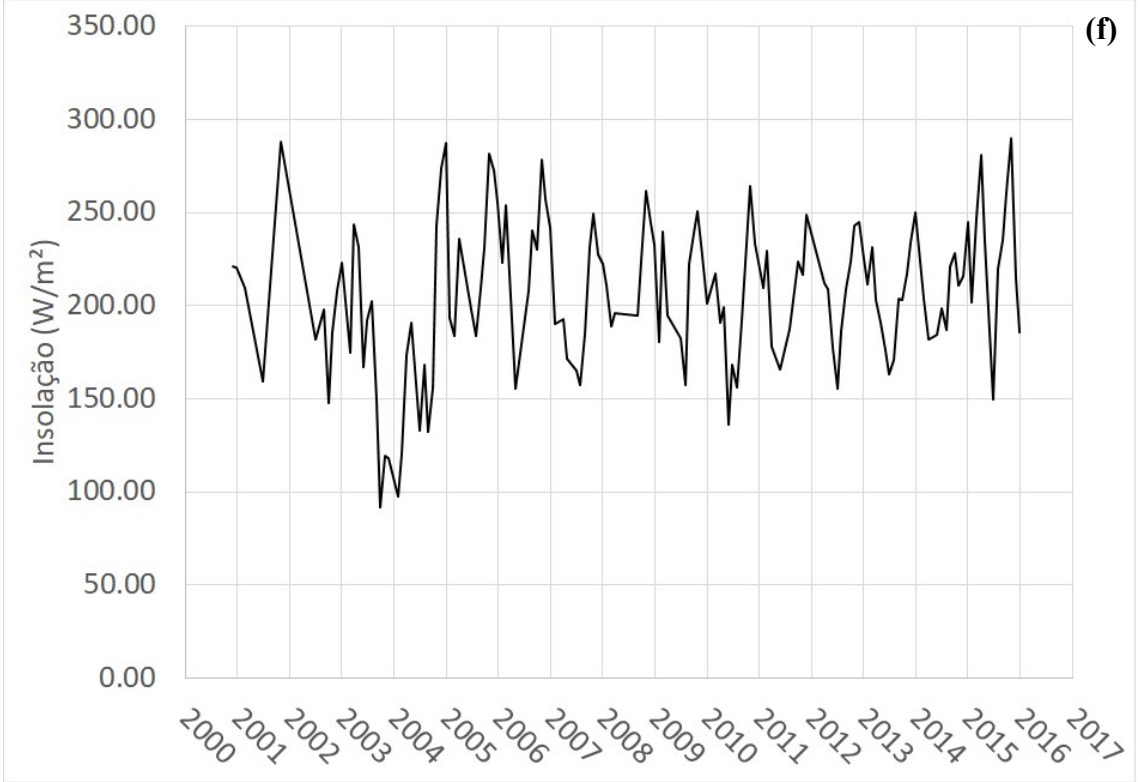
Série histórica das variáveis ambientais utilizadas: (a) Precipitação, (b) Nível de Maré, (c) Vazão do Rio Mundaú, (d)Vazão do Rio Paraíba do Meio, (e) Intensidade do Vento, (f) Radiação e (g) Temperatura do ar

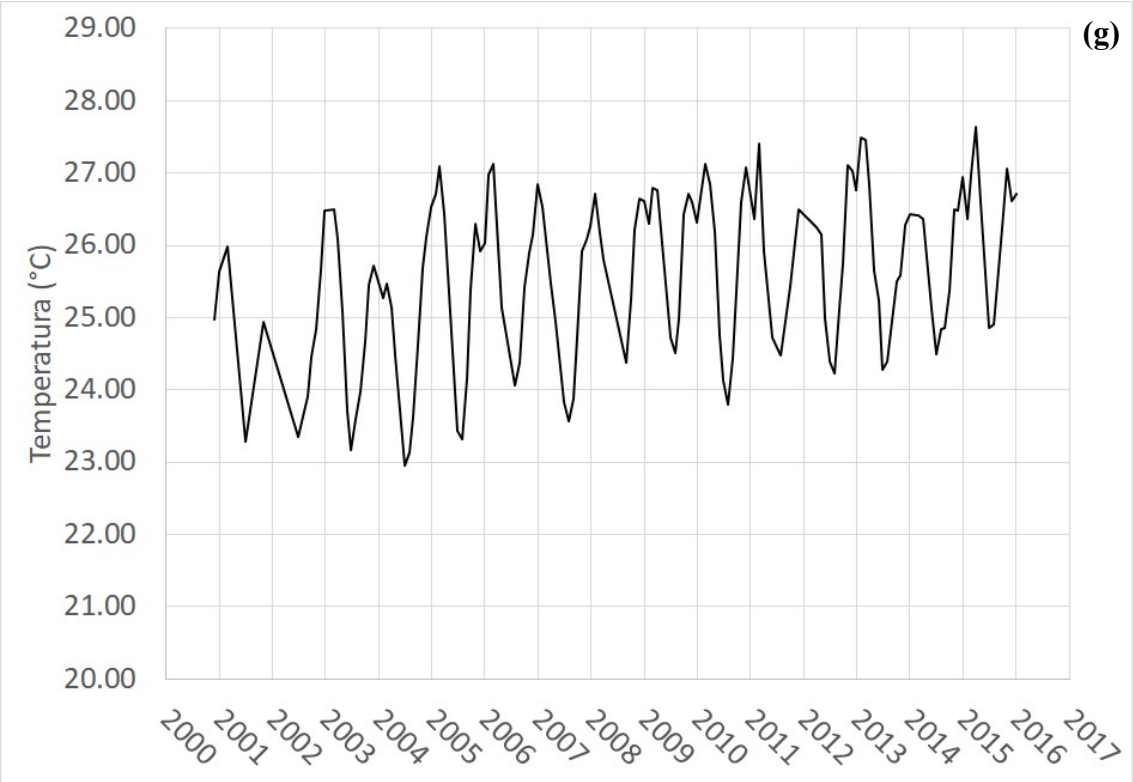



(c)
Vazão do rio Mundaú (m³/s)
140.00
120.00
100.00
80.00
60.00
40.00
20.00
0.00
2000 2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011 2012 2013 2014 2015 2016 2017


(d)
Vazão do rio Paraíba do Meio (m³/s)
90.00
80.00
70.00
60.00
50.00
40.00
30.00
20.00
10.00
0.00
2000 2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011 2012 2013 2014 2015 2016 2017


(e)
Intensidade do vento (m/s)
4.50
4.00
3.50
3.00
2.50
2.00
1.50
1.00
0.50
0.00
2000 2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011 2012 2013 2014 2015 2016 2017


(f)
Insolação (W/m²)
350.00
300.00
250.00
200.00
150.00
100.00
50.00
0.00
2000 2001 2002 2003 2004 2005 2006 2007 2008 2009 2010 2011 2012 2013 2014 2015 2016 2017


(g)
Temperatura (°C)
29.00
28.00
27.00
26.00
25.00
24.00
23.00
22.00
21.00
20.00
2000
2001
2002
2003
2004
2005
2006
2007
2008
2009
2010
2011
2012
2013
2014
2015
2016
2017