

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA**

TESE DE DOUTORADO

**IDENTIFICAÇÃO DE FLORAÇÕES DE ALGAS NO LAGO GUAÍBA
COM USO DE IMAGENS DE SATÉLITE E
ESPECTRORRADIOMETRIA DE CAMPO**

ROSANA CORAZZA

**ORIENTADOR: PROF. DR. LUÍS ALBERTO BASSO
CO-ORIENTADOR: PROF. DR. WATERLOO PEREIRA FILHO**

PORTO ALEGRE, DEZEMBRO DE 2015.

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA**

**IDENTIFICAÇÃO DE FLORAÇÕES DE ALGAS NO LAGO GUAÍBA
COM USO DE IMAGENS DE SATÉLITE E
ESPECTRORRADIOMETRIA DE CAMPO**

ROSANA CORAZZA

**Orientador: Prof. Dr. Luís Alberto Basso
Co-orientador: Prof. Dr. Waterloo Pereira Filho**

**Tese de Doutorado apresentada
ao Programa de Pós-graduação
em Geografia como requisito
para obtenção do título de
Doutora em Geografia.**

PORTO ALEGRE, DEZEMBRO DE 2015.

CIP - Catalogação na Publicação

Corazza, Rosana
Identificação de florações de algas no Lago Guaíba
com uso de imagens de satélite e
espectrorradiometria de campo / Rosana Corazza. --
2015.
226 f.

Orientador: Luís Alberto Basso.
Coorientador: Waterloo Pereira Filho.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal do Rio
Grande do Sul, Instituto de Geociências, Programa de
Pós-Graduação em Geografia, Porto Alegre, BR-RS, 2015.

1. Sensoriamento remoto. 2. Ambientes aquáticos.
3. Lago Guaíba. 4. Florações de algas. 5.
Comportamento espectral da água. I. Basso, Luís
Alberto, orient. II. Pereira Filho, Waterloo,
coorient. III. Título.

AGRADECIMENTOS

Agradecimento especial a todos os colegas de laboratório que tive durante os anos de graduação e pós-graduação, em especial Gisieli Kramer, Aline Biasoli Trentin, Ana Cláudia Giordani, Flávio Wachholz, Diego de Almeida Prado e Felipe Correa dos Santos, pelo auxílio nas mais diferentes tarefas, pelo incentivo, compreensão e pela amizade que cultivamos. Tenho certeza que juntos crescemos e aprendemos muito. A todos os demais amigos, que na maioria das vezes não faziam ideia do que eu pesquisava, mas mesmo assim sempre prestaram apoio incondicional.

Ao meu co-orientador, professor Waterloo Pereira Filho, por ser meu primeiro e grande incentivador na carreira acadêmica, por nunca duvidar do meu potencial e saber administrar com louvável maestria todas as dúvidas, angústias e os prazos sempre apertados. Ao meu orientador, professor Luis Alberto Basso, por aceitar o desafio de me orientar, por sua presteza, profissionalismo, por compreender as minhas ausências e pela paciência em resolver meus incontáveis questionamentos. Também agradeço de todo meu coração a todos os professores que tive o imenso prazer de ter ao longo da minha vida. Vocês são capazes de mudar pessoas e trajetórias de vida!

À Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) e à Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), por oferecerem ensino público, gratuito e de altíssima qualidade. Ao Programa de Pós Graduação em Geografia da UFRGS, pela estrutura, equipe de professores e técnicos altamente qualificados e por toda a atenção e auxílio prestado durante o meu doutoramento. Também agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa de doutorado durante parte da minha pesquisa.

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul (IFRS) – Campus Sertão, pela possibilidade de crescimento profissional e pessoal que estou tendo nesta Instituição e pelo valiosíssimo apoio aos seus professores estudantes. A todos os colegas e amigos do IFRS, por sempre me incentivarem, apoiarem nos momentos de dificuldade e compreenderem algumas ausências. A todos os meus alunos: em muitos momentos vocês me trouxeram a alegria e a certeza que o investimento em educação é o melhor investimento que uma nação pode proporcionar a seus filhos.

À minha grande e amada família: ao meu pai, minha mãe, irmãs e irmão, cunhados, cunhada, sobrinhos (as), sogro e sogra. Foi em vocês que busquei inspiração e forças para nunca desistir de batalhar e crescer. Ao meu amado namorado Marcos Ribeiro Trindade: você foi fundamental para a concretização deste sonho! Esteve ao meu lado desde os primeiros passos, me apoiou e compreendeu todos os momentos de ausência e cansaço. Me incentivou e me acolheu em seu abraço nos momentos de tristeza e de felicidade. Esta vitória também é sua!

À Deus, por guiar os meus passos e por me livrar de todo o mal. Sem Tua bondade e proteção eu nada seria.

Muito obrigada!

RESUMO

Tese de Doutorado
Programa de Pós Graduação em Geografia
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

IDENTIFICAÇÃO DE FLORAÇÕES DE ALGAS NO LAGO GUAÍBA COM USO DE IMAGENS DE SATÉLITE E ESPECTRORRADIOMETRIA DE CAMPO

AUTORA: ROSANA CORAZZA

ORIENTADOR: LUIS ALBERTO BASSO

CO-ORIENTADOR: WATERLOO PEREIRA FILHO

A eutrofização de ambientes aquáticos continentais é um processo lento e natural, mas que tem se intensificado sobremaneira devido a influência das atividades antrópicas. Uma das consequências da eutrofização artificial são florações de algas cada vez mais frequentes e intensas. Alguns grupos de algas, como as cianobactérias, podem produzir toxinas que representam um risco para o homem e para a biota aquática e, por isso, sua floração merece atenção especial. O Lago Guaíba é um importante corpo hídrico do Estado do Rio Grande do Sul e o principal manancial do município de Porto Alegre. A sua bacia hidrográfica ocupa cerca de 30% da área do estado e os principais rios - Jacuí, Caí, Sinos e Gravataí - drenam áreas de intenso uso agrícola e industrial. No Lago Guaíba, as florações têm sido frequentes, principalmente na última década e representam um sério desafio ambiental. Neste contexto, o objetivo da presente pesquisa foi avaliar o potencial de identificação dos episódios de floração de algas no Lago Guaíba a partir da integração de dados radiométricos *in situ* adquiridos simultaneamente a dados limnológicos (clorofila-a, total de sólidos em suspensão, transparência da água, entre outros) e imagens de satélite. Para a obtenção dos espectros de reflectância foi utilizado o espectrorradiômetro portátil *FieldSpec® HandHeld*, com coleta em 16 pontos amostrais definidos *a priori*. Os trabalhos de campo ocorreram em março de 2012, maio de 2013 e abril de 2014. Os espectros foram correlacionados com medidas de variáveis limnológicas obtidas simultaneamente. Para a análise espaço-temporal das florações foram selecionadas 10 imagens produzidas pelos satélites Landsat 5 e 7 (sensores TM e ETM+) disponibilizadas pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS), corrigidas para os efeitos da atmosfera e convertidas em reflectância de superfície. Estas imagens foram obtidas nos meses de verão e outono, entre os anos de 2005 e 2012, e coincidiram com as datas das florações identificadas pelo Departamento Municipal de Água e Esgotos (DMAE) do município de Porto Alegre. Três rotinas de processamento foram aplicadas às imagens: 1) o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI); 2) o Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME) e 3) a Análise por Componentes Principais (ACP). Durante a coleta dos espectros em campo não houve florações, mas, ainda assim, estes permitiram identificar padrões de reflectância do lago em diferentes áreas e situações climáticas, bem como a influência da clorofila-a e dos sólidos em suspensão na resposta espectral da água. Os principais resultados do processamento das imagens de satélite foram: a) o NDVI é adequado para o mapeamento da abrangência e intensidade das florações e que resultados superiores a -0,2 indicam áreas de floração; b) o MLME apresentou limitações para o mapeamento das florações relacionadas à dificuldade de obtenção de bons espectros de referência diretamente sobre as imagens, mas permitiu avaliar as variações espaciais das características da água; c) a técnica da ACP ampliou as correlações dos dados das imagens com a Chl-a e as cianobactérias em comparação ao NDVI, e a classificação não-supervisionada das principais componentes permitiu identificar as áreas (clusters) de floração, assim como áreas onde outros componentes atuavam. Os fatores que contribuíram para o estabelecimento de florações no lago foram: menor velocidade do fluxo da água, menor profundidade da coluna d'água, menor velocidade do vento e menores índices de precipitação pluviométrica, associados à maior disponibilidade de luminosidade e oferta de nutrientes. Conclui-se que as técnicas empregadas foram adequadas para o mapeamento de florações e que análises que utilizam dados de diferentes naturezas podem incrementar as metodologias existentes e abrir novas possibilidades de identificação e monitoramento de algas.

Palavras-chave: Comportamento Espectral da Água. Florações de algas. Clorofila-a.

ABSTRACT

Doctoral Thesis
Post Graduation Program of Geography
Federal University of Rio Grande do Sul

ALGAE BLOOMS IDENTIFICATION IN THE GUAÍBA LAKE WITH THE USE OF SATELLITE IMAGES AND FIELD SPECTRORADIOMETRY

AUTHOR: ROSANA CORAZZA
ADVISOR: LUIS ALBERTO BASSO
CO-ADVISOR: WATERLOO PEREIRA FILHO

The eutrophication of freshwater ecosystems is a slow and natural process, but that has intensified greatly because of the influence of human activity. One of the consequences of artificial eutrophication are increasingly frequent and intense algae blooms. Some genera groups of algae, and cyanobacteria can produce toxins that pose a risk to humans and aquatic biota and therefore blooms deserve special attention. The Guaiba Lake is an important water body in the State of Rio Grande do Sul and the main source of Porto Alegre city. Its basin covers about 30% of the state area and major rivers - Jacuí, Caí, Sinos and Gravataí - drain areas of intense agricultural and industrial use. In the Guaiba Lake, blooms have been frequent, especially in the last decade and represent a serious environmental challenge. In this context, the objective of this study was to evaluate the potential for identification of episodes of algal bloom in the Guaiba Lake from the integration of radiometric data *in situ* simultaneously acquired with limnology data (chlorophyll-a, suspended solids total, water transparency, etc.) and satellite images. To obtain the reflectance spectra a portable spectroradiometer FieldSpec® HandHeld was used, with a collection of 16 sampling points defined *a priori*. The fieldwork took place in March 2012, May 2013 and April 2014. The spectra were correlated with limnological variables obtained simultaneously. For the spatio-temporal analysis of the blooms 10 images produced by Landsat satellites 5 and 7 (TM and ETM+ sensors) were selected and provided by United States Geological Survey (USGS), adjusted for the effects of the atmosphere and converted to surface reflectance. These images were produced in the months of summer and fall, between the years 2005 and 2012, and coincided with the dates of the blooms identified by the Municipal Department of Water and Sewerage (DMAE) in the city of Porto Alegre. Three processing routines were applied to images: 1) Normalized Difference Vegetation Index (NDVI); 2) Linear Spectral Mixture Model (LSMM) and 3) the Analysis by Principal Component (ACP). During the collection of spectra in the field no bloom was identified, but even so it was possible to identify reflectance standards in different areas and climatic conditions in the Lake as well as the influence of chlorophyll-a and suspended solids in the spectral response of the water. The main results of the satellite images processing were: a) the NDVI is suitable for mapping the scope and intensity of blooms and results greater than -0.2 indicate flowering areas; b) the LSMM presented limitations for mapping the blooms related to the difficulty of obtaining good reference spectra directly on the images but allowed the evaluation of spatial variations of water features; c) the technique of ACP increased correlations of image data with Chl-a and cyanobacteria compared to NDVI, and non-supervised classification of the principal component identified in the flowering cluster areas as well as areas where other components were at play. Factors that contributed to the establishment of blooms in the lake were slower rate of water flow, the less depth of the water column, lower wind speed and lower levels of rainfall, combined with the greater availability of light and nutrient supply. It was concluded that the techniques used were suitable for mapping blooms and the analysis using data from different natures can improve existing methodologies and open new possibilities for identification and monitoring of algae.

Keywords: Spectral water behavior. Algal blooms. Chlorophyll-a.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1. Localização do Lago Guaíba no Estado do Rio Grande do Sul, com detalhe para a área do lago e localização das Estações de Bombeamento de Água Bruta (EBABs) pertencentes ao Departamento Municipal de Água e Esgotos (DMAE).	6
Figura 2.1 - Coeficiente de absorção (A) e de espalhamento (B) da água pura	26
Figura 2.2 - Coeficientes de absorção da água pura, dos componentes opticamente ativos e a absorção total resultante.	28
Figura 2.3 - Variação da reflectância em função de diferentes concentrações de Chl-a.	30
Figura 3.1- Fluxograma de desenvolvimento da pesquisa.	48
Figura 3.2 – a) Mapa batimétrico do Lago Guaíba; b) Segmentação do Lago Guaíba com base no padrão de circulação da água.	50
Figura 3.3 – a) Mapa dos ambientes de sedimentação do Lago Guaíba; b) Mapa com as características texturais dos sedimentos de fundo do Lago Guaíba.	53
Figura 3.4 - Pontos de coleta limnológica utilizados pelo DMAE entre 2005 e 2012.	55
Figura 3.5 - Mapa dos pontos amostrais utilizados nos trabalhos de campo no Lago Guaíba.	60
Figura 3.6 - Geometria de aquisição dos dados espectrorradiométricos em superfícies aquáticas.	64
Figura 4.1 – Fotografias obtidas durante episódios de florações de algas no Lago Guaíba.	71
Figura 4.2- Concentração média e máxima da Chl-a obtida a partir de amostragens nos meses de janeiro, fevereiro, março, abril e dezembro, no período entre 2004 e 2012.	72
Figura 4.3 - Principais registros de eventos de florações de algas e cianobactérias para os pontos de monitoramento ambiental do DMAE - janeiro de 1971 a novembro de 2007.	76
Figura 4.4 - Precipitação pluviométrica média mensal no Lago Guaíba 2011-2012	81
Figura 4.5 - Precipitação pluviométrica média mensal no Lago Guaíba 2012-2013; 2013-2014.	82
Figura 4.6 - Precipitação pluviométrica e velocidade do vento registradas nos 30 dias anteriores aos trabalhos de campo.	83
Figura 4.7- Transparência da água no Lago Guaíba medida com o Disco de Secchi.	85
Figura 4.8 - Total de Sólidos Suspensos (TSS) no Lago Guaíba.	86
Figura 4.9 - Clorofila-a (Chl-a) no Lago Guaíba.	87
Figura 4.10 - Variação da Chl-a na coluna d'água do Lago Guaíba em 09/05/2013.	87
Figura 4.11 - Concentração dos pigmentos fitoplanctônicos clorofila-a, ficocianina e ficoeretrina em diferentes profundidades no Lago Guaíba em 09/05/2013.	89
Figura 4.12 - Espectros de reflectância do Lago Guaíba em 07 de março de 2012.	90
Figura 4.13 - Espectros de reflectância do Lago Guaíba em 09 de maio de 2013.	91
Figura 4.14 - Espectros de reflectância do Lago Guaíba em 17 de abril de 2014.	92
Figura 4.15 - Primeira derivada dos espectros de reflectância do Lago Guaíba.	93

Figura 4.16 - Correlograma entre os espectros de reflectância e as variáveis limnológicas opticamente ativas no Lago Guaíba.....	94
Figura 4.17 - Correlograma entre a primeira derivada da reflectância e as variáveis limnológicas opticamente ativas no Lago Guaíba.....	96
Figura 4.18 – Algoritmos gerados para a razão de bandas 731/675 nm para o Lago Guaíba (2012 e 2013).....	97
Figura 4.19 - Algoritmos gerados a partir da simulação espectral das bandas Landsat TM4/TM3 para o Lago Guaíba (2012 e 2013).....	98
Figura 4.20 - Algoritmos gerados a partir do NDVI simulado para o Lago Guaíba (2012 e 2013).....	99
Figura 4.21 – a) Mapa do NDVI; b) Composição cor verdadeira da imagem (RBG321); c) Mapeamento da Chl-a com base nos valores de NDVI; d) Concentração de Chl-a e feofitina nas EBABs; Escala de tempo coletas em campo/imagem de satélite – 12 de janeiro de 2005.	103
Figura 4.22 – a) Valores médios, mínimos, máximos e desvio padrão das variáveis limnológicas*; b) Gráfico da porcentagem das classes de fitoplâncton*; c) Matriz de correlação entre variáveis limnológicas e os Índices de Vegetação** – 12 de janeiro de 2005.	105
Figura 4.23 - a) Mapa do NDVI; b) Composição cor verdadeira da imagem (RBG321); c) Mapeamento da Chl-a com base nos valores de NDVI; d) Concentração de Chl-a e feofitina nas EBABs; Escala de tempo coletas em campo/imagem de satélite – 28 de janeiro de 2005.	108
Figura 4.24– a) Valores médios, mínimos, máximos e desvio padrão das variáveis limnológicas*; b) Gráfico da porcentagem das classes de fitoplâncton*; c) Matriz de correlação entre variáveis limnológicas e os Índices de Vegetação** – 28 de janeiro de 2005.	109
Figura 4.25 - a) Mapa do NDVI; b) Composição cor verdadeira da imagem (RBG321); c) Mapeamento da Chl-a com base nos valores de NDVI; d) Concentração de Chl-a e feofitina nas EBABs; Escala de tempo coletas em campo/imagem de satélite – 02 de janeiro de 2007.	112
Figura 4.26 - a) Valores médios, mínimos, máximos e desvio padrão das variáveis limnológicas*; b) Gráfico da porcentagem das classes de fitoplâncton*; c) Matriz de correlação entre variáveis limnológicas e os Índices de Vegetação** – 02 de janeiro de 2007.	113
Figura 4.27 - a) Mapa do NDVI; b) Composição cor verdadeira da imagem (RBG321); c) Mapeamento da Chl-a com base nos valores de NDVI; d) Concentração de Chl-a e feofitina nas EBABs; Escala de tempo coletas em campo/imagem de satélite – 03 de fevereiro de 2007.	115
Figura 4.28 - a) Valores médios, mínimos, máximos e desvio padrão das variáveis limnológicas*; b) Gráfico da porcentagem das classes de fitoplâncton*; c) Matriz de correlação entre variáveis limnológicas e os Índices de Vegetação** - 03 de fevereiro de 2007.	116
Figura 4.29 - a) Mapa do NDVI; b) Composição cor verdadeira da imagem (RBG321); c) Mapeamento da Chl-a com base nos valores de NDVI; d) Concentração de Chl-a e feofitina	

nas EBABs; Escala de tempo coletas em campo/imagem de satélite – 06 de fevereiro de 2008.	119
Figura 4.30 - a) Valores médios, mínimos, máximos e desvio padrão das variáveis limnológicas*; b) Gráfico da porcentagem das classes de fitoplâncton*; c) Matriz de correlação entre variáveis limnológicas e os Índices de Vegetação** – 06 de fevereiro de 2008.	120
Figura 4.31 - a) Mapa do NDVI; b) Composição cor verdadeira da imagem (RBG321); c) Mapeamento da Chl-a com base nos valores de NDVI; d) Concentração de Chl-a e feofitina nas EBABs; Escala de tempo coletas em campo/imagem de satélite – 09 de março de 2008.	122
Figura 4.32 – a) Composição falsa cor (RGB543) da imagem Landsat 5/TM de 09/03/2008 com <i>zoom</i> para uma área de floração; b) Espectro de reflectância coletado na área de floração; c) Espectro de reflectância de gramíneas produzido pela USGS.	123
Figura 4.33 - a) Valores médios, mínimos, máximos e desvio padrão das variáveis limnológicas*; b) Gráfico da porcentagem das classes de fitoplâncton*; c) Matriz de correlação entre variáveis limnológicas e os Índices de Vegetação** - 09 de março de 2008.	125
Figura 4.34 - a) Mapa do NDVI; b) Composição cor verdadeira da imagem (RBG321); c) Mapeamento da Chl-a com base nos valores de NDVI; d) Concentração de Chl-a e feofitina nas EBABs; Escala de tempo coletas em campo/imagem de satélite – 25 de março de 2008.	128
Figura 4.35 - a) Valores médios, mínimos, máximos e desvio padrão das variáveis limnológicas*; b) Gráfico da porcentagem das classes de fitoplâncton*; c) Matriz de correlação entre variáveis limnológicas e os Índices de Vegetação** – 25 de março de 2008.	129
Figura 4.36 - a) Mapa do NDVI; b) Composição cor verdadeira da imagem (RBG321); c) Mapeamento da Chl-a com base nos valores de NDVI; d) Concentração de Chl-a e feofitina nas EBABs; Escala de tempo coletas em campo/imagem de satélite – 07 de maio de 2009.	131
Figura 4.37 - a) Valores médios, mínimos, máximos e desvio padrão das variáveis limnológicas*; b) Matriz de correlação entre variáveis limnológicas e Índices de Vegetação** – 07 de maio de 2009.....	132
Figura 4.38 - a) Mapa do NDVI; b) Composição cor verdadeira da imagem (RBG321); c) Mapeamento da Chl-a com base nos valores de NDVI; d) Concentração de Chl-a e feofitina nas EBABs; Escala de tempo coletas em campo/imagem de satélite – 12 de março de 2012.	133
Figura 4.39 - a) Valores médios, mínimos, máximos e desvio padrão das variáveis limnológicas*; b) Gráfico da porcentagem das classes de fitoplâncton*; c) Matriz de correlação entre variáveis limnológicas e Índices de Vegetação** – 12 de março de 2012..	135
Figura 4.40 – a) Mapa do NDVI; b) Composição cor verdadeira da imagem (RBG321); c) Mapeamento da Chl-a com base nos valores de NDVI; d) Concentração de Chl-a e feofitina nas EBABs; Escala de tempo coletas em campo/imagem de satélite – 28 de março de 2012.	136
Figura 4.41 – Composição cor verdadeira (RGB321) da imagem Landsat 7/ETM+ de 28/03/2012; a) espectro de reflectância característico de água com predomínio de pigmentos	

fitoplanctônicos (Chl-a); b) espectro de reflectância característico de água com predomínio de partículas inorgânicas em suspensão.	137
Figura 4.42 - a) Valores médios, mínimos, máximos e desvio padrão das variáveis limnológicas*; b) Gráfico da porcentagem das classes de fitoplâncton*; c) Matriz de correlação entre variáveis limnológicas e Índices de Vegetação** – 28 de março de 2012..	140
Figura 4.43- a) Composição colorida das imagens-fração obtidas com o MLME; b) Espectros utilizados para construção do modelo; c) Erro do MLME em cada banda Landsat. - Imagem Landsat 5/TM de 12 de janeiro de 2005.	145
Figura 4.44- a) Composição colorida das imagens-fração obtidas com o MLME; b) Espectros utilizados para construção do modelo; c) Erro do MLME em cada banda Landsat. - Imagem Landsat 5/TM de 28 de janeiro de 2005.	146
Figura 4.45- a) Composição colorida das imagens-fração obtidas com o MLME; b) Espectros utilizados para construção do modelo; c) Erro do MLME em cada banda Landsat - Imagem Landsat 5/TM de 02 de janeiro de 2007.	147
Figura 4.46- a) Composição colorida das imagens-fração obtidas com o MLME; b) Espectros utilizados para construção do modelo; c) Erro do MLME em cada banda Landsat - Imagem Landsat 5/TM de 03 de fevereiro de 2007.	148
Figura 4.47- a) Composição colorida das imagens-fração obtidas com o MLME; b) Espectros utilizados para construção do modelo; c) Erro do MLME em cada banda Landsat. Imagem Landsat 5/TM de 06 de fevereiro de 2008.	149
Figura 4.48- a) Composição colorida das imagens-fração obtidas com o MLME; b) Espectros utilizados para construção do modelo; c) Erro do MLME em cada banda Landsat. - Imagem Landsat 5/TM de 09 de março de 2008.	150
Figura 4.49- a) Composição colorida das imagens-fração obtidas com o MLME; b) Espectros utilizados para construção do modelo; c) Erro do MLME em cada banda Landsat. - Imagem Landsat 5/TM de 25 de março de 2008.	151
Figura 4.50- a) Composição colorida das imagens-fração obtidas com o MLME; b) Espectros utilizados para construção do modelo; c) Erro do MLME em cada banda Landsat. - Imagem Landsat 7/ETM+ de 07 de maio de 2009.	152
Figura 4.51- a) Composição colorida das imagens-fração obtidas com o MLME; b) Espectros utilizados para construção do modelo; c) Erro do MLME em cada banda Landsat. - Imagem Landsat 7/ETM+ de 12 de março de 2012.	153
Figura 4.52 - Composição cor verdadeira (RGB321) da imagem Landsat 7/ETM+ de 12/03/2012; a, b e d) espectros de reflectância característicos de água com predomínio de pigmentos fitoplanctônicos (Chl-a); c) espectro de reflectância característico de água com predomínio de partículas inorgânicas em suspensão.	154
Figura 4.53- a) Composição colorida das imagens-fração obtidas com o MLME; b) Espectros utilizados para construção do modelo; c) Erro do MLME em cada banda Landsat. - Imagem Landsat 7/ETM+ de 28 de março de 2012.	155
Figura 4.54 – a) Composição colorida da imagem Landsat 5/TM de 12 de janeiro de 2005; b) Componente Principal que melhor demonstra os compartimentos aquáticos do Lago Guaíba (CP4); c) Classificação não-supervisionada da CP4.	157

Figura 4.55 - a) Composição colorida da imagem Landsat 5/TM de 28 de janeiro de 2005; b) Componente Principal que melhor demonstra os compartimentos aquáticos do Lago Guaíba (CP4); c) Classificação não-supervisionada da CP4.	160
Figura 4.56 - a) Composição colorida da imagem Landsat 5/TM de 02 de janeiro de 2007; b) Componente Principalque melhor demonstra os compartimentos aquáticos do Lago Guaíba (CP3); c) Classificação não-supervisionada da CP2.	162
Figura 4.57 – Composição cor verdadeira (RGB321) da imagem Landsat 5/TM de 02/01/2007; a) espectro de reflectância característico de água com floração de algas mais recente; b) espectro de reflectância característico de água com floração de algas em estágio de senescência.	163
Figura 4.58 - a) Composição colorida da imagem Landsat 5/TM de 03 de fevereiro de 2007; b) Componente Principalque melhor demonstra os compartimentos aquáticos do Lago Guaíba (CP3); c) Classificação não-supervisionada da CP3.	164
Figura 4.59 - a) Composição colorida da imagem Landsat 5/TM de 06 de fevereiro de 2008; b) Componente Principalque melhor demonstra os compartimentos aquáticos do Lago Guaíba (CP3); c) Classificação não-supervisionada da CP2.	166
Figura 4.60 - a) Composição colorida da imagem Landsat 5/TM de 09 de março de 2008; b) Componente Principalque melhor demonstra os compartimentos aquáticos do Lago Guaíba (CP3); c) Classificação não-supervisionada da CP3.	169
Figura 4.61 - a) Composição colorida da imagem Landsat 5/TM de 25 de março de 2008; b) Componente Principalque melhor demonstra os compartimentos aquáticos do Lago Guaíba (CP3); c) Classificação não-supervisionada da CP3.	170
Figura 4.62 - a) Composição colorida da imagem Landsat 7/ETM+ de 07 de maio de 2009; b) Componente Principalque melhor demonstra os compartimentos aquáticos do Lago Guaíba (CP2); c) Classificação não-supervisionada da CP2.	172
Figura 4.63 a) Composição colorida da imagem Landsat 7/ETM+ de 12 de março de 2012; b) Componente Principalque melhor demonstra os compartimentos aquáticos do Lago Guaíba (CP3); c) Classificação não-supervisionada da CP3.	173
Figura 4.64 - a) Composição colorida da imagem Landsat 7/ETM+ de 28 de março de 2012; b) Componente Principalque melhor demonstra os compartimentos aquáticos do Lago Guaíba (CP3); c) Classificação não-supervisionada da CP3.	175

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1- Características gerais de lagos oligotróficos e eutróficos	13
Tabela 2.2- Classes de estado trófico e intervalos de valores de fósforo, clorofila-a e disco de Secchi associados.	15
Tabela 2.3 - Características dos principais filós de algas.....	17
Tabela 2.4 - Grupos de toxinas, alvo primário das toxinas em mamíferos e os principais gêneros de cianobactérias produtoras	22
Tabela 2.5 - Número de células de cianobactérias, biovolume de cianobactérias e concentração de clorofila-a admitida para as Classes I, II e III para águas doces.....	24
Tabela 2.6 - Bandas de absorção dos pigmentos fotossintetizantes	30
Tabela 2.7 - Razões entre bandas, algoritmos empíricos e coeficientes de determinação	41
Tabela 2.8 - Valores estimados de clorofila para os intervalos de NDVI	42
Tabela 3.1 – Imagem de satélite selecionadas e respectivo satélite/sensor	54
Tabela 3.2 – Variáveis limnológicas determinadas pelo DMAE	66
Tabela 4.1- Tabela de incidências de algas observadas pelo DMAE no período entre 1998 a 2012, com problemas significativos de odor e sabor de terra na água distribuída*.....	70
Tabela 4.2 - Dados relativos aos valores do IQA das EBABs do Lago Guaíba, entre 2000 e 2009.	77
Tabela 4.3 - Valores médios, mínimos e máximos e desvio padrão da profundidade da coluna d'água, da transparência medida com o Disco de Secchi (DS), do Total de Sólidos em Suspensão (TSS) e da Clorofila-a (Chl-a).....	84
Tabela 4.4 – Temperaturas máximas médias e insolação no município de Porto Alegre nos meses de janeiro, fevereiro e março de 2008.....	127
Tabela 4.5 – Temperaturas máximas médias e insolação no município de Porto Alegre nos meses de janeiro, fevereiro, março e abril de 2012.	138
Tabela 4.6 – Correlações entre as variáveis ambientais e as CPs da imagem de 12 de janeiro de 2005.	159
Tabela 4.7 - Correlações entre as variáveis ambientais e as CPs da imagem de 28 de janeiro de 2005.	159
Tabela 4.8 - Correlações entre as variáveis ambientais e as CPs da imagem de 02 de janeiro de 2007.	161
Tabela 4.9 - Correlações entre as variáveis ambientais e as CPs da imagem de 03 de fevereiro de 2007.	163
Tabela 4.10 - Correlações entre as variáveis ambientais e as CPs da imagem de 06 de fevereiro de 2008.	165
Tabela 4.11 – Correlações entre as variáveis ambientais e as CPs da imagem de 09 de março de 2008.	167

Tabela 4.12 - Correlações entre as variáveis ambientais e as CPs da imagem de 25 de março de 2008.	170
Tabela 4.13 - Correlações entre as variáveis ambientais e as CPs da imagem de 07 de maio de 2009.	171
Tabela 4.14 - Correlações entre as variáveis ambientais e as CPs da imagem de 12 de março de 2012.	173
Tabela 4.15 - Correlações entre as variáveis ambientais e as CPs da imagem de 28 de março de 2012.	174

SUMÁRIO

Agradecimentos.....	iv
Resumo.....	v
Abstract.....	vi
Lista de Figuras.....	vii
Lista de Tabelas.....	xii
Capítulo 1	1
1. Introdução: formulação e contextualização do problema	1
1.1 Objetivo Geral	4
1.2 Objetivos Específicos	5
1.3 Caracterização da área de estudo.....	5
1.4 Hipótese de pesquisa	8
Capítulo 2	9
2. Fundamentos teórico-metodológicos.....	9
2.1 A Geografia dos recursos hídricos: instrumento para a compreensão da degradação qualitativa e quantitativa da água	9
2.2 Qualidade da água x saneamento básico	10
2.3 Eutrofização artificial de ambientes aquáticos: clorofila-a como indicador do grau de eutrofização	12
2.4 Florações de algas com potencial toxicológico e suas implicações socioambientais.....	16
2.5 Sensoriamento remoto de ambientes aquáticos.....	24
2.6 Efeitos da presença de clorofila-a e demais pigmentos fotossintetizantes na reflectância da água.....	29
2.7 Procedimentos técnico-operacionais para identificação de florações de algas a partir do sensoriamento remoto terrestre e orbital	34
2.7.1 Algoritmos empíricos e semi-empíricos.....	34
2.7.2 Técnicas de processamento de espectros de reflectância	35
2.7.3 Técnicas de processamento de imagens de satélite	37
2.7.3.1 Operações aritméticas entre bandas espectrais.....	39
2.7.3.2 Índices de Vegetação	41
2.7.3.3 Modelo Linear de Mistura Espectral	44
2.7.3.4 Análise por Componentes Principais.....	46
Capítulo 3	48
3. Procedimentos Metodológicos-Operacionais	48
3.1 Caracterização morfométrica e hidrodinâmica do Lago Guaíba.....	49

3.2 Seleção e processamento digital das imagens de satélite	53
3.3 Definição dos pontos amostrais e frequência das coletas em campo	59
3.4 Coletas limnológicas	61
3.5 Coletas espectrais	63
3.6 Dados limnológicos e variáveis ambientais complementares	65
3.7 Criação do banco de dados geográfico	68
3.8 Relação das florações com o ambiente aquático e terrestre	68
Capítulo 4	69
4. Resultados	69
4.1 Dados limnológicos	69
4.1.1 Resgate histórico das florações de algas no Lago Guaíba entre os anos de 1971 e 2012	69
4.1.2 Desenvolvimento fitoplanctônico x aspectos socioambientais e localização das florações no Lago Guaíba.....	74
4.1.3 Dados coletados nos trabalhos de campo	81
4.2 Espectros de reflectância	90
4.2.1 Relações entre variáveis limnológicas e espectros de reflectância.....	93
4.2.2 Geração de algoritmos para estimativa da concentração de clorofila-a	96
4.3 Processamento das imagens de satélite	100
4.3.1 Índices de vegetação (NDVI, SAVI, MSAVI).....	100
4.3.2 Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME).....	143
4.3.3 Análise por Componentes Principais (ACP)	157
Capítulo 5	178
5. Considerações finais	178
6. Referências bibliográficas.....	185
APÊNDICE A – Dados espectrais coletados no reservatório Passo Real em outubro de 2009 e março de 2010.	198
APÊNDICE B - Variáveis ambientais complementares: precipitação pluviométrica, nível da água e direção/velocidade do vento.	201

CAPÍTULO 1

1. INTRODUÇÃO: FORMULAÇÃO E CONTEXTUALIZAÇÃO DO PROBLEMA

O crescimento populacional mundial, o aumento da utilização dos recursos naturais para o suprimento das necessidades humanas e a geração de quantidades imensuráveis de resíduos sólidos, líquidos e gasosos tem ocasionado pressões diretas sobre o meio ambiente. Dentre os sistemas naturais, os ambientes aquáticos continentais estão entre os que mais sofrem as consequências negativas das ações humanas.

A ação do homem no ambiente terrestre interfere diretamente no sistema aquático, especialmente em áreas de intensa ocupação agrícola e/ou urbana, caso do Lago Guaíba. Isto pode ser verificado pelas alterações das características da água, expressas por suas variáveis limnológicas: o pH, a condutividade elétrica, a transparência, os sólidos em suspensão, os compostos orgânicos, a clorofila-a, entre outras. Neste sentido, o grande desafio para o manejo adequado de sistemas aquáticos continentais é a ampliação do conhecimento sobre suas respostas às perturbações introduzidas pela atividade humana.

A descarga de esgotos domésticos e industriais sem nenhum tratamento e a utilização extensa de fertilizantes na agricultura, provocam aumento de nutrientes (nitrogênio e fósforo) em diversos corpos d'água, causando um enriquecimento artificial e o aumento dos processos naturais de produção biológica em rios, lagos e reservatórios. Este processo é denominado eutrofização artificial e tem, como principal consequência, as florações de microalgas (FUNASA, 2003; BRANDÃO e DOMINGOS, 2006).

A eutrofização artificial produz mudanças na qualidade da água incluindo a redução do oxigênio dissolvido, da biodiversidade aquática, a perda de qualidades cênicas, a morte extensiva de peixes e o aumento da incidência de florações de microalgas e cianobactérias. Essas florações podem provocar o aumento no custo do tratamento e abastecimento de água e consequências relacionadas à saúde pública (FUNASA, 2003).

No âmbito do estado do Rio Grande do Sul, o Lago Guaíba possui grande importância em função da dimensão ocupada pela bacia hidrográfica e a intensa utilização da sua água e da água dos cursos contribuintes para o abastecimento humano, geração de energia elétrica, irrigação de lavouras e dessedentação de animais. Paralelamente, este lago tem apresentado problemas que decorrem da ação humana ou por ela são potencializados, com destaque para

as florações de algas. Muitas destas algas apresentam potencial toxicológico aos seres humanos e à fauna terrestre e aquática e, por isso, os episódios de floração necessitam de monitoramento contínuo. Vale destacar que a água do Lago Guaíba é utilizada para o abastecimento de vários municípios, dentre estes os que compõem a Região Metropolitana de Porto Alegre (RMPA).

Ocorrências de florações de algas têm sido reportadas mundialmente. No Brasil, os registros de florações de cianobactérias potencialmente tóxicas cresceram significativamente nos últimos anos e foram detectadas em vários ambientes - rios, reservatórios, lagoas costeiras, estuários - e praticamente em todos os Estados (CALIJURI et al., 2006; FREITAS et al., 2012). Alguns dos efeitos nocivos atribuídos às florações são: a deterioração da qualidade da água; riscos à saúde humana, crônicos ou intermitentes, incluindo toxicidade; comprometimento da biota aquática e terrestre em decorrência das florações e das alterações das condições físico-químicas da água e o comprometimento dos valores recreativos dos ambientes aquáticos (FREITAS et al., 2012).

Uma das formas de monitorar os organismos fitoplanctônicos formadores de florações em corpos hídricos continentais é a coleta de água em pontos amostrais, com a posterior determinação da quantidade de clorofila-a (Chl-a) e/ou a identificação das espécies e contagem do número de organismos fitoplanctônicos presentes nas amostras. Rundquist et al. (1996) explicam que a quantidade de clorofila proveniente de algas em uma amostragem é um indicativo da produtividade primária e do nível trófico de corpos hídricos.

Todavia, este procedimento torna-se complexo no Lago Guaíba, pois este manancial apresenta extensa superfície, o que exige um número elevado de pontos amostrais para expressar a realidade satisfatoriamente. Além disso, nem sempre as amostragens são feitas com a frequência temporal ou recobrimento espacial ideal, podendo ocorrer em intervalos de tempo muito longos ou em datas e/ou pontos que não são representativos na dinâmica do fitoplâncton, excluindo, por exemplo, os episódios e áreas de florações de cianobactérias.

Frente a este quadro, uma das principais alternativas que surge para amenizar as dificuldades de amostragem em campo, é a utilização de imagens de satélite de forma complementar ao levantamento de dados referentes à ocorrência de altas concentrações de algas. Dentre as vantagens do uso das imagens têm-se o recobrimento espaço-temporal contínuo da superfície terrestre, mesmo que haja limitações quanto à resolução temporal, que para a maioria dos sensores não é diária. Este recobrimento permite que as imagens geradas sejam empregadas no período entre as coletas de água em campo, ou até mesmo substituindo estas, quando o objetivo do trabalho não exige grande grau de detalhamento.

As variáveis limnológicas conferem as características apresentadas pela água, sendo algumas passíveis de detecção por técnicas de sensoriamento remoto sendo, por isso, denominadas Componentes Opticamente Ativos (COAs). Dentre estas substâncias e/ou partículas se destacam os pigmentos fotossintéticos como a clorofila-a, presente nos organismos fitoplanctônicos aquáticos; as partículas inorgânicas suspensas, provenientes principalmente das bacias de captação do sistema aquático; e o carbono orgânico dissolvido, resultante da decomposição do material orgânico. Todos estes elementos imprimem características únicas nos dados de sensoriamento remoto orbital e terrestre, o que permite a identificação dos componentes e o consequente monitoramento do ambiente aquático. Os dados de sensoriamento remoto tornam-se, dessa forma, relevantes para o estudo dos sistemas aquáticos porque permitem a aquisição de dados sinópticos da superfície terrestre e uma visão do sistema aquático integrado à sua bacia de drenagem em diferentes épocas do ano (NOVO, 2007).

Atualmente é razoável a disponibilidade de produtos de sensoriamento remoto gratuitos, com diferentes resoluções temporais, espaciais, espectrais ou radiométricas. Dentre estes citam-se as imagens dos sensores à bordo do satélite norte-americano Landsat (*Land Remote Sensing Satellite*) - sensores TM (*Thematic Mapper*), ETM+ (*Enhanced Thematic Mapper Plus*) e OLI (*Operational Land Imager*); do satélite sino-brasileiro CBERS (*China-Brazil Earth Resource Satellite*) - sensor CCD (*High Resolution Camera*) e do satélite indiano ResourceSat - sensor LISS3, todas disponibilizadas gratuitamente pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) e pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (*U.S. Geological Survey* - USGS). As imagens do sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*), a bordo dos satélites norte-americanos Terra e Aqua também são disponibilizadas gratuitamente pela USGS e pelo INPE e vem sendo amplamente utilizadas em estudos ambientais de média e pequena escala.

Apesar do potencial das imagens de satélite para estudos de ambientes aquáticos, são verificadas algumas dificuldades, como a baixa disponibilidade de imagens gratuitas e com variadas resoluções temporais, espaciais, espectrais e radiométricas. A presença de cobertura de nuvens é outro problema recorrente e que pode ser contornado com o uso de imagens de outros sensores ou optando-se por sensores com alta frequência de revisita, caso do MODIS. Outra necessidade identificada é o desenvolvimento e a aplicação de metodologias que potencializem a extração de informações dos ambientes aquáticos, no que se refere ao processamento das imagens de satélite e o desenvolvimento de algoritmos preditivos,

especialmente para o mapeamento do fitoplâncton, o que justifica a importância de contínuas pesquisas.

A baixa resposta espectral dos corpos hídricos continentais em comparação a outros alvos da superfície terrestre (vegetação, solos e minerais) demanda cuidado especial no processamento das imagens de satélite, a fim de aumentar a relação sinal/ruído e, conseqüentemente, potencializar a extração de informações úteis das imagens. Neste sentido, dados de reflectância obtidos com sensores de campo (espectrorradiômetros) possuem significativa importância, uma vez que os espectros de reflectância obtidos *in situ* apresentam alta resolução espectral, elevada relação sinal/ruído, são facilmente manipuláveis, fornecem padrão de resposta espectral comparável à dos sensores orbitais e podem ser utilizados no desenvolvimento de algoritmos para a estimativa das substâncias presentes na água (PEREIRA FILHO et al., 2010).

Inserido neste contexto, com o desenvolvimento desta pesquisa buscou-se explorar o uso conjunto de imagens de satélite, dados de reflectância de campo, medidas de concentração de clorofila-a e variáveis limnológicas complementares (que não se referem aos COAs). Embora durante o período de realização da pesquisa e dos trabalhos de campo (2011 a 2015) não tenha ocorrido floração, entende-se que a utilização convergente de dados de diferentes naturezas possa incrementar as metodologias existentes e abrir novas possibilidades de identificação e monitoramento de florações de algas com potencial toxicológico.

Pesquisas que objetivam mapear as ocorrências de florações nos ambientes aquáticos brasileiros com uso de dados de sensoriamento remoto ainda são escassas, e para o Lago Guaíba, estas inexistem. Tais constatações tornam evidente a necessidade de realização de novas pesquisas acerca das florações e o emprego de diferentes metodologias para a compreensão deste fenômeno que é natural, mas que vem se tornando um problema ambiental em decorrência do acelerado processo de eutrofização dos corpos hídricos continentais. Além disso, na literatura existem poucas pesquisas com uso de séries históricas de imagem de satélite para mapear as florações de algas e estudar os fatores que controlam seu início e manutenção ao longo do tempo. Neste sentido, os objetivos da presente pesquisa são apresentados na sequência.

1.1 Objetivo Geral

- Avaliar, no contexto temporal e espacial, o potencial de identificação de episódios de floração de algas no Lago Guaíba a partir da integração de dados radiométricos *in situ* adquiridos simultaneamente a dados limnológicos e imagens de satélite.

1.2 Objetivos Específicos

- Verificar as oscilações da concentração de clorofila-a no Lago Guaíba com ênfase para os episódios de floração;
- Identificar as variações espaciais e temporais das florações de algas no Lago Guaíba, entre os anos de 2005 e 2012, com uso de imagens de satélite Landsat 5/TM e Landsat 7/ETM+ disponíveis gratuitamente na Internet;
- Relacionar os componentes opticamente ativos da água (clorofila-a, total de sólidos em suspensão) com medidas de reflectância *in situ* e orbitais;
- Avaliar o potencial de identificação de floração de algas a partir de diversos indicadores derivados de imagens de satélite: Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (SAVI); Índice de Vegetação Ajustado ao Solo Modificado (MSAVI); Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME) e Análise por Componentes Principais (ACP);
- Examinar as possíveis causas da ocorrência de florações na área de estudo e sua relação com fatores hidrológicos, morfométricos, antrópicos e climáticos.

1.3 Caracterização da área de estudo

O território do Rio Grande do Sul é formado por três grandes bacias hidrográficas: a bacia do rio Uruguai, a qual faz parte da bacia do estuário da Prata e abrange cerca de 57% da área total do estado; a bacia do Guaíba, com 30% da área do estado, e a bacia Litorânea, com 13% da área total. A bacia do Guaíba ou Região Hidrográfica do Guaíba apresenta intenso uso agrícola do solo nas regiões à montante (centro-norte do RS) e áreas de grande concentração industrial e urbana nas regiões à jusante (leste do RS), sendo a mais densamente povoada do Estado (SEPLAG, 2011).

Em relação às características do Lago Guaíba, cuja localização é apresentada na Figura 1.1, tem-se que este banha parte dos municípios da Região Metropolitana de Porto Alegre (RMPA) como a capital Porto Alegre, Eldorado do Sul, Guaíba, Barra do Ribeiro e Viamão e faz a transição entre o delta do rio Jacuí e a Lagoa dos Patos. No Lago Guaíba deságuam os rios Jacuí, Gravataí, Sinos e Caí, formando um lago natural com 493 km² de área, 342,8 km de perímetro, extensão de 50 km de comprimento e com largura variável entre 900 m e 19 km. Este lago, com profundidade média de 2 metros, armazena um volume aproximado de 1,5 bilhão de m³ de água (DMAE, 1986). Os rios Jacuí e Taquari (afluente do Jacuí) contribuem com 85% do volume introduzido na Lagoa dos Patos através do Lago

Guaíba (1253 m³/s) e a vazão média anual dos demais rios deste complexo (Sinos, Caí e Gravataí) é de aproximadamente 230 m³/s (HERZ, 1977).

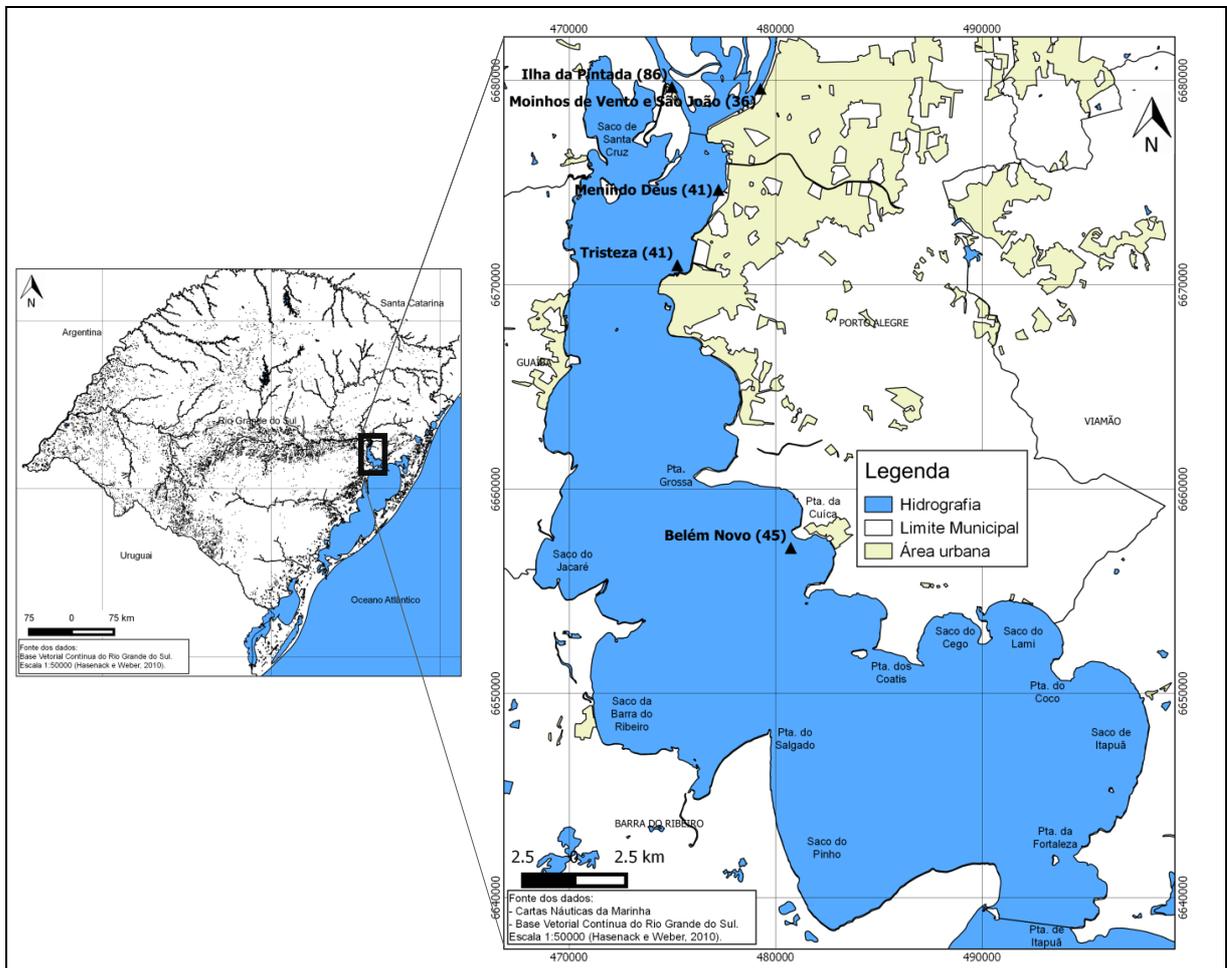


Figura 1.1. Localização do Lago Guaíba no Estado do Rio Grande do Sul, com detalhe para a área do lago e localização das Estações de Bombeamento de Água Bruta (EBABs) pertencentes ao Departamento Municipal de Água e Esgotos (DMAE).

Importa destacar que a Região Hidrográfica do Guaíba é composta pelo território total ou parcial de 251 municípios, dentre os quais os 32 municípios pertencentes à RMPA, que apresenta a maior densidade populacional do Estado com aproximadamente quatro milhões de habitantes (FEPAM, 2010; SEPLAG, 2011; IBGE, 2012). De acordo com Novo (2007), as populações de grandes metrópoles, centros industriais e agrícolas sofrem problemas de escassez relativa de água, ou seja, a escassez derivada da falta de água em padrões de qualidade aceitável para os seus diferentes usos. No Brasil, apesar da abundância relativa de recursos, há várias regiões em situação crítica, entre elas a RMPA.

De acordo com Bendati et al. (2000), além de ser fonte de abastecimento público, o Lago Guaíba é uma importante via de navegação que liga a região central do estado com a Lagoa dos Patos e o Oceano Atlântico. Algumas regiões deste lago são também utilizadas

para recreação de contato primário, pesca, irrigação e como habitat de espécies. Da mesma forma, é inegável a influência do Guaíba como fonte de lazer, turismo e de harmonia paisagística, muito valorizada pela comunidade.

Os principais impactos ambientais na bacia hidrográfica do Guaíba e que ocasionam reflexos diretos na qualidade da água do Lago Guaíba são: o despejo de esgotos domésticos, industriais e agroindustriais sem tratamento nos cursos d'água, as águas poluídas dos rios Gravataí e Sinos, a disposição de resíduos sólidos urbanos e industriais, a destruição de ecossistemas significativos, a alteração dos cursos d'água, a mineração e a escassez de água. Nas áreas rurais os problemas mais críticos são a erosão do solo, o assoreamento dos cursos d'água e a contaminação por agrotóxicos, insumos químicos e resíduos orgânicos (principalmente dejetos animais) (FEPAM, 2010; SEPLAG, 2011).

De acordo com a reportagem especial publicada pelo Jornal Zero Hora em junho de 2012, a cada segundo, a população de Porto Alegre despeja 3 mil litros de esgoto no Guaíba e no rio Gravataí. A este volume se somam os dejetos produzidos por outros 5 milhões de gaúchos e que deságuam no Lago Guaíba através dos rios afluentes. Em função da imensa poluição e disponibilidade de nutrientes provenientes dos esgotos, entre os anos de 2003 e 2012, em apenas um deles não houve ocorrência de florações. Nos demais anos, entre o verão e o outono, as cianobactérias proliferaram-se no Guaíba, impregnando-o de substâncias que conferem sabor e odor ruins à água (AMORIM e MELO, 2012). Estas ocorrências de florações de algas passaram a ser chamadas de “Guaíba Verde” pela mídia e pela população local.

De acordo com Amorim e Melo (2012), as cianobactérias não são um problema exclusivo de Porto Alegre e estas superpovoam o Guaíba, não porque este lago seja mais poluído que outros ambientes semelhantes, mas porque algumas de suas áreas oferecem condições propícias para as florações, como baixa profundidade média, grande área e baixa circulação da água (AMORIM e MELO, 2012).

Felizmente, medidas vêm sendo tomadas com o intuito de melhorar a qualidade da água do Lago Guaíba e, conseqüentemente, diminuir a ocorrência de proliferações de cianobactérias. A principal delas denomina-se Projeto Integrado Socioambiental (PISA) da Prefeitura de Porto Alegre, inaugurado oficialmente em abril de 2014 e que tem como objetivo ampliar a capacidade de tratamento de esgotos da capital de 27% para 77%, o retorno das condições de balneabilidade das águas do Guaíba até o ano de 2028, com a redução de mais de 99% dos coliformes fecais lançados na extensão do lago (desde a foz do arroio

Dilúvio até a praia de Ipanema), além da melhoria do sistema de abastecimento da água, devido à redução da carga de poluentes orgânicos e da densidade de coliformes na água captada (PREFEITURA DE PORTO ALEGRE, 2015).

Tendo em vista o exposto, é possível constatar a importância socioeconômica e ambiental do Lago Guaíba. A inexistência de estudos a respeito de florações de algas utilizando técnicas de sensoriamento remoto aliadas a dados limnológicos no Lago Guaíba são fortes justificativas para a escolha desta área de estudo.

1.4 Hipótese de pesquisa

A presente pesquisa parte de um problema geral que é a ocorrência cada vez mais frequente de florações de algas com potencial toxicológico (em especial de cianobactérias) em ambientes aquáticos continentais no Brasil e no mundo. Este problema decorre da intensificação do processo de eutrofização artificial e demanda esforços no sentido de compreender, monitorar, mapear e controlar as florações e seus efeitos para o ambiente e para a saúde humana. O Lago Guaíba foi selecionado como área de estudo por já ter apresentado várias ocorrências de florações de algas, por possuir uma série histórica de dados limnológicos coletados e pela carência de trabalhos nos quais o sensoriamento remoto foi utilizado como ferramenta para a detecção das florações, o que configura o aspecto inédito da pesquisa. Além disso, o uso do sensoriamento remoto para o estudo de ambientes aquáticos naturais situados em regiões subtropicais tem sido pouco explorado no Brasil. A maior parte dos trabalhos produzidos até então foram desenvolvidos em reservatórios artificiais, situados principalmente na região tropical. Nestes, a vazão e o regime de chuvas diferem muito dos encontrados em corpos hídricos naturais subtropicais.

A hipótese central da pesquisa é de que é possível, a partir de técnicas de processamento digital de imagens de satélite aliadas à obtenção e análise de dados espectrais, limnológicos, climáticos, hidrodinâmicos e a morfométricos da área de estudo, identificar e avaliar a variação temporal e espacial das ocorrências de florações de algas, permitindo verificar as áreas mais suscetíveis a este fenômeno, os meses do ano em que elas ocorrem com maior frequência e os fatores que contribuem para o surgimento e manutenção das florações. Acredita-se que o emprego de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento em estudos limnológicos e/ou ambientais permitirá a introdução de novos elementos às pesquisas e a ampliação do leque de possibilidades de análises, além de torná-las mais rápidas e eficientes no que se refere à busca de soluções para os problemas identificados.

2. FUNDAMENTOS TEÓRICO-METODOLÓGICOS

2.1 A Geografia dos recursos hídricos: instrumento para a compreensão da degradação qualitativa e quantitativa da água

De acordo com Basso (1999), a água é um recurso essencial à vida, um elemento natural necessário para a sobrevivência e bem-estar da humanidade, assim como para o desenvolvimento da maioria das atividades econômicas, sendo, diferentemente, de outras matérias primas, insubstituível para muitas das suas várias aplicações.

Atualmente, a disponibilidade de água potável vem diminuindo significativamente ao mesmo tempo em que a demanda pela água é crescente em função do incremento populacional, da urbanização, desenvolvimento industrial, produção de alimentos em grande escala, entre outros (BASSO, 1999). O impacto das atividades humanas nos ecossistemas continentais e os usos múltiplos das bacias hidrográficas têm produzido alterações profundas no ciclo hidrológico, nos ciclos biogeoquímicos e na biodiversidade, ocasionando impactos econômicos, sociais e, em alguns casos, alterações permanentes e irreversíveis em lagos, rios e represas, bem como a elevação dos custos de tratamento da água (TUNDISI e TUNDISI, 2008).

Eutrofização, aumento da toxidade, sedimentação de rios e lagos e alterações na hidrodinâmica são algumas das consequências mais comumente encontradas em todos os continentes, regiões e países. A contaminação química das águas e os efeitos nas redes alimentares são outras consequências das atividades humanas (TUNDISI e TUNDISI, 2008).

Em relação aos impactos ocasionados pelo processo de urbanização, Tundisi e Tundisi (2008) explicam que o seu crescimento implica uma enorme alteração do ciclo hidrológico e uma aceleração do ciclo dos processos, devido à impermeabilização da superfície, bem como o aumento dos despejos de esgotos domésticos ricos em nitrogênio e fósforo, resultantes do acúmulo da população e seus resíduos diários. Por sua vez, o aumento do uso agrícola e industrial dos recursos hídricos, também ocasiona graves alterações no ciclo hidrológico devido aos poluentes orgânicos e inorgânicos, com efeitos consideráveis na biota aquática e nas condições físicas e químicas da água.

De acordo com Basso (1999), o questionamento sobre a água ser, ou não, um recurso natural renovável é bastante pertinente, pois existe praticamente um consenso entre os estudiosos de que a água, embora sendo um recurso renovável por meio do ciclo hidrológico (evaporação-condensação-precipitação-escoamento-evaporação), depende, e muito, do modo como ela é manejada, bem como do manejo dos demais recursos naturais, especialmente o solo e a vegetação. Assim, ela pode vir a apresentar limites quanti-qualitativos. Por isso, os profissionais ligados à ciência geográfica devem estar atentos aos problemas existentes e à tendência de valorização crescente do recurso água, principalmente no que se refere ao seu gerenciamento (BASSO, 1999). A análise conjunta de aspectos sociais e naturais proporcionada pela ciência geográfica é muito útil na busca de soluções para os problemas hídricos.

2.2 Qualidade da água x saneamento básico

Fontes de poluição localizadas, como esgotos domésticos e/ou industriais, consistem em um importante fator na distribuição horizontal do fitoplâncton em lagos. Na zona de influência destes efluentes desenvolvem-se, via de regra, comunidades fitoplanctônicas capazes de suportar grandes oscilações das principais variáveis ambientais, como: oxigênio, temperatura, turbidez e nutrientes. Além disso, a grande capacidade de flutuação destas comunidades habilita-as a sobreviver em ambientes onde a viscosidade da água é muito reduzida, como aqueles que recebem efluentes contendo detergentes (ESTEVES e SUZUKI, 2011).

Assim, é possível verificar que o desenvolvimento fitoplanctônico é favorecido pelo despejo de esgotos domésticos e/ou industriais sem tratamento diretamente nos corpos hídricos. Além disso, o fitoplâncton possui a capacidade de adaptação às águas poluídas, especialmente algumas espécies e gêneros de cianobactérias, o que contribui para a sua proliferação e possível desenvolvimento de florações tóxicas. Neste sentido, iniciativas relativas ao saneamento básico, especialmente a coleta e tratamento do esgoto antes do seu despejo nos mananciais, torna-se tarefa fundamental para a redução das ocorrências de proliferações fitoplanctônicas.

De acordo com Esteves e Meirelles-Pereira (2011), no Brasil, os casos de eutrofização artificial são, na quase sua totalidade, desencadeados pelo lançamento de esgoto doméstico e industrial não tratado (*in natura*), as chamadas fontes pontuais, o que significa que os ecossistemas aquáticos continentais, especialmente aqueles próximos aos centros urbanos,

estão se transformando em verdadeiros depósitos de esgoto e estão submetidos ao processo de eutrofização artificial. Neste caso, o saneamento básico é importante não apenas para a redução do processo de eutrofização, mas também porque a água é uma substância vital à saúde humana e o consumo da água contaminada e de baixa qualidade debilita as pessoas, produz doenças por vários mecanismos e aumenta a mortalidade (TUNDISI e TUNDISI, 2008).

No Brasil, o Atlas de Saneamento elaborado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) com dados relativos ao ano de 2008, demonstra que na comparação entre os anos de 2000 e 2008 houve um pequeno avanço no número de municípios com rede coletora de esgoto, passando de 52,2% para 55,2%, respectivamente (IBGE, 2011). Por outro lado, a proporção de domicílios com acesso à rede de esgoto passou de 33,5% em 2000, para 45,7% em 2008, não atingindo nem a metade dos domicílios brasileiros. Apesar deste avanço, é neste tipo de serviço que o Brasil apresenta o seu maior desafio, pois o esgotamento sanitário era, em 2008, o serviço que apresentava a menor abrangência municipal, ficando atrás do manejo de resíduos sólidos, do manejo de águas pluviais, e, principalmente, do acesso à rede geral de distribuição de água, que atingiu 91% dos municípios brasileiros em 2008 (IBGE, 2011).

Todavia, destaca-se que dos 55,2% de municípios brasileiros que possuem rede coletora de esgoto, apenas 28,52% realizam o seu tratamento e nos demais municípios o destino final dos efluentes são os ecossistemas aquáticos (IBGE, 2011). Salienta-se que no Brasil, quando o esgoto é tratado, quase na totalidade dos casos ele é sanado até o segundo estágio, sendo despejado para os corpos hídricos antes de atingir o terceiro estágio, quando ocorre a eliminação de fósforo e nitrogênio, os principais agentes da eutrofização artificial, mas que apresentam alto custo para a sua remoção do esgoto. Além disso, a grande maioria das Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) brasileiras funciona precariamente e, com isso, são de baixa ou baixíssima eficácia no tratamento de esgotos (ESTEVEZ e MEIRELLES-PEREIRA, 2011).

No Rio Grande do Sul, os dados relativos ao número de municípios que possuem coleta e tratamento de esgoto são muito preocupantes, pois se encontram abaixo da média nacional. Do total de municípios gaúchos, apenas 40,5% possuem coleta de esgoto e somente 15,12% (75 municípios) realizavam o tratamento do esgoto coletado em 2008. Em relação ao volume total do esgoto tratado por dia, 66,8% é tratado até o nível secundário e apenas 22,5% atinge o nível terciário (IBGE, 2011). Estes dados tornam-se ainda mais agravantes para corpos hídricos que drenam áreas densamente povoadas e delas recebem grande aporte de

efluentes, caso do Lago Guaíba, o que explica, em parte, as recorrentes florações de algas verificadas nos últimos anos.

2.3 Eutrofização artificial de ambientes aquáticos: clorofila-a como indicador do grau de eutrofização

De acordo com Esteves e Meirelles-Pereira (2011), o termo “eutrófico” é uma variação do original “trófico”, de origem no grego antigo e relativo à alimentação e nutrição, acrescido do prefixo “eu”, que significa muito, em contraposição ao prefixo “oligo”, que significa pouco. A eutrofização pode ser definida como o aumento da concentração de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, em um dado ecossistema aquático, que tem como consequência o aumento da produtividade de diversos de seus compartimentos e alterações diversas sobre o seu funcionamento (ESTEVES e MEIRELLES-PEREIRA, 2011).

O aumento do grau de trofia dos lagos em condições naturais é um processo lento e contínuo e que pode levar algumas centenas de anos, pois resulta do aporte de nutrientes trazidos pelas chuvas que erodem e lavam a superfície terrestre. O aumento de nitrogênio e fósforo produzido pela atividade humana acelera acentuadamente esse processo de eutrofização natural, reduzindo as características naturais de lagos e represas e deteriorando a qualidade da água. O processo de eutrofização associado às atividades humanas tem sido denominado de eutrofização artificial, cultural ou antrópica e é responsável pelo envelhecimento precoce dos ecossistemas lacustres, que podem passar da condição de oligotróficos (pobres em nutrientes) ou mesotróficos para eutróficos ou mesmo hipertróficos (TUNDISI e TUNDISI, 2008; ESTEVES e MEIRELLES-PEREIRA, 2011). Na Tabela 2.1 são apresentadas características gerais de lagos oligotróficos e eutróficos.

A eutrofização artificial das águas continentais está relacionada com o aumento da população humana, da industrialização, do uso de fertilizantes químicos na agricultura e com o uso de produtos de limpeza contendo compostos polifosfatados. Após a Segunda Guerra Mundial, com a introdução de produtos de limpeza sintéticos (detergentes líquidos e pó), os casos de eutrofização passaram a ser mais frequentes. O lançamento de excrementos humanos sem tratamento em ambientes límnicos é, também, importante fator de intensificação do processo de eutrofização, uma vez que em sua composição existem consideráveis concentrações de fósforo e nitrogênio. As indústrias, por sua vez, podem causar, através de seus efluentes, grandes alterações nos níveis de nitrogênio e fósforo em lagos, sendo as de

processamento de alimentos as principais fontes de efluentes orgânicos, ricos nestes elementos (ESTEVES e MEIRELLES-PEREIRA, 2011).

Tabela 2.1- Características gerais de lagos oligotróficos e eutróficos

Características dos lagos	Oligotrófico	Eutrófico
<i>Físico-químicas</i>		
Concentração de O ₂ em zonas profundas	Alta	Baixa ou Zero
Concentração de nutrientes na coluna d'água	Baixa	Alta
Concentração de nutrientes no sedimento	Baixa	Alta
Material em suspensão particulado	Baixa	Alta
Penetração da energia radiante	Alta	Baixa
Profundidade	Lago profundo	Lago raso
<i>Biológicas</i>		
Produção primária	Baixa	Alta
Diversidade de espécies de plantas e animais	Alta	Baixa
Macrófitas aquáticas (densidade por m ²)	Baixa	Alta
Biomassa de fitoplâncton	Baixa	Alta
Floração de cianobactérias	Rara	Comum ou permanente
Grupos característicos de fitoplâncton	Diatomáceas/ Clorofíceas	Clorofíceas/ Cianofíceas

Fonte: Welch (1980) e Margalef (1983) apud Tundisi e Tundisi (2008)

A atividade agrícola pode ser considerada como uma das principais fontes de nitrogênio e fósforo para ecossistemas lacustres. Seu grau de interferência aumentou consideravelmente a partir, principalmente, da década de 1940, quando começa o uso intensivo de fertilizantes nitrogenados e fosfatados como meio de incrementar a produção agrícola. A perda de nutrientes a partir de terras cultivadas acontece principalmente pela lavagem da parte superior do solo após as primeiras chuvas, e por lixiviação e percolação de nutrientes solúveis, principalmente nitrogênio, que atingem o lençol freático. Estas perdas dependem, além de quantidades adicionais no solo, da topografia da região e da natureza da drenagem e da precipitação (ESTEVES e MEIRELLES-PEREIRA, 2011).

É importante destacar que, além das fontes dos nutrientes que são carregados para os corpos hídricos, fatores geográficos como latitude – e, em consequência, temperatura do ar, ciclo anual de precipitação, drenagem, ciclo estacional de temperatura da água e ventos, características morfológicas, morfométricas e hidrodinâmicas são fundamentais para a compreensão dos processos de eutrofização em lagos (TUNDISI E TUNDISI, 2008).

A eutrofização artificial pode ser considerada como uma reação em cadeia de causas e efeitos bem evidentes, cuja característica principal é a quebra relativa de estabilidade do ecossistema (homeostasia). Com o rompimento do estado de equilíbrio, o ecossistema passa a

produzir mais matéria orgânica do que é capaz de consumir e decompor e este desequilíbrio é acompanhado de profundas mudanças no metabolismo de todo o ecossistema (ESTEVES e MEIRELLES-PEREIRA, 2011).

Para a comunidade fitoplanctônica, o aumento da concentração de fosfato não implica somente o aumento da produção do fitoplâncton, mas também em mudanças qualitativas nesta comunidade. A eutrofização artificial, de maneira geral, leva inicialmente ao aumento no número de espécies e indivíduos, com o surgimento e predomínio de algumas espécies típicas de lagos eutróficos, como as cianobactérias e outras, em detrimento do desaparecimento de espécies previamente existentes. Porém, em lagos em adiantado estágio de eutrofização artificial, observa-se, nos meses mais quentes do ano, altas densidades populacionais destas algas, que formam floração, com um reduzido número de espécies, o que é uma das características mais evidentes deste processo (ESTEVES e MEIRELLES-PEREIRA, 2011).

Além disso, em consequência do aumento da densidade do fitoplâncton, observa-se, além da mudança da cor da água (de azul para amarelo-esverdeado), forte redução na transparência da água, o que traz sérias alterações à comunidade fitoplanctônica e tem como consequência a limitação da produção primária nas camadas inferiores devido às precárias condições de luminosidade, embora se verifique aumento da produtividade primária global do sistema. Este mecanismo também contribui para a redução das concentrações de oxigênio nas camadas inferiores da coluna d'água, especialmente na interface sedimento-água, o que potencialmente estimula a liberação de fósforo pelo sedimento, mecanismo conhecido como "carga interna" (ESTEVES e MEIRELLES-PEREIRA, 2011).

De acordo com Esteves e Meirelles-Pereira (2011), desde o início dos estudos em águas continentais (Limnologia), tem-se preocupado em identificar organismos e variáveis ambientais que possam caracterizar ecossistemas aquáticos quanto ao seu estado trófico, sendo que a composição específica do fitoplâncton, a sua biomassa e a taxa de produtividade tem sido as variáveis mais utilizadas como indicadores do estado trófico, principalmente à medida que as técnicas de avaliação tornaram-se mais precisas.

Sendo a clorofila um dos principais pigmentos responsáveis pela fotossíntese, o conhecimento de sua concentração pode dar indicações da biomassa do fitoplâncton. Nos últimos anos tornou-se cada vez mais frequente a utilização da clorofila para expressar a biomassa fitoplanctônica, com uso de aparelhos como espectrofotômetros, fluorímetros e a cromatografia líquida (ESTEVES e MEIRELLES-PEREIRA, 2011). Embora a determinação das clorofilas "a", "b", "c" e feopigmentos (produtos da degradação da clorofila) seja ideal, a determinação da concentração da Chl-a é a etapa mais importante, tendo em vista que este é o

principal pigmento fitoplanctônico e tem sido utilizado para determinar a biomassa da comunidade fitoplanctônica e para caracterizar ambientes aquáticos em trabalhos de pesquisa experimentais nacionais e internacionais e em programas de monitoramento com a finalidade de manejo dos ecossistema aquáticos (CALIJURI et al., 2006).

Neste sentido, devido às dificuldades inerentes à contagem e identificação das células de cianobactérias, falta de uma padronização e de profissionais para a realização destas tarefas, Calijuri et al. (2006) sugerem a sua substituição dos limites previstos na Portaria nº 518/2004 (mantidos na Portaria nº 2.914/2011), por medidas da concentração de Chl-a, por tratar-se de um método químico mais facilmente padronizável.

De acordo com Tundisi e Tundisi (2008), para lagos oligotróficos os valores de Chl-a variam de 0 a 4 $\mu\text{g.L}^{-1}$; para lagos mesotróficos, entre aproximadamente, 4 a 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$; e para lagos eutróficos, de 10 a 100 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Porém, estes valores podem se alterar de acordo com a região em que foram determinados. Na Tabela 2.2, produzida pela OECD (*Organization for Economic Co-operation and Development*), por exemplo, os valores de Chl-a para cada classe de estado trófico divergem dos apresentados por Tundisi e Tundisi (2008). Isso significa que, para uma definição mais adequada do estado trófico de um corpo hídrico, deve-se usar um conjunto de variáveis, as quais podem servir para a definição do Índice de Estado Trófico, como o proposto por Carlson (1977), que relaciona fósforo total, clorofila-a e transparência do disco de Secchi e tem sido um dos mais usados para este fim.

Tabela 2.2- Classes de estado trófico e intervalos de valores de fósforo, clorofila-a e disco de Secchi associados.

Estado trófico (Valores médios anuais)	Fósforo mg.m^3	Clorofila-a (média) mg.m^3	Clorofila-a (máximo) mg.m^3	D. Secchi (mínimo) m	D. Secchi (máximo) m
Ultra-oligotrófico	$\leq 4,0$	$\leq 1,0$	$\leq 2,5$	$\geq 6,0$	$\geq 12,0$
Oligotrófico	$\leq 10,0$	$\leq 2,5$	$\leq 8,0$	$\geq 3,0$	$\geq 6,0$
Mesotrófico	10 - 35	2,5 – 8,0	8,0 – 25,0	3,0 - 1,5	6,0 - 3,0
Eutrófico	35 - 100	8,0 – 25,0	25,0 – 75,0	1,5 - 0,7	3,0 - 1,5
Hipereutrófico	≥ 100	$\geq 25,0$	$\geq 75,0$	$\leq 0,7$	$\leq 1,5$

Fonte: OECD (2012)

Andrade e Giroldo (2010) constataram que, para um ponto amostrado no Lago Guaíba entre julho de 1996 e junho de 2006, a correlação entre a clorofila-a e as variáveis ambientais foi mais forte do que a correlação entre o fitoplâncton total e estas variáveis (temperatura da água e do ar, transparência da água medida com o disco de Secchi, total de sólidos suspensos, chuva acumulada nos 30 dias anteriores à coleta, profundidade e nível da água). Além disso, a

correlação linear entre a clorofila-a e o fitoplâncton total mostrou-se significativa ($r=0,498$, $\alpha<0,05$). Estas constatações são muito importantes para a presente pesquisa, uma vez que a clorofila-a é o principal pigmento opticamente ativo presente no fitoplâncton e, por isso, é majoritariamente empregada nos trabalhos que utilizam o sensoriamento remoto como ferramenta para o mapeamento de florações fitoplanctônicas.

2.4 Florações de algas com potencial toxicológico e suas implicações socioambientais

De acordo com Calijuri et al. (2006), o plâncton apresenta grande diversidade de organismos, podendo ser dividido em subcategorias: o fitoplâncton – organismos fotossintéticos; o zooplâncton – organismos heterótrofos; e o bacterioplâncton – bactérias heterotróficas. O fitoplâncton (do grego *phytos* - planta) é constituído por um conjunto de diversificados grupos taxonômicos, que tem diferentes necessidades fisiológicas e respondem, de modo distinto, a parâmetros físicos e químicos como luz, temperatura e regime de nutrientes. Os organismos fitoplanctônicos possuem em comum a capacidade de realizar fotossíntese e a ocorrência em grande parte dos ambientes aquáticos marinhos e continentais no mundo (CALIJURI et al., 2006).

Dentro da subcategoria fitoplâncton encontram-se organismos de diferentes reinos, como as cianobactérias (reino Monera), as euglenas (reino Protozoa), as diatomáceas (reino Chromista) e as clorofíceas (reino Plantae). Todos estes organismos são genericamente conhecidos como algas em razão do tamanho microscópico e da autotrofia, o que significa que as algas não representam uma divisão taxonômica ou morfológica natural, mas sim uma divisão ecológica (CALIJURI et al., 2006). As principais características dos filos de algas de água doce são apresentadas na Tabela 2.3.

As algas desempenham um importante papel no ambiente aquático e são responsáveis pela produção de grande parte do oxigênio dissolvido do meio. Entretanto, o processo de eutrofização pode estimular o desenvolvimento de grandes quantidades de algas, que trazem consigo inconvenientes como: sabor e odor desagradável na água (odor de barro ou mofo, por exemplo), toxidez, turbidez, cor, produção de matéria orgânica, aumento da amplitude de variação do oxigênio dissolvido, corrosão, interferência nos processos de tratamento da água, aspecto estético desagradável e desequilíbrio ecológico do sistema aquático (MOTA, 1997; BITTENCOURT-OLIVEIRA et al., 2001). Um dos objetivos dos profissionais que atuam em manejo de lagos e reservatórios é controlar os florescimentos de espécies de algas

potencialmente tóxicas, como as cianobactérias, que produzem toxinas consideradas um risco à saúde pública (LONDE et al., 2005).

Tabela 2.3 - Características dos principais filios de algas.

Filo	Organização	Tipo de clorofila	Pigmentos acessórios
Cyanophyta (<i>Cianobactérias</i> : algas azuis)	Unicelulares e Multicelulares	a	Ficocianina
Chlorophyta (<i>Clorofíceas ou clorófitas</i> : algas verdes)	Unicelulares e Multicelulares	a, b	Carotenos e xantofilas
Phaeophyta (<i>Feofíceas ou feófitas</i> : algas marrons ou pardas)	Multicelulares	a, c	Carotenos e xantofilas (fucoxantina)
Rhodophyta (<i>Rodofíceas ou rodófitas</i> : algas vermelhas)	Multicelulares (a maioria)	a, d	Ficocianina, ficoeretrina, carotenoides
Crysoophyta (algas douradas)	Unicelulares	a, c	Carotenos e xantofilas
Euglenophyta (euglenóides)	Unicelulares	a, b	Carotenos e xantofilas
Pyrrophyta (dinoflagelados)	Unicelulares	a, c	Carotenos e xantofilas

Fonte: Adaptado de Amabis e Martho (1997); Esteves (2011); Linhares e Gewandsznajder (2007).

As cianobactérias estão entre os organismos mais primitivos da Terra, com origem estimada em 3,5 bilhões de anos, são procariontes (não possuem membrana nuclear), aeróbicas e fotoautótrofas (ROSET et al., 2001). Podem ser encontradas em todos os biótopos do sistema lacustre e muitas espécies, quando em condições favoráveis, crescem em altas densidades e localizam-se principalmente nas camadas superficiais da água, fenômeno este denominado floração de algas, ou floração de algas nocivas pelo potencial de produzir toxinas com efeitos adversos à saúde (em inglês denomina-se HABS: “*Harmful algal blooms*”, ou simplesmente “*blooms*”). As florações ocorrem em dias quentes e calmos principalmente em lagos com grandes quantidades de nutrientes (nitrogênio e fósforo) (ROSET et al., 2001; BRASIL, 2005; ESTEVES, 2011).

Na legislação brasileira, mais especificamente, na Resolução CONAMA nº 274, de 29 de novembro de 2000 (Brasil, 2000), o termo floração refere-se à proliferação excessiva de microorganismos aquáticos, principalmente algas, com dominância de uma espécie, decorrente de condições ambientais favoráveis, podendo causar mudança na coloração da água e/ou formação de uma camada espessa na superfície.

A dominância de cianobactérias tóxicas em ambientes eutrofizados é um problema crescente em termos mundiais (BRANDÃO e DOMINGOS, 2006). No Brasil, os registros de

florações de cianobactérias potencialmente tóxicas cresceram significativamente nos últimos anos e foram detectadas em vários ambientes - rios, reservatórios, lagoas costeiras, estuários - e praticamente em todos os estados (CALIJURI et al., 2006). O caso mais conhecido de intoxicação humana decorrente de toxinas de cianobactérias (cianotoxinas) presentes na água ocorreu no município de Caruaru, Pernambuco, no ano de 1996 e levou a óbito 52 pessoas que passavam por tratamento de hemodiálise, fato que foi denominado como Síndrome de Caruaru (JOCHIMSEN et al. 1998; AZEVEDO et al., 2002).

As florações são resultado da interação de fatores físicos, químicos e bióticos, caracterizadas por crescimento explosivo, autolimitante e de curta duração dos microrganismos de uma ou de poucas espécies, frequentemente produzindo visíveis colorações nos corpos de água naturais (CALIJURI et al., 2006). Condições ambientais como: estabilidade térmica, disponibilidade de nutrientes (nitrogênio e fósforo), temperaturas entre 15°C e 30°C, pH da água entre 6 e 9 e a capacidade de flutuabilidade das cianobactérias através de vacúolo gasosos são os principais fatores relacionados à formação de florações ou proliferações na superfície da água (ROSET et al., 2001; FUNASA, 2003; CALIJURI et al., 2006).

As florações podem ser fenômenos naturais regionais de ocorrência sazonal, mas na maior parte das vezes estão relacionadas à eutrofização artificial (BITTENCOURT-OLIVEIRA et al., 2001; CASTRO e MOSER, 2012). Ocorrências de persistentes florações estão relacionadas com a manutenção das condições ambientais adequadas, aliadas a fatores físicos e biológicos, como o resultado da obstrução física, quando as colônias perdem sua flutuabilidade nas camadas superiores e tem seu afundamento retardado pela presença de colônias flutuantes que estão abaixo delas (CALIJURI et al., 2006).

No Brasil, a avaliação da ocorrência e efeitos dessas florações constitui tarefa difícil e complexa, em razão de seu tamanho, pois apresenta diversidade substancial de ecossistemas e de climas, falta de um centro de informações eficientes na detecção de florações potencialmente tóxicas e o cumprimento da legislação responsabilizando os causadores das alterações nos sistemas aquáticos, principalmente nas águas continentais, que abastecem a população nos seus usos mais nobres (CALIJURI et al., 2006). Em função do tamanho continental do Brasil e da diversidade/complexidade dos ambientes aquáticos, o sensoriamento remoto pode contribuir para a identificação e estudo das florações de algas.

As cianobactérias apresentam considerável diversidade morfológica, podendo ser unicelulares ou filamentosas, ocorrer individualmente ou em colônias/agrupamentos, a maior parte delas envolvidas em mucilagem, caso da *Microcystis* sp. Dentre as cianobactérias que

apresentam vacúolos gasosos associados à capacidade de controle de flutuação das células tem-se: a *Microcystis* sp., a *Anabaena* sp. e a *Oscillatoria* sp., o que permite que se mantenham em profundidade ótima em nutrientes, concentração de oxigênio e disponibilidade de luz (CALIJURI et al., 2006).

As principais estratégias que permitem as cianobactérias dominar os ambientes lacustres eutróficos, são: a capacidade de produção de pigmentos acessórios necessários à absorção mais eficiente da luz em qualquer habitat, a habilidade para estocar nutrientes essenciais em seu citoplasma e a capacidade de fixar nitrogênio atmosférico e de acumular gás nos vacúolos gasosos, que permitem movimento e ajuste de posição na coluna d'água (CALIJURI et al., 2006). FUNASA (2003) explica que, de uma maneira geral, as cianobactérias são menos eficientes na absorção de nutrientes do que as microalgas (algas verdes ou diatomáceas, por exemplo), no entanto, a descarga excessiva de nutrientes nos ambientes aquáticos facilita a assimilação dos mesmos e o crescimento predominante das cianobactérias.

O crescimento intenso de cianobactérias na superfície da água geralmente se dá com predomínio de poucas ou até mesmo de apenas uma espécie produtora de toxinas, substâncias estas que inibem a sua predação pelo zooplâncton. Esses consumidores primários vão preferir consumir as microalgas não tóxicas e com maior valor nutricional, favorecendo o desenvolvimento das cianobactérias e gerando consequências para toda a cadeia alimentar do ambiente aquático FUNASA (2003).

Em um ambiente aquático bem iluminado a radiação em excesso leva à fotoinibição, e, por isso, a maior densidade de organismos fitoplanctônicos pode não ser encontrada na superfície da água, mas poucos centímetros abaixo desta. Nas horas do dia de maior intensidade luminosa, a maior produtividade fotossintética ocorre normalmente um pouco abaixo da superfície, onde a intensidade luminosa subaquática é menor. Uma vez que a fotoinibição é induzida pela luz, a intensidade, a qualidade e a duração da irradiância na superfície da água são variáveis importantes para a comunidade fitoplanctônica (CALIJURI et al., 2006).

A necessidade de estudar/monitorar as cianobactérias deve-se, em grande parte, às toxinas que estas algas podem produzir - as cianotoxinas. Elas apresentam mecanismos de toxicidade muito diversos e que variam de efeitos hepatóxicos, neurotóxicos e dermatóxicos, podendo afetar a biota aquática e sua trama trófica, o que resulta em efeitos tóxicos também para os mamíferos terrestres (MATTHIENSEN et al., 1999; BITTENCOURT-OLIVEIRA, et al., 2001; CYBIS et al., 2006; BRANDÃO e DOMINGOS, 2006; CALIJURI et al., 2006).

Entretanto, as cianobactérias apresentam variações de toxicidade que ainda não foram devidamente esclarecidas, e de acordo com vários estudos, cerca de 50% das florações testadas em diferentes países mostraram-se tóxicas em bioensaios (com a utilização de ratos, por exemplo) (FUNASA, 2003).

Os principais tipos de cianotoxinas - anatoxinas, microcistinas, nodularinas e saxitoxinas - são produzidos por diversos gêneros de cianobactérias, tais quais *Anabaena*, *Cylindrospermopsis*, *Microcystis*, *Nodularia*, *Nostoc* e *Oscillatoria*. Há duas importantes informações sobre as cianotoxinas que ainda não estão claramente esclarecidas: porque dentro de uma mesma espécie podem existir cepas produtoras e não produtoras de toxinas e o que leva as cianobactérias produzirem toxinas. A proteção contra espécies predadoras (zooplâncton), a dinâmica populacional e a existência de condições ambientais desfavoráveis (presença de um estressor ambiental) são as principais explicações encontradas até o momento para estes questionamentos (ROSET et al., 2001; CALIJURI et al., 2006).

A liberação de toxinas geralmente ocorre após a lise celular, resultante da senescência natural da cianobactérias, da aplicação de algicidas como sulfato de cobre e sulfato de cloro ou da utilização das técnicas convencionais de tratamento da água para abastecimento. Porém, algumas evidências atuais apontam que em situações de estresse decorrentes de condições ambientais desfavoráveis pode ocorrer liberação das toxinas acumuladas no citoplasma diretamente para o ambiente, sem a lise celular (CALIJURI et al., 2006).

A exposição humana às cianotoxinas pode ocorrer de diferentes formas: contato dermal, inalação, ingestão oral de água de abastecimento sem um tratamento adequado ou acidentalmente em atividades recreativas, por via intravenosa (em caso de tratamento de hemodiálise) e por meio de bioacumulação na cadeia alimentar (consumo de pescado contaminado, por exemplo) (FUNASA, 2003; CALIJURI et al., 2006).

As cianotoxinas são classificadas em neurotoxinas, hepatotoxinas e dermatotoxinas, em função da ação farmacológica. As neurotoxinas são toxinas bastante poderosas que atuam especificamente no sistema nervoso, mesmo em baixa concentração, podendo atuar na transmissão dos impulsos nervosos, provocando morte por paradas respiratórias. Os sinais clínicos de intoxicação humana por neurotoxinas (anatoxina-a, saxitoxinas) incluem tontura, adormecimento da boca e de extremidades, fraqueza muscular, náusea, vômito, sede e taquicardia, os quais podem começar em cinco minutos após a ingestão e desaparecer em até seis dias em doses não letais; em doses letais a morte pode ocorrer entre 2 e 12 horas após a ingestão (FUNASA, 2003). As neurotoxinas são produzidas principalmente pelos gêneros: *Anabaena* sp., *Aphanizomenon* sp., *Oscillatoria* sp., *Trichodesmium* sp., *Lyngbya* sp. e

Cylindrospermopsis sp. (CARMICHAEL, 1992; ROSET et al., 2001; FUNASA, 2003; CALIJURI et al., 2006).

As hepatotoxinas (microcistinas, nodularina e cilindrospermopsina) ocasionam o tipo mais comum de intoxicação envolvendo cianobactérias (CARMICHAEL, 1992). Apesar de muitas hepatotoxinas não terem nenhuma atração especial pelo tecido hepático, o principal foco de atuação é o fígado, visto que este órgão concentra as toxinas na tentativa de degradá-las (CALIJURI et al., 2006). Estas toxinas apresentam uma ação mais lenta do que as neurotoxinas, podendo causar a morte num intervalo de poucas horas a poucos dias, além de atuarem como potentes promotoras de tumores hepáticos, o que justifica as ações de controle e monitoramento ante o perigo de que pequenas doses de toxinas em exposições prolongadas aumentem a incidência de câncer hepático nas populações expostas (ROSET et al., 2001; FUNASA, 2003; CALIJURI et al., 2006). As espécies identificadas como produtoras de hepatotoxinas estão incluídas nos gêneros: *Microcystis*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Oscillatoria*, *Nostoc* e *Cylindrospermopsis* (CARMICHAEL, 1992; ROSET et al., 2001).

As dermatotoxinas, toxinas irritantes ao contato dermal, são compostos tóxicos produzidos por cianobactérias causadoras de danos menores que os causados por hepatotoxinas e neurotoxinas. São produzidas por todos os tipos de cianobactérias e o contato direto da pele com dermatotoxinas presentes na água pode ocasionar: vermelhidão e lesões na pele, irritação nos olhos, conjuntivite, urticária, obstrução nasal e asma (FUNASA, 2003; CALIJURI et al., 2006). Maiores informações sobre as cianotoxinas podem ser verificadas na Tabela 2.4.

Em muitos casos, as florações de cianobactérias com potencial para causar intoxicações desaparecem dos mananciais de abastecimento antes mesmo de sua constatação pelas autoridades públicas, que muitas vezes desconhecem os possíveis danos decorrentes das florações e assumem que os processos de tratamento de água usuais são capazes de remover qualquer problema potencial. Entretanto, várias toxinas de cianobactérias, quando em solução, são dificilmente removidas por um processo convencional de tratamento, sendo inclusive resistentes à fervura, e por isso, qualquer tipo de negligência em relação às florações pode ocasionar graves problemas de saúde pública (FUNASA, 2003).

Tabela 2.4 - Grupos de toxinas, alvo primário das toxinas em mamíferos e os principais gêneros de cianobactérias produtoras

	Grupo de toxina	Alvo primário em mamíferos	Gêneros de cianobactérias
<i>Hepatotox.</i>	Microcistina	Fígado	<i>Microcystis</i> sp., <i>Anabaena</i> sp., <i>Planktothrix</i> sp. (<i>Oscillatoria</i> sp.), <i>Nostoc</i> sp., <i>Hapalosiphon</i> sp., <i>Anabaenopsis</i> sp.
	Nodularina	Fígado	<i>Nodularia</i> sp.
	Cilindrospermopsina	Fígado	<i>Cylindrospermopsis</i> sp., <i>Aphanizomenon</i> sp., <i>Umezakia</i> sp., <i>Microcystis aeruginosa</i>
<i>Neurotox.</i>	Anatoxina-a	Nervo Sináptico	<i>Anabaena</i> sp., <i>Planktothrix</i> sp. (<i>Oscillatoria</i> sp.), <i>Aphanizomenon</i> sp.
	Anatoxina-a (s)	Nervo Sináptico	<i>Anabaena</i> sp.
	Saxitoxina	Axônios (neurônios)	<i>Anabaena</i> sp., <i>Aphanizomenon</i> sp., <i>Lyngbya</i> sp., <i>Cylindrospermopsis</i> sp.
<i>Dermatotox.</i>	Aplisiotoxina	Pele	<i>Lyngbya</i> sp., <i>Schizothrix</i> sp., <i>Planktothrix</i> sp. (<i>Oscillatoria</i> sp.)
	<i>Lyngbyatoxina</i> -a	Pele, trato gastrointestinal	<i>Lyngbya</i> sp.
	(LPS) lipopolissacarídeos	Potencial dermal irritante; afeta qualquer tecido exposto	Todos

Fonte: Sivonen e Jones (1999)

As políticas de prevenção à contaminação humana abrangem estratégias que procuram minimizar a probabilidade de formação de uma floração algal nociva, tanto em ambientes marinhos, prevenindo a introdução acidental de microalgas através da água de lastro ou de peixes e moluscos importados, quanto em ambientes continentais – reduzindo ou eliminando o despejo de efluentes domésticos e industriais, situação esta ainda distante de ser alcançada (CASTRO e MOSER, 2012). Dentre as técnicas para a retirada de cianotoxinas das águas tem-se: o uso de filtros de carvão ativado em pó ou granulado, ozonização em águas filtradas, adição de permanganato de potássio em águas filtradas e aplicação de radiação ultravioleta em doses mais elevadas que as usadas para desinfecção (CALIJURI et al., 2006).

De acordo com Matthiensen et al. (1999), o acompanhamento das ocorrências de florações de cianobactérias, por meio do monitoramento constante, principalmente no período do verão, torna-se imprescindível para a compreensão dos ciclos de vida e desenvolvimento desses organismos e o seu risco potencial para toda a biota e para as populações locais. Além disso, Tundisi e Tundisi (2008), afirmam que a detecção das inter-relações entre os florescimentos e os fatores climatológicos externos (precipitação e vento, principalmente), a descarga de nutrientes e fatores internos de funcionamento de lagos ou reservatórios, como o tempo de retenção da água, são elementos básicos para a resolução do problema.

A legislação brasileira atual determina a frequência de coleta para as cianobactérias e cianotoxinas em mananciais a fim de evitar possíveis contaminações. A principal norma vigente é a Portaria do Ministério da Saúde nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011 (substituiu a Portaria nº 518/2004), que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Esta norma institui que, para minimizar os riscos de contaminação da água para consumo humano com cianotoxinas, deve ser realizado o monitoramento das cianobactérias, buscando-se identificar os diferentes gêneros, no ponto de captação do manancial superficial (BRASIL, 2011).

Quando a densidade de cianobactérias for menor do que 10.000 (células/mL), a frequência de monitoramento no ponto de captação de água do manancial deve ser mensal e se esta densidade for maior do que 10.000 (células/mL), deve ser semanal. Caso a densidade de cianobactérias exceda 20.000 (células/mL), deve ser realizada a análise semanal de cianotoxinas no ponto de captação da água. Os valores máximos permitidos das toxinas microcistina e saxitoxina para consumo humano (água tratada) são de 1,0 e 3,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente. A análise de cianotoxinas na saída do tratamento de água é dispensada quando as concentrações de toxinas no manancial forem menores que seus respectivos valores máximos permitidos (BRASIL, 2011).

A Portaria nº 2.914/2011 também recomenda a análise da clorofila-a no manancial, com frequência semanal, como indicador de potencial aumento da densidade de cianobactérias. Se a concentração de clorofila-a tiver, em duas semanas consecutivas, o valor duplicado ou mais, deve-se proceder nova coleta de amostra para quantificação de cianobactérias no ponto de captação do manancial, para reavaliação da frequência de amostragem de cianobactérias. Por fim, em função dos riscos à saúde associados às cianotoxinas, é vedado o uso de algicidas para o controle do crescimento de microalgas e cianobactérias no manancial de abastecimento, ou qualquer intervenção que provoque a lise das células (BRASIL, 2011).

A Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005 dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. As principais informações relativas às cianobactérias e à clorofila, constantes nesta Resolução, são apresentadas na Tabela 2.5.

Tabela 2.5 - Número de células de cianobactérias, biovolume de cianobactérias e concentração de clorofila-a admitida para as Classes I, II e III para águas doces.

Classes (Água Doce)	Exigência para o consumo humano	Células de cianobactérias (cel.mL⁻¹)	Biovolume cianobactérias (mm³.L)	Concentração de clorofila-a (µg.L⁻¹)
Classe I	Desinfecção	20.000	2	10
Classe II	Tratamento convencional	50.000	5	30
Classe III	Tratamento convencional ou avançado	100.000	10	60

Fonte: BRASIL (2005).

Em relação à balneabilidade (Resolução CONAMA nº 274/2000), as águas doces, salobras e salinas terão sua condição enquadrada na categoria imprópria para banho quando no trecho avaliado for verificada a floração de algas ou outros organismos, até que se comprove que não oferecem riscos à saúde humana (BRASIL, 2000). Esta constatação se faz importante, uma vez que as dermatotoxinas são produzidas por todos os tipos de cianobactérias e o contato direto com estas toxinas pode levar ao aparecimento de irritações na pele, olhos e sistema respiratório.

2.5 Sensoriamento remoto de ambientes aquáticos

De acordo com Novo (1998), sensoriamento remoto é a utilização de sensores para a aquisição de informações sobre objetos e fenômenos sem que haja contato direto entre eles. Os sensores são os equipamentos capazes de coletar energia proveniente do objeto, convertê-la em sinal passível de ser registrado e apresentá-lo em forma adequada para a extração de informações.

O Sol é a principal fonte de energia (radiação) eletromagnética para o sistema solar, bem como para o sensoriamento remoto da superfície terrestre. A energia irradiada pela superfície aparente do Sol em direção à Terra é denominada de Fluxo Radiante e o máximo de energia solar disponível na superfície terrestre para fins de sensoriamento remoto encontra-se na faixa de 0,4 µm a 0,7 µm, que é conhecida como a região visível do Espectro Eletromagnético (NOVO, 1998).

Uma das técnicas utilizadas para a detecção da energia que interage com os objetos é a espectrorradiometria. O equipamento utilizado é o espectrorradiômetro, cuja saída é em forma de números ou gráficos. Ele decompõe a radiação incidente em diferentes comprimentos de onda, de tal forma que se possa medir a resposta do alvo quase de maneira contínua ao longo do espectro eletromagnético (NOVO, 1998; BRAGA, 1998). Conforme Jensen (2009), para a

obtenção de um espectro de reflectância de um objeto material (ρ_T) é necessário obter duas medidas espectrais: 1) a magnitude de radiância num intervalo de comprimentos de onda específico de uma amostra de referência (L_r), obtida com uma placa de Spectralon, por exemplo; 2) a magnitude de radiância refletida pelo alvo de interesse (L_t), no mesmo intervalo de comprimento de onda. O espectro de reflectância, ρ_T , é computado dividindo a resposta espectral do alvo de interesse pela resposta espectral da amostra de referência, conforme apresentado na Equação 2.1.

Equação 2.1:

$\rho_T = \left(\frac{L_t}{L_r} \right) \times k$	<p>Onde:</p> <p>ρ_T = reflectância</p> <p>L_t = radiância do alvo de interesse</p> <p>L_r = radiância da amostra de referência</p> <p>k = fator de correção</p>
--	--

Como tanto a energia incidente quanto a que deixa a amostra têm a mesma unidade (watts/cm².λ), a medida de reflectância pode ser expressa graficamente em porcentagem na forma de curvas denominadas de espectros de reflectância e que representam a resposta espectral do alvo (MENESES, 2001).

A radiação que chega até os sensores remotos após entrar em contato com as superfícies aquáticas pode ser originada de quatro diferentes modos: 1) pela reflexão do fluxo de radiação direta do Sol que atinge a superfície da água; 2) pela reflexão do fluxo de radiação difusa que atinge a superfície da água; 3) pelo fluxo espalhado pela atmosfera e 4) pelo fluxo que é espalhado no interior do volume d'água e emerge da coluna d'água após atravessar a interface água/ar (NOVO, 2001; ESTEVES, 2011). De acordo com NOVO (1998) apenas o fluxo emergente imediatamente abaixo da superfície contém informações sobre a composição do meio aquático, entretanto, o que é detectado pelo sensor após todas as correções necessárias é aquela parte do fluxo que consegue atravessar a superfície.

A quantidade de radiação refletida pela água depende das condições da sua superfície - se esta se encontra plana ou ondulada em função do vento - e, principalmente, do ângulo de incidência da radiação sobre a superfície da água, sendo este ângulo variável no decorrer do dia e das estações do ano em função dos movimentos da Terra. Sob condições calmas de vento somente cerca de 2% a 6% da energia incidente é refletida na interface água/ar até um ângulo de incidência da radiação de 30° (NOVO, 2001; ESTEVES, 2011).

Ao penetrar na coluna d'água, a radiação sofre alterações tanto qualitativas quanto quantitativas. A primeira alteração é a *refração* que implica em mudança de direção da

radiação pela redução da velocidade ao penetrar no meio líquido. Em seguida parte da radiação é *absorvida* e transformada em outras formas de energia, por exemplo, química pela fotossíntese dos organismos aquáticos e calorífica pelo aquecimento da água. Outra parte da radiação sofre o fenômeno do *espalhamento*, que é o “choque” da radiação com partículas dissolvidas e/ou suspensas na água (ESTEVES, 2011).

A absorção e o espalhamento causados pelos componentes opticamente ativos presentes determinam a atenuação da radiação eletromagnética em cada corpo d’água. Este limiar define, portanto, a espessura da camada superficial sobre a qual podem ser extraídas informações de interesse quando se efetuam medidas da radiação emergente (BRAGA, 1998).

No que tange ao efeito da refração, se a velocidade de propagação da luz no ar for considerada constante (c), e se, ao passar por outro meio (água), transformar-se na velocidade (v), então o *índice de refração* (n) do segundo meio com relação ao ar pode ser definido como: $n = c/v$. O índice de refração varia com o comprimento de onda e dá origem ao fenômeno de dispersão. O índice de refração médio da água é de 1,33 (NOVO, 1998).

Conforme Esteves (2011) a absorção da radiação ocorre de maneira exponencial negativa com a profundidade, além de ser um processo seletivo (varia com o comprimento de onda). Na água destilada, por exemplo, ocorre pouca absorção da radiação em comprimentos de onda curtos e as de comprimento de onda mais longos são fortemente absorvidas. Assim, a faixa de maior coeficiente de absorção é geralmente o vermelho e especialmente o infravermelho e decresce significativamente em direção ao azul, conforme pode ser visualizado na Figura 2.1.

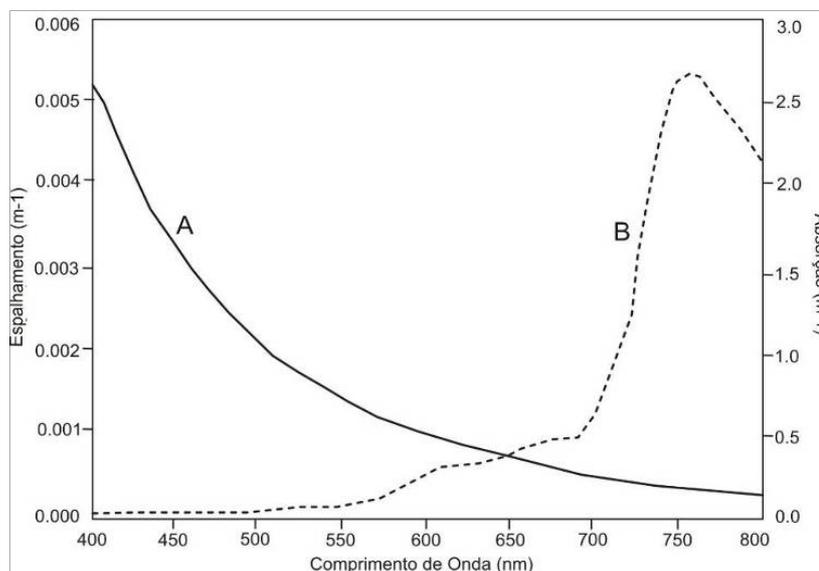


Figura 2.1 - Coeficiente de absorção (A) e de espalhamento (B) da água pura
Fonte: Dekker (1993).

Segundo Kirk (1994), o espalhamento é um processo pelo qual os fótons mudam de direção por meio de interações com a matéria e o retroespalhamento faz com que a energia radiante deixe a água. Embora se observe dispersão da radiação até pelas moléculas da água (espalhamento molecular), o principal fator de dispersão são as substâncias dissolvidas e partículas suspensas no meio líquido de diferentes tamanhos e atividade óptica. Quanto menor o tamanho das partículas maior o efeito da dispersão. Assim, em águas naturais com altas concentrações de partículas de pequeno tamanho (menores que 1 μm , geralmente sob a forma coloidal), observam-se os maiores índices de dispersão da radiação (ESTEVES, 2011).

Uma das principais consequências do espalhamento da radiação para o ambiente aquático é a redução da profundidade de penetração da energia fotossinteticamente ativa. A região iluminada na coluna d'água é denominada *zona eufótica* e sua extensão pode variar desde alguns centímetros até dezenas de metros, de acordo com a capacidade do meio de atenuar a radiação subaquática. O limite inferior da zona eufótica é geralmente assumido como aquela profundidade onde a intensidade da radiação corresponde a 1% da que atinge a superfície (normalmente utilizam-se os valores da radiação subsuperficial) (ESTEVES, 2011).

A soma dos coeficientes de absorção e de espalhamento corresponde ao *coeficiente de atenuação vertical da radiação (k)* (Kirk, 1994). O coeficiente de atenuação vertical da radiação juntamente com a intensidade da radiação na superfície são os principais fatores que determinam a quantidade de energia em uma determinada profundidade da coluna d'água. Esta quantidade de energia é fundamental para a compreensão dos processos que se estabelecem no sistema aquático, principalmente aqueles relacionados aos organismos vivos como o fitoplâncton (ESTEVES, 2011).

De acordo com Kirk (1994) as propriedades de absorção e espalhamento da luz no meio aquático em determinados comprimentos de onda são especificadas em termos dos coeficientes de absorção e espalhamento e da função volumétrica do espalhamento. Tais propriedades são conhecidas como *propriedades ópticas inerentes*, pois sua magnitude depende somente das substâncias que compõem o meio aquático e não da geometria do campo de luz incidente.

A variação do coeficiente de absorção é fortemente influenciada pela capacidade de absorção da própria molécula d'água e pela absorção pelos *componentes opticamente ativos*, sendo estes: os organismos vivos como o fitoplâncton, zooplâncton e bacterioplâncton; as partículas orgânicas e inorgânicas em suspensão e as substâncias orgânicas dissolvidas, principalmente substâncias húmicas (ESTEVES, 2011; NOVO, 2001). As curvas de absorção dos componentes opticamente ativos podem ser visualizadas na Figura 2.2.

Conforme Novo (2001) os componentes opticamente ativos presentes no corpo d'água podem afetar tanto o coeficiente de absorção quanto o coeficiente de espalhamento. O coeficiente de espalhamento representa a integração da energia espalhada por um volume unitário de água em todas as direções. Entretanto, para o sensoriamento remoto das propriedades da água, o que mais interessa é o *coeficiente de retroespalhamento*, ou seja, aquela fração do coeficiente de espalhamento que representa a integração da energia espalhada na direção oposta à de incidência. Esta fração vai ser responsável pela formação de um fluxo de energia emergente em direção à superfície da água e que chegará ao sensor.

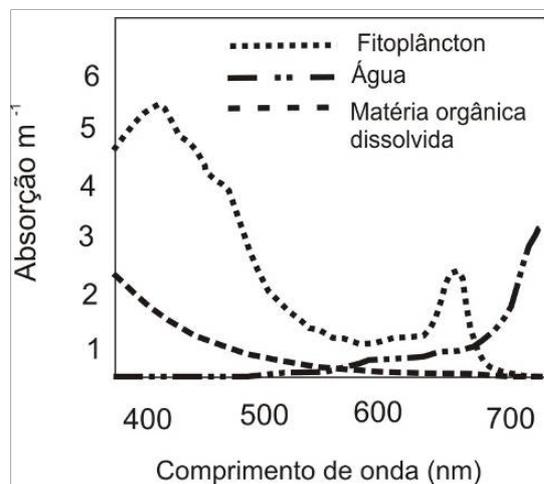


Figura 2.2 - Coeficientes de absorção da água pura, dos componentes opticamente ativos e a absorção total resultante.

Fonte: adaptado de Rudorff (2006)

Existem propriedades ópticas que são afetadas tanto pela composição d'água quanto pelas características do campo de luz incidente sobre a água. A essas propriedades dá-se o nome de *propriedades ópticas aparentes*, porque os valores das grandezas medidas podem modificar-se com as alterações do campo de luz incidente sobre a água. O fluxo retroespalhado, por exemplo, é uma propriedade óptica aparente porque sua magnitude dependerá do fluxo incidente. Vale destacar que o fluxo de energia detectado por um sensor remoto é diretamente proporcional ao coeficiente de retroespalhamento da água e inversamente proporcional ao seu coeficiente de absorção (KIRK, 1994; NOVO, 2001).

Como já foi destacado, a obtenção de informações sobre ambientes aquáticos pode ser feita com o uso de dados de sensoriamento remoto terrestre ou orbital. Em relação ao sensoriamento remoto orbital, um dos principais sensores utilizados para estudos ambientais é o sensor TM a bordo do satélite Landsat 5, que produziu imagens com resolução espacial de 30 metros e período de re-visita de 16 dias entre março de 1984 e novembro de 2011, gerando

uma vasta coleção de imagens disponibilizadas gratuitamente. O sensor ETM+, acoplado ao satélite Landsat 7 produz imagens de abril de 1999 até o presente momento. Em maio de 2003 o sensor ETM+ passou a apresentar um problema no espelho corretor de linha (*Scan Line Corretor - SLC*) e, desde então, as imagens possuem falhas em padrão de “zig-zag”, resultando em algumas áreas imageadas duplamente e em outras sem imageamento. Apesar disso, as imagens do ETM+ continuam a ser utilizadas, principalmente por que estas imagens são obtidas no intervalo entre as imagens TM e as imagens OLI (do satélite Landsat 8, lançado recentemente), o que é muito útil para monitoramentos temporais.

2.6 Efeitos da presença de clorofila-a e demais pigmentos fotossintetizantes na reflectância da água

A absorção da luz pelos pigmentos fotossintéticos do fitoplâncton – clorofilas, carotenoides, biliproteínas – contribuem para a atenuação da radiação fotossinteticamente ativa com a profundidade. A maior parte das plantas possui clorofilas *a*, *b*, *c* e mais raramente *d*. A clorofila-a (Chl-a) é aquela que ocorre em maior abundância. Entre as algas, entretanto, a concentração de Chl-a varia amplamente (KIRK, 1994).

De acordo com Rudorff (2006) o grande interesse de estudos de sensoriamento remoto é usar o conhecimento das bandas de absorção específicas dos pigmentos fotossintetizantes para poder ter acesso aos prováveis tipos de comunidades fitoplanctônicas. Porém, para esta tarefa é necessário paralelamente o entendimento do comportamento espectral da água propriamente dita e dos componentes orgânicos e inorgânicos nela presentes, tendo em vista que todos estes interferem na radiação ascendente na água (COSTA, 1992).

De acordo com a Figura 2.3, mesmo para as diferentes concentrações de Chl-a, é possível observar: a) baixa reflectância entre 400 e 500 nm devido à absorção da luz azul, com uma feição de absorção em 438 nm relacionada à Chl-a; b) aumento da reflectância por volta de 520 nm, com pico entre 560 e 570 nm; e c) ponto máximo de absorção em 675 nm, sendo este típico da Chl-a. Há duas regiões principais de absorção dos pigmentos fitoplanctônicos: a região do azul (400-515 nm) e do vermelho (630-700 nm). Na região do verde (515-600 nm) há um aumento da reflectância, atribuído ao espalhamento interno das células dos organismos fitoplanctônicos, já que as algas são partículas refratoras e que também aumentam o espalhamento em comprimentos de onda do infravermelho (KIRK, 1994; MOBLEY, 1994; ESTEVES, 2011; NOVO, 2001). Ainda no verde, há a exceção de algumas bandas de absorção atribuídas às biliproteínas (NOVO, 2001).

De uma forma geral, com o aumento da concentração de Chl-a as curvas espectrais passam a apresentar maior reflectância, exceto para a região do azul e para o máximo de absorção em 675 nm. Quanto às feições de máxima e mínima, há uma melhor definição destas, pois se tornam mais estreitas. Outro efeito que pode ocorrer com o acréscimo de Chl-a é o aumento da energia refletida na região por volta de 680, 685 e 705 nm e que corresponde à região de emissão correspondente à fluorescência pela clorofila (NOVO, 2001; RUDORFF, 2006).

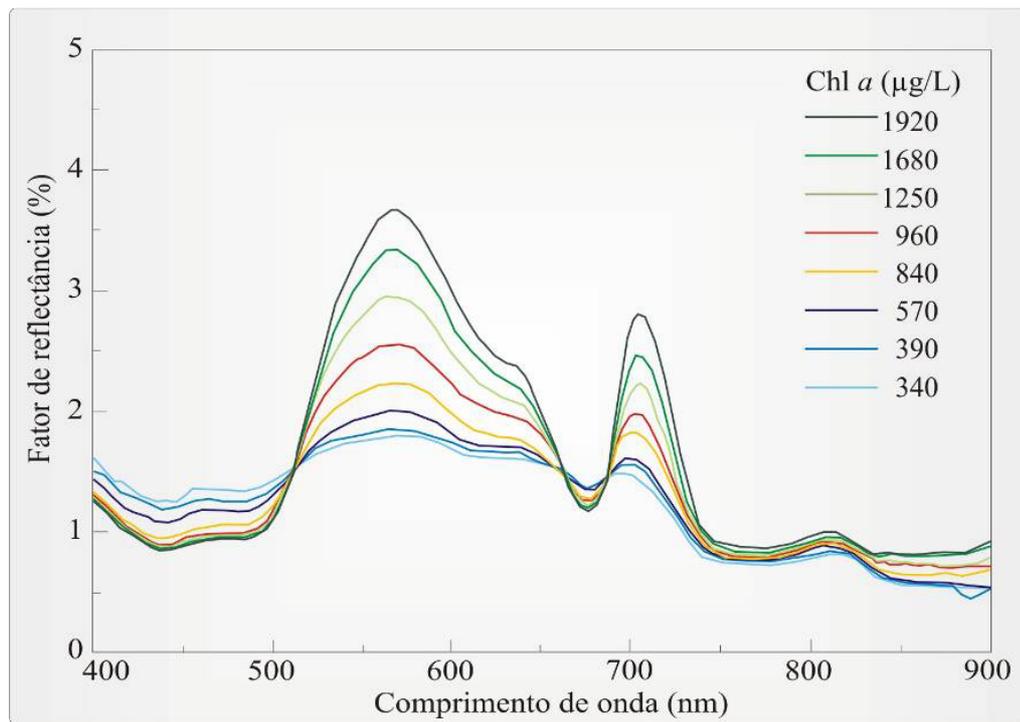


Figura 2.3 - Variação da reflectância em função de diferentes concentrações de Chl-a. Fonte: Rundquist et al. (1996).

A Tabela 2.6 apresenta um resumo dos comprimentos de onda onde ocorre absorção pelos pigmentos fotossintetizantes, com destaque para a Chl-a.

Tabela 2.6 - Bandas de absorção dos pigmentos fotossintetizantes

Pigmentos	Bandas de absorção (nm)
Clorofila-a	435; 440; 675; 676
Clorofila-b	480; 650
Clorofila-c	440; 645
Carotenoides	425; 450; 500
Biliproteínas	498; 553; 555; 562; 568; 585; 620; 650; 670

Fonte: Dekker, 1993; Kirk, 1994; Novo, 2001.

De acordo com Richardson (1996) a fusão do sensoriamento remoto e dos avanços nas análises de pigmentos fitoplanctônicos tem resultado numa nova linha de investigação. Cerca

de 100 pigmentos algais foram identificados e divididos em três categorias: clorofilas, carotenoides (xantofilas) e ficobiliproteínas (ou ficobilinas ou biliproteínas) (KIRK, 1994; RICHARDSON, 1996, CALIJURI et al., 2006). Existem vários tipos de clorofilas, incluindo a clorofila *b*, *c1*, *c2*, *c3* e *d*, todos com espectros de absorção semelhantes ao da clorofila-*a*. A principal função dos pigmentos carotenoides é a fotoproteção. Existem mais de 60 tipos de carotenoides com absorção na mesma região do espectro eletromagnético (ultravioleta e azul), porém com formas de absorção únicas para cada tipo. Por sua vez, as ficobilinas atuam como pigmentos acessórios durante a fotossíntese (fixam a energia luminosa), são hidrossolúveis e altamente fluorescentes e os tipos mais importantes são as de cor vermelha (ficoeretrina, ficoeritorcianina), presentes nas algas vermelhas, e as de cor azul (ficocianinas, aloficocianina), presentes nas cianobactérias (KIRK, 1994; RICHARDSON, 1996).

De acordo com Dekker (1993), o comprimento de onda de 624 nm é tomado como correto para o máximo de absorção *in vivo* pela ficocianina. Entretanto, as faixas de aproximadamente 12 nm de largura centradas em 600, 624 e 648 nm são recomendadas para detectar e quantificar as concentrações de ficocianina com uso de dados de sensoriamento remoto. Complementarmente Richardson (1996) explica que a ficocianina apresenta uma banda de máxima absorção centrada em 620 nm, porém esta banda apresenta uma largura de 20 nm porque a ficocianina absorve em uma área do espectro não coberta por outros pigmentos (entre os carotenoides e as clorofilas), sendo detectável entre 610 e 630 nm. Outro estudo realizado por Simis et al. (2007) indicou que o sinal de absorção da maioria das modificações da ficocianina em cianobactérias é mais forte aproximadamente em 615 nm.

A ficocianina é um indicador da presença de cianobactérias em águas interiores eutróficas, porém a presença de outros pigmentos além da ficocianina e da Chl-*a* e a influência variável da Chl-*a* na absorção em 620 nm causam erros potenciais na determinação da ficocianina, conforme foi verificado por Simis et al. (2005), que obtiveram 19,7% de superestimação na concentração com uso de medidas específicas do coeficiente de absorção em 620 nm. Além disso, Shalles et al. (1998) verificaram que há variação sazonal da absorção por volta de 625 nm, sendo mais pronunciada nos meses verão e com deslocamento do pico de reflectância no verde para comprimentos de onda mais curtos (540 e 550 nm). Na primavera, com menores quantidades de ficocianina, o pico de reflectância se deslocou para comprimentos de onda mais longos (560 e 570 nm).

Além da Chl-*a* e dos pigmentos acessórios, podem estar presentes nos corpos aquáticos produtos da degradação da Chl-*a*, como os clorofilides, os feoforbides e a feofitina. De acordo com Golterman et al. (1978), as clorofilas são facilmente alteradas, por variações no pH, alta

incidência luminosa ou temperatura, entre outros fatores, tendo como produto desta alteração, a feofitina. Os feopigmentos como a feofitina indicam o grau fisiológico da biomassa fitoplanctônica, uma vez que em uma população em declínio, o teor de Chl-a diminui, enquanto seus produtos de degradação e carotenóides aumentam. Conforme APHA (2012), a feofitina é um importante produto da degradação da Chl-a e interfere na determinação desta, uma vez que a absorção da luz e a fluorescência deste feopigmento encontram-se na mesma região do espectro da Chl-a, podendo causar significantes erros em sua determinação.

A Chl-a é um pigmento encontrado em todas as espécies fitoplanctônicas e é o principal constituinte responsável pelas variações temporais e espaciais no espectro de reflectância de águas oceânicas. Em caso de floração, a detecção/avaliação por sensoriamento remoto fica facilitada, tanto pelas maiores concentrações de clorofila-a, quanto pelo predomínio de uma ou poucas espécies fitoplanctônicas, o que torna as feições espectrais próprias mais facilmente identificáveis (HELENO, 2009). Entretanto, as águas interiores geralmente contêm quantidades de carbono orgânico dissolvido e matéria particulada inorgânica que dificultam a interpretação do espectro de reflectância. Além disso, a combinação destes fatores varia regionalmente para águas interiores (LONDE et al., 2005).

Os máximos de absorção específicos da clorofila na luz visível (azul e vermelho) podem ser mascarados com a presença de sedimentos em suspensão ou matéria orgânica dissolvida na água, sendo que as feições na curva espectral podem aparecer deslocadas (BRAGA, 1998). Em função da presença de matéria orgânica dissolvida, um corpo d'água que contenha fitoplâncton passa a apresentar absorção ainda mais forte na faixa do azul, o que torna difícil a separação de cada um dos componentes. Dekker et al. (1996), sugerem que, neste caso, a detecção da clorofila deve ser feita utilizando-se as medidas de reflectância em 680 nm e quando a concentração de clorofila ultrapassa $100 \mu\text{g.L}^{-1}$, este máximo de absorção se desloca para 715 nm.

Em relação a corpos de água com presença de fitoplâncton e sedimentos em suspensão simultaneamente, Dekker et al. (1996), explicam que a reflectância é alta nos comprimentos de onda maiores que 720 nm em ambientes aquáticos com altas quantidades de sedimentos em suspensão e baixas concentrações de fitoplâncton. Já quando há grandes quantidades de fitoplâncton e sedimentos, a reflectância é alta, porém apresenta os máximos de absorção devidos à clorofila. Han et al. (1994) ressaltam que as características espectrais da clorofila podem ser distinguidas mesmo quando a concentração de sedimentos em suspensão atinge 1000mg.L^{-1} .

O aumento da concentração de sedimentos resulta num aumento da reflectância em toda faixa, mas a presença da clorofila também afeta a forma da curva (BARBOSA, 2005). Quando a concentração de sedimentos aumenta, o pico de reflectância bem definido em 550 nm desloca-se em direção a comprimentos de onda maiores e torna-se um pico mais achatado e menos definido. Isso ocorre em função da atenuação das feições de absorção da clorofila causada pelo aumento dos sedimentos em suspensão, sendo a magnitude deste deslocamento e da alteração da forma do pico dependente das concentrações de sedimentos.

Outra informação importante para o sensoriamento remoto de ambientes aquáticos é a variação sazonal dos organismos fitoplanctônicos, pois esta pode trazer diferenças nos dados obtidos. A variação sazonal ocorre em regiões temperadas e é controlada principalmente pela radiação solar e pela temperatura, que irão determinar a estratificação da coluna d'água e a disponibilidade de nutrientes. Na primavera, com o aumento da luminosidade e dos nutrientes ocorre a primeira floração das algas, o que resulta num máximo de biomassa. No verão, em função da estratificação e diminuição da quantidade de nutrientes na zona eufótica há um desenvolvimento moderado do fitoplâncton. No outono ocorre a retomada da circulação da água que pode ocasionar uma segunda floração de algas, porém menor que a da primavera. Por fim, no inverno, poucas algas conseguem florescer devido às baixas temperaturas da estação (ESTEVES, 2011).

A utilização de técnicas de sensoriamento remoto como ferramenta para a detecção e monitoramento de cianobactérias encontra-se ainda em estágio inicial de desenvolvimento no Brasil. Vários estudos tentam encontrar as melhores relações de dados de reflectância de sensores com a concentração de clorofila-a (biomassa fitoplanctônica), nas quais a interferência de outros compostos opticamente ativos presentes na água (sedimentos em suspensão, matéria orgânica dissolvida) sobre o sinal da clorofila-a seja mínima (HELENO, 2009).

De acordo com o que foi apresentado até o momento, quando o fitoplâncton é o objeto de estudo através da técnica de sensoriamento remoto, vários aspectos devem ser conhecidos, dentre os quais os diferentes tipos e características de organismos fitoplanctônicos, e as interações entre as populações fitoplanctônicas e a radiação eletromagnética, com destaque ao efeito da presença de pigmentos fotossintéticos como a Chl-a nos espectros de reflectância. Além disso, é de suma importância o conhecimento da distribuição e variação das algas num corpo d'água no decorrer de um dia ou de um ano, principalmente quando se busca o monitoramento temporal desta variável.

2.7 Procedimentos técnico-operacionais para identificação de florações de algas a partir do sensoriamento remoto terrestre e orbital

O sensoriamento remoto é uma técnica versátil, que permite investigar a superfície terrestre a partir da geração de mapas temáticos, construídos com o objetivo de espacializar e separar alvos da superfície, e também a partir de geração de estimativas relacionadas aos alvos, tendo como base dados espectrorradiométricos ou medidas obtidas em imagens de satélite convertidas em grandezas físicas. De acordo com Oliveira (2009), ao longo dos anos, diversos métodos têm sido investigados para derivar as propriedades ópticas da água por meio de sensoriamento remoto. Dentre estes métodos, o uso de algoritmos que vão desde os puramente empíricos até os mais sofisticados, como os que utilizam modelos teóricos de transferência radiativa, são propostos.

2.7.1 Algoritmos empíricos e semi-empíricos

Os algoritmos empíricos (ou modelos empíricos) visam estabelecer relações estatísticas entre a resposta radiométrica do alvo e suas propriedades, tais como a concentração dos componentes opticamente ativos. Tais relações são realizadas por meio de regressões simples ou múltiplas.

Os algoritmos gerados são geralmente apropriados para os ambientes aquáticos cuja natureza seja similar àqueles para os quais o algoritmo foi implementado, o que limita a sua aplicabilidade e pode resultar em erros significativos. Amostras *in situ* da variável a ser analisada são obtidas simultaneamente ou próximas ao momento em que o sensor adquire dados da mesma, o que permite estabelecer as relações. A partir delas, o modelo permite a extrapolação da concentração do constituinte em áreas onde esta não foi mensurada, a partir dos dados do sensor, o que é muito relevante especialmente para o monitoramento de grandes corpos hídricos (HELENO, 2009; OLIVEIRA, 2009).

Os modelos empíricos são amplamente utilizados com dados de sensores de baixa resolução espectral (Landsat, por exemplo) e tem como principal vantagem a simplicidade e rapidez no processamento dos dados, condição importante quando se deseja obter informações de uma grande base de dados, caso das imagens de satélite (HELENO, 2009; OLIVEIRA, 2009).

Os algoritmos semi-empíricos ou semi-analíticos são aqueles em que as características espectrais do objeto alvo são a base de sua construção, podendo ser aplicados a diferentes

tipos de águas e com a vantagem de possuir uma performance melhor do que os algoritmos empíricos. Com base nos espectros de reflectância que caracterizam o comportamento espectral do objeto, encontram-se as regiões espectrais ótimas, nas quais a reflectância resultaria apenas das propriedades ópticas inerentes (coeficiente de absorção e espalhamento) do objeto alvo, ou onde a contribuição dos outros constituintes fosse mínima. A partir das relações estabelecidas entre as regiões espectrais ótimas e as concentrações dos constituintes, pode-se aplicar o modelo a outras áreas não monitoradas (HELENO, 2009; OLIVEIRA, 2009).

O desempenho destes algoritmos depende da precisão dos modelos espectrais para o coeficiente de absorção de cada constituinte opticamente ativo presente na água (pigmentos fitoplanctônicos, matéria orgânica dissolvida e sedimentos em suspensão) e, esta precisão, afetará as estimativas dos constituintes. Após a consolidação do modelo, tal extrapolação poderá ser aplicada sem a obtenção de dados *in situ*, tanto na escala temporal quanto espacial, desde que as características dos dados estimados não difiram daqueles que foram utilizados para a construção do modelo. Desta maneira, verifica-se que o processo de otimização e execução do algoritmo demanda tempo, limitando a sua aplicabilidade quando se almeja processar uma base de dados ampla (HELENO, 2009; OLIVEIRA, 2009).

2.7.2 Técnicas de processamento de espectros de reflectância

Uma das formas de identificação dos componentes opticamente ativos nos espectros de reflectância é através da observação direta das curvas espectrais. Todavia, quando há componentes com atuação simultânea, podem ocorrer obliterações na reposta espectral resultante. Para auxiliar na resolução deste problema, algumas técnicas foram desenvolvidas para facilitar a identificação dos constituintes, potencializar a extração de informações e melhorar a precisão dos algoritmos para estimativa da concentração dos componentes opticamente ativos. Dentre estas técnicas destaca-se a análise derivativa, especialmente de primeira e segunda ordem.

A derivação de primeira ordem ou ordem superior de espectros de reflectância busca eliminar, a cada passo, o efeito de um dos componentes de uma amostra, considerando-se que o sinal referente a cada um deles pode ser representado por um polinômio de ordem diferente (BRAGA, 1998). Ao se tratar cada resposta espectral da água como um polinômio de ordem N , em que N varia diferentemente para cada componente presente no corpo d'água, pode-se, pela diferenciação sucessiva da resposta espectral da coluna d'água remover sistematicamente

os efeitos do componente de menor ordem (BARBOSA, 2005). A análise derivativa dos espectros de reflectância tem sido utilizada no sensoriamento remoto hiperespectral para eliminar sinais de fundo, resolver feições espectrais sobrepostas, aumentar o contraste espectral e a precisão das estimativas, sendo que a concentração de determinada substância relaciona-se diretamente com a derivada de reflectância em determinado comprimento de onda (ZHANG et al., 2004; LONDE et al., 2005). As curvas espectrais derivadas são sensíveis à forma e não à magnitude dos espectros, sendo relativamente insensíveis às variações de intensidade de iluminação causadas por mudanças no ângulo solar, cobertura de nuvens ou topografia (ZHANG et al., 2004).

Goodin et al. (1993), procederam com a derivação dos espectros da água pura e encontraram curvas derivadas de 1ª ordem e de 2ª ordem iguais a zero, o que caracteriza os efeitos de reflectância da água pura como efeitos de ordem zero. Os espectros de água contendo apenas sedimentos em suspensão apresentaram uma feição por volta de 720 nm nas curvas de 1ª derivada e curvas de 2ª derivada iguais a zero, o que caracteriza os efeitos dos sedimentos em suspensão como de 1ª ordem. Por fim, espectros de água com sedimentos em suspensão e clorofila apresentaram uma feição em 685 nm nas curvas de 2ª derivada, caracterizando os efeitos causados pela clorofila como de 2ª ordem.

Em águas complexas, onde os sedimentos em suspensão se misturam com o fitoplâncton, a reflectância dos sedimentos inorgânicos em suspensão domina o comportamento espectral da água e por isso, em geral, se observa uma forte relação entre a reflectância e a turbidez, porém fraca relação entre a reflectância e a concentração de Chl-a. Isso significa que, nestes casos, haverá sérias dificuldades em estimar a concentração de Chl-a com o uso da reflectância de forma direta, mesmo em comprimentos de onda específicos. Assim, uma das alternativas mais viáveis para a estimativa da Chl-a é a utilização da análise derivativa, pois o efeito dos sedimentos em suspensão pode ser eliminado com uma derivação de 2ª ordem (RUDORFF, 2006).

Londe (2008) comparou o desempenho da análise derivativa e das razões espectrais para estimar a clorofila-a a partir de dados espectrais e obteve coeficientes de determinação (r^2) maiores para as derivadas do que para as razões espectrais. O coeficiente de determinação máximo foi de 0,91 para as derivadas e de 0,85 para as razões espectrais. Segundo a autora, este fato se deve, provavelmente, à capacidade da análise derivativa de desconsiderar a variação nas condições de intensidade de iluminação. Na aplicação das razões espectrais, não são desprezadas possíveis variações causadas por variações no ângulo solar, na cobertura de

nuvens ou diferentes condições na superfície da água e, portanto, podem interferir na comparação entre amostras.

2.7.3 Técnicas de processamento de imagens de satélite

Imagens geradas por sensores remotos sejam fotografias aéreas ou imagens de satélite, são sujeitas a uma série de distorções espaciais, não possuindo, portanto, precisão cartográfica quanto ao posicionamento dos objetos, superfícies ou fenômenos nela representados. Para que a precisão cartográfica seja introduzida em imagens de satélite, faz-se necessário que estas imagens digitais sejam corrigidas, segundo algum sistema de coordenadas. A transformação de uma imagem de modo que ela assuma as propriedades de escala e de projeção cartográfica de um mapa é chamada correção geométrica (CROSTA, 1993).

Em sensoriamento remoto, muitas vezes a análise comparativa de imagens multi-temporais, ou a combinação entre imagens de diferentes sensores sobre uma mesma área, ou ainda a justaposição de imagens faz-se necessária. Para que duas imagens diferentes sejam perfeitamente coincidentes no espaço é necessário que sofram um tipo de transformação conhecido como registro. O registro é o ajuste do sistema de coordenadas de uma imagem ao sistema equivalente de outra imagem, cobrindo a mesma área (CROSTA, 1993).

A conversão de Números Digitais (ND) para valores de parâmetros físicos, como a reflectância, se faz necessária quando o objetivo é caracterizar espectralmente o objeto de estudo, bem como elaborar cálculos que incluem dados de imagens de diferentes bandas espectrais ou de diferentes sensores. Isto é válido, uma vez que ND não são comparáveis entre bandas e/ou diferentes imagens, mesmo para um mesmo sensor, pois os ND não se encontram na mesma escala, o que torna inviável a caracterização espectral de objetos (PONZONI e SHIMABUKURO, 2007).

Como solução a essa limitação, estão as conversões dos ND para valores físicos mediante o conhecimento de algumas características, tanto do sensor que gera as imagens, quanto das condições ambientais nas quais as imagens foram geradas. A conversão dos ND para reflectância permite a obtenção do Fator de Reflectância Bidirecional (FRB) aparente ou reflectância aparente. Trabalhando-se em imagens com reflectância aparente é possível realizar operações aritméticas entre bandas espectrais, para um mesmo sensor ou entre sensores diferentes. Apesar disso, ainda não é possível a caracterização espectral do objeto, uma vez que nos valores de reflectância aparente encontram-se os efeitos da atmosfera. Para a

conversão de ND em valores de reflectância de superfície faz-se necessário, então, a correção atmosférica da imagem (PONZONI e SHIMABUKURO, 2007).

Em relação à correção atmosférica, Freire e Bastos (1996) explicam que entre o sensor remoto e a superfície há um meio extremamente dinâmico, a atmosfera, que interage com a radiação eletromagnética, provocando alterações significativas na propagação da radiação (fluxo) proveniente de um alvo. O conhecimento deste fator é de grande importância para que seja possível distinguir as variações relacionadas com a captura dos dados pelos satélites, das variações referentes às próprias grandezas medidas e que realmente interessam (ZULLO Jr., 1994).

Conforme Novo (2001) a água representa um dos alvos mais complexos para serem interpretados por imagens de satélite, tendo em vista que cerca de 90% da radiação registrada por um sensor orbital, originada em um corpo de água, pode ser atribuída à radiação da atmosfera, também conhecida como radiação de trajetória. Essa radiação de trajetória é provocada principalmente pelo espalhamento que a luz solar sofre na presença das moléculas dos gases constituintes da atmosfera e das partículas nela presentes.

Os principais efeitos observados nas imagens de satélite, devido à presença da atmosfera entre o satélite e a superfície terrestre são: a diminuição da faixa dos valores digitais possíveis registrados pelo sensor, diminuição do contraste entre superfícies adjacentes (presença de névoa), alteração do brilho em cada ponto da imagem e perda de nitidez nas regiões de menores comprimentos de onda. Os gases (principalmente vapor d'água, oxigênio, ozônio e dióxido de carbono) e os aerossóis (pequenas partículas em suspensão) refletem, refratam, absorvem e espalham a radiação desde quando ela atinge a atmosfera até quando a deixa, depois de refletida pelo solo (ZULLO Jr., 1994).

Para estimar o valor da radiação da água (L_w), é fundamental que a radiação de trajetória (L_a) seja removida da radiação detectada pelo sensor (L) (NOVO, 2001). Existem diversos métodos para se estimar o valor de L_a , de modo a removê-lo do sinal registrado pelo sensor, sendo estes divididos em métodos alternativos e os métodos físicos (NOVO, 2001; LATORRE et al., 2002). Dentre os métodos alternativos destaca-se o método empírico da subtração do valor do pixel escuro (ou *Dark Object Subtraction - DOS*) desenvolvido por Chavez Jr. (1988). Os métodos físicos são fundamentados na teoria da transferência radioativa desenvolvida por Chandrasekhar em 1960, sendo que um dos mais difundidos é o método conhecido como 6S (*Second Simulation of Satellite Signal in the Solar Spectrum*) (VERMOTE, et al., 1997). O método 6S é utilizado para a correção atmosférica das imagens Modis e também para a correção das imagens LEDAPS utilizadas neste trabalho.

A correção atmosférica pelo 6S busca compensar a dispersão e a absorção da radiação pelos constituintes atmosféricos, produzindo uma estimativa precisa da reflectância da superfície. O produto de reflectância de superfície do LEDAPS é derivado da reflectância do topo da atmosfera através de um regime de correção atmosférica que assume que a reflectância do alvo é Lambertiana e infinita e que a absorção gasosa e a dispersão das partículas da atmosfera podem ser dissociadas da reflectância de superfície (MASEK, et al., 2006).

Apesar da maior complexidade, a principal vantagem dos métodos físicos é que estes consideram também o fenômeno da absorção da radiação eletromagnética, o que implica em resultados frequentemente mais confiáveis quando o interesse é correlacionar os valores de reflectância com parâmetros geofísicos ou biofísicos de objetos existentes na superfície terrestre (PONZONI e SHIMABUKURO, 2007).

2.7.3.1 Operações aritméticas entre bandas espectrais

De acordo com Crosta (1993), várias operações matemáticas simples como a adição, subtração, multiplicação e divisão (razão de bandas) são usadas no processamento digital de imagens de sensoriamento remoto, no sentido de analisar imagens multi-espectrais (diferentes bandas espectrais em uma mesma cena) e/ou multi-temporais (bandas individuais adquiridas sobre uma mesma área em diferentes datas). Como regra geral, pode-se dizer que a adição e multiplicação servem para realçar similaridades entre bandas ou diferentes imagens, ao passo que a subtração e a divisão servem para realçar diferenças espectrais.

A razão de bandas possui a capacidade de realçar imensamente determinadas feições da curva espectral de alguns materiais naturais. Se as bandas que serão divididas forem selecionadas de forma a cobrir os máximos e mínimos de absorção, assim como mudanças na inclinação da curva espectral, elas podem ser combinadas em pares de razões, para acentuar aspectos da assinatura espectral dos materiais (CROSTA, 1993). A clorofila-a, por exemplo, é caracterizada por uma intensa absorção na região vermelho, aproximadamente em 675 nm, e pela reflexão na região do infravermelho próximo, aproximadamente em 700 nm, devido à fluorescência (GITELSON et al., 1993). A magnitude destas feições de absorção e espalhamento se intensifica com o aumento da concentração de clorofila-a, e por isso, é possível estimar a proporção de biomassa usando razão entre estas bandas.

O uso da razão entre bandas em imagens de satélite ou dados espectrais coletados com espectrorradiômetros possui o mesmo objetivo: identificar os comprimentos de onda que,

quando divididos entre si, apresentarão as melhores correlações com os componentes opticamente ativos presentes na água. Com base na equação de regressão (algoritmo) resultante, a concentração do componente em questão poderá ser estimada em áreas onde não houve coleta de dados, quando se tratar de um algoritmo empírico. Quando forem gerados algoritmos semi-empíricos, mais robustos e complexos e que demandam dados precisos em relação às propriedades ópticas inerentes da água, estes poderão ser utilizados em outras imagens e áreas, desde que devidamente ajustados e validados.

Para imagens de satélite, a principal dificuldade referente ao uso da razão entre bandas é a baixa resolução espectral da maioria dos sensores orbitais. Mesmo assim, diversos autores tem se dedicado a esta tarefa e sensores como MODIS, com baixa resolução espacial, mas com resolução espectral mais fina, surgem como alternativa. Em relação ao satélite Landsat, Duan et al. (2007) explicam que as bandas largas do sensor TM não podem resolver espectralmente as características proeminentes de absorção da clorofila-a. A absorção da clorofila-a em 670 nm, por exemplo, é parcialmente coberta pela banda TM3 (vermelho), que abrange os comprimentos de onda entre 630 e 690 nm. A feição de espalhamento próxima a 700 nm se encontra fora da banda TM3 e também da banda TM4, que se estende de 760 a 900 nm (infravermelho próximo).

Mesmo assim, Ferreira et al. (2009) encontraram, para a planície de inundação do alto rio Paraná, correlações estatisticamente significativas entre pigmentos totais (clorofila-a + feofitina) obtidos a partir de amostras coletadas em campo e as bandas Landsat TM3 ($r=0,832$) e TM4 ($r=0,795$), o que permitiu inferir a distribuição espacial dos pigmentos totais na área em questão. Isto demonstra que apesar das limitações, as bandas do Landsat TM apresentam correlação com os pigmentos fitoplanctônicos, especialmente a clorofila-a, e diferentes métodos podem ser aplicados aos dados TM com o intuito de potencializar a extração de informações. Dentre estes métodos, a razão de bandas é um dos que se destaca.

De acordo com Duan et al. (2007), a principal vantagem de usar as razões de bandas em detrimento dos valores absolutos de reflectância é que as razões podem corrigir alguns dos efeitos geométricos e atmosféricos das medições realizadas. Estes autores utilizaram as razões de bandas para estimar a concentração de clorofila-a em um lago eutrófico localizado na China e com características semelhantes ao Lago Guaíba: área de 372 km², profundidade média de 2,52 m, clorofila-a variando entre 6 e 60 µg.L⁻¹ e baixas transparências de Secchi. Foram utilizadas razões entre as bandas TM4/TM3 do satélite Landsat e a razão entre as reflectâncias espectrais obtidas em campo em 670 nm (pico de absorção da clorofila-a) e em 700 nm (pico de reflectância). O coeficiente de determinação (r^2) obtido entre os dados

Landsat e a clorofila-a foi de 0,67, com um erro médio quadrático (RMSE) de 2,06 $\mu\text{g.L}^{-1}$. A partir deste coeficiente, a distribuição de clorofila-a pode ser mapeada no lago. Com a transformação logarítmica dos dados, o r^2 subiu para 0,75 (DUAN et al., 2007). Os algoritmos empíricos obtidos para os dois casos são apresentados na Tabela 2.7, onde y refere-se à clorofila-a e x às razões espectrais:

Tabela 2.7 - Razões entre bandas, algoritmos empíricos e coeficientes de determinação

Razão 700/670 nm x clorofila-a	$y = 93,67x - 90,40$	$r^2 = 0,69$
Razão logaritmo 700/670 nm x logaritmo clorofila-a	$y = 5,2715x + 2,0052$	$r^2 = 0,75$
Razão TM4/TM3 x clorofila-a	$y = 116,98x - 29,709$	$r^2 = 0,67$

Fonte: Duan et al. (2007).

Uma vantagem de usar os dados do Landsat 5/TM é que estes fornecem a possibilidade de avaliação espaço-temporal sobre amplas coberturas, com custos relativamente baixos em comparação com medições obtidas por coberturas aéreas e análises de laboratório. A utilidade de uma combinação consistente de bandas ou razões de bandas é que estas ajudam a tornar comparáveis diferentes bases de dados de satélite (DUAN et al., 2007).

2.7.3.2 Índices de Vegetação

De acordo com Jensen (2009), os índices de vegetação são medidas radiométricas adimensionais, as quais indicam a abundância relativa e a atividade da vegetação verde, visando, entre outras coisas, maximizar a sensibilidade a parâmetros biofísicos das plantas e normalizar ou modelar efeitos externos tais como o ângulo solar, o ângulo de visada do sensor e as interferências atmosféricas, de modo a permitir comparações temporais e espaciais.

Embora os índices de vegetação tenham sido desenvolvidos para estudos de vegetação, alguns trabalhos começam a empregá-los para o estudo de florações de algas em ambientes aquáticos. Um dos índices mais conhecidos e utilizados é o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada - NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) proposto por Rouse et al. (1973), e que é obtido pela razão entre a reflectância no infravermelho próximo e a reflectância no vermelho, variando entre -1 e +1. Os valores mais elevados (+1) estão relacionados às áreas com maiores quantidades de vegetação fotossinteticamente ativa, enquanto os menores valores (-1) representam áreas com menor quantidade de vegetação (PONZONI e SHIMABUKURO, 2007).

De acordo com Novo et al. (2009), o NDVI é um índice bem estabelecido na literatura para plantas terrestres, sendo ainda pouco utilizado para a detecção de florações fitoplanctônicas em ambientes aquáticos continentais, embora já seja utilizado para a detecção de florações em regiões costeiras e nos oceanos, onde, tipicamente, há baixas concentrações de partículas inorgânicas suspensas e a clorofila-a domina o comportamento espectral da água.

Londe (2008) obteve um excelente desempenho do NDVI na previsão da concentração de clorofila-a a partir de dados radiométricos de campo obtidos num reservatório eutrófico com concentrações de clorofila variando entre 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 140 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Para testar o desempenho do NDVI a autora o aplicou em imagens Landsat 5/TM referentes a outro reservatório para o qual dispunha de dados experimentais. A partir do modelo empírico ($y = 237x + 6,5$), onde y é a concentração de clorofila e x o valor de NDVI, Londe (2008) constatou que o NDVI foi sensível à presença de clorofila, permitindo converter os intervalos de classe do NDVI em concentração de clorofila (Tabela 2.8), com o mapeamento da distribuição espacial de florações de cianofíceas.

Conforme Novo et al. (2009), os resultados apresentados por Londe (2008) indicam que os índices de vegetação tradicionalmente aplicados no estudo de ecossistemas terrestres podem ser adaptados para o monitoramento do estado trófico de sistemas aquáticos. Além disso, fica evidente que sistemas de sensoriamento remoto orbital que garantam uma alta frequência de revisita e que possuam sensores de resolução espacial compatível às do Landsat, podem ser ferramentas úteis para monitorar a qualidade da água, principalmente no tocante ao crescente processo de eutrofização dos sistemas aquáticos continentais no Brasil e no mundo (NOVO et al., 2009).

Tabela 2.8 - Valores estimados de clorofila para os intervalos de NDVI

Classe de NDVI	Classe de concentração de clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
< 0	< 8,87
0,01 - 0,27	8,87 - 70,40
0,28 - 0,47	70,50 - 72,86
0,48 - 0,67	73,00 - 117,00

Fonte: Novo et al. (2009)

Lissner (2011) analisou a variação dos valores de NDVI na lagoa Itapeva, localizada no Litoral Norte do Rio Grande do Sul, por meio de imagens Landsat 5/TM e 7/ETM+, no período entre os anos de 1985 e 2010. A série temporal de imagens mostrou que os valores de NDVI aumentaram durante os períodos de floração do fitoplâncton no outono e primavera.

Todavia, na análise de uma imagem Landsat em data coincidente com trabalho de campo, os valores de NDVI obtidos foram negativos (inferiores a zero), devido às baixas concentrações de clorofila-a e a presença de sólidos em suspensão, o que resultou em uma correlação de apenas -0,15 entre os valores dos *pixels* de NDVI e a clorofila-a. No entanto, a variação espacial e temporal das classes de NDVI apresentou bom desempenho na visualização da dinâmica da lagoa e para o estabelecimento de padrões de distribuição da clorofila-a (LISSNER, 2011).

Outro trabalho realizado nas lagoas costeiras do RS foi o desenvolvido por Portz et al. (2011), no qual os autores identificaram que em períodos de seca houve um aumento dos valores de NDVI na Lagoa do Peixe, com uma tendência de valores próximos de zero. Este aumento esteve associado ao processo de floração e maiores concentrações de fitoplâncton no período da primavera. O NDVI, neste caso, também permitiu realçar os diferentes níveis d'água sobre os bancos vegetados presentes na borda oeste da lagoa, permitindo uma melhor compreensão do padrão hidrodinâmico da lagoa.

Estas pesquisas demonstram que apesar do uso do NDVI em ambientes aquáticos ainda estar na fase inicial, esta técnica apresenta potencialidade para o mapeamento de elevadas concentrações de clorofila-a, característica presente nas florações de algas, o que pode trazer avanços significativos no monitoramento destes eventos. O desempenho inferior do NDVI quando há baixas concentrações de clorofila-a e presença de sólidos em suspensão, pode se tornar uma limitação para a aplicação desta técnica em todos os ambientes aquáticos.

Outros índices de vegetação foram e vem sendo desenvolvidos com o objetivo de aperfeiçoar a extração de informações das imagens de satélite. Um deles é o Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (SAVI – *Soil Adjusted Vegetation Index*), que é um índice de vegetação melhorado e possui em sua fórmula, um fator de ajuste para os solos, visando minimizar as variações de brilho dos solos, eliminando a necessidade de calibrações adicionais para diferentes solos Jensen (2009). Huerte (1988) observou que as condições de fundo do solo exerciam considerável influência nos espectros de vegetação com cobertura parcial e nos cálculos dos índices de vegetação. Substrato de solo escuro, por exemplo, resultava em altos valores de índice de vegetação. A partir de testes realizados em áreas de grama e algodão Huerte (1988) verificou que a inclusão de um fator de ajuste ao NDVI ($L=0,5$) poderia reduzir consideravelmente o ruído do solo de uma gama de densidades de vegetação, permitindo refinar o índice e reduzir a sua influência na medida da vegetação. Embora o SAVI tenha sido desenvolvido para estudos de vegetação terrestre, a opção por testá-lo na identificação de florações no Lago Guaíba se deve à baixa profundidade média

deste corpo hídrico, especialmente nas áreas de enseada, o que pode ocasionar a “contaminação” da resposta espectral da água pela resposta do substrato do fundo.

Qi et al (1994) desenvolveram um SAVI modificado, denominado MSAVI (*Modified Soil Adjusted Vegetation Index*). Os autores identificaram que para um ajuste ótimo do solo, o fator L, determinado por Huerte (1988), deveria variar inversamente com a quantidade de vegetação presente. Desta forma, no MSAVI substitui-se o L constante por uma variável interativa e contínua para otimizar os ajustes relativos aos solos e aumentar o intervalo dinâmico do SAVI. Os resultados indicaram o aumento da sensibilidade e do sinal da vegetação, minimizando ainda mais os efeitos do solo.

2.7.3.3 Modelo Linear de Mistura Espectral

Outro método que pode ser utilizado na tentativa de mapeamento de florações de algas são os modelos de mistura, os quais são considerados métodos alternativos às técnicas convencionais de redução do espaço de atributos, e servem tanto como entrada para métodos de classificação automática, quanto para fins de interpretação visual (AGUIAR, 1991). Neste caso, o modelo de mistura apresenta como vantagem o fato de que as informações contidas nas imagens geradas representam conceitos físicos, isto é, as proporções dos componentes, mais facilmente assimiláveis do que a assinatura espectral dos alvos.

Shimabukuro e Smith (1991) explicam que no Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME) a resposta espectral em cada pixel, em qualquer banda de um sensor, pode ser imaginada como uma combinação linear das respostas espectrais de cada componente presente na mistura. Assim, se a resposta espectral de cada um dos componentes da imagem for conhecida através de dados coletados em campo ou bibliotecas espectrais, a proporção de cada componente na mistura poderá ser estimada. As imagens-fração são os produtos gerados pelo MLME, as quais podem ser consideradas uma forma de redução da dimensionalidade dos dados e de realce das informações, sendo normalmente geradas as imagens-fração da vegetação, solo e sombra/água (PONZONI e SHIMABUKURO, 2007).

Conforme Novo e Shimabukuro (1993), o MLME tem sido aplicado com bastante sucesso na determinação das proporções de componentes puros que contribuem para a radiância de um pixel e na transformação destas proporções em imagens com a distribuição espacial dos mesmos. Neste sentido, os autores aplicaram o MLME em espectros de reflectância medidos no reservatório da UHE Tucuruí (PA) e reamostrados para a resolução espectral do sensor AVIRIS, com o intuito de determinar a proporção com que a reflectância

de cada componente opticamente ativo contribui para a reflectância total da água. Os membros de referência (*end-members*) foram selecionados a partir de três estações amostrais representativas dos componentes puros, ou seja, estações que apresentassem máxima concentração de um componente e mínima concentração dos demais componentes, sendo estes: a clorofila, a matéria orgânica dissolvida e o total de sólidos em suspensão.

Os resultados obtidos por Novo e Shimabukuro (1993), indicaram que os espectros utilizados como membros de referência não representaram componentes puros, e esta é uma dificuldade quando se utiliza espectros medidos *in situ*, onde existem dois ou mais componentes opticamente ativos na água, simultaneamente. Conforme Novo et al. (2005), as águas continentais, classificadas como águas do Caso II possuem composição complexa, e sua cor pode ser determinada por pigmentos fitoplanctônicos, partículas orgânicas em suspensão e matéria orgânica dissolvida de diferentes tipos e em diferentes concentrações relativas, o que torna extremamente difícil decompor o espectro de reflexão da água em termos de seus componentes opticamente ativos.

Novo e Shimabukuro (1993) sugerem que a separação dos componentes da água em entidades mais homogêneas, como a separação da fração dos sólidos orgânicos e inorgânicos do total de sólidos suspensos poderá auxiliar na identificação de membros de referência mais adequados. Apesar dos problemas relativos ao modelo gerado, os resultados permitiram verificar que o sinal produzido pela clorofila pode ser separado daquele produzido pelos demais componentes na região espectral correspondente aos comprimentos de onda do vermelho.

Thiemann e Kaufmann (2000) utilizaram o MLME para estimar a concentração de Chl-a em imagens do sensor LISS-III (à bordo do satélite indiano ResourceSat), considerando que nos lagos utilizados na pesquisa (situados no noroeste da Alemanha), a presença de material em suspensão poderia ser negligenciada em função do terreno plano e dos baixos fluxos de transporte de sedimentos. Os autores encontraram um valor de regressão de $r^2 = 0,85$ entre o MLME e as análises em laboratório da Chl-a, com um RMSE de $13 \mu\text{g.L}^{-1}$. A aplicação da equação de regressão em outras cenas mostrou que o MLME foi o melhor método para a determinação da Chl-a a partir das imagens LISS-III.

Renó et al. (2009), por sua vez, aplicaram o MLME sobre imagens Landsat 5/TM da planície do alto rio Paraná, a fim de mapear os principais tipos de água na área. Com base na comparação dos perfis radiométricos simulados para as bandas TM/Landsat através de reamostragem dos espectros de campo e dos perfis adquiridos na imagem de reflectância de superfície foi possível selecionar os membros de referência para aplicação do MLME. Foram

geradas as imagens-fração “sólidos suspensos” e “clorofila”, por estes componentes serem os principais responsáveis pelas diferenças espectrais da água na área de estudo. As imagens-fração foram classificadas pelo método não-supervisionado (ISOSEG) e supervisionado (Bhattacharya), com limiar de aceitação igual a 95%. A validação das classes geradas na classificação foi feita com uso dos perfis radiométricos e dos dados limnológicos obtidos em campo. Concluiu-se que os melhores resultados foram alcançados a partir da classificação não-supervisionada, pois apenas um ponto amostral foi classificado incorretamente. Identificou-se, que na maior parte da área de estudo, a classe clorofila foi predominante, o que comprova a potencialidade da utilização do MLME associado à classificação não-supervisionada para o mapeamento deste pigmento fitoplanctônico. Todavia, Renó et al. (2009) alertam que a seleção dos membros de referência é de grande importância na qualidade das imagens-fração resultantes.

Em ambientes aquáticos como reservatórios, a pesquisa desenvolvida por Valério et al. (2011) demonstrou que o MLME aplicado ao produto MYD09 do sensor MODIS Aqua (reflectância de superfície) pode ser utilizado para geração de imagens-fração do fitoplâncton, da matéria orgânica dissolvida e das partículas inorgânicas suspensas, a partir da seleção dos pixels puros, ou seja, dos pixels mais representativos da resposta espectral dos constituintes escolhidos. Com esta técnica pode-se explicar a variação espacial da composição do corpo d'água, havendo a possibilidade de identificar - com auxílio de dados coletados em campo para a seleção dos *end-members* - as áreas com maiores concentrações de clorofila-a em imagens de satélite e, conseqüentemente, com maior densidade fitoplanctônica.

Novo et al. (2005) também utilizaram o sensor MODIS para identificar a distribuição sazonal de fitoplâncton no Lago Grande de Curuai, localizado no estado do Amazonas. Os resultados do trabalho indicaram que o MLME pode ser uma ferramenta de grande utilidade para a avaliação qualitativa da distribuição do fitoplâncton nos lagos da planície do rio Amazonas, uma vez que esta técnica permitiu decompor os espectros de reflectância coletados na imagem em imagens-fração que apresentam a distribuição dos seus componentes puros (partículas inorgânicas, fitoplâncton e água limpa).

2.7.3.4 *Análise por Componentes Principais*

A Análise por Componentes Principais (ACP) é uma técnica de estatística multivariada muito útil na investigação de relações existentes entre um conjunto de variáveis correlacionadas, como as bandas de uma imagem de satélite. Na ACP são analisadas as

correlações entre as imagens brutas, produzindo um novo conjunto de novas imagens com nenhuma correlação entre si, onde a Componente Principal (CP1) irá conter a informação que é comum a todas as bandas originais e as CPs de ordem mais alta irão conter informações espectrais cada vez menos significantes. A ACP possibilita a análise de dados num contexto que envolve a sua variabilidade espacial/temporal (CROSTA, 1993; GURGEL, 2000).

Uma das dificuldades da ACP é que os resultados são de difícil generalização para determinados tipos de aplicação, uma vez que são extremamente dependentes da cena processada, não devendo ser transportados para outras situações. O resultado da ACP depende fortemente da forma exata de distribuição do espaço de atributos da imagem e, portanto, não há “receitas” fixas para a interpretação das CPs e cada caso deverá ser considerado separadamente (CROSTA, 1993).

Na Lagoa de Araruama (Rio de Janeiro), Braga et al. (2003) encontraram altas correlações entre a análise de componentes principais das bandas 1, 2 e 3 do Landsat 5/TM e medidas de campo da clorofila-a e profundidade do disco de Secchi, em regiões com profundidade da água superior a 3,5 metros. Em águas rasas, a reflectância do fundo da lagoa dominou o sinal óptico, o que comprometeu as análises de correlação. Para a imagem Landsat 5/TM de 17 de abril de 1994, os coeficientes de correlação entre as CP1 e CP2 e a clorofila-a foram de 0,89 e 0,75, respectivamente. Além disso, a CP1 apresentou correlação com a profundidade do disco de Secchi em ambas as datas.

Ahn et al. (2006), utilizaram a análise espectral e técnicas de classificação como a ACP e a classificação pela Distância Mínima Espectral (MDS) para identificar e melhor compreender as proliferações do dinoflagelado *Cochlodinium polykrikoides* em baías fechadas e semifechadas na costa sudeste da Coreia do Sul. A implementação da ACP e técnicas de classificação MDS permitiram identificar corretamente e localizar as áreas de ocorrências de florações de *C. polykrikoides* sobre imagens Landsat 7/ETM+. A resolução espacial das imagens Landsat permitiu a detecção e melhor compreensão dos padrões de floração e suas dinâmicas, tanto em águas turvas quanto claras. No entanto, uma das limitações da utilização de imagens ETM+ é a resolução temporal inadequada para controlar uma floração num ecossistema oceânico costeiro altamente heterogêneo.

3. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS-OPERACIONAIS

O desenvolvimento lógico das principais etapas da pesquisa é apresentado no fluxograma da Figura 3.1

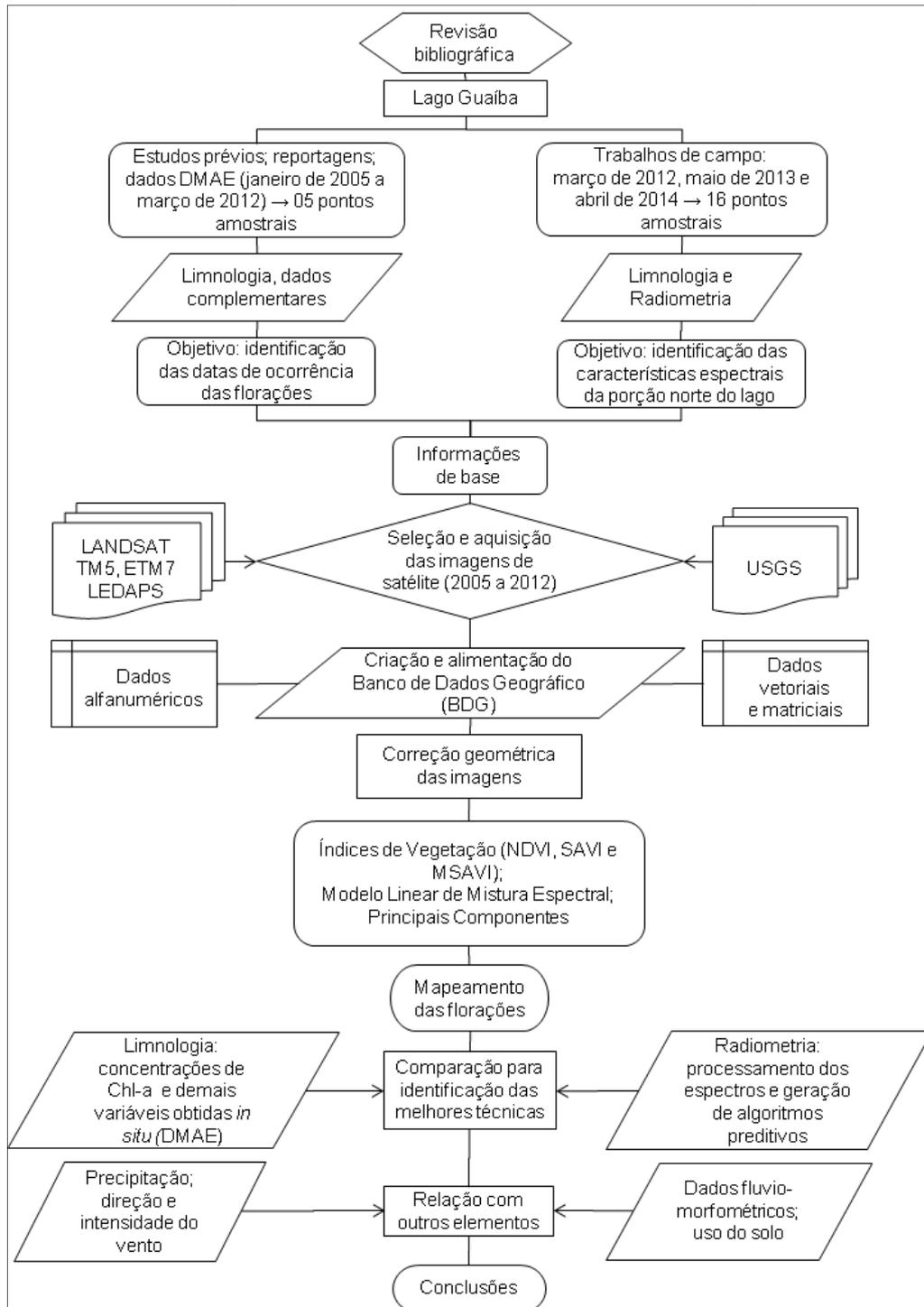


Figura 3.1- Fluxograma de desenvolvimento da pesquisa.

3.1 Caracterização morfométrica e hidrodinâmica do Lago Guaíba

O Lago Guaíba é a principal fonte de abastecimento de água do município de Porto Alegre e, por isso, é de extrema importância compreender as características hidrodinâmicas e morfométricas do mesmo, bem como a influência de outros elementos naturais como o regime dos ventos. De acordo com Paz et al. (2005), a circulação da água desempenha um papel de destaque sobre os ecossistemas aquáticos como lagos, estuários e banhados, influenciando a distribuição espacial de micro-organismos bentônicos, fitoplâncton, zooplâncton e macrófitas aquáticas, bem como a dinâmica de nutrientes, poluentes e sedimentos.

Embora as florações de algas tenham relação direta com períodos de pouca chuva e ventos calmos, em que há disponibilidade de nutrientes e luz, elementos como a direção e intensidade do vento, o fluxo da água no interior do lago e a possível influência de materiais ressuspensos do fundo são, também, importantes para compreender a localização das florações e seu deslocamento horizontal durante o período de ocorrência. Em se tratando da interpretação de imagens de satélite em ambientes aquáticos rasos como o Lago Guaíba, onde a resposta do fundo pode influenciar a resposta espectral mesmo durante as florações, estas informações tornam-se ainda mais importantes a fim de se evitar possíveis interpretações errôneas.

Na Figura 3.2-a é apresentado o mapa batimétrico do lago, produzido por Paz et al. (2005), com base em uma série de pontos batimétricos retirados de uma carta náutica, cujo referencial é o zero DHN (Diretoria de Hidrografia e Navegação – Marinha do Brasil), situado a 0,1428 m acima do nível médio do mar. Observa-se que a maior parte do Lago apresenta profundidades relativamente pequenas, entre 0 e 4 m, à exceção do canal de navegação que segue ao longo de todo o comprimento do lago no sentido norte-sul, com profundidades típicas entre 4 e 6 m e alguns valores pontuais maiores (PAZ et al., 2005). As áreas mais rasas situam-se em direção às margens do lago, especialmente na margem direita, formando áreas de enseada. Da área conhecida como Saco de Santa Cruz (Figura 1.1, p. 06) até a região próxima à orla do município de Guaíba, as profundidades da coluna d'água são inferiores a 2 metros.

Em relação à velocidade de escoamento da água, ao norte e no canal de navegação é verificado um fluxo preferencial da água na direção sul, de maior velocidade e com influência sobre o arraste e ressuspensão de partículas, desfavorecendo a penetração da luz (PAZ et al., 2005; DMAE, 2012). Utilizando um modelo matemático bidimensional, Paz et al. (2005), identificaram que a “interação” entre o canal de navegação e as regiões externas (enseadas)

foi bastante reduzida, preponderando dois tipos de circulação da água principais, que pouco se “misturaram”. Enquanto no canal de navegação a velocidade de escoamento da água pode alcançar 0,10 m/s em virtude da influência da vazão afluyente do rio Jacuí, nas áreas fora do canal e que acompanham o contorno do lago as velocidades são relativamente inferiores, em torno de 0,01 m/s. Outra importante conclusão que Paz et al. (2005) obtiveram é de que quando a velocidade do vento é baixa, a sua ação não tem papel de destaque no padrão de circulação da água no Lago Guaíba, predominando a influência da vazão dos rios formadores e da oscilação do nível na Lagoa dos Patos.

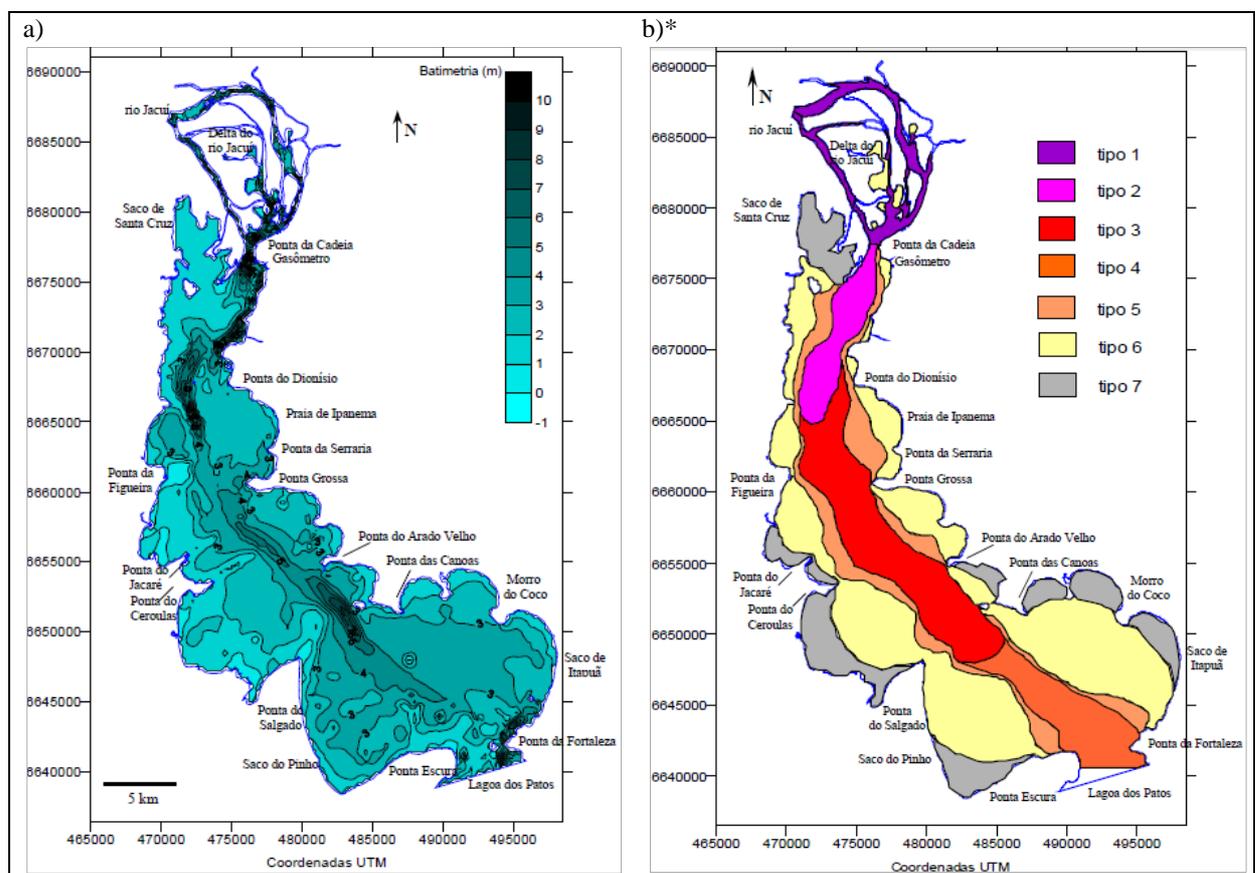


Figura 3.2 – a) Mapa batimétrico do Lago Guaíba; b) Segmentação do Lago Guaíba com base no padrão de circulação da água.

*As regiões de Tipo 1 ao 5 apresentam maiores velocidades de escoamento, enquanto na região Tipo 6 as velocidades são baixas (em torno de 0,03 m/s) e no Tipo 7, ocorre praticamente a estagnação do fluxo (velocidades inferiores a 0,01 m/s).

Fonte: Paz et al. (2005).

Embora a velocidade do fluxo da água seja distinto em diferentes setores do Lago Guaíba, estes fluxos são expressivos em termos de volume, principalmente pela alta vazão média anual dos rios Jacuí e Taquari que é de 1253 m³/s (sem considerar os rios Caí, Sinos e Gravataí) (VAZ et al, 2006). Desta forma, o tempo de residência das suas águas, entre a Usina

do Gasômetro e a Ponta de Itapuã é, em média, de 10 dias. Ou seja, a vazão da rede de drenagem que ingressa no Guaíba é suficiente para renovar as suas águas e transportar os sedimentos suspensos num curto intervalo de tempo, numa escala de fluxos correspondentes aos rios à montante, de modo bem diverso da Lagoa dos Patos, onde este tempo é medido em meses (TOLDO Jr. e ALMEIDA, 2009).

Na Figura 3.2-b é apresentada a segmentação do Lago Guaíba com base no padrão de circulação da água. De acordo com as observações realizadas por Paz et al. (2005), algumas áreas do Lago Guaíba merecem destaque pelas suas características: a) na região do Saco de Santa Cruz a circulação da água é relativamente desprezível; b) na região próxima à margem, entre a ponta ao sul do município de Guaíba e a Ponta da Figueira, ocorre uma zona de pouca circulação da água; c) na praia de Ipanema, a circulação da água segue preponderantemente o contorno da margem, com velocidades bem reduzidas; d) na margem direita do Lago Guaíba, nas imediações da sede municipal de Barra do Ribeiro (entre a Ponta das Ceroulas e a Ponta do Salgado), a circulação da água fica praticamente estagnada; e) no extremo sul do lago são identificadas claramente três regiões com circulação da água muito reduzida: o Saco do Pinho, o Saco de Itapuã e a área entre a Ponta das Canoas e o Morro do Coco (Figura 3.2-a).

Em relação aos sedimentos carregados das bacias de captação para o interior do Lago Guaíba, tem-se que os terrenos drenados pelos rios Jacuí, Sinos, Taquari, Caí e Gravataí, são formados por rochas plutônicas, vulcânicas e sedimentares, e são responsáveis pela produção de expressivos volumes de sedimentos transportados, principalmente através dos rios (TOLDO JR., 1994). A vazão dos rios contribuintes perde competência como agente transportador ao ingressar na ampla bacia deposicional do Guaíba, sendo que os sedimentos mais grosseiros são ali retidos, dando origem ao Delta do Jacuí, enquanto os sedimentos finos (silte, argila e matéria orgânica) ingressam no lago como plumas de material em suspensão (CECO, 1999).

Nicolodi (2007) explica que o regime hidrodinâmico do sistema lagunar, no qual se insere o Lago Guaíba, é complexo tanto nas épocas de cheias como nas de estiagem e diversos fatores intervêm no escoamento da água do Guaíba, em especial a ação dos ventos. O Guaíba é, ao mesmo tempo, um canal de extensão dos seus tributários e um tipo de reservatório. Ao sul encontra-se intimamente ligado à Lagoa dos Patos através da seção de Itapuã, a qual funciona como um controle, dirigido por condições de níveis de montante e jusante.

A pesquisa realizada por Nicolodi (2007) buscou identificar, dentre outros elementos, o padrão de ondas no Lago Guaíba e a relação das ondas com a ressuspensão de sedimentos acumulados no fundo do lago. De acordo com o autor, as características das ondas seguem os

padrões de intensidade e direção dos ventos, atingindo seus máximos valores aproximadamente 1 ou 2 horas após a velocidade de pico de ventos. A modelagem realizada no estudo indicou que o maior valor de altura das ondas é de 55 cm, particularmente quando da ocorrência de ventos do quadrante S e SE e com velocidades maiores do que $7,0 \text{ m.s}^{-1}$ (25,2 km/h). O alinhamento NW-SE do Lago Guaíba favorece a geração e propagação de ondas para determinados tipos de ventos. Para CECO (1999), as ondas no Lago Guaíba são caracterizadas pela pequena altura, curto período e baixa frequência anual. Entretanto, elas possuem significativa importância na geração e distribuição de energia no sistema, em função da considerável superfície do lago.

Para os anos de 1996 e 1997, considerados normais quanto aos parâmetros climatológicos, Nicolodi (2007) constatou que os ventos predominantes na região de Porto Alegre sopraram dos quadrantes SE e E em 29% e 22% dos registros, respectivamente, seguidos pelos ventos de S (12%), NW (10%), N (8,8%), W (7%), NE (4,1%) e SW (4,3%). Em relação às velocidades, no período analisado a média foi de $2,52 \text{ m.s}^{-1}$ (9,0 km/h) e a máxima foi de 13 m.s^{-1} (46,8 km/h). Em 13,7% dos dados do conjunto foram registradas calmaria ou dados sem registro.

Nicolodi (2007) também identificou os ambientes de sedimentação do lago (Figura 3.3-a), os quais foram classificados em: Ambientes Depositionais (51% da área do Lago); Ambientes Transicionais (41% da área) e Ambientes Erosionais (8% da área). O fundo deposicional constitui um ambiente de baixa energia hidrodinâmica que favorece a deposição de sedimentos finos, situando-se nas áreas mais profundas do lago. O fundo transicional corresponde a um ambiente de baixa energia na maior parte do tempo, sendo o substrato composto basicamente por silte e argila, remobilizados na ocorrência de ondas geradas por ventos com velocidades iguais ou superiores a 11 m.s^{-1} (39,6 km/h). O fundo onde predominam as condições de erosão (principalmente nas áreas marginais) é composto por areia, uma vez que os sedimentos finos são constantemente remobilizados pela ação dos ventos e inseridos na coluna d'água.

O mapa elaborado por CECO (1999) e adaptado por Nicolodi (2007) (Figura 3.3-b), demonstra os diferentes setores do Lago Guaíba quanto ao teor de areia (partículas com dimensões entre 0,062 e 02 mm) do sedimento de fundo, obtido a partir da análise granulométrica de 187 amostras. É possível verificar, de modo qualitativo, um decréscimo gradativo de energia do setor A (amarelo) em direção ao setor D (verde escuro), o que ocasiona maiores teores de areia e baixos teores de silte e argila nas áreas marginais. A deposição dos sedimentos silte, argila e matéria orgânica ocorre nas partes mais profundas do

Guaíba, a partir da isóbata de 3 m. Entre a linha de praia e a isóbata de 3 m, o fundo é caracterizado pela presença de sedimentos arenosos, sem a cobertura de sedimentos finos, que são constantemente removidos pela ação das ondas (CECO, 1999).

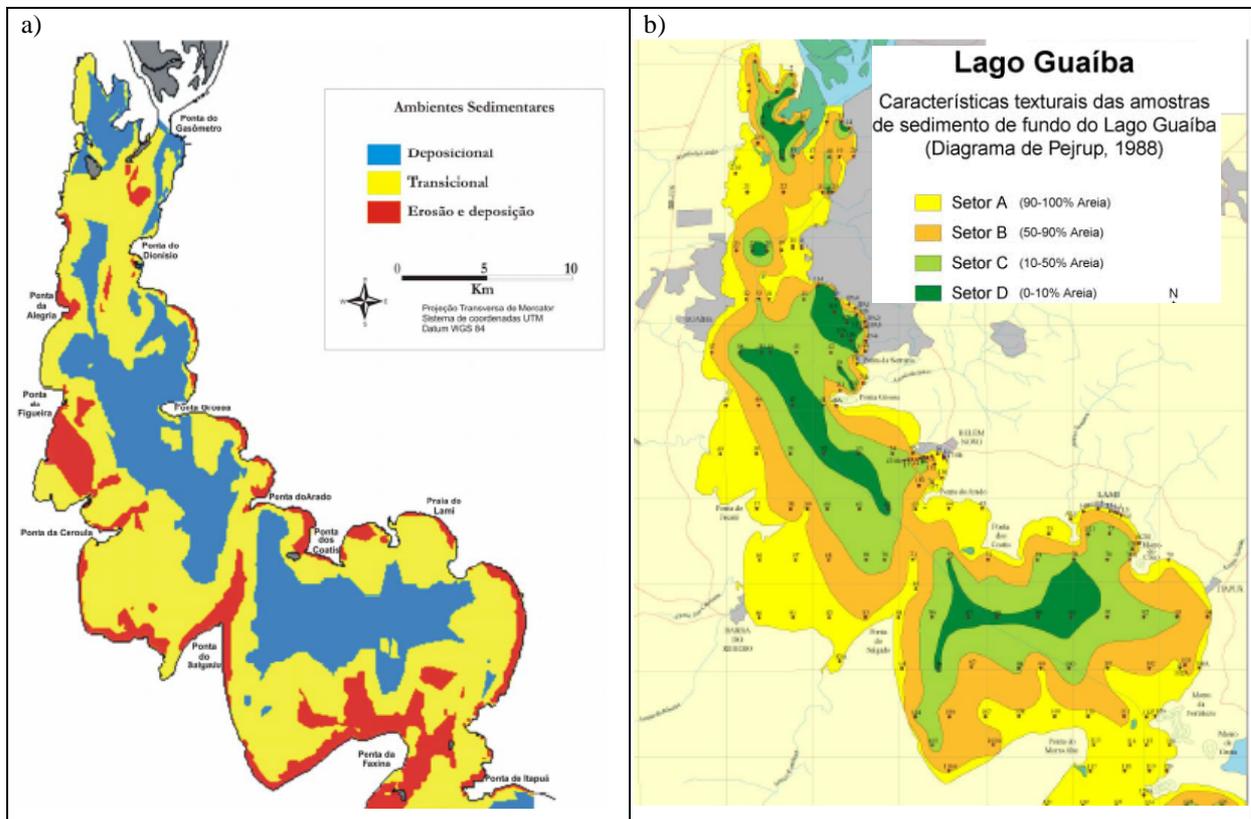


Figura 3.3 – a) Mapa dos ambientes de sedimentação do Lago Guaíba; b) Mapa com as características texturais dos sedimentos de fundo do Lago Guaíba.

Fonte: a) Nicolodi (2007); b) Adaptado de CECO (1999) por Nicolodi (2007).

Apesar de predominar o sentido natural de escoamento (Guaíba - Lagoa dos Patos), as águas do lago sofrem forte influência eólica, o que causa o represamento e inversão dos fluxos, no caso de ventos do quadrante sul (CASALAS E CYBIS, 1985). As oscilações diárias no nível do Guaíba são causadas pelas variações na velocidade do vento e apresentam características relativamente regulares. No período de cheias, as variações de nível são menos sensíveis à velocidade eólica, já em períodos normais ou de seca, ventos de aproximadamente $7,0 \text{ m.s}^{-1}$ podem produzir ondas superiores a 50 cm (NICOLODI, 2007).

3.2 Seleção e processamento digital das imagens de satélite

A seleção das imagens de satélite que recobrem o Lago Guaíba foi feita com base nos dados limnológicos disponibilizados pelo DMAE, entre os anos de 2005 e 2012 (meses de

janeiro, fevereiro, março, abril e dezembro de cada ano), optando-se por selecionar imagens que contemplassem os períodos de floração, de acordo com o levantamento realizado pelo DMAE (2012) e que tivessem a menor cobertura de nuvens possível. A lista das imagens selecionadas encontra-se na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 – Imagem de satélite selecionadas e respectivo satélite/sensor

Data da imagem	Satélite/Sensor
12 de janeiro de 2005	Landsat5/TM
28 de janeiro de 2005	Landsat5/TM
02 de janeiro de 2007	Landsat5/TM
03 de fevereiro de 2007	Landsat5/TM
06 de fevereiro de 2008	Landsat5/TM
09 de março de 2008	Landsat5/TM
25 de março de 2008	Landsat5/TM
07 de maio de 2009	Landsat7/ETM+
12 de março de 2012	Landsat7/ETM+
28 de março de 2012	Landsat7/ETM+

Os dados limnológicos fornecidos pelo DMAE foram coletados em cinco pontos amostrais localizados nas Estações de Bombeamento de Água Bruta (EBABs) e podem ser visualizados na Figura 3.4. As EBABs bombeiam a água do Lago Guaíba para as Estações de Tratamento da Água (ETAs), onde ela é tratada e distribuída à população. Os valores médios de profundidade da coluna d'água nas EBABs correspondem a 3,7 m na estação Ilha da Pintada; 6,4 m na estação Moinhos de Vento/São João; 8,9 m na estação Menino Deus; 3,8 m na estação Tristeza e 3,7 m da estação Belém Novo.

Optou-se por empregar imagens Landsat 5/TM e Landsat 7/ETM+ já corrigidas atmosféricamente e convertidas para reflectância de superfície (produto *Landsat Surface Reflectance*), as quais foram processadas sob demanda no site: <https://espa.cr.usgs.gov/login/?next=/>. O Serviço Geológico Norte Americano (*U.S. Geological Survey* – USGS), através da *Earth Resources Observation and Science (EROS) Center*, tem produzido dados Landsat de maior qualidade para apoiar estudos das mudanças na superfície terrestre. Para tal, as imagens Landsat5/TM e Landsat7/ETM+ estão sendo processadas a partir de um software especializado denominado *Landsat Ecosystem Disturbance Adaptive Processing System (LEDAPS)*, originalmente desenvolvido pela NASA e pela Universidade de Maryland (MASEK et al., 2006). Este software aplica rotinas de correção atmosférica através do modelo de transferência radiativa, denominado *Second Simulation of a Satellite Signal in the Solar Spectrum (6S)*, que remove os efeitos de espalhamento e absorção de gases e aerossóis, além de apresentar correção dos efeitos da

geometria de visada e iluminação e a contaminação de nuvens esparsas (VERMOTE e VERMEULEN, 1999; LATORRE et al., 2007). O processamento das imagens Landsat no software LEDAPS resulta em produtos como a reflectância de superfície para as todas as bandas do sensor, índices de vegetação (NDVI, SAVI, MSAVI), dentre outros. A caracterização dos dados de reflectância de superfície LEDAPS realizada por Maieringer et al. (2013), mostraram-se consistentes com o desempenho esperado para o algoritmo.

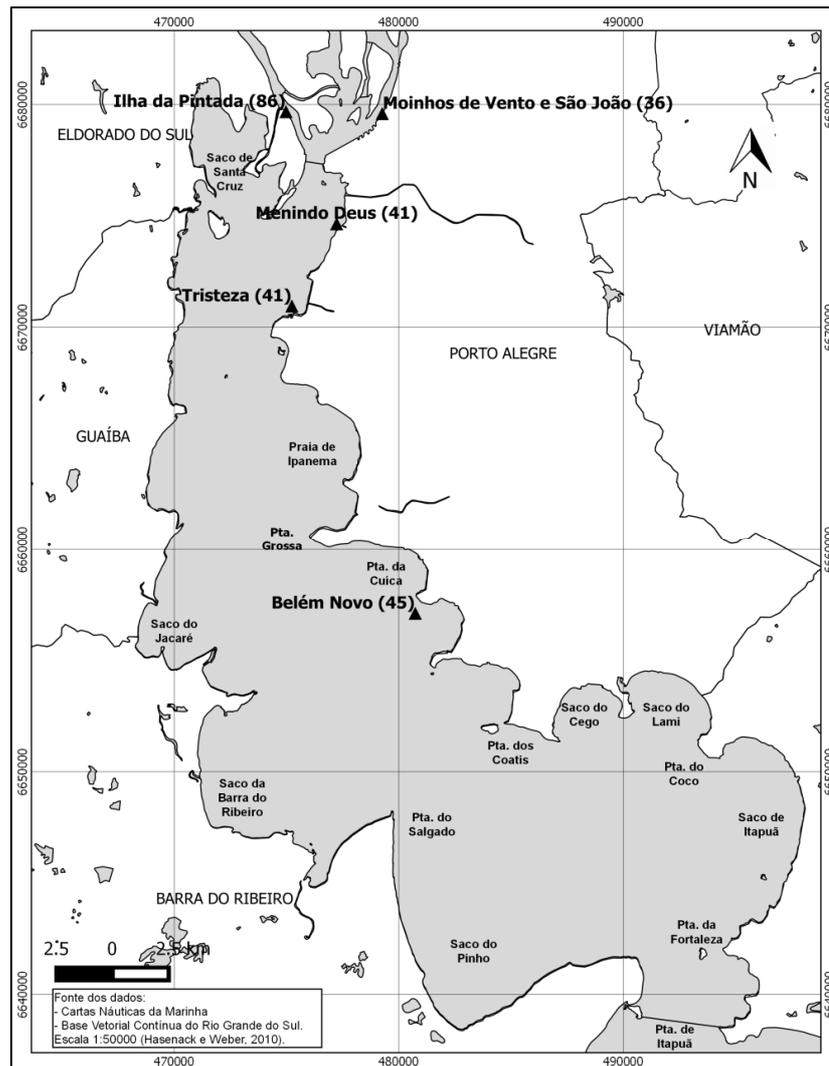


Figura 3.4 - Pontos de coleta limnológica utilizados pelo DMAE entre 2005 e 2012.
Fonte: DMAE e Marinha do Brasil – Diretoria de Hidrografia e Navegação

Posteriormente foi realizada a importação das imagens de satélite para o banco de dados e o seu georreferenciamento, tomando como base as imagens GeoCover, que correspondem a um mosaico global de imagens do satélite Landsat7/ETM+, corrigidas geometricamente e disponibilizadas no site da NASA. Após o georreferenciamento foi feito o recorte das imagens com objetivo de excluir as áreas do entorno e as áreas com cobertura de

nuvens, restando apenas a área do lago. Para a realização do recorte da área alagada utilizou-se a banda 4, na qual a água aparece escura em relação aos outros alvos em função da forte absorção da radiação eletromagnética nos comprimentos de onda do infravermelho próximo. Através das ferramentas “Fatiamento” e “Associação de Fatias-Classes” do Spring foi possível isolar a superfície da água, gerar um arquivo vetorial (polígono) com os contornos da mesma e, com base neste arquivo, proceder com o recorte de cada imagem. Foi gerado um polígono da água para cada imagem de satélite em função das oscilações do nível do lago.

A cobertura de nuvens foi extraída com auxílio do arquivo denominado “fmask” (*Function of Mask*) disponibilizado juntamente com os demais arquivos processados pelo software LEDAPS e a partir do qual foi possível isolar a cobertura de nuvens e sombra de nuvens. A banda “sr_cfmask” foi originalmente desenvolvida pela Universidade de Boston em MATLAB (*Matrix Laboratory*) para automatizar a criação de máscaras de nuvens, sombra de nuvens e neve para imagens Landsat TM e ETM+, sendo posteriormente traduzido no código aberto “C” pela USGS EROS Center (USGS, 2015).

Em relação às técnicas de processamento de imagens testadas para o mapeamento das florações de algas, foram utilizados os índices de vegetação NDVI, SAVI e MSAVI derivados das imagens *Landsat Surface Reflectance*, processados sob demanda pelo software LEDAPS e com resolução espacial de 30 metros. Nas Equações 3.1, 3.2 e 3.3 apresentam-se as fórmulas utilizadas para a geração de cada índice:

Equação 3.1:

$$NDVI = \frac{B4 - B3}{B4 + B3}$$

Equação 3.2:

$$SAVI = \left(\frac{B4 - B3}{B4 + B3 + 0,5} \right) * 1,5$$

Onde 0,5 = fator de correção do brilho do solo (L).

Equação 3.3:

$$MSAVI = \frac{(2 * B4 + 1 - \sqrt{(2 * B4 + 1)^2 - 8 * (B4 - B3)})}{2}$$

Após a importação das bandas relativas ao NDVI, SAVI e MSAVI para o banco de dados no Spring foi realizado o georreferenciamento das mesmas e o recorte da área alagada e cobertura de nuvens. Na sequência, obtiveram-se os valores dos índices de vegetação para posteriormente correlacioná-los com as variáveis limnológicas opticamente ativas e não opticamente ativas. Empregou-se uma matriz de 3 pixels x 3 pixels, centralizada nos pixels correspondentes aos pontos amostrais determinados pelo DMAE (EBABs). Após a obtenção

da média dos valores coletados em cada ponto, foi realizada a correlação com as variáveis limnológicas e a aplicação do teste *t* de Student para avaliar a significância das correlações obtidas, levando-se em consideração o número de pontos amostrais.

No trabalho desenvolvido por Braga (1998) a extração dos dados em duas estações amostrais foi realizada fora dos locais exatos da amostragem em campo por estes estarem muito próximos das margens do corpo lagunar, evitando, assim, a inclusão de informações contaminadas por alvos terrestres. Para o Lago Guaíba foi necessário realizar o mesmo procedimento nas estações Ilha da Pintada e Moinhos de Vento/São João, deslocando a amostragens para o interior do corpo d'água.

Para a conversão das imagens de NDVI em mapas temáticos empregou-se a ferramenta “Fatiamento”, que permitiu definir o intervalo entre as fatias dos valores de NDVI e a associação delas com as classes temáticas, às quais foram atribuídas previamente cores e nomes. Os mapas temáticos de NDVI foram exportados em formato TIFF e finalizados no QGis, onde adicionou-se título, legenda, escala, norte e grade de coordenadas. Para as imagens Landsat 7/ETM+ foi necessário realizar um procedimento adicional, com o intuito de corrigir uma falha registrada no sensor após maio de 2003, quando o hardware apresentou avarias e começou a operar com o espelho corretor de linha (SLC) desligado, gerando linhas sem imageamento conhecidas como “*gaps*”. No Envi 4.8 foi utilizado o algoritmo denominado “*Gapfill*” para a correção destas falhas. Após a correção das bandas de reflectância de superfície, gerou-se o NDVI das imagens Landsat 7/ETM+ a partir das bandas 3 e 4, utilizando a ferramenta “*Transform*” do Envi 4.8.

Outro procedimento realizado foi a conversão dos valores de NDVI em classes de concentração de clorofila-a utilizando o modelo empírico ($Y = 237x + 6,5$) desenvolvido por Londe (2008), onde *Y* é a concentração de clorofila e *x* o valor de NDVI obtido na imagem. O mapeamento das classes de NDVI foi feito a partir das ferramentas do Spring denominadas “Fatiamento” e “Associação de Fatias-Classes”, que permitiram converter os intervalos de classe do NDVI em concentração de clorofila, com o mapeamento da distribuição espacial de florações de algas.

Outra técnica de processamento aplicada às imagens foi o Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME). A partir da ferramenta “Modelo de Mistura” presente no software Spring, gerou-se um modelo de mistura para cada imagem de satélite, levando em consideração as bandas 1 a 5, já convertidas para reflectância, conforme a Equação 3.4. Empregou-se o Método dos Mínimos Quadrados Ponderados para a geração das imagens-fração “Fitoplâncton”, “TSS” e “Água”, tendo como base amostras (*end-members*) coletadas na

própria imagem. As amostras coletadas foram aquelas que apresentavam o comportamento espectral mais semelhante ao apresentado na literatura para uma amostra de água com altas concentrações de fitoplâncton (Chl-a), altas concentrações de partículas inorgânicas (TSS), ou então o comportamento semelhante ao da água limpa, com baixa reflectância nos comprimentos de onda do visível e reflectância nula nos comprimentos do infravermelho.

Equação 3.4:

$$ri = a. \textit{fitoplâncton}(i) + b. \textit{TSS}(i) + c. \textit{água}(i) + ei$$

Onde: ri é a resposta do pixel na banda (i); a é a proporção de fitoplâncton; b é a proporção de TSS; c é a proporção de água; $\textit{fitoplâncton}$ é a resposta espectral do componente fitoplâncton na banda (i); \textit{TSS} é a resposta espectral do componente TSS na banda (i); $\textit{água}$ é a resposta espectral do componente água na banda (i); ei é o erro na banda (i), sendo (i) as bandas do satélite Landsat/TM5.

De acordo com SPRING (2012) a escolha da assinatura espectral dos elementos considerados como componentes da mistura é crítica para a estimação correta das proporções. Desta forma foi necessário proceder uma “varredura” nas imagens e utilizar composições coloridas entre diferentes bandas a fim de selecionar os pixels mais representativos da resposta espectral dos constituintes escolhidos. Após a geração das imagens-fração, estas foram associadas aos canais vermelho (R), verde (G) e azul (B), na seguinte sequência: TSS (R), Fitoplâncton (G) e Água (B). A cor resultante permitiu identificar a proporção de cada constituinte da água, bem como o constituinte predominante, uma vez que o MLME visa justamente estimar, através das respostas espectrais, a proporção de cada componente que se encontra linearmente combinado na imagem normal.

Outro dado obtido junto ao MLME foi o cálculo do erro médio para a estimação em cada banda. Este cálculo funciona como um indicador da adequação dos componentes selecionados e de suas assinaturas para a geração do modelo de mistura de uma determinada cena (SPRING, 2012). O erro para o MLME é dado pela Equação 3.5:

Equação 3.5:

$$\textit{erro}_k = b_k - (\textit{Prop FT} \cdot X + \textit{Prop TSS} \cdot Y + \textit{Prop AP} \cdot Z)$$

Onde: “erro_k” é o erro obtido para a banda k , b é a banda original k ; \textit{Prop} são as proporções de Fitoplâncton, TSS e Água Pura calculadas pelo modelo; X , Y e Z são os valores espectrais para as componentes puras Fitoplâncton, TSS e Água Pura.

A Análise por Componentes Principais foi realizada no software Envi 4.8, através da função “*Principal Components*”, calculada com base em uma matriz de covariância. De acordo com SPRING (2012), a geração de componentes principais é uma técnica de realce

que reduz ou remove a redundância espectral, produzindo um novo conjunto de imagens cujas bandas individuais apresentam informações não disponíveis em outras bandas. Foram utilizadas como imagens de entrada as imagens LEDAPS corrigidas atmosféricamente e corrigidas com o algoritmo “*Gapfill*”, para o caso das imagens Landsat 7/ETM+. Geraram-se cinco imagens de principais componentes e, na sequência, testou-se qual das principais componentes melhor destacava as variações espectrais das características da água.

Como apoio para a escolha da CP para a posterior classificação foi realizada a correlação das CPs com as variáveis limnológicas opticamente ativas obtidas pelo DMAE nas estações de bombeamento de água. Assim como foi feito para o NDVI, utilizou-se no cálculo da correlação a média dos valores de cada CP obtida a partir de uma matriz de 3x3 pixels centrada nas estações do DMAE. Escolhida a CP, esta foi submetida à classificação não-supervisionada IsoData, estipulando-se um mínimo de 3 classes temáticas e um máximo de 5, com área mínima de 3 pixels e com 3 interações.

De acordo com Crosta (1993), a classificação não-supervisionada baseia-se no princípio de que o software é capaz de identificar por si só as classes dentro de um conjunto de dados. O classificador IsoData ou Iseog agrupa regiões a partir de uma medida de similaridade entre elas, caracterizadas por seus atributos estatísticos de média, matriz de covariância e também pela área. A medida de similaridade utilizada consiste na distância de Mahalanobis entre a classe e as regiões candidatas à relação de pertinência com esta classe (SPRING, 2012). Em razão da técnica usada nesse processo, os padrões são geralmente referidos como “*clusters*” (agrupamentos ou nuvens) e as classes são determinadas pela análise de agrupamentos (“*cluster analysis*”). De acordo com o número de interações definido, recalculam-se e reclassificam-se os pixels, considerando-se os novos valores médios, aumentando a confiabilidade da classificação.

Em função da presença de ruídos, a imagem classificada foi posteriormente submetida à pós-classificação denominada “*Clump Classes*”, na qual aglutinou-se pixels a partir de uma máscara de 2 linhas x 2 colunas. Por fim, realizou-se o cálculo da área de cada classe.

3.3 Definição dos pontos amostrais e frequência das coletas em campo

O recorte temporal da presente pesquisa abrangeu dados de dois períodos distintos: 1) o período entre 2012 e 2014, para o qual foram realizados três trabalhos de campo com coletas espectrais e limnológicas na porção norte do lago, e que objetivou identificar as características ópticas da água, uma vez que não houve floração; 2) o período entre os anos de

2005 e 2012, para o qual foram utilizadas imagens dos sensores dos satélites Landsat 5 e 7 e dados limnológicos coletados pelo DMAE em cinco pontos amostrais e que teve como objetivo mapear as florações de algas ocorridas.

Para a realização dos trabalhos de campo no Lago Guaíba definiram-se 16 pontos amostrais, nos quais foram realizadas coletas de dados limnológicos e espectrais (Figura 3.5). A localização destes pontos foi feita com base na classificação não-supervisionada de uma imagem do satélite Landsat5/TM de 05 de maio de 2011, na qual identificaram-se massas de água com distintas características ópticas no interior do lago. Além disso, os pontos foram alocados priorizando-se áreas com registros prévios de florações, e a influência direta das atividades humanas nas características da água, especialmente próximo à orla da área urbana de Porto Alegre. Em virtude da considerável área do Lago Guaíba e das limitações técnicas e financeiras, a abrangência dos pontos amostrais ficou limitada entre a Usina do Gasômetro em Porto Alegre e a área urbana do município de Guaíba.

Foram realizados três trabalhos de campo para a coleta de dados ambientais, limnológicos e espectrais: o primeiro, em 07 de março de 2012; o segundo, em 09 de maio de 2013 e o terceiro, em 17 de abril de 2014. Embora tenha-se buscado realizar os trabalhos de campo nos meses em que havia registro de florações nos dados históricos, em nenhum dos trabalhos de campo esta situação se concretizou. Mesmo assim, a coleta de dados serviu para melhor compreender as características limnológicas do lago e seus efeitos nos dados espectrais.

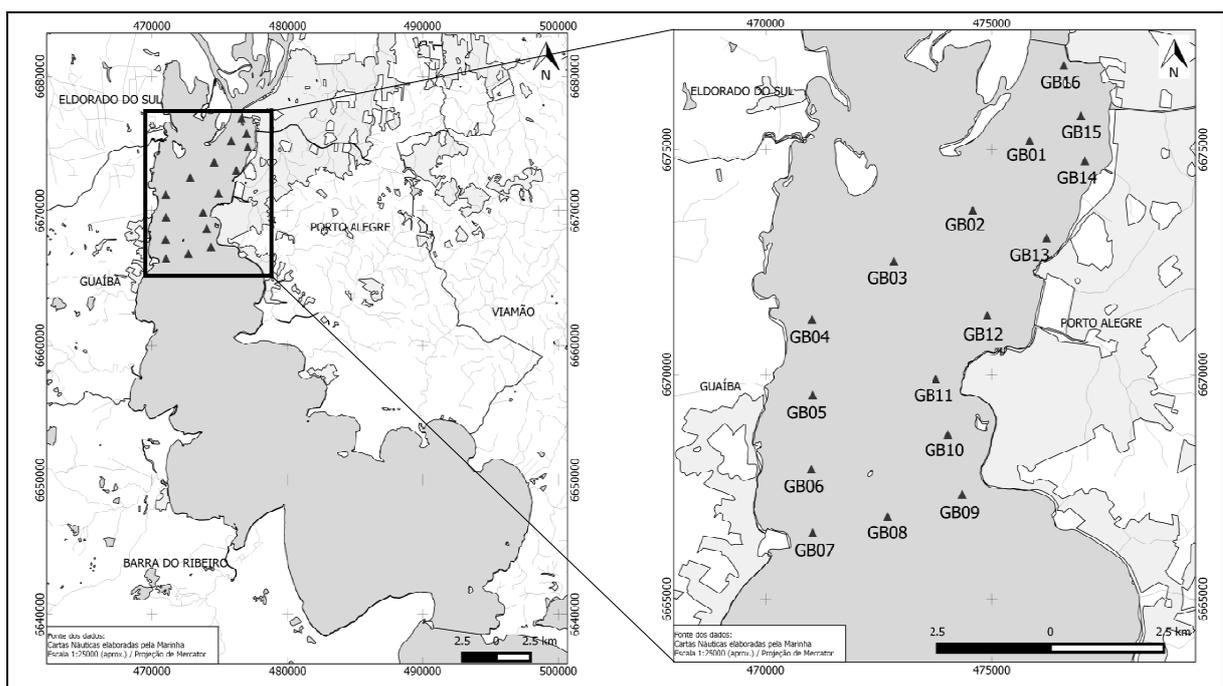


Figura 3.5 - Mapa dos pontos amostrais utilizados nos trabalhos de campo no Lago Guaíba.

3.4 Coletas limnológicas

A etapa de coleta de dados limnológicos contou com a infraestrutura pertencente ao laboratório de Geotecnologias da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), o qual dispõe de vários equipamentos e utensílios para a coleta e análise da água. Em todos os pontos amostrais foram coletadas informações como: coordenadas do ponto amostral (GPS); temperatura da água (termômetro digital); transparência da água (disco de Secchi); temperatura e umidade do ar; velocidade e direção do vento (termo-higro-anemômetro-luxímetro digital); profundidade da coluna d'água (ecobatímetro); fotografias da água, do céu e das margens do lago; cor da água; rugosidade da superfície e condições do tempo (observação visual). A coleta da água em cada ponto amostral foi realizada em sub-superfície, na profundidade aproximada de 30 cm, com a utilização de recipientes devidamente numerados com um litro de capacidade e que foram mantidos em recipientes térmicos e escuros até a chegada ao laboratório de limnologia.

Também foram realizadas medidas com o sensor multiparâmetros Horiba e o sensor Trilux. O sensor Horiba fornece as seguintes medidas: temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido, salinidade, Sólidos Dissolvidos Totais – TDS, turbidez, condutividade elétrica, Potencial de Óxido Redução - ORP e profundidade da amostragem em relação à superfície (HORIBA, 2013). O sensor portátil Trilux é um fluorímetro digital óptico que realiza medidas *in situ* dos pigmentos fitoplanctônicos clorofila-a, ficocianina e ficoeritrina, presentes em diferentes classes de fitoplâncton. A faixa de medição do Trilux é de 0 a 100 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (configurável até 500 $\mu\text{g.L}^{-1}$) e sua resolução é de até 0,01 $\mu\text{g.L}^{-1}$ para a clorofila-a, 0,002 $\mu\text{g.L}^{-1}$ para a ficoeritrina e 0,001 $\mu\text{g.L}^{-1}$ para a ficocianina. O Trilux opera sob o princípio da absorção da luz na forma de energia pelos pigmentos, que rapidamente transferem à clorofila-a, dando início ao processo de fotossíntese. Uma parte desta energia absorvida é reemitida como fluorescência de clorofila-a, sendo então captada pelo sensor óptico do Trilux. Os demais parâmetros (ficoeritrina e ficocianina) são lidos em outras frequências de emissão de energia (AGSOLVE, 2013). O sensor Trilux foi utilizado somente no trabalho de campo realizado em 2013.

As variáveis limnológicas determinadas em laboratório a partir das amostras de água coletadas em campo foram aquelas relacionadas aos COAs: concentração de clorofila-a (Chl-a) e o Total de Sólidos em Suspensão (TSS) que corresponde à quantidade de sedimentos orgânicos e inorgânicos presentes na água. A obtenção dos valores de TSS se deu conforme descrito em Wachholz (2007). O primeiro procedimento consistiu na filtragem da água

coletada em cada ponto amostral com uso de bomba de vácuo de 300 mL. Foram utilizados filtros de celulose (indicado para análises microbiológicas, Marca Millipore – HAWG04700) constituídos por membranas de celulose com porosidade certificada de 0,45 µm e diâmetro de 47 mm (MILLIPORE, 2013). Antes da filtração os filtros passaram por uma secagem inicial de 24 horas em estufa bacteriológica a uma temperatura de 50°C para a perda da umidade, sendo na sequência pesados em balança analítica com acurácia de 0,0001 g. Com a pesagem dos filtros obteve-se o Peso Inicial (Pi). Após a filtração da água, os filtros retornam para a estufa, onde permaneceram por 24 horas a 50°C. Posteriormente os filtros foram pesados na mesma balança, obtendo-se o Peso Final (Pf). Determinou-se então o TSS na unidade mg.L⁻¹ com base na Equação 3.6.

Equação 3.6:

$TSS = \left(\frac{Pf - Pi}{V} \right) \cdot 1000$	<p>Onde: <i>TSS</i> = Total de Sólidos em Suspensão <i>Pf</i> = Peso Final (g) <i>Pi</i> = Peso Inicial (g) <i>V</i> = Volume filtrado (L).</p>
---	---

A Chl-a foi determinada em laboratório conforme método apresentado por Yunes e Araújo [s/d] com base em Mackinney (1941), Paranhos (1996) e Chorus (1999). Os autores explicam que após a coleta da água no reservatório, as amostras devem ser mantidas resfriadas numa caixa de armazenamento até chegarem ao laboratório. Caso não puderem ser filtradas imediatamente, deverão ficar mantidas no escuro e sob refrigeração, por não mais que 8 horas. Os procedimentos de filtração e extração de pigmentos devem ser realizados sempre sob fraca iluminação. Para a filtração deve ser utilizado um filtro de celulose de 47 mm de diâmetro e 0,45 µm de porosidade. O volume da amostra deve ser despejado até que o filtro não permita mais a passagem da amostra, ou seja, alcançado um volume previamente estabelecido (a filtração não deve demorar mais de 15 minutos). O filtro então deve ser removido e colocado sobre um papel absorvente para retirar a umidade. Se a extração dos pigmentos não for feita na sequência deve-se enrolar os filtros em papel alumínio (dobrá-los ao meio com os pigmentos voltados para dentro) e congelá-los por no máximo 3 meses.

Para a extração dos pigmentos deve-se colocar os filtros dentro de frascos, adicionar 10 mL de metanol, tampar, enrolar em papel alumínio e refrigerar os frascos por cerca de 12 a 24 horas. Para a leitura no espectrofotômetro deve-se retirar os filtros da refrigeração, retirar o sobrenadante com uma pipeta e colocar as amostras nas cubetas do espectrofotômetro. Com base em Mackinney (1941), Yunes e Araújo [s/d] explicam que a absorvância da Chl-a ocorre

em 663 nm e a turbidez das células das cianobactérias em 750 nm. Para o cálculo da concentração de clorofila em $\mu\text{g.L}^{-1}$ é levado em consideração as medições do espectrofotômetro, o volume de pigmentos extraídos e o volume filtrado. Nos experimentos realizados utilizou-se espectrofotômetro com faixa de operação entre 325 a 1000 nm. A Equação 3.7 foi utilizada para a determinação da Chl-a:

Equação 3.7:

$\text{Chl-a (mg/L)} = \frac{A(663-750) \times 12,63 \times VE \times 1000}{VF}$	<p>Onde:</p> <p>A = Absorbância em 663 e 750 nm</p> <p>12,63 = Constante</p> <p>VE = Volume Extração (mL) - metanol</p> <p>VL = Volume Filtrado (mL) – água</p>
--	---

3.5 Coletas espectrais

As medidas do fator de reflectância da água nos pontos amostrais foram realizadas com o auxílio do espectrorradiômetro portátil *FieldSpec® HandHeld*, com faixa de operação entre 325 e 1075 nm, resolução espectral de 3 nm e campo de visada de 25° (ASD, 2009). Antes de cada medida da água realizou-se a leitura da radiância de uma placa de referência Spectralon com reflectância aproximada a de uma superfície lambertiana perfeita (100% de reflectância), a fim de calibrar o sensor (STEFFEN et al., 1996). Os espectros foram obtidos nas mesmas condições de observação, com o espectrorradiômetro posicionado dentro do barco, acima de um metro da superfície da água, de forma perpendicular à direção do Sol e com uma inclinação de 45° do sensor em relação à vertical (MILTON, 1987). A configuração aproximada da coleta com dados espectrorradiométricos pode ser visualizada na Figura 3.6.

Nos três trabalhos de campo houve condições de tempo adequadas para as medidas espectrais: a) domínio do fluxo solar direto no campo de irradiação, ou seja, com o mínimo de nuvens possível, já que a radiação difusa aumenta o albedo pelo seu efeito aditivo, e b) menor quantidade de vento possível, visto que este provoca a rugosidade da superfície da água e compromete a interpretação dos espectros obtidos (MILTON, 1987; PEREIRA FILHO et al., 2005).

De acordo com Milton (1987), o fator de reflectância de uma amostra é a razão entre a sua radiância e a radiância de uma superfície lambertiana ideal, nas mesmas condições de iluminação e geometria. O fator de reflectância espectral depende das propriedades da amostra, da geometria de iluminação e da faixa espectral utilizada. Além disso, o ideal é que a cobertura de nuvens seja de no máximo 20% (STEFFEN et al., 1996).

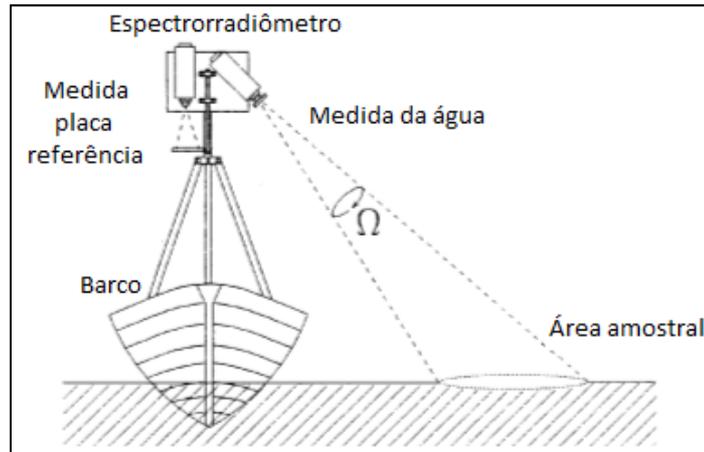


Figura 3.6 - Geometria de aquisição dos dados espectrorradiométricos em superfícies aquáticas.

Fonte: Adaptado de Steffen et al. (1996).

Após a coleta e download dos espectros de reflectância, estes foram processados no software SAMS - *Spectral Analysis and Management System* (UNIVERSITY OF CALIFORNIA, 2012), com a sua suavização pelo método Savitzky-Golay (PRESS et al., 1992). Este método de suavização apresenta vantagens em relação ao método de suavização por média móvel – mais comumente utilizado nos processamentos espectrais – porque tende a preservar as características dos dados, como altura e largura dos picos e depressões, medidas usualmente alteradas pela média móvel (LONDE, 2008). A suavização dos espectros faz-se necessária para remover pequenos ruídos que podem vir a ser confundidos com feições espectrais próprias dos alvos.

Para a interpretação dos resultados obtidos, inicialmente procedeu-se com a observação direta das curvas espectrais a fim de identificar a influência dos componentes opticamente ativos na forma apresentada pelos espectros de reflectância. Logo após foi realizada a derivação de primeira ordem dos espectros de reflectância, uma vez que esta técnica elimina possíveis sinais de fundo, resolve feições espectrais sobrepostas e aumenta o contraste espectral e a precisão das estimativas (ZHANG et al., 2004; LONDE et al., 2005), tendo sido utilizada em várias pesquisas (BRAGA, 1998; GOODIN et al., 1993; ZHANG et al., 2004; BARBOSA, 2005; LONDE et al., 2005; RUDORFF, 2006; LONDE, 2008).

Após o processamento dos dados espectrais, foi realizada a integração dos espectros de reflectância e das derivadas de primeira ordem com os dados limnológicos através da geração de correlogramas. Os valores de reflectância em cada comprimento de onda dos 16 espectros foram correlacionados com as concentrações de cada uma das variáveis limnológicas opticamente ativas obtidas nos pontos amostrais, gerando gráficos denominados

correlogramas, nos quais o eixo “y” expressa a correlação (variando de -1 a 1) e eixo “x” os comprimentos de onda (de 400 a 900 nm). Posteriormente foi aplicado o teste de hipótese *t* de Student, que permitiu identificar o limite das correlações estatisticamente significativas.

Outra técnica utilizada foi a razão de bandas, a qual serve para realçar intensamente as diferenças espectrais de um par de bandas (ou comprimentos de onda), caso da razão infravermelho próximo/vermelho (conhecida como NIR/RED), que tem sido utilizada por muitos autores para a estimativa de concentrações de clorofila-a (MITTENZWEY et al., 1992; CROSTA, 1993; GITELSON et al. 1993; RUNDQUIST et al., 1996; TREES et al., 2000; LONDE et al., 2006). Foi realizada a razão entre os comprimentos de onda 731 nm (pico de reflectância no infravermelho próximo relacionado à clorofila-a) e 675 nm (feição de absorção da clorofila-a) e também a simulação das bandas espectrais TM3 e TM4, a partir da média dos valores de reflectância dos espectros nos comprimentos de onda que abrangem cada banda. A partir das bandas simuladas foi realizada a razão das bandas TM4/TM3 e gerado o NDVI, correlacionando-se, na sequência, os valores resultantes com as concentrações de clorofila-a nos pontos amostrais. Para ampliar a análise do potencial de utilização da razão de bandas para a estimativa da clorofila-a, também foram realizadas razões para dados espectrais coletados no reservatório da UHE de Passo Real em outubro de 2009 e março de 2010. Este reservatório está situado na região central do RS, em um barramento construído sobre o rio Jacuí.

Com a aplicação das referidas técnicas e o uso de análises de regressão foi possível obter algoritmos empíricos. A precisão destes, para a estimativa de clorofila-a, foi calculada através da Raiz do Erro Médio Quadrático (REMQ ou RMSE). De acordo com Heleno (2009) e Oliveira (2009), os modelos empíricos são amplamente utilizados com dados de sensores de baixa resolução espectral (Landsat, por exemplo) e têm como principal vantagem a simplicidade e rapidez no processamento dos dados, condição importante quando se deseja obter informações de uma grande base de dados, caso das imagens de satélite.

3.6 Dados limnológicos e variáveis ambientais complementares

O Departamento Municipal de Águas e Esgoto (DMAE) pertencente à Prefeitura de Porto Alegre disponibilizou dados limnológicos coletados entre os anos de 2004 e 2012 em cinco Estações de Bombeamento de Água Bruta (EBABs), para os meses de dezembro, janeiro, fevereiro, março e abril, quando há maior incidência da ocorrência de florações. As variáveis disponibilizadas e os métodos de obtenção das mesmas são descritos na Tabela 3.2.

Conforme APHA (2012), a turbidez na água é causada pelo material suspenso ou coloidal como: argila, silte, materiais orgânicos e inorgânicos finos, plâncton e outros organismos microscópicos. A turbidez é uma expressão das propriedades ópticas que faz com que a luz seja dispersa e absorvida em vez de ser transmitida pela amostra. O método nefelométrico utilizado pelo DMAE é baseado na comparação da intensidade da luz dispersa pela amostra em determinadas condições com a intensidade da luz dispersa em uma referência padrão de dispersão, sob as mesmas condições. Usa-se como referência um polímero de formazina com determinada concentração e turbidez definida como 4000 NTU (*Nephelometric Turbidity Units*) (APHA, 2012).

Tabela 3.2 – Variáveis limnológicas determinadas pelo DMAE

Variável limnológica	Unidade	Método de obtenção
Temperatura do ar	°C	Termômetro de álcool
Temperatura da água	°C	Termômetro de álcool
Profundidade	m	Corda graduada com peso
Transparência da água	cm	Disco de Secchi
Turbidez*	NTU	Nefelométrico
Resíduos não filtráveis a 105°C (Total de Sólidos Suspensos - TSS)*	mg.L ⁻¹	Gravimétrico
Potencial hidrogeniônico - pH	-	Eletrométrico
Condutividade elétrica	µS.cm ⁻¹	Eletrométrico
Clorofila-a*	µg.L ⁻¹	Espectrofotométrico
Feofitina*	µg.L ⁻¹	Espectrofotométrico
Cianobactérias (CYANOPHYTA) *	Org.mL ⁻¹ (=ind.mL ⁻¹)	Câmaras de Sedgwick-Rafter
Algas verdes (CHLOROPHYTA) Obs.: sem flagelos na fase vegetativa*	Org.mL ⁻¹ (=ind.mL ⁻¹)	Câmaras de Sedgwick-Rafter
Diatomáceas (BACILLARIOPHYTA) *	Org.mL ⁻¹ (=ind.mL ⁻¹)	Câmaras de Sedgwick-Rafter
Flagelados Pigmentados*	Org.mL ⁻¹ (=ind.mL ⁻¹)	Câmaras de Sedgwick-Rafter
Fitoplâncton total (Soma das Cianobactérias + Algas verdes + Diatomáceas + Flagelados Pigm.)*	Org.mL ⁻¹ (=ind.mL ⁻¹)	Câmaras de Sedgwick-Rafter

* Variáveis opticamente ativas.

Os resíduos não filtráveis a 105°C (Total de Sólidos Suspensos - TSS) correspondem à porção do resíduo total retida no filtro de porosidade conhecida (2,0 µm ou menos). Para a sua determinação o DMAE segue o método descrito em APHA (2012), no qual uma amostra de volume conhecido é filtrada através de um filtro de fibra de vidro de peso conhecido e o resíduo retido no filtro é secado em estufa entre 103 e 105°C durante 1 hora, sendo posteriormente pesado novamente. O acréscimo de peso no filtro após a filtração e secagem

representa o Total de Sólidos Suspensos. A fórmula utilizada para a sua determinação encontra-se na Equação 3.8.

Equação 3.8:

$TSS = \frac{(A - B) * 1000}{Volume\ filtrado\ (mL)}$	<p>Onde: A: peso do filtro + resíduo seco (mg) B: peso do filtro (mg)</p>
---	---

A identificação e contagem dos organismos fitoplanctônicos realizada pelo DMAE utilizou o método das Câmaras de Sedgwick-Rafter. Estas câmaras possibilitam rápidas contagens dos organismos microfitoplanctônicos, especialmente os maiores do que 50 µm (que não constituem o nanoplâncton) (APHA, 2012). Os grupos identificados foram: Cianobactérias (Cyanophyta); Algas verdes (Chlorophyta), sem flagelos na fase vegetativa; Diatomáceas (Bacillariophyta) e Flagelados Pigmentados.

Em relação a estes grupos, Esteves (2011) explica que as cianobactérias tem seu nome originado a partir de um dos seus principais pigmentos, a ficocianina, que, junto com os demais pigmentos, confere ao organismo coloração azul-esverdeada. As cianobactérias incluem formas unicelulares e coloniais, geralmente protegidas por uma bacia mucilaginosa bem desenvolvida. Este grupo possui cerca de 150 gêneros e cerca de 2.000 espécies, sendo que a maior parte destas é de água doce. A classe Chlorophyceae (algas verdes) é a mais frequente no fitoplâncton de água doce. Possui cerca de 8.000 espécies conhecidas, sendo que 90% em ambientes lacustres, habitando, preferencialmente lagos mesotróficos e eutróficos. As diatomáceas (Bacillariophyta) constituem o maior grupo de algas eucarióticas, com cerca de 100.000 espécies descritas, em sua maioria, unicelulares, mas podem formar colônias filamentosas, desprovidas de flagelos. Os flagelos pigmentados são comumente encontrados em água doce, especialmente aqueles enriquecidos com matéria orgânica. São organismos unicelulares ou flagelados, totalizando 930 espécies e 45 gêneros de água doce.

Também foram obtidas informações sobre variáveis ambientais complementares: precipitação pluviométrica, nível da água e direção/velocidade do vento. Os dados de precipitação e vento foram obtidos no site do Centro de Previsão do Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC, 2014) e são relativos à estação meteorológica convencional nº 83967, situada nas proximidades da EBAB Moinhos de Vento/São João (Figura 1.1). Foram utilizados dados da precipitação acumulada nos 12 meses e nos 30 dias anteriores à data das imagens de satélite selecionadas. Os dados relativos ao nível do Guaíba foram adquiridos no site do Sistema Metroclima, pertencente ao Centro Integrado de Comando da Cidade de Porto Alegre (CEIC) (PREFEITURA DE PORTO ALEGRE, 2014a) e referem-se a medições

realizadas na Ilha da Pintada. Usaram-se as medidas do nível do Guaíba nos 30 dias anteriores à data das imagens de satélite selecionadas e as medidas do nível médio histórico mensal calculadas pelo Metroclima. Para os trabalhos de campo realizados no Lago Guaíba em 07 de março de 2012, 09 de maio de 2013 e 17 de abril de 2014, foram utilizados os acumulados médios mensais de precipitação no Lago Guaíba nos 12 meses anteriores à data do trabalho de campo (CPTEC, 2014) e a média histórica de precipitação acumulada mensal obtida no site da Prefeitura de Porto Alegre (2014). Também foi utilizada a precipitação e a velocidade média diária do vento para os 30 dias anteriores ao trabalho de campo, obtidas no CPTEC (2014).

3.7 Criação do banco de dados geográfico

A montagem do banco de dados geográficos relativo à pesquisa foi realizada no *software* livre SPRING (Sistema de Processamento de Informações Geográficas), versão 5.2.6, desenvolvido pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). O banco de dados foi montado no Sistema Gerenciador de Banco de Dados (SGBD) DBase, na projeção Universal Transversa de Mercator (UTM), associada ao *datum* WGS84. Parte do processamento das imagens de satélite foi realizado no software Envi 4.8, e algumas tarefas executadas no SIG QuantumGis Desktop (versão 2.4.0). O SPRING, enquanto SIG, permitiu a importação dos dados processados em outros softwares e o tratamento computacional dos dados que compuseram o banco de dados geográficos, dentre os quais as imagens de satélite, dados coletados com GPS, dados limnológicos, dados relativos aos aspectos ambientais da área, mapas sistemáticos e temáticos, dados matriciais e/ou vetoriais, todos associados a um sistema de referência espacial (georreferenciados). Com este SIG foi possível integrar as várias informações, bem como consultar, recuperar, visualizar e plotar o conteúdo da base de dados geográficos (CÂMARA, 2005).

3.8 Relação das florações com o ambiente aquático e terrestre

A última etapa metodológica correspondeu à análise integrada dos dados limnológicos e espectrais de campo e de satélite, na busca de inferir possíveis relações entre as florações e os ambientes aquático e terrestre. Nesta etapa, dados auxiliares como a precipitação pluviométrica na bacia hidrográfica, as formas de uso e ocupação do solo predominantes, bem como dados socioeconômicos e ambientais foram utilizados para a interpretação dos resultados obtidos.

4 RESULTADOS

4.1 Dados limnológicos

4.1.1 Resgate histórico das florações de algas no Lago Guaíba entre os anos de 1971 e 2012

As pesquisas relacionadas ao fitoplâncton no Lago Guaíba versam principalmente sobre: as variações anuais e sazonais destes organismos e da clorofila-a (DMAE, 2012; MAIZONAVE et al., 2009), a identificação dos principais gêneros e espécies fitoplanctônicas (MAIZONAVE et al., 2009; RODRIGUES et al., 2007) e os prováveis fatores que favorecem a proliferação de algas (ANDRADE, 2010; DMAE, 2012; MAIZONAVE et al., 2009; RODRIGUES et al., 2007). Em outras pesquisas, as áreas de estudo foram os sistemas aquáticos localizados à montante e à jusante do Lago Guaíba: o delta do Rio Jacuí e a Lagoa dos Patos, respectivamente (ABREU et al., 2010; ODEBRECHT et al., 2010; RODRIGUES et al., 2007; SEELINGER, 2010; YUNES, 2009). Ambos os sistemas são importantes, uma vez que se encontram interligados ao Lago Guaíba e podem auxiliar na compreensão dos processos de floração e das características limnológicas apresentadas pela água.

Apesar da ocorrência de florações de algas no Lago Guaíba ter se intensificado nas últimas duas décadas, há registros mais antigos destes eventos, como uma floração da clorócea *Chlamydomonas* spp. em dezembro de 1971 e outra da cianobactéria *Anabaena* sp. em dezembro de 1972 (MAIZONAVE et al., 2009). Na Tabela 4.1 são apresentadas as florações de cianobactérias verificadas pelo DMAE nas estações de captação de água do Guaíba (EBABs), nas quais foram detectados sabor e odor de terra na água distribuída (DMAE, 2012). É possível verificar que a partir do ano de 2004 ocorreu uma intensificação das florações, as quais ocorreram majoritariamente nos meses de verão e início do outono. Segundo Amorim e Melo (2012), no período entre 2003 e 2012, em apenas um ano as cianobactérias não proliferaram-se no Guaíba, o que comprova a intensificação e recorrência do evento. Na Figura 4.1 são apresentadas algumas fotos publicadas em jornais de Porto Alegre e que demonstram a característica da água do Guaíba durante as florações. A imprensa local costuma dar destaque a estes episódios, especialmente em função das alterações da cor da água no lago (Guaíba Verde) e do sabor e odor da água tratada.

Tabela 4.1- Tabela de incidências de algas observadas pelo DMAE no período entre 1998 a 2012, com problemas significativos de odor e sabor de terra na água distribuída*.

MÊS	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ	CAPTAÇÕES
1998													Menino Deus
													Belém Novo
													Tristeza
													Ilha da Pintada
1999													Sem ocorrências
2000													Menino Deus
													Belém Novo
													Tristeza
													Ilha da Pintada
2001													Sem ocorrências
2002													Menino Deus
													Belém Novo
													Tristeza
													Ilha da Pintada
2003													Sem ocorrências
2004													Menino Deus
													Belém Novo
													Tristeza
													Ilha da Pintada
2005													Menino Deus
													Belém Novo
													Tristeza
													Ilha da Pintada
													Moinhos Vento**
2006													Menino Deus
													Belém Novo
													Tristeza
													Ilha da Pintada
													Moinhos Vento**
2007													Menino Deus
													Belém Novo
													Tristeza
													Ilha da Pintada
													Moinhos Vento**
2008													Menino Deus
													Belém Novo
													Tristeza
													Ilha da Pintada
													Moinhos Vento**
2009													Menino Deus
													Belém Novo
													Tristeza
													Ilha da Pintada
													Moinhos Vento*
2010													Sem ocorrências
2011													Menino Deus
													Belém Novo
													Tristeza
													Ilha da Pintada
													Moinhos Vento**
2012													Menino Deus
													Belém Novo
													Tristeza
													Ilha da Pintada
													Moinhos Vento**

*Nos períodos apontados houve a necessidade da aplicação de carvão ativado e posteriormente do dióxido de cloro e do peróxido de hidrogênio. ** Floração estimada a partir da concentração de Chl-a das demais EBABs.

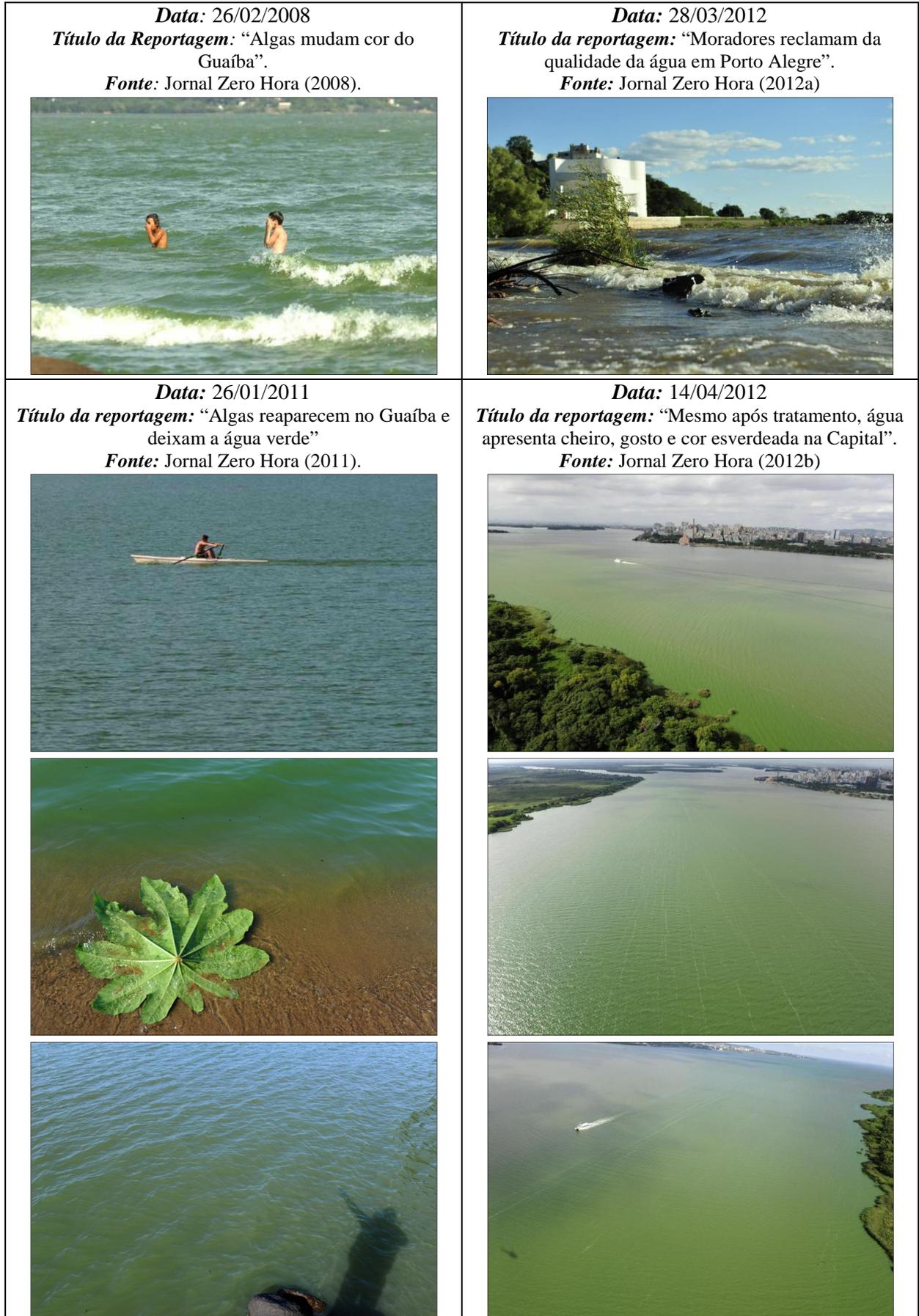


Figura 4.1 – Fotografias obtidas durante episódios de florações de algas no Lago Guaíba.

Na Figura 4.2 apresenta-se a concentração média e máxima da clorofila-a (Chl-a) para cada EBAB no período entre 2004 e 2012, calculada a partir de amostragens realizadas nos meses de janeiro, fevereiro, março, abril e dezembro de cada ano (DMAE, 2012). A Chl-a é um dos principais pigmentos responsáveis pela fotossíntese e o conhecimento de sua concentração tem sido utilizada para determinar a biomassa da comunidade fitoplanctônica e para caracterizar ambientes aquáticos (CALIJURI et al., 2006; ESTEVES, 2011). A Chl-a é utilizada também para auxiliar na determinação do grau de trofia de um corpo hídrico. De acordo com Tundisi (2008), para lagos oligotróficos, mesotróficos e eutróficos, as concentrações de Chl-a variam entre: 0 a 4 $\mu\text{g.L}^{-1}$; 4 a 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$; e 10 a 100 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (respectivamente).

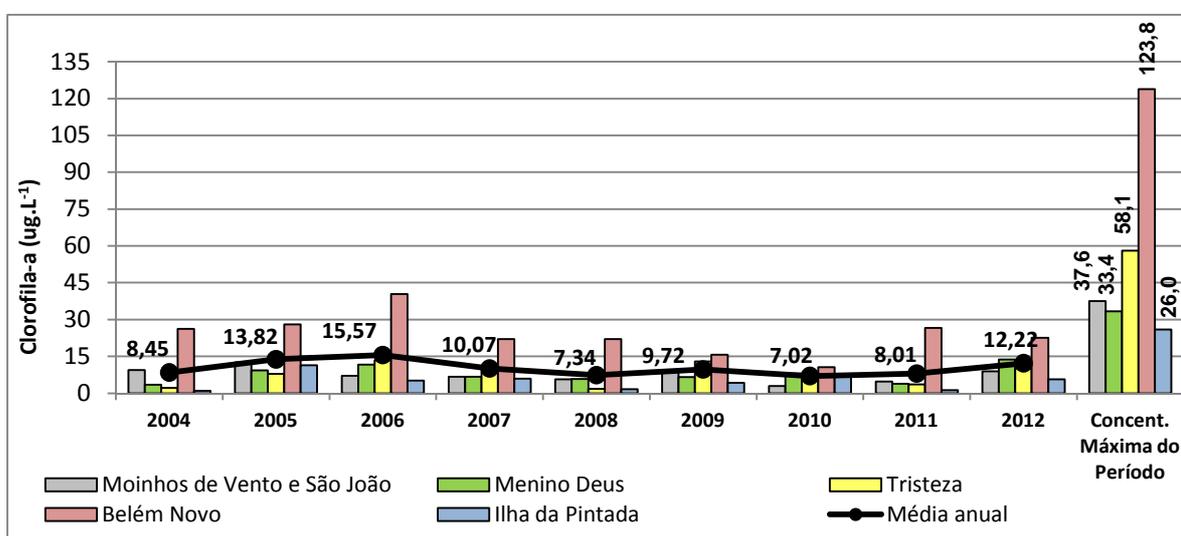


Figura 4.2- Concentração média e máxima da Chl-a obtida a partir de amostragens nos meses de janeiro, fevereiro, março, abril e dezembro, no período entre 2004 e 2012.

Ao observar o gráfico da Figura 4.2 verifica-se que, para todos os anos, a EBAB Belém Novo apresentou as maiores concentrações médias de Chl-a e também o maior valor máximo absoluto para o período analisado. Embora esta EBAB seja a mais distante em relação às demais e à área urbana de Porto Alegre o que poderia lhe conferir uma melhor qualidade da água, neste local as características hidromorfológicas são favoráveis ao desenvolvimento fitoplanctônico, especialmente a baixa profundidade média e a menor influência dos fluxos de água e dos ventos, tornando as águas mais calmas e transparentes, propícias às florações de cianobactérias, principalmente no verão (DMAE, 2012).

Em relação à concentração máxima de Chl-a das EBABs para o período entre 2004 e 2012, constata-se que as EBABs Moinhos de Vento/São João e Menino Deus apresentaram valores semelhantes e a Ilha da Pintada, por ser uma EBAB localizada em área de transição de

rio para lago e à montante de área urbana de Porto Alegre, apresentou o menor valor máximo de Chl-a. Considerando apenas as concentrações de Chl-a verificadas no período e na área de abrangência dos pontos amostrais, o Lago Guaíba poderia ser classificado entre mesotrófico e eutrófico, segundo Tundisi (2008).

Em relação à sazonalidade das florações, Maizonave et al. (2009) explicam que mais da metade dos principais eventos registrados entre 1977 e 2007 ocorreu nos meses de verão e início do outono, quando as temperaturas da água foram mais elevadas, superiores a 24°C. Porém, algumas florações de *Asterionella formosa*, *Microcystis* sp., *Aphanizomenon* sp. e *Rhodomonas minuta* v. *nannoplanctica* ocorreram no final do outono ou durante o inverno e, provavelmente, estiveram associadas a episódios de aquecimento e outras perturbações (MAIZONAVE et al., 2009).

Constatação importante obtida com o trabalho de Andrade (2010) é que em períodos de seca, ocorre um aumento da produção fitoplanctônica (clorofila-a) no Lago Guaíba devido ao aumento do tempo de detenção hidráulica. Entre fevereiro e abril de 2012, durante a ocorrência de um longo e intenso período de estiagem ocasionado pelo fenômeno La Niña, eventos de florações não tóxicas foram registrados e provocaram a alteração do gosto e do cheiro da água nos sistemas de abastecimento pertencentes às Estações de Tratamento de Água (ETAs) Belém Novo, Menino Deus e Tristeza (DMAE, 2012).

No que se refere aos principais gêneros ou espécies presentes nos eventos de florações no Lago Guaíba, Maizonave et al. (2009) identificaram, com base em levantamento realizado no período entre os anos de 1977 e 2007, que os principais gêneros ou espécies presentes nos eventos de florações foram representados pelas classes Cyanobacteria/Cyanophyceae, Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Cryptophyceae e Euglenophyceae. A classe Cyanobacteria/Cyanophyceae possui maior relevância por apresentar as espécies com potencial de produção de cianotoxinas (*Microcystis* sp., *Anabaena* sp., *Planktothrix isoethrix*, *Aphanizomenon* sp. e *Cylindrospermopsis raciborskii*, por exemplo). Todavia, as demais classes podem contribuir significativamente para a deterioração da qualidade da água.

Em relação ao gênero *Microcystis*, potencial produtor de hepatotoxinas, Cybis et al. (2006), verificaram que este foi o melhor representado no Lago Guaíba, com a presença de cinco espécies, com destaque para a espécie *Planktothrix isoethrix*, pela periodicidade e densidade de suas florações, que se estenderam ao longo do lago nos anos de 2004, 2005 e 2006. Quando há proliferação de cianobactérias, o DMAE emprega a tecnologia de carvão ativado e de agentes oxidantes (dióxido de cloro e peróxido de hidrogênio) na etapa de tratamento preliminar, com o objetivo de reduzir a quantidade de matéria orgânica e reduzir o

gosto e o odor oriundos de florações (DMAE, 2012). São utilizadas até seis toneladas de carvão por dia, o que eleva os custos do tratamento de R\$ 70,00 por mil metros cúbicos de água para R\$ 226,80 (AMORIM e MELO, 2012).

De acordo com DMAE (2012), no controle analítico realizado de forma sistemática, até o ano de 2012 não foi detectada substância tóxica oriunda de processos de floração desenvolvidos no Lago Guaíba e, por isso, a água distribuída não traz riscos ao consumidor, pois atende aos padrões de potabilidade preconizados na legislação vigente. Todavia, o DMAE reconhece as alterações nas qualidades organolépticas (sabor/odor) da água fornecida, uma vez que as florações promovem liberação de substâncias difíceis de serem removidas pelos processos convencionais de tratamento de água (DMAE, 2012). Conforme Amorim e Melo (2012), a permanência do gosto ruim na água após o seu tratamento é alvo de críticas tanto pelos usuários quanto por representantes da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (Abes), que entendem que a existência de gosto na água é inaceitável e mesmo que esta água não faça mal, não serve para consumo humano.

Com base em uma revisão de diversos estudos nacionais e internacionais, a Fundação Nacional de Saúde (FUNASA, 2003) afirma que a adsorção em carvão ativado e a pós-oxidação (oxidação após a remoção das células viáveis de cianobactérias) são dois processos considerados efetivos na remoção de cianotoxinas. Entretanto, este órgão alerta que concentrações significativas de cianotoxinas poderão estar presentes na água efluente caso o carvão utilizado já estiver parcialmente saturado por outras substâncias orgânicas (FUNASA, 2003).

Em relação ao emprego de agentes oxidantes (como o dióxido de cloro e peróxido de hidrogênio, utilizados pelo DMAE), FUNASA (2003) destaca que a seleção do ponto de aplicação (pré ou pós-oxidação) tem impactos sobre a efetividade de remoção de toxinas intra e extracelular. A pré-oxidação na água bruta pode causar a lise das células, liberando as toxinas para a água e por isso, o uso de oxidantes antes da remoção das células saudáveis deve ser analisado com muita precaução. Isso significa que o processo de tratamento de água em casos de florações é algo muito delicado, exige técnicas adequadas e um acompanhamento rigoroso da qualidade da água por parte das empresas e órgãos responsáveis, caso contrário, a população poderá ser exposta aos efeitos agudos e crônicos das cianotoxinas no organismo.

4.1.2 Desenvolvimento fitoplanctônico x aspectos socioambientais e localização das florações no Lago Guaíba

Algumas variáveis ambientais, inerentes ou não ao corpo hídrico, auxiliam a compreensão das variações apresentadas pelo fitoplâncton no tempo e no espaço. Em um estudo de longa duração (julho de 1996 a junho de 2006) de um ponto amostral do setor leste do Lago Guaíba (margem direita), localizado em frente ao parque Marinha do Brasil, Andrade (2010) constatou que as variações sazonais do fitoplâncton são associadas às recorrências cíclicas do clima e hidrologia, como a temperatura, as precipitações pluviométricas e o nível fluviométrico, enquanto os ciclos interanuais podem ser influenciados por perturbações climáticas e antrópicas, especialmente as oscilações El Niño e La Niña e o constante incremento de nutrientes proporcionado pelo crescimento populacional e econômico.

No conjunto bibliográfico consultado, as variáveis ambientais que estiveram positivamente correlacionadas ao fitoplâncton no Lago Guaíba e no delta do rio Jacuí foram: a temperatura do ar e/ou da água, a transparência do disco de Secchi e valores de pH elevados. Correlações negativas foram obtidas entre o fitoplâncton e a chuva acumulada, o nível fluviométrico, a profundidade da coluna d'água e o total de sólidos suspensos (ANDRADE, 2010; MAIZONAVE et al., 2009; RODRIGUES et al., 2007).

A temperatura é a chave determinante na abundância sazonal, distribuição e variações geográficas do fitoplâncton, uma vez que elevadas temperaturas aumentam as taxas de fotossíntese, respiração e absorção de nutrientes pelo fitoplâncton (Harris, 1986 apud ANDRADE, 2010). Além disso, a maior transparência da água facilita o aproveitamento fotossintético pelos organismos, o que justifica as maiores concentrações fitoplanctônicas em períodos quentes e secos, como em anos de ocorrência de La Niña. Em contrapartida, precipitações pluviométricas elevadas e/ou baixas temperaturas ocasionam menores concentrações de fitoplâncton, embora haja o registro de florações mesmo no inverno em regiões temperadas (PEREIRA FILHO et al., 2010). Florações no outono ou no inverno decorrem de condições de tempo favoráveis (sequência de dias ensolarados e com temperaturas mais elevadas) e da circulação total da coluna d'água que torna os níveis de concentração de nutrientes favoráveis ao desenvolvimento fitoplanctônico (ESTEVES, 2011).

Andrade (2010) constatou que, para um ponto amostrado no Lago Guaíba entre julho de 1996 e junho de 2006, a correlação entre a clorofila-a e as variáveis ambientais foi mais forte do que a correlação entre o fitoplâncton total e as mesmas variáveis (temperatura da água e do ar, transparência do disco de Secchi, total de sólidos suspensos, chuva acumulada nos 30 dias anteriores à coleta, profundidade e nível da água), o que justifica a importância da medida deste pigmento.

Outros fatores relacionados à hidrodinâmica e à morfometria do Lago Guaíba favorecem as florações de algas em diferentes regiões, especialmente: a direção do fluxo preferencial da água, a profundidade da água e a dinâmica dos ventos. De acordo com DMAE (2012), no setor norte do lago e no canal de navegação, observa-se que o fluxo preferencial da água ocorre em direção sul. Este fluxo influencia o arraste e proporciona a ressuspensão das partículas em águas mais profundas, o que irá desfavorecer a penetração da luz e a proliferação de algas. Já as enseadas do setor leste possuem águas menos profundas e com menor influência do fluxo da água e dos ventos, tornando as águas mais calmas e transparentes, propícias às florações de cianobactérias, principalmente no verão. Em relação aos ventos, no início do outono, o represamento das águas do lago pela inversão dos ventos propicia o deslocamento das florações de cianobactérias à montante, como também o aumento do tempo de retenção das águas e da transparência, o que contribui para a manutenção das florações por mais tempo (DMAE, 2012).

A Figura 4.3 ilustra a localização dos principais eventos de floração ocorridos no Lago Guaíba entre os anos de 1971 e 2007 e as principais espécies de algas identificadas por Maizonave et al. (2009). Verifica-se uma predominância de florações no setor leste do lago, especialmente nas regiões próximas à área urbana de Porto Alegre, as quais recebem diretamente as descargas de efluentes oriundos das atividades antropogênicas locais, além dos efluentes de municípios vizinhos, como Canoas. Importa destacar que as regiões do lago com maiores incidências de florações coincidem com algumas das Estações de Bombeamento de Água Bruta (EBABs) do DMAE.

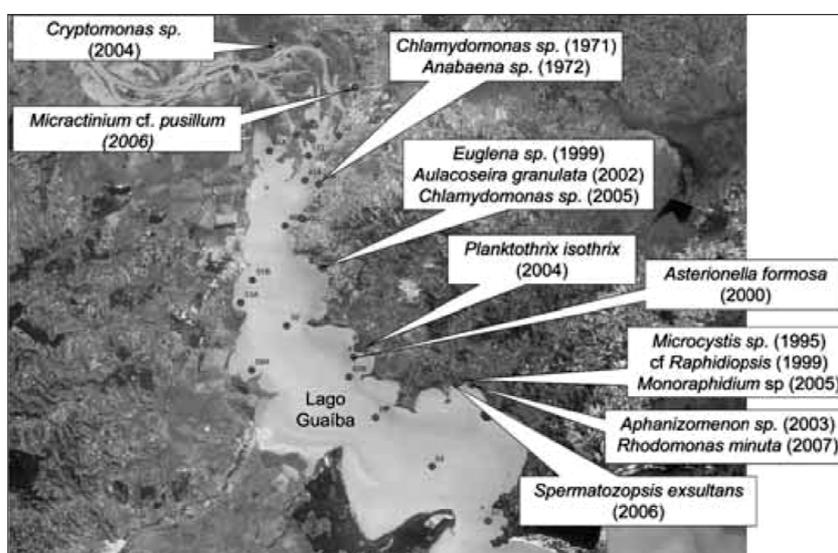


Figura 4.3 - Principais registros de eventos de florações de algas e cianobactérias para os pontos de monitoramento ambiental do DMAE - janeiro de 1971 a novembro de 2007. Fonte: adaptado de Maizonave et al. (2009).

Outro fator preocupante é que a média do Índice de Qualidade de Água (IQA) das EBABs, obtida a partir de amostragens trimestrais realizadas entre os anos de 2000 e 2009 por Andrade et al. (2012), indica que a qualidade da água nestes pontos esteve entre as faixas consideradas como Ruim e Regular. O IQA é um índice que agrega e pondera diferentes variáveis físicas, químicas e microbiológicas, as quais são convertidas em faixas nominais de qualidade, compreensíveis ao público em geral e que facilitam o monitoramento e gestão dos corpos hídricos, variando de 0 a 100 (ANDRADE et al., 2012). De acordo com Comitesinos (1990 apud ANDRADE et al., 2012), as faixas de IQA são: 0-25 (Muito ruim); 26-50 (Ruim); 51-70 (Regular); 71-90 (Bom) e 91-100 (Excelente).

De acordo com a Tabela 4.2, as EBABs localizadas próximas às áreas mais densamente povoadas são as que apresentam os piores valores de IQA e onde já foram registradas, também, florações de algas (Figura 4.3). No setor sul do Lago Guaíba (EBAB Belém Novo), observaram-se águas de melhor qualidade, o que pode ser atribuído à implantação dos sistemas de esgotamento sanitário (SES) Belém Novo e Lami, bem como ao poder depurador do lago ao longo de seu percurso (ANDRADE et al., 2012). O SES Sarandi na bacia do Gravataí, bem como o Programa Integrado Socioambiental (PISA) (inaugurado em abril de 2014 pelo DMAE), expandirão a capacidade de tratamento de esgotos de Porto Alegre de 27% para 80% e promoverão o saneamento nas bacias correspondentes, o que poderá, paulatinamente, contribuir para a elevação da qualidade da água do Lago Guaíba (ANDRADE et al., 2012).

Tabela 4.2 - Dados relativos aos valores do IQA das EBABs do Lago Guaíba, entre 2000 e 2009.

EBAB (Estação de Bombeamento de Água Bruta)	IQA	Faixa Média IQA	Faixas de IQA (% das amostragens realizadas)				
			Muito Ruim	Ruim	Regular	Bom	Excelente
Moinhos de Vento/São João	49,2	Ruim	-	70	30	-	-
Menino Deus	51,3	Regular	-	45	55	-	-
Tristeza	55,5	Regular	-	10	87	3	-
Belém Novo (antigo*)	59,7	Regular	-	-	100	-	-
Belém Novo	69,5	Regular	-	38	62	-	-
Ilha da Pintada	69,8	Regular	-	3	49	48	-

* EBAB não mais utilizada.

Fonte: adaptado de Andrade et al. (2012).

Para o ano de 2012, (DMAE, 2012) observou que nos pontos com maior poluição no Lago Guaíba (e menores valores de IQA), não ocorreram florações de cianobactérias, mesmo apresentando maior disponibilidade de fósforo. Estes pontos apresentam águas muito turvas pela presença de partículas oriundas dos despejos, não permitindo a alta disponibilidade de radiação na coluna d'água e que é necessária para a ativação das cianobactérias. Por outro lado, os pontos menos poluídos (com melhores IQAs), provavelmente não foram os locais de maior disponibilidade de fósforo no sedimento, e, por isso, os pontos com condições regulares de qualidade de água (caso das estações Tristeza e Menino Deus) foram favorecidos à ocorrência de florações.

Nos anos de 2013 e 2014 não foi detectada a ocorrência de florações, o que pode estar relacionado às condições climáticas consideradas normais em 2013 (ausência dos fenômenos El Niño e La Niña) e em parte dos meses de 2014 (em janeiro e de abril até outubro). Nos meses de novembro e dezembro de 2014 foi constatado o fenômeno El Niño. De acordo com os dados obtidos no site do INMET (2014), a precipitação anual acumulada em Porto Alegre foi de 1463 mm no ano de 2013, e de 1730 mm em 2014. De acordo com levantamento do regime anual de chuvas no período entre 1976 e 2005. Matzenauer et al. (2007), a precipitação normal na região de Porto Alegre se encontra dentro da faixa de 1400 a 1500 mm.

A partir da revisão bibliográfica relativa às florações no Lago Guaíba, algumas constatações foram articuladas e viabilizaram um panorama do Lago Guaíba quanto às perspectivas/desafios para a reversão deste problema. As principais constatações são de que:

- além dos afluentes e dejetos oriundos do município de Porto Alegre, o Lago Guaíba recebe águas dos rios Jacuí, Caí, Gravataí e Sinos, os três últimos presentes na lista dos 10 rios mais poluídos do Brasil levando em consideração o cálculo do IQA e da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) (IBGE, 2010)¹. Sua bacia hidrográfica abrange a área de 251 municípios (32 destes pertencentes à RMPA), o que torna o desafio de recuperação da qualidade de suas águas algo complexo e que necessita de ações conjuntas entre poder público, empresas e população em geral;

- as florações de algas no Lago Guaíba mostraram-se frequentes entre 2003 e 2012, principalmente no verão e outono e representam um sério problema, pois mesmo que não

¹ Para criar o indicador de qualidade de águas interiores o IBGE selecionou rios de acordo com os seguintes critérios: estes deveriam atravessar grandes áreas urbanas, serem largamente usados no abastecimento de água e banharem cidades industriais. A seleção procurou abranger o maior número possível de estados e regiões do País e selecionar aqueles rios em situação mais crítica quanto à poluição hídrica.

tenham sido detectadas cianotoxinas, o tratamento de água utilizado não consegue remover de forma efetiva o gosto e odor ruins da água distribuída para a população;

- os fatores favoráveis às florações de algas no Lago Guaíba são: temperaturas elevadas do ar e da água (verão e início do outono), períodos com menores precipitações pluviométricas (durante o fenômeno La Niña, por exemplo), maior transparência da água, maior tempo de retenção hidráulica, valores de pH elevados, menores profundidades médias, nível fluviométrico mais baixo, menores concentrações do total de sólidos suspensos e baixa circulação da água;

- os principais gêneros ou espécies presentes nos eventos de floração pertencem à classe Cyanobacteria/Cyanophyceae (*Microcystis* sp., *Anabaena* sp., *Planktothrix isothrix*, *Aphanizomenon* sp. e *Cylindrospermopsis raciborskii*, por exemplo). As cianobactérias merecem atenção especial porque possuem potencial para produção de toxinas, todavia, o desenvolvimento exacerbado das demais classes pode contribuir significativamente para a deterioração da qualidade da água;

- a variação espacial do fitoplâncton é influenciada pela hidrodinâmica e morfometria do Lago Guaíba, especialmente a direção do fluxo preferencial da água, a profundidade da água e a dinâmica dos ventos. Assim, as enseadas no setor leste do lago são propícias às proliferações de algas;

- as variações sazonais do fitoplâncton são associadas às recorrências cíclicas do clima e hidrologia, como a temperatura, as precipitações pluviométricas e o nível fluviométrico, enquanto os ciclos interanuais são influenciados por perturbações climáticas e antrópicas, especialmente as oscilações *El Niño* e *La Niña* e o constante incremento de nutrientes proporcionado pelo crescimento populacional e econômico;

- áreas do lago que apresentam menores valores de IQA (pior qualidade de água), não são, necessariamente, propícias às florações, mesmo que possuam maior disponibilidade de nutrientes. Para o ano de 2012, por exemplo, os pontos com menores IQA não ocorreram florações devido à elevada turbidez da água. Isto significa que a instalação de uma floração depende de um conjunto de fatores, os quais são difíceis de prever/modelar e podem variar no tempo e no espaço;

- as obras de saneamento relativas ao Projeto Integrado Socioambiental (PISA), concluídas em abril de 2014 ampliarão consideravelmente a capacidade de tratamento de esgotos da capital e cerca de 145 mil metros cúbicos de esgoto deixarão de ser lançados no Lago Guaíba diariamente (DMAE, 2014). Este Projeto levará a uma melhoria da qualidade da água do Lago Guaíba, podendo diminuir a ocorrência de florações. Todavia, medidas

semelhantes devem ser tomadas por todos os municípios pertencentes à Região Hidrográfica do Guaíba e devem se estender tanto às áreas urbanas quanto rurais.

4.1.3 Dados coletados nos trabalhos de campo

Os trabalhos de campo no Lago Guaíba foram realizados em três datas: 07 de março de 2012, 09 de maio de 2013 e 17 de abril de 2014. Nestas datas as condições atmosféricas encontravam-se em situações distintas: La Niña de intensidade fraca a moderada em março de 2012 e condições normais em maio de 2013 e abril de 2014 (CPTEC, 2014). Em condições atmosféricas normais (ausência dos efeitos dos fenômenos El Niño e La Niña), a precipitação acumulada anual na região do Lago Guaíba encontra-se na faixa entre 1.400 e 1.500 mm (MATZENAUER, et al. 2007).

Na Figura 4.4 são apresentados os acumulados médios mensais de precipitação no Lago Guaíba durante o ano de 2011/2012. Verifica-se que embora o fenômeno La Niña seja caracterizado por valores de precipitação inferiores aos registrados em anos considerados normais, no período entre abril de 2011 e março de 2012, os acumulados mensais de precipitação variaram consideravelmente, o que demonstra a irregularidade das chuvas. As colunas em cinza representam os meses com ocorrência de La Niña conforme INMET (2015a).

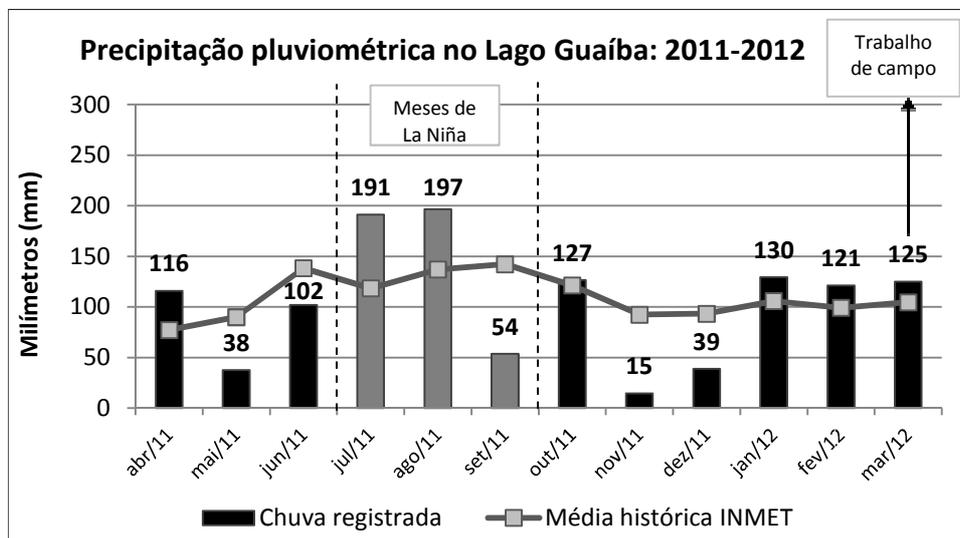


Figura 4.4 - Precipitação pluviométrica média mensal no Lago Guaíba 2011-2012

*As colunas em cinza representam os meses de ocorrência de La Niña.

Fonte: PREFEITURA DE PORTO ALEGRE (2014b) e INMET (2015b).

Nos períodos entre junho/2012 a maio/2013 e maio/2013 a abril/2014 não houve a ocorrência dos fenômenos El Niño e La Niña (INMET, 2015b). Os acumulados e as médias históricas mensais podem ser observados na Figura 4.5 (a e b).

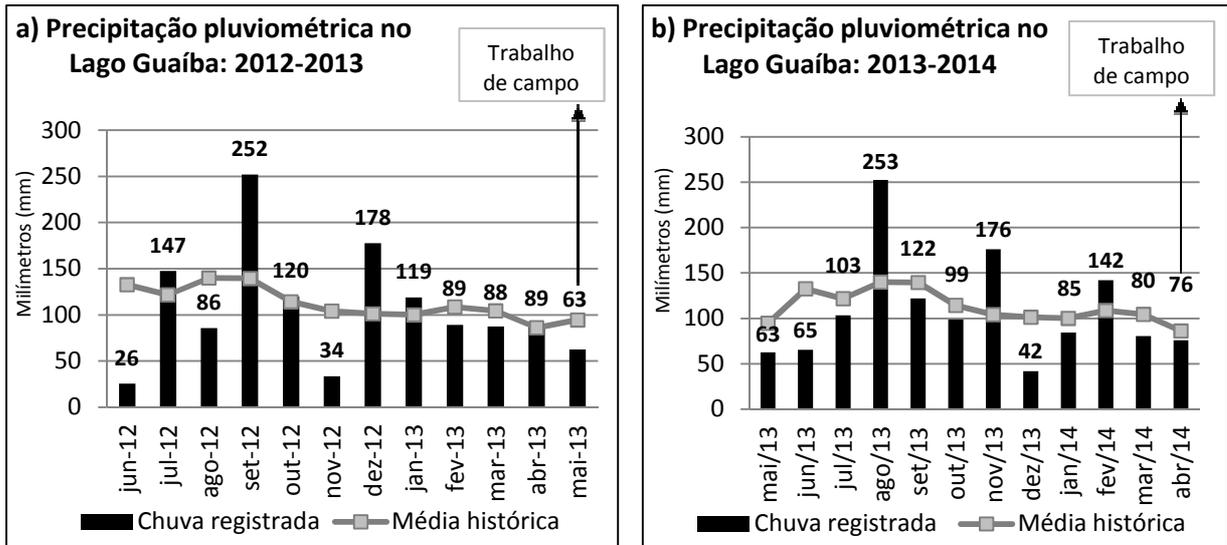


Figura 4.5 - Precipitação pluviométrica média mensal no Lago Guaíba 2012-2013; 2013-2014.

Fonte: PREFEITURA DE PORTO ALEGRE (2014b) e INMET (2015b).

Nestes períodos as precipitações acumuladas também variaram ao longo dos meses. Em 2012/2013 nos quatro meses que antecederam o trabalho de campo, o acumulado de chuva esteve um pouco abaixo da média histórica mensal e em 2013/2014, foram os seis meses anteriores ao trabalho de campo (com exceção de fevereiro) que apresentaram esta característica. A observação da precipitação pluviométrica no período anterior aos trabalhos de campo faz-se importante, pois chuvas abaixo das médias mensais tendem a homogeneizar as características da água, aumentando a sua transparência e favorecendo a ocorrência de florações, quando existirem outras condições ambientais favoráveis.

Na Figura 4.6 apresenta-se a precipitação pluviométrica e a velocidade do vento nos 30 dias que antecederam os trabalhos de campo. Nos 30 dias anteriores ao trabalho de campo realizado em 07 de março de 2012 foram registrados 250,9 mm de chuva, valor superior à média histórica dos meses de fevereiro e março em Porto Alegre (108,6 e 104,4 mm, respectivamente).

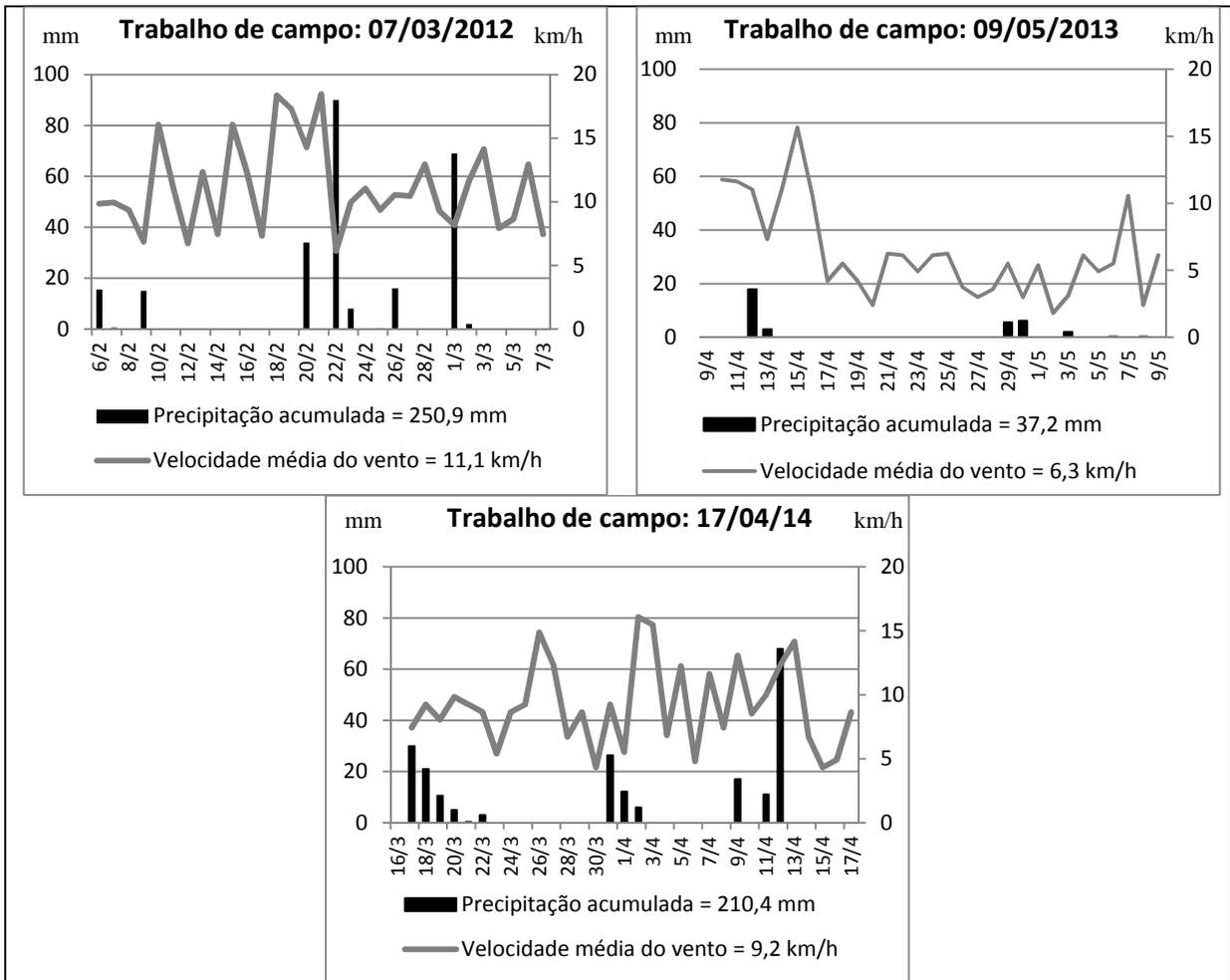


Figura 4.6 - Precipitação pluviométrica e velocidade do vento registradas nos 30 dias anteriores aos trabalhos de campo.

Fonte: CPTEC (2014); PREFEITURA DE PORTO ALEGRE (2014b).

Em 2013 destaca-se o fato de que nos 30 dias anteriores ao trabalho de campo realizado em 09 de maio de 2013 a precipitação pluviométrica acumulada foi de 37,2 mm, valor muito abaixo da média histórica dos meses de abril e maio (86,1 e 94,6 mm, respectivamente). Outro fator que se destaca em 2013 é a menor velocidade média do vento. Enquanto esta foi de 11,1 km/h em 2012 e de 9,2 km/h em 2014, em 2013 a média foi de apenas 6,3 km/h. Menores velocidades do vento desfavorecem a ressuspensão de sedimentos do fundo do lago e baixas precipitações diminuem o transporte de sedimentos das bacias de captação para o corpo hídrico. Desta forma, tem-se o aumento da transparência da água. Nos 30 dias anteriores ao trabalho de campo realizado em 17 de abril de 2014 o acumulado de chuva foi de 210,4 mm. Este valor foi bastante superior às médias históricas de março e abril (104,4 e 86,1 mm, respectivamente).

A Tabela 4.3 apresenta o resumo dos dados limnológicos coletados nos três trabalhos de campo.

Tabela 4.3 - Valores médios, mínimos e máximos e desvio padrão da profundidade da coluna d'água, da transparência medida com o Disco de Secchi (DS), do Total de Sólidos em Suspensão (TSS) e da Clorofila-a (Chl-a).

	Ano	Valor mínimo	Valor máximo	Valor médio	Desvio padrão
Profundidade da coluna d'água (m)	2012	1,0	10,0	3,7	2,7
	2013	1,4	8,2	4,5	2,7
	2014	1,2	11,7	4,7	3,0
DS (cm)	2012	60,0	110,0	91,0	16,0
	2013	72,0	110,0	93,0	12,0
	2014	35,0	50,0	42,0	3,6
TSS (mg.L⁻¹)	2012	4,0	15,5	9,5	3,7
	2013	3,7	10,7	6,6	2,2
	2014	14,0	25,3	19,9	4,0
Chl-a (µg.L⁻¹)	2012*	2,1	14,7	7,2	4,5
	2013#	3,5	11,2	5,0	1,8
	2014	-	-	-	-

* Medida em laboratório com espectrofotômetro

Medida *in situ* com fluorímetro

Comparando os valores das variáveis limnológicas encontrados em 07 de março de 2012 com os obtidos por Andrade (2009), em um ponto amostral no Lago Guaíba monitorado entre os anos de 1996 e 2006, verifica-se que, para a data do trabalho de campo, a transparência da água esteve alta, a concentração de sólidos suspensos baixa e a de Chl-a encontrou-se dentro de valores normais. Estes valores estão relacionados ao longo e severo período de estiagem ocorrido no RS entre novembro de 2011 e maio de 2012, decorrente do fenômeno La Niña (INMET, 2015b). Com precipitações pluviométricas abaixo dos valores considerados normais ocorre uma diminuição do carreamento de materiais sólidos e de nutrientes para o interior do corpo hídrico, ocasionando o aumento da transparência da água. Apesar das maiores transparências favorecerem o desenvolvimento das algas, se não estiverem presentes outras condições ideais relativas à disponibilidade de nutrientes, temperatura da água e do ar e insolação, os episódios de florações de algas podem não se manifestar.

Em relação aos dados coletados em 09 de maio de 2013, verifica-se que na data do trabalho de campo, a transparência média da água esteve 2 cm maior do que no trabalho de campo realizado em março de 2012, o que demonstra a semelhança das características da água nas duas datas. Em relação ao TSS e a Chl-a, verifica-se que os valores médios foram inferiores aos encontrados em 2012, o que explica a maior transparência da água. Vale destacar que apesar das condições neutras do fenômeno ENOS (La Niña e El Niño) nos

primeiros meses do ano de 2013, a precipitação acumulada nos 30 dias anteriores ao trabalho de campo foi de apenas 37,2 mm, o que justifica as baixas concentrações das variáveis limnológicas.

Em 2014, os dados limnológicos obtidos em 17 de abril mostraram-se diferentes dos valores encontrados em 2012 e 2013. A transparência da água medida com o Disco de Secchi foi muito inferior às outras duas datas. Os valores de TSS ajudam a explicar a diminuição da transparência, uma vez que o valor médio passou de 9,5 mg.L⁻¹ e 6,6 mg.L⁻¹ em 2012 e 2013, para 19,9 mg.L⁻¹ em 2014. Com o aumento da concentração de TSS tem-se uma diminuição da transparência da água. Para este trabalho de campo a concentração de Chl-a não foi determinada, porém em campo foi possível observar o aspecto amarronzado na água, o que indicava o predomínio da resposta espectral dos sólidos em suspensão e a ausência de florações fitoplanctônicas.

Na Figura 4.7 apresenta-se a variação da transparência d'água nos pontos amostrais nos anos de 2012, 2013 e 2014. De forma geral, percebe-se que em 2012 e 2013 os pontos 8, 9 e 10, situados no setor sul da área amostrada foram os que apresentaram as menores transparências em ambas as datas, o que indica que estes pontos estão sujeitos à ressurgência de material de fundo e/ou a descarga de material proveniente da área urbana de Porto Alegre. Os baixos valores de desvio padrão para o DS (16 cm e 12 cm em 2012 e 2013, respectivamente) demonstram a relativa homogeneidade na característica de transparência da água nas datas dos trabalhos de campo, especialmente em 2014, quando o desvio padrão do DS foi de apenas 3,6 cm.

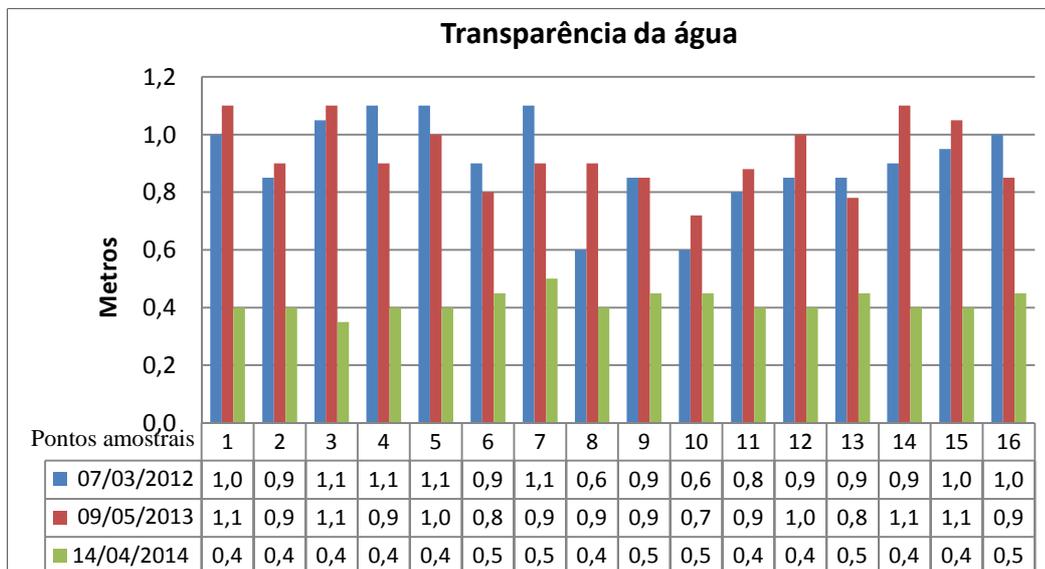


Figura 4.7- Transparência da água no Lago Guaíba medida com o Disco de Secchi.

As concentrações de TSS apresentaram variações espaciais nas datas dos trabalhos de campo, conforme visualiza-se na Figura 4.8. Tanto em 2012 quanto em 2013, os pontos amostrais de número 1 a 4 tiveram menores concentrações de TSS, uma vez que são pontos mais distantes das áreas urbanas (Porto Alegre e Guaíba). Além disso, localizam-se em área de menor profundidade e menor velocidade da água, o que propicia maior deposição dos sedimentos carregados pela água e baixa ressuspensão de sedimentos de fundo em condições de baixas velocidades do vento. Em 2014, as concentrações de TSS foram superiores aos anos anteriores em todos os pontos e não houve um padrão espacial bem definido de variação. Os 211 mm de chuva registrados nos 30 dias anteriores ao trabalho de campo realizado em 2014 explicam as maiores concentrações de sedimentos em suspensão.

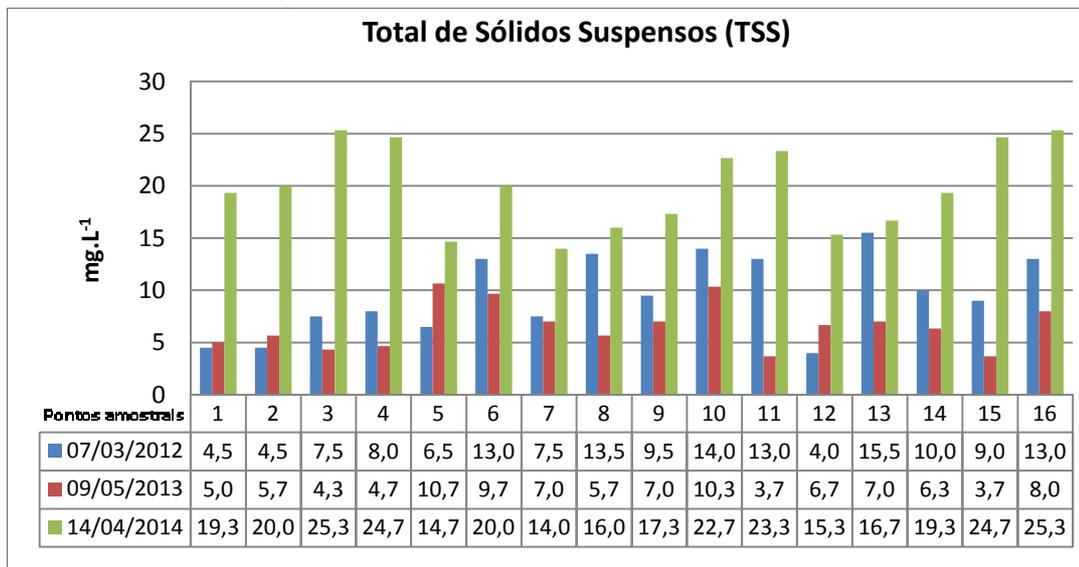


Figura 4.8 - Total de Sólidos Suspensos (TSS) no Lago Guaíba.

Em relação à Chl-a, verifica-se na Figura 4.9 que no trabalho de campo realizado em 2012 foram encontradas as maiores concentrações de Chl-a, as quais foram destacadamente maiores nos pontos amostrais situados próximos às áreas urbanas, tanto de Porto Alegre (pontos 10 a 16), quanto do município de Guaíba (pontos 5 e 6). Este fenômeno decorre da maior disponibilidade de nutrientes (nitrogênio e fósforo) presente nos efluentes urbanos, o que favorece o desenvolvimento fitoplanctônico e, conseqüentemente, eleva as concentrações de Chl-a. Em 2013, as concentrações de Chl-a foram menores e mais homogêneas (desvio padrão de 4,5 e 1,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$ em 2012 e 2013, respectivamente).

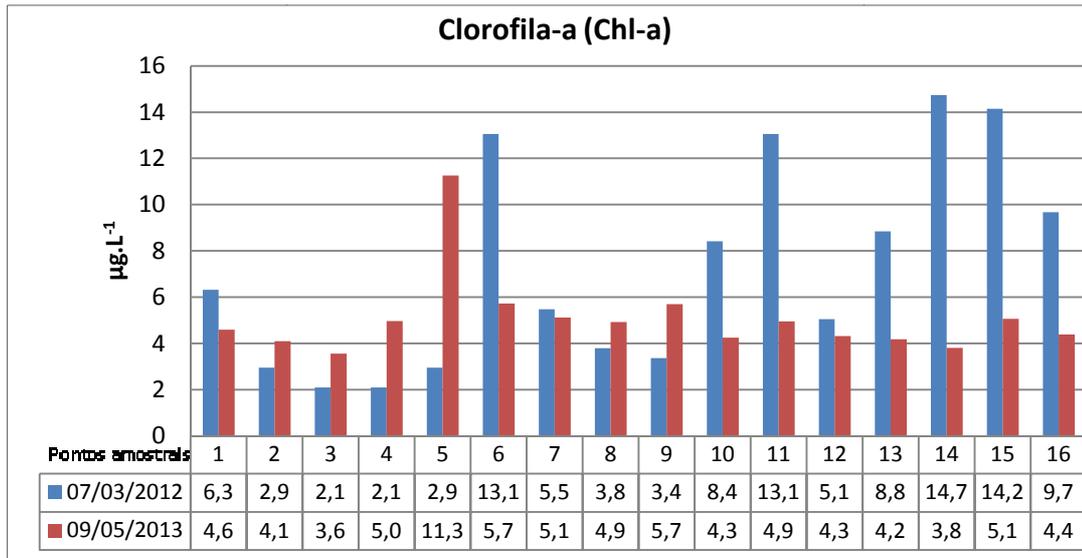


Figura 4.9 - Clorofila-a (Chl-a) no Lago Guaíba.

No trabalho de campo realizado em 2013 a medida da Chl-a foi obtida *in situ* com o equipamento Trilux, o qual permitiu verificar a variação deste pigmento de forma contínua em diferentes profundidades da coluna d'água (Figura 4.10). É possível observar que os pontos amostrais GB03 e GB05 se destacaram dos demais por apresentarem, respectivamente, a menor e a maior concentração de Chl-a na coluna d'água. Nos demais pontos amostrais, os quais apresentaram concentrações de Chl-a equivalentes entre si, verifica-se que há uma diminuição da concentração deste pigmento com o aumento da profundidade da água, o que decorre da paulatina redução de disponibilidade de radiação solar para a realização de fotossíntese.

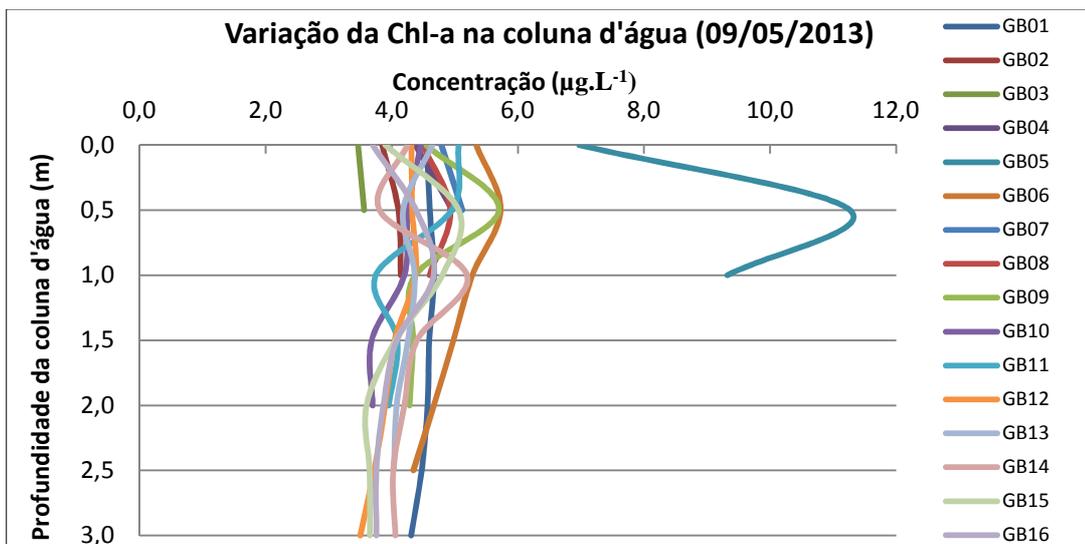


Figura 4.10 - Variação da Chl-a na coluna d'água do Lago Guaíba em 09/05/2013.

Além da Chl-a, no trabalho de campo realizado em maio de 2013 também foram realizadas medidas *in situ* dos pigmentos fitoplanctônicos ficocianina e ficoeretrina. Na Figura 4.11 são apresentados os perfis dos pigmentos fitoplanctônicos dos pontos amostrais com maior profundidade. Verifica-se que a ficoeretrina e a ficocianina apresentam concentrações inferiores a Chl-a, uma vez que funcionam como pigmentos acessórios no processo de fotossíntese. Além disso, exibiram variações semelhantes com o decréscimo da profundidade, exceto para os pontos GB09 e GB10. A profundidade onde se encontraram as maiores concentrações dos pigmentos variou entre os pontos, mas de forma geral, os máximos se deram até a profundidade de 1 metro. Com o aumento da profundidade e consequente diminuição da disponibilidade de radiação para a realização de fotossíntese, tem-se a paulatina diminuição da concentração dos pigmentos, até o limite inferior da zona eufótica.

O cálculo da correlação entre concentração média dos pigmentos nas diferentes profundidades demonstrou que os pigmentos encontram-se altamente e positivamente correlacionados. A maior correlação se deu entre a Chl-a e a ficoeretrina ($r=0,96$), seguida da correlação entre a ficoeretrina e a ficocianina ($r=0,92$) e, por último, da correlação entre a Chl-a e a ficocianina ($r=0,88$).

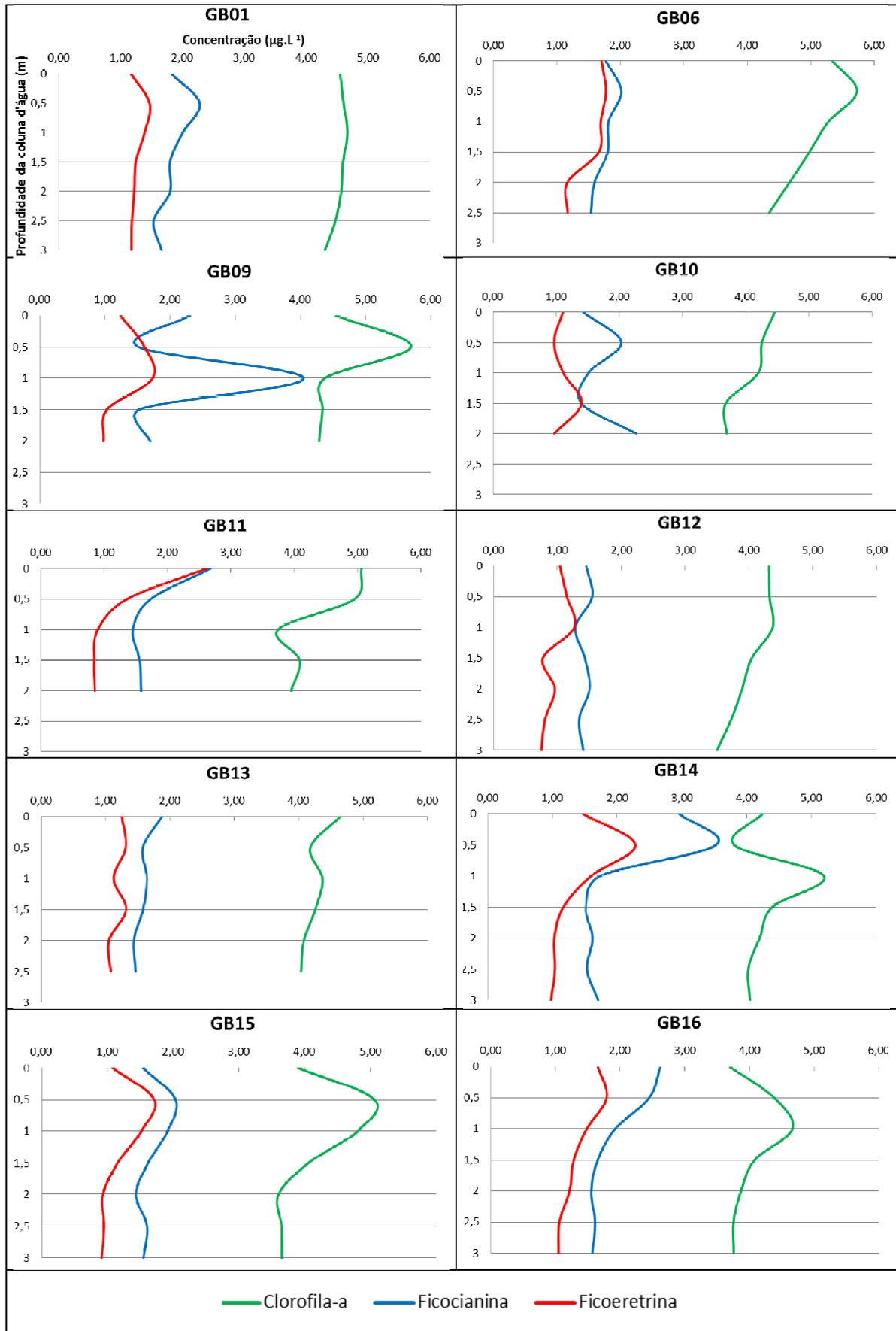


Figura 4.11 - Concentração dos pigmentos fitoplanctônicos clorofila-a, ficocianina e ficoeretrina em diferentes profundidades no Lago Guaíba em 09/05/2013.

4.2 Espectros de reflectância

Na Figura 4.12 são apresentados os espectros de reflectância coletados nos 16 pontos amostrais em 07 de março de 2012. O pico máximo de reflectância localizado nos comprimentos de onda do verde (500-600 nm) é um indicativo do espalhamento interno das células dos organismos fitoplanctônicos (NOVO, 2001). Porém, como este máximo se deu muito próximo à faixa dos comprimentos de onda do vermelho (600-700 nm), houve a provável influência dos sedimentos inorgânicos suspensos, que ocasionam o deslocamento do pico de reflectância em direção aos maiores comprimentos de onda (HAN e RUNDQUIST, 1997). A maior reflectância nos comprimentos de onda do verde e do vermelho conferiu à água a cor marrom, constatada no trabalho de campo.

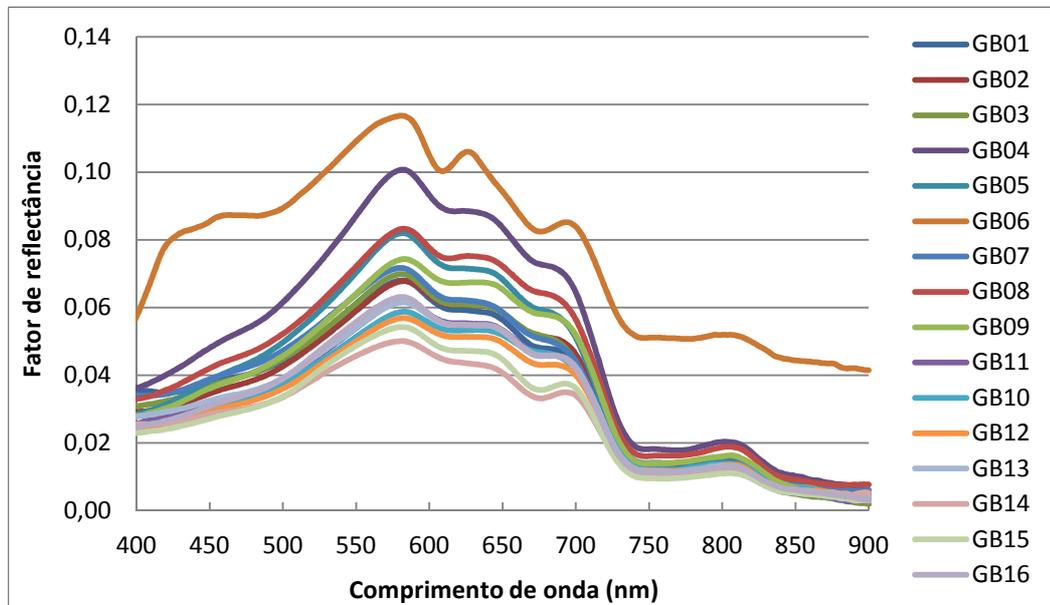


Figura 4.12 - Espectros de reflectância do Lago Guaíba em 07 de março de 2012.

A feição de absorção próxima aos 675 nm presente nos espectros é característica do pigmento fotossintético Chl-a, que absorve fortemente neste comprimento de onda para a realização da fotossíntese (KIRK, 1994; MOBLEY, 1994; NOVO, 2001; ESTEVES, 2011). O TSS também influenciou a resposta espectral da água, todavia, a influência foi menor do que a da Chl-a, o que se justifica pela ausência do patamar de reflectância proeminente entre 500 e 700 nm, característico de altas concentrações de TSS e da baixa absorção da radiação pela água nesta região (NOVO, 2001).

Os espectros dos pontos amostrais GB06 e GB04 se destacam dos demais por apresentarem maior reflectância em todos os comprimentos de onda, o que pode estar

relacionado à baixa profundidade da coluna d'água nestes pontos amostrais (1,21 m e 1,05 m, respectivamente). Desta forma, a resposta espectral da água foi contaminada pela resposta do leito do Lago Guaíba. Por sua vez, os espectros correspondentes aos pontos GB14 e GB15 apresentaram as menores reflectâncias, o que provavelmente se deve à maior proximidade destes pontos em relação à área urbana de Porto Alegre (foz do Arroio Dilúvio), e a presença de maior quantidade de matéria orgânica dissolvida na água, proveniente do despejo de esgotos. A matéria orgânica dissolvida caracteriza-se por aumentar o coeficiente de absorção da radiação pelo meio aquático, sendo este coeficiente inversamente proporcional ao comprimento de onda da radiação (MOBLEY, 1994; NOVO, 2001; ESTEVES, 2011).

Na Figura 4.13 são retratados os espectros de reflectância coletados em maio de 2013.

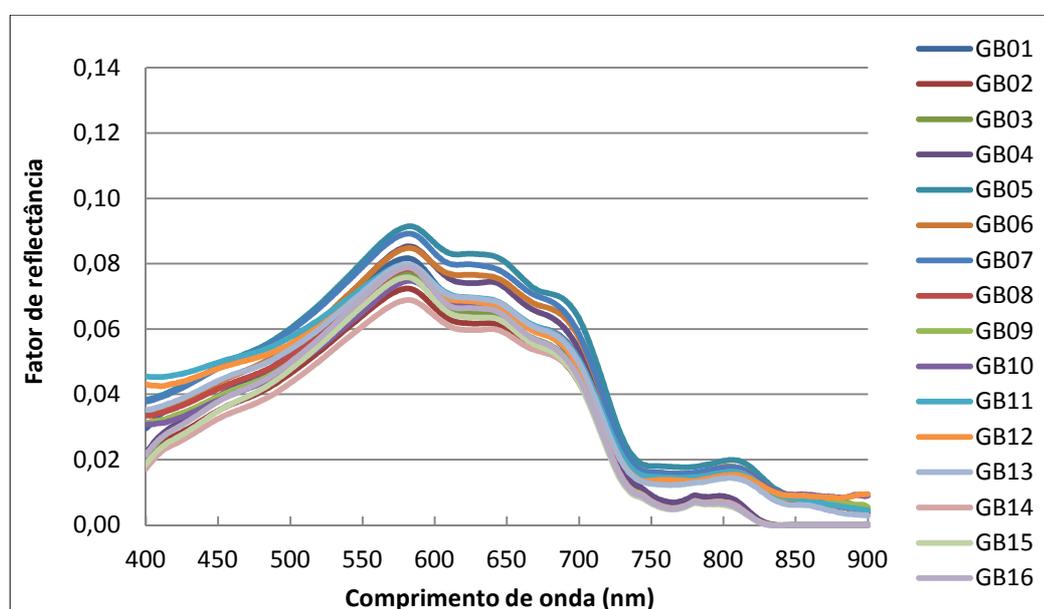


Figura 4.13 - Espectros de reflectância do Lago Guaíba em 09 de maio de 2013.

Verifica-se que, em comparação aos dados coletados em 2012, os espectros de 2013 são mais semelhantes entre si, não se destacando algum(s) ponto(s) amostral(is) em específico. Em 2013 os constituintes opticamente ativos apresentaram menores concentrações e menor desvio padrão em comparação com 2012 (Tabela 4.3), o que explica a maior semelhança entre os espectros. Ainda assim, é possível verificar que pontos como GB06 e GB04 que tiveram reflectância mais elevada em 2012, mantiveram esse padrão em 2013, porém foram superados pelos pontos GB05 e GB07. O ponto GB05 apresentou as maiores concentrações de Chl-a e TSS do grupo amostral, o que explica sua maior reflectância. Em relação aos espectros com menor reflectância, novamente o ponto GB14 apresentou os menores valores, acompanhado de pontos como GB16 e GB02. Assim, fica comprovada a influência da matéria orgânica

proveniente dos despejos urbanos no rebaixamento das curvas espectrais. Feições de absorção ocasionadas pela Chl-a, como a que ocorre em torno de 675 nm, se mostraram pouco evidenciadas em 2013 devido às baixas concentrações deste pigmento.

Na Figura 4.14 são apresentados os espectros de reflectância coletados no Lago Guaíba em abril de 2014. Verifica-se que o fator de reflectância da maior parte dos espectros atingiu um patamar de reflectância superior ao dos espectros de 2012 e 2013, atingindo a faixa de 10 a 12% de reflectância. Além disso, o formato dos espectros indica o predomínio da resposta espectral dos sólidos em suspensão, devido à maior reflectância da água nos comprimentos de onda do verde e do vermelho, o que confere à água a cor amarronzada verificada em campo. Outro aspecto interessante é a característica pouco pronunciada da absorção pela Chl-a em torno de 675 nm. Este é mais um indicativo do predomínio da resposta espectral do TSS sobre a da Chl-a.

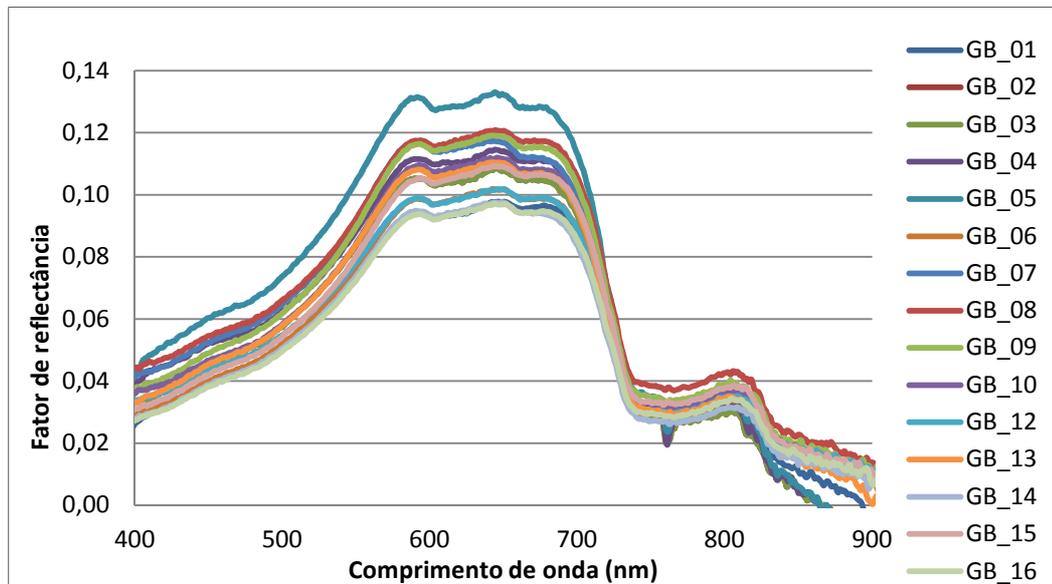


Figura 4.14 - Espectros de reflectância do Lago Guaíba em 17 de abril de 2014.

Os gráficos da Figura 4.15 são relativos à primeira derivada da reflectância dos espectros. Verifica-se que esta técnica de processamento espectral corrobora para a identificação das feições de absorção e reflectância indicativas dos constituintes presentes na água. As principais regiões espectrais destacadas nas três datas foram: a) o pico de reflectância nos comprimentos de onda do verde (aproximadamente entre 500 e 580 nm), que apresentou forte variação positiva; b) a feição de absorção da Chl-a em torno de 650 nm; e c) a região de forte inflexão negativa entre 700 e 750 nm, decorrente da absorção pela água pura. Os espectros coletados em 2014 apresentaram variações positivas e negativas de maior magnitude, porém mantiveram o mesmo padrão de feições de absorção e reflectância

observado em 2012 e 2013. É possível verificar que na derivada ocorreu um deslocamento das feições alguns nanômetros em direção aos menores comprimentos de onda. Na comparação entre as duas datas é possível constatar que em 2013 as curvas derivadas foram muito semelhantes entre si, o que já havia sido constatado nos espectros originais.

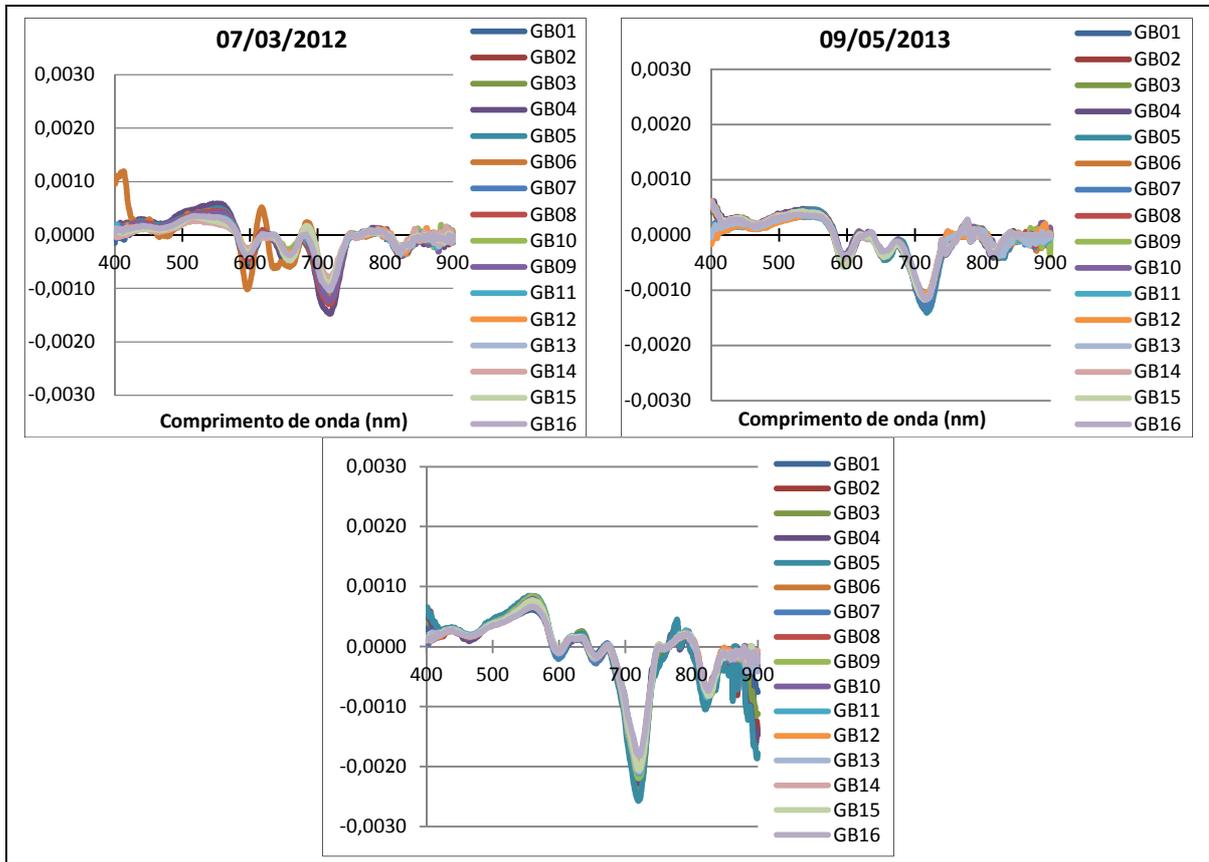


Figura 4.15 - Primeira derivada dos espectros de reflectância do Lago Guaíba.

4.2.1 Relações entre variáveis limnológicas e espectros de reflectância

A Figura 4.16 ilustra os correlogramas gerados entre os espectros de reflectância originais e as variáveis limnológicas consideradas opticamente ativas. Destaca-se que o DS não representa um COA, mas foi mantido nas análises como variável complementar. Para os dados coletados em 2012 as correlações, de uma forma geral, foram baixas e não se mostraram estatisticamente significativas para um nível de confiança de 99,75%. Verifica-se que, enquanto a Chl-a apresentou as maiores correlações principalmente nos comprimentos de onda do visível (553-697 nm), especialmente nas proximidades do pico de absorção em 675 nm, para o TSS, as maiores correlações se localizaram na faixa do infravermelho (706-900 nm).

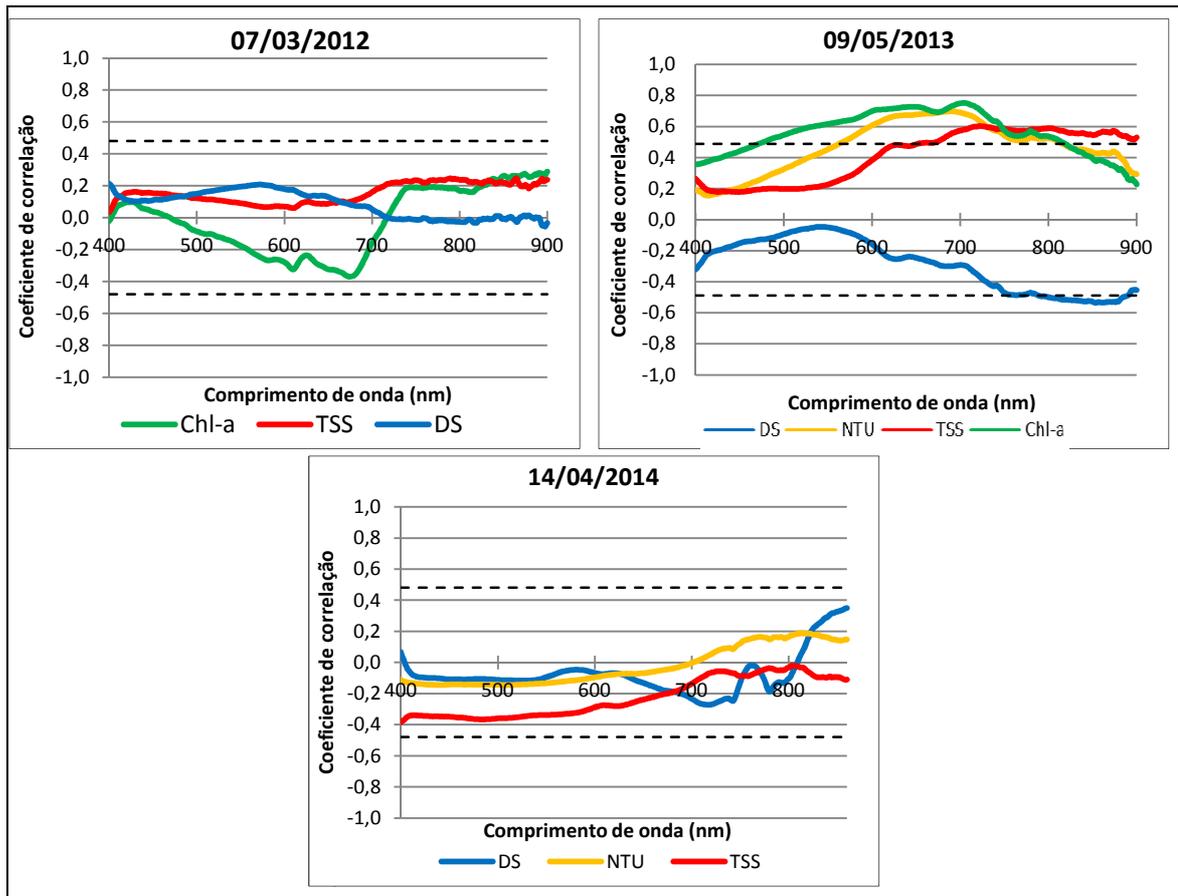


Figura 4.16 - Correlograma entre os espectros de reflectância e as variáveis limnológicas opticamente ativas no Lago Guaíba.

Para os dados coletados em 2013, foram obtidas melhores correlações para todas as variáveis limnológicas. As correlações estatisticamente significativas (para um nível de confiança de 99,75%) encontram-se delimitadas sobre o gráfico pelas linhas tracejadas (correlações superiores a $\pm 0,48$). Verifica-se que a Chl-a apresentou as maiores correlações positivas com os dados espectrais, principalmente nos comprimentos de onda situados aproximadamente entre 500 e 800 nm, o que significa que este pigmento foi o principal componente opticamente ativo na data do trabalho de campo. Em seguida, encontra-se a turbidez da água (expressa em NTUs) e o TSS. Porém, para o TSS, as maiores correlações foram encontradas entre 700 e 900 nm, aproximadamente, o que já também havia sido constatado nos dados de 2012. Em ambas as datas o DS apresentou correlações baixas com os dados espectrais, o que significa que esta variável não contribui de forma significativa para a compreensão das características espectrais da água.

Para os dados coletados em 2014, as correlações entre os espectros de reflectância e as variáveis limnológicas opticamente ativas foram baixas e não se mostraram estatisticamente significativas para um nível de confiança de 99,75%. Nos comprimentos de onda do visível, o

TSS apresentou maior correlação com os espectros, o que demonstra a o aspecto visual da água observado em campo resultou principalmente da atuação deste constituinte. Nos comprimentos de onda do infravermelho próximo (acima de 700 nm), a turbidez da água assumiu maior correlação com os espectros, embora os valores não tenham ultrapassado a faixa de 20% de correlação.

Na Figura 4.17 são apresentados os correlogramas entre a primeira derivada da reflectância e as variáveis limnológicas opticamente ativas. As correlações estatisticamente significativas (para um nível de confiança de 99,75%) encontram-se delimitadas sobre o gráfico pelas linhas tracejadas (correlações superiores a $\pm 0,48$). Em comparação aos correlogramas da Figura 4.16, verifica-se que a derivação dos espectros permitiu a obtenção de maiores valores de correlação e refinamento das faixas espectrais que podem ser úteis para a geração de algoritmos. O aumento das correlações proporcionado pela análise derivativa se deve à sua capacidade de remover os efeitos da água dos espectros, restando os efeitos dos sedimentos e da Chl-a (GOODIN et al., 1993).

Para os dados coletados em 2012, a Chl-a apresentou as maiores correlações tanto positivas quanto negativas, o que indica que este pigmento foi o principal constituinte opticamente ativo da água do Lago Guaíba para a data do trabalho de campo. Para os dados de 2013, todas as variáveis limnológicas apresentaram faixas de alta correlação com os dados espectrais, o que significa que não há um componente opticamente ativo predominante. Essa constatação é confirmada pelas baixas concentrações das variáveis limnológicas, em especial da Chl-a e do TSS. Em relação aos dados coletados em 2014, a derivação de primeira ordem dos espectros permitiu a obtenção de correlações estatisticamente significativas, as quais não foram encontradas em relação aos espectros originais. Destaca-se a atuação do TSS em comprimentos de onda próximos a 600 nm e na faixa entre 630 e 690 nm, aproximadamente, para os quais as correlações foram positivas, o que significa que a presença deste constituinte eleva a reflectância da água nesta faixa. Ao mesmo tempo verificaram-se correlações negativas e estatisticamente significativas entre o DS e os comprimentos de onda situados aproximadamente entre 620 e 690 nm, o que significa que há a atuação de outros componentes não identificados nesta faixa espectral e que ocasionam a redução da transparência da água.

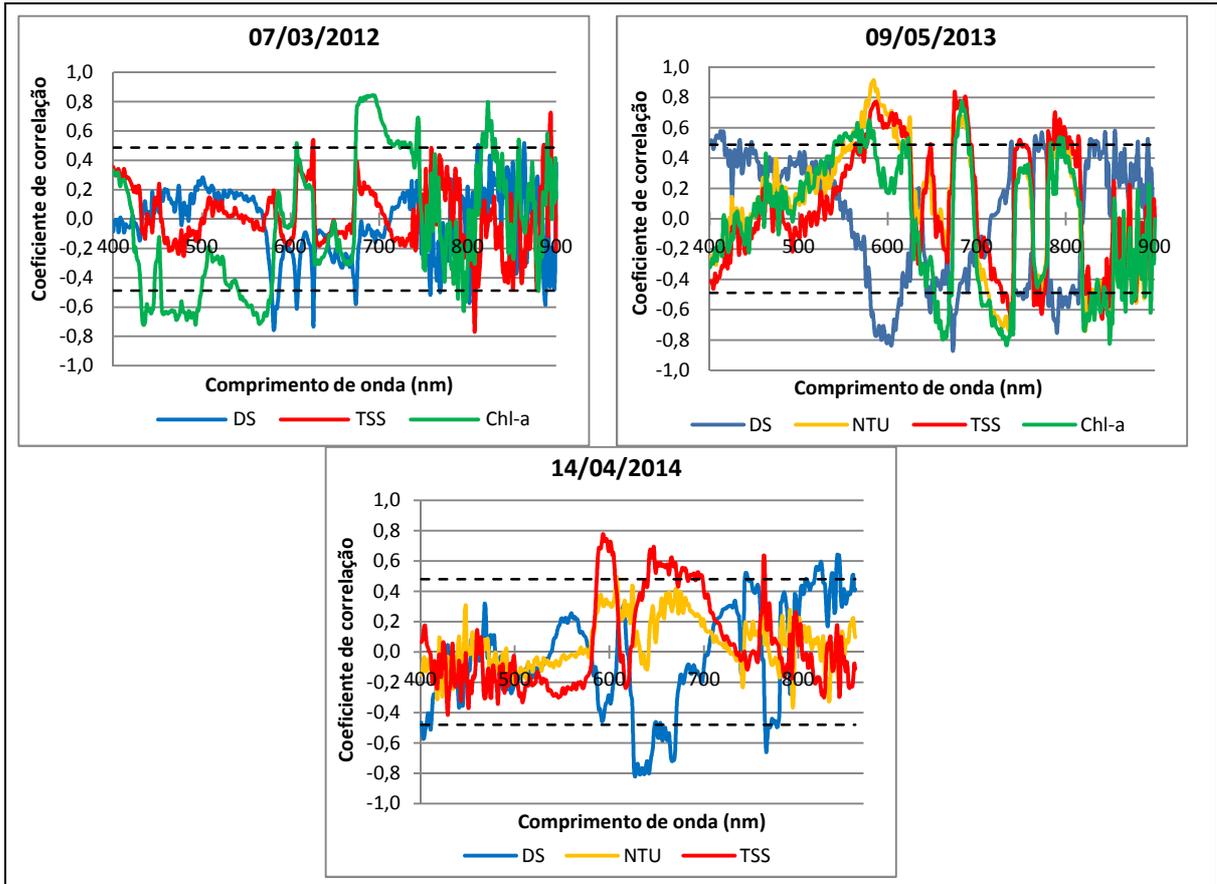


Figura 4.17 - Correlograma entre a primeira derivada da reflectância e as variáveis limnológicas opticamente ativas no Lago Guaíba.

4.2.2 Geração de algoritmos para estimativa da concentração de clorofila-a

A análise dos espectros permite, além da identificação dos constituintes opticamente ativos na água, a geração de algoritmos preditivos da concentração dos constituintes, os quais podem ser aplicados na imagem de satélite para a realização de estimativas. Neste sentido, foram testados alguns algoritmos já utilizados pela literatura para a estimativa de Chl-a. Em virtude do baixo número de pontos amostrais e das baixas correlações das curvas espectrais com a concentração de Chl-a em algumas datas dos trabalhos de campo, foram utilizados, a título de comparação, dados espectrais coletados no reservatório da Usina Hidrelétrica do Passo Real, localizado na região central do estado do Rio Grande do Sul. O reservatório de Passo Real foi construído sobre o rio Jacuí, sendo este um dos principais afluentes do Lago Guaíba. Desta forma, as características da água destes ambientes aquáticos apresentam semelhanças, o que permite identificar o range das respostas espectrais em ambientes turbidos e comparar com as respostas do Lago Guaíba. Os dados coletados e as análises realizadas para o reservatório Passo Real encontram-se no Apêndice A (pág.198).

Na Figura 4.18 são apresentadas análises de regressão geradas entre a razão espectral 731/675 nm e as concentrações de Chl-a para o Lago Guaíba. Esta razão de bandas inclui a feição de absorção da Chl-a (675 nm) e o pico de reflectância localizado em 731 nm, que podem ser identificados em amostras com altas concentrações de Chl-a. De acordo com Callegari-Jacques (2003), a análise de regressão linear simples aplica-se àquelas situações em que há razões para supor uma relação de causa e efeito entre duas variáveis quantitativas e se deseja expressar matematicamente essa relação por meio de uma equação. Neste caso, a variável dependente (y) é a concentração de Chl-a e a variável independente ou variável explicativa (x) é a razão de bandas. Valores elevados de regressão (coeficientes de determinação) e baixos da raiz do erro médio quadrático (RMSE) indicam que a equação pode ser utilizada para estimar valores de Chl-a quando se dispõe apenas de dados espectrais ou imagens de satélite.

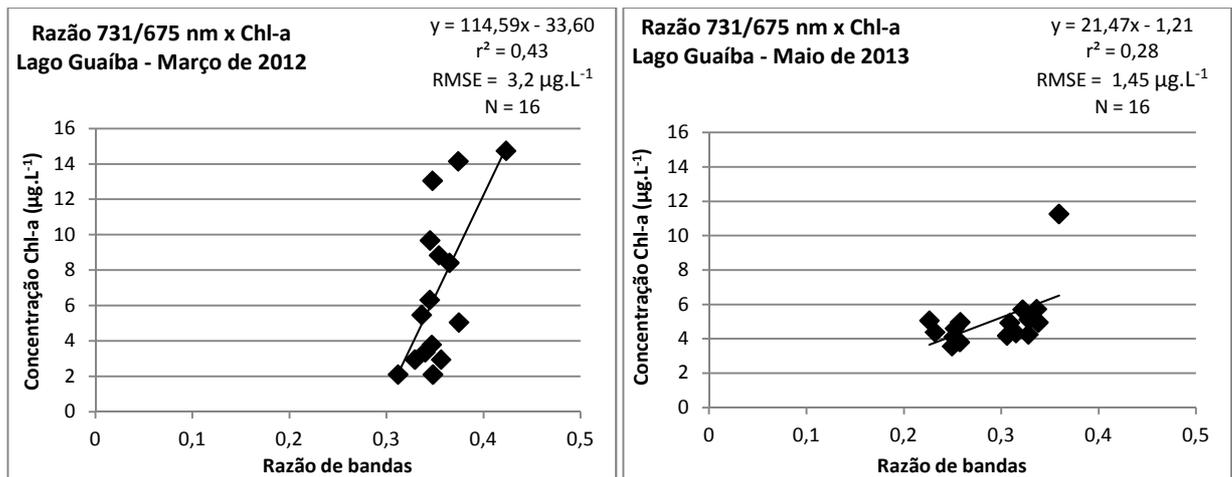


Figura 4.18 – Algoritmos gerados para a razão de bandas 731/675 nm para o Lago Guaíba (2012 e 2013).

Para o Lago Guaíba (março de 2012 e maio de 2013) obteve-se baixos coeficientes de determinação (r^2), o que relaciona-se ao número pequeno de amostras e a pequena variação da concentração de Chl-a das mesmas (entre $2,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $14,7 \mu\text{g.L}^{-1}$ em 2012; $3,6 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $11,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ em 2013). Para os dados coletados no reservatório Passo Real em 2009 e 2010 (Apêndice A - Figura A.3), foram obtidos altos coeficientes de determinação r^2 , principalmente para os dados de outubro de 2009 (r^2 de 0,94), o que indica o potencial de utilização desta razão de bandas para estimar a concentração de Chl-a em situações onde há ocorrência de maiores concentrações de Chl-a. Importa destacar que em outubro de 2009, houve um intenso episódio de florações em Passo Real, no qual foram registradas concentrações de Chl-a que variaram entre $1,68 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $223,13 \mu\text{g.L}^{-1}$ (média de $25,27 \mu\text{g.L}^{-1}$ e desvio padrão de $43,71 \mu\text{g.L}^{-1}$).

Outro algoritmo testado foi o que relaciona a concentração de Chl-a com a razão entre as bandas Landsat TM3 e TM4 a partir dos dados espectrais. Para tal, foi realizada a simulação das bandas a partir da média dos valores de reflectância dos comprimentos de onda que abrangem cada banda (0,63 μm a 0,69 μm para o TM3; 0,76 μm a 0,90 μm para o TM4), e na sequência realizada a razão TM4/TM3. Na Figura 4.19 são apresentados os resultados obtidos.

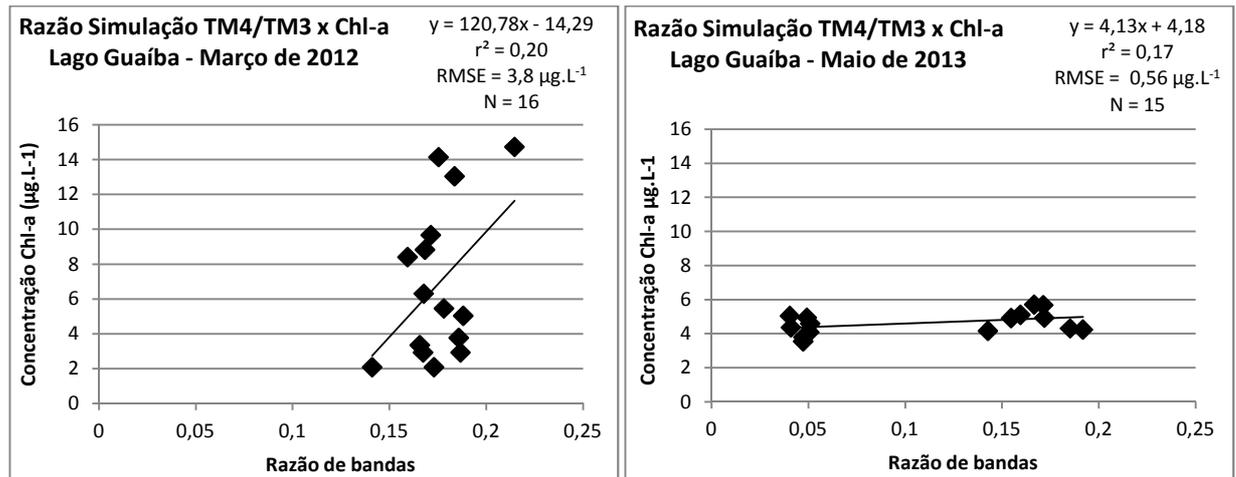


Figura 4.19 - Algoritmos gerados a partir da simulação espectral das bandas Landsat TM4/TM3 para o Lago Guaíba (2012 e 2013).

Foram obtidos baixos coeficientes de determinação entre a Chl-a e a razão TM4/TM3 tanto para 2012 quanto para 2013, o que indica que esta razão não é sensível à detecção de Chl-a em situações de baixas concentrações de Chl-a. Para os dados coletados no reservatório Passo Real, em outubro de 2009 e março de 2010 (Apêndice A – Figura A.4), foram obtidos valores de r^2 de 0,73 e 0,86, respectivamente. Observou-se que para concentrações de Chl-a de até aproximadamente $50 \mu\text{g.L}^{-1}$ não foi possível obter um bom ajuste linear da reta de regressão, o que leva a crer que a utilização da razão entre as bandas TM4/TM3 para a estimativa da concentração de Chl-a torna-se viável apenas quando há a ocorrência de concentrações mais elevadas de Chl-a, o que não foi verificado nos trabalhos de campo realizados no Lago Guaíba.

Conforme visualiza-se na Figura 4.20, foram obtidos valores muito baixos de r^2 entre a Chl-a e o NDVI simulado nas duas datas de coleta no Lago Guaíba, o que mais uma vez deu-se em função das baixas concentrações de Chl-a.

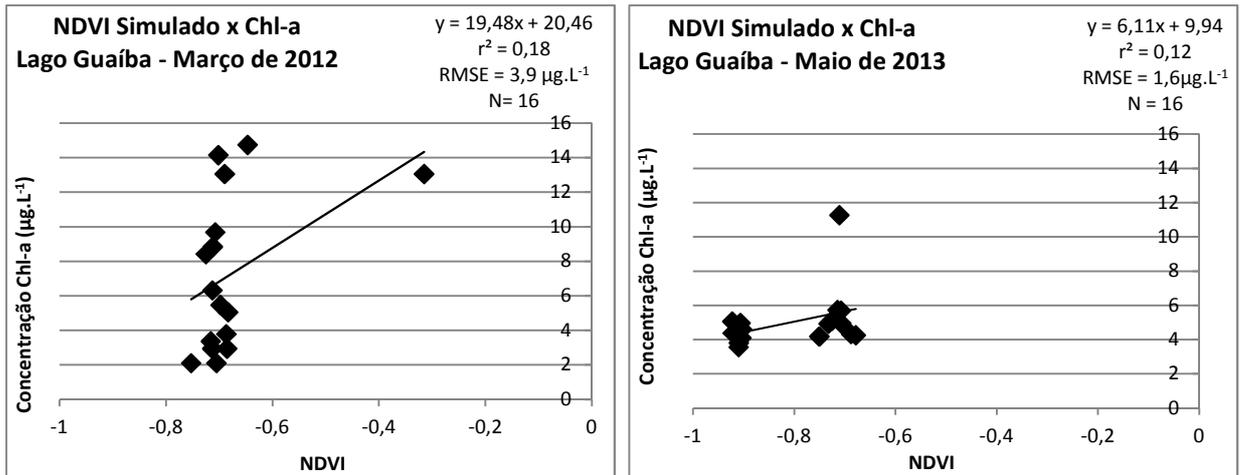


Figura 4.20 - Algoritmos gerados a partir do NDVI simulado para o Lago Guaíba (2012 e 2013).

Em comparação aos dados coletados no reservatório Passo Real (Apêndice A – Figura A.5), o ajuste linear da reta gerou melhores coeficientes de determinação entre o NDVI simulado e as concentrações de Chl-a (r^2 de 0,63 em 2009 e r^2 de 0,8 em 2010). Novamente foi possível constatar que para concentrações menores do que aproximadamente $50 \mu\text{g.L}^{-1}$ não houve nítida correlação entre o NDVI e a Chl-a. Este fato indica que correlações altas e significativas entre Chl-a e NDVI em imagens de satélite somente serão possíveis na ocorrência de elevadas concentrações de Chl-a, o que ocorre durante os episódios de floração. Outro fato importante foi o de que todos os valores de NDVI gerados foram negativos, até mesmo para as amostras com maiores concentrações de Chl-a. Desta forma é possível presumir que quanto mais próximo de 0 o valor de NDVI, maior será a concentração de Chl-a.

Apesar das limitações quanto ao número de pontos amostrais e a localização destes, bem como as baixas concentrações dos componentes opticamente ativos nas datas dos trabalhos de campo, a amostragem espectral auxiliou na compreensão das características ópticas do lago e a influência de fatores como a profundidade da coluna d'água e da matéria orgânica provenientes de esgotos e afluentes como o Arroio Dilúvio. Em função das limitações encontradas, a geração de equações para a estimativa dos componentes da água ficou comprometida.

Para os espectros de reflectância coletados nos anos de 2012 e 2013 houve predomínio da resposta do fitoplâncton. Já no ano de 2014, foi o TSS que dominou a resposta das curvas. Espectros coletados em diferentes áreas do lago apresentaram características distintas: aqueles situados na margem direita apresentaram maior patamar de reflectância no ano de 2012, o que se explica pela baixa profundidade da coluna d'água nestes pontos amostrais ou pela ressuspensão de material do fundo pela ação do vento. Já os espectros situados próximos à

área urbana de Porto Alegre e ao deságue do Arroio Dilúvio (margem esquerda), apresentaram as menores reflectâncias, devido à presença de maior quantidade de matéria orgânica dissolvida na água, proveniente dos esgotos.

A derivação de primeira ordem dos espectros de reflectância corroborou para a identificação das feições de absorção e reflectância indicativas dos constituintes presentes na água. Os espectros coletados em 2014 apresentaram variações positivas e negativas de maior magnitude, porém mantiveram os mesmos padrões de absorção e reflectância observados em 2012 e 2013, com predomínio da resposta da Chl-a e do TSS. Os correlogramas dos espectros derivados apresentaram maiores valores de correlação do que os espectros originais uma vez que a derivação de primeira ordem removeu os efeitos da água dos espectros, restando apenas os efeitos dos sedimentos e da Chl-a.

4.3 Processamento das imagens de satélite

Existe uma vasta gama de rotinas de processamento de imagens de satélite, as quais visam potencializar a extração de informações sobre alvos, permitindo a sua identificação, separação, quantificação, e até mesmo a geração de estimativas de componentes quando é realizada a conversão das imagens em grandezas físicas (concentração de Chl-a ou TSS em corpos hídricos, biomassa em áreas de vegetação terrestre). Neste trabalho optou-se pelo emprego de três técnicas bem estabelecidas pela literatura para ambientes terrestres e vegetados, mas ainda pouco exploradas para o estudo de ambientes aquáticos. Na sequência são apresentados os principais resultados obtidos para cada uma destas técnicas.

4.3.1 Índices de vegetação (NDVI, SAVI, MSAVI)

Nas Figuras a seguir são apresentados os índices de vegetação (NDVI) gerados a partir das imagens Landsat5/TM e 7/ETM+. Em cada quadro mostra-se o mapa com a variação do NDVI na superfície do lago, o mapa da concentração e da distribuição da Chl-a realizado com base nos valores de NDVI, segundo a metodologia proposta por Londe (2008), o gráfico com a concentração de Chl-a e feofitina nos pontos amostrais utilizados pelo DMAE (EBABs) e uma linha do tempo com as datas das imagens e das coletas em campo. Além disso, são apresentadas as EBABs que registraram a ocorrência de floração de cianobactérias e alteração do sabor e cheiro da água tratada e distribuída aos consumidores, conforme DMAE (2012).

De uma maneira geral, verifica-se que nas imagens dos dias 12/01/2005 (Figura 4.21),

28/01/2005 (Figura 4.23), 02/01/2007 (Figura 4.25), 03/02/2007 (Figura 4.27), 09/03/2008 (Figura 4.31), 25/03/2008 (Figura 4.34), 07/05/2009 (Figura 4.36) e 28/03/2012 (Figura 4.40) o Lago Guaíba apresentou algumas áreas com valores de NDVI na faixa entre -0,2 e 0,2, ou superiores, os quais são representados na imagem em tons de bege e verde e permitiram identificar a área de ocorrência das florações. Estas áreas se situaram principalmente na margem esquerda do lago, nas proximidades da área urbana de Porto Alegre.

Na pesquisa realizada por Londe (2008) no reservatório de Ibitinga, valores de NDVI menores do que 0 indicavam concentrações de Chl-a inferiores a $8,87 \mu\text{g.L}^{-1}$. Já nos dados amostrais coletados no reservatório Passo Real em 2009 e 2010, valores de NDVI superiores a -0,2 só foram encontrados para pontos amostrais com concentrações superiores a $100 \mu\text{g.L}^{-1}$. Esta diferença pode estar relacionada à carga de sedimentos presente na água dos dois ambientes e que em maiores concentrações dificulta a determinação da Chl-a. Enquanto o reservatório de Ibitinga apresenta baixa turbidez por encontrar-se em um sistema em cascata, o reservatório Passo Real comumente apresenta altas concentrações de sedimentos, uma vez que é o primeiro grande reservatório de uma série em cascata e a atividade agrícola é muito intensa em sua bacia de captação. A transparência média da água medida por Londe (2008) no reservatório de Ibitinga foi de 82 cm (com máximo de 230 cm) em outubro de 2005, enquanto em Passo Real a transparência média foi de 52 cm em outubro de 2009 (máximo de 88 cm).

Segundo Novo et al. (2009), os valores negativos de NDVI podem estar associado à presença de material particulado em suspensão, o que aumenta o espalhamento na região do vermelho, fato que também foi constatado nos trabalhos realizados por Lissner (2011) e Portz et al. (2011). Ao analisar a correlação dos dados espectrais coletados no reservatório Passo Real com a concentração de Chl-a e TSS em todos os pontos amostrais (Figura A.1 – Apêndice A), verifica-se que em 2009 a Chl-a e o TSS correlacionaram-se de maneira muito semelhante com os espectros em todos os comprimentos de onda, o que confirma a hipótese levantada por Novo et al. (2009), mas não permite definir qual dos dois componentes é o responsável por determinar os valores negativos de NDVI. Este fato também explica o R^2 menor encontrado em 2009 entre a Chl-a e o NDVI (0,63) em comparação aos dados de 2010, quando os espectros estiveram mais fortemente correlacionados com a Chl-a, gerando um R^2 de 0,8 entre a Chl-a e o NDVI (Figura A.2 – Apêndice A).

Estas constatações dificultam a aplicação dos modelos gerados no reservatório Passo Real para a estimativa de Chl-a no Lago Guaíba utilizando o NDVI. Além disso, há as diferenças intrínsecas dos dois corpos hídricos e as incertezas envolvidas na aplicação de um

modelo empírico em um sistema aquático com características distintas em relação ao sistema a partir do qual o modelo foi gerado, conforme foi constatado por Novo et al. (2009).

Analisando-se as concentrações do pigmento fotossintético Chl-a e do feopigmento feofitina (produto da degradação da Chl-a), obtidas em cinco pontos amostrais e em datas próximas à das imagens com ocorrência de florações, verifica-se que as concentrações de Chl-a, em sua grande maioria, foram superiores as da feofitina. Este fato indica que na maioria dos casos as imagens produzidas captaram as florações em pleno desenvolvimento. Concentrações de feofitina superiores as da Chl-a indicam que as florações se encontram em estágio de senescência.

Em relação às demais imagens, o NDVI não foi sensível à presença de Chl-a, e, por isso, o mapeamento da Chl-a não trouxe resultados satisfatórios. Em alguns meses, mesmo havendo o registro de florações no Guaíba por parte do DMAE e de concentrações elevadas de Chl-a em alguns pontos amostrais, foram encontrados baixos valores de NDVI, o que provavelmente está relacionado ao distanciamento temporal entre a data das coletas nas EBABs e a data das imagens. Além disso, florações de curta duração podem não ser mapeadas em função da limitação da resolução temporal dos sensores TM5 e ETM7+. A limitação em relação à resolução espectral e radiométrica é outro fator que compromete a detecção de florações menos intensas.

Na Figura 4.21 são apresentadas as informações relativas à imagem Landsat5/TM produzida em 12 de janeiro de 2005.

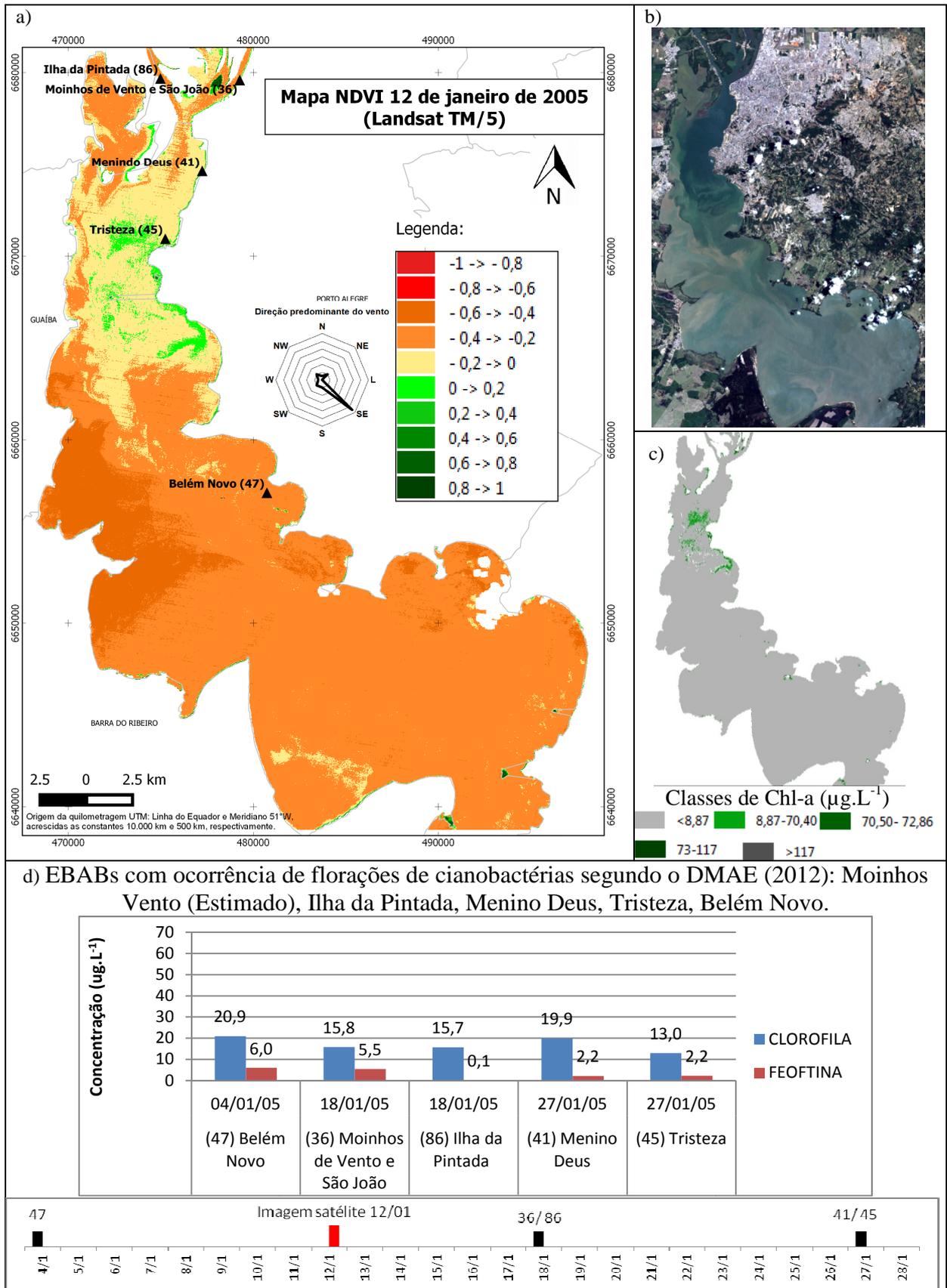


Figura 4.21 – a) Mapa do NDVI; b) Composição cor verdadeira da imagem (RBG321); c) Mapeamento da Chl-a com base nos valores de NDVI; d) Concentração de Chl-a e feofitina nas EBABs; Escala de tempo coletas em campo/imagem de satélite – 12 de janeiro de 2005.

Observa-se no mapa em (a) que a área que apresenta os maiores valores de NDVI (superiores a -0,2) está localizada nas proximidades da área urbana de Porto Alegre, especialmente na margem esquerda. Na composição cor verdadeira (RGB321) da imagem de satélite (b) é possível constatar que esta área apresenta tom de verde escuro, o que indica a presença de floração. Na porção mais ao sul/sudeste do lago verifica-se a diminuição dos valores de NDVI, especialmente às margens dos municípios de Guaíba e Barra do Ribeiro, onde os valores de NDVI estiveram na faixa entre -0,4 e -0,6. O mapa da distribuição da Chl-a (c) produzido conforme a metodologia proposta por Londe (2008) também permitiu identificar a área com maiores concentrações deste pigmento, as quais coincidiram com o mapa do NDVI em (a). Em relação à concentração de Chl-a e feofitina nos pontos amostrais (EBABs) presente em (d), todos tiveram concentrações moderadas de Chl-a e baixas de feofitina. Nos pontos Menino Deus e Tristeza, localizados mais próximos à floração não houve o registro de concentrações mais elevadas, o que relaciona-se ao fato da amostragem ter sido realizada 15 dias após a data da imagem nestes pontos.

Em relação às variáveis ambientais averiguou-se que no mês anterior à data da imagem de satélite a precipitação acumulada foi muito baixa (19,7 mm), o que explica o nível do Guaíba abaixo da média histórica para todo o período. Em relação ao vento, comprovou-se que a velocidade média foi baixa, especialmente nos dias anteriores à obtenção da imagem e que a direção predominante foi sudeste (SE), o que contribuiu para que as florações se localizassem na porção mais à montante do lago. Conforme mencionado na revisão bibliográfica, valores baixos de precipitação, velocidade do vento e nível d'água são fatores favoráveis às florações. Maior detalhamento sobre as variáveis ambientais pode ser encontrado no Apêndice B - Figura B.1.

A Tabela (a) da Figura 4.22 expressa os valores médios, mínimos, máximos e o desvio padrão das variáveis limnológicas opticamente ativas e não opticamente ativas obtidas nas EBABs em janeiro de 2005. Comparando-se os dados limnológicos com os dados obtidos por Andrade (2009) (dados obtidos em 28 pontos amostrais, nos meses de verão, entre os anos de 1996 e 2006) nota-se que os valores de transparência e pH, bem como a concentração de Chl-a estiveram altos, enquanto a concentração de TSS e os valores de condutividade foram baixos. Os valores mais altos de pH e clorofila-a são indicativos da ocorrência de floração. Em relação ao valor de pH, Maizonave (2009) constatou que em outras florações ocorridas no Lago Guaíba no período entre 1971 e 2007 foram observados valores de pH superiores a 8,0, os quais estão associados à elevada produtividade em períodos de maior desenvolvimento dos organismos e o consumo de ácido carbônico necessário à fotossíntese.

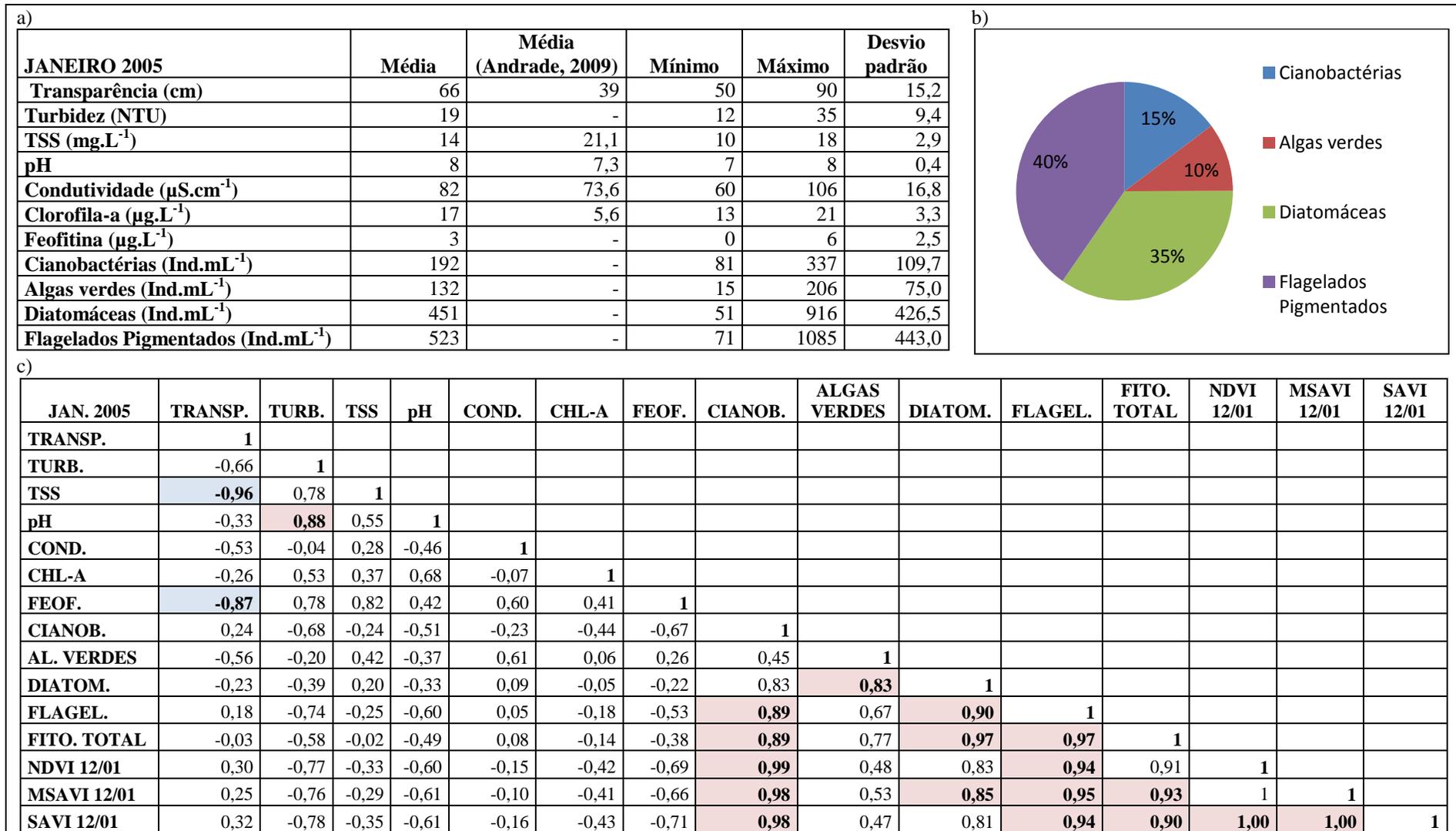


Figura 4.22 – a) Valores médios, mínimos, máximos e desvio padrão das variáveis limnológicas*; b) Gráfico da porcentagem das classes de fitoplâncton*; c) Matriz de correlação entre variáveis limnológicas e os Índices de Vegetação** – 12 de janeiro de 2005.

* Fonte: DMAE

**Os valores destacados são estatisticamente significativos com um nível de significância de 99,95% ($\alpha=0,05$).

No gráfico presente em (b) percebe-se 40% do fitoplâncton total foi composto por flagelados pigmentados, 35% por diatomáceas e apenas 15% por cianobactérias. Maizonave (2009) explica que a quantificação da densidade expressa em indivíduos por mL (ind.mL^{-1}) é problemática na concepção de uma definição operacional de floração, pois ela superestima fitoflagelados nanoplanctônicos e subestima os efeitos da proliferação de algas e cianobactérias filamentosas e coloniais. Desta forma, Maizonave (2009) utilizou como critérios na definição de evento de floração a abundância relativa de um gênero ou espécie igual ou superior a 75% em relação aos demais, e/ou densidade elevada (igual ou superior a 1000 ind.mL^{-1}) e/ou valores elevados de pH nas estações amostrais consideradas.

Na Tabela (c) da Figura 4.22 mostra-se a matriz de correlação entre as variáveis limnológicas e entre as variáveis limnológicas e os índices de vegetação (NDVI, SAVI e MSAVI). Os valores destacados em negrito são aqueles considerados estatisticamente significativos com um nível de significância de 99,95% ($\alpha=0,05$). Destaca-se a alta correlação negativa entre a transparência e o TSS e entre a transparência e a feofitina.

É esperado que o aumento dos sólidos em suspensão na água e da feofitina ocasionem a diminuição da transparência em função do espalhamento da radiação solar produzida pelos sólidos e pela absorção da radiação gerada pelos feopigmentos. A alta correlação positiva entre turbidez e o pH também foi observada por Maizonave (2009), que verificou que durante as florações são observados valores de pH superiores a 8,0. A floração registrada em janeiro de 2005 possivelmente aumentou a turbidez da água e, conseqüentemente, o pH, resultando na correlação alta e positiva entre as duas variáveis. As cianobactérias estiveram positivamente correlacionadas com os flagelados e o fitoplâncton total e as diatomáceas com os flagelados e o fitoplâncton total, assim como os flagelados e o fitoplâncton total. Estas altas correlações indicam que junto às cianobactérias causadoras de alterações de gosto e cheiro da água, conforme constatado pelo DMAE (2012), havia a existência de outros grupos fitoplanctônicos.

Os índices de vegetação NDVI, SAVI e MSAVI foram correlacionados com as variáveis limnológicas a partir dos valores coletados em amostras de 3 x 3 pixels centradas nas cinco EBABs em questão. Posteriormente foi realizada a média destes valores e a correlação. Destacam-se as altas correlações positivas entre as cianobactérias e o NDVI, SAVI e MSAVI, o que demonstra que, para esta imagem, os índices de vegetação foram bastante apropriados para a detecção de florações. Também foram obtidas altas correlações entre os índices de vegetação e os flagelados, o fitoplâncton total e as diatomáceas, o que demonstra o potencial de utilização destes para a detecção do fitoplâncton.

Na Figura 4.23 são apresentados os mapas relativos à imagem do dia 28 de janeiro de 2005, obtida 16 dias após a imagem do dia 12 de janeiro. Nesta data, a floração de algas verificada no dia 12 de janeiro não se faz mais presente. No mapa apresentado em (a) é possível verificar uma diminuição dos valores de NDVI, predominando valores inferiores a -0,4, o que indica baixas concentrações de Chl-a. As únicas áreas que apresentam valores de NDVI superiores a -0,2 situam-se na área conhecida como Saco de Santa Cruz, nos canais do Delta do Jacuí, na área próxima à Ponta Grossa (margem esquerda do lago) e na área próxima à orla do município de Guaíba, na margem direita. Esta última, conforme observar-se na imagem em (b), possivelmente apresenta valores mais elevados de NDVI em função da influência da cobertura de nuvens, a qual não foi possível extrair totalmente da imagem. Na margem esquerda, a área com maiores valores de NDVI encontra-se ao sul em relação à imagem de 12 de janeiro, o que indica uma possível movimentação dos organismos fitoplanctônicos. O mapa presente em (c) indica concentrações de Chl-a inferiores a $8,87 \mu\text{g.L}^{-1}$. Em relação à concentração de Chl-a e feofitina presente em (d), os pontos Menino Deus e Tristeza apresentaram, no dia anterior à data da imagem, concentração de Chl-a de $19,9 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $13,0 \mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente. Estes valores foram superiores aos $8,87 \mu\text{g.L}^{-1}$ que o mapa elaborado conforme metodologia proposta por Londe (2008) indica.

Em relação à matriz de correlação apresentada na Figura 4.24 (c), verifica-se que os índices de vegetação apresentam correlações superiores a 0,90 na imagem de 28 de janeiro, o que demonstra a consistência dos três índices.

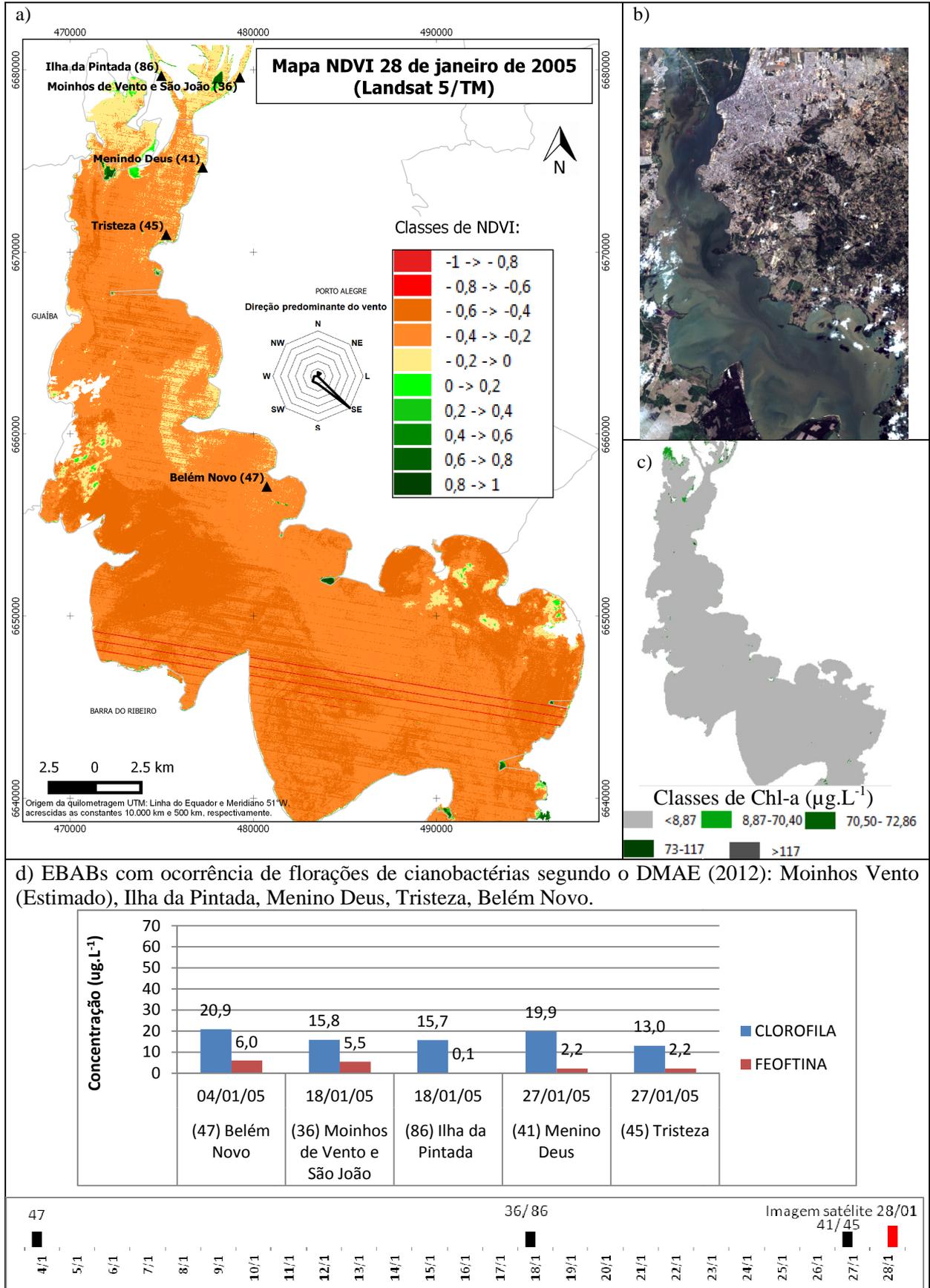


Figura 4.23 - a) Mapa do NDVI; b) Composição cor verdadeira da imagem (RBG321); c) Mapeamento da Chl-a com base nos valores de NDVI; d) Concentração de Chl-a e feofitina nas EBABs; Escala de tempo coletas em campo/imagem de satélite – 28 de janeiro de 2005.

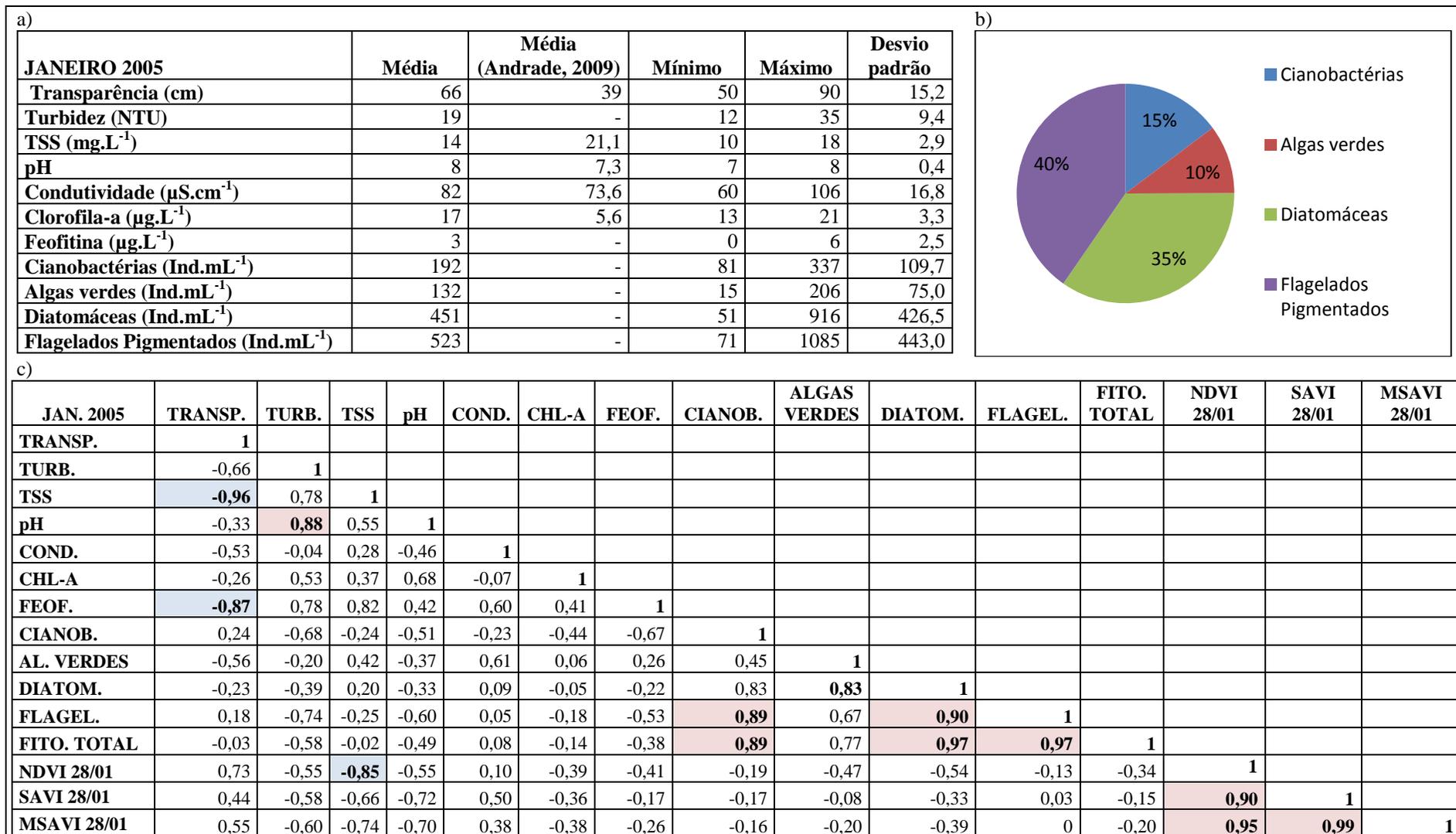


Figura 4.24– a) Valores médios, mínimos, máximos e desvio padrão das variáveis limnológicas*; b) Gráfico da porcentagem das classes de fitoplâncton*; c) Matriz de correlação entre variáveis limnológicas e os Índices de Vegetação** – 28 de janeiro de 2005.

* Fonte: DMAE

**Os valores destacados são estatisticamente significativos com um nível de significância de 99,95% ($\alpha=0,05$).

Na Figura 4.25 são apresentadas as informações relativas à imagem Landsat 5/TM produzida em 02 de janeiro de 2007. No mapa do NDVI presente em (a) verifica-se valores de NDVI superiores a -0,2 em boa parte da margem esquerda do lago, principalmente na região que se estende da Praia de Ipanema até as proximidades da EBAB Belém Novo. Na Praia de Ipanema é possível constatar áreas com valores de NDVI superiores a 0, as quais aparecem em tons de verde claro. Em direção à margem direita do lago há uma paulatina diminuição dos valores de NDVI, o que é um indicativo de que a diminuição da velocidade da água no lago somada aos nutrientes oriundos dos rios tributários e do esgoto da cidade de Porto Alegre, fornecem condições adequadas para o estabelecimento de florações no setor norte e na margem esquerda do lago. Na imagem de satélite presente em (b) é possível constatar que a água nas proximidades da margem direita apresenta tons mais amarronzados, principalmente na região conhecida como Saco de Santa Cruz, enquanto na margem esquerda a água encontra-se em tons de verde escuro.

No mapeamento da Chl-a apresentado em (c) é possível verificar que nas proximidades da Praia de Ipanema as concentrações são da ordem de 8,87 a 70,40 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Em relação ao gráfico apresentado em (d), o ponto Moinhos de Vento/São João apresentou, no dia 03 de janeiro, uma concentração alta de feofitina e baixa de Chl-a (32,4 e 4,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente), o que indica que dois dias após a data da imagem a floração já entrou em senescência no extremo norte do lago. Nos demais pontos obtidos em datas próximas da imagem (Ilha da Pintada, Menino Deus e Tristeza) as concentrações de Chl-a foram baixas. No mapa (a) é possível observar que estes pontos não se encontram dentro da área de floração. O ponto Belém Novo apresentou, no dia 11 de janeiro, uma concentração alta de Chl-a (24,9 $\mu\text{g.L}^{-1}$), o que indica que após a imagem, a floração persistiu na margem esquerda do Guaíba.

Em relação às variáveis ambientais, nos 30 dias anteriores à data de obtenção da imagem a precipitação foi superior à média histórica dos meses de dezembro e janeiro, em virtude da influência do fenômeno El Niño. Todavia, nos 07 dias anteriores à imagem não houve o registro de chuva, o que favoreceu a ocorrência de floração, apesar do nível do lago estar próximo da média histórica durante quase todo o período (Apêndice B - Figura B.3). Em relação ao vento, houve o predomínio de ventos na direção SE e E, porém, ventos na direção SW também foram atuantes, o que pode ter influenciando a localização da floração na margem esquerda do lago. A velocidade média do vento (7,4 km/h) foi baixa em comparação à média histórica do mês de dezembro e janeiro (10 e 9,4 km/h), especialmente nos 4 dias

anteriores à data da imagem, o que pode ter proporcionado condições de calmaria favoráveis ao desenvolvimento fitoplanctônico.

Na Figura 4.26 (a) é possível verificar que em comparação aos dados coletados por Andrade (2009), o valor médio de transparência esteve alto, a concentração de TSS baixa, os valores de pH e condutividade semelhantes, e a concentração de Chl-a alta. Destaca-se que o valor máximo de pH (10) é um indicativo da ocorrência de floração, embora a concentração mais elevada de Chl-a tenha sido de apenas $24,9 \mu\text{g.L}^{-1}$. É possível que, em função da localização das EBABs, as áreas com maior intensidade de floração não tenham sido amostradas. Em (b) é possível verificar o predomínio dos flagelos pigmentados (40%), seguido das cianobactérias (31%), o que representa uma grande concentração de cianobactérias, uma vez que a quantificação da densidade de organismos por mL (ind.mL^{-1}) superestima fitoflagelados nanoplanctônicos e subestima algas e cianobactérias filamentosas e coloniais (Maizonave, 2009).

Na matriz de correlação em (c) a transparência apresentou altas correlações negativas e estatisticamente significativas com a Chl-a, com as cianobactérias, as algas verdes e o fitoplâncton total, o que é esperado em função da absorção da radiação pelo processo fotossintético. O pH apresentou altas correlações positivas com a Chl-a, cianobactérias, algas verdes e com o fitoplâncton total, o que demonstra que esta variável funciona como um indicativo da ocorrência de florações. A Chl-a, por sua vez, apresentou uma correlação alta e positiva com as cianobactérias, com as algas verdes e com o fitoplâncton total, uma vez que este pigmento é um indicativo da biomassa fitoplanctônica. Em relação aos índices de vegetação, o NDVI apresentou correlações positivas e estatisticamente significativas com as cianobactérias e com as algas verdes, enquanto o MSAVI esteve estatisticamente correlacionado apenas com o fitoplâncton total.

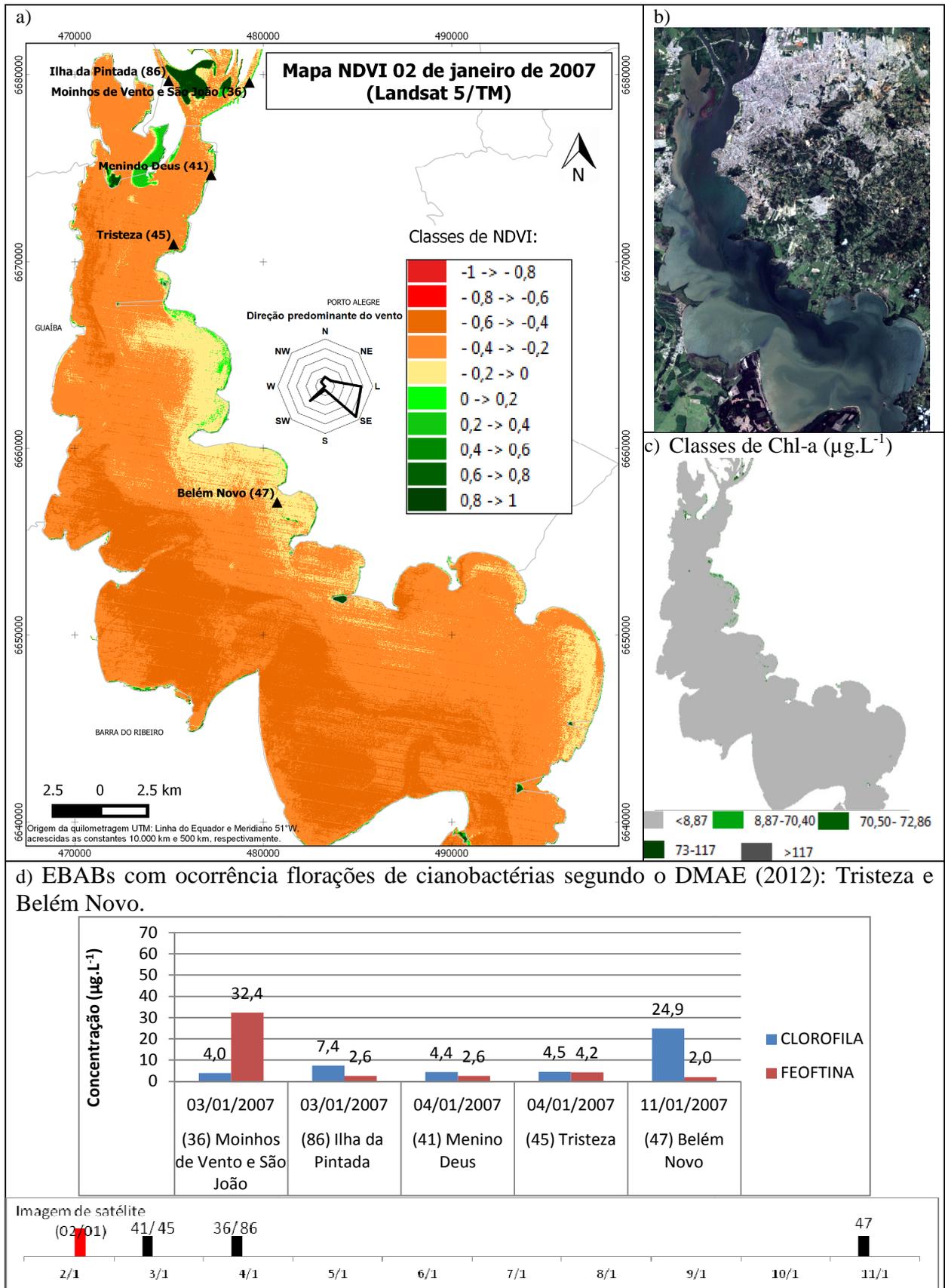


Figura 4.25 - a) Mapa do NDVI; b) Composição cor verdadeira da imagem (RBG321); c) Mapeamento da Chl-a com base nos valores de NDVI; d) Concentração de Chl-a e feofitina nas EBABs; Escala de tempo coletas em campo/imagem de satélite – 02 de janeiro de 2007.

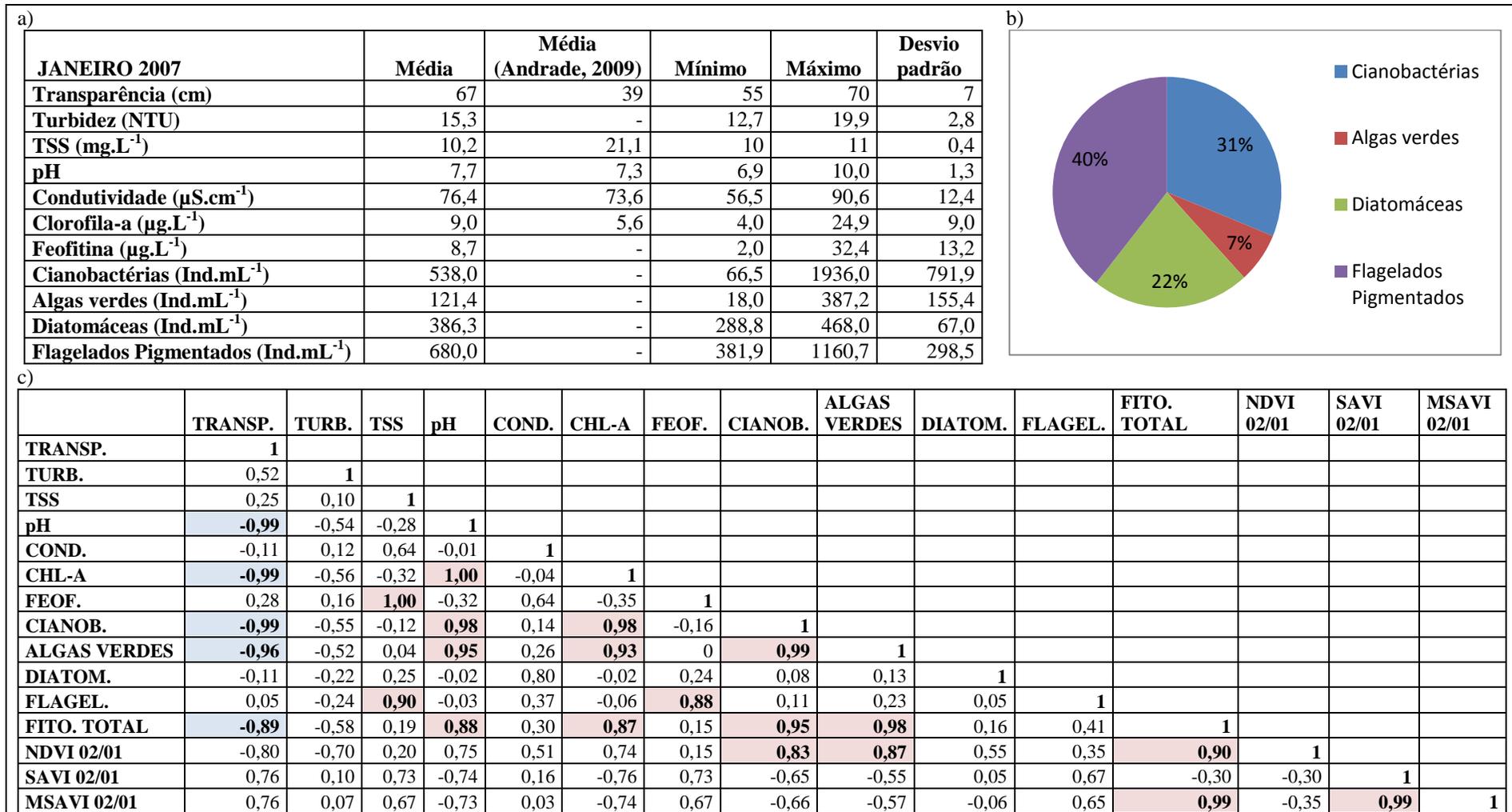


Figura 4.26 - a) Valores médios, mínimos, máximos e desvio padrão das variáveis limnológicas*; b) Gráfico da porcentagem das classes de fitoplâncton*; c) Matriz de correlação entre variáveis limnológicas e os Índices de Vegetação** – 02 de janeiro de 2007.

* Fonte: DMAE

**Os valores destacados são estatisticamente significativos com um nível de significância de 99,95% ($\alpha=0,05$).

Na Figura 4.27 (a) apresenta-se o mapa do NDVI da imagem Landsat 5/TM produzida em 03 de fevereiro de 2007. Em comparação à imagem produzida um mês antes (02 de janeiro de 2007 - Figura 4.25), é possível observar que houve uma diminuição da intensidade da floração na margem esquerda do lago, porém esta se estendeu para a região central e norte na direção do Saco de Santa Cruz, atingindo a margem direita. A floração de cianobactérias se mostrou persistente, especialmente na EBAB Tristeza, conforme observado por DMAE (2012). Na margem esquerda do lago, nas proximidades da praia de Ipanema é possível observar algumas áreas com valores de NDVI entre 0 e 0,2, porém, há predomínio de valores de NDVI entre -0,2 e 0, os quais permitem, por sua distribuição, identificar claramente a abrangência da floração. Em direção ao sul e oeste do lago há uma diminuição dos valores de NDVI, fato já identificado em imagens anteriores. Na composição colorida da imagem (b) as áreas com floração aparecem em tons de verde mais escuro, mas não há a possibilidade de identificar claramente a sua distribuição. No mapa do NDVI em (c), a concentração de Chl-a para a data da imagem foi inferior a $8,87 \mu\text{g.L}^{-1}$.

As concentrações de Chl-a e feofitina das EBABs apresentadas no gráfico (d) foram obtidas em dias posteriores, porém próximos à data da imagem. Na EBAB Moinhos de Vento/São João, a concentração de Chl-a foi de $12,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ e a de feofitina de $6,3 \mu\text{g.L}^{-1}$, o que indica que no dia 05 de fevereiro a floração apresentava sinais de senescência nesta área. Nos dias 07 e 08 de fevereiro as EBABs Menino Deus, Tristeza e Belém Novo apresentaram concentrações altas de Chl-a, especialmente a estação Belém Novo ($44,2 \mu\text{g.L}^{-1}$ de Chl-a e $0 \mu\text{g.L}^{-1}$ de feofotina), o que significa que 4 e 5 dias após a imagem houve a continuidade da floração e até mesmo uma possível intensificação em algumas áreas.

Em relação à precipitação nos 30 dias anteriores à data da imagem, foi registrado um acumulado de 91,7 mm, valor um pouco abaixo da média histórica mensal do mês de janeiro, que é de 106 mm. A chuva foi bem distribuída ao longo do mês e os acumulados diários não ultrapassaram 15 mm (Apêndice B - Figura B.4). Na semana anterior à imagem, a máxima precipitação diária foi de apenas 10 mm, sendo que nos 4 dias anteriores não houve precipitação, o que favoreceu a permanência das florações. O nível do Guaíba manteve-se próximo da média histórica neste período e a velocidade média do vento ($7,3 \text{ km/h}$) ficou abaixo da média histórica do mês de janeiro, que é de $9,4 \text{ km/h}$ (INMET, 2015b). Menores velocidades do vento também são favoráveis à manutenção das florações. A direção predominante do vento foi SE e E, o que favoreceu o deslocamento da floração para a porção NW e W do lago, conforme foi constatado na Figura 4.27 (a). Na Figura 4.28 são apresentadas as variáveis limnológicas e a correlação destas com os índices de vegetação.

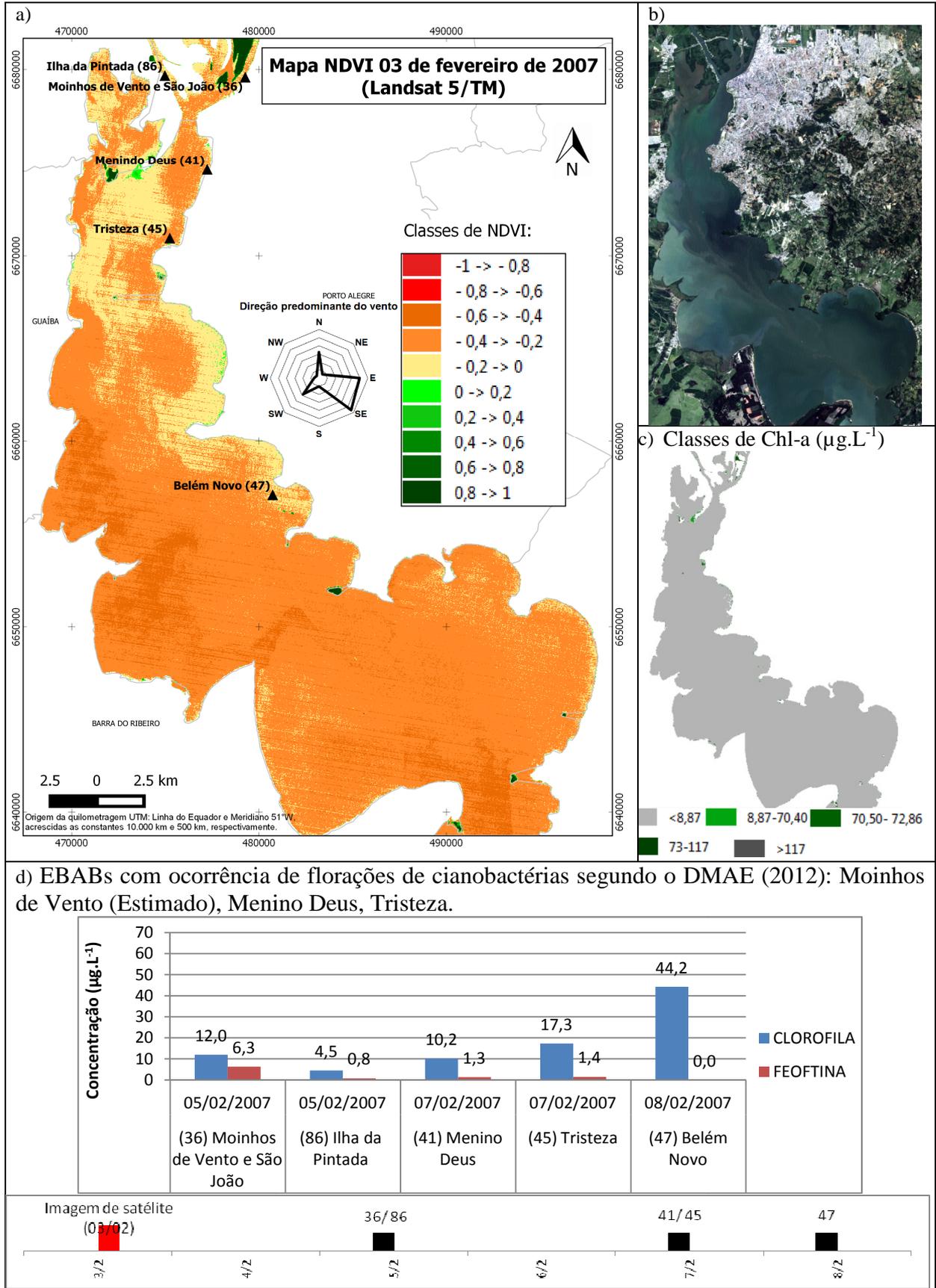


Figura 4.27 - a) Mapa do NDVI; b) Composição cor verdadeira da imagem (RBG321); c) Mapeamento da Chl-a com base nos valores de NDVI; d) Concentração de Chl-a e feofitina nas EBABs; Escala de tempo coletas em campo/imagem de satélite – 03 de fevereiro de 2007.

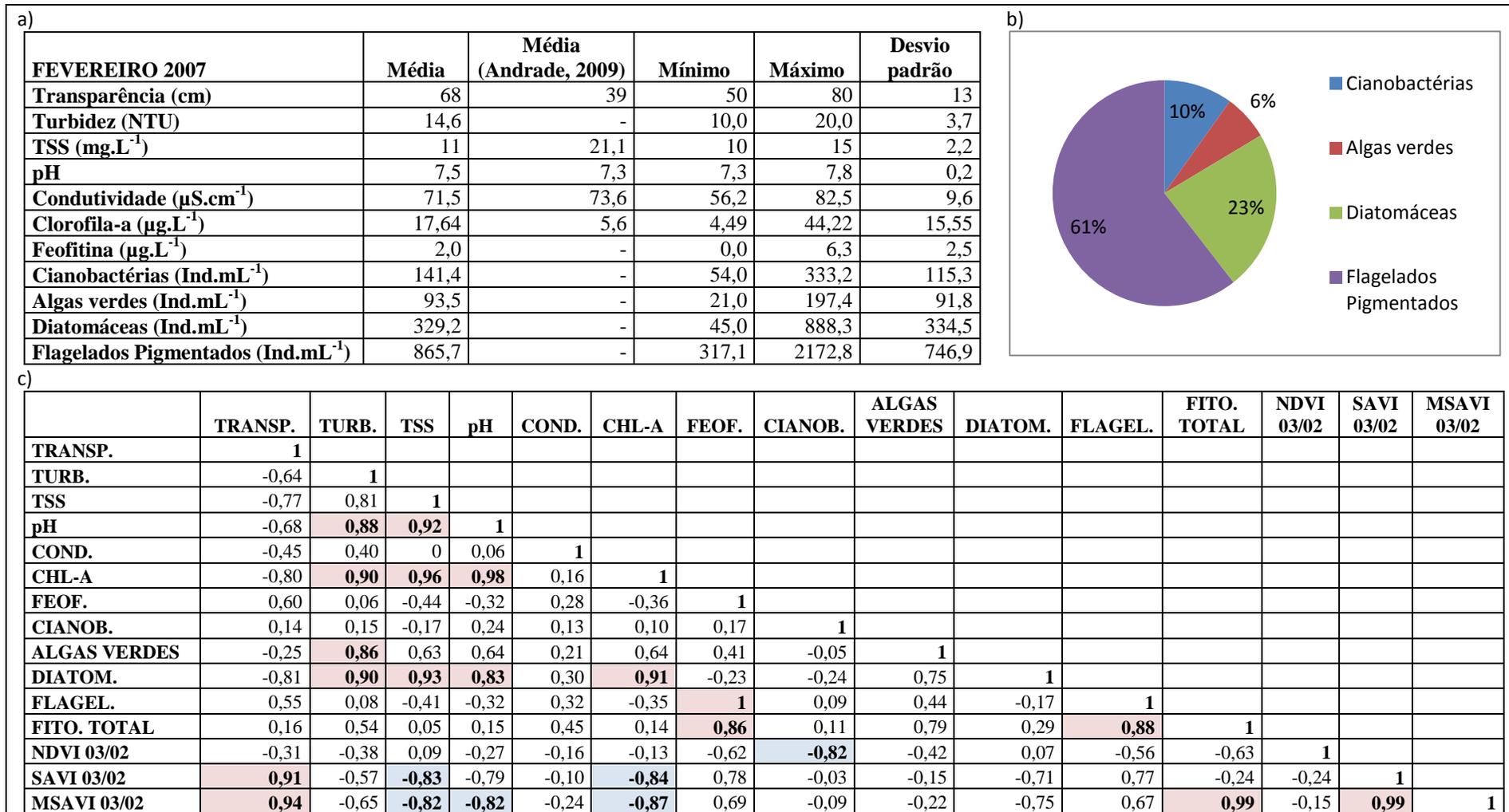


Figura 4.28 - a) Valores médios, mínimos, máximos e desvio padrão das variáveis limnológicas*; b) Gráfico da porcentagem das classes de fitoplâncton*; c) Matriz de correlação entre variáveis limnológicas e os Índices de Vegetação** - 03 de fevereiro de 2007.

* Fonte: DMAE

**Os valores destacados são estatisticamente significativos com um nível de significância de 99,95% ($\alpha=0,05$).

Na Tabela (a) da Figura 4.28 é possível observar que, em comparação aos dados coletados por Andrade (2009), a transparência média da água e a concentração média de Chl-a estiveram altas, a concentração de TSS esteve baixa, enquanto o pH e a condutividade apresentaram valores médios semelhantes. Menores concentrações de TSS diminuem a dispersão da luz no interior do corpo hídrico, aumentando a disponibilidade de luz para os organismos fotossintéticos. Em (b) é possível observar que as cianobactérias foram o terceiro grupo mais representativo, ficando atrás dos flagelados pigmentados e das diatomáceas. Na Tabela apresentada em (c), é possível observar altas correlações positivas da turbidez com o pH, Chl-a, algas verdes e diatomáceas, o que indica que estas variáveis aumentam a turbidez da água. O TSS esteve positivamente correlacionado com o pH, Chl-a e diatomáceas, o que significa que houve predomínio da fração orgânica no peso final do TSS. O pH apresentou altas correlações positivas com a Chl-a e diatomáceas e a Chl-a com as diatomáceas. É possível que, nesta data, tenha havido um grande desenvolvimento de diatomáceas junto às cianobactérias, o que explica a maior correlação destes organismos com o pH e a Chl-a.

Em relação aos índices de vegetação, com exceção do SAVI e MSAVI, que apresentaram correlações positivas e estatisticamente significativas com a transparência, todas as demais correlações significativas foram negativas (TSS, pH, Chl-a, cianobactérias). Isto significa que, para esta data, os índices de vegetação possibilitaram a visualização da abrangência da floração, mas não permitiram a obtenção de algoritmos preditivos, embora a data das amostragens tenha sido relativamente próxima da data de obtenção da imagem.

Na Figura 4.29, apresenta-se as informações relativas à imagem Landsat 5/TM produzida em 06 de fevereiro de 2008. Embora o DMAE (2012) tenha identificado alterações de gosto e odor na água tratada captada a partir das EBABs Tristeza, Belém Novo e Moinhos de Vento (estimado), na imagem do NDVI apresentada em (a) não é possível identificar a área de abrangência destas florações. O DMAE (2012) ressalta que, apesar de alterações significativas nas propriedades organolépticas da água, o processo de floração pode estar ou não estabelecido quando estas alterações são registradas. Os valores de NDVI foram inferiores a -0,4 para toda a área do lago, sendo possível inferir que as florações tenham se estabelecido após a data da imagem. Em (c) é possível verificar que o mapeamento da Chl-a com base no NDVI proposto por Londe (2008) identificou apenas concentrações de Chl-a inferiores a $8,87 \mu\text{g.L}^{-1}$. Nas amostragens realizadas nos dias 12 e 14 de fevereiro de 2014, as concentrações de Chl-a e feofitina foram baixas, porém, chama atenção o fato de que os pontos localizados mais ao norte do lago (Moinhos de Vento/São João, Ilha da Pintada e Menino Deus) apresentaram concentrações de feofitina superiores às de Chl-a, enquanto nos

dois pontos mais ao sul (Tristeza e Belém Novo), as concentrações de feofitina foram levemente inferiores as de Chl-a. Duas explicações são possíveis: a) na data da imagem as florações já se encontravam em senescência e, por isso, o NDVI não foi eficiente na identificação da floração; b) a floração se estabeleceu após a data da imagem e, nos dias de amostragem pelo DMAE, as mesmas já haviam entrado em declínio.

Nos 30 dias anteriores à data de produção da imagem a chuva acumulada foi superior à média histórica do mês de janeiro. O nível do Guaíba esteve, na maior parte dos dias, abaixo do nível médio e os ventos predominantes foram os ventos E, SE e SW, com velocidade média inferior à média dos meses de janeiro e fevereiro (Apêndice B - Figura B.5).

Em relação aos valores das variáveis limnológicas apresentados na Figura 4.30 (a), verifica-se que a transparência média da água, a concentração média de Chl-a e a condutividade elétrica foram superiores aos valores obtidos por Andrade (2009). As demais variáveis apresentaram valores médios inferiores ou iguais, com destaque para o TSS que foi quase a metade do valor médio encontrado por Andrade (2009). Em (b) é possível observar que os flagelados pigmentados predominaram no fitoplâncton total, e que as cianobactérias representaram apenas 6% dos indivíduos. Na matriz de correlação apresentada em (c) verifica-se correlação negativa e estatisticamente significativa apenas entre a transparência e as algas verdes. As demais correlações estatisticamente significativas foram positivas, o que significa que o aumento da concentração ou do valor de uma variável é acompanhado pelo aumento da variável com a qual esta encontra-se positivamente correlacionada. Apenas o SAVI e o MSAVI apresentaram correlações significativas com o fitoplâncton total. As demais variáveis não estão correlacionadas aos índices, o que pode ser explicado pelas baixas concentrações que apresentaram nas amostragens.

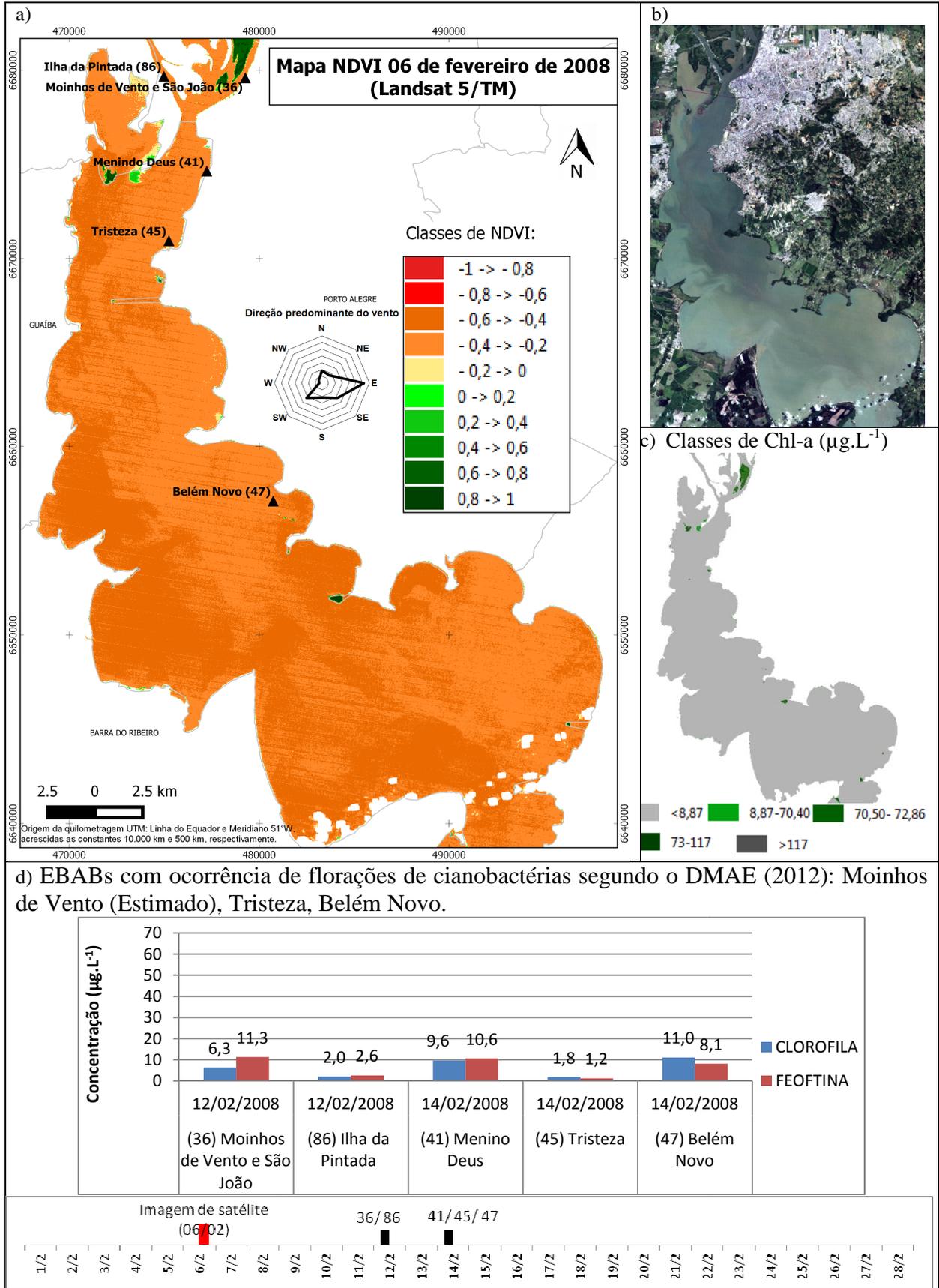


Figura 4.29 - a) Mapa do NDVI; b) Composição cor verdadeira da imagem (RBG321); c) Mapeamento da Chl-a com base nos valores de NDVI; d) Concentração de Chl-a e feofitina nas EBABs; Escala de tempo coletas em campo/imagem de satélite – 06 de fevereiro de 2008.

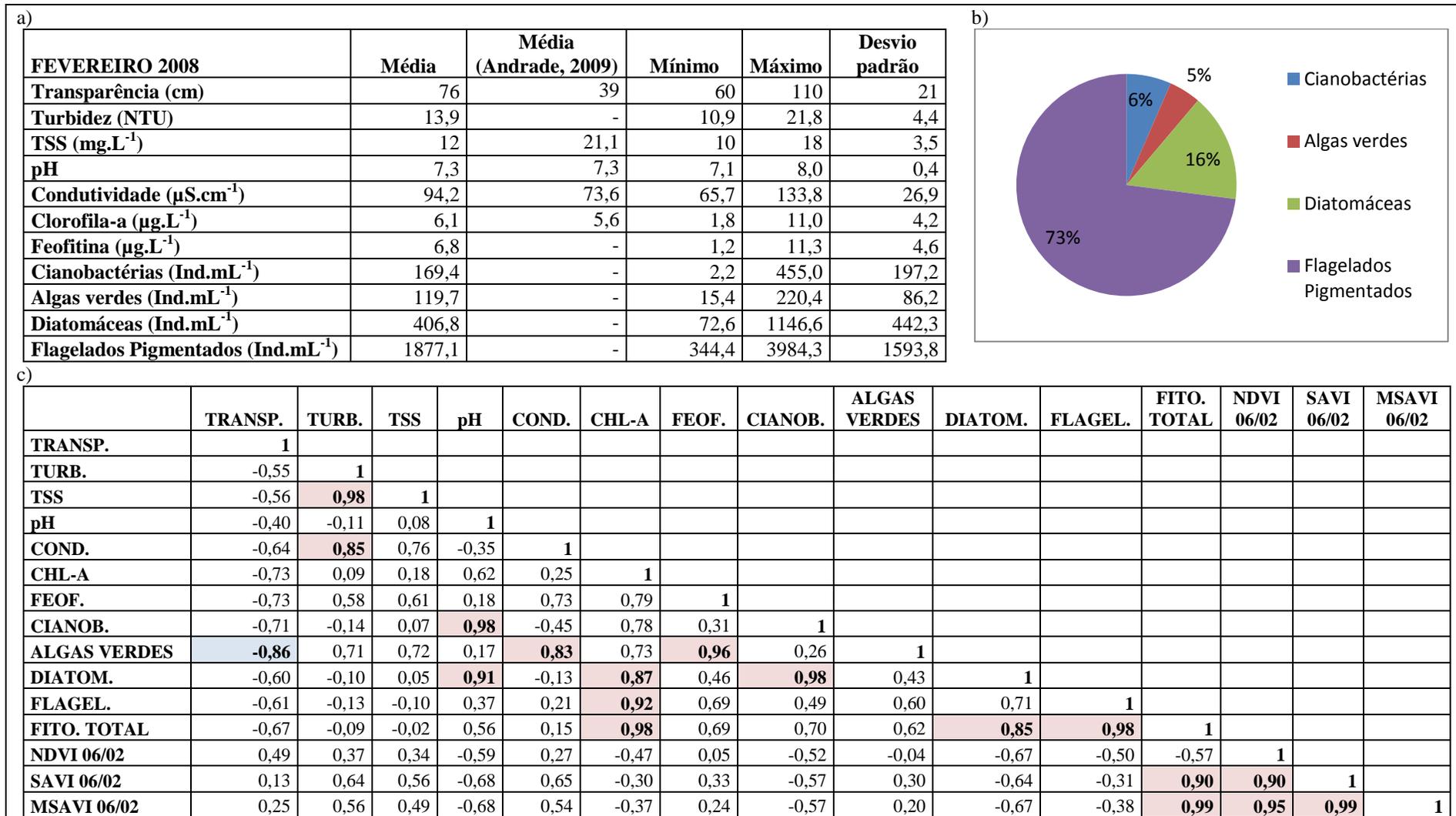


Figura 4.30 - a) Valores médios, mínimos, máximos e desvio padrão das variáveis limnológicas*; b) Gráfico da porcentagem das classes de fitoplâncton*; c) Matriz de correlação entre variáveis limnológicas e os Índices de Vegetação** – 06 de fevereiro de 2008.

* Fonte: DMAE

**Os valores destacados são estatisticamente significativos com um nível de significância de 99,95% ($\alpha=0,05$).

Na Figura 4.31 apresenta-se as informações relativas à imagem Landsat 5/TM produzida em 09 de março de 2008. Nesta data ocorreu uma intensa floração de algas, visualizada claramente a partir do mapeamento do NDVI apresentado em (a). É possível observar áreas com valores de NDVI superiores a 0 (em tons de verde claro), localizadas principalmente nas margens do lago e em direção ao centro. No entorno destas áreas os valores de NDVI situam-se na classe entre 0 e -0,2. As áreas de floração aparentemente tiveram início nas margens do lago (Praia de Ipanema e próximo à área urbana do município de Guaíba) e foram “arrastadas” pelo fluxo da água em direção à região central. Naquela ocasião, a floração foi tão intensa que se estendeu do Saco de Santa Cruz até a área que se situa entre o Saco do Pinho e o Saco de Itapuã, ao sul. Na composição cor verdadeira da imagem (RGB321) em (b) verifica-se o aspecto esverdeado da água, porém a identificação das áreas de floração não é tão nítida quanto em (a). No mapa apresentado em (c) e produzido a partir do fatiamento do NDVI de acordo com o algoritmo proposto por Londe (2008), também é possível visualizar em verde as áreas com maiores concentrações de Chl-a, especialmente na margem esquerda do lago.

No gráfico (d) destaca-se a alta concentração de Chl-a e de feofitina na EBAB Belém Novo no dia seguinte à data da imagem, superando as concentrações obtidas nas demais EBABs nos dias 12 e 13 de março. No mapa do NDVI (a) observa-se que no dia da imagem o ponto de captação Belém Novo não se encontrava no interior de uma área de intensa floração (verde escuro), o que permite inferir que as concentrações de Chl-a foram superiores a $63,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ nos locais que apresentaram maiores valores de NDVI. Nos pontos de captação Ilha da Pintada (dia 12 de março) e Moinhos de Vento/São João (dia 13 de março) as concentrações de feofitina foram superiores as de Chl-a, o que demonstra que nestas datas a floração já havia entrado em declínio na região norte do lago.

De acordo com DMAE (2012), embora a EBAB Belém Novo seja a mais distante em relação às demais e à área urbana de Porto Alegre, neste local, as características hidromorfológicas são favoráveis ao desenvolvimento fitoplanctônico, especialmente pela característica de enseada, pela baixa profundidade média (3,4 m, no ponto amostral) e a menor influência dos fluxos de água e dos ventos, tornando as águas mais calmas e transparentes, propícias às florações de cianobactérias, principalmente no verão. Nos demais pontos, as concentrações de Chl-a não foram tão elevadas, o que demonstra o aspecto regionalizado das florações de algas. Neste sentido, amostragens realizadas *in situ* e de maneira esparsa podem não contemplar as áreas com ocorrência da floração. As imagens de satélite, por sua vez, favorecem a identificação deste processo, conforme constata-se em (a).

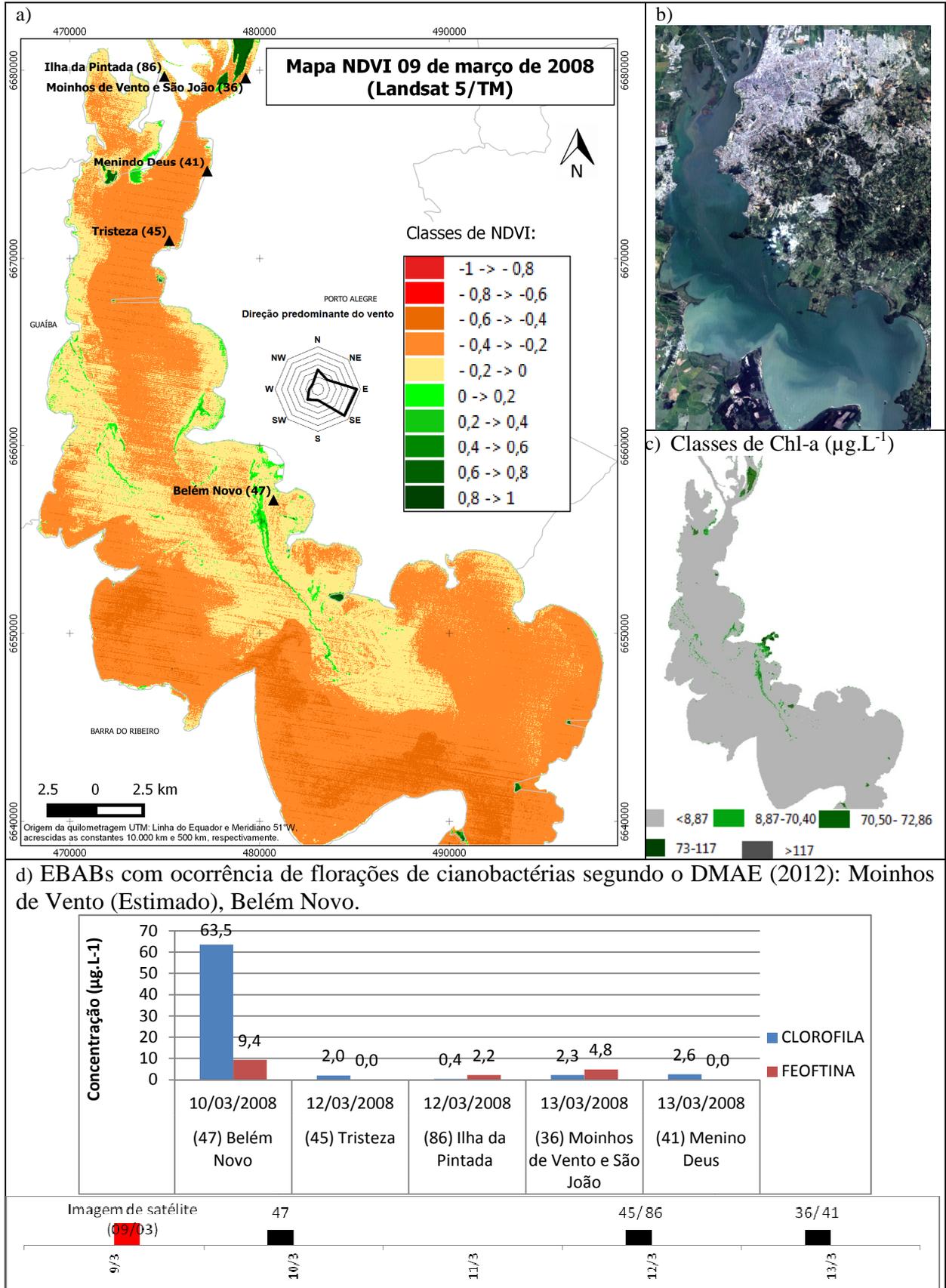


Figura 4.31 - a) Mapa do NDVI; b) Composição cor verdadeira da imagem (RBG321); c) Mapeamento da Chl-a com base nos valores de NDVI; d) Concentração de Chl-a e feofitina nas EBABs; Escala de tempo coletas em campo/imagem de satélite – 09 de março de 2008.

Para uma melhor compreensão da intensidade da floração, na Figura 4.32 (a) é

apresentada a composição falsa cor da imagem (RGB543). Nesta composição a vegetação terrestre em estágio inicial de desenvolvimento aparece em tons de verde claro. É possível verificar que as plumas de floração no interior do lago também apresentam esta tonalidade de verde. Em (b) tem-se um espectro de reflectância coletado em uma das plumas de floração (sob o quadrado vermelho na imagem) e em (c) o espectro de reflectância de gramíneas retirada da biblioteca espectral da USGS, disponível no software ENVI. Apesar da baixa resolução espectral do sensor TM, a qual oblitera feições de absorção mais estreitas, nos dois espectros a reflectância na região do visível ($\cong 0,4$ e $0,7 \mu\text{m}$) é maior na faixa dos comprimentos de onda do verde ($\cong 0,5 \mu\text{m}$) seguida de uma feição de absorção na região do vermelho ($\cong 0,67 \mu\text{m}$) e de um aumento significativo na região do infravermelho próximo. Comportamento semelhante foi identificado por Sarmiento e Pereira Filho (2015) em amostras coletadas no reservatório Passo Real e que apresentaram altíssimas concentrações de clorofila-a. Muito provavelmente a floração de cianobactérias captada pela imagem em 09 de março foi tão intensa que formou “*blooms*” sobre a água, ou seja, verdadeiras camadas ou escumas de algas sobre a superfície, conforme já observado em outros reservatórios e lagos em trabalhos realizados por Barbosa (2007), Londe (2008), Pereira Filho et al. (2010), entre outros.

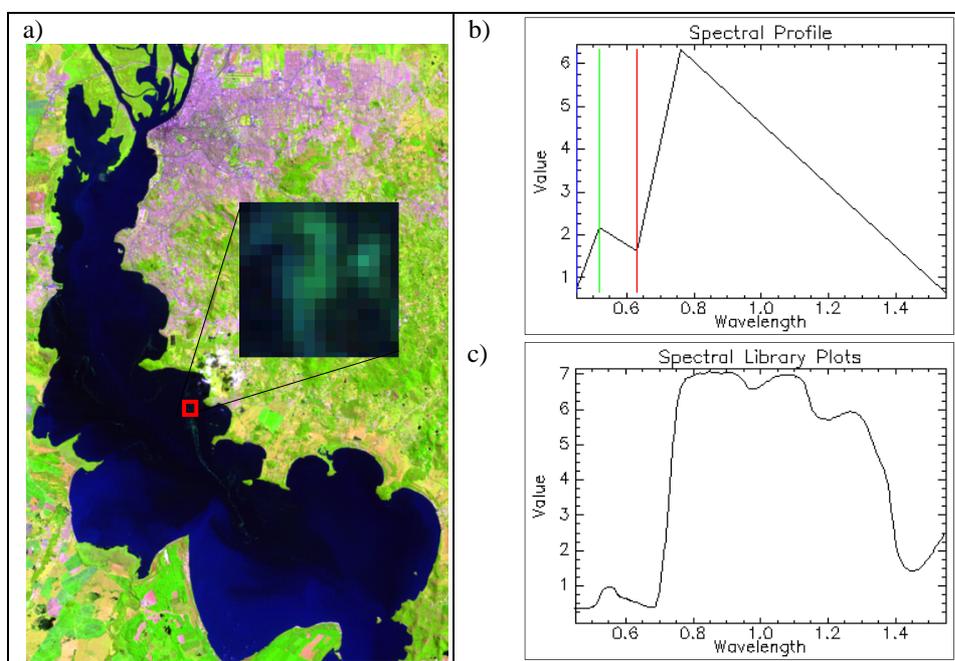


Figura 4.32 – a) Composição falsa cor (RGB543) da imagem Landsat 5/TM de 09/03/2008 com *zoom* para uma área de floração; b) Espectro de reflectância coletado na área de floração; c) Espectro de reflectância de gramíneas produzido pela USGS.

Em relação à precipitação pluviométrica nos 30 dias anteriores à imagem de satélite, foi registrado um acumulado de chuva de 102,9 mm, valor este um pouco acima da média

histórica do mês de fevereiro que é de 99 mm (Apêndice B - Figura B.6). Vale destacar que entre os meses de setembro de 2007 e julho de 2008 foi registrada a ocorrência de La Niña de intensidade forte (INMET, 2015a) e (CPTEC, 2015), o favoreceu o desenvolvimento da floração. Em relação ao vento, a velocidade média de 6,7 km/h esteve abaixo da média histórica para o mês de fevereiro que é de 8,5 km/h e a direção predominante foi E e SE, influenciando o deslocamento da floração em direção à margem direita do lago.

Na Figura 4.33 (a) mostram-se os valores das variáveis limnológicas. É possível observar que, em comparação aos dados obtidos por Andrade (2009), a transparência média da água estava alta e a concentração de TSS e a condutividade estavam baixas. O valor médio de pH foi semelhante ao encontrado por Andrade (2009), porém o valor máximo de 9,8 detectado na EBAB Belém Novo é mais um indício da ocorrência de floração. A concentração média de Chl-a também foi alta. O ponto Belém Novo apresentou, além do maior valor de pH, a maior concentração de Chl-a e o maior número de cianobactérias e algas verdes (Ind.mL^{-1}), resultando no maior número de Ind.mL^{-1} na contagem do fitoplâncton total. Em (b) verifica-se o predomínio dos flagelados pigmentados no fitoplâncton total (86%), seguido das cianobactérias (8%).

Os coeficientes de correlação de Pearson (r) entre as variáveis limnológicas e os índices de vegetação são apresentados em (c). Destaca-se a alta correlação positiva entre a turbidez e o TSS e a correlação negativa entre a turbidez e as diatomáceas. O pH, por sua vez, apresentou altas correlações positivas com a Chl-a, feofitina, cianobactérias e algas verdes. A Chl-a e a feofitina correlacionaram-se de maneira positiva e estatisticamente significativa com as cianobactérias e algas verdes, o que indica que o aumento da concentração destes organismos conduz a um aumento da concentração destes pigmentos. A Chl-a mostrou-se correlacionada de forma significativa e positiva tanto com o NDVI, quanto com o SAVI e MSAVI, porém, os dois últimos índices trouxeram um aumento na correlação, justamente por diminuir a influência do solo na resposta da floração. Este aspecto é bastante importante uma vez que o Lago Guaíba apresenta uma baixa profundidade média, o que pode comprometer a interpretação dos resultados da imagem. O melhor desempenho tanto do SAVI quanto do MSAVI pode ser explorado para a geração de algoritmos preditivos da Chl-a quando se dispõe de um maior número de pontos amostrais, permitindo um ajuste adequado da equação de regressão. As correlações entre a contagem de cianobactérias e algas verdes e os índices de vegetação também foram positivas e significativas, o que comprova o potencial de utilização destes índices para o monitoramento de florações.

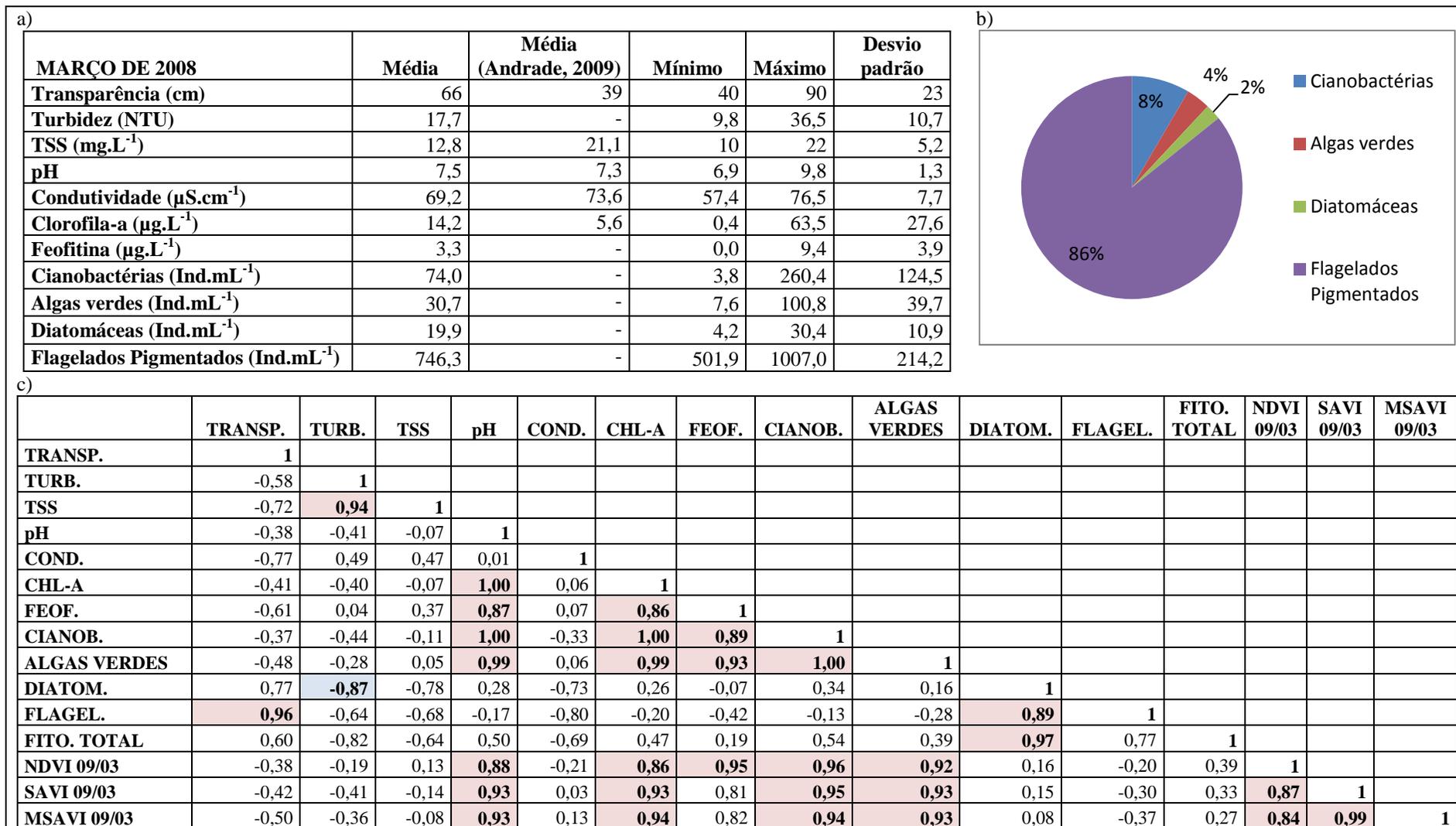


Figura 4.33 - a) Valores médios, mínimos, máximos e desvio padrão das variáveis limnológicas*; b) Gráfico da porcentagem das classes de fitoplâncton*; c) Matriz de correlação entre variáveis limnológicas e os Índices de Vegetação** - 09 de março de 2008.

* Fonte: DMAE

**Os valores destacados em negrito são estatisticamente significativos com um nível de significância de 99,95% ($\alpha=0,05$).

No que se refere à imagem Landsat 5/TM produzida no dia 25 de março de 2008, nota-se que no mapa do NDVI Figura 4.34 (a), não há mais muitas áreas com valores de NDVI entre 0 e 0,2, exceto para alguns pixels próximos ao Saco de Itapuã, na margem esquerda. Na região próxima ao Saco de Santa Cruz, na região central e, principalmente, no sul do lago há uma grande quantidade de pixels com valores de NDVI entre 0 e -0,2 (em bege). É nítido que a grande floração de algas que foi captada na imagem produzida em 09 de março sofreu “arraste” em função do fluxo da água e, 16 dias após, a pluma da floração situava-se fortemente concentrada na porção sul, estendendo-se em direção à Lagoa dos Patos e para além da Ponta de Itapuã. Em (b) não é muito nítida a abrangência da floração, apesar do aspecto esverdeado da água. O mapa (c) indica que as concentrações de Chl-a nesta data são iguais ou inferiores a $8,87 \mu\text{g.L}^{-1}$, mas não é possível ter uma estimativa adequada da concentração de Chl-a e feofitina, em função do distanciamento temporal superior a 10 dias entre a coleta das amostras nas EBABs e a data da imagem.

Em relação à precipitação pluviométrica, nos 20 dias que antecederam a produção da imagem não foi registrada a ocorrência de chuva significativa e o acumulado de chuva nos 30 dias anteriores foi de apenas 53,2 mm, valor muito abaixo da média histórica que é de 105 mm para o mês de março. Este fato demonstra a intensificação dos efeitos da La Niña, o que permitiu a manutenção da floração de algas e seu deslocamento em direção ao sul. A direção predominante do vento foi a mesma observada nas normais climatológicas (SE) e a velocidade do vento (7,7 km/h) esteve muito próxima à velocidade média histórica para o mês de março que é de 7,6 km/h (Apêndice B - Figura B.7).

Os valores das variáveis limnológicas apresentados na Figura 4.35 (a e b) são os mesmos que foram apresentados na Figura 4.33 (a e b). Em (c) é possível observar que todas as correlações entre os índices de vegetação e as variáveis limnológicas deixaram de ser estatisticamente significativas. Este fato relaciona-se com o distanciamento temporal entre o levantamento amostral e a data de obtenção da imagem. Todavia, cabe destacar a persistência da floração que se estabeleceu entre os meses de fevereiro e março de 2008. No dia 26 de fevereiro a versão digital do Jornal Zero Hora já noticiava que as algas haviam mudado a cor do Guaíba (JORNAL ZERO HORA, 2008). Na imagem produzida em 25 de março (um mês depois) o fenômeno ainda se fazia presente, embora menos intenso e com deslocamento em direção ao sul. Tendo em vista a ocorrência do fenômeno La Niña naquele período, é possível inferir que a redução dos índices pluviométricos é um dos principais fatores relacionados ao desenvolvimento fitoplanctônico. Outros aspectos que influenciam o desenvolvimento e manutenção das florações nos meses de fevereiro e março foram a maior temperatura máxima

média no mês de março de 2008, que foi de 01°C acima da média histórica, e o maior número de horas de insolação verificadas desde o mês de janeiro em comparação às normais climatológicas, conforme os dados da Tabela 4.4.

Tabela 4.4 – Temperaturas máximas médias e insolação no município de Porto Alegre nos meses de janeiro, fevereiro e março de 2008.

	Temperatura máxima média (°C)			Insolação (n° de horas)		
	CPTEC*	Normal climatológica**	Diferença	CPTEC	Normal climatológica	Diferença
Janeiro 2012	30,7	30,2	0,5	271,0	239,0	32,0
Fevereiro 2012	29,7	30,1	-0,4	231,5	208,1	23,4
Março 2012	29,3	28,3	1,0	224,6	200,7	23,9

Fonte: *CPTEC (2014); **(INMET, 2015b).

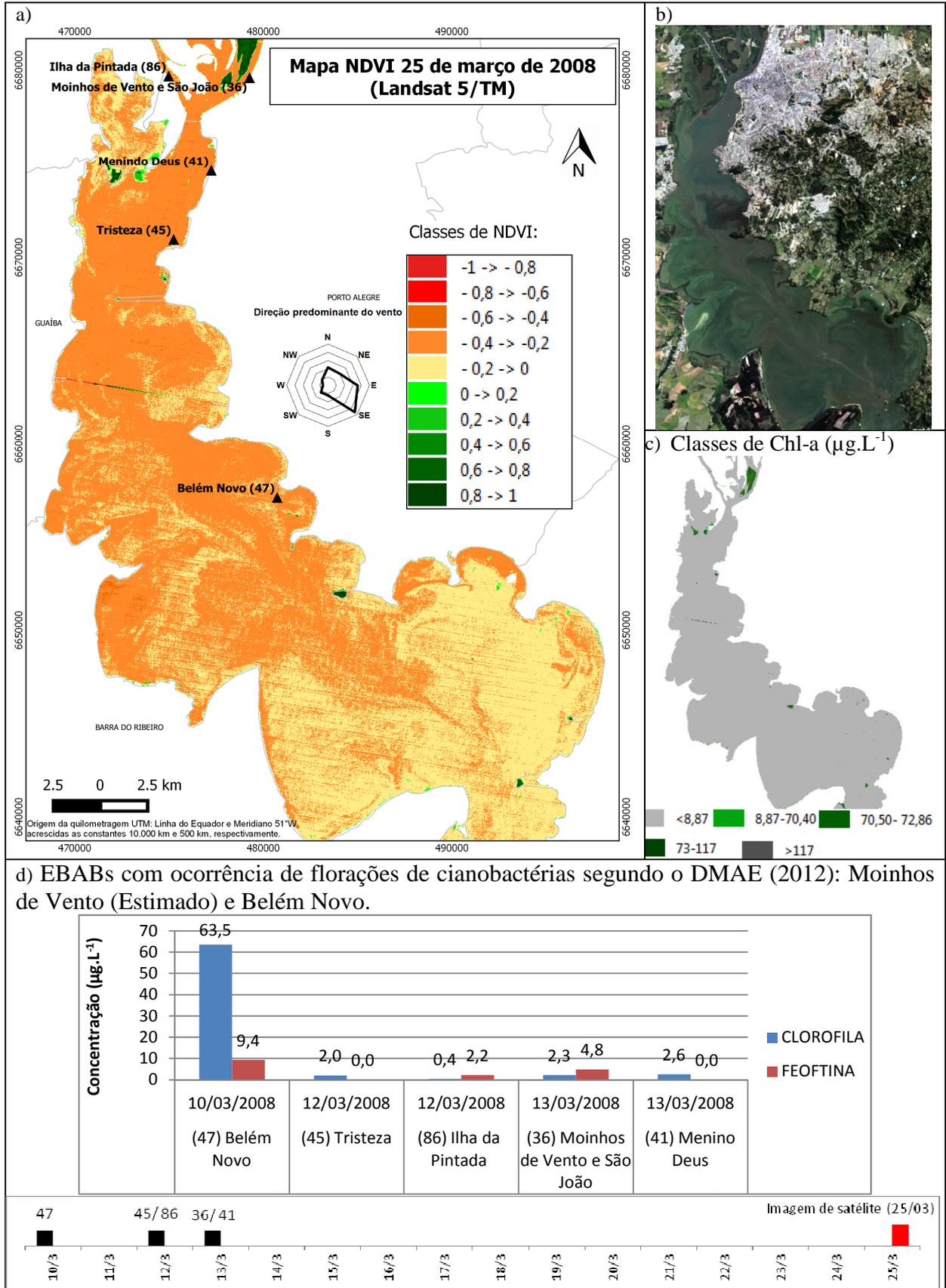


Figura 4.34 - a) Mapa do NDVI; b) Composição cor verdadeira da imagem (RGB321); c) Mapeamento da Chl-a com base nos valores de NDVI; d) Concentração de Chl-a e feofitina nas EBABs; Escala de tempo coletas em campo/imagem de satélite – 25 de março de 2008.

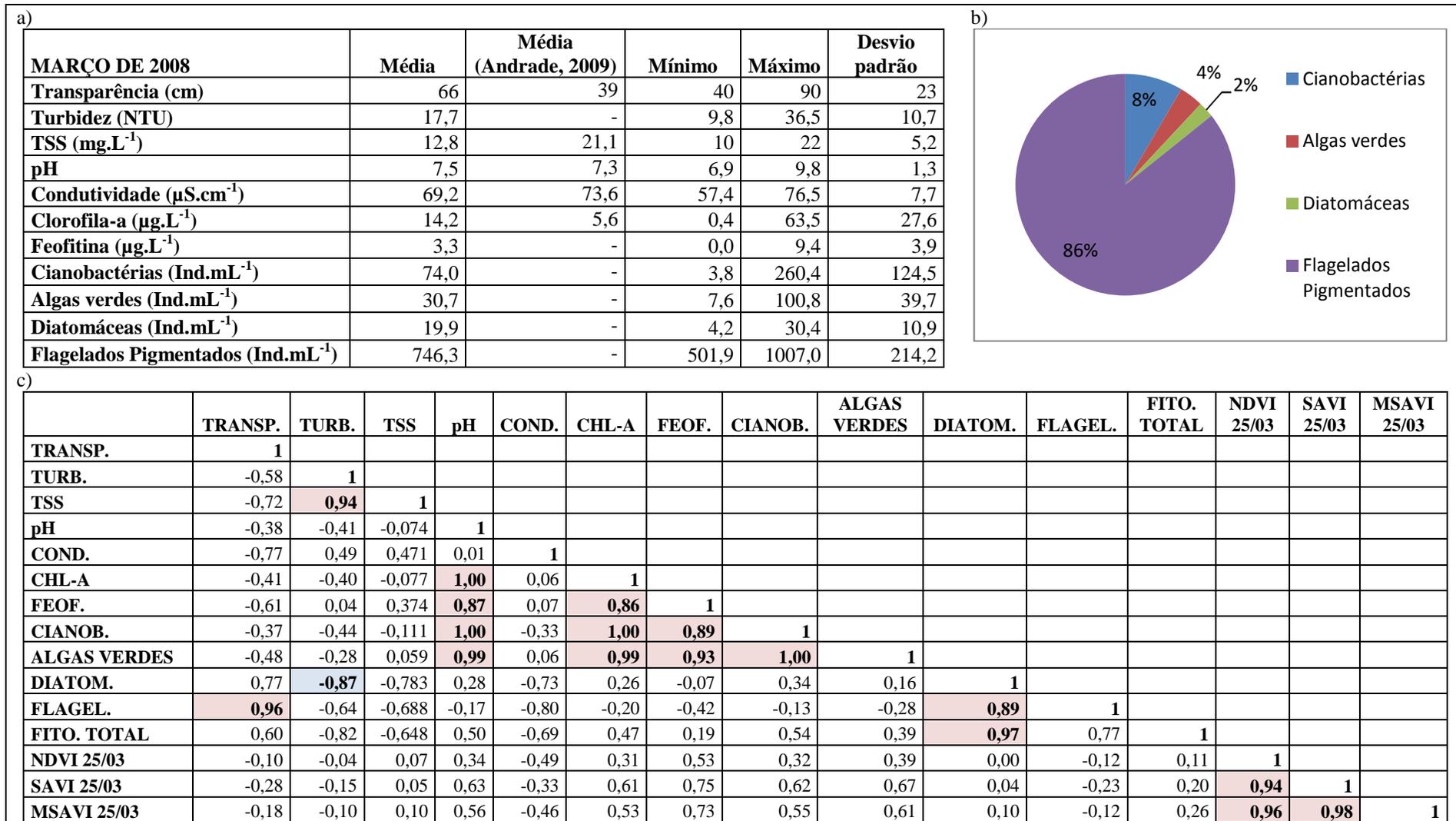


Figura 4.35 - a) Valores médios, mínimos, máximos e desvio padrão das variáveis limnológicas*; b) Gráfico da porcentagem das classes de fitoplâncton*; c) Matriz de correlação entre variáveis limnológicas e os Índices de Vegetação** – 25 de março de 2008.

* Fonte: DMAE

**Os valores destacados em negrito são estatisticamente significativos com um nível de significância de 99,95% ($\alpha=0,05$).

A Figura 4.36 é relativa à imagem Landsat 7/ETM+ produzida no dia 07 de maio de 2009. Naquele mês o DMAE (2012) indicou a ocorrência de floração nas EBABs Menino Deus, Tristeza e Belém Novo. Na Figura 4.36 (a) é possível observar que a floração esteve localizada principalmente na porção centro/norte do lago e em direção à margem esquerda, sendo mais intensa nas proximidades da Praia de Ipanema e ao sul desta. Nas áreas de floração os valores de NDVI encontram-se entre as classes -0,2 e 0 (bege) e entre 0 e 0,2 (verde claro). Em direção ao sul e à margem direita do lago os valores de NDVI são muito baixos (entre -0,6 e -0,8), o que afasta qualquer possibilidade de floração nestes locais. Em (b), mais uma vez, não é possível observar com nitidez a extensão da floração. Em (c) alguns pixels situados próximos à Praia de Ipanema apresentaram concentrações de Chl-a entre 8,87 e 70,40 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

Em (d) são apresentadas somente as concentrações de Chl-a nos pontos de captação. A determinação da Chl-a nas EBABs Moinhos de Vento/São João, Ilha da Pintada e Belém Novo ocorreu em dias próximos à data da imagem e suas concentrações indicam, conforme também é possível observar em (a), que nos pontos situados mais à norte (Moinhos de Vento/São João, Ilha da Pintada) não há ocorrência de floração. O ponto Belém Novo, situado mais ao sul, encontra-se muito próximo da área de floração e, por isso, apresentou uma concentração de Chl-a de 37,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$. No ponto Tristeza, a determinação de Chl-a ocorreu 08 dias antes da obtenção da imagem e sua concentração (58,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$) comprova que já havia floração nesta data. Já na EBAB Menino Deus, a amostragem ocorreu 20 dias após a produção da imagem, o que significa que houve uma manutenção da floração, pois nesta data a concentração foi próxima a 18 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

No que se refere às variáveis ambientais, apesar da condição de neutralidade climática registrada de janeiro a julho de 2009, no período entre 07 de abril de 2009 a 07 de maio de 2009, o acumulado de chuva foi de apenas 23,2 mm (Apêndice B - Figura B.8), valor muito abaixo da precipitação histórica registrada em abril e maio (77 e 90 mm, respectivamente). Durante os 30 dias que antecederam a produção da imagem, em apenas 3 dias houve a ocorrência de chuva e em todo o período o nível de Guaíba ficou abaixo do seu nível médio histórico. O vento predominou na direção sudeste com uma velocidade média de 6,7 km/h, valor um pouco superior à velocidade média histórica para o mês de maio, que é de 5,3 km/h. Os valores baixos de precipitação e do nível do lago, associados a ventos relativamente calmos, proporcionaram as condições ideais para o desenvolvimento das cianobactérias.

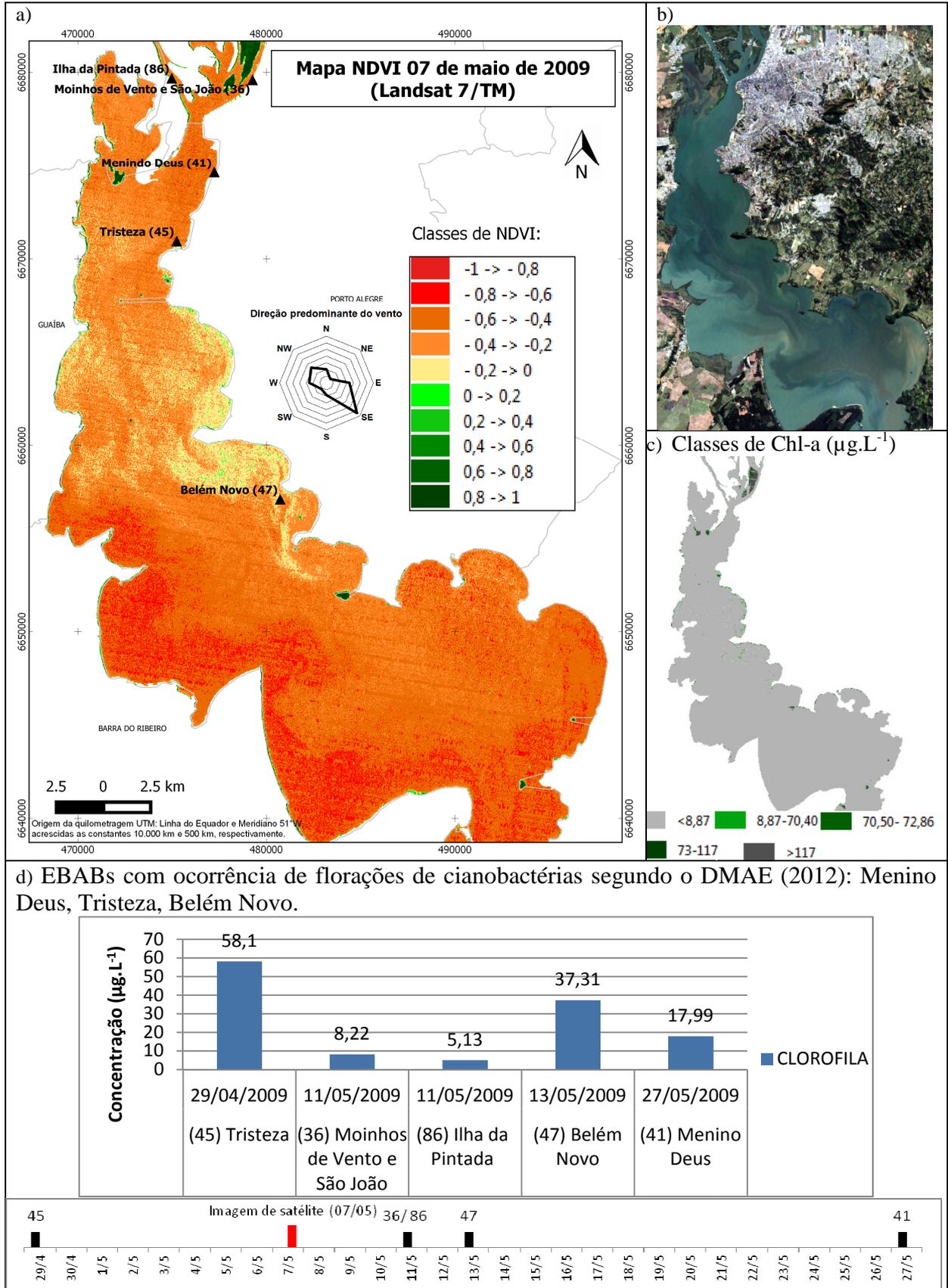


Figura 4.36 - a) Mapa do NDVI; b) Composição cor verdadeira da imagem (RBG321); c) Mapeamento da Chl-a com base nos valores de NDVI; d) Concentração de Chl-a e feofitina nas EBABs; Escala de tempo coletas em campo/imagem de satélite – 07 de maio de 2009.

No dia 06 de maio de 2009 a versão on-line do Jornal Zero Hora noticiou: “Moradores da Capital reclamam de cheiro e sabor da água distribuída pelo DMAE.” A reportagem destaca que a falta de chuva e ventos, aliada à poluição, estava ajudando a aumentar a quantidade de algas, fenômeno este que vinha ocorrendo desde o mês de março. A reportagem esclarece que para diminuir o impacto das algas na água que é consumida pelos moradores, o DMAE estava aplicando peróxido de hidrogênio e carvão ativado nas ETAs Belém Novo e Menino Deus (JORNAL ZERO HORA, 2009).

Na Figura 4.37 (a), são apresentados os valores de turbidez e da Chl-a. Os valores de turbidez foram baixos para o mês de maio de 2009, o que indica que a água estava limpa. A concentração média de Chl-a ($25,4 \mu\text{g.L}^{-1}$) foi muito superior ao valor médio detectado por Andrade (2009) que foi de $5,6 \mu\text{g.L}^{-1}$. Em relação à matriz de correlação em (b), não houveram correlações estatisticamente significativas entre as variáveis limnológicas e os índices de vegetação, o que relaciona-se ao distanciamento temporal entre a data de obtenção da imagem e a data de coleta nos pontos Menino Deus e Tristeza.

a)					b)					
MAIO 2009	Média	Mínimo	Máximo	Desvio padrão		TURB.	CHL-A	NDVI 07/05	MSAVI 07/05	SAVI 07/05
TURB.	8	6	10	2	TURB.	1				
CHL-A	25,4	5,1	58,1	22,2	CHL-A	-0,49	1			
					NDVI 07/05	0,62	-0,03	1		
					MSAVI 07/05	0,55	0,42	0,77	1	
					SAVI 07/05	0,42	0,49	0,81	0,96	1

Figura 4.37 - a) Valores médios, mínimos, máximos e desvio padrão das variáveis limnológicas*; b) Matriz de correlação entre variáveis limnológicas e Índices de Vegetação** – 07 de maio de 2009.

* Fonte: DMAE

**Os valores destacados são estatisticamente significativos com um nível de significância de 99,95% ($\alpha=0,05$).

Na Figura 4.38 são apresentadas as informações relativas à imagem Landsat 7/ETM+ produzida em 12 de março de 2012. Conforme DMAE (2012), em março de 2008 houve floração de algas nas EBABs Ilha da Pintada, Tristeza e Belém Novo e na EBAB Moinhos de Vento/São João (estimativa). Os eventos de florações de cianobactérias no verão de 2012 tiveram início em fevereiro na enseada de Belém Novo e, no início do outono, atingiram os pontos de captação de água do Menino Deus e da Tristeza, ocasionando gosto ruim e odor desagradável na água para consumo dos respectivos sistemas de abastecimento (ETA Belém Novo, ETA Menino Deus e ETA Tristeza) DMAE (2012).

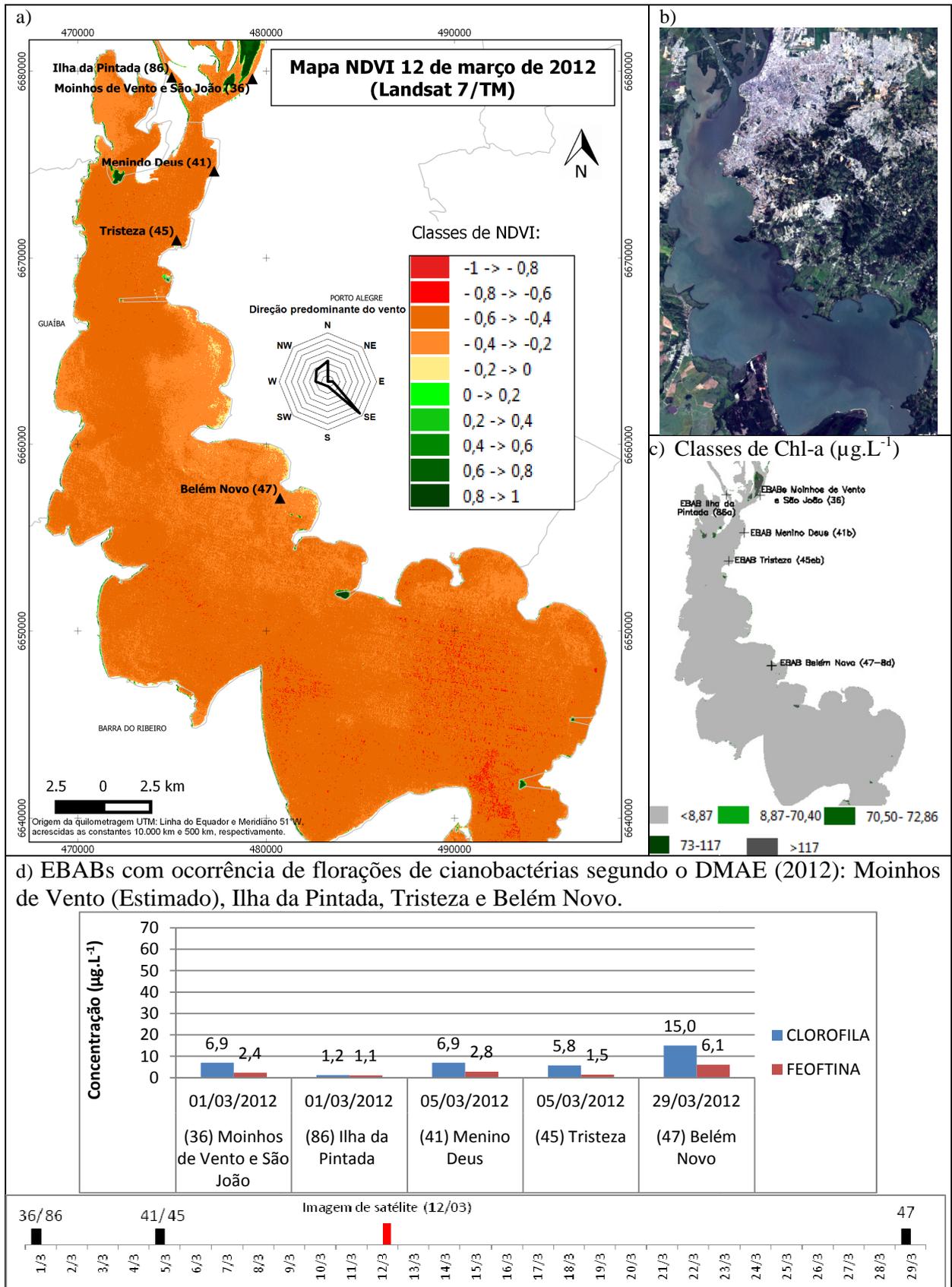


Figura 4.38 - a) Mapa do NDVI; b) Composição cor verdadeira da imagem (RBG321); c) Mapeamento da Chl-a com base nos valores de NDVI; d) Concentração de Chl-a e feofitina nas EBABs; Escala de tempo coletas em campo/imagem de satélite – 12 de março de 2012.

No mapa do NDVI (a), observa-se que as áreas com maiores valores de NDVI (0 a -0,2) ficam próximas da Praia de Ipanema (em bege). No restante do lago os valores de NDVI são inferiores a -0,2. O mapeamento da Chl-a (c) indica que em toda a área do manancial as concentrações deste pigmento foram inferiores a $8,87 \mu\text{g.L}^{-1}$. No gráfico apresentado em (d), as coletas mais próximas à data da imagem (01 e 05 de março) nos pontos Moinhos de Vento/São João, Ilha da Pintada, Menino Deus e Tristeza apontam baixas concentrações de Chl-a e feofitina, o que indica que as florações apresentadas pelo DMAE (2012) se intensificaram após a data das amostragens.

Nos 30 dias anteriores à produção da imagem em 12 de março, o acumulado de 219,6 mm foi bastante superior ao total histórico de chuva nos meses de fevereiro e março (99 mm e 105 mm, respectivamente), embora no período entre outubro de 2011 e abril de 2012 estivesse atuante o fenômeno La Niña. Fato importante é que nos 10 dias anteriores à data da imagem não houve registro de chuvas e o nível médio do lago baixou (Apêndice B - Figura B.9). Possivelmente, a sequência de dias de tempo bom após um período de chuvas e de carreamento de nutrientes para o interior do lago forneceu as condições adequadas para o surgimento da floração. A direção predominante do vento no período foi sudeste e a velocidade média (10,9 km/h) foi superior às velocidades médias históricas nos meses de fevereiro e março (8,5 e 7,6 km/h, respectivamente).

Na análise das variáveis limnológicas (Figura 4.39-a), os valores médios da transparência e da Chl-a foram superiores aos obtidos por Andrade (2009), enquanto os valores de TSS, pH e condutividade foram inferiores. Em (b) houve um predomínio dos flagelados pigmentados na quantificação do fitoplâncton total (76%), enquanto as cianobactérias foram pouco representativas com apenas 3%. Na matriz de correlação apresentada em (c), a transparência teve correlação negativa e estatisticamente significativa com todas as variáveis que ocasionam a sua redução, caso da Chl-a, das cianobactérias e das diatomáceas. Como esperado, a turbidez correlacionou-se de maneira positiva com as variáveis que aumentam a turbidez da água (TSS, Chl-a e cianobactérias, por exemplo). A Chl-a apresentou alta correlação positiva com a feofitina, cianobactérias (não significativa) e com as diatomáceas. Houve poucas correlações significativas entre os índices de vegetação e as variáveis limnológicas, o que pode estar relacionado às baixas concentrações de Chl-a, por exemplo, ou ao distanciamento temporal entre as amostragens e a obtenção da imagem.

Na Figura 4.40 constam as informações relativas à imagem Landsat 7/ETM+ produzida em 28 de março de 2012.

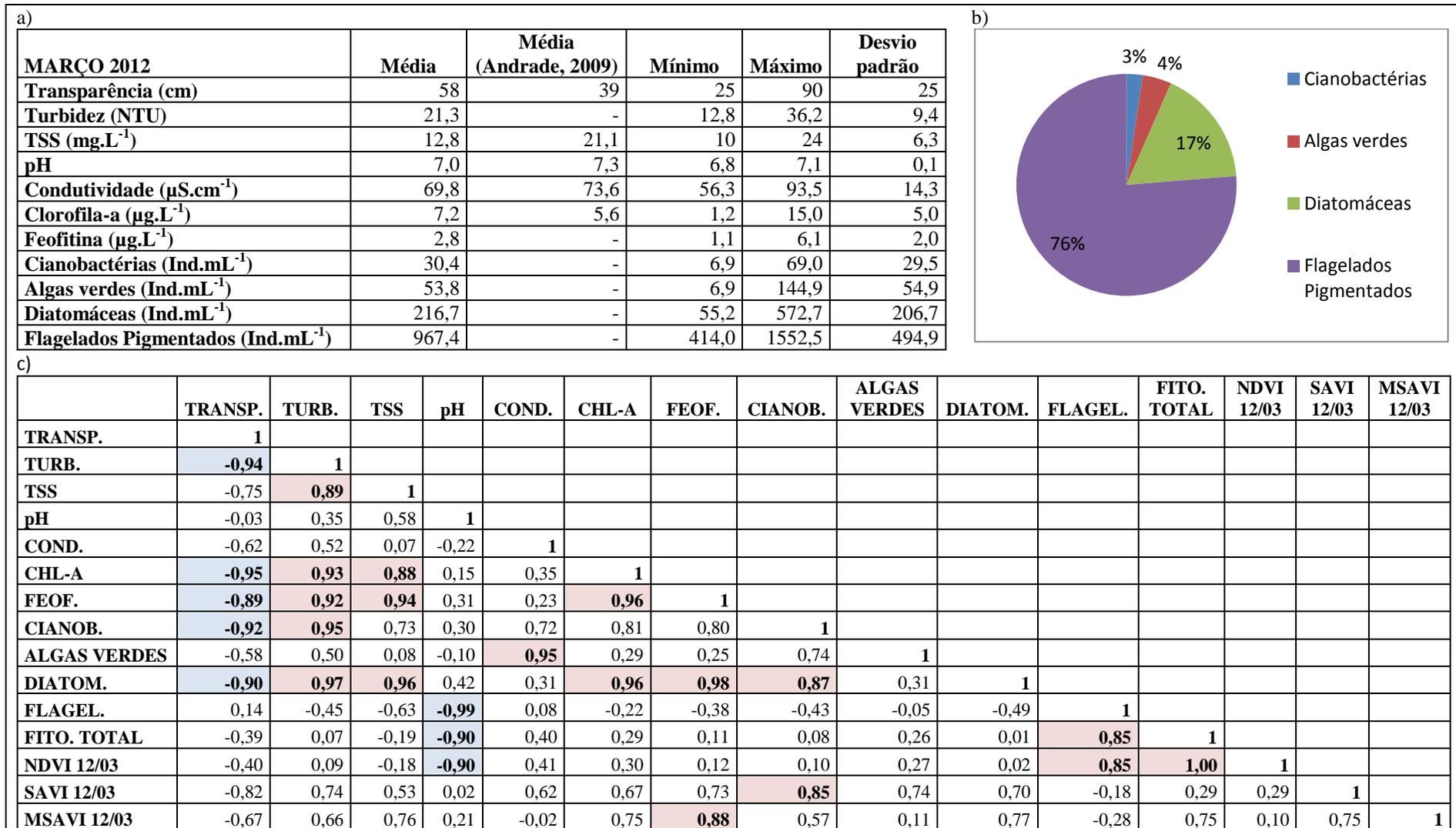


Figura 4.39 - a) Valores médios, mínimos, máximos e desvio padrão das variáveis limnológicas*; b) Gráfico da porcentagem das classes de fitoplâncton*; c) Matriz de correlação entre variáveis limnológicas e Índices de Vegetação** – 12 de março de 2012.

* Fonte: DMAE

**Os valores destacados são estatisticamente significativos com um nível de significância de 99,95% ($\alpha=0,05$).

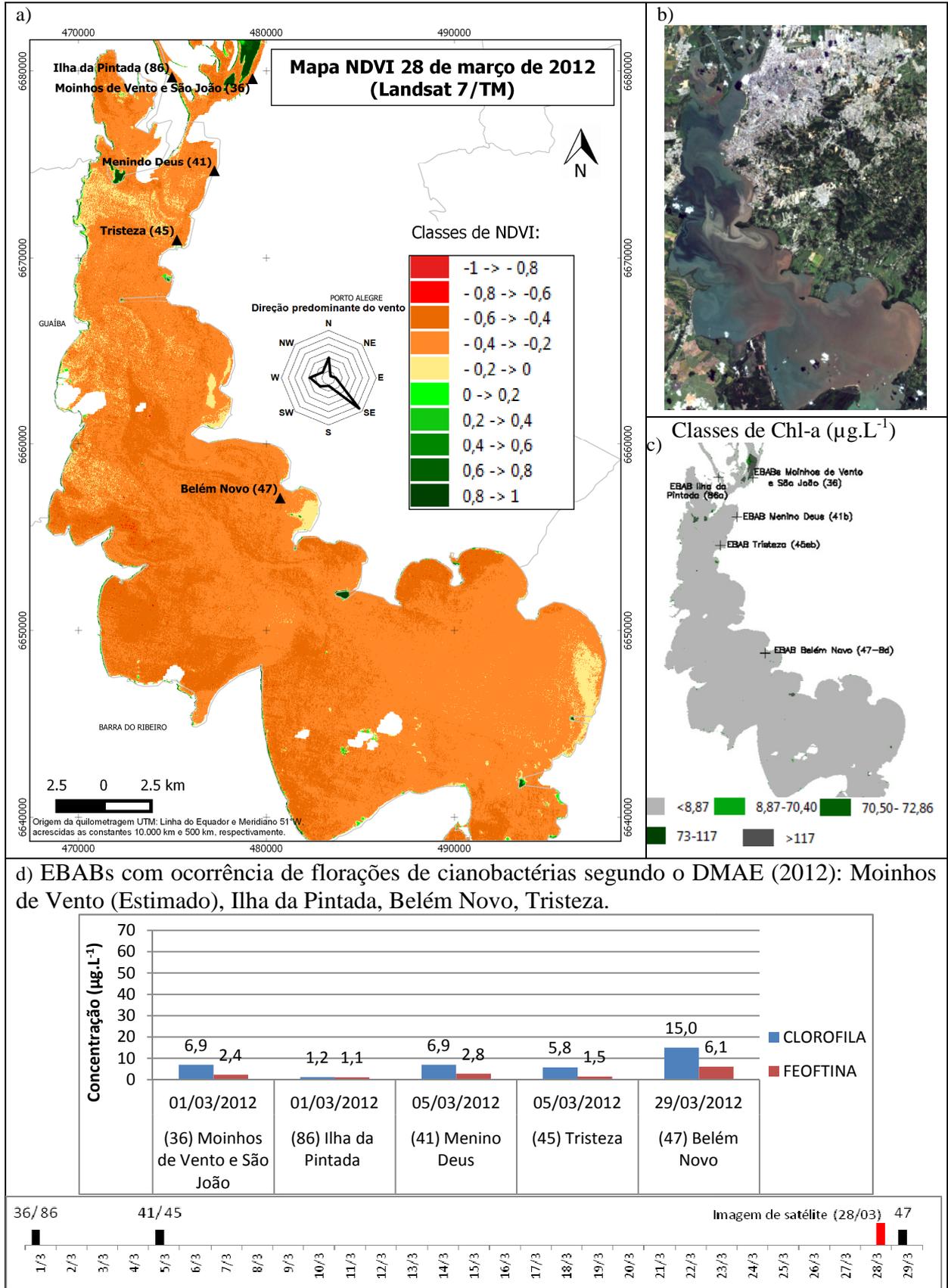


Figura 4.40 – a) Mapa do NDVI; b) Composição cor verdadeira da imagem (RBG321); c) Mapeamento da Chl-a com base nos valores de NDVI; d) Concentração de Chl-a e feofitina nas EBABs; Escala de tempo coletas em campo/imagem de satélite – 28 de março de 2012.

No mapa do NDVI (a) observa-se que os maiores valores de NDVI (0 a -0,2) ocorrem em várias áreas do lago, principalmente na porção norte e na margem esquerda. Na imagem de satélite em (b) é possível verificar que no norte do lago as áreas com NDVI entre 0 e -0,2 aparecem em tons de verde/azulado escuro e são mais dispersas. Entretanto, na margem esquerda estas áreas são muito homogêneas e na imagem de satélite aparecem em tons de marrom claro. Na Figura 4.40 (c) é possível averiguar que a concentração de Chl-a foi inferior à $8,87 \mu\text{g.L}^{-1}$ em toda a área do lago.

Na Figura 4.41 apresentam-se espectros de reflectância coletados em duas áreas distintas do lago. Em (a) é possível notar que o espectro apresenta característica de água com predomínio da resposta espectral da Chl-a, com maior reflectância no verde ($\cong 0,5 \mu\text{m}$), enquanto o espectro em (b) mostra maior reflectância a partir dos comprimentos de onda do vermelho ($\cong 0,6 \mu\text{m}$), o que demonstra o predomínio das partículas inorgânicas em suspensão na resposta espectral da água. Estes espectros ajudam a constatar que para a imagem do dia 28 de março de 2008 o NDVI não foi eficaz para a correta identificação da área de floração. A explicação para a heterogeneidade das características da água pode estar nas precipitações pluviométricas de 21,3 mm e 59,4 mm nos dias 14 e 15 de março, respectivamente. Nos 14 dias que seguiram até a obtenção da imagem, não houve novas precipitações volumosas.

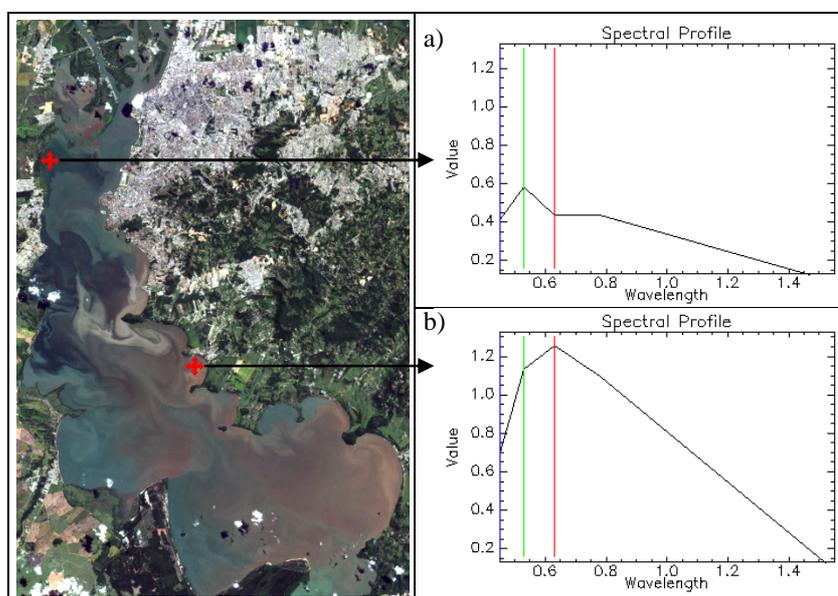


Figura 4.41 – Composição cor verdadeira (RGB321) da imagem Landsat 7/ETM+ de 28/03/2012; a) espectro de reflectância característico de água com predomínio de pigmentos fitoplanctônicos (Chl-a); b) espectro de reflectância característico de água com predomínio de partículas inorgânicas em suspensão.

Na versão digital do Jornal Zero Hora (2012a) do dia 28 de março, a reportagem apontava a reclamação dos moradores quanto ao cheiro e gosto ruim da água tratada distribuída em Porto Alegre, especialmente nos bairros Vila Assunção, Menino Deus, Azenha, Teresópolis, Ipanema e Cavalhada. Na ocasião, o DMAE explicou que a adição de carvão ativado e aplicação de oxidantes são medidas tomadas para atenuar o gosto e o odor da água tratada, mas que, até em baixíssimas concentrações elas podem ser percebidas pelo paladar. No dia 14 de abril nova reportagem foi apresentada, trazendo o título: “Mesmo após tratamento, água apresenta cheiro, gosto e cor esverdeada na Capital” (JORNAL ZERO HORA, 2012b). Várias fotografias aéreas foram publicadas (ver Figura 4.1) e indicam forte floração no setor norte do lago.

A precipitação acumulada nos 30 dias antecedentes à data da imagem foi de 122,7 mm, valor superior ao acumulado histórico de chuva no mês de março (105 mm), porém foram apenas 3 dias em que registraram-se chuvas superiores a 20 mm, o que resulta em mais horas de sol (Apêndice B - Figura B.10). Nos 13 dias que precederam a obtenção da imagem não houve precipitação significativa, com totais iguais ou inferiores a 3 mm. A direção predominante do vento foi SE e a velocidade média do vento (10,9 km/h) foi superior às velocidades médias históricas no mês de março (7,6 km/h). Apesar dos acumulados de chuva e a velocidade do vento estarem próximos ou acima dos valores normais, o que desfavoreceria a ocorrência de floração, outros elementos precisam ser avaliados. A Tabela 4.5 apresenta as temperaturas máximas médias e o quantitativo de horas de insolação no município de Porto Alegre entre os meses de janeiro e abril de 2012. Os meses de janeiro, fevereiro e março apresentaram temperaturas máximas médias superiores as normais climatológicas. Em fevereiro a temperatura máxima ficou 3,5°C acima da média, sendo que entre os dias 14 e 19/02 elas oscilaram entre 36°C e 39°C. As horas de insolação entre os meses de janeiro a março também foram superiores à normal climatológica. Tais aspectos influenciaram no estabelecimento da floração de algas nos meses de março e abril de 2012.

Tabela 4.5 – Temperaturas máximas médias e insolação no município de Porto Alegre nos meses de janeiro, fevereiro, março e abril de 2012.

	Temperatura máxima média (°C)			Insolação (nº de horas)		
	CPTEC*	Normal climatológica**	Diferença	CPTEC	Normal climatológica	Diferença
Janeiro 2012	31,3	30,2	1,1	298,4	239,0	59,4
Fevereiro 2012	33,6	30,1	3,5	239,3	208,1	31,2
Março 2012	30,3	28,3	2,0	249,5	200,7	48,8
Abril 2012	26,1	25,2	0,9	157,8	180,3	-22,5

Fonte: *CPTEC (2014); **(INMET, 2015b).

Outra explicação para a ocorrência de floração no final do verão e início de outono, segundo DMAE (2012), foi o nível muito baixo dos cinco grandes afluentes do Guaíba: Jacuí, Taquari, Sinos (alimentado pelo Paranhana), Caí e Gravataí, uma vez que no período o interior do estado enfrentava intensa estiagem. A baixa dos níveis dos principais rios afluentes e uma menor vazão ocasionaram menor turbulência nas águas do Guaíba, favorecendo as florações de cianobactérias.

A matriz de correlação entre as variáveis limnológicas e os índices de vegetação (Figura 4.42-c) indica correlações negativas e estatisticamente significativas entre os índices e a turbidez, o TSS, a Chl-a, a feofitina, as cianobactérias e as diatomáceas, o que significa que o aumento destas variáveis implicaria na diminuição do valor do índice de vegetação. Esta relação não está correta, especialmente para o caso da Chl-a e do fitoplâncton. Todavia, o distanciamento temporal entre a data da imagem e a data das amostragens, além do fato do NDVI ter apresentado valores iguais tanto em áreas de floração quanto em áreas onde houve predomínio de sedimentos em suspensão, pode ter ocasionado correlações errôneas, embora significativas. Somente um maior número de amostras coletadas em datas mais próximas da geração da imagem poderiam fornecer correlações mais confiáveis, a ponto de permitir a obtenção de algoritmos preditivos.

Conforme foi possível verificar nas correlações entre os índices de vegetação e as variáveis limnológicas, o SAVI e o MSAVI não garantiram melhores resultados em comparação ao NDVI. É possível que o efeito de fundo não tenha sido significativo nas imagens utilizadas, e, por isso, o NDVI apresentou melhores correlações. Bargain et al. (2012) testaram a eficiência dos índices de vegetação para estimar a biomassa das espécies de ervas marinhas submersas com diferentes substratos de fundo (areia fina, areia média) e, paradoxalmente, os índices utilizados para minimizar os efeitos do solo (SAVI e MSAVI2) mostraram uma alta sensibilidade aos efeitos de fundo, o que demonstra que são necessários mais estudos para comprovar a possibilidade de utilização dos índices modificados para o monitoramento de ambientes aquáticos.

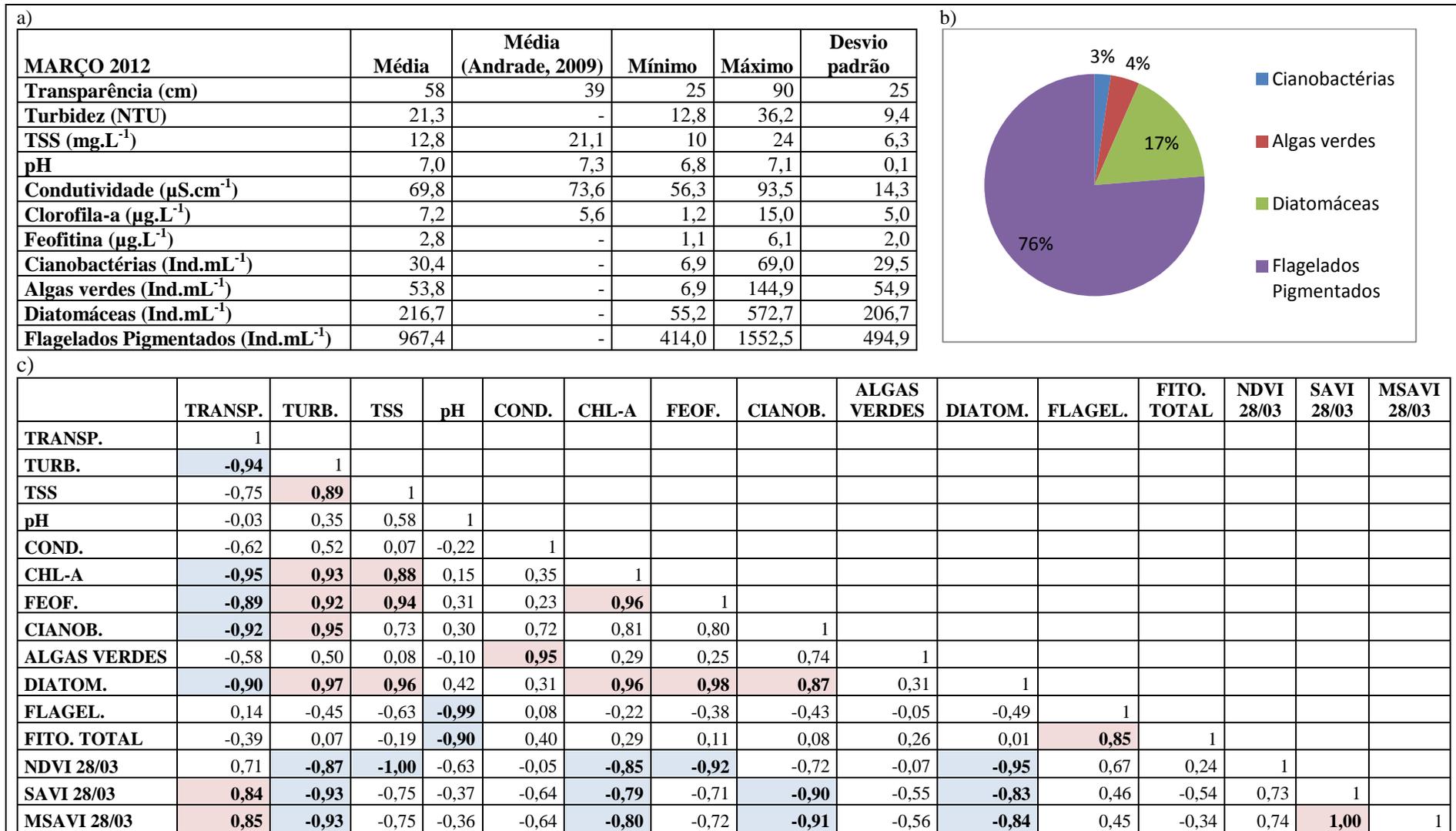


Figura 4.42 - a) Valores médios, mínimos, máximos e desvio padrão das variáveis limnológicas*; b) Gráfico da porcentagem das classes de fitoplâncton*; c) Matriz de correlação entre variáveis limnológicas e Índices de Vegetação** – 28 de março de 2012.

* Fonte: DMAE

**Os valores destacados são estatisticamente significativos com um nível de significância de 99,95% ($\alpha=0,05$).

De uma forma geral, considerou-se que valores de NDVI superiores a -0,2 são indicativos de floração, principalmente pela observação dos espectros de reflectância coletados em áreas onde os valores de NDVI eram iguais ou superiores a este valor e pelas correlações obtidas entre os valores de NDVI e a Chl-a ou contagem de cianobactérias (correlação de 0,99 e 0,96 entre o NDVI e as cianobactérias em 12/01/2005 e 09/03/2008, respectivamente; correlação de 0,86 entre o NDVI e a Chl-a em 09/03/2008). Em corpos hídricos naturais, devido à forte absorção apresentada pela água na região do infravermelho, a detecção de sinal de retorno, especialmente no infravermelho próximo, indica a presença de componentes na água. Como esta resposta no infravermelho é menor do que a verificada na faixa do vermelho, os valores de NDVI gerados são, na grande maioria dos casos, negativos, mas ainda assim não podem ser desconsiderados.

Devido à dificuldade de estimar se os valores de NDVI negativos se devem exclusivamente à Chl-a ou estão relacionados também aos sólidos em suspensão, sugere-se coletar dados limnológicos e espectros em campo em um maior número de pontos amostrais possível, e em data coincidente à da geração da imagem. Com a simulação das bandas espectrais do sensor a partir dos dados espectrais de campo, será possível gerar o NDVI e comparar com o NDVI produzido a partir das bandas espectrais da imagem. Após correlacioná-los aos componentes da água, este procedimento permitiria determinar, com maior precisão, a influência destes na resposta do infravermelho próximo.

As correlações ora elevadas, ora baixas entre o NDVI e a Chl-a ou a contagem de fitoplâncton podem ser explicadas por fatores como: a) o baixo número de pontos amostrais coletados pelo DMAE, os quais não representaram adequadamente as variações apresentadas pela água do lago; b) a localização dos pontos amostrais, situados junto às EBABs e muito próximos à margem, o que pode ter ocasionado a mistura da resposta espectral da água com alvos contíguos; c) a localização dos pontos de coleta somente na margem esquerda, não havendo amostragem de outros compartimentos do lago; d) a distância temporal entre a data da imagem e as datas das coletas em campo, o que degradou as correlações obtidas. Sugere-se que em períodos de floração, o DMAE amplie o número de pontos amostrais, o que fornecerá subsídios para estudos futuros.

Os outros índices de vegetação utilizados: Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (SAVI) e Índice de Vegetação Ajustado ao Solo Modificado (MSAVI), foram desenvolvidos para minimizar as variações de brilho do solo, o que poderia ser útil para remover um possível efeito da resposta do fundo do lago na resposta da água. Todavia, estes índices apresentaram melhores valores de correlação do que os obtidos para o NDVI em apenas quatro das dez

imagens (03/02/2007, 09/03/2008, 12/03/2012 e 28/03/2012) e somente para algumas variáveis limnológicas. Além de não aumentarem significativamente as correlações, o SAVI e o MSAVI também não permitiram uma melhor identificação visual das áreas de floração, e, por isso, não houve vantagem no emprego dos mesmos para o estudo em questão.

4.3.2 *Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME)*

Da Figura 4.43 à Figura 4.53 são apresentadas as composições coloridas das imagens-fração resultantes da aplicação do Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME) nas imagens Landsat 5/TM e Landsat 7/ETM+ selecionadas para o Lago Guaíba. Também são apresentados os espectros de reflectância coletados em cada uma das imagens e que melhor representam o comportamento espectral de amostras de água com predomínio de partículas inorgânicas, fitoplâncton ou água limpa (com baixa turbidez), segundo a descrição apresentada pela literatura e as características de espectros de reflectância coletados no Lago Guaíba e no reservatório da UHE Passo Real.

Em virtude da ausência de espectros de reflectância coletados em datas próximas às datas de obtenção das imagens de satélite, foi realizada uma “varredura” em cada uma das imagens, utilizando-se composições coloridas entre diferentes bandas a fim de selecionar os pixels mais representativos da resposta espectral dos constituintes escolhidos. De acordo com as observações realizadas no trabalho desenvolvido por Novo et al. (2005), o comportamento do fitoplâncton é caracterizado por um máximo de reflectância na região do verde e uma redução da reflectância nas regiões do azul e do vermelho devido à absorção pelos pigmentos fotossintéticos. A distinção entre a resposta espectral de águas com grandes florescimentos de algas e águas com alta concentração de partículas inorgânicas é dada pelo aumento da reflectância na região do azul e sua relativamente alta reflectância na banda do infravermelho próximo, enquanto a água com baixa turbidez se distingue claramente das demais pelo espectro plano e pela baixa reflectância ao longo de toda a região do visível e infravermelho próximo (NOVO et al., 2005).

Seguindo estes pressupostos, a aplicação do MLME nas imagens do Lago Guaíba seguiu os procedimentos metodológicos adotados por (NOVO et al., 2005), associando-se, a cor verde à imagem-fração do fitoplâncton, a cor vermelha à imagem-fração das partículas inorgânicas e a cor azul à imagem-fração da água pura. Os pixels cuja reflectância é explicada por uma maior fração ou proporção do efeito do comportamento espectral do fitoplâncton apresentam valores digitais mais elevados, o que resulta na cor verde ou em tons esverdeados. Da mesma forma, os pixels com maior proporção de partículas inorgânicas e de água com baixa turbidez, apresentar-se-ão com as cores vermelha e azul, respectivamente, o que torna o MLME uma ferramenta de grande utilidade para a avaliação qualitativa da distribuição do fitoplâncton (NOVO et al., 2005).

Na Figura 4.43 (a) apresenta-se a composição colorida das imagens-fração “partículas inorgânicas” (associada ao canal do vermelho), “água com baixa turbidez” (associada ao canal do azul) e “fitoplâncton” (associada ao canal do azul), referente à imagem Landsat 5/TM de 12 de janeiro de 2005. A mistura entre as cores e a distribuição das mesmas na área do lago permite verificar quais os componentes opticamente ativos atuantes na data da imagem. Verifica-se em (a) que as áreas com maior proporção de fitoplâncton encontram-se na margem esquerda do Lago Guaíba, especialmente nas proximidades da área urbana de Porto Alegre, com destaque para a região da praia de Ipanema que apresenta uma tonalidade próxima à máxima proporção de fitoplâncton. Na porção sul do lago também é possível observar o predomínio da resposta espectral do fitoplâncton. As áreas com maior proporção de partículas inorgânicas situam-se na região do Saco de Santa Cruz e na margem direita do lago, especialmente ao sul do município de Guaíba. Conforme verificado no mapa batimétrico (Figura 3.2-a), e no mapa dos ambientes deposicionais (Figura 3.3-b), estas áreas apresentam menores profundidades médias e sedimento de fundo composto por 90 a 100% de areia, o que facilita a ressuspensão de partículas inorgânicas do fundo pela ação do vento, aumentando a turbidez da água. A baixa profundidade média também pode fazer com que a resposta do fundo do lago “contamine” a resposta espectral da água.

Em relação à área de ocorrência das florações, em comparação ao mapa do NDVI (Figura 4.21) é possível observar com clareza a sua abrangência, o que demonstra que os espectros de reflectância coletados sobre a imagem e apresentados em (b) conferiram uma boa separabilidade para os três constituintes em questão. A banda que apresentou maior erro foi a do verde (B2), o que está relacionado ao fato dos sólidos em suspensão e o fitoplâncton apresentarem reflectância alta e crescente nesta faixa de comprimentos de onda, conforme se observa em (b).

A Figura 4.44 (a) refere-se à imagem obtida em 28 de janeiro de 2005. Observa-se que novamente nas áreas da margem direita do lago houve predomínio da resposta espectral das partículas inorgânicas, o que conferiu tons avermelhados na composição colorida das imagens-fração. Na margem esquerda, nas proximidades do Saco do Lami e do Saco de Itapuã, também houve predomínio da resposta das partículas inorgânicas. No restante da margem esquerda a resposta da imagem-fração do fitoplâncton foi mais intensa, o que se constata pelos tons esverdeados. De acordo com estas observações, infere-se que a floração identificada nas proximidades da orla de Porto Alegre na imagem do dia 12 de janeiro de 2005, tenha se expandido para as porções mais ao sul do lago na imagem seguinte (dia 25 de janeiro).

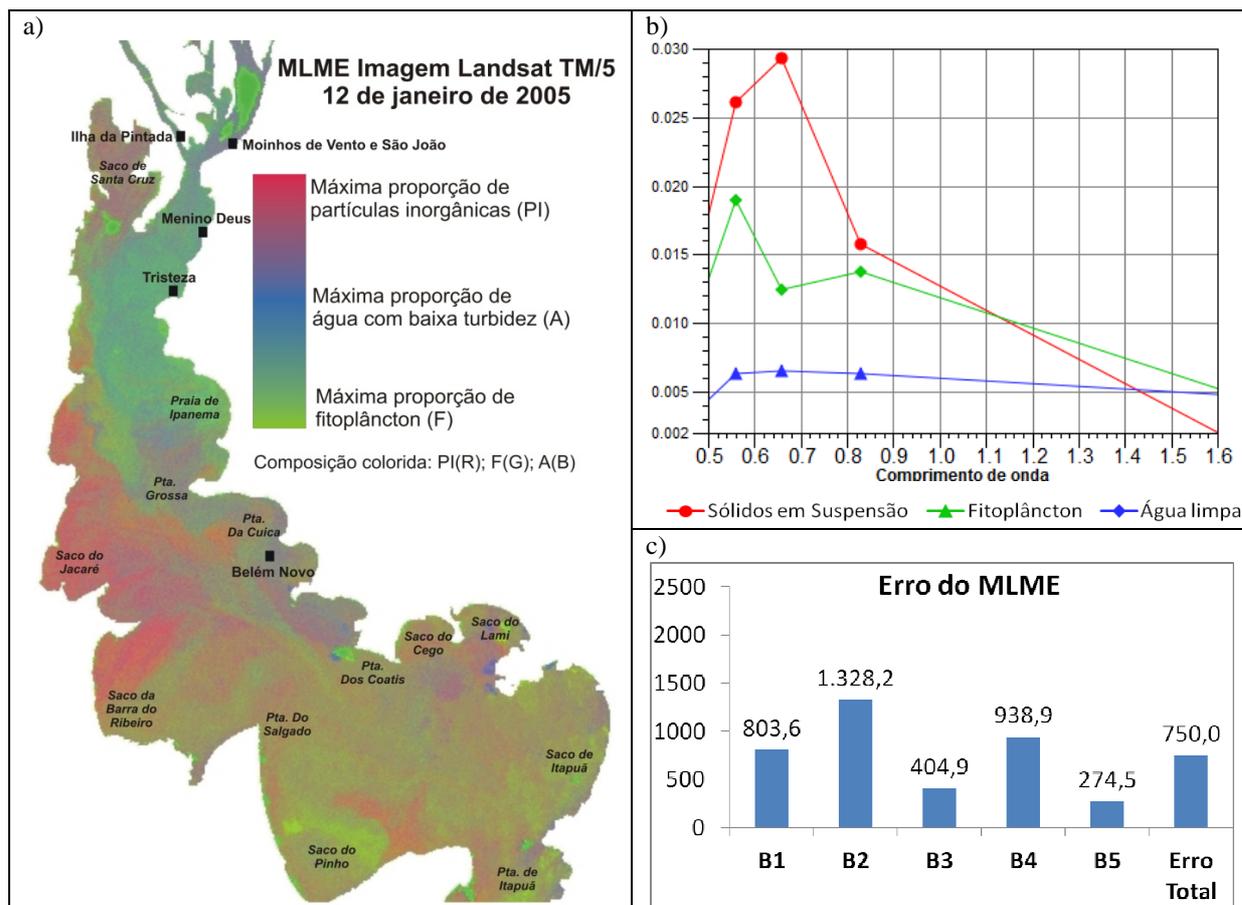


Figura 4.43- a) Composição colorida das imagens-fração obtidas com o MLME; b) Espectros utilizados para construção do modelo; c) Erro do MLME em cada banda Landsat. - Imagem Landsat 5/TM de 12 de janeiro de 2005.

Comparando-se com a imagem do NDVI (Figura 4.23-a) verifica-se que o uso do MLME permite uma melhor identificação das diferentes características da água, mas torna-se mais difícil identificar apenas a área de floração. Além disso, há algumas áreas em que não há concordância entre os valores de NDVI e a resposta predominante no MLME. Este é o caso da área do Saco da Barra do Ribeiro que apresenta coloração esverdeada na composição das imagens-fração e na composição cor verdadeira (Figura 4.23-b), mas na imagem do NDVI apresenta baixos valores. Neste caso há duas possibilidades que podem explicar esta incoerência: a) a concentração de Chl-a era baixa nesta área, o que não permitiu a sua identificação a partir do NDVI; b) os espectros coletados sobre a imagem e apresentados em (b) não garantiram uma boa separabilidade entre o TSS e o fitoplâncton em função da sua semelhança. A obtenção de espectros representativos diretamente sobre uma imagem é uma dificuldade em corpos hídricos em função da sua baixa reflectância e do dinamismo do ambiente aquático, o que resulta em baixo tempo de homogeneidade dos *endmembers* e pode ser um fator limitante na interpretação dos resultados do MLME.

Desta forma, é muito importante obter em campo espectros de referência do corpo d'água, a fim de compor uma biblioteca espectral própria, semelhante à produzida por Lobo (2009), para classificar diferentes tipos de água em áreas alagáveis da Amazônia. Nos trabalhos de campos realizados no Lago Guaíba em 2012, 2013 e 2014 não foi possível obter espectros das florações. Por isso, a geração e interpretação do MLME tornaram-se difíceis.

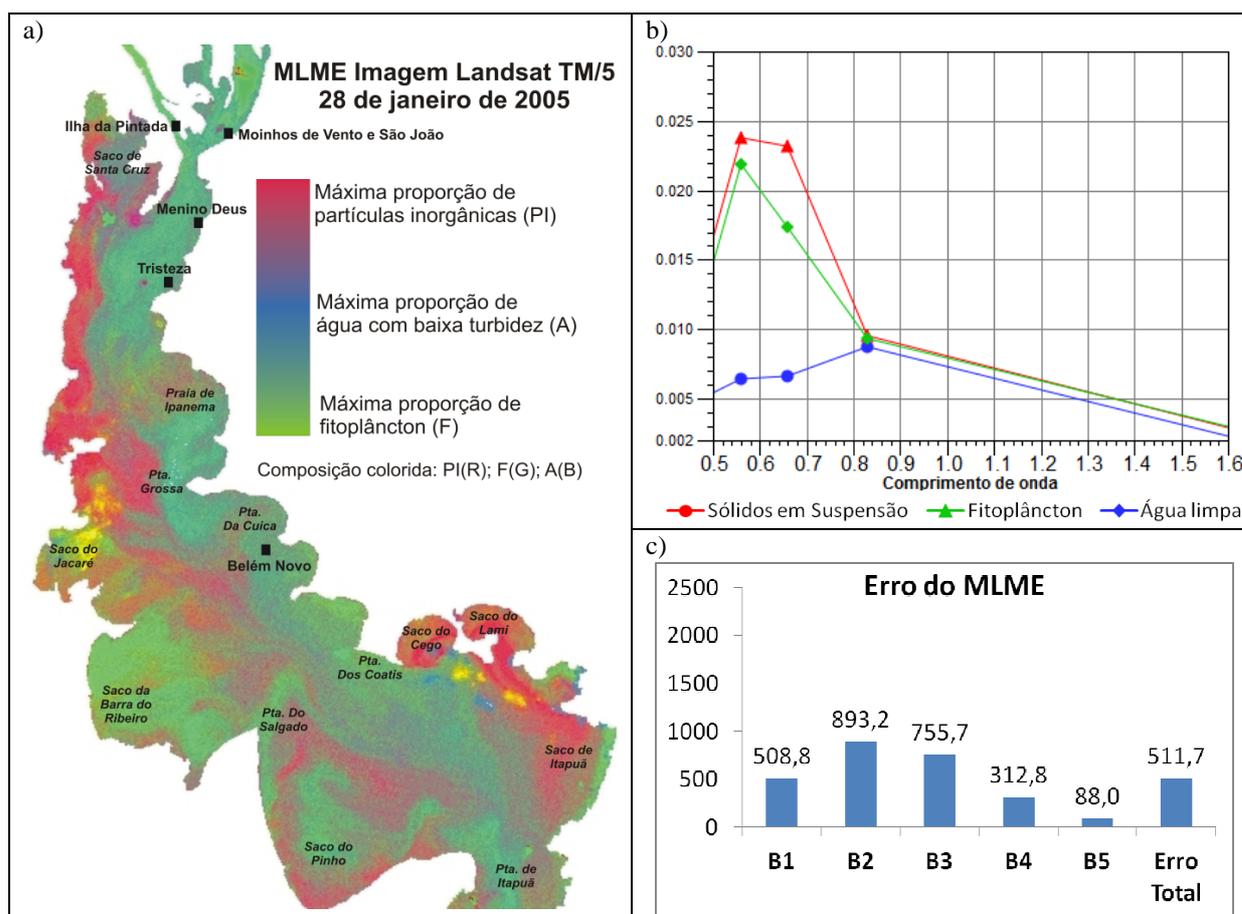


Figura 4.44- a) Composição colorida das imagens-fração obtidas com o MLME; b) Espectros utilizados para construção do modelo; c) Erro do MLME em cada banda Landsat. - Imagem Landsat 5/TM de 28 de janeiro de 2005.

A Figura 4.45(a) expressa a aplicação do MLME na imagem Landsat produzida em 02 de janeiro de 2007. Nota-se que a água apresenta predomínio de tons azulados, especialmente na margem esquerda, e tons um pouco avermelhados na margem direita. As áreas onde há predomínio da influência do fitoplâncton são poucas e de pequena dimensão. É o caso da área próxima à Praia de Ipanema e ao Saco de Itapuã. A coloração resultante da composição colorida das imagens-fração indica que nesta data há uma relativa homogeneidade das características da água e baixas concentrações dos componentes opticamente ativos, apesar do registro de florações pelo DMAE.

Em comparação à imagem do NDVI (Figura 4.25-a) nota-se que há coincidência entre as áreas com maiores valores de NDVI (-0,2 a 0,2) e as áreas com máxima proporção de fitoplâncton no MLME, embora na imagem do NDVI as áreas com floração de algas sejam mais facilmente identificáveis. A melhor identificação da localização e abrangência das florações na imagem do NDVI em comparação ao MLME está relacionada à dificuldade de obter sobre a imagem bons espectros de referência. Em (b) verifica-se que os espectros do fitoplâncton e da água pura são semelhantes em relação à magnitude da reflectância e à inflexão das curvas, com exceção da feição de absorção apresentada pelo espectro do fitoplâncton em aproximadamente $0,675 \mu\text{m}$. A margem direita do lago que apresentou os menores valores de NDVI (entre $-0,4$ e $-0,6$) corresponde à área avermelhada no MLME, na qual há predomínio das partículas inorgânicas, o que indica que o espectro dos sólidos em suspensão representou bem o comportamento espectral deste alvo.

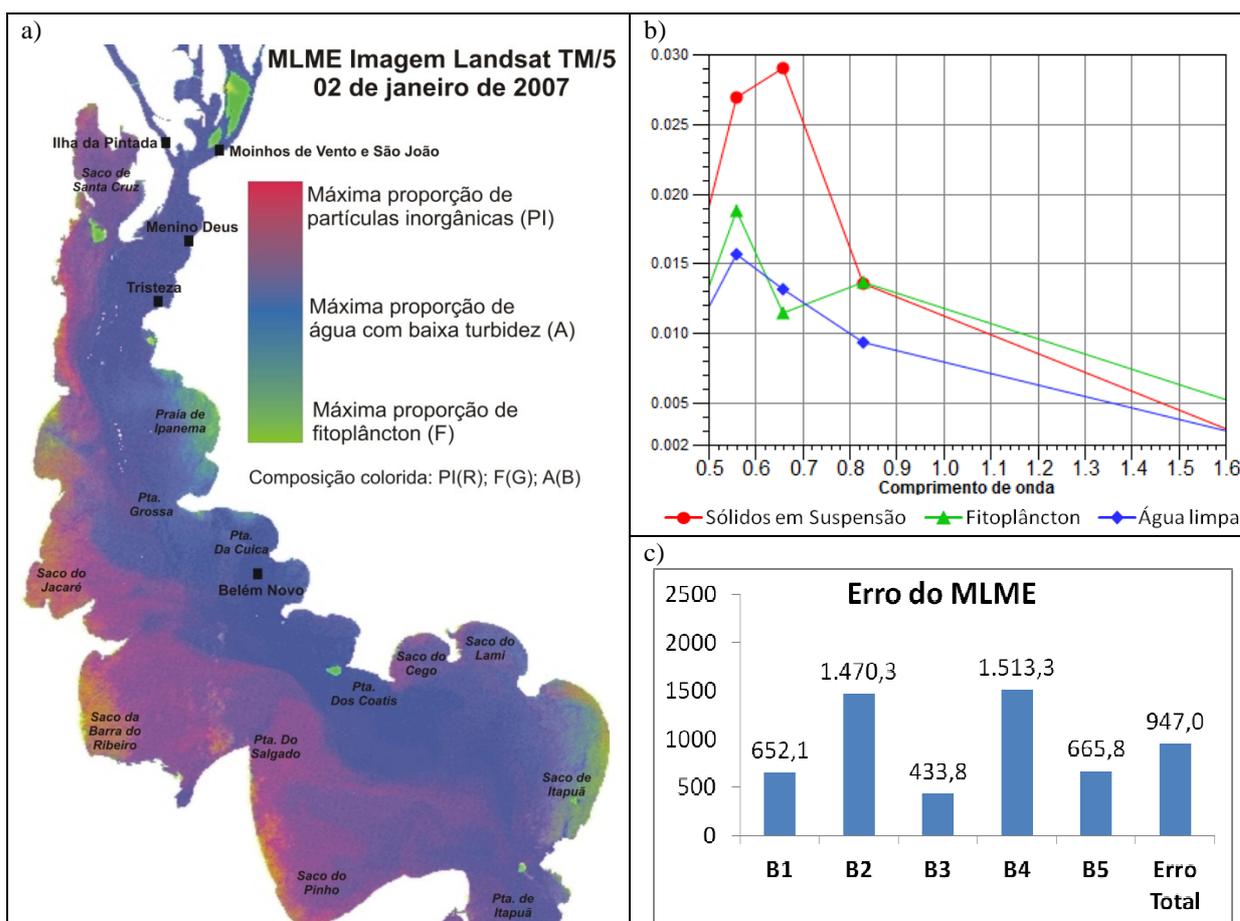


Figura 4.45- a) Composição colorida das imagens-fração obtidas com o MLME; b) Espectros utilizados para construção do modelo; c) Erro do MLME em cada banda Landsat - Imagem Landsat 5/TM de 02 de janeiro de 2007.

Em relação à homogeneidade das características da água, os valores das variáveis limnológicas apresentadas na Figura 4.26 (a) indicam que a transparência média da água em janeiro de 2007 (67 cm) estava 28 cm maior do que a encontrada por Andrade (2009), apresentando um desvio padrão de apenas 07 cm. A concentração média de TSS ($10,2 \text{ mg.L}^{-1}$) foi menor do que a metade da concentração obtida por Andrade (2009), com um desvio padrão de apenas $0,4 \text{ mg.L}^{-1}$. O único componente opticamente ativo que apresentou maior valor de concentração e desvio padrão em comparação aos dados de Andrade (2009) foi a Chl-a, justamente pelo registro de floração nesta data. Estas constatações levam a crer que havia relativa homogeneidade nas características da água em janeiro de 2007, a qual foi bem apreendida pelo MLME. O erro do MLME na banda 2 ($0,5 - 0,6 \mu\text{m}$) relaciona-se à semelhança dos espectros da água e do fitoplâncton nesta faixa, o que compromete a geração de imagens-fração com boa representatividade dos dois componentes.

Na Figura 4.46, apresenta-se o MLME da imagem Landsat 5/TM obtida em 03 de fevereiro de 2007.

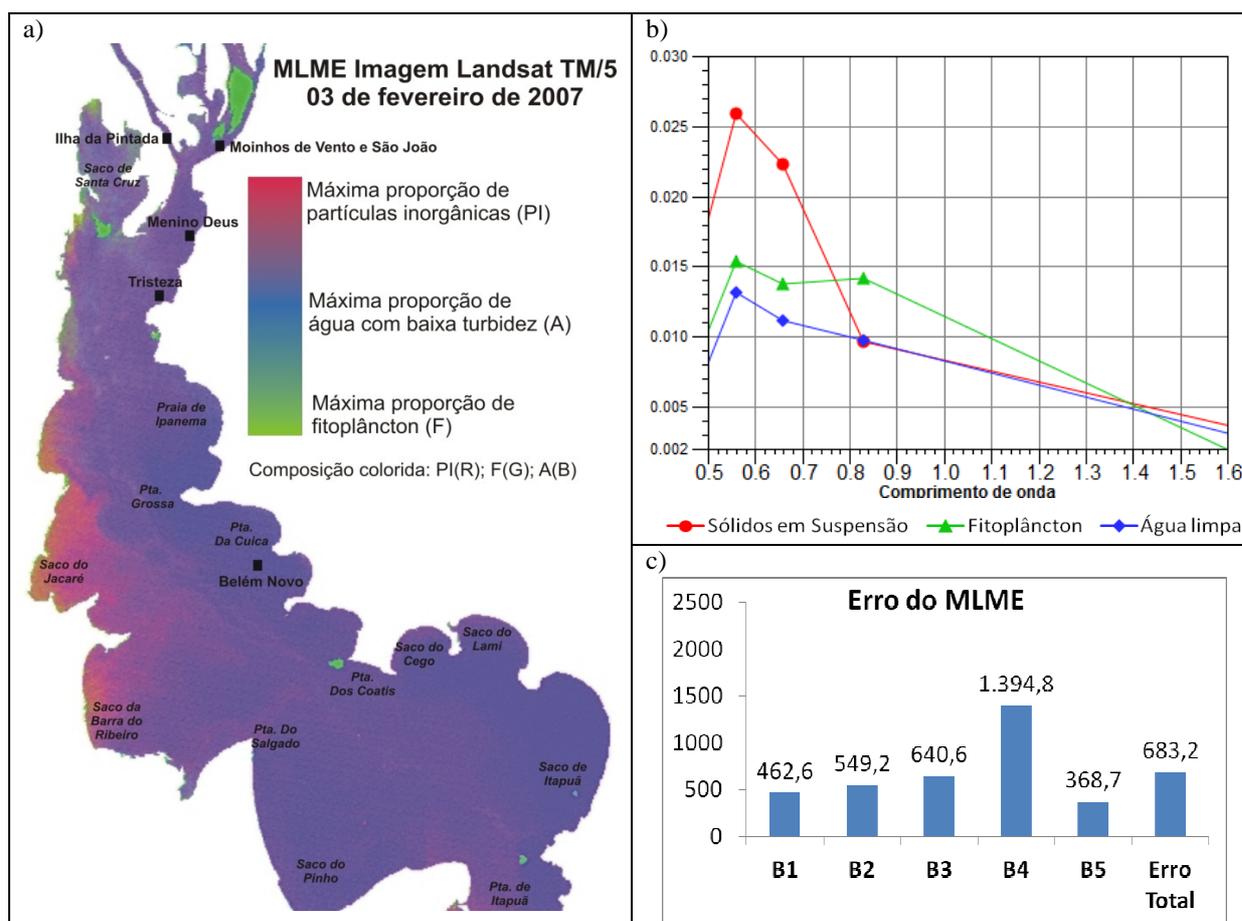


Figura 4.46- a) Composição colorida das imagens-fração obtidas com o MLME; b) Espectros utilizados para construção do modelo; c) Erro do MLME em cada banda Landsat - Imagem Landsat 5/TM de 03 de fevereiro de 2007.

A Figura 4.46 (a), demonstra que em comparação à imagem obtida 32 dias antes (dia 02 de janeiro de 2007), houve continuidade da característica de homogeneidade da água do lago com predomínio de água com baixa turbidez. Nesta data as áreas com ocorrência de floração e que são identificáveis no mapeamento realizado a partir do NDVI (Figura 4.27-a), não são observáveis na composição colorida das imagens-fração do MLME. A explicação para esta limitação é a dificuldade de obtenção de espectros de referência para o fitoplâncton e água limpa (com baixa turbidez), conforme observa-se em (b). Esta limitação também se reflete nos erros do MLME, que para esta imagem foram maiores na banda 4 (0,76 a 0,9 μm), em função da similaridade das três curvas espectrais a partir de $\approx 0,82 \mu\text{m}$.

O resultado do MLME aplicado sobre a imagem Landsat 5/TM de 06 de fevereiro de 2008 é apresentado na Figura 4.47 (a).

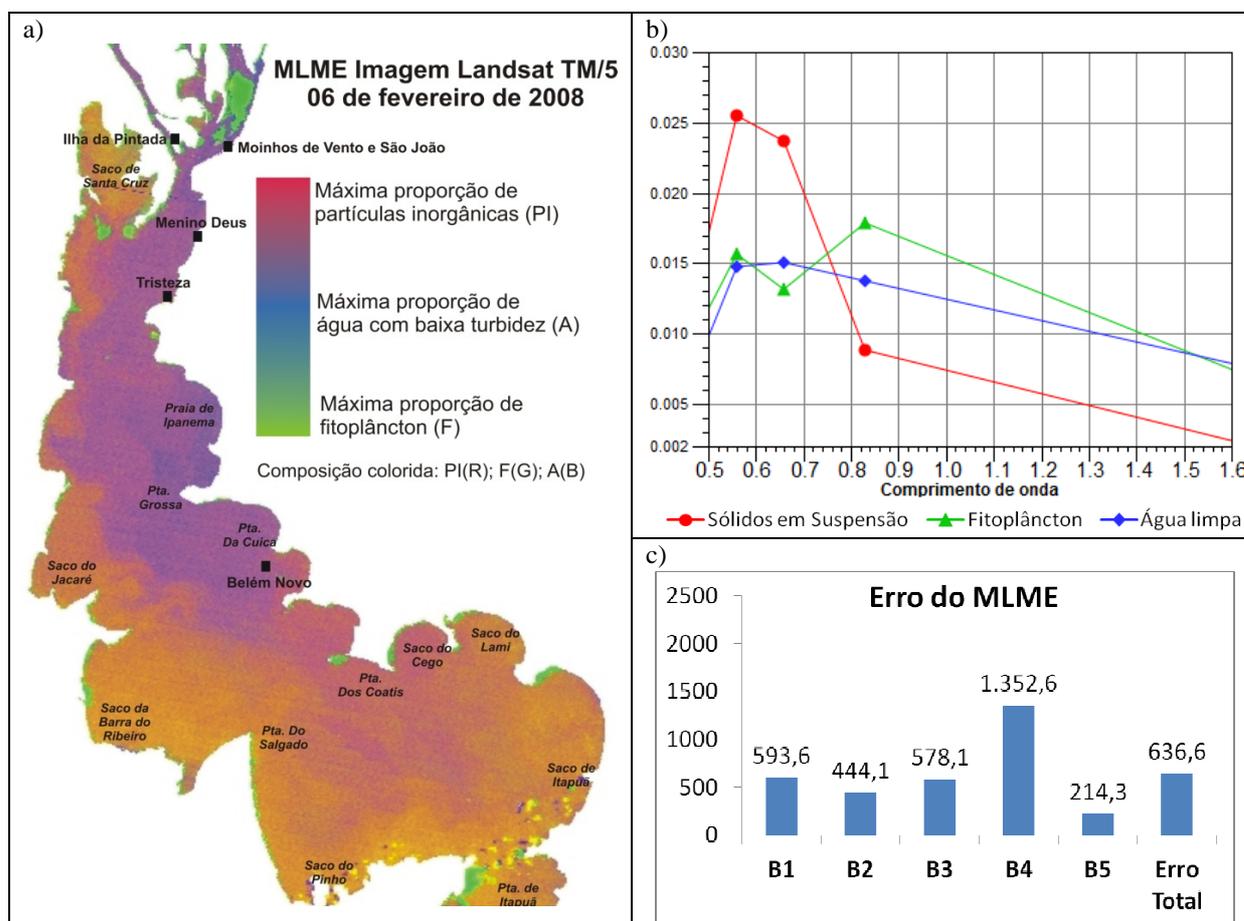


Figura 4.47- a) Composição colorida das imagens-fração obtidas com o MLME; b) Espectros utilizados para construção do modelo; c) Erro do MLME em cada banda Landsat. Imagem Landsat 5/TM de 06 de fevereiro de 2008.

Novamente observa-se uma diferença entre a composição da água na margem direita (principalmente ao sul) e a margem esquerda, principalmente na porção centro e norte do lago. A tonalidade apresentada na composição colorida das imagens-fração não permite identificar as áreas de floração, as quais também não foram observáveis na imagem do NDVI (Figura 4.29-a). Isso demonstra que nesta data a floração apontada pelo DMAE (2012) ainda não havia se estabelecido ou encontrava-se em estágio inicial. As áreas que no MLME aparecem em tons amarelados/alaranjados coincidem com as áreas de menores valores de NDVI (-0,6 a -0,4).

A Figura 4.48(a) refere-se à imagem obtida em 09 de março de 2008, na qual foi identificou-se uma intensa floração de algas, com a formação de manchas (*patches*) com altos valores de NDVI para um corpo hídrico (Figura 4.31-a).

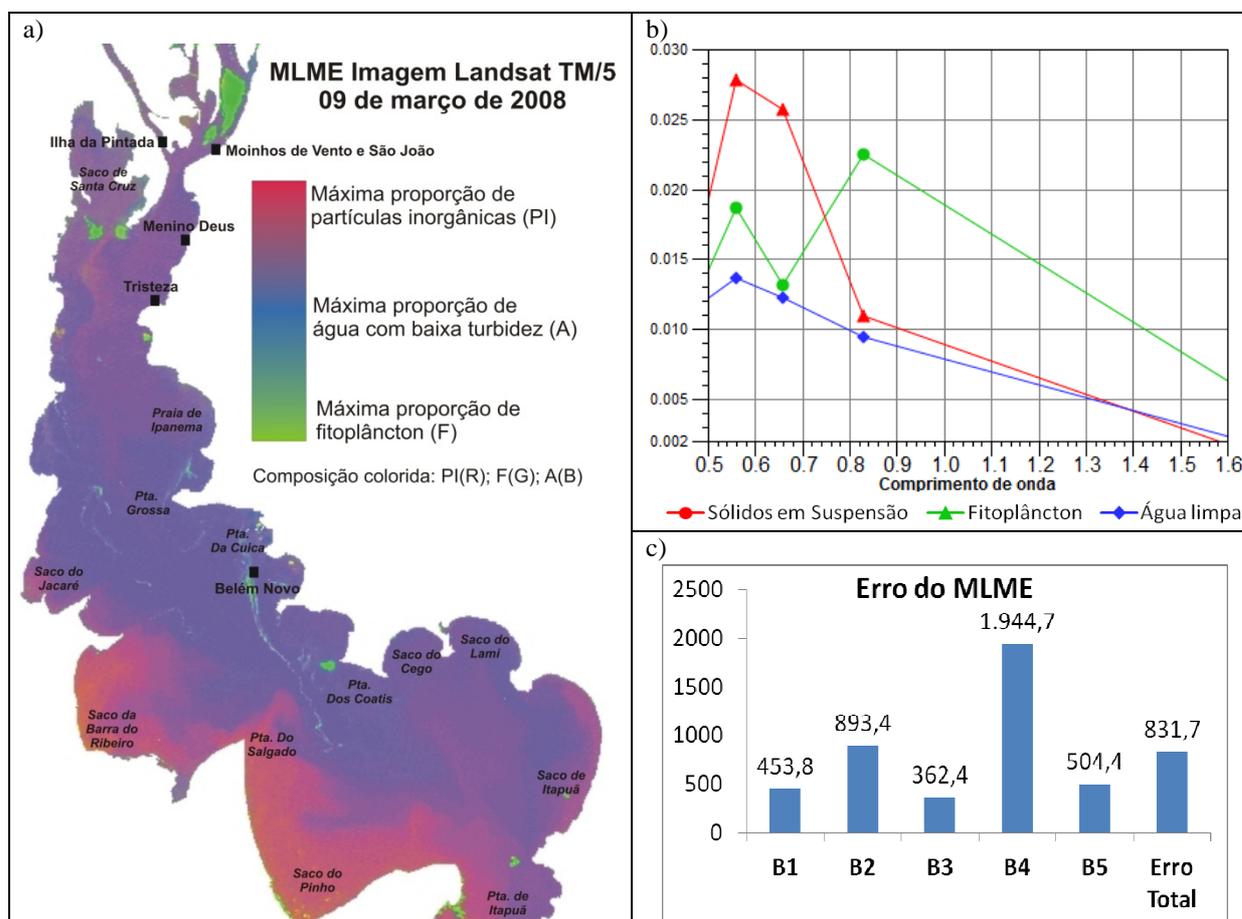


Figura 4.48- a) Composição colorida das imagens-fração obtidas com o MLME; b) Espectros utilizados para construção do modelo; c) Erro do MLME em cada banda Landsat. - Imagem Landsat 5/TM de 09 de março de 2008.

Na composição colorida das imagens-fração estas manchas são facilmente identificáveis, pois apresentam a máxima proporção de fitoplâncton, o que comprova que o

MLME construído a partir de espectros coletados sobre a imagem é consistente. Todavia, percebe-se que na imagem do NDVI é mais fácil avaliar a abrangência da floração, bem como a sua “intensidade” dentro da área de ocorrência. O MLME não se mostrou tão adequado para este fim nesta imagem, embora haja relativa coerência entre os valores de NDVI e a composição da água identificada através da geração do MLME, caso da área que se estende do Saco da Barra do Ribeiro até o Saco do Pinho, a qual apresentou cores próximas à máxima proporção de partículas inorgânicas e valores baixos de NDVI.

A imagem seguinte do satélite Landsat 5/TM foi produzida no dia 25 de março de 2008 e a aplicação do MLME sobre a mesma encontra-se na Figura 4.49 (a).

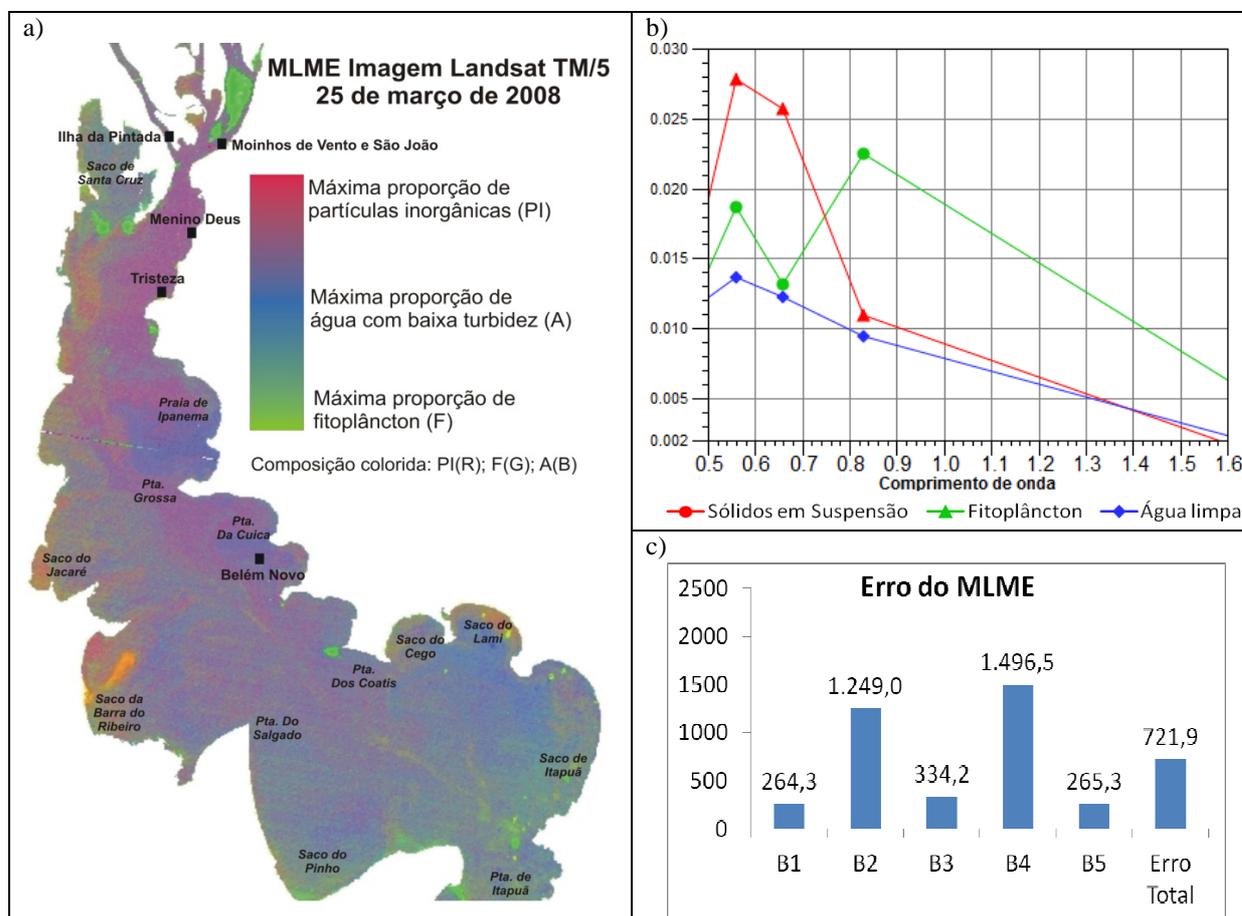


Figura 4.49- a) Composição colorida das imagens-fração obtidas com o MLME; b) Espectros utilizados para construção do modelo; c) Erro do MLME em cada banda Landsat. - Imagem Landsat 5/TM de 25 de março de 2008.

Observa-se que há homogeneidade das características da água nesta data. Na porção mais ao norte do lago, na área de deságue dos rios afluentes, há predomínio de tons mais avermelhados, enquanto na porção mais ao sul (entre o Saco do Pinho e o Saco de Itapua) e no Saco de Santa Cruz os tons mais esverdeados predominam. Na imagem do NDVI (Figura

4.34-a) foi possível identificar que em comparação à imagem anterior (dia 09 de março de 2009) a floração perdeu intensidade e sofreu arraste pelo fluxo da água para o sul do lago, que passou a apresentar valores mais elevados de NDVI (entre -0,2 e 0). São estas áreas com maiores valores de NDVI que aparecem no MLME com cores mais esverdeadas, enquanto aquelas com menores valores (entre -0,4 e -0,6) apresentaram cores mais avermelhadas. Todavia, a identificação da abrangência da floração é mais nítida no mapa do NDVI do que no MLME.

Na Figura 4.50(a) apresenta-se a composição colorida do MLME produzida a partir da imagem Landsat 7/ETM+ de 07 de maio de 2009.

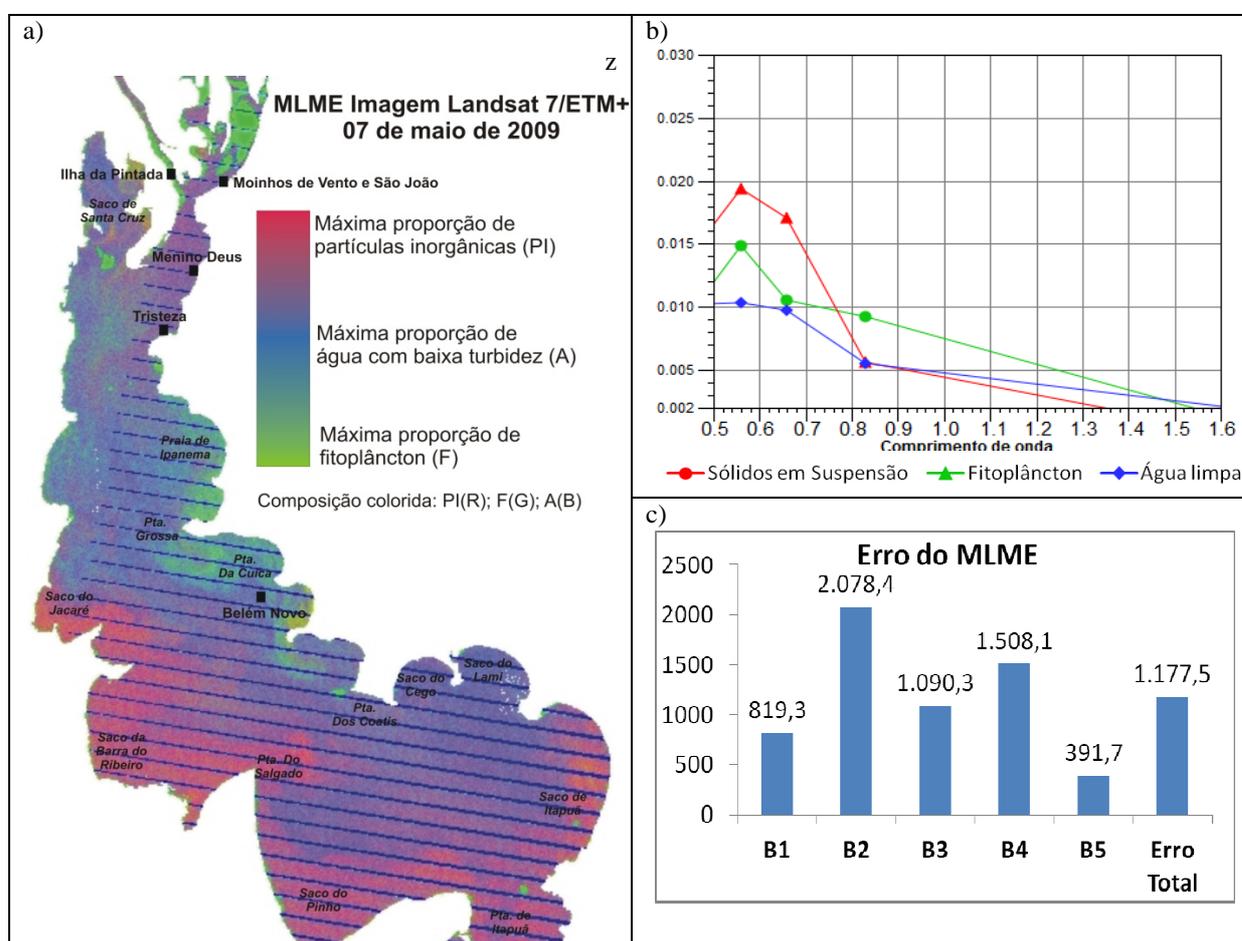


Figura 4.50- a) Composição colorida das imagens-fração obtidas com o MLME; b) Espectros utilizados para construção do modelo; c) Erro do MLME em cada banda Landsat. - Imagem Landsat 7/ETM+ de 07 de maio de 2009.

Apesar dos *gaps* presentes nas imagens Landsat 7/ETM+ optou-se por empregar as mesmas pois as imagens Landsat 5/TM do período apresentavam cobertura de nuvens. A aplicação do algoritmo “*Gapfill*” implicou em erros nas imagens-fração do MLME e por isso, utilizou-se as imagens sem correção. A análise visual do MLME indica que as áreas da porção

centro e norte do lago apresentam tons esverdeados, enquanto a porção sul (principalmente na margem direita) tem tons avermelhados. Esta distribuição das características da água coincide com bastante exatidão com o mapa do NDVI (Figura 4.36-a) e, em ambos os mapas, a área de ocorrência da floração é facilmente identificável. Em relação aos erros apresentados em (c), verifica-se um aumento do erro médio em comparação às demais imagens, principalmente nas bandas 2 e 4. A presença dos *gaps* explica o aumento dos erros, uma vez que o MLME não consegue determinar a proporção de cada componente nos pixels sem informação.

A Figura 4.51 refere-se à imagem Landsat 7/ETM+ produzida em 12 de março de 2012. Na Figura (a) observa-se que as áreas do Saco de Santa Cruz, Saco do Jacaré, Saco da Barra do Ribeiro e a região próxima à Praia de Ipanema apresentam cores mais esverdeadas, próximas das cores referentes à máxima proporção de fitoplâncton. A área próxima ao deságue dos rios afluentes e a porção sul do lago apresentam tons mais avermelhados. Comparando-se com a imagem do NDVI da mesma data (Figura 4.38-a) constata-se que não há correspondência entre as áreas esverdeadas no MLME e os valores de NDVI, os quais são inferiores a -0,2 nas referidas áreas, não indicando a ocorrência de floração.

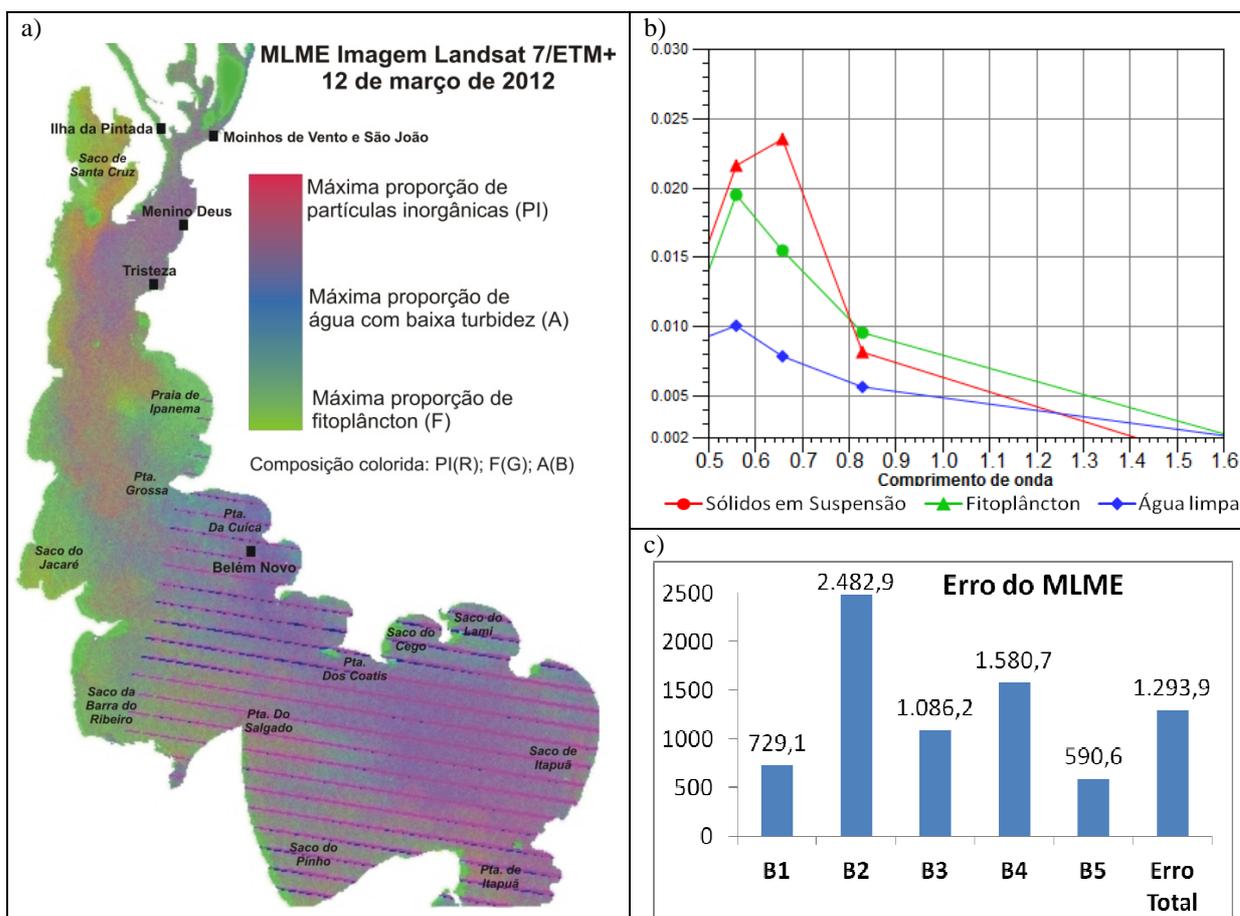


Figura 4.51- a) Composição colorida das imagens-fração obtidas com o MLME; b) Espectros utilizados para construção do modelo; c) Erro do MLME em cada banda Landsat. - Imagem Landsat 7/ETM+ de 12 de março de 2012.

Para verificar qual dos mapeamentos representava melhor a realidade na referida data, foram coletados alguns espectros de reflectância sobre a imagem de satélite, os quais são apresentados na Figura 4.52. Nos espectros *a*, *b* e *d*, coletados sobre as áreas que no MLME aparecem em cores esverdeadas, é possível observar que a maior reflectância se dá aproximadamente em $0,5 \mu\text{m}$, na faixa do verde, o que indica a atuação do fitoplâncton como principal componente opticamente ativo. O espectro *c* foi coletado na região avermelhada e nele a maior reflectância se dá após os $0,6 \mu\text{m}$, na faixa do vermelho, indicando a influência dos sólidos inorgânicos em suspensão. Desta forma, é possível inferir que, para esta data, o método que melhor representou a realidade foi o MLME e não o NDVI, permitindo identificar com maior exatidão a extensão das florações.

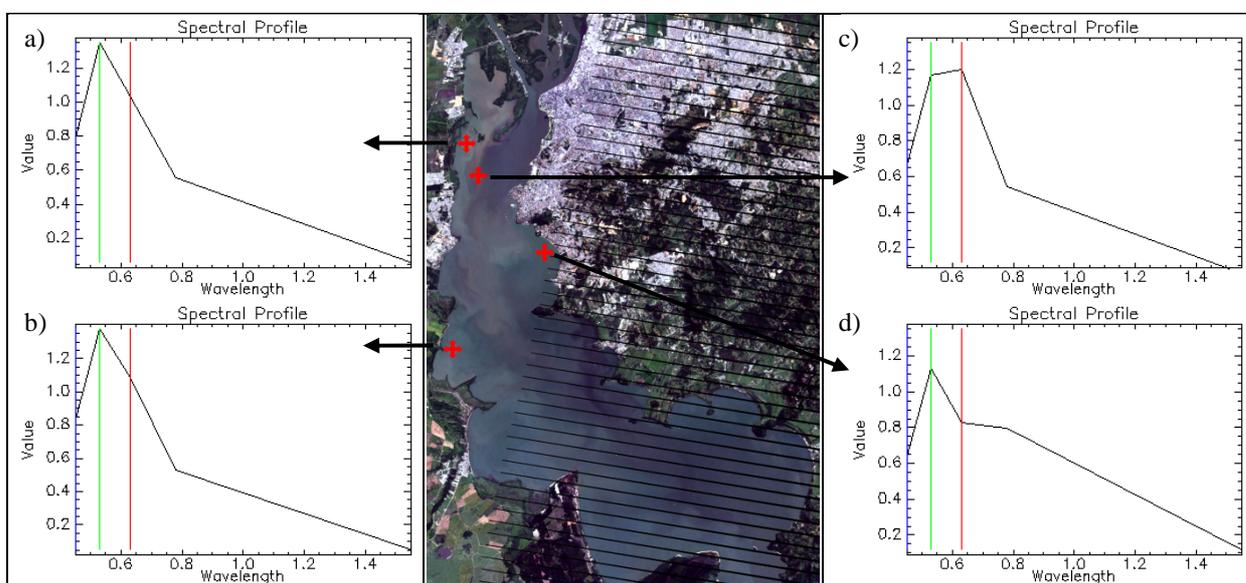


Figura 4.52 - Composição cor verdadeira (RGB321) da imagem Landsat 7/ETM+ de 12/03/2012; a, b e d) espectros de reflectância característicos de água com predomínio de pigmentos fitoplancônicos (Chl-a); c) espectro de reflectância característico de água com predomínio de partículas inorgânicas em suspensão.

Na Figura 4.53(a) tem-se a composição colorida das imagens-fração obtidas a partir da imagem Landsat 7/ETM+ de 28 de março de 2012. Observa-se que os tons avermelhados predominam em quase toda a área do lago e que, em algumas áreas, as cores são muito próximas à máxima proporção de partículas inorgânicas. Nas proximidades da EBAB Menino Deus até a Praia de Ipanema percebem-se tons um pouco esverdeados, enquanto no extremo sul do lago (Saco do Pinho e Ponta de Itapuã) há presença de áreas em verde intenso.

Na data da imagem ocorriam três fenômenos: a) floração de algas na porção norte do lago, conforme apontado pela reportagem de Jornal Zero Hora (2012a), que ocasionava cheiro

e gosto ruim da água tratada distribuída em Porto Alegre, e que teria continuidade no mês de abril; b) temperatura máxima média e horas de insolação superiores aos valores apontados pelas normais climatológicas; e c) nível muito baixo da água dos cinco grandes afluentes do Guaíba, uma vez que o interior do estado encontrava-se em intensa estiagem. Conforme o DMAE (2012), a baixa dos níveis dos principais rios afluentes e uma menor vazão ocasionaram, no período, menor turbulência nas águas do Guaíba, favorecendo as florações de cianobactérias. A continuidade das florações em abril de 2012 também pode estar relacionada à manutenção das condições ambientais adequadas, e até mesmo à obstrução física, quando as colônias perdem sua flutuabilidade nas camadas superiores e tem seu afundamento retardado pela presença de colônias flutuantes que estão abaixo delas, conforme apontado por Calijuri et al. (2006).

No MLME a área de ocorrência das florações foi parcialmente mapeada, mas em comparação ao mapa do NDVI (Figura 4.40-a), houve uma melhor identificação das florações.

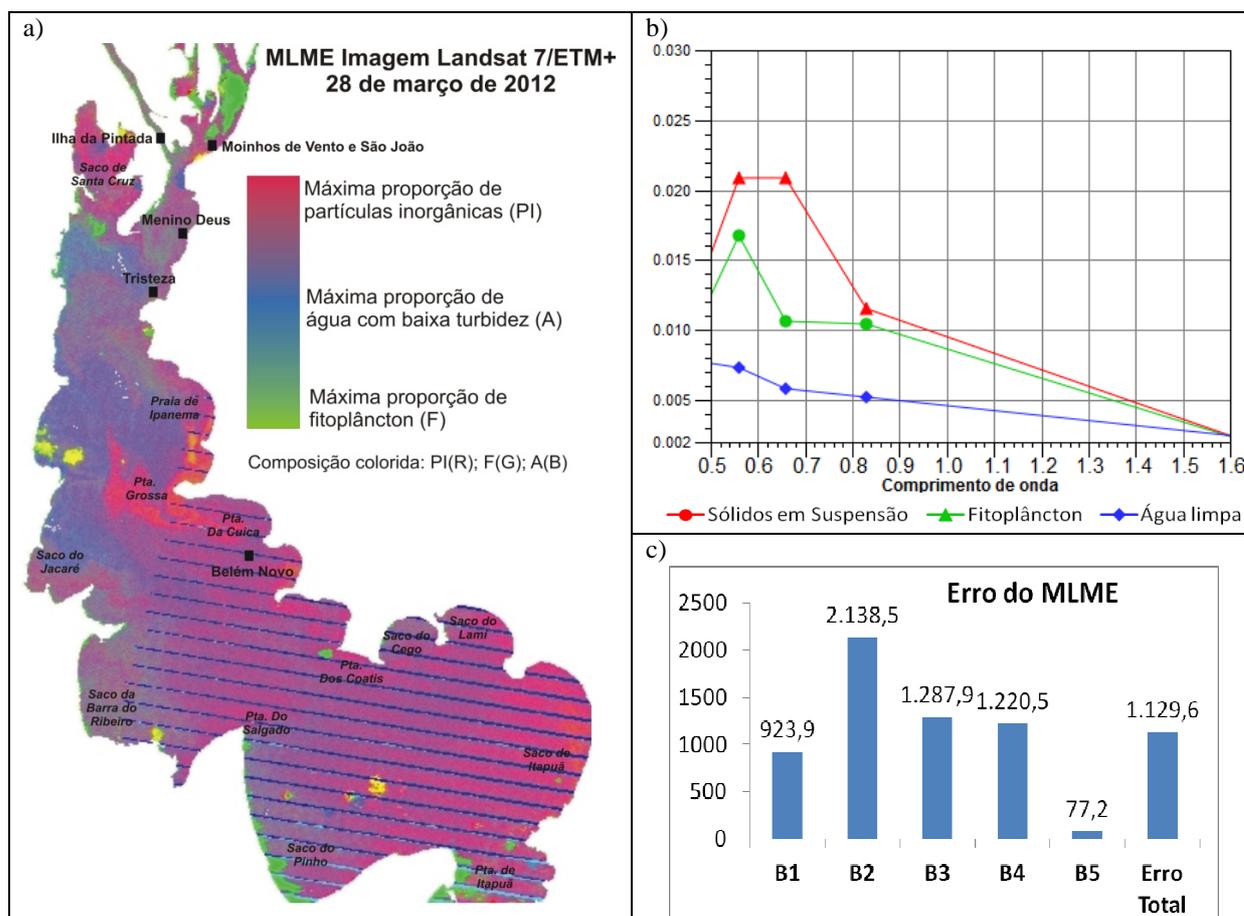


Figura 4.53- a) Composição colorida das imagens-fração obtidas com o MLME; b) Espectros utilizados para construção do modelo; c) Erro do MLME em cada banda Landsat. - Imagem Landsat 7/ETM+ de 28 de março de 2012.

As composições coloridas das imagens-fração geradas (partículas inorgânicas, fitoplâncton e água limpa) permitiram avaliar quais os componentes que atuavam em cada uma das imagens, bem como as variações espaciais da composição da água. De uma forma geral, houve boa correspondência entre as áreas de floração identificadas nos mapas do NDVI e as áreas com maior proporção de fitoplâncton no MLME. Todavia, o MLME permitiu uma melhor identificação das diferentes características da água, não se mostrando tão adequado para identificar apenas as áreas de floração.

Para as áreas onde houve incoerência entre a proporção do fitoplâncton e os valores de NDVI, duas explicações são possíveis: a) a concentração de Chl-a era baixa nestas áreas, o que não permitiu a sua identificação a partir do NDVI; b) os espectros coletados sobre a imagem não garantiram uma boa separabilidade entre os componentes (TSS, fitoplâncton e água limpa) em função da sua semelhança. A principal dificuldade observada em relação à geração dos modelos para cada imagem foi a obtenção de espectros de referência diretamente sobre uma imagem. Esta é uma dificuldade recorrente em corpos hídricos em função da sua baixa reflectância e da relativa homogeneidade na composição da água de muitos ambientes. Desta forma, mostra-se muito importante a obtenção de espectros de referência do corpo d'água em campo, a fim de compor uma biblioteca espectral própria. Como nos trabalhos de campos realizados no Lago Guaíba em 2012, 2013 e 2014 não foi possível obter espectros das florações, a geração e interpretação do MLME não pode ser mais bem explorada, apesar do grande potencial desta técnica.

4.3.3 Análise por Componentes Principais (ACP)

Conforme Crosta (1993) e Gurgel (2000), a Análise por Componentes Principais (ACP) ou Componentes Principais (CP) é uma técnica de estatística multivariada onde são analisadas as correlações entre as imagens brutas (bandas), produzindo um novo conjunto de novas imagens com nenhuma correlação entre si, onde a Componente Principal (CP1) irá conter a informação que é comum a todas as bandas originais e as CPs de ordem mais alta irão conter informações espectrais cada vez menos significantes. Os autores também destacam que a ACP possibilita a análise de dados num contexto que envolve a sua variabilidade espacial/temporal, o que a torna adequada para o objeto da presente pesquisa.

A Figura 4.54 apresenta os mapas resultantes da aplicação da ACP na imagem Landsat 5/TM de 12 de janeiro de 2005.

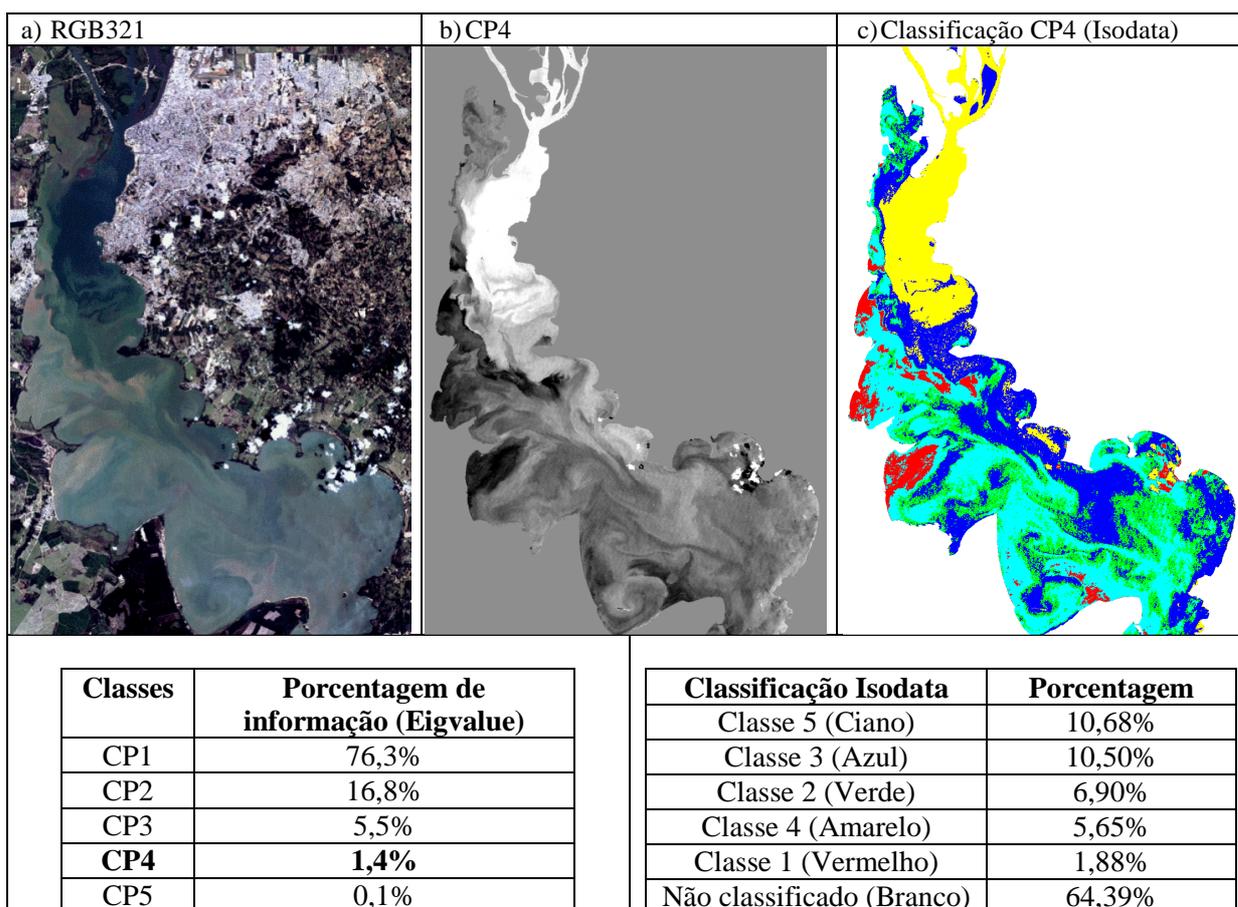


Figura 4.54 – a) Composição colorida da imagem Landsat 5/TM de 12 de janeiro de 2005; b) Componente Principal que melhor demonstra os compartimentos aquáticos do Lago Guaíba (CP4); c) Classificação não-supervisionada da CP4.

Observando-se a composição colorida da imagem (a), a Componente Principal (CP) que melhor representou a variabilidade das características da água do lago foi a CP4 (b). Como apoio para a escolha da CP foi realizada a correlação das CPs com as variáveis limnológicas obtidas pelo DMAE nas estações de bombeamento de água bruta (Tabela 4.6). Assim como foi feito para o NDVI, utilizou-se no cálculo da correlação a média dos valores de cada CP obtida a partir de uma matriz de 3x3 pixels centrada nas estações do DMAE.

Na Figura 4.54 (c) verifica-se a classificação não-supervisionada realizada a partir da CP4. Foi realizada a classificação Iseseg, com um mínimo de 3 classes temáticas e máximo de 5. Com base na Figura (a) e nos espectros de reflectância coletados sobre a imagem foi possível inferir que o cluster em amarelo (Classe 4) representa as áreas com floração de algas, as quais compreendem 5,65% da área do lago, enquanto o cluster em vermelho (Classe 1) representa as áreas onde há predomínio do comportamento espectral dos sólidos inorgânicos em suspensão. As áreas em azul (exceto as ilhas) também estão relacionadas às florações em função da proximidade e do aspecto de “continuidade” em relação a estas. As classes em ciano e verde concentram-se na porção centro-sul do lago e nestas há predomínio da resposta espectral do fitoplâncton. Porém, não há condições suficientes para garantir a presença de floração nestas áreas. Em comparação ao mapa do NDVI Figura 4.21 (a), constata-se que há coincidência entre as áreas com maiores valores de NDVI e o cluster em amarelo, bem como uma coincidência parcial entre as áreas com menores valores de NDVI e o cluster em vermelho.

Conforme a Tabela 4.6, a CP4 apresentou alta correlação negativa (-0,95) com a turbidez (baixos números digitais na CP) e alta correlação positiva com as cianobactérias, flagelos pigmentados e com o fitoplâncton total (altos números digitais). Altas correlações também foram obtidas entre a contagem destes organismos fitoplanctônicos e os valores de NDVI (Figura 4.22-c), o que comprova que a resposta espectral da imagem de satélite expressa a floração identificada pelo DMAE (2012). Embora a CP4 possua apenas 1,4% da informação da imagem, as demais CPs não ressaltaram as variações (CP1 à CP3) e a informação presente na CP5 refere-se principalmente aos ruídos, o que explica as baixas correlações desta CP com as variáveis limnológicas.

Tabela 4.6 – Correlações entre as variáveis ambientais e as CPs da imagem de 12 de janeiro de 2005.

	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5
Transparência	0,98	-0,48	0,36	0,46	-0,27
Turbidez	-0,54	0,87	-0,03	-0,95	0,23
TSS	-0,68	0,17	0,12	0,09	0,75
Clorofila-a	-0,29	0,60	0,56	-0,46	0,04
Feofitina	-0,88	0,80	0,06	-0,70	0,64
Cianobactérias	0,25	-0,94	-0,58	0,82	-0,76
Algas verdes	-0,66	-0,30	-0,29	0,44	-0,04
Diatomáceas	-0,26	-0,65	-0,49	0,64	-0,59
Flagelados Pigmentados	0,10	-0,85	-0,25	0,90	-0,55
Fitoplâncton total	-0,09	-0,78	-0,41	0,80	-0,58

Em relação à imagem obtida em 28 de janeiro de 2005 as correlações entre a CP4 e as variáveis limnológicas (Tabela 4.7) foram baixas, mas mesmo assim optou-se pela classificação desta CP, uma vez que a classificação da CP5 implicaria em um resultado muito ruidoso.

Tabela 4.7 - Correlações entre as variáveis ambientais e as CPs da imagem de 28 de janeiro de 2005.

	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5
Transparência	0,88	-0,78	-0,51	-0,38	-0,76
Turbidez	-0,27	0,59	-0,15	-0,19	0,08
TSS	-0,76	0,88	0,28	0,13	0,68
Clorofila-a	-0,23	0,53	0,07	-0,02	-0,15
Feofitina	-0,69	0,52	0,49	0,47	0,38
Cianobactérias	-0,03	0,08	-0,01	-0,17	0,42
Algas verdes	-0,87	0,54	0,81	0,62	0,85
Diatomáceas	-0,53	0,52	0,37	0,13	0,73
Flagelados Pigmentados	-0,23	0,11	0,33	0,17	0,43
Fitoplâncton total	-0,40	0,32	0,36	0,16	0,61

Na Figura 4.55 (b) observa-se que a CP4 destaca as variações de cores e tonalidades apresentadas pela água na composição colorida (a).

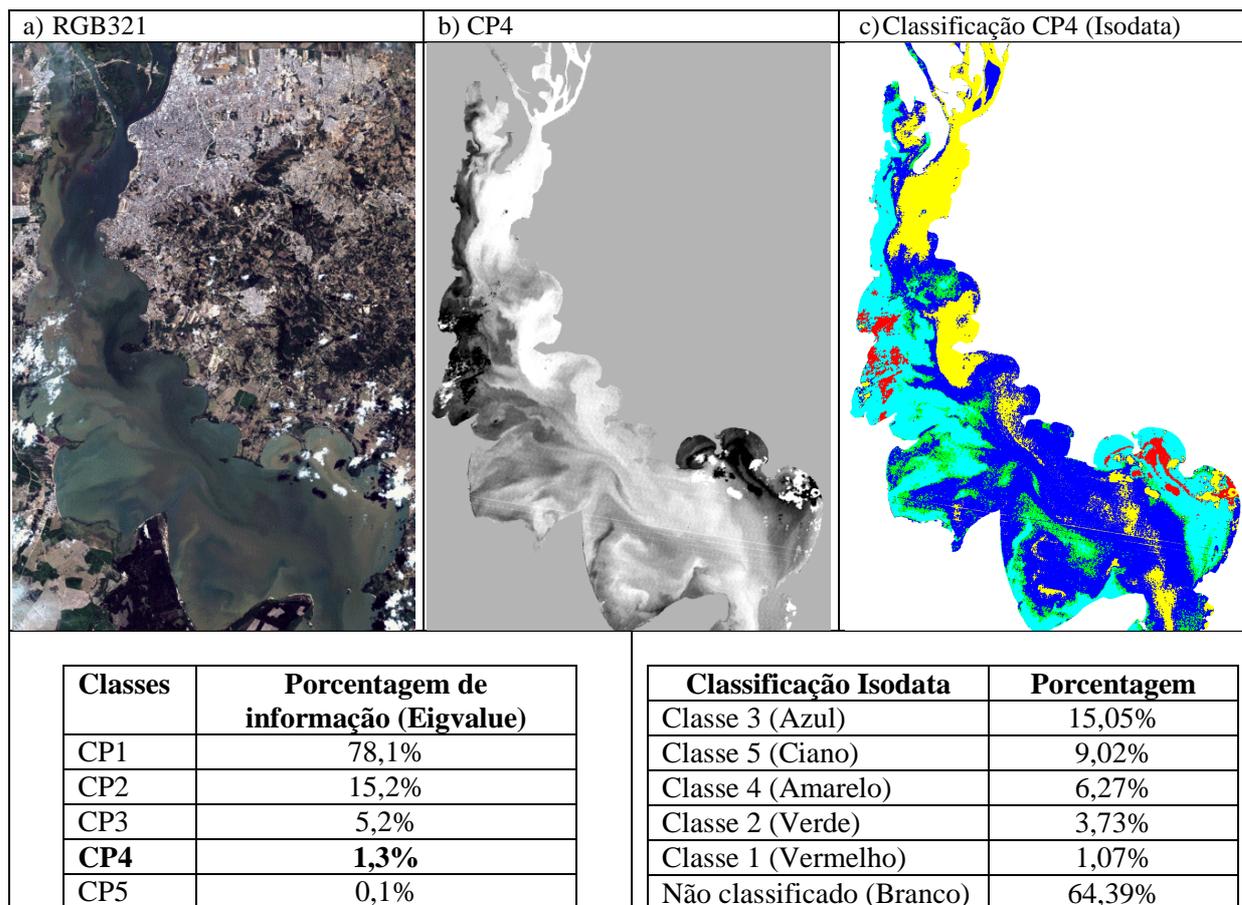


Figura 4.55 - a) Composição colorida da imagem Landsat 5/TM de 28 de janeiro de 2005; b) Componente Principal que melhor demonstra os compartimentos aquáticos do Lago Guaíba (CP4); c) Classificação não-supervisionada da CP4.

Na classificação da CP4 (c), verifica-se que houve um pequeno aumento do cluster em amarelo, identificado como área de floração na imagem anterior (Figura 4.54-c), passando de 5,65% para 6,27% da área total. Porém, na imagem de 12 de março este cluster estava concentrado na margem esquerda da porção norte do lago e na imagem de 28 de janeiro ele passou a ocupar, de forma mais dispersa, outras áreas no centro e sul do lago, o que demonstra a movimentação da floração nos 16 dias que transcorreram entre as duas imagens. Este processo também foi observado nas imagens de NDVI (Figura 4.23-a), mas com menor nitidez. Os clusters em vermelho representaram as áreas com presença de nuvens e/ou forte influência dos sólidos em suspensão. Os espectros de reflectância obtidos nas áreas correspondentes ao cluster em ciano apresentaram um patamar de reflectância semelhante para a faixa do verde e do vermelho (resultando na cor amarronzada), o que indica que nestas áreas o comportamento da água foi influenciado tanto pelos sólidos em suspensão quanto pela Chl-a. No cluster em azul escuro predomina a resposta da Chl-a e o cluster em verde representa áreas de transição.

Na Tabela 4.8 são apresentadas as correlações entre as CPs da imagem produzida em 02 de janeiro de 2007 e as variáveis limnológicas. As CPs 2, 3 e 4 apresentaram altos coeficientes de correlação, porém optou-se pela CP2 já que as correlações com a Chl-a, as cianobactérias e as algas verdes foram superiores a -0,90, resultando em cores escuras na CP (Figura 4.56-a). A transparência apresentou alta correlação positiva com a CP2 e, por isso, áreas com maior transparência apresentam cores mais claras. Em comparação às correlações obtidas com o NDVI para a mesma data (Figura 4.26-c), observa-se que a CP2 aumentou a correlação dos dados da imagem com a transparência, Chl-a, cianobactérias e algas verdes, o que nos fornece indícios sobre o seu potencial de utilização.

Tabela 4.8 - Correlações entre as variáveis ambientais e as CPs da imagem de 02 de janeiro de 2007.

	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5
Transparência	-0,41	0,98	-0,87	-0,83	0,52
Turbidez	0,20	0,48	-0,47	-0,33	0,91
TSS	0,13	0,38	0,10	0,24	-0,14
Clorofila-a	0,27	-0,97	0,79	0,74	-0,50
Feofitina	0,14	0,41	0,06	0,21	-0,08
Cianobactérias	0,36	-0,94	0,88	0,85	-0,56
Algas verdes	0,41	-0,90	0,90	0,90	-0,57
Diatomáceas	0,70	-0,16	0,53	0,47	-0,57
Flagelados Pigmentados	-0,15	0,21	0,15	0,26	-0,35
Fitoplâncton total	0,34	-0,81	0,88	0,89	-0,65

Com base em espectros coletados sobre a imagem de satélite, na classificação da CP2, o cluster em vermelho é aquele que representa a área com floração de algas, distribuído praticamente em toda margem esquerda do lago, desde os rios afluentes até as proximidades do Saco de Itapuã, totalizando 9,63% da área do lago. Na composição colorida (a) estas áreas aparecem em verde escuro, principalmente nas proximidades da EBAB Belém Novo (entre a Ponta Grossa e a Ponta dos Coatis), o que indica que provavelmente nesta região a floração de algas estava muito intensa. O cluster em verde também está relacionado à floração, porém, observando-se o espectro de reflectância coletado sobre a imagem nesta área (Figura 4.57-a) verifica-se que apesar da maior reflectância na faixa do verde, bem como da presença de uma feição da absorção após os 0,6 μm , há a presença de um patamar de reflectância por volta de 0,8 μm , o que permite inferir que o cluster verde representa áreas de floração mais recentes.

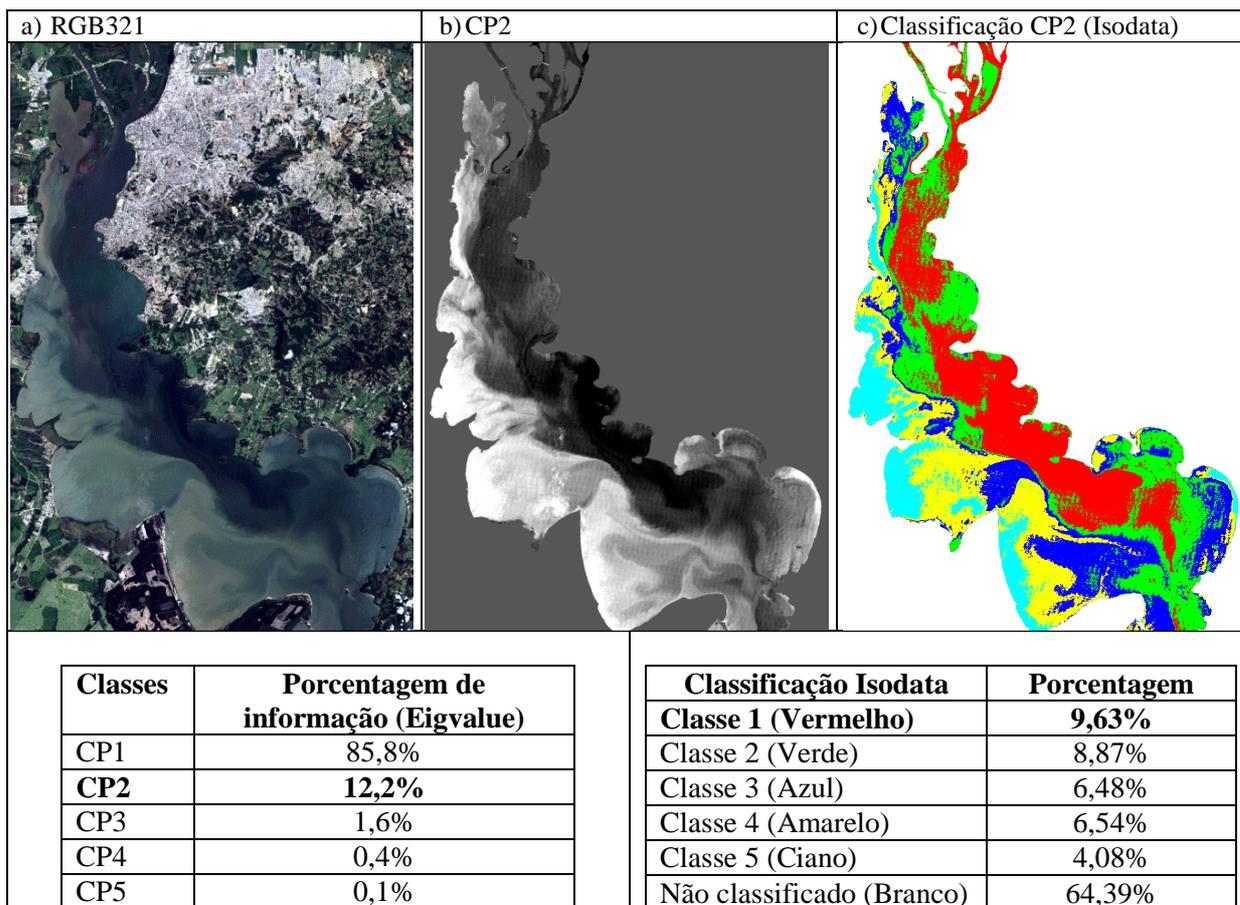


Figura 4.56 - a) Composição colorida da imagem Landsat 5/TM de 02 de janeiro de 2007; b) Componente Principal que melhor demonstra os compartimentos aquáticos do Lago Guaíba (CP3); c) Classificação não-supervisionada da CP2.

Com base no espectro coletado no cluster vermelho (Figura 4.57-b) deduz-se que nestas áreas as florações estavam estabelecidas há mais tempo, o que elevou a concentração de matéria orgânica pela decomposição das algas, aumentou a absorção da radiação na região do visível e infravermelho próximo e tornou a imagem mais escura. Dois fatos corroboram com a hipótese de que nesta data as florações estavam em declínio: 1) o espectro (b) apresentou uma reflectância máxima correspondente à metade da do espectro (a); 2) as EBABs apresentaram significativas concentrações de feofitina (Figura 4.25-d), em especial na EBAB Moinhos de Vento/São João, onde a concentração de feofitina foi maior do que a de Chl-a (32,4 e 4,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente).

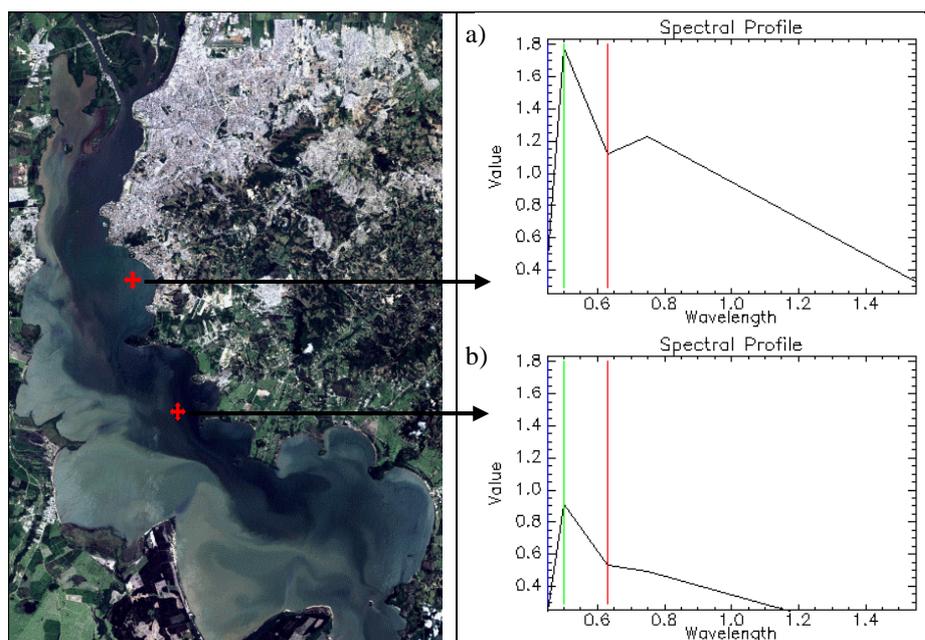


Figura 4.57 – Composição cor verdadeira (RGB321) da imagem Landsat 5/TM de 02/01/2007; a) espectro de reflectância característico de água com floração de algas mais recente; b) espectro de reflectância característico de água com floração de algas em estágio de senescência.

Em comparação à imagem do NDVI (Figura 4.25-a), a classificação da CP2 permitiu identificar com maior clareza a abrangência da floração. Houve uma coincidência de localização entre os clusters nas cores ciano, amarelo e azul e as áreas com menores valores de NDVI, o que significa que apesar da cor esverdeada da água nestas áreas, elas não apresentavam “patches” de floração superficial. Na imagem obtida um mês depois (03 de fevereiro de 2007), optou-se por empregar a CP3 para a classificação em função das altas correlações positivas com a Chl-a e com as diatomáceas e pela alta correlação negativa com a transparência (Tabela 4.9). Além disso, a CP3 demonstrou melhor as variações das características do corpo hídrico em comparação à CP2.

Tabela 4.9 - Correlações entre as variáveis ambientais e as CPs da imagem de 03 de fevereiro de 2007.

	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5
Transparência	-0,58	0,96	-0,87	0,28	-0,15
Turbidez	0,75	-0,82	0,74	0,15	0,67
TSS	0,85	-0,52	0,06	0,69	0,75
Clorofila-a	0,56	-0,87	0,93	-0,26	0,29
Feofitina	0,20	0,37	-0,57	0,85	0,69
Cianobactérias	0,43	0,11	-0,21	0,37	0,23
Algas verdes	0,48	-0,51	0,50	0,26	0,71
Diatomáceas	0,54	-0,92	0,92	-0,16	0,41
Flagelados Pigmentados	0,21	0,32	-0,54	0,85	0,72
Fitoplâncton total	0,51	-0,12	-0,09	0,77	0,91

A correlação entre a Chl-a e a CP3 foi muito maior do que a correlação deste pigmento com o NDVI na mesma data (0,93 e 0,13, respectivamente). A mesma constatação foi verificada entre a CP3 e as diatomáceas, a turbidez e a transparência (correlação negativa). Por outro lado, as cianobactérias apresentaram maior correlação apenas com o NDVI (Figura 4.28-c). Isto significa que a técnica das principais componentes permitiu ampliar a sensibilidade dos dados desta imagem em comparação à técnica do NDVI.

Na classificação da CP3 (Figura 4.58-c), o cluster em amarelo representa as áreas com floração, as quais situam-se principalmente nas proximidades da Ponta Grossa e do Saco de Itapuã e representam 8,67% da área do lago. O cluster em azul também está relacionado às áreas de floração.

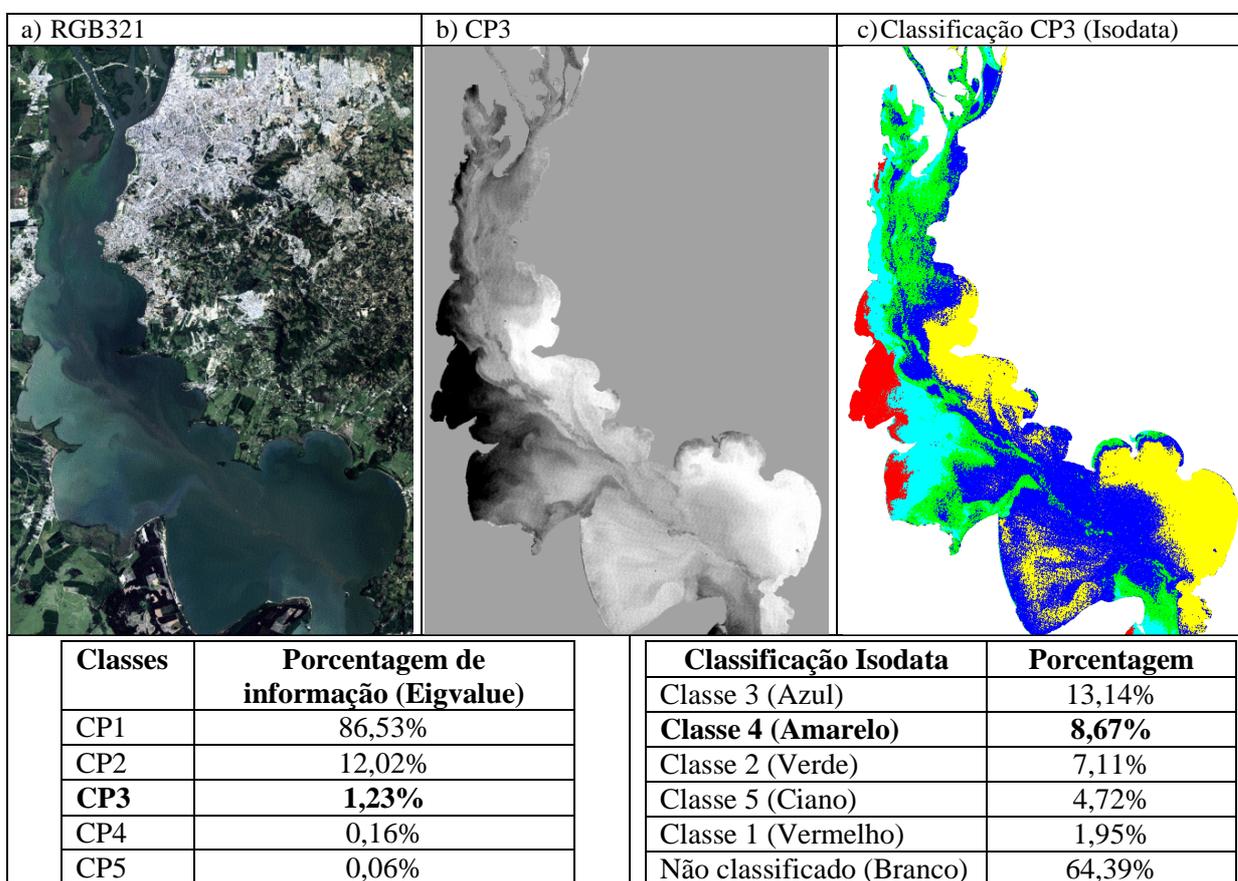


Figura 4.58 - a) Composição colorida da imagem Landsat 5/TM de 03 de fevereiro de 2007; b) Componente Principal que melhor demonstra os compartimentos aquáticos do Lago Guaíba (CP3); c) Classificação não-supervisionada da CP3.

Comparando-se a composição colorida desta imagem (a) com a da imagem anterior constata-se que os tons de verde são menos escuros dentro do cluster em amarelo, o que permite chegar a três conclusões: a) houve uma manutenção das florações durante o mês de janeiro e início de fevereiro; b) as florações que aparentavam entrar em senescência na

imagem anterior foram substituídas por novas florações resultando em um aumento da concentração da Chl-a e na redução da concentração de feofitina para as estações Menino Deus, Tristeza e Belém Novo (Figura 4.27-a); e c) houve um deslocamento destas em direção às áreas mais ao sul do lago.

Os espectros coletados sobre a imagem no cluster em vermelho demonstraram que apesar do aspecto esverdeado da água, há a presença de um patamar de reflectância nos comprimentos de onda do vermelho, o que se relaciona à reflexão dos sedimentos do fundo, já que nestas áreas as profundidades da coluna d'água são baixas (Figura 3.2-a). Além disso, nas datas das coletas amostrais a transparência da água estava alta (68 cm) e a concentração de TSS baixa (11 mg.L^{-1}) (Figura 4.28-a).

Na Tabela 4.10 são apresentadas as correlações das CPs geradas a partir da imagem do dia 06 de fevereiro de 2008 com as variáveis limnológicas. A CP2 novamente apresentou altas correlações com os pigmentos e com a contagem das espécies fitoplanctônicas, com destaque para as cianobactérias e as diatomáceas (correlações iguais ou superiores a $-0,9$). Ao contrário do esperado inicialmente, o NDVI não se mostrou significativamente correlacionado com nenhuma das variáveis limnológicas (Figura 4.30-c), o que corrobora com a hipótese de que para algumas datas a técnica das CPs traz melhores resultados no que o NDVI.

Tabela 4.10 - Correlações entre as variáveis ambientais e as CPs da imagem de 06 de fevereiro de 2008.

	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5
Transparência	-0,92	0,71	-0,39	-0,59	-0,92
Turbidez	0,34	0,13	-0,32	0,80	0,81
TSS	0,29	0,04	-0,16	0,68	0,78
Clorofila-a	0,56	-0,87	0,69	0,06	0,49
Feofitina	0,47	-0,44	0,15	0,53	0,73
Cianobactérias	0,80	-0,90	0,94	-0,69	0,05
Algas verdes	0,65	-0,45	0,13	0,68	0,89
Diatomáceas	0,47	-0,94	0,95	-0,28	0,29
Flagelados Pigmentados	0,54	-0,80	0,54	0,06	0,35
Fitoplâncton total	0,57	-0,89	0,69	-0,01	0,39

Desta forma, procedeu-se com a classificação da CP2, conforme é possível observar na Figura 4.59-c. Com base nas cores da composição cor verdadeira da imagem (a), nos tons de cinza da CP2 (b) e nos espectros coletados sobre a imagem, conclui-se que as áreas nas quais havia o estabelecimento de floração na data da imagem estavam compreendidas nos clusters em amarelo e ciano. De acordo com as medidas realizadas pelo DMAE nos dias 12 e

14 de fevereiro (Figura 4.29-d) as concentrações de Chl-a foram baixas, com um máximo de $11,04 \mu\text{g.L}^{-1}$ na estação Belém Novo. Nas estações Moinhos de Vento/São João, Ilha da Pintada e Menino Deus, localizadas na porção norte do lago, as concentrações de feofitina foram superiores as de Chl-a, o que demonstra que nas datas das amostragens a floração já havia entrado em declínio.

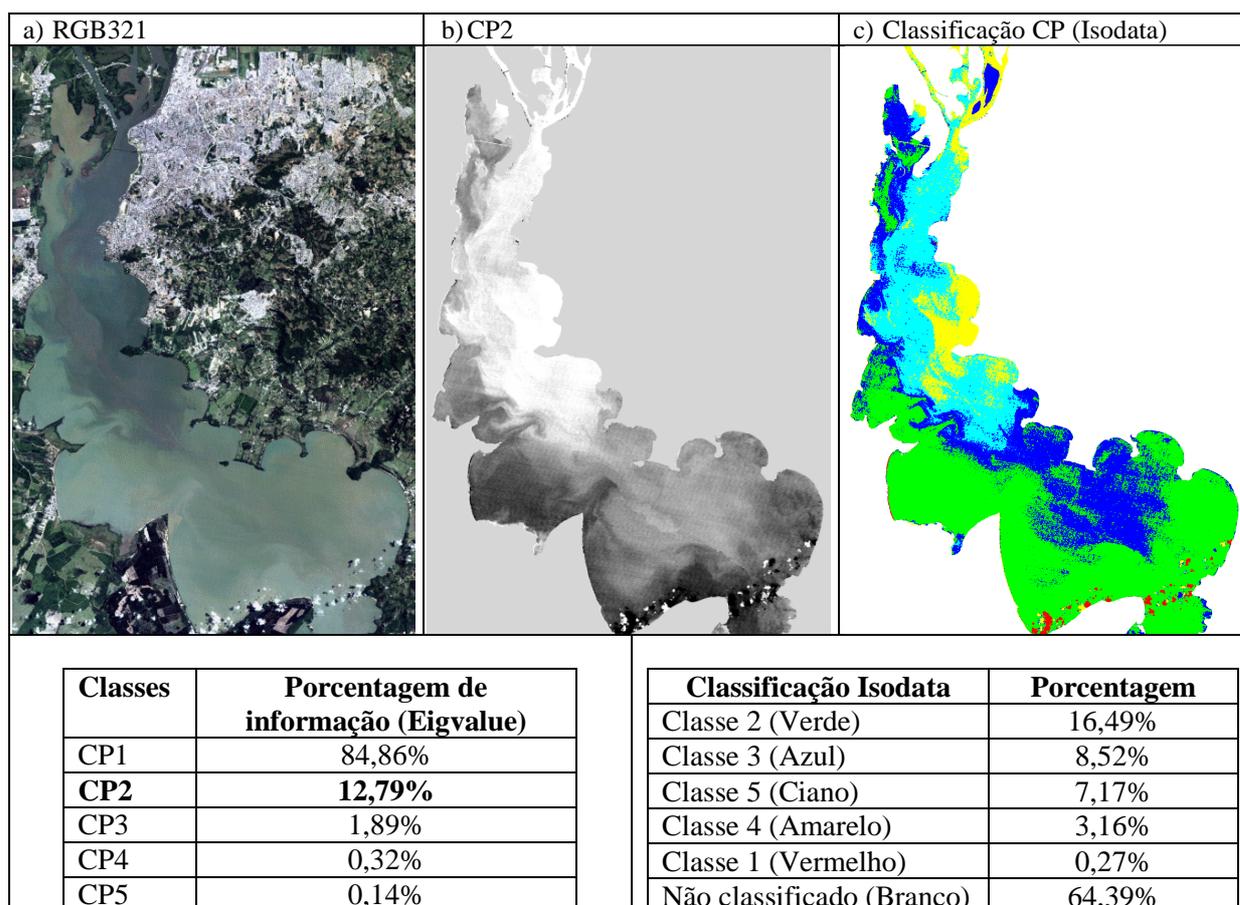


Figura 4.59 - a) Composição colorida da imagem Landsat 5/TM de 06 de fevereiro de 2008; b) Componente Principalque melhor demonstra os compartimentos aquáticos do Lago Guaíba (CP3); c) Classificação não-supervisionada da CP2.

A imagem do NDVI (Figura 4.29-a) apresentou valores inferiores a $-0,4$ para toda a área do lago, comprovando que as florações foram pouco intensas na data da imagem. Estimar a intensidade da floração é uma dificuldade recorrente quanto se tem um baixo número de pontos amostrais, ou amostragens que não coincidem com a data de passagem do satélite. Outra dificuldade refere-se à correta identificação das causas que levam às menores reflectâncias nas áreas de floração. É complexo estimar se esta diminuição da reflectância deve-se unicamente à degradação do fitoplâncton ou está relacionada à matéria orgânica que foi carreada para dentro do corpo hídrico pelos afluentes. No caso de Porto Alegre, por

drenarem áreas densamente povoadas, os afluentes recebem grandes descargas de esgotos domésticos e industriais, porém, como não há a determinação de uma variável relativa à carga orgânica por parte do DMAE (carbono orgânico dissolvido, por exemplo), a correta identificação das florações pode, por vezes, ficar comprometida.

Um dos parâmetros que comprovam a grande poluição do Lago Guaíba é a condutividade elétrica, a qual segundo CETESB (2001) depende das concentrações iônicas e da temperatura e indica a quantidade de sais existentes na coluna d'água, e representa uma medida indireta da concentração de poluentes. Em geral, níveis superiores a $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ indicam ambientes impactados. Para as datas das amostragens em fevereiro de 2008, todas as estações apresentaram condutividades superiores a $65,7 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, com destaque para as estações Moinhos de Vento e Menino Deus, nas quais a condutividade foi muito elevada: 133,8 e $107,1 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, respectivamente. Estes valores de condutividade foram os maiores para todas as amostragens consideradas nesta pesquisa.

Na Tabela 4.11 têm-se as correlações obtidas entre as CPs da imagem de 09 de março de 2008 e as variáveis limnológicas. As CPs 2, 3, 4 e 5 apresentaram altas correlações com a Chl-a, feofitina, cianobactérias e as algas verdes.

Tabela 4.11 – Correlações entre as variáveis ambientais e as CPs da imagem de 09 de março de 2008.

	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5
Transparência	-0,56	0,50	-0,60	0,11	0,15
Turbidez	0,15	0,29	-0,17	0,56	0,66
TSS	0,25	0,02	0,03	0,26	0,37
Clorofila-a	0,33	-0,88	0,72	-0,92	-0,95
Feofitina	0,17	-0,66	0,49	-0,79	-0,71
Cianobactérias	0,34	-0,88	0,73	-0,90	-0,93
Algas verdes	0,29	-0,84	0,68	-0,91	-0,90
Diatomáceas	-0,27	-0,12	-0,08	-0,48	-0,47
Flagelados Pigmentados	-0,44	0,30	-0,45	-0,07	-0,02
Fitoplâncton total	-0,20	-0,29	0,05	-0,66	-0,63

Devido à análise prévia que se tinha da imagem, a CP que apresentou melhor resultado na classificação não-supervisionada e destacou as áreas de floração, foi a CP3. Comparando-se as correlações das variáveis com as CPs e as correlações das variáveis com o NDVI (Figura 4.33) constata-se que foram praticamente os mesmos pigmentos ou grupos fitoplancônicos que apresentaram altas correlações com os produtos derivados da imagem bruta. Desta forma, fica comprovado que, nesta data, a resposta espectral estava fortemente relacionada às cianobactérias e as algas verdes e seu principal pigmento, a Chl-a. A alta correlação obtida

entre a CP4 e 5 e a feofitina demonstrou que a floração entrava em declínio na data da imagem.

Na Figura 4.60-c apresenta-se a classificação não-supervisionada produzida a partir da CP3. O cluster em amarelo é aquele que melhor representa a distribuição da floração de algas nesta data, abrangendo 12,09% da área da imagem. O cluster em azul também tem forte relação com a floração. Na imagem da CP3 (b) estas áreas apresentam tonalidades claras em função da correlação positiva com a Chl-a e as cianobactérias (Tabela 4.11). A estação amostral que apresentou maior concentração de Chl-a no dia 10 de março foi a estação Belém Novo ($63,5 \mu\text{g-L}^{-1}$), a qual se situa no cluster em amarelo. As demais estações, nas quais as coletas foram realizadas nos dias 12 e 13 de março, ficaram situadas no cluster em azul (exceto a Ilha da Pintada) e suas concentrações de Chl-a foram inferiores a $2,3 \mu\text{g-L}^{-1}$. Este fato leva a crer que o cluster em azul representa as áreas com menores concentrações de Chl-a.

Todavia, as plumas de floração identificadas com clareza na imagem do NDVI (Figura 4.31-a) não foram individualizadas na classificação da CP3, sendo incluídas no cluster azul, o que significa que esta técnica não foi sensível para maiores concentrações de Chl-a. Na comparação da distribuição dos maiores valores de NDVI (superiores a -0,2) e o cluster amarelo da CP3, comprova-se que houve uma boa coincidência entre as duas áreas. Para o cluster em azul não há nenhuma coincidência com a distribuição dos valores de NDVI, o que só vai ocorrer novamente e de forma parcial entre o cluster em ciano e os menores valores de NDVI (entre -0,4 e -0,6). Estas apurações levam a crer que o NDVI foi mais sensível para detectar as variações da Chl-a, enquanto a técnica das principais componentes representou melhor a variabilidade das características da água decorrentes de outros parâmetros além da Chl-a, como a contribuição dos sólidos em suspensão, da matéria orgânica dissolvida e da reflexão dos sedimentos do fundo. Na ausência de maior número de amostras, a correta identificação dos componentes da água atuantes em cada um dos clusters fica comprometida.

Braga (1998), optou por não limitar o número de classes na classificação não-supervisionada em sua pesquisa realizada na Lagoa de Araruama/RJ, apenas estipulando um índice de similaridade igual a 2 e um limiar de área igual a 8. O número de classes resultante para as 6 imagens analisadas via CP variou entre 21 e 40. Os fatores que Braga (1998) identificou como responsáveis pela variação do número de classes nas 6 imagens utilizadas foram: a) o balanço hídrico negativo e a consequente exposição das áreas marginais normalmente submersas; b) velocidades do vento superiores a 3 m.s^{-1} ($10,8 \text{ km/h}$) que provocaram a remoção dos sedimentos do fundo nas áreas marginais mais rasas; e c) a

diminuição da resolução radiométrica efetiva do sensor TM provocada pela presença de névoa em uma das imagens. Assim, além da composição da água, outros fatores contribuem para o número e distribuição das classes, e estes devem ser considerados.

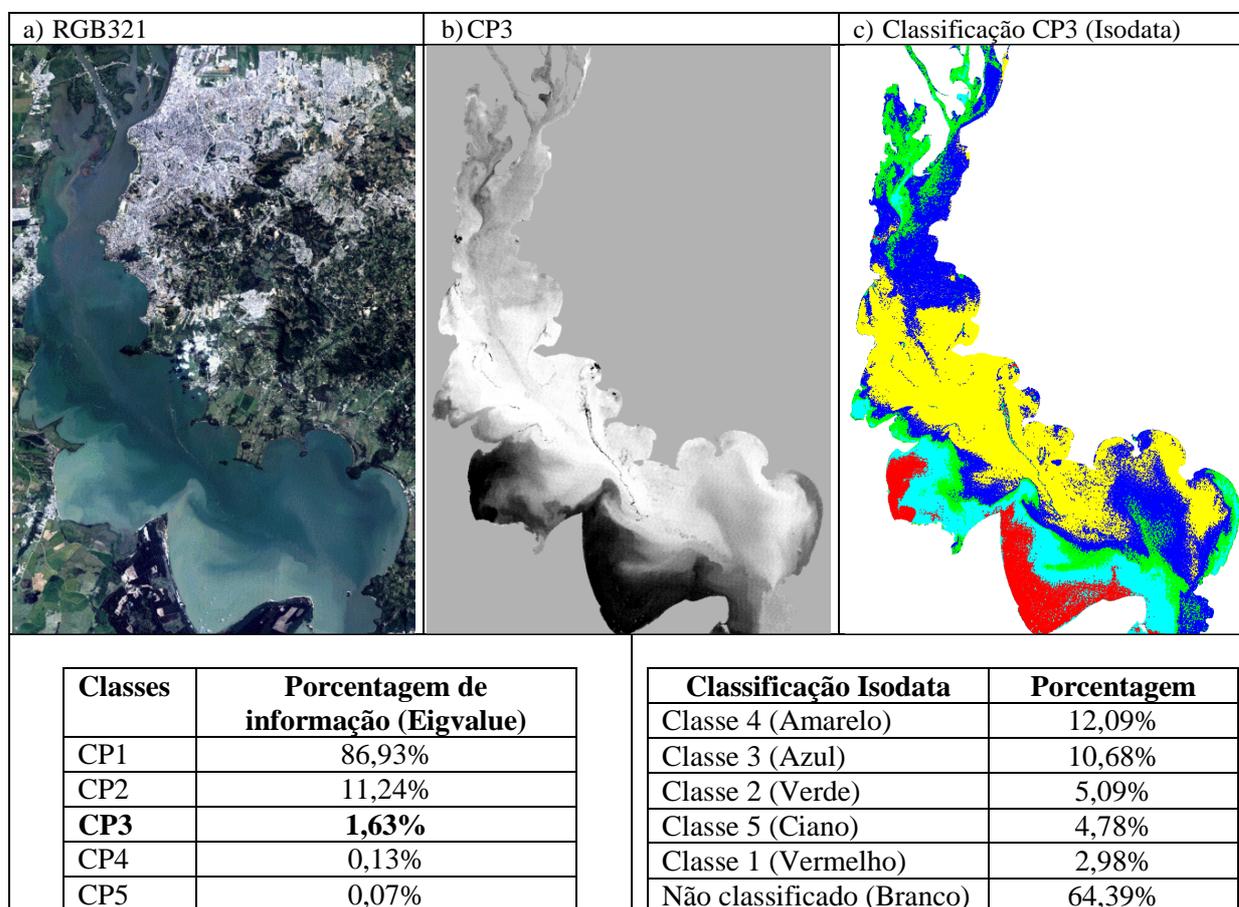


Figura 4.60 - a) Composição colorida da imagem Landsat 5/TM de 09 de março de 2008; b) Componente Principalque melhor demonstra os compartimentos aquáticos do Lago Guaíba (CP3); c) Classificação não-supervisionada da CP3.

Na Tabela 4.12 são apresentadas as correlações entre as CPs da imagem obtida em 25 de março de 2008 e as variáveis limnológicas. Verifica-se que a CP2 e a CP3 apresentaram altas correlações com a Chl-a, feofitina, cianobactérias, algas verdes e diatomáceas, porém, como as correlações foram um pouco superiores na CP3, optou-se por empregar a mesma na classificação. Novamente as correlações entre as CPs, os pigmentos e a contagem de cianobactérias e algas verdes foram muito maiores do que as correlações verificadas para o NDVI, SAVI e MSAVI (Figura 4.35-c).

Tabela 4.12 - Correlações entre as variáveis ambientais e as CPs da imagem de 25 de março de 2008.

	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5
Transparência	-0,58	0,32	-0,42	0,02	-0,63
Turbidez	0,18	0,33	-0,35	-0,42	0,43
TSS	0,29	0,01	-0,04	-0,45	0,33
Clorofila-a	0,34	-0,93	0,95	0,15	-0,13
Feofitina	0,20	-0,92	0,90	-0,29	-0,17
Cianobactérias	0,35	-0,93	0,95	0,11	-0,11
Algas verdes	0,31	-0,96	0,97	0,02	-0,15
Diatomáceas	-0,30	-0,27	0,18	0,19	-0,72
Flagelados Pigmentados	-0,47	0,14	-0,26	0,05	-0,72
Fitoplâncton total	-0,21	-0,49	0,39	0,11	-0,75

A composição colorida da imagem, a CP3 e a classificação não-supervisionada da CP3 são apresentadas na Figura 4.61. Na CP3 (b) é possível observar que há uma grande variabilidade nas características da água nesta data, o que também fica evidenciado na classificação (c).

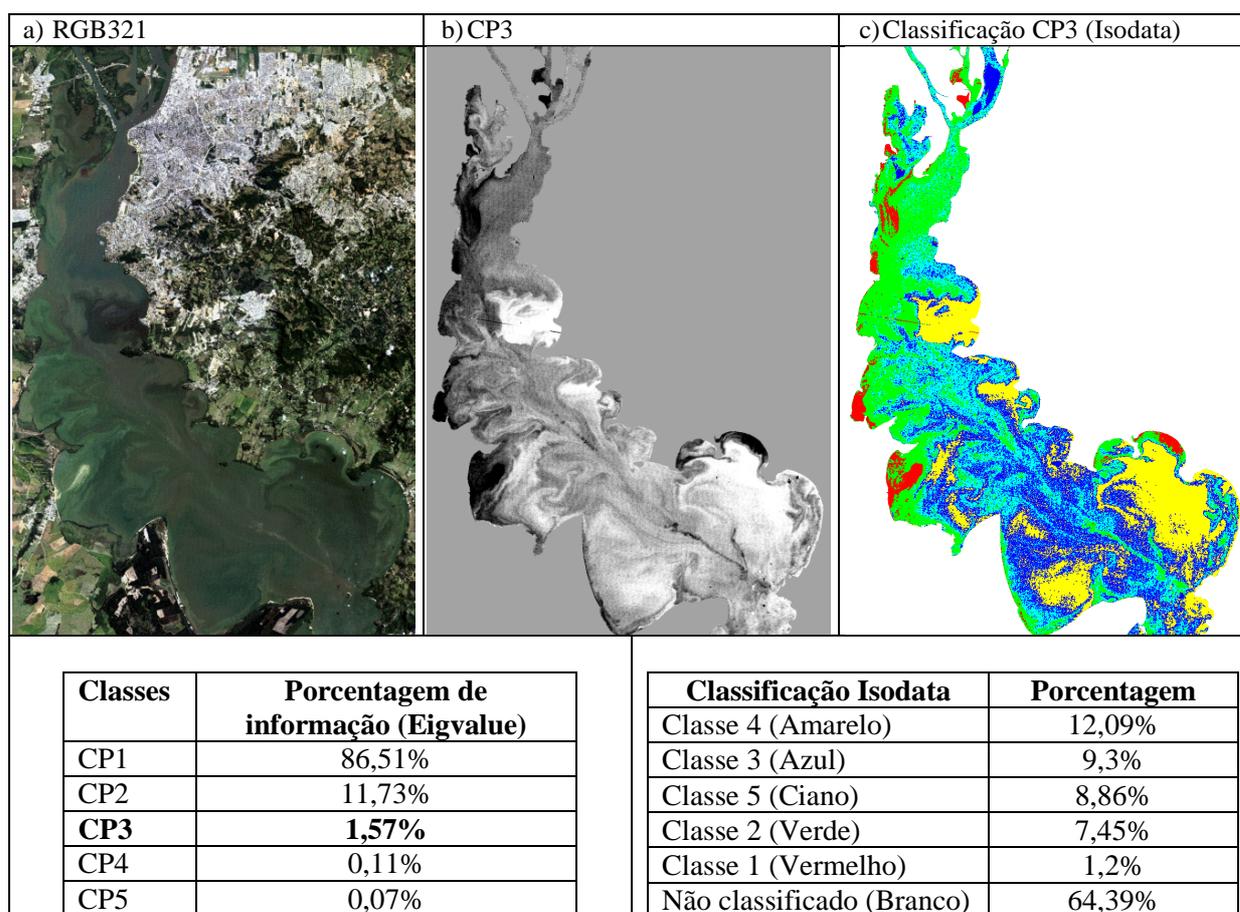


Figura 4.61 - a) Composição colorida da imagem Landsat 5/TM de 25 de março de 2008; b) Componente Principal que melhor demonstra os compartimentos aquáticos do Lago Guaíba (CP3); c) Classificação não-supervisionada da CP3.

Verificando-se as curvas espectrais coletadas sobre a imagem e o mapa do NDVI (Figura 4.34-a) infere-se que o cluster em amarelo é aquele que melhor identifica as áreas de floração, seguido do cluster em azul. As áreas individualizadas no cluster em vermelho apresentaram reflectância maior na faixa dos comprimentos de onda do verde do que as áreas do cluster em amarelo, porém, também há um patamar de reflectância nos comprimentos de onda do vermelho. No mapa do NDVI estas áreas apresentam baixos valores (menores do que -0,4), o que leva a crer que apesar do aspecto esverdeado das mesmas em (a), está ocorrendo a reflexão dos sedimentos do fundo, já que são áreas mais rasas (entre 1 e 2 metros de profundidade), o que ocasiona o aumento do albedo. Nos 10 dias que antecederam a obtenção da imagem foi registrada uma diminuição no nível da água do Guaíba decorrente de um acumulado de chuva de apenas 53,2 mm nos 30 dias anteriores à imagem, o que contribuiu para a maior exposição das áreas mais rasas do lago, as quais ficaram destacadas no cluster em vermelho.

Na Tabela 4.13 apresentam-se as correlações entre as CP da imagem Landsat 7/ETM+ de 07 de maio de 2009 e as variáveis limnológicas. Nesta data o DMAE disponibilizou somente informações relativas à turbidez e à Chl-a. A CP4 apresentou maior correlação com a Chl-a, porém, em função do aspecto ruidoso desta CP, decidiu-se por empregar a CP2 na classificação.

Tabela 4.13 - Correlações entre as variáveis ambientais e as CPs da imagem de 07 de maio de 2009.

	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5
Turbidez	0,60	-0,22	-0,25	-0,46	0,59
Clorofila-a	0,16	-0,51	-0,50	0,95	0,06

O resultado é apresentado na Figura 4.62. Como a CP2 obteve correlação negativa com a Chl-a, são as áreas escuras na CP2 (b) e o cluster em vermelho (c) que representam com melhor exatidão a área de abrangência da floração. Em comparação ao mapa do NDVI (Figura 4.36), repara-se que há uma relativa coincidência entre as áreas com maiores valores de NDVI e o cluster em vermelho, especialmente na região centro-norte do lago. É possível observar que o cluster em verde também apresenta relação com as áreas de floração. As regiões do lago com menores valores de NDVI, localizadas principalmente nas enseadas da margem direita do lago foram representadas pelos clusters em ciano e amarelo. Assim como verificado em outras imagens, nestas áreas a resposta espectral na faixa do verde e do vermelho apresenta patamares semelhantes. Como estas áreas de enseada são pouco profundas, dois processos provavelmente estariam ocorrendo: a reflexão dos materiais do

fundo do lago (predominantemente arenosos, conforme a Figura 3.3-b), ou a sua ressuspensão pela ação do vento, uma vez que as enseadas são áreas transicionais ou de erosão e deposição, (Figura 3.3-a), onde os sedimentos finos são constantemente remobilizados pela ação dos ventos e inseridos na coluna d'água. A velocidade média do vento observada nos 30 dias anteriores à data da imagem esteve muito próxima à velocidade média histórica para o mês de março. Todavia, o nível da água do Guaíba esteve abaixo da média habitual durante este período, o que favoreceu a reflexão do fundo do lago nas regiões mais rasas e o estabelecimento de florações em outras áreas. As florações foram comprovadas pelas concentrações elevadas de Chl-a: 58,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$ na EBAB Tristeza (dia 29 de abril) e 37,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ na EBAB Belém Novo (dia 13 de maio).

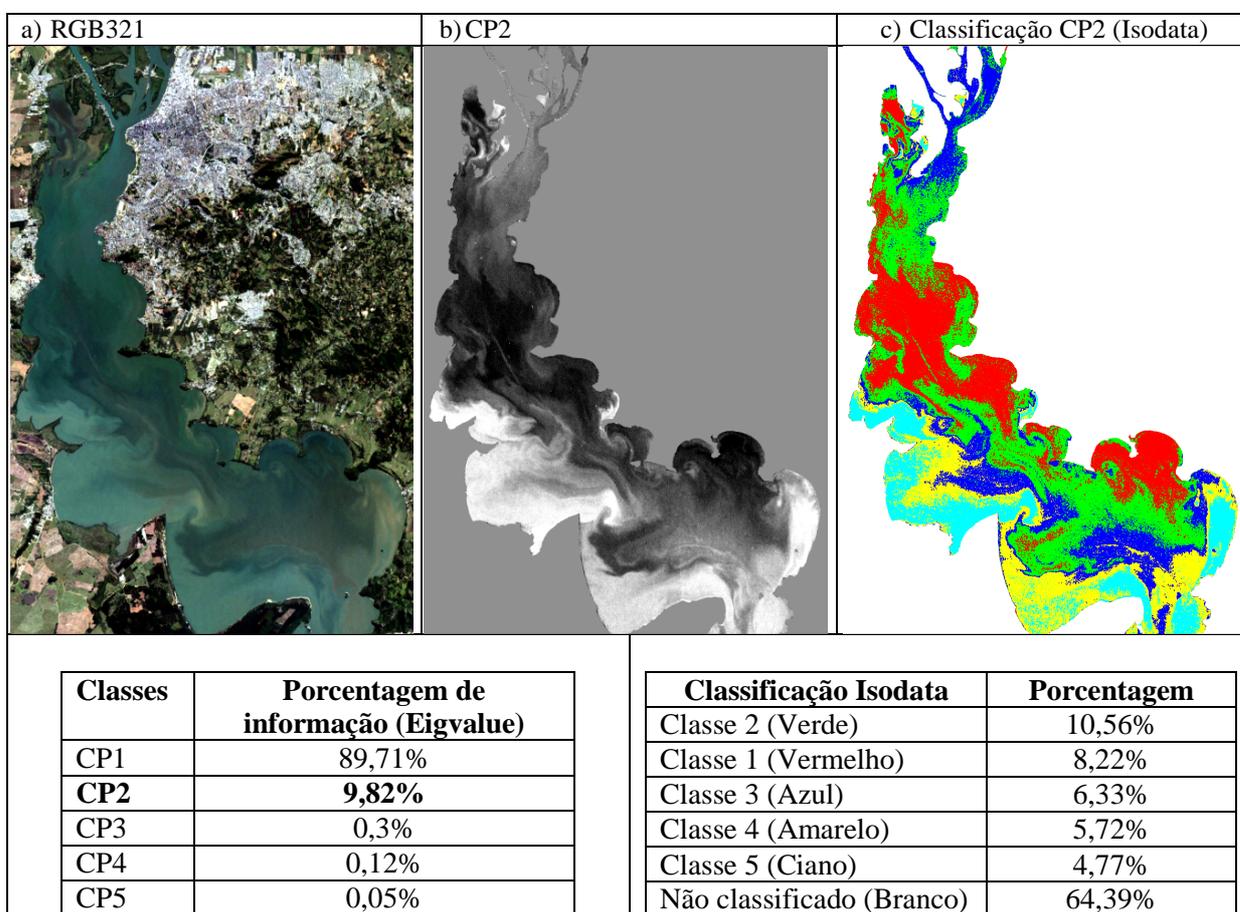


Figura 4.62 - a) Composição colorida da imagem Landsat 7/ETM+ de 07 de maio de 2009; b) Componente Principal que melhor demonstra os compartimentos aquáticos do Lago Guaíba (CP2); c) Classificação não-supervisionada da CP2.

Na Tabela 4.14 apresenta-se as correlações obtidas entre as CPs da imagem de 12 de março de 2012 e as variáveis limnológicas. A CP3 obteve os maiores valores de correlação para quase todas as variáveis, sendo esta correlação positiva em relação à turbidez e TSS e também em relação aos organismos e pigmentos fitoplanctônicos (Chl-a, feofitina,

cianobactérias e diatomáceas). Este fato dificulta a interpretação dos resultados, uma vez que tanto o fitoplâncton quanto os sólidos em suspensão atuam na resposta da imagem. Na Figura 4.63 são apresentados os resultados relativos à imagem.

Tabela 4.14 - Correlações entre as variáveis ambientais e as CPs da imagem de 12 de março de 2012.

	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5
Transparência	-0,76	0,60	-0,66	-0,25	-0,43
Turbidez	0,55	-0,81	0,83	0,05	0,11
TSS	0,31	-0,94	0,96	0,13	-0,16
Clorofila-a	0,71	-0,70	0,77	0,40	0,29
Feofitina	0,52	-0,81	0,89	0,27	0,18
Cianobactérias	0,48	-0,72	0,73	-0,16	0,18
Algas verdes	0,33	-0,15	0,15	-0,41	0,39
Diatomáceas	0,49	-0,87	0,91	0,15	0,06
Flagelados Pigmentados	0,47	0,85	-0,75	0,62	0,77
Fitoplâncton total	0,83	0,47	-0,34	0,70	0,95

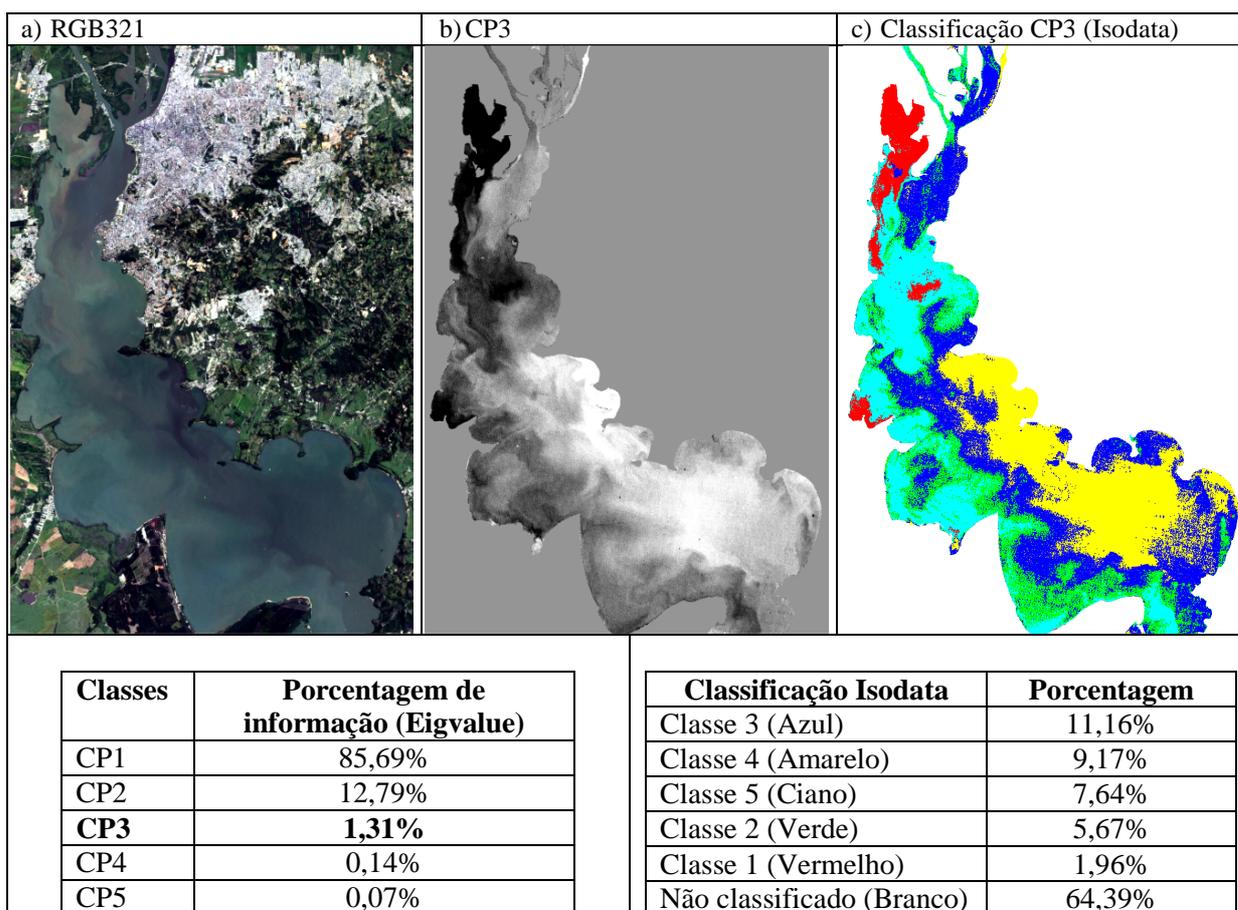


Figura 4.63 a) Composição colorida da imagem Landsat 7/ETM+ de 12 de março de 2012; b) Componente Principal que melhor demonstra os compartimentos aquáticos do Lago Guaíba (CP3); c) Classificação não-supervisionada da CP3.

De acordo com o que se observa nos espectros coletados sobre a imagem (a) as áreas com tonalidades mais claras na CP3 (b), são aquelas que apresentam maiores concentrações de Chl-a, e que, na classificação não-supervisionada, foram individualizadas principalmente no cluster em amarelo. Os pixels do cluster em vermelho apresentam uma reflectância mais proeminente na faixa do vermelho, que não chega a suplantam a reflectância na faixa do verde, mas que comprova que nestas áreas a resposta dos sólidos em suspensão também se faz presente.

Em relação à imagem do NDVI (Figura 4.38-a), observa-se que não há boa coincidência entre as áreas com maiores valores e o cluster em amarelo, tampouco entre o cluster em vermelho e áreas que, teoricamente, deveriam apresentar menores valores de NDVI. Segundo o DMAE (2012) os eventos de florações de cianobactérias no verão de 2012 tiveram início em fevereiro na enseada de Belém Novo e, no começo do outono, atingiram os pontos de captação de água do Menino Deus e da Tristeza. As coletas mais próximas à data da imagem (01 e 05 de março) nos pontos Moinhos de Vento/São João, Ilha da Pintada, Menino Deus e Tristeza apontam baixas concentrações de Chl-a e feofitina, o que indica que as florações detectadas pelo DMAE (2012) se intensificaram após a data das amostragens, embora ainda não estivessem em pleno desenvolvimento no dia 12 de março, data da imagem.

As correlações entre as CPs da imagem de 28 de março e as variáveis limnológicas (Tabela 4.15) indicam que todas as CPs tiveram altas correlações positivas ou negativas com a maior parte das variáveis, o que indica que esta técnica, para esta data, não trouxe uma vantagem significativa para a identificação das florações. Embora a CP4 tenha apresentado maior correlação com a Chl-a, empregou-se, na classificação, a CP3, por ser menos ruidosa.

Tabela 4.15 - Correlações entre as variáveis ambientais e as CPs da imagem de 28 de março de 2012.

	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5
Transparência	-0,77	0,38	0,69	-0,91	0,93
Turbidez	0,90	-0,62	-0,86	0,99	-0,90
TSS	1,00	-0,87	-0,98	0,93	-0,61
Clorofila-a	0,90	-0,54	-0,80	0,92	-0,78
Feofitina	0,95	-0,70	-0,90	0,95	-0,73
Cianobactérias	0,74	-0,50	-0,75	0,93	-0,98
Algas verdes	0,10	0,10	-0,15	0,45	-0,81
Diatomáceas	0,97	-0,74	-0,93	0,99	-0,79
Flagelados Pigmentados	-0,60	0,88	0,74	-0,53	0,23
Fitoplâncton total	-0,15	0,62	0,33	-0,01	-0,28

Como a correlação com a Chl-a, feofitina, cianobactérias e diatomáceas foi negativa para a CP3, as áreas em tons escuros da Figura 4.64 (b) e individualizadas no cluster em vermelho (c) são aquelas que melhor representam as áreas de floração. Os clusters em amarelo e verde também relacionam-se às áreas com maiores concentrações de Chl-a, uma vez que a resposta espectral nelas é mais intensa na faixa dos comprimentos de onda do verde. Em comparação ao mapa do NDVI (Figura 4.40-a) observa-se que há uma relativa coincidência entre as áreas com maiores valores de NDVI (0 a -0,2) e o cluster em vermelho, embora o cluster em vermelho seja bem maior e mais homogêneo. No cluster em ciano houve total discordância entre os maiores valores de NDVI e a resposta espectral na imagem, a qual foi dominada pelas partículas inorgânicas em suspensão (Figura 4.41-b) e não pela Chl-a, conforme os valores de NDVI sugerem. Os clusters em ciano e azul, classificados a partir da CP3, permitiram identificar com maior clareza as áreas onde a resposta espectral é mais intensa na faixa dos comprimentos de onda do vermelho e não há floração.

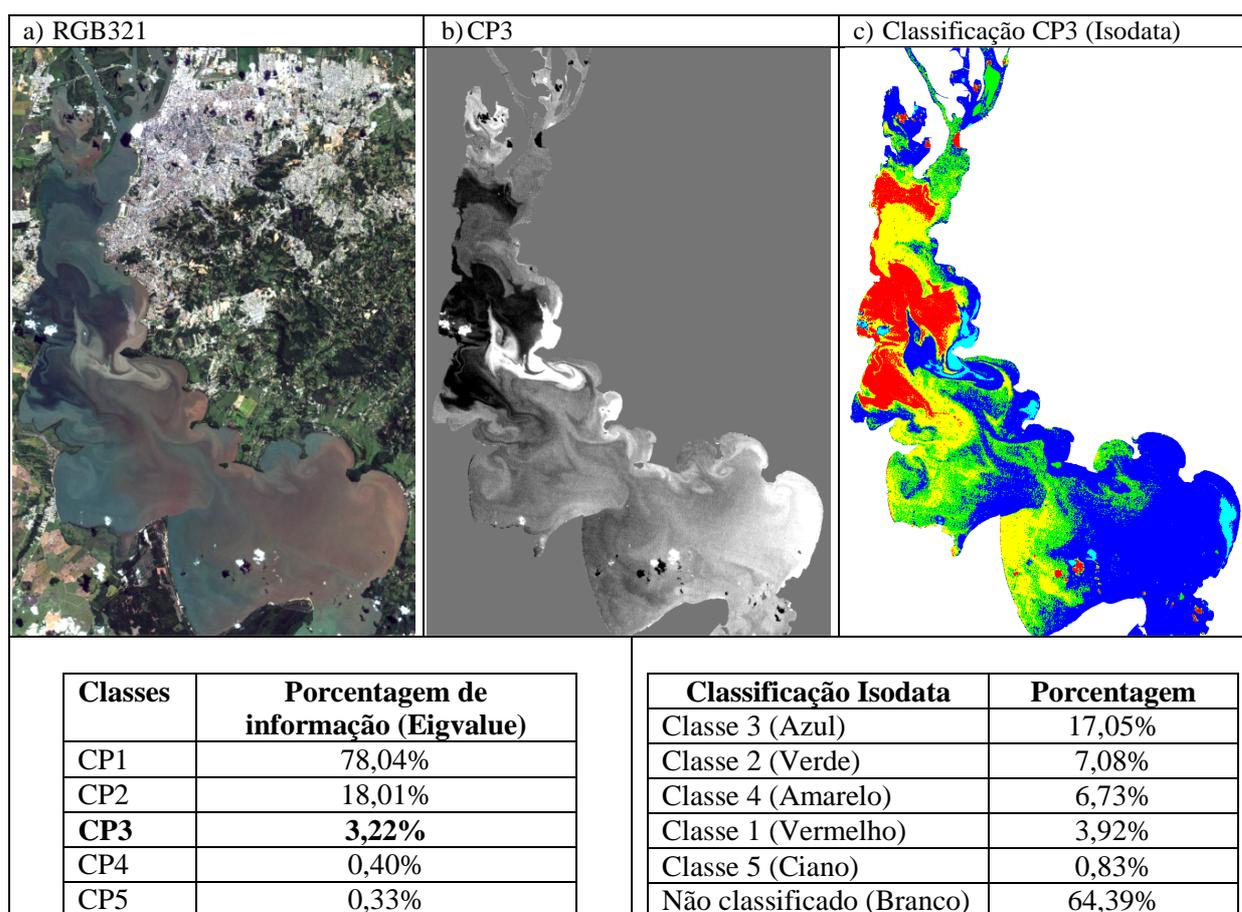


Figura 4.64 - a) Composição colorida da imagem Landsat 7/ETM+ de 28 de março de 2012; b) Componente Principal que melhor demonstra os compartimentos aquáticos do Lago Guaíba (CP3); c) Classificação não-supervisionada da CP3.

Embora haja dúvidas em relação à real extensão da floração na imagem do dia 28 de março de 2012 em virtude da ausência de dados de campo coletados em datas mais próximas à da imagem, a classificação da CP3 permitiu identificar com maior definição os compartimentos que apresentavam água com diferentes características, os quais são parcialmente reconhecidos na composição colorida da imagem (a). O erro assinalado na imagem do NDVI pode ser sanado com uso da técnica das principais componentes.

A técnica da Análise por Componentes Principais é uma técnica que possibilita a análise de dados que possuam variabilidade espacial e temporal e foi utilizada na presente pesquisa visando identificar as CPs que melhor destacassem as áreas de floração. A escolha de uma dentre as cinco CPs geradas para cada imagem e sua posterior classificação foi a maneira encontrada para identificar as áreas homogêneas no interior do corpo hídrico. Tendo como base os clusters obtidos nas classificações, os mapas produzidos a partir do NDVI e do MLME, bem como os espectros coletados sobre a imagem bruta, pode-se identificar, com relativa segurança, as áreas onde ocorriam as florações.

Ao contrário do esperado inicialmente, as CPs apresentaram, para a maior parte das imagens, correlações maiores com a Chl-a, feofitina e com a contagem de algas do que as correlações obtidas com o NDVI. Isso indica que esta técnica pode trazer melhores resultados do que o NDVI, sendo necessário testar os dois procedimentos. Em algumas datas o aumento da correlação usando a CP também se deu para a transparência, turbidez e TSS.

Um das principais dificuldades encontradas ao aplicar a técnica das CPs foi o baixo número de pontos amostrais em campo e a localização destes. Estimar a intensidade da floração é uma dificuldade recorrente quanto se tem uma amostragem insatisfatória, ou amostragens que não coincidem com a data de passagem do satélite. Outra dificuldade refere-se à correta identificação das causas que levam às menores reflectâncias nas áreas de floração. É complexo estimar se esta diminuição da reflectância deve-se unicamente à degradação do fitoplâncton ou está relacionada à matéria orgânica que foi carregada para dentro do corpo hídrico pelos afluentes. No caso de Porto Alegre, por cortarem áreas densamente povoadas, os afluentes recebem grandes descargas de esgotos domésticos e industriais. Porém, como não há a determinação de uma variável relativa à carga orgânica por parte do DMAE (carbono orgânico dissolvido, por exemplo), a correta identificação das florações pode, por vezes, ficar comprometida.

De maneira geral o NDVI foi mais sensível para detectar as variações da Chl-a, enquanto a técnica das principais componentes representou melhor a variabilidade das características da água decorrentes de outros parâmetros além da Chl-a, como a contribuição

dos sólidos em suspensão, da matéria orgânica dissolvida e da reflexão dos sedimentos do fundo. Na ausência de maior número de amostras, tem-se menor segurança na identificação dos componentes da água atuantes em cada um dos clusters.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com a conclusão da presente pesquisa faz-se necessário revisitar os objetivos propostos inicialmente. O objetivo geral consistiu em *“Avaliar, no contexto temporal e espacial, o potencial de identificação de episódios de floração de algas no Lago Guaíba a partir da integração de dados radiométricos in situ adquiridos simultaneamente a dados limnológicos e imagens de satélite”*. Este objetivo foi atingido, pois as três bases principais da pesquisa: a avaliação de dados limnológicos, a coleta de dados espectrais em campo e o processamento das imagens de satélite, foram realizadas e permitiram a geração, interpretação e análise da distribuição das florações de algas no Lago Guaíba. Destaca-se que a coleta e análise simultânea dos três tipos de dados é de extrema importância em função dos seguintes fatores: a) a obtenção de medidas limnológicas em campo é indispensável para a correta interpretação das imagens de satélite; b) os dados espectrorradiométricos coletados *in situ* simultaneamente à obtenção dos dados limnológicos são imprescindíveis para compreensão das variações do comportamento espectral do corpo hídrico; c) a adequada interpretação das imagens de satélite perpassa pela análise dos espectros de reflectância e avaliação dos dados limnológicos obtidos *in loco*.

Embora o objetivo do trabalho não tenha sido gerar modelos empíricos ou semi-empíricos para a estimativa da concentração da Chl-a, a possibilidade de mapear a extensão das florações e acompanhar o desenvolvimento das mesmas é muito importante, pois permite ampliar a capacidade de análise em comparação às medidas de campo, identificar as áreas preferenciais de estabelecimento das florações e auxiliar na tomada de decisões que visem mitigar o problema.

Na sequência são retomados os objetivos específicos, bem como os principais resultados e comentários relativos a cada um deles, juntamente com as sugestões e recomendações pertinentes.

1º Objetivo específico: *“Verificar as oscilações da concentração de clorofila-a no Lago Guaíba com ênfase para os episódios de floração”*.

- Constatou-se que houve uma intensificação das florações a partir do ano de 2004 e, conseqüentemente, o aumento da concentração de Chl-a no lago. As florações estabeleceram-

se principalmente nos meses de verão e início do outono, quando há maiores temperaturas e maior disponibilidade de luz.

- A medida da concentração de Chl-a demonstrou ser muito importante. Com base nos valores máximos, o Lago Guaíba classifica-se como eutrófico entre os meses de dezembro a abril, já que as concentrações foram iguais ou superiores à faixa entre 10 e 100 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

- A EBAB Belém Novo se destacou por apresentar as maiores concentrações médias de Chl-a e também o maior valor máximo absoluto no período analisado. Este fato está relacionado às características hidromorfológicas favoráveis ao desenvolvimento fitoplanctônico, especialmente a baixa profundidade média e a menor influência dos fluxos de água e dos ventos, tornando as águas mais calmas e transparentes, propícias às florações de cianobactérias, principalmente no verão.

- Com base no Índice de Qualidade da Água (IQA), verificou-se que as maiores concentrações de Chl-a não ocorreram, necessariamente, onde havia maior oferta de nutrientes oriundos dos despejos de esgoto, mas sim nas áreas onde além de nutrientes, havia disponibilidade de luz no interior do corpo hídrico, menores velocidades do fluxo da água e que fossem protegidas do vento, caso das enseadas.

2º Objetivo específico: “Identificar as variações espaciais e temporais das florações de algas no Lago Guaíba, entre os anos de 2005 e 2012, com uso de imagens de satélite Landsat 5/TM e Landsat 7/ETM+ disponíveis gratuitamente na Internet”;

- A utilização de imagens produzidas pelos sensores acoplados aos satélites Landsat 5 e 7 permitiu identificar, de maneira satisfatória, as variações espaciais e temporais das florações de algas no Lago Guaíba. A possibilidade de avaliação do comportamento da água em toda a superfície do corpo hídrico, de identificação da extensão e intensidade das florações e das características da água nas demais áreas do lago, incrementaram sobremaneira as análises limnológicas realizadas de forma pontual.

- A presença de nuvens em várias imagens fez com que a série temporal não fosse completamente estudada, já que muitas imagens que registravam a situação pré-floração, o desenvolvimento desta, bem como o pós-floração, não puderam ser utilizadas. Em um futuro próximo plataformas conhecidas como Veículos Aéreos Não-Tripulados (VANTs) ou Drones, poderão ser muito úteis para o mapeamento de florações de algas em função da autonomia e baixa altitude de voo, o que permitirá a obtenção de imagens livres de nuvens e com a frequência desejada.

- Em nenhuma das imagens as florações se fizeram presentes em toda a superfície do lago. Porém, as áreas de maior incidência de florações são preocupantes, pois nelas estão

situadas as estações de bombeamento de água para o abastecimento público e a população desenvolve várias atividades aquáticas recreativas. Durante os episódios de floração, além do maior controle da qualidade da água por parte dos órgãos de saneamento, é importante que a população não tenha qualquer tipo de contato dermal com a água.

- Os sensores Landsat TM e ETM+ se mostraram adequados para o mapeamento das florações, especialmente quanto à resolução espacial, uma vez que o Lago Guaíba possui dimensões consideráveis (493 km²) e o pixel de 30 metros não compromete os resultados. As principais dificuldades se referiram à resolução espectral, a recorrente cobertura de nuvens em datas de interesse e as falhas no scanner do sensor ETM+.

3º Objetivo específico: “Relacionar os componentes opticamente ativos da água (clorofila-a, total de sólidos em suspensão) com medidas de reflectância in situ e orbitais;

- A amostragem espectral feita com base nos dados de campo coletados em 2012, 2013 e 2014 e em alguns espectros obtidos sobre as imagens de satélite utilizadas auxiliou na compreensão das características ópticas do lago, bem como a influência de fatores como a profundidade da coluna d’água e da matéria orgânica provenientes de esgotos e afluentes como o Arroio Dilúvio.

- A Chl-a apresentou as maiores correlações com os espectros de reflectância principalmente nos comprimentos de onda do visível (400-700 nm), especialmente nas proximidades do seu pico de absorção (675 nm). Para o TSS, as maiores correlações se localizaram na faixa do infravermelho (706-900 nm). Os correlogramas dos espectros derivados apresentaram maiores valores de correlação do que os espectros originais uma vez que a derivação de primeira ordem removeu os efeitos da água dos espectros, restando apenas os efeitos dos sedimentos e da Chl-a.

- Em relação às razões de bandas espectrais testadas para a estimativa de Chl-a: 731/675 nm, TM3/TM4 e NDVI (as duas últimas simuladas a partir dos espectros de campo), todos os coeficientes de determinação (r^2) para o Lago Guaíba foram baixos em função do número pequeno de amostras e da pequena variação da concentração de Chl-a das mesmas. Comparando-se estes resultados com os obtidos para o reservatório Passo Real, verificou-se que a utilização das razões de bandas para estimar a Chl-a tem maior potencial em situações onde há ocorrência de maiores concentrações deste pigmento (superiores a 50 $\mu\text{g.L}^{-1}$, aproximadamente).

4º Objetivo específico: “Avaliar o potencial de identificação de floração de algas a partir de diversos indicadores derivados de imagens de satélite: Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (SAVI); Índice de

Vegetação Ajustado ao Solo Modificado (MSAVI); Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME) e Análise por Componentes Principais (ACP)”;

Índices de Vegetação:

- O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) mostrou-se uma ferramenta muito útil para a identificação da área de abrangência e intensidade das florações. Por ser um produto de fácil geração e que recentemente vem sendo disponibilizado pronto aos usuários (LEDAPS), vislumbra-se a possibilidade de utilização do mesmo para o monitoramento das florações por parte dos órgãos responsáveis.

- Considerou-se que valores de NDVI superiores a -0,2 são indicativos de floração. Em corpos hídricos naturais comumente a resposta no infravermelho é menor do que a verificada na faixa do vermelho em função da forte absorção pela água pura, e, por isso, os valores de NDVI gerados são na grande maioria dos casos, negativos. Ainda assim não podem ser desconsiderados. Sugere-se que a coleta de dados limnológicos e espectros em campo seja feita em um maior número de pontos amostrais possível e em data coincidente à da geração da imagem, a fim de avaliar com maior segurança a influência dos componentes na resposta do infravermelho próximo.

- Obteve-se correlações ora elevadas, ora baixas entre o NDVI e a Chl-a ou entre o NDVI e a contagem de fitoplâncton. Esta variação pode ser explicada por fatores como o baixo número de pontos amostrais e a localização destes, por estarem situados muito próximos à margem e abrangerem somente na margem esquerda do lago. A distância temporal entre a data da imagem e as datas das coletas em campo também degradou as correlações. Sugere-se que em períodos de floração, o DMAE amplie o número de pontos amostrais, o que fornecerá subsídios para estudos futuros.

- Verificou-se que as áreas com maiores valores de NDVI se situaram, majoritariamente, nas áreas marginais do lago, principalmente nas enseadas e nas proximidades da área urbana de Porto Alegre.

- Os outros índices de vegetação utilizados: Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (SAVI) e Índice de Vegetação Ajustado ao Solo Modificado (MSAVI) não aumentaram significativamente as correlações, e também não permitiram uma melhor identificação visual das áreas de floração, e, por isso, não houve vantagem no emprego dos mesmos para o estudo em questão.

Modelo Linear de Mistura Espectral (MLME):

- As composições coloridas das imagens-fração geradas (partículas inorgânicas, fitoplâncton e água limpa) permitiram avaliar quais os componentes que atuavam em cada uma das imagens, bem como as variações espaciais da composição da água.

- Houve boa correspondência entre as áreas de floração identificadas nos mapas do NDVI e as áreas com maior proporção de fitoplâncton no MLME. Todavia, o MLME permitiu uma melhor identificação das diferentes características da água, não se mostrando tão adequado para identificar apenas as áreas de floração.

- Em função da baixa reflectância da água e da sua relativa homogeneidade, a principal dificuldade observada em relação à geração dos modelos para cada imagem foi a obtenção de espectros de referência de boa qualidade diretamente sobre a imagem. Desta forma, mostra-se muito importante a obtenção de espectros de referência do corpo d'água diretamente em campo, a fim de compor uma biblioteca espectral própria.

Análise por Componentes Principais (ACP)/Classificação Não-supervisionada:

- O aspecto visual e as correlações das Principais Componentes (CPs) com as variáveis limnológicas se mostraram mais importantes para a escolha da CP a ser classificada, do que a quantidade de informação que cada uma delas continha. Embora a CP1 contivesse a maior parte da informação presente em cada uma das 10 imagens (aproximadamente 80%), esta CP apresentou pouca variabilidade nas tonalidades de cinza, não destacando as características da água. As CPs 4 e 5 mostraram-se muito ruidosas e, assim, as CPs 3 e 4 foram as mais adequadas para o mapeamento das florações.

- As CPs apresentaram, para a maior parte das imagens, correlações maiores com a Chl-a, feofitina e contagem de algas do que as correlações obtidas com o NDVI. Isso indica que esta técnica pode trazer melhores resultados do que o NDVI, sendo necessário testar os dois procedimentos. Em algumas datas o aumento da correlação usando a CP também se deu para a transparência, turbidez e TSS.

- O baixo número de pontos amostrais em campo e a localização destes foi uma das principais dificuldades encontradas para aplicar com sucesso a técnica das CPs. Além disso, há a dificuldade de identificação das causas que levam às menores reflectâncias nas áreas de floração, podendo esta diminuição estar relacionada à própria degradação do fitoplâncton e/ou ser decorrente da presença de matéria orgânica carregada para dentro do corpo hídrico pelos afluentes. Para tanto, seria necessário determinar outras variáveis limnológicas, como o Carbono Orgânico Dissolvido (COD).

- A técnica das CPs representou melhor do que o NDVI a variabilidade das características da água decorrentes de outros parâmetros além da Chl-a, como a contribuição

dos sólidos em suspensão, da matéria orgânica dissolvida e da reflexão dos sedimentos do fundo. Na ausência de maior número de amostras, tem-se menor segurança na identificação dos componentes da água atuantes em cada um dos *clusters* identificados.

5º Objetivo específico: “*Examinar as possíveis causas da ocorrência de florações na área de estudo e sua relação com fatores hidrológicos, morfométricos, antrópicos e climáticos*”;

- A grande bacia hidrográfica do Lago Guaíba, o recebimento de efluentes e dejetos de maneira difusa e a contribuição de dois rios reconhecidamente poluídos (Gravataí e Sinos), tornam o desafio de recuperação da qualidade de suas águas algo complexo e que necessita de ações conjuntas entre poder público, empresas e população em geral;

- Alguns fatores mostraram-se favoráveis às florações de algas no Lago Guaíba, dentre os quais: temperaturas elevadas do ar e da água (verão e início do outono), períodos com menores precipitações pluviométricas, maior transparência da água, maior tempo de detenção hidráulica, menores velocidades do fluxo d’água, valores de pH elevados, menores profundidades médias da coluna d’água, nível fluviométrico mais baixo, menores concentrações de sólidos suspensos e baixa circulação da água;

- Constatou-se que as áreas do lago que apresentam menores valores de IQA (pior qualidade de água), não são, necessariamente, propícias às florações, mesmo que possam apresentar maior disponibilidade de nutrientes. Isto significa que a instalação de uma floração depende de uma combinação de fatores, os quais são difíceis de prever/modelar e variam no tempo e no espaço;

- As obras de saneamento relativas ao Projeto Integrado Socioambiental (PISA), aparentemente já estão trazendo resultados positivos, pois a partir do ano de 2012 não houve registro de florações. Vale destacar que após o mês de maio de 2012 o estado entrou em um regime de chuvas considerado normal e a partir de abril de 2015, em um período de El Niño. Desta forma, será necessário avaliar nos próximos anos as reais causas para a estagnação das florações após 2012.

- Sugere-se avaliar em estudos futuros a influência da atividade orizícola nas características da água do Lago Guaíba, com destaque para o possível incremento de água rica em nutrientes e de matéria orgânica no lago em determinados períodos do ano.

Embora as florações de algas no Lago Guaíba sejam em sério problema, com riscos à biota aquática e aos seres humanos, estas são apenas um reflexo das condições ambientais deterioradas em um sistema aquático muito amplo, que sofre a interferência negativa da ação humana desde as nascentes dos rios afluentes, no interior do estado, até o deságue destes, na

região metropolitana. São louváveis ações como a ampliação do tratamento de esgoto do município de Porto Alegre e que em curto espaço de tempo já trazem melhorias na qualidade da água deste manancial. Todavia, apenas ações ainda mais amplas e uma verdadeira mudança de conscientização e atitude por parte da sociedade em relação aos recursos hídricos serão capazes de devolver para a natureza rios que não mais representem um risco para a saúde humana e para a biota aquática.

Outra necessidade identificada é a de que a sociedade e o poder público devem ter maior conhecimento dos possíveis efeitos das florações de algas, especialmente as cianobactérias, por seu potencial toxicológico. Não é aceitável que fenômenos como o “Guaíba Verde” sejam considerados esteticamente bonitos pela população, que esta desconheça os possíveis danos decorrentes das florações e acredite que os processos de tratamento de água usuais são capazes de remover qualquer problema potencial. Somente medidas efetivas de saneamento da água e efluentes por parte do poder público e das empresas privadas, associadas a uma população ciente e atenta aos problemas ambientais poderão tornar menos frequente o problema das florações e fazer como que episódios como a Síndrome de Caruaru nunca mais se repitam.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, P. C.; ODEBRECHT, C.; NIENCHESKI, L. F. Nutrientes dissolvidos. In: SEELINGER, U; ODEBRECHT, C. (Orgs.) **O estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações**. Rio Grande: FURG, 2010. p. 43-50.

AGSOLVE. TriLux - **Monitoramento de algas, clorofila-a, turbidez e cianobactérias**. Disponível em: < http://www.agsolve.com.br/produto_detalhe.php?cod=1080>. Acesso em: 24 jan. 2013.

AGUIAR, A. P. D. **Utilização de atributos derivados de proporções de classes dentro de um elemento de resolução de imagem (“pixel”) na classificação multiespectral de imagens de sensoriamento remoto**. 1991. 227 f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 1991.

AHN, Y. H.; SHANMUGAM, P.; RYU, J. H.; JEONG, J. C. Satellite detection of harmful algal bloom occurrences in Korean waters. **Harmful Algae**. v.5, p. 213-231, 2006.

AMABIS, J. M.; MARTHO, G. R. **Fundamentos de Biologia Moderna**. São Paulo: Moderna. 2ed. 1997. p. 229-234.

AMORIM, F; MELO, I. **Do esgoto às torneiras**. Jornal Zero Hora, Porto Alegre, 03 jun. 2012.

ANALYTICAL SPECTRAL DEVICES INC. (ASD Inc.) **FieldSpec HandHeld Spectroradiometer**. Disponível em: <<http://www.asdi.com/products-fshh-fshhp.asp>>. Acesso em: 27 fev. 2009.

ANDRADE, R. R. **Variação temporal do fitoplâncton em um ponto amostral do Lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil**. 2009, 208 f. Dissertação (Mestrado em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais, ênfase em Microalgas Continentais) – Universidade Federal do Rio Grande, 2009.

ANDRADE, R. R.; GIROLDO, D. Considerações sobre a variação temporal do fitoplâncton em um ponto amostral do Lago Guaíba: estudo de longa duração. **ECOS**, nº 30, p. 5-13, 2010.

ANDRADE, R. R.; COLARES, E. R. C.; KRIGGER, S. S.; MAIZONAVE, C. R. M.; MORANDI, I. C. Lago Guaíba (RS): índice de qualidade da água – IQA, 2000 a 2009. **ECOS**, nº 32, p. 5-14, 2012.

APHA. American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22 ed. Washington: APHA, 2012.

ASD Inc. (Analytical Spectral Devices Inc.). **FieldSpec HandHeld Spectroradiometer**. Disponível em: < <http://www.asdi.com/products-fshh-fshhp.asp>>. Acesso em: 23 set. 2010.

AZEVEDO, S. M. F. O. et al. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru/Brazil. **Toxicology**, v. 181/182, p. 441-446, 2002.

BARBOSA, C. C. F. **Sensoriamento remoto da dinâmica da circulação da água do sistema planície de Curuai/Rio Amazonas**. 2007. 282p. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2005.

BARGAIN, A.; ROBIN, M.; LE MEN, E.; HUERTE, A.; BARILÉ, L. Spectral response of the seagrass *Zostera noltii* with different sediment. **Aquatic Botany**. v. 98, p. 45-56, 2012.

BASSO, L. A. A crise dos recursos hídricos. **Boletim Gaúcho de Geografia**. Porto Alegre, n. 25, p. 141-153, jun. 1999.

BENDATI, M. M. et al. Avaliação da qualidade da água do Lago Guaíba (Rio Grande do Sul, Brasil) como suporte para a gestão da bacia hidrográfica. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), 2000.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; OLIVEIRA, M. C.; YUNES, J. S. Cianobactérias Tóxicas. **Biotecnologia Ciência & Desenvolvimento**. n. 23, nov./dez. 2001.

BRAGA, C. Z. F. **Sensoriamento remoto aplicado ao estudo da concentração de clorofila-a, transparência e profundidade da água na Lagoa de Araruama, RJ**. 1998. 168f. Tese (Doutorado em Geociências) – Universidade Federal Fluminense, 1998.

BRAGA, C. Z. F.; VIANNA, M. L.; KJERFVE, B. Environmental characterization of a hypersaline coastal lagoon from Landsat-5 Thematic Mapper data. **International Journal of Remote Sensing**. v. 24, p. 3219-3234, 2003.

BRANDÃO, L. H; DOMINGOS, P. Fatores ambientais para a floração de cianobactérias tóxicas. **Saúde & Ambiente em Revista**, v.1, n.2, p.40-50, jul-dez 2006.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 274 de 29 de novembro de 2000**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=272>>. Acesso em: 11 jun. 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/pot/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 11 jun. 2010.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011**. Disponível em: <<http://www.in.gov.br/visualiza/index.jsp?data=14/12/2011&jornal=1&pagina=39&totalArquivos=192>>. Acesso em: 11 set. 2012.

CALLEGARI-JACQUES, S. M. **Bioestatística: princípios e aplicações**. Porto Alegre: Artmed, 2003.

CALIJURI, M.C; ALVES, M. S. A.; SANTOS, A. C. A. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais**. São Carlos: RiMA, 2006, 118p.

CÂMARA, G. **Representação computacional de dados geográficos**. In: CASANOVA, M.; CÂMARA, G.; DAVIS C.; VINHAS, L; QUEIROZ, G. R. Banco de Dados Geográficos. Livro digital. Disponível em: < <http://www.dpi.inpe.br/livros/bdados/index.html>>. 2005.

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

CARMICHAEL, W. W. Cyanobacteria secondary metabolites – the cyanotoxins. **Journal of Applied Bacteriology**. v. 72, p. 445-459, 1992.

CASALAS, A.; CYBIS, L. F. Modelo matemático de circulação e de qualidade das águas do estuário do Rio Guaíba. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE HIDROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS. 1985, São Paulo. **Anais...** p. 419-432.

CASTRO, N. O.; MOSER, G. A. O. Florações de algas nocivas e seus efeitos ambientais. **Oecologia Australis**. v. 16, n. 2, p. 235-264, 2012.

CECO. Centro de Estudos de Geologia Costeira e Oceânica. **Projeto de Sedimentação do Complexo Guaíba**. Convênio CECO/IG/UFRGS, 1999. 17 p.

CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo 2000**. São Paulo: CETESB, 2001.

CHAVEZ JR., P.S. An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. **Remote Sensing of Environment**, v. 24, p. 459-479, 1988.

COSTA, M. P. F. **Estimativa de clorofila-a em água costeira utilizando dados do sensor TM/LANDSAT**. 1992. 206f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 1992.

CPTEC. CENTRO DE PREVISÃO DE TEMPO E ESTUDOS CLIMÁTICOS. **Banco de Dados Meteorológicos**. Disponível em: <<http://bancodedados.cptec.inpe.br/downloadBDM/>>. Acesso em: 18 maio 2014.

CPTEC. CENTRO DE PREVISÃO DE TEMPO E ESTUDOS CLIMÁTICOS. **El Niño e La Niña**. Disponível em: <<http://enos.cptec.inpe.br/>>. Acesso em: 18 mar. 2015.

CROSTA, A. P. **Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto**. Campinas: Unicamp, 1993.

CYBIS, L. F.; BENDATI, M. M., MAIZONAVE; C. R. M., WERNER; V. R., DOMINGUES, C. D. **Manual para estudo de cianobactérias planctônicas em mananciais de abastecimento público: caso da represa Lomba do Sabão e Lago Guaíba, Porto Alegre, Rio Grande do Sul**. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 64p.

DEKKER, A. G. **Detection of optical water quality parameters for eutrophic waters by high resolution remote sensing**. 1993. 260f. Tese (PhD theses). Free University, Amsterdam, 1993.

DEKKER, A. G.; ZAMUROVIC-NENAD Z., HOOGENBOOM, H. J.; PETERS, S. W. M. Remote sensing, ecological water quality modelling and *in situ* measurements: a case study in shallow lakes. **Journal des Sciences Hydrologiques**. v. 41, n.4, p. 531–547, 1996.

DMAE. DEPARTAMENTO MUNICIPAL DE ÁGUA E ESGOTOS DE PORTO ALEGRE. **O Rio Guaíba: suas características físico-químicas e biológicas**. Porto Alegre: DMAE, 1986.

DMAE. DEPARTAMENTO MUNICIPAL DE ÁGUA E ESGOTOS DE PORTO ALEGRE. **A ocorrência de florações no Lago Guaíba**. Disponível em: <http://lproweb.procempa.com.br/pmpa/prefpoa/cs/usu_doc/ocorrenca_de_floracoes_lago_guaiba.pdf>. Acesso em: 31 ago. 2012.

DMAE. DEPARTAMENTO MUNICIPAL DE ÁGUA E ESGOTOS DE PORTO ALEGRE. Socioambiental: uma nova realidade para o saneamento em Porto Alegre. **Ecoss**: n. 34, Ed. Especial, 2014. Disponível em: <http://lproweb.procempa.com.br/pmpa/prefpoa/dmae/usu_doc/revista_ecos_34_-_final_em_baixa.pdf>. Acesso em: 29 de jul. 2014.

DUAN, H.; ZHANG, Y.; ZHANG, B.; SONG, K.; WANG, Z. Assessment of chlorophyll-a concentration and trophic state for Lake Chagan using Landsat TM and field spectral data. **Environmental Monitoring and Assessment**. v. 129, p.295-308, 2007.

ESTEVES, F. A **Fundamentos de Limnologia**. 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

ESTEVES, F. A.; MEIRELLES-PEREIRA, F. **Eutrofização Artificial**. In: ESTEVES, F. A. (Coord.). Fundamentos de Limnologia. 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011, p. 625-655.

ESTEVES, F. A.; SUZUKI, M. S. **Comunidade Fitoplanctônica**. In: ESTEVES, F. A. (Coord.). Fundamentos de Limnologia. 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011, p. 375-445.

FEPAM. FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIZ ROESSELER. **Região Hidrográfica do Guaíba**. In: Qualidade ambiental. Disponível em: <<http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/jacui.asp>>. Acesso em: 16 set. 2010.

FERREIRA, M. S.; GALO, M. L. B. T.; ROTTA, L. H. S.; ARAÚJO, R. R.; IMAI, N. N.; SAMIZAVA, T. M. Um estudo da distribuição espacial de pigmentos totais na planície de inundação do Alto Rio Paraná a partir de imagens multiespectrais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14., 2009, Natal. **Anais...** Natal: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2009. P. 5211-5218.

FREIRE, M. L. F.; BASTOS, E. J. B. Correção Atmosférica de Imagens Landsat Contaminadas por Efeito de Adjacência: Atmosfera Rayleigh. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 8., 1996, Salvador. **Anais...** Salvador: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 1996. p. 905-907.

FREITAS, T. C. et al. Análise quantitativa e toxicológica de uma floração de cianobactérias na Lagoa do Gambá em Ouro Preto, MG e uma síntese da ocorrência de florações de cianobactérias no Brasil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 17, n. 3, 2012

FUNASA. FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Cianobactérias tóxicas para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano.** Ministério da Saúde: Fundação Nacional de Saúde, 2003. Disponível em: <http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/mnl_ciano_bacterias.pdf>. Acesso em: 22 de set. 2012.

GITELSON, A. A.; SZILAGYI, F.; MITTENZWEY, K. H. Improving quantitative remote sensing for monitoring of inland water quality. **Water Research.** v. 27, n. 7, p. 1185-1194, 1993.

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

GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwaters.** 2 ed. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1978.

GOODIN, D. G., et al. A. Analysis of suspended solids in water using remotely sensed high resolution reflectance spectra. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing,** v. 59, n. 4, p. 505-510, 1993.

GURGEL, H. C. **Variabilidade espacial e temporal do NDVI sobre o Brasil e suas conexões com o clima. 2000.** 118 f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2000.

HAN, L. et al. The spectral responses of algal chlorophyll in water with varying levels of suspended sediments. **International Journal of Remote Sensing,** vol. 15, n. 18, p. 3707-3718, 1994.

HAN, L., RUNDQUIST, D. C. Comparison of NIR/RED ratio and first derivative of reflectance in estimating algal-chlorophyll concentration: a case study in a turbid reservoir. **Remote Sensing of Environment,** v. 62, p. 253-261, 1997.

HELENO, G. V. R. **Avaliação do uso dos sensores remotos CBERS CCD e Landsat TM para o monitoramento de cianobactérias em ambientes aquáticos de grandes extensões.** 2009. 184f. Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.

HERZ, R. **Circulação das águas de superfície da Lagoa dos Patos.** 1977. 290 f. Tese (Doutorado em Geografia). Universidade de São Paulo, São Paulo, 1977.

HORIBA PROCESS & ENVIRONMENTAL. **U-50 Multiparameter Water Quality Checker.** Disponível em: <<http://www.horiba.com/br/process-environmental/products/water-treatment-environment/details/u-50-multiparameter-water-quality-checker-368/>>. Acesso em: 24 jan. 2013.

HUERTE, A. R. A Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI). **Remote Sensing of Environment.** v. 25, p. 295-309. 1988.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Atlas Saneamento** 2011. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/atlas_saneamento/default_saneamento.shtm>. Acesso em: 08 jan. 2013.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **IBGE divulga as estimativas populacionais dos municípios em 2012.** Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=2204&id_pagina=1>. Acesso em: 17 jan. 2013.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Indicadores de Desenvolvimento Sustentável: Brasil 2010.** Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/recursosnaturais/ids/ids2010.pdf>>. Acesso em: 28 set. 2015.

INMET. INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Boletim Climático para o Rio Grande do Sul.** Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/boletimRioGrandeDoSul>>. Acesso em: 12 nov. 2012.

INMET. INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa: Dados Históricos.** Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>>. Acesso em: 29 de jul. 2014.

INMET. INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Anomalias de Precipitação - Método dos Quantis.** Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/quantis2>>. Acesso em: 18 mar. 2015a.

INMET. INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Normais climatológicas do Brasil 1961-1990.** Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/normaisclimatologicas>>. Acesso em: 18 mar. 2015b.

JENSEN, J. **Sensoriamento Remoto do Ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres.** Tradução José Carlos Epiphany (Coordenador) et al. 2. ed. São José dos Campos: Parêntese, 2009.

JOCHIMSEN, E. M. et al. Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. **New England Journal of Medicine.** v. 338, p. 873-878, 1998.

JORNAL ZERO HORA. **Algas mudam cor do Guaíba.** 2008. Disponível em: <<http://zh.clicrbs.com.br/rs/noticia/2008/02/algas-mudam-cor-do-guaiba-1778218.html>>. Acesso em: 11 set. 2012.

JORNAL ZERO HORA. **Moradores da Capital reclamam de cheiro e sabor da água distribuída pelo DMAE.** 2009. Disponível em: <<http://zh.clicrbs.com.br/rs/noticia/2009/05/moradores-da-capital-reclamam-de-cheiro-e-sabor-da-agua-distribuida-pelo-dmae-2499767.html>>. Acesso em: 11 set. 2012.

JORNAL ZERO HORA. **Imagens aéreas mostram efeito da proliferação de algas no Guaíba.** 2012. Disponível em: <<http://zerohora.clicrbs.com.br/rs/geral/fotos/imagens-aereas-mostram-efeito-da-proliferacao-de-algas-no-guaiba-31521.html>>. Acesso em: 11 set. 2012.

JORNAL ZERO HORA. **Moradores reclamam da qualidade da água em Porto Alegre.** 2012a. Disponível em: <<http://zh.clicrbs.com.br/rs/noticias/noticia/2012/03/moradores-reclamam-da-qualidade-da-agua-em-porto-alegre-3708927.html>>. Acesso em: 11 set. 2012.

JORNAL ZERO HORA. **Mesmo após tratamento, água apresenta cheiro, gosto e cor esverdeada na Capital.** 2012b. Disponível em: <<http://zh.clicrbs.com.br/rs/noticias/noticia/2012/04/mesmo-apos-tratamento-agua-apresenta-cheiro-gosto-e-cor-esverdeada-na-capital-3726927.html>>. Acesso em: 11 set. 2012.

KIRK, J. T. O. **Light & photosynthesis in aquatic ecosystems.** 2 ed. Cambridge: Cambridge University Press, 1994, 509 p.

LATORRE, M. et al. Correção atmosférica: conceitos e fundamentos. **Espaço & Geografia**, v.5, n. 1, p. 153-178, 2002.

LATORRE, M. L.; SHIMABUKURO, Y. E.; ANDERSON, L.O. **Produtos para ecossistemas terrestres - MODLAND.** In: RUDORFF, B. F. T.; SHIMABUKURO, Y. E.; CEBALLOS, J. C. (Orgs.) O sensor MODIS e suas aplicações ambientais no Brasil. São José dos Campos: Parêntese, 2007. p. 23- 36.

LINHARES, S.; GEWANDSZNAJDER, F. **Biologia.** São Paulo: Ática, 2007. p. 175-178.

LISSNER, J. B. **Variação do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada na lagoa Itapeva, Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil, a partir de análise se séries temporais.** 2011. 120f. Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

LOBO, F. L. **Biblioteca espectral:** determinação de espectros de referência para classificação de tipos de água das áreas alagáveis da Amazônia. 2009. 129f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2009.

LONDE, L. R; NOVO, E. M. L. M.; CALIJURI, M. C. Avanços no estudo do comportamento espectral do fitoplâncton e identificação remota de algas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. **Anais...** Goiânia: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2005. p. 389-396.

LONDE, L. R.; JARDIM-LIMA, D.; ALCÂNTARA, E. E; SOPA, M.; CLARO, M.; RUDORFF, C. M.; NOVO, E. M. L. M.; CALIJURI, M. C. Análise quantitativa do comportamento espectral da clorofila-a no reservatório de Salto Grande (SP). In: SIMPÓSIO REGIONAL DE GEOPROCESSAMENTO E SENSORIAMENTO REMOTO, 3., 2006, Aracajú. **Anais...** Aracajú: Embrapa, 2006.

LONDE, L. R. **Comportamento espectral do fitoplâncton de um reservatório brasileiro eutrofizado – Ibitinga (SP).** 2008. 223p. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2008.

MAIERSPERGER, T.; SCARAMUZZA, P.; LEIGH, L.; SHRESTHA, S.; GALLO, K.; JENKERSON, C.; DWYER, J. Characterizing LEDAPS surface reflectance products by comparisons with AERONET, field spectrometer, and MODIS data. **Remote Sensing of Environment**, v. 136, p.1-13, 2013.

MAIZONAVE, C. R. M.; ANDRADE, R. R. A.; THEWES M. R.; SCHERER K. D. **Florações de algas e cianobactérias no Lago Guaíba**: série histórica do DMAE de Porto Alegre, RS. Revista Quadrimestral de Saneamento Ambiental. n° 29, 2009, p. 50-56.

MASEK, J. G.; VERMOTE, E. F.; SALEOUS N. E.; WOLFE, R.; HALL, F. G.; HUENNRICH, K. F.; GAO, F.; KUTLER, J.; LIM, T-K. A Landsat surface reflectance dataset for North America, 1990–2000. **IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters**. v. 3, n.1, p. 68-72, 2006.

MATTHIENSEN, A.; YUNES, J. S.; CODD, G. A. Ocorrência, distribuição e toxicidade de cianobactérias no estuário da Lagoa dos Patos, RS. **Revista Brasileira de Biologia**. v. 59, n.3, p. 361-376, 1999.

MATZENAUER, R. et al. Regime anual e estacional de chuvas no Rio Grande do Sul. In: Congresso Brasileiro de Agrometeorologia, 15., 2007, Aracajú. **Anais...** Aracajú: 2007.

MENESES, P. R. **Fundamentos de Radiometria Óptica Espectral**. In: MENESES, P. R., MADEIRA NETTO, J. da S. (Orgs.). Sensoriamento remoto: reflectância de alvos naturais. Brasília: Universidade de Brasília, 2001, p. 15-39.

MILTON, E. J. Principles of Field Spectroscopy. **International Journal of Remote Sensing**, v. 8, n. 12, p.1807-1827, 1987.

MILLIPORE. **MF-Millipore Membrane Filter**. Disponível em: <<http://www.millipore.com/catalogue/item/hawg04700>>. Acesso em: 30 jan. 2013.

MITTENZWEY, K. H.; et al. Determination of chlorophyll-a of inland waters on the basis of spectral reflectance. **Limnology and Oceanography**, v. 37, p.147-149, 1992.

MOBLEY, C. D. **Light and Water**: radiative transfer *in natural* waters. San Diego: Academic Press, 1994.

MOTA, S. **Introdução à Engenharia Ambiental**. Rio de Janeiro: ABES, 1997. 292 p.

NICOLODI, J. L. **O padrão de ondas no Lago Guaíba e sua influência nos processos de sedimentação**. 2007. 195 f. Tese (Doutorado em Geociências) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

OLIVEIRA, E. N. **Impacto de barragens sobre a dispersão de matéria e a sustentabilidade da pluma costeira do rio São Francisco (AL/SE): análise espacial e temporal por sensoriamento remoto**. 2009. 159f. Tese (Doutorado em Geoquímica Ambiental) – Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2009.

NOVO, E. M. L. M.; SHYMABUKURO, Y. E. Spectral Mixture Analysis of inland tropical waters. **International Journal of Remote Sensing**. v. 15, n. 6, p. 1351-1356, 1993.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. 2 ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1998. 308 p.

NOVO, E. M. L. M. **Comportamento Espectral da Água**. In: MENESES, P. R., MADEIRA NETTO, J. da S. (Orgs.). *Sensoriamento remoto: reflectância de alvos naturais*. Brasília: Universidade de Brasília, 2001, p. 203-221.

NOVO, E. M. L. M. et al. Seasonal changes in chlorophyll distributions in Amazon floodplain lakes derived from MODIS images. *Lymnology*. v. 7, p.153-161, 2006.

NOVO, E. M. L. M.; BARBOSA, C. C. F.; FREITAS, R. M.; MELACK, J.; SHIMABUKURO, Y. E.; PEREIRA FILHO, W. Distribuição sazonal de fitoplâncton no Lago Grande de Curuai em resposta ao pulso de inundação do Rio Amazonas a partir da análise de imagens MODIS. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. *Anais...* Goiânia: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2005. p. 3175-3182.

NOVO, E. M. L. M.; BARBOSA, C. C. F.; FREITAS, R. M. **Sistemas aquáticos continentais**. In: RUDORFF, B. F. T.; SHIMABUKURO, Y. E.; CEBALLOS, J. C. (Orgs.) *O sensor MODIS e suas aplicações ambientais no Brasil*. São José dos Campos: Parêntese, 2007. p. 265-275.

NOVO, E. M. L. M.; et al. Integração de dados do sistema automático de monitoramento de variáveis ambientais (SIMA) e de imagens orbitais na avaliação do estado trófico do Reservatório da UHE Funil. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14., 2009, Natal. *Anais...* Natal: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2009. p. 4797-4804.

ODEBRECHT, C.; BERGESCH, M; MEDEANIC, S; ABREU, P. C. **A comunidade de microalgas**. In: SEELINGER, C; ODEBRECHT, C. (Orgs.) *O estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações*. Rio Grande: FURG, 2010. p. 51-66.

OECD. ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. **Trophic Terminology and Prediction**. Disponível em: <<http://www.chebucto.ns.ca/ccn/info/Science/SWCS/TPMODELS/OECD/trophic.html#table-2>>. Acesso em: 15 dez. 2012.

OLIVEIRA, E. N. **Impacto de barragens sobre a dispersão de matéria e a sustentabilidade da pluma costeira do rio São Francisco (AL/SE): análise espacial e temporal por sensoriamento remoto**. 2009. 159f. Tese (Doutorado em Geoquímica Ambiental) – Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2009.

PAZ, A. R.; REIS, L. G. M.; LIMA, H. V. C. L. **Uso de modelagem hidrodinâmica visando a segmentação de corpos d'água rasos para enquadramento: o caso do Lago Guaíba (RS)**. In: *Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, João Pessoa, 2005. Disponível em: <http://www.ct.ufpb.br/~adrianorpaz/artigos/Paz_et_al_SBRH_2005a.pdf>. Acesso em: 09 jul. 2015.

PEREIRA FILHO, W.; BARBOSA, C. C. F.; NOVO, E. M. L. M. Influência das condições de tempo em espectros de reflectância da água. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE

SENSORIAMENTO REMOTO, 12, 2005. Goiânia. **Anais...** Goiânia: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2005. p. 415-422.

PEREIRA FILHO, W.; WACHHOLZ, F.; CORAZZA, R.; TRENTIN, A.; KRAMER, G. **Relatório técnico: Caracterização espectral e limnológica de ambientes lênticos no Rio Grande do Sul, com abordagem espaço-temporal.** Projeto 484712/2007-1 Edital Universal CNPq faixa “C”. 2010.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E. **Sensoriamento remoto no estudo da vegetação.** São José dos Campos: Ed. Parêntese, 2007.

PORTZ, L; GUASSELLI, L.A.; CORRÊA, I. C. S. Variação Espacial e Temporal de NDVI na Lagoa do Peixe, RS. **Revista Brasileira de Geografia Física.** v. 5, p. 897-908, 2011.

PREFEITURA DE PORTO ALEGRE. **Metroclima** - Monitoramento do Lago Guaíba. Disponível em: <http://www2.portoalegre.rs.gov.br/ceic/default.php?p_secao=27>. Acesso em: 18 jun. 2014a.

PREFEITURA DE PORTO ALEGRE. **Metroclima – Volume de chuva.** Disponível em: <http://www2.portoalegre.rs.gov.br/ceic/default.php?p_secao=28>. Acesso em: 18 jun. 2014b.

PREFEITURA DE PORTO ALEGRE. **Projeto Integrado Socioambiental (Pisa).** Disponível em: <http://www2.portoalegre.rs.gov.br/pisa/default.php?p_secao=3>. Acesso em: 17 set. 2015.

PRESS, W. H. et al. **Numerical Recipes.** 2 ed. Cambridge: Cambridge University Press, 1992.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E. **Sensoriamento remoto no estudo da vegetação.** São José dos Campos: Ed. Parêntese, 2007.

QI, J. et al. A Modified Soil Adjusted Vegetation Index. **Remote Sensing of Environment.** v. 48, p. 119-126. 1994.

RENÓ, V. F.; MORAES, L. E. S.; SAITO, E. A.; NASCIMENTO, E. F. F.; LOBO, F. L., SAMIZAVA, T. M.; NOVO, E. M. L. M. Caracterização espectral das águas da Planície do Rio Paraná a partir de imagens Landsat TM. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14., 2009, Natal. **Anais...** Natal: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2009. p. 4821-4828.

RICHARDSON, L. L. Remote sensing of algal bloom dynamics. **BioScience.** v. 46, n. 7, p. 492-501, 1996.

RODRIGUES, S. C.; TORGAN, L.; SCHWARZBOLD, A. Composição e variação sazonal da riqueza do fitoplâncton na foz de rios do delta do Jacuí, RS, Brasil. **Acta Botanica Brasilica.** v. 21, n. 3, p. 707-721, 2007.

ROSET, J.; AGUAYO, S.; MUÑOZ, M. J. Detección de cianobactérias y sus toxinas: una revisión. **Revista de Toxicología.** n. 18, p.65-71, 2001.

RUDORFF, C. M. **Estudo da composição das águas da Planície Amazônica por meio de dados de reflectância do sensor Hyperion/EO-1 e de espectrômetro de campo visando à compreensão da variação temporal dos seus componentes opticamente ativos.** 2006. 140f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2006.

RUNDQUIST, D. C. et al. Remote measurement of algal chlorophyll in surface waters: the case for the first derivative of reflectance near 690 nm. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**. v. 62, n. 2, p. 195-200, 1996.

SANTOS, F. C. **Influência dos constituintes opticamente ativos na reflectância espectral da água no reservatório Passo Real, RS.** 2012. 89 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2012.

SARMENTO, F. L.; PEREIRA FILHO, W. Análise temporal de florações de algas identificadas por imagens de satélite no reservatório Passo Real – RS. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 17., 2015, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2015. p. 6787- 6794.

SEELINGER, U. **Introdução.** In: SEELINGER, U; ODEBRECHT, C. (Orgs.) O estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações. Rio Grande: FURG, 2010. p. 11-16.

SEPLAG. SECRETARIA DE PLANEJAMENTO E GESTÃO DO RS. **Atlas Socioeconômico do Rio Grande do Sul.** Disponível em <<http://www.scp.rs.gov.br/atlas/default.asp>>. Porto Alegre, 2011. Acesso em 07 jan. 2013.

SHALLES, J. F. et al. Estimation of chlorophyll-a from time series measurements of high spectral resolution reflectance in an eutrophic lake. **Journal of Phycology**. v. 34, p.383-390, 1998.

SHIMABUKURO, Y.E., SMITH, J.A. The Least-Squares Mixing Models to Generate Fraction Images Derived From Remote Sensing Multispectral Data. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 29, p. 16-20, 1991.

SIMIS, S. G. H.; et al. Influence of phytoplankton pigment composition on remote sensing of cyanobacterial biomass. **Remote Sensing of Environment**, v.106, p. 414-427, 2007.

SIMIS, S. G. H.; PETERS, S. W. M.; GONS, H. J. Remote sensing of the cyanobacterial pigment phycocyanin in turbid inland water. **Limnology and Oceanography**, v. 50, p. 237-245, 2005.

SIVONEN, K.; JONES, G. **Cyanobacterial toxins.** In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (eds). Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health – consequences, monitoring and management. Londres: E & EN Spon: 1999.

SPRING. **Processamento Digital de Imagem e suas Técnicas.** 2012. Disponível em: <[file:///C:/Program%20Files%20\(x86\)/Spring526_Portugues_x86/helpport/pdi_con.htm](file:///C:/Program%20Files%20(x86)/Spring526_Portugues_x86/helpport/pdi_con.htm)>. Acesso em: 29 ago. 2015.

STEFFEN, C. A., MORAES, E. C., GAMA, F. F. Tutorial radiometria óptica espectral. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 8., 1996. Salvador. **Anais...** Salvador: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 1996.

THIEMANN, S.; KAUFMANN, H. Determination of chlorophyll content and trophic state of lakes using field spectrometer and IRS-1C satellite data in the Mecklenburg Lake District, Germany. **Remote Sensing Environment**. v. 73, p.227–235, 2000.

TOLDO JR., E. E. **Sedimentação, predição do padrão de ondas e dinâmica sedimentar da antepraia e zona de surfe do sistema lagunas da Lagoa dos Patos**. 1994. 183 p. (Tese de Doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1994.

TOLDO JR., E. E.; ALMEIDA, L. E. S. B. **Rio Guaíba**. 2009. Disponível em: <http://lproweb.procempa.com.br/pmpa/prefpoa/dmae/usu_doc/rioguaiba_eliriotoldojr.pdf>. Acesso em: 04 out. 2015.

TREES, C. C. et al. Accessory pigments versus chlorophyll a concentrations within the euphotic zone: a ubiquitous relationship. **Limnology Oceanography**, v.45(5), p.1130–1143, 2000.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008, p. 505-541.

USGS. UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. **Product Guide: Landsat 4-7 Climate Data Record (CDR) Surface Reflectance**. Versão 5.5, Janeiro de 2015. Disponível em: <http://landsat.usgs.gov/documents/cdr_sr_product_guide.pdf>. Acesso em: 11 de mar. 2015.

UNIVERSITY OF CALIFORNIA. **SAMS** (Spectral Analysis and Management System). Centre for Spatial Technologies and Remote Sensing Department of Land, Air, and Water resources. Disponível em: < <http://sams.projects.atlas.ca.gov/?Installation>>. Acesso em: 30 jul. 2012.

USGS. UNITED STATE GEOLOGICAL SURVEY. **Product Guide Landsat 4-7 Climate Data Record (CDR) - Surface Reflectance**. Disponível em: <http://landsat.usgs.gov/documents/cdr_sr_product_guide.pdf>. Acesso em: 03 ago. 2015.

VALÉRIO, A. M.; STECH, J. L.; KAMPEL, M. **Sensoriamento remoto orbital e de superfície para o estudo do comportamento do corpo de água do reservatório de Manso, MT, Brasil**. In: ALCÂNTARA, E. H.; NOVO, E. M. L. M.; STECH, J. L. *Novas Tecnologias para o Monitoramento e Estudo de Reservatórios Hidrelétricos e Grandes Lagos*. São José dos Campos: Parêntese, 2011. p. 119-156.

VAZ, A. C.; MÖLLER JR., O. O.; ALMEIDA, T. L. Análise quantitativa da descarga dos rios afluentes da Lagoa dos Patos. **Atlântica**, v. 28, n.1, p. 13-23, 2006.

VERMOTE, E. F.; et al. Atmospheric correction of visible to middle-infrared EOS-MODIS data over land surfaces: Background, operational algorithm and validation. **Journal of Geophysical Research**, v. 102 (14), p.17131-17141, 1997.

VERMOTE, E. F.; VERMEULEN. A. **Atmospheric correction algorithm: spectral reflectances (Mod09). Version 4.0, Abril 1999.** Disponível em: <http://modis.gsfc.nasa.gov/data/atbd/atbd_mod08.pdf>. Acesso em: 22 set. 2010.

WACHHOLZ, F. **Compartimentação aquática do reservatório Rodolfo Costa e Silva-RS, a partir de variáveis limnológicas e imagens orbitais.** 2007 . 97f.. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

YUNES, J. S; ARAÚJO, E. A. C. **Protocolo para análise de clorofila-a na água.** Rio Grande: Unidade de Pesquisa em Cianobactérias da Fundação Universidade Federal de Rio Grande. [s/d].

ZHANG, J.; RIVARD, B.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A. Derivative Spectral Unmixing of Hyperspectral Data Applied to Mixtures of Lichen and Rock. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing.** v. 42, n. 9, p. 1934-1940, 2004.

ZULLO Jr., J. **Correção atmosférica de imagens de satélite e aplicações.** 1994. 191f. Tese (Doutorado em Engenharia Elétrica) - Faculdade de Engenharia Elétrica da Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP, Campinas, 1994.

APÊNDICE A – DADOS ESPECTRAIS COLETADOS NO RESERVATÓRIO PASSO REAL EM OUTUBRO DE 2009 E MARÇO DE 2010.

Tabela A.1 - Valores médios, mínimos e máximos e desvio padrão da transparência medida com o Disco de Secchi (DS), do Total de Sólidos em Suspensão (TSS) e da Clorofila-a (Chl-a) no reservatório Passo Real.

	Ano	Valor mínimo	Valor máximo	Valor médio	Desvio padrão
DS (cm)	2009	38	88	52	11
	2010	80	230	155	45
TSS (mg.L⁻¹)	2009	2,7	42	12,2	7,6
	2010	0,7	23,3	4,3	4,4
Chl-a (µg.L⁻¹)	2009	1,7	442,9	38,7	86,4
	2010	3,4	131,8	15,8	24,5

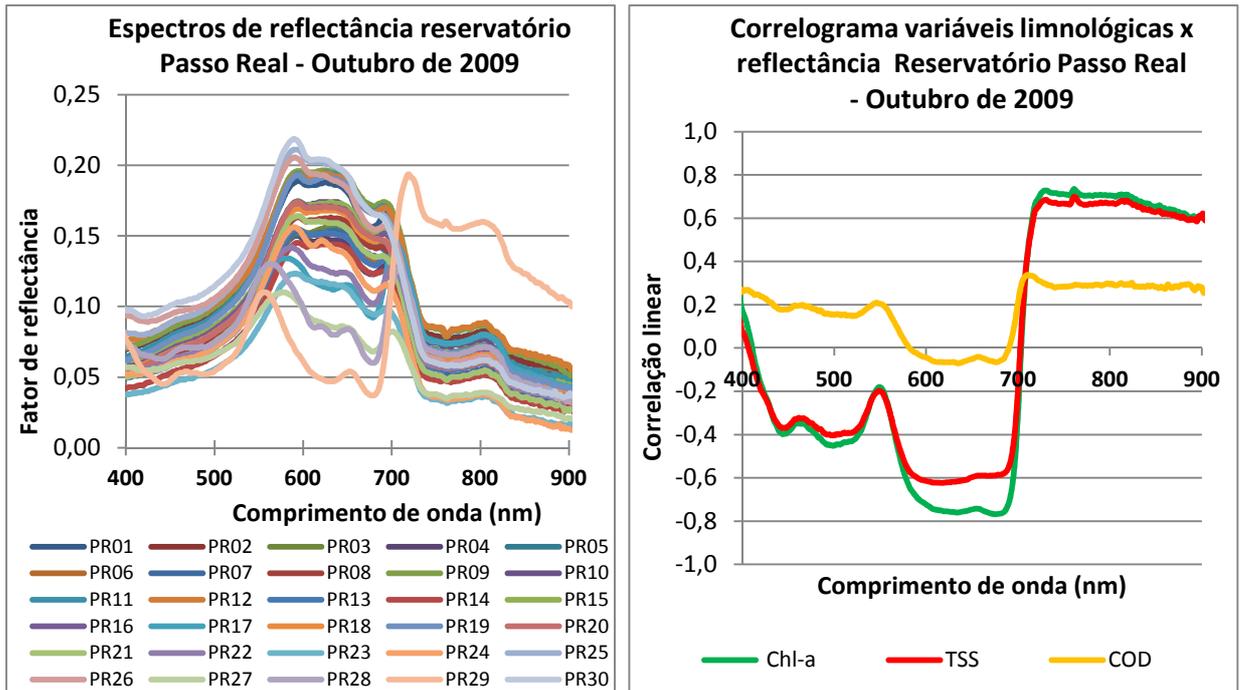


Figura A.1 - Dados espectrais do reservatório da UHE Passo Real – 21 de outubro de 2009. Fonte: Santos (2012)

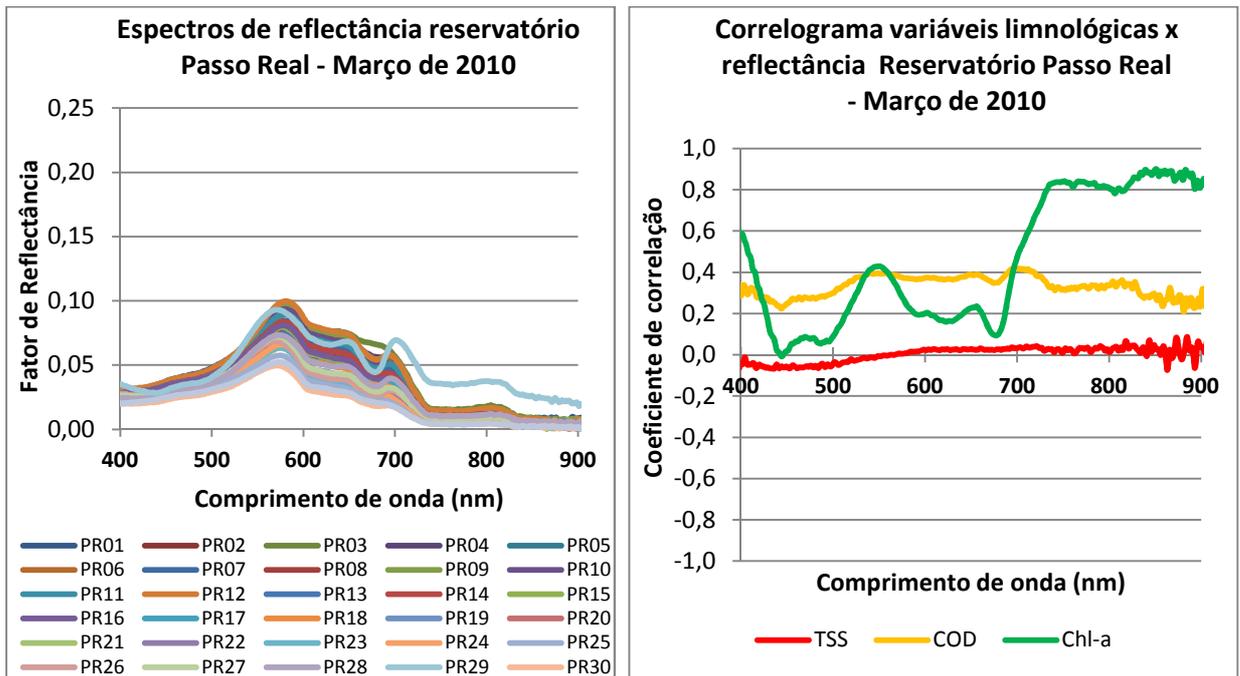


Figura A.2 - Dados espectrais do reservatório da UHE Passo Real – 12 de março de 2010. Fonte: Santos (2012).

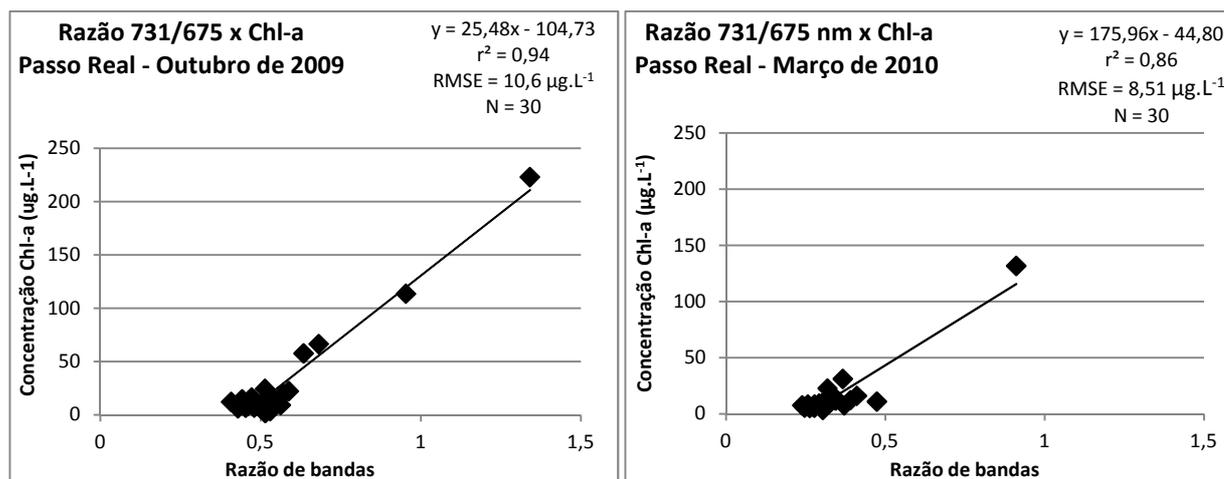


Figura A.3 - Algoritmos gerados para a razão de bandas 731/675 nm para o reservatório Passo Real (2009 e 2010).

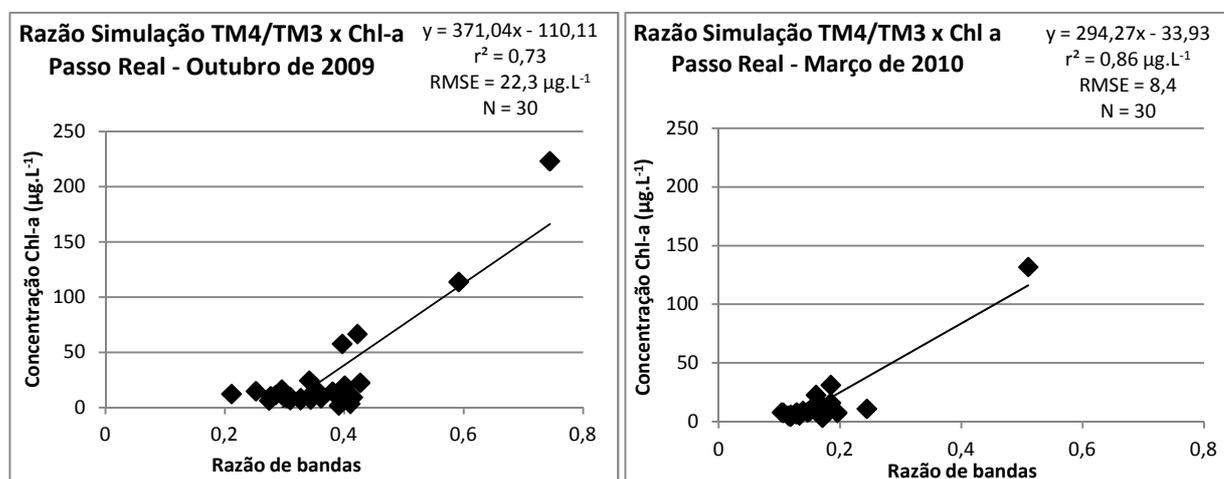


Figura A.4 - Algoritmos gerados a partir da simulação espectral das bandas Landsat TM4/TM3 para o reservatório Passo Real (2009 e 2010).

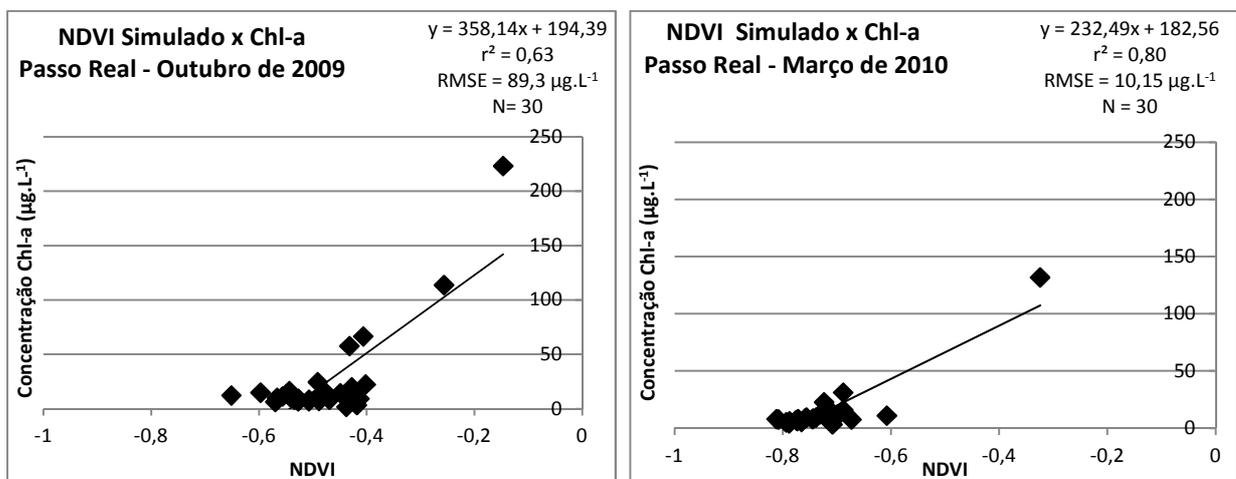


Figura A.5 - Algoritmos gerados a partir do NDVI simulado para o o reservatório Passo Real (2009 e 2010).

**APÊNDICE B - VARIÁVEIS AMBIENTAIS COMPLEMENTARES:
PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA, NÍVEL DA ÁGUA E
DIREÇÃO/VELOCIDADE DO VENTO.**

Nas Figuras a seguir (Figura B.1 a Figura B.10) são apresentadas informações relativas à precipitação pluviométrica, direção e velocidade do vento nos 30 dias anteriores à data das imagens de satélite selecionadas. Os dados de precipitação e vento foram obtidos no site do Centro de Previsão do Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC, 2014) e referem-se à estação meteorológica convencional nº 83967, situada nas proximidades da EBAB Moinhos de Vento/São João. Os dados relativos ao nível do Guaíba foram obtidos no site do Sistema Metroclima, pertencente ao Centro Integrado de Comando da Cidade de Porto Alegre (CEIC) (PREFEITURA DE PORTO ALEGRE, 2014) e relacionam-se a medições realizadas na Ilha da Pintada. As normais climatológicas que serviram como base para a comparação (Tabela B.1) foram obtidas no site do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), tendo sido determinadas a partir de médias de dados coletados entre os anos de 1961 e 1990.

Tabela B.1 - Normais climatológicas do município de Porto Alegre.

	Precipitação acumulada (mm)	Direção do vento	Velocidade do vento (km/h)
Janeiro	105,9	SE	9,4
Fevereiro	99,2	SE	8,5
Março	104,7	SE	7,6
Abril	77,3	SE	6,4
Maio	90,0	Calmo	5,3
Junho	138,4	Calmo	5,7
Julho	118,5	Calmo	5,9
Agosto	137,1	Calmo	6,8
Setembro	142,2	SE	9,0
Outubro	121,3	SE	9,9
Novembro	92,4	SE	10,3
Dezembro	93,4	SE	10,0
	Total anual: 1320,2 mm	Vento predominante: SE	Média anual: 7,9 km/h

Fonte: (INMET, 2015b)

- Imagem de satélite de referência: Landsat5/TM do dia 12 de janeiro de 2005.

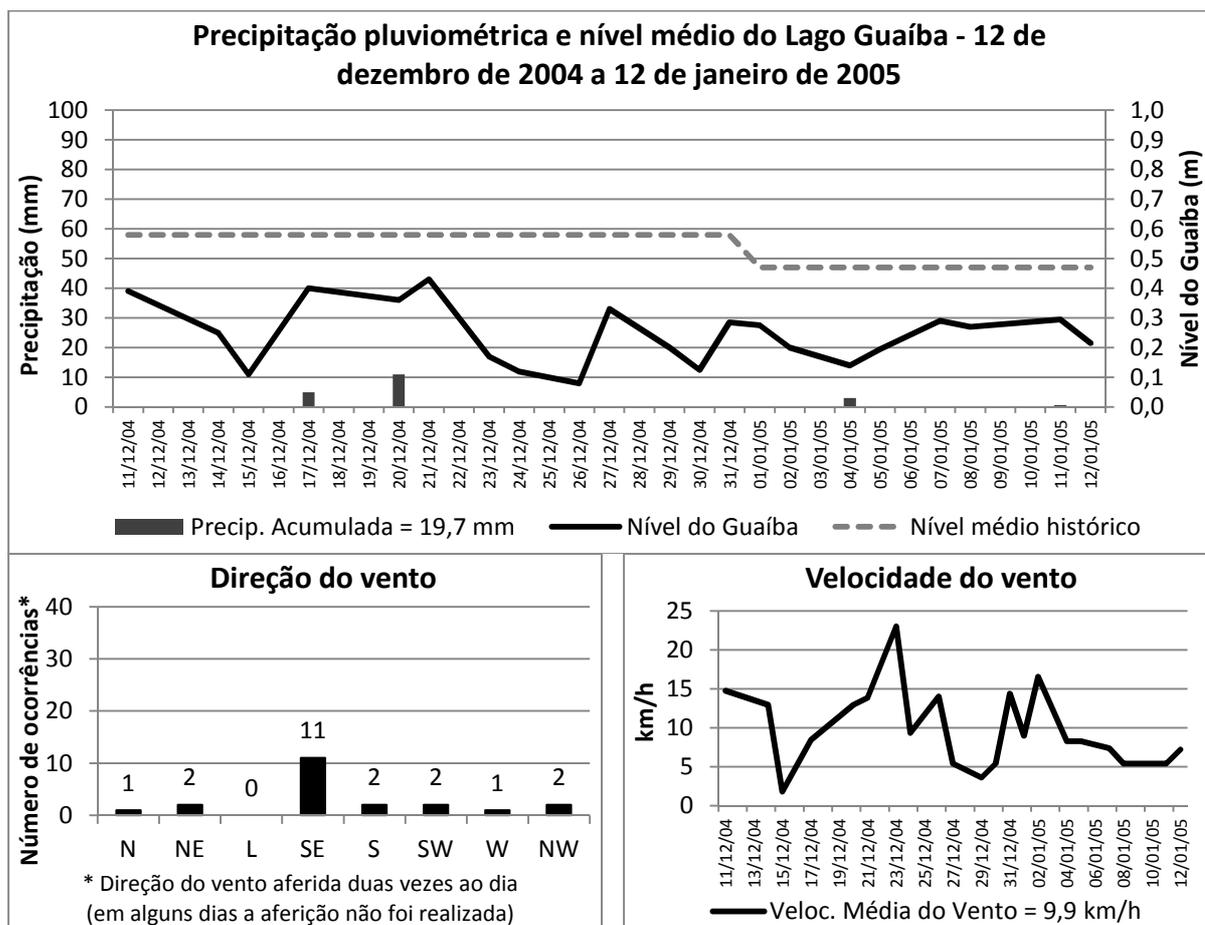


Figura B.1 – Variáveis ambientais - 12 de dezembro de 2004 a 12 de janeiro de 2005.

Tabela B.2 – Anomalias de precipitação e comparação da precipitação e vento com as normais climatológicas

	Dezembro 2004	Janeiro 2005
El Niño	x	x
La Niña	-	-
Neutralidade	-	-
Precipitação*	Abaixo	Abaixo
Velocidade do vento*	Muito próxima	Abaixo

*Comparação com as normais climatológicas

- Imagem de satélite de referência: Landsat5/TM do dia 28 de janeiro de 2005.

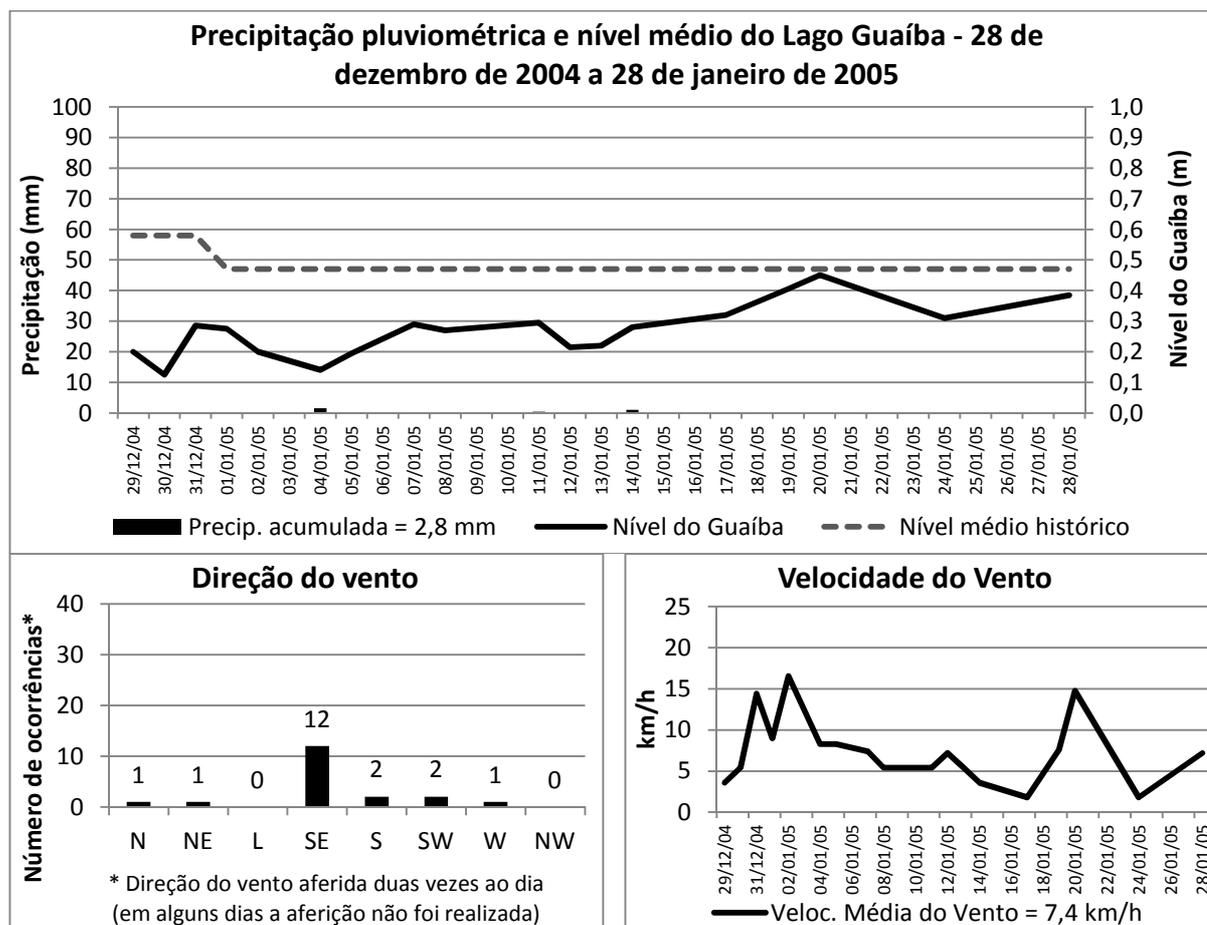


Figura B.2 - Variáveis ambientais – 28 de dezembro de 2004 a 28 de janeiro de 2005.

Tabela B.3 – Anomalias de precipitação e comparação da precipitação e vento com as normais climatológicas

	Dezembro 2004	Janeiro 2005
El Niño	x	x
La Niña	-	-
Neutralidade	-	-
Precipitação*	Abaixo	Abaixo
Velocidade do vento*	Abaixo	Abaixo

*Comparação com as normais climatológicas

- Imagem de satélite de referência: Landsat5/TM do dia 02 de janeiro de 2007.

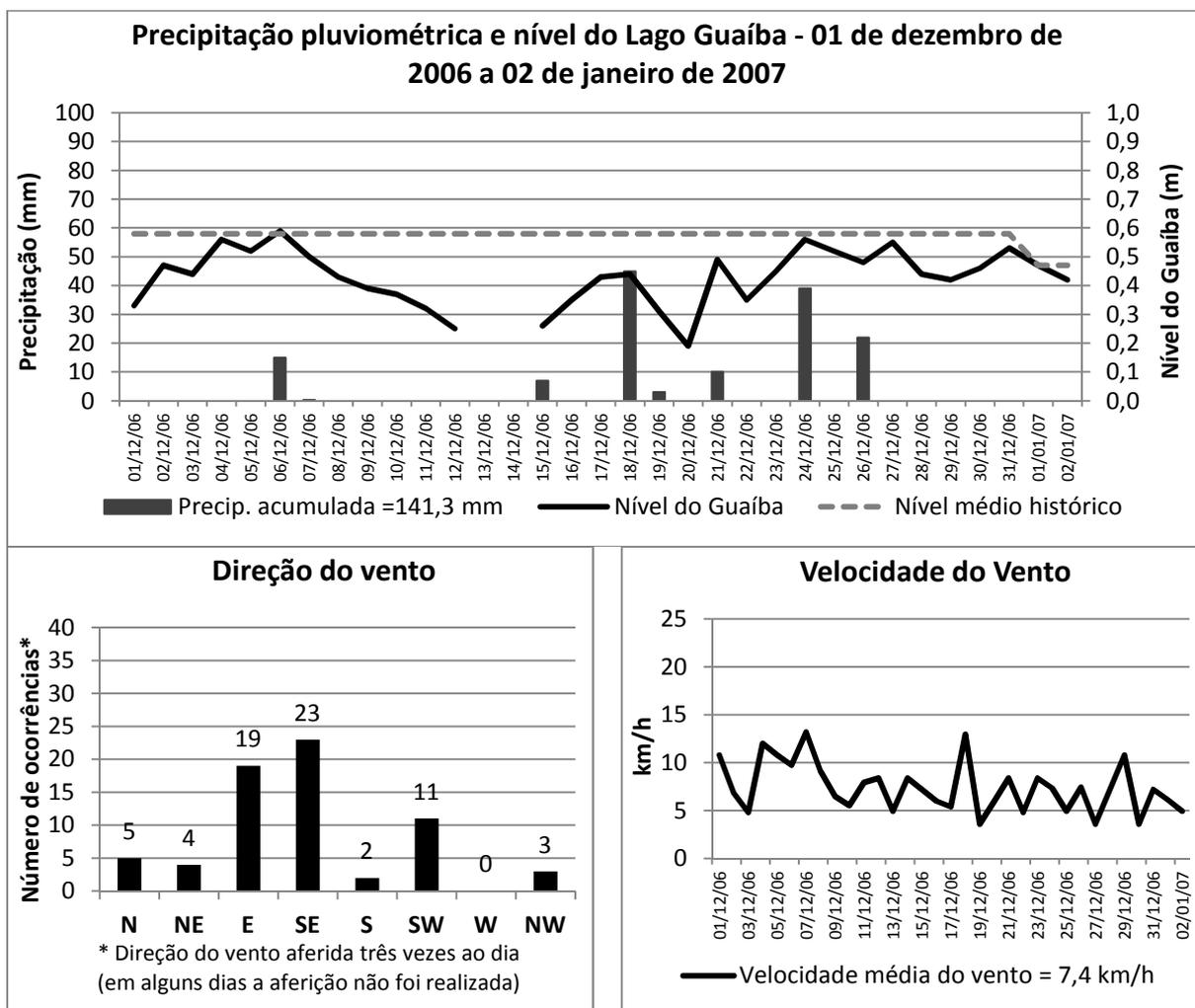


Figura B.3 - Variáveis ambientais – 01 de dezembro de 2006 a 02 de janeiro de 2007.

*As lacunas de dados no nível do Guaíba referem-se aos dias nos quais as medidas não foram realizadas.

Tabela B.4 – Anomalias de precipitação e comparação da precipitação e vento com as normais climatológicas

	Dezembro 2006	Janeiro 2007
El Niño	x	x
La Niña	-	-
Neutralidade	-	-
Precipitação*	Acima	Acima
Velocidade do vento*	Abaixo	Abaixo

*Comparação com as normais climatológicas

- Imagem de satélite de referência: Landsat5/TM do dia 03 de fevereiro de 2007.

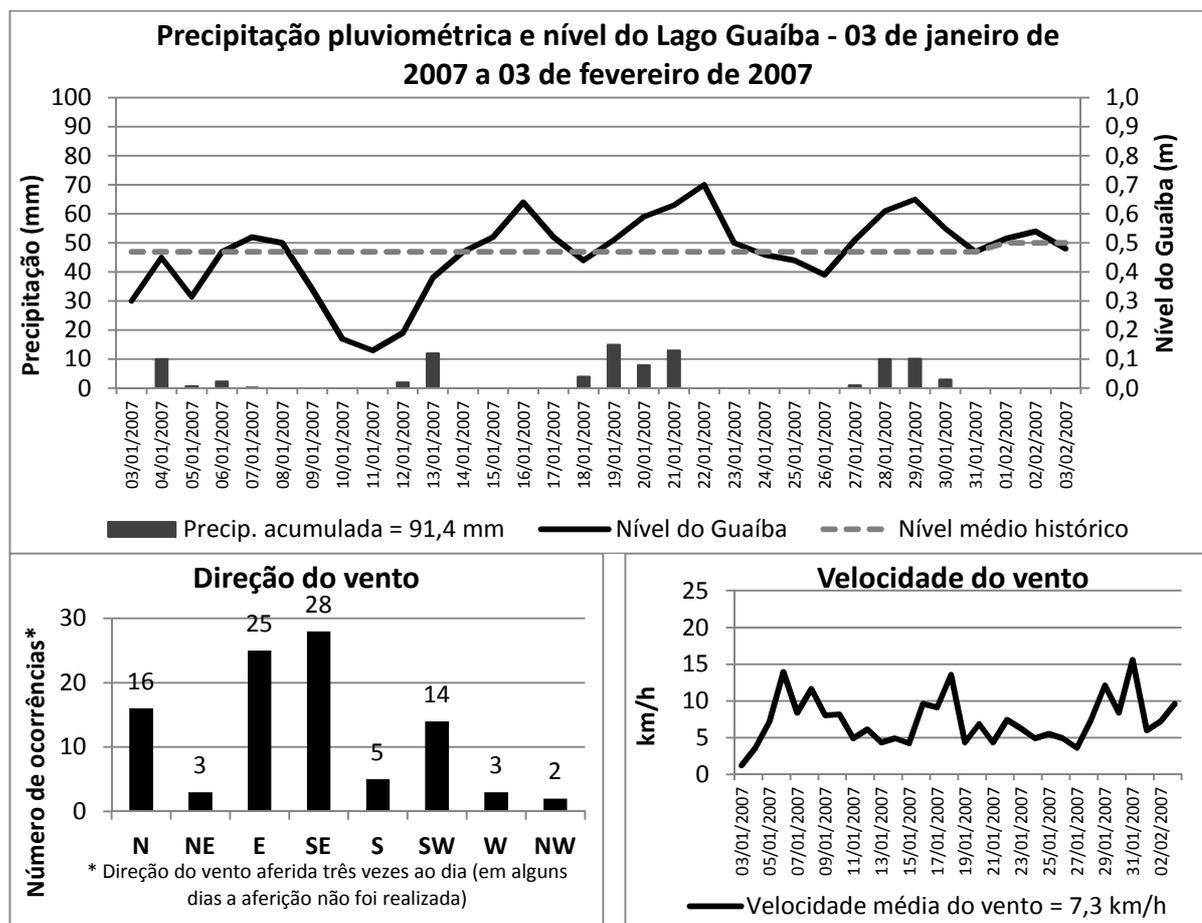


Figura B.4 - Variáveis ambientais – 03 de janeiro de 2007 a 03 de fevereiro de 2007.

*As lacunas de dados no nível do Guaíba referem-se aos dias nos quais as medidas não foram realizadas.

Tabela B.5 – Anomalias de precipitação e comparação da precipitação e vento com as normais climatológicas

	Janeiro 2007	Fevereiro 2007
El Niño	x	x
La Niña	-	-
Neutralidade	-	-
Precipitação*	Abaixo	Abaixo
Velocidade do vento*	Abaixo	Abaixo

*Comparação com as normais climatológicas

- Imagem de satélite de referência: Landsat5/TM do dia 06 de fevereiro de 2008.

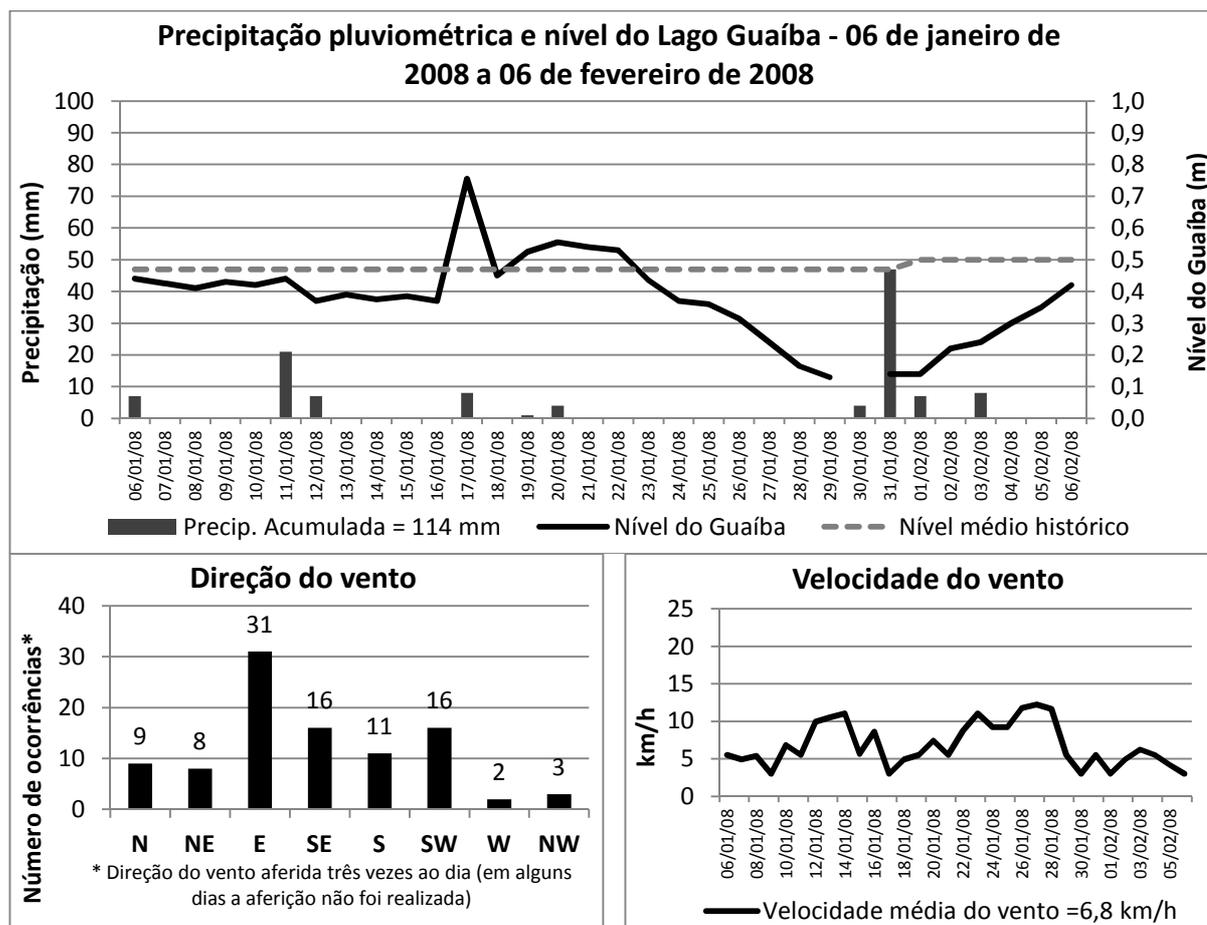


Figura B.5 - Variáveis ambientais – 06 de janeiro de 2008 a 06 de fevereiro de 2008.

*As lacunas de dados no nível do Guaíba referem-se aos dias nos quais as medidas não foram realizadas.

Tabela B.6 – Anomalias de precipitação e comparação da precipitação e vento com as normais climatológicas

	Janeiro 2008	Fevereiro 2008
El Niño	-	-
La Niña	x	x
Neutralidade	-	-
Precipitação*	Acima	Acima
Velocidade do vento*	Abaixo	Abaixo

*Comparação com as normais climatológicas

- Imagem de satélite de referência: Landsat5/TM do dia 09 de março de 2008.

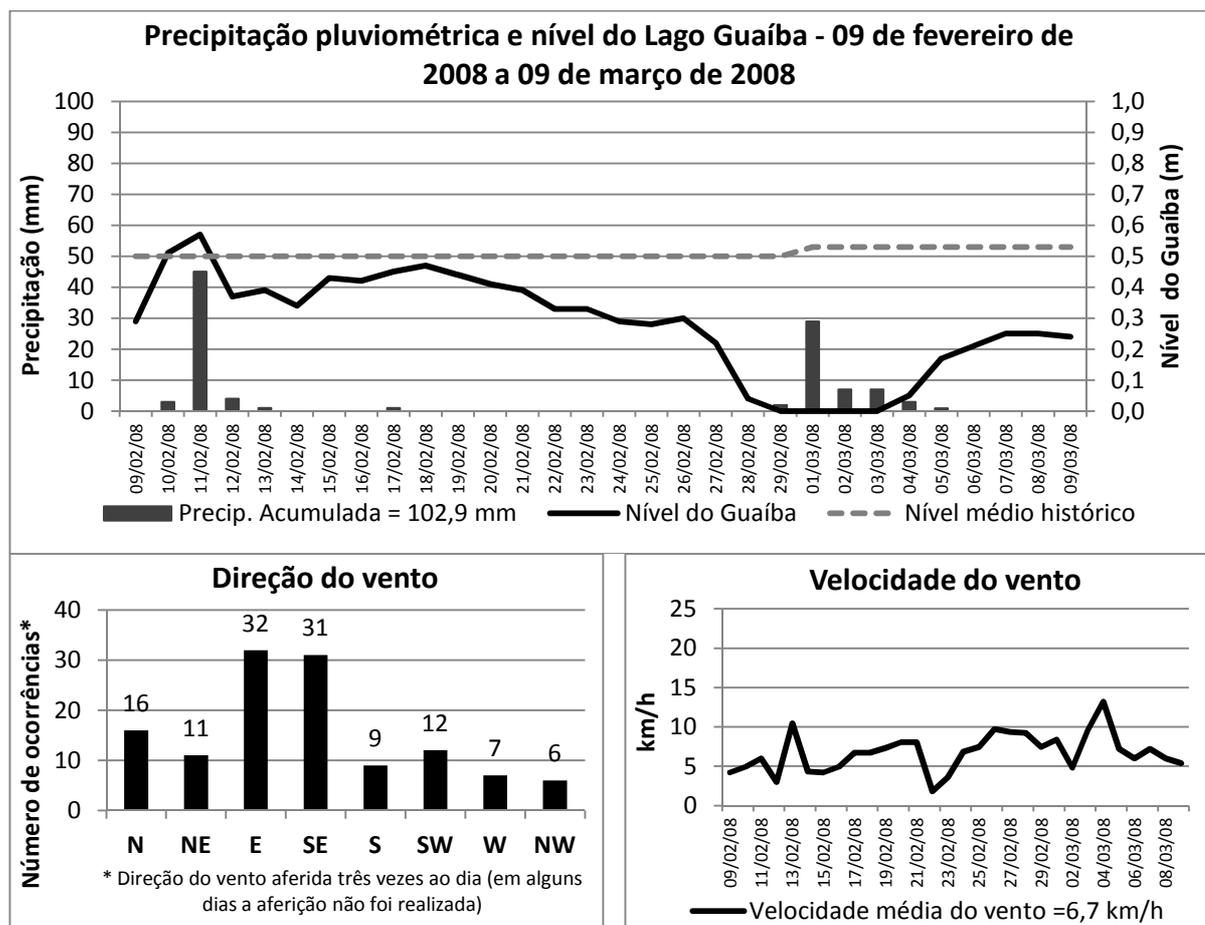


Figura B.6 - Variáveis ambientais – 09 de fevereiro de 2008 a 09 de março de 2008.

Tabela B.7 – Anomalias de precipitação e comparação da precipitação e vento com as normais climatológicas

	Fevereiro 2008	Março 2008
El Niño	-	-
La Niña	x	x
Neutralidade	-	-
Precipitação*	Acima	Acima
Velocidade do vento*	Abaixo	Abaixo

*Comparação com as normais climatológicas

- Imagem de satélite de referência: Landsat5/TM do dia 25 de março de 2008.

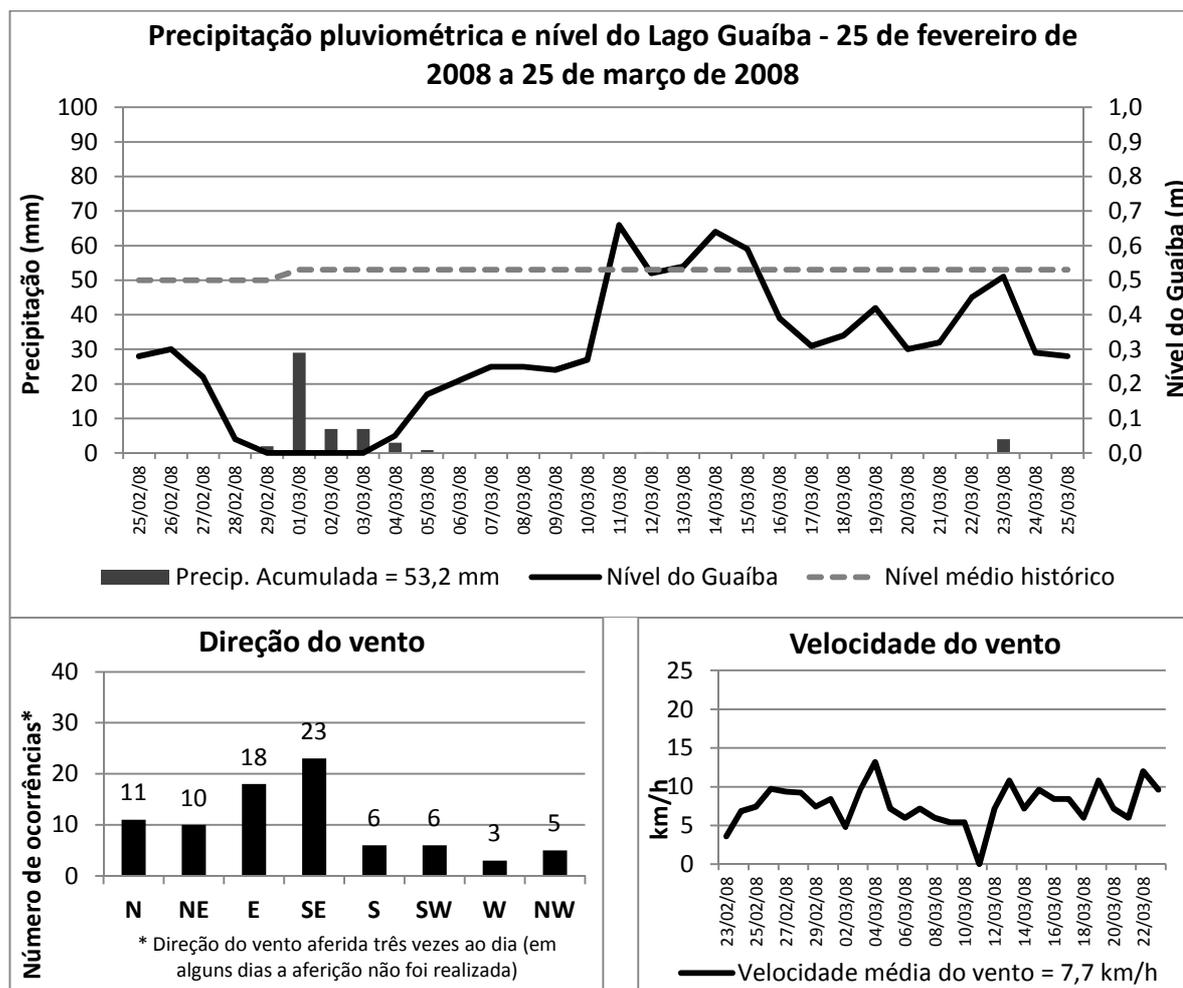


Figura B.7 - Variáveis ambientais – 23 de fevereiro de 2008 a 23 de março de 2008.

Tabela B.8 – Anomalias de precipitação e comparação da precipitação e vento com as normais climatológicas

	Fevereiro 2008	Março 2008
El Niño	-	-
La Niña	x	x
Neutralidade	-	-
Precipitação*	Acima	Abaixo
Velocidade do vento*	Abaixo	Próximo

*Comparação com as normais climatológicas

- Imagem de satélite de referência: Landsat7/ETM+ do dia 07 de maio de 2009.

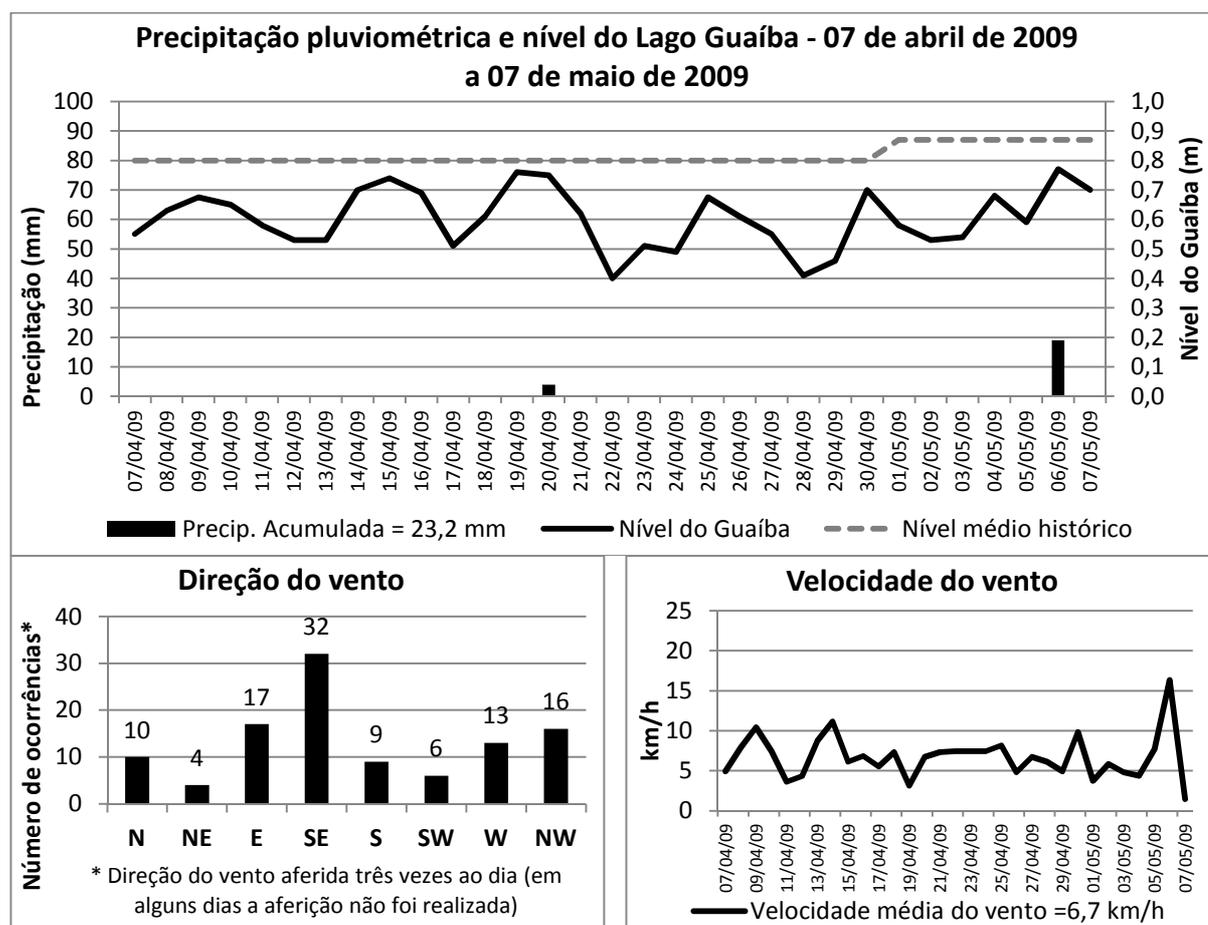


Figura B.8 - Variáveis ambientais – 07 de abril de 2009 a 07 de maio de 2009.

Tabela B.9 – Anomalias de precipitação e comparação da precipitação e vento com as normais climatológicas

	Abril 2009	Mai 2009
El Niño	-	-
La Niña	-	-
Neutralidade	x	x
Precipitação*	Abaixo	Abaixo
Velocidade do vento*	Acima	Acima

*Comparação com as normais climatológicas

- Imagem de satélite de referência: Landsat7/ETM+ do dia 12 de março de 2012.

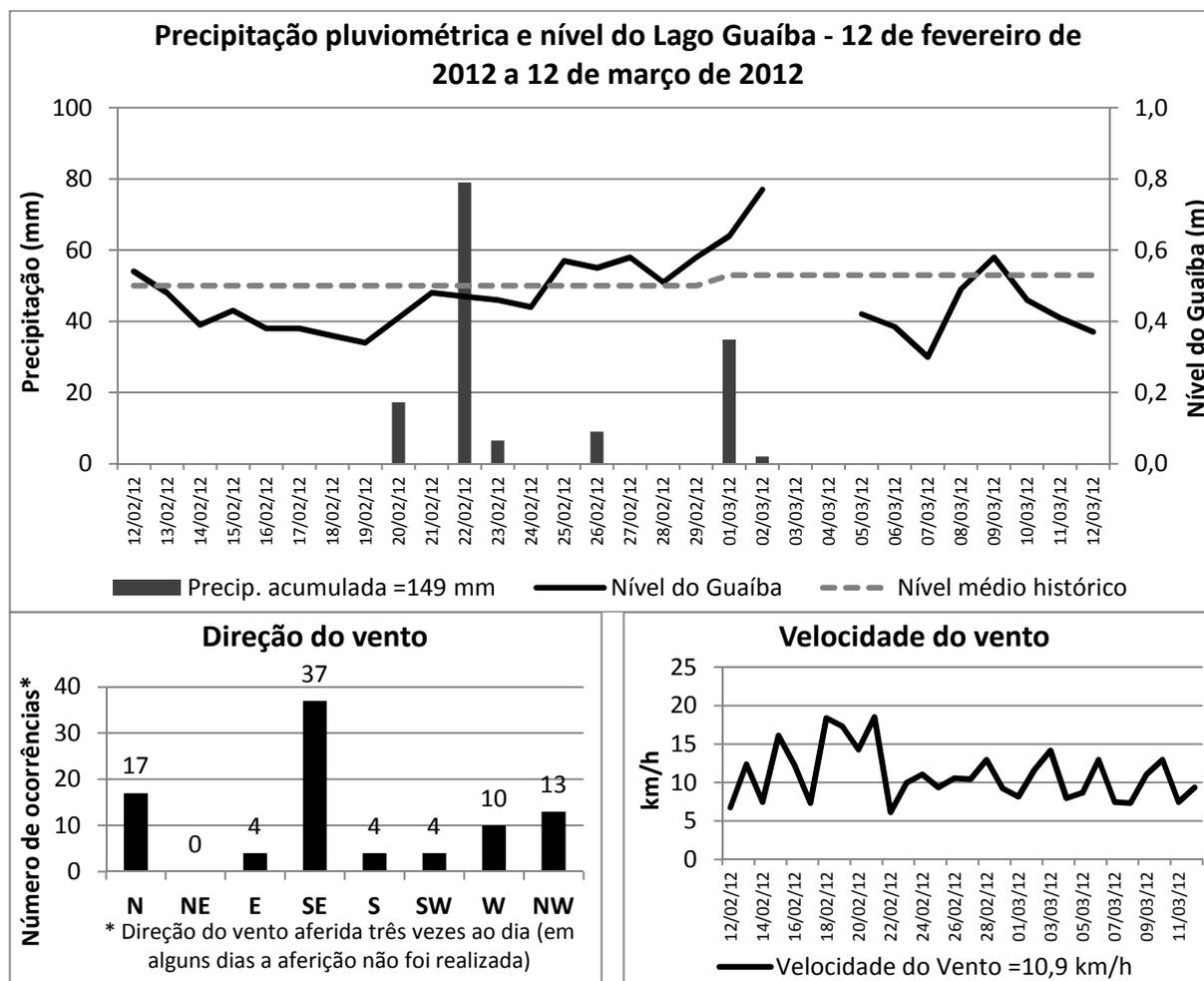


Figura B.9 - Variáveis ambientais – 12 de fevereiro de 2012 a 12 de março de 2012.

*As lacunas de dados no nível do Guaíba referem-se aos dias nos quais as medidas não foram realizadas.

Tabela B.10 – Anomalias de precipitação e comparação da precipitação e vento com as normais climatológicas

	Fevereiro 2012	Março 2012
El Niño	-	-
La Niña	x	x
Neutralidade	-	-
Precipitação*	Acima	Acima
Velocidade do vento*	Acima	Acima

*Comparação com as normais climatológicas

- Imagem de satélite de referência: Landsat7/ETM+ do dia 28 de março de 2012.

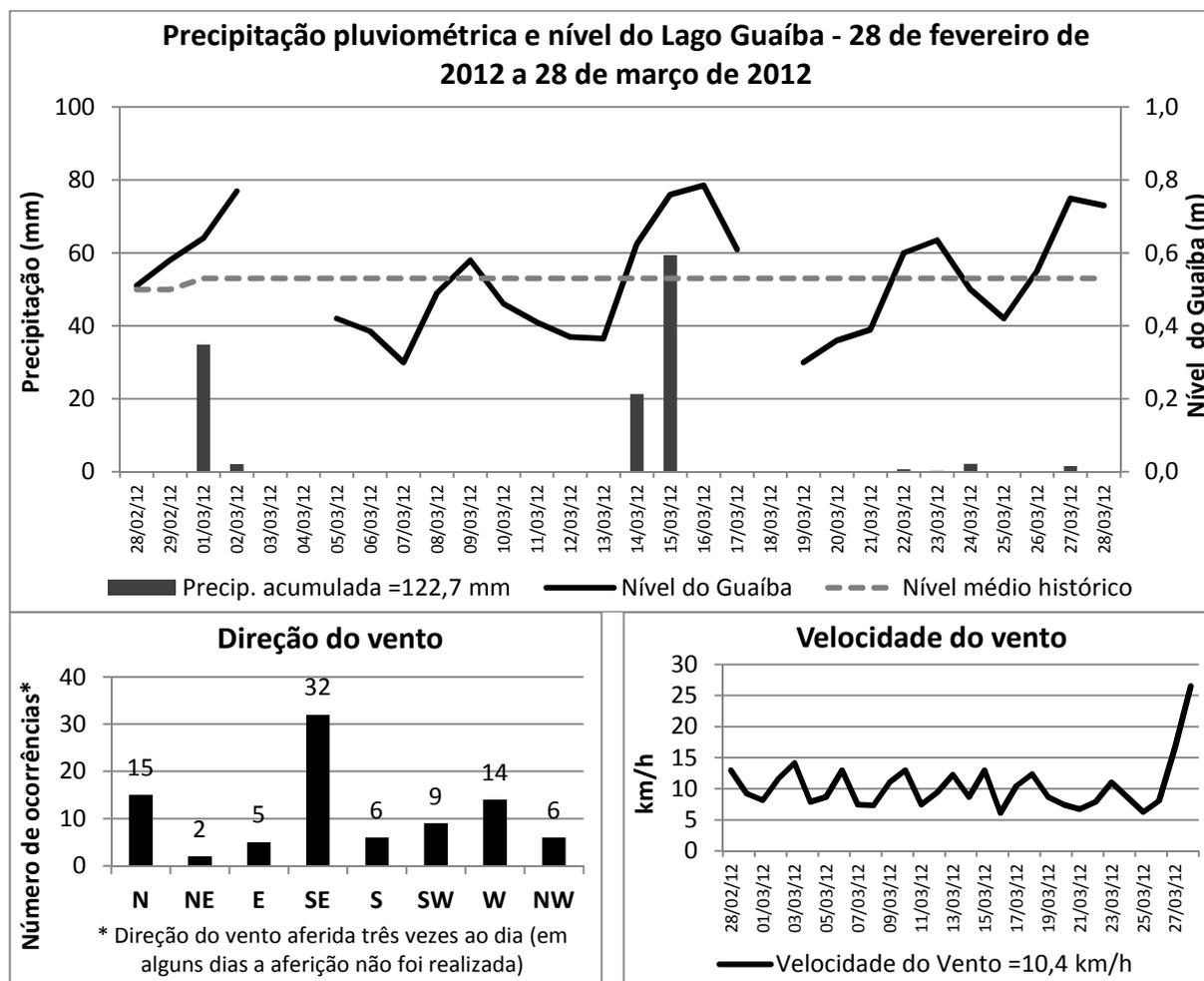


Figura B.10 – Variáveis ambientais – 28 de fevereiro de 2012 a 28 de março de 2012.

*As lacunas de dados no nível do Guaíba referem-se aos dias nos quais as medidas não foram realizadas.

Tabela B.11 – Anomalias de precipitação e comparação da precipitação e vento com as normais climatológicas

	Fevereiro 2012	Março 2012
El Niño	-	-
La Niña	x	x
Neutralidade	-	-
Precipitação*	Acima	Acima
Velocidade do vento*	Acima	Acima

*Comparação com as normais climatológicas