UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CAMPUS PRESIDENTE PRUDENTE
FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA

RICARDO JAVIER MONCAYO ERASO

ESTUDO DO NÍVEL TRÓFICO DO RESERVATÓRIO DE PORTO PRIMAVERA POR MEIO DE SENSORIAMENTO REMOTO E VISUALIZAÇÃO DE SÉRIES TEMPORAIS

PRESIDENTE PRUDENTE
2016

RICARDO JAVIER MONCAYO ERASO

ESTUDO DO NÍVEL TRÓFICO DO RESERVATÓRIO DE PORTO PRIMAVERA POR MEIO DE SENSORIAMENTO REMOTO E VISUALIZAÇÃO DE DADOS DE SÉRIES TEMPORAIS

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Cartográficas da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Campus de Presidente Prudente, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Cartográficas. Orientadora: Profª. Drª. Maria de Lourdes B. Trindade Galo. Co-orientadores: Prof. Dr. Enner Herenio de Alcântara; Prof. Dr. Milton Hirokazu Shimabukuro.

PRESIDENTE PRUDENTE

2016

FICHA CATALOGRÁFICA

Eraso, Ricardo Javier Moncayo.
E55e Estudo do nível trófico do reservatório de Porto Primavera por meio de sensoriamento remoto e visualização de séries temporais/ Ricardo Javier Moncayo Eraso. - Presidente Prudente: [s.n], 2015
154 f. : il.

Orientador: Maria de Lourdes Bueno Trindade Galo
Coorientadores: Enner Herenio de Alcântara, Milton Hirokazu Shimabukuro
Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências e Tecnologia
Inclui bibliografia

1. Índice de estado trófico . 2. Sensoriamento remoto. 3. Visualização de dados. 4. Séries temporais. I. Galo, Maria de Lourdes Bueno Trindade. II Alcântara, Enner Herenio de. III. Shimabukuro, Milton Hirokazu. IV Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Ciências e Tecnologia. V. Título.

unesp UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
CAMPUS DE PRESIDENTE PRUDENTE
FACULDADE DE CIENCIAS E TECNOLOGIA DE PRESIDENTE PRUDENTE

ATA Nº 39

ATA DA DEFESA PÚBLICA DA TESE DE DOUTORADO DE RICARDO JAVIER MONCAYO ERASO, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS CARTOGRÁFICAS, DO(A) FACULDADE DE CIENCIAS E TECNOLOGIA DE PRESIDENTE PRUDENTE.

Aos 18 dias do mês de agosto do ano de 2015, às 08:30 horas, no(a) Sala de Apresentação de Projetos, reuniu-se a Comissão Examinadora da Defesa Pública, composta pelos seguintes membros: Profa. Dra. MARIA DE LOURDES BUENO TRINDADE GALO do(a) Departamento de Cartografia / Faculdade de Ciencias e Tecnologia de Presidente Prudente, Prof. Dr. NILTON NOBUHIRO IMAI do(a) Departamento de Cartografia / Faculdade de Ciencias e Tecnologia de Presidente Prudente, Prof. Dr. PAULO CESAR ROCHA do(a) Departamento de Geografia / Faculdade de Ciencias e Tecnologia de Presidente Prudente, Prof. Dr. ARCILAN TREVENZOLI ASSIREU do(a) Instituto de Recursos Naturais / Universidade Federal de Itajubá, Prof. Dr. RAMON MORAIS DE FREITAS do(a) Camargo Schubert Engenharia Eólica, sob a presidência do primeiro, a fim de proceder a arguição pública da TESE DE DOUTORADO de RICARDO JAVIER MONCAYO ERASO, intitulado "ESTUDO DO NÍVEL TRÓFICO DO RESERVATÓRIO DE PORTO PRIMAVERA POR MEIO DE SENSORIAMENTO REMOTO E VISUALIZAÇÃO DE DADOS DE SÉRIES TEMPORAIS". Após a exposição, o discente foi arguido oralmente pelos membros da Comissão Examinadora, tendo recebido o conceito final: APROVADO . Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que, após lida e aprovada, foi assinada pelos membros da Comissão Examinadora.

Profa. Dra. MARIA DE LOURDES BUENO TRINDADE GALO

Prof. Dr. NILTON NOBUHIRO IMAI

Prof. Dr. PAULO CESAR ROCHA

Prof. Dr. ARCILAN TREVENZOLI ASSIREU

Prof. Dr. RAMON MORAIS DE FREITAS

DEDICATÓRIA

A minha família por seu amor incondicional desde o início, minha mãe e sua ternura, meu pai e seu sacrifício.

A Érica de Paula por todo o apoio, amor, paciência e companhia nos momentos mais complicados.

A meu irmão Oscar, minhas tias e aos meus primos e por todos aqueles que fizeram possível que eu enfrentasse este grande desafio.

AGRADECIMENTOS

A realização deste trabalho só foi possível graças à colaboração de professores, familiares, amigos e Deus.

Em primeiro lugar agradeço a Deus por me guiar durante toda minha vida, mostrando sempre os melhores caminhos a serem percorridos em todos os momentos.

Agradeço Prof.ª Maria de Lourdes Bueno Trindade Galo pela sua paciência, ajuda, conselhos e por compartilhar seus conhecimentos ao longo destes quatro anos de pesquisa.

A toda minha família pelo seu apoio e incentivo nestes anos longe de casa. Apesar da distância sempre estiveram em minha mente e em meu coração.

Agradeço a Érica de Paula, pela amizade, carinho, conselhos, compreensão e todo o imenso amor proporcionado todos os dias.

Aos professores Milton H. Shimabukuro e Enner H. Alcântara pela co-orientação do projeto, sendo a ajuda prestada e conhecimentos compartilhados base fundamental desta pesquisa.

Aos Meus Amigos Alisson do Carmo e George, pela amizade e ajuda nos momentos mais complicados.

Agradeço ao povo brasileiro por ter feito agradável minha estadia neste maravilhoso país.

A minha professora de Português Sayuri, por ter compartilhado seu tempo e ajudar no aprimoramento deste trabalho.

Ao AIUP pela oportunidade de desenvolver meus estudos no Brasil.

À UNESP pelo auxílio financeiro destinado a essa pesquisa com a concessão da bolsa de estudo.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Cartográficas, que contribuíram para a minha formação e evolução pessoal.

A FEPAF, pela ajuda financeira para realizar as análises laboratoriais de nutrientes na FCA-UNESP Botucatu.

“Eu venho de um lugar onde se falava que ter sucesso era impossível.”

(Carlos Tévez)

RESUMO

A qualidade da água e o estado trófico de um lago é um problema particularmente grave em reservatórios, considerando que a construção da barragem altera significativamente as condições físicas, químicas e biológicas do ecossistema aquático. Séries temporais de imagens de sensoriamento remoto, as quais possibilitam uma visão sinóptica e melhor resolução temporal e espectral, permitem estudar o fenômeno trófico em grandes reservatórios e avaliar a variabilidade dos componentes opticamente ativos da água associados aos processos tróficos a partir de padrões periódicos de sazonalidade e tendência. O presente trabalho foi desenvolvido no reservatório de Porto Primavera localizado no rio Paraná, e constou, inicialmente, da calibração de modelos empíricos para relacionar os valores de reflectância de sensoriamento remoto e com medidas obtidas *in situ* de variáveis opticamente ativas (clorofila-*a* – Chl-*a*, totais de sólidos suspensos – TSS e profundidade do Disco de Secchi – PDS) e da estimativa do Índice de Estado Trófico por meio da concentração de clorofila-*a* (IET (Chl-*a*)). Modelos empíricos validados para as variáveis foram aplicados a imagens do sensor MODIS/Terra, referentes ao produto de reflectância de superfície MOD09 e extrapolados para o período de maio de 2000 a abril de 2015 gerando-se as séries temporais para cada uma delas. A fim de analisar a dinâmica espacial e temporal das variáveis opticamente ativas foram utilizadas técnicas de visualização de dados uni e multivariados. A análise das séries temporais mostrou que todas as variáveis observadas apresentam considerável variabilidade sazonal e, pelas imagens MODIS, verificou-se que os valores do IET (Chl-*a*) na desembocadura dos rios Pardo e Peixe foram consistentemente mais elevados do que em outras regiões de característica oligotrófica, exceto no outono, quando todo o lago passa a ser classificado como mesotrófico. A concentração de Chl-*a* e o IET (Chl-*a*) definiram dois picos anuais representativos de valores elevados, o maior deles associado à florações de fitoplâncton e o menor coincidente com o fim da estação chuvosa. A série temporal da concentração de TSS mostra que a partir do ano 2012 a turbidez do lago diminuiu, enquanto que as observações mensais da variável PDS apontam a tendência de aumento na transparência do lago e uma forte sazonalidade coincidente com as temporadas de maior e menor precipitação. As visualizações de dados utilizadas na análise temporal permitiram criar, pela primeira vez, uma base de dados sinópticos para o reservatório de Porto Primavera que possibilita avaliar temporal e espacialmente os componentes oticamente ativos da água. Além disso, o trabalho levou ao desenvolvimento de uma abordagem aplicada para avaliar a evolução do estado trófico do lago, que pode ser estendida para outros corpos d'água interiores.

Palavras-Chave: Monitoramento da qualidade da água. Imagens MODIS. Análise de séries temporais. Sazonalidade. Modelos empíricos. Visualização espaço-temporal.

ABSTRACT

The quality and trophic state of the water are critical problems in lentic environments such as hydroelectric reservoirs. These man-made constructions alter the natural environment and the physical, chemical and biological water characteristics. Time series of remote sensing images, which provide a synoptic view and suitable temporal and spectral resolution, allow studying the trophic phenomena in large artificial lakes and evaluate the variability of optically active components associated with trophic processes from periodic patterns of seasonality and trend. This work was developed in the Porto Primavera reservoir located in the Paraná River on the border between Mato Grosso do Sul and São Paulo states, Brazil. Its development consisted at first, of the calibration of empirical models to relate remote sensing reflectance values and *in situ* measurements of optically active variables (chlorophyll-*a* - Chl-*a*, total suspended solids - TSS and Secchi disk depth - SDD) and the estimation of Trophic State Index by means of concentration of chlorophyll-*a* (TSI (Chl-*a*)). Empirical models calibrated for the variables were applied to images from MODIS/Terra, referring to surface reflectance product MOD09 and they were extrapolated for the period from May 2000 to April 2015, generating the time series for each of them. In order to analyze the spatial and temporal dynamics of the optically active variables were used visualization techniques for univariate and multivariate data. The analysis of time series showed that all observed variables present considerable seasonal variability. MODIS images indicated TSI(Chl-*a*) values in the mouth of Pardo and Peixe rivers were consistently higher than in other regions of oligotrophic characteristics, except in the fall when the whole lake is classified as mesotrophic. The Chl-*a* concentration and the TSI(Chl-*a*) defined two representative annual peaks of high values, the largest of them associated with phytoplankton bloom and the lowest coinciding with the end of the rainy season. TSS concentration time series showed that from the year 2012 the turbidity of the lake decreased, which is supported by the monthly observations of SDD that point to a trend of increase in the water transparency. Furthermore, it is clear the influence of seasonality in this last variable, coinciding with seasons of high and low rainfall. Data visualizations used for temporal analysis allowed to created, for the first time, a temporal baseline of synoptic data that enable evaluating temporally and spatially optically active variables of Porto Primavera Reservoir. Further, the research led to development of an applied approach which can be extended to other inland water bodies, in order to understand and represent the trophic evolution of the lake.

Keywords: Water quality monitoring. MODIS images. Time series analysis. Seasonality. Empirical models. Spatio-temporal visualization.

LISTA DE FIGURAS

		Pág.
Figura 1.	Localização geográfica do reservatório de Porto Primavera no território brasileiro. (a) representação esquemática da área de inundação decorrente do rio Paraná. (b) Composição colorida extraída do sensor Landsat-ETM (agosto 9 de 2002) mostrando a ocupação do solo nas margens do lago Porto Primavera	29
Figura 2.	Modelos de eutrofização que consideram as variáveis fósforo, Chl-*a*, transparência	35
Figura 3.	Propriedades ópticas inerentes da água pura: (a) coeficiente de espalhamento (b) coeficiente de absorção e (c) coeficiente de atenuação difusa	41
Figura 4.	Porcentagem de luz retida na coluna d'água, em função da profundidade, representando lagos norte-americanos em condições eutrófica, mesotrófica e oligotrófica. As curvas são plotadas em escala linear (a) e logarítmica (b)	44
Figura 5.	Exemplo da construção de uma série temporal a partir de atributos extraídos imagens. A esquerda tem-se a sequência de imagens em N momentos do tempo, em que é destacado um ponto na posição (j, k), cujos atributos são valores de índice de vegetação (A). O gráfico à direita mostra os valores de índice de vegetação registrados no ponto (j, k) nos N tempos de obtenção da imagem (B).	57
Figura 6.	Exemplo do processo de geração de uma visualização de dados pelo método *HorizonGraphs*. O painel (a) mostra a série temporal dividida por uma linha que define uma nova origem para os valores assumidos pela variável; (b) indica a atribuição de cores contrastantes para valores positivos e negativos da variável e definição de faixas de intensidade de cores; (c) representa as informações positivas e negativas transladadas para um mesmo plano e; (d) é a visualização final, com a inserção gradativa das fatias com cores mais fortes naquelas de menor intensidade.	60
Figura 7.	Exemplo de visualização de dados por meio da matriz de dispersão, em que mostrando a intersecção de quatro variáveis (comprimento e largura de pétalas e sépalas) medidas para três espécies de Iris spp.	61
Figura 8.	Exemplos da representação em coordenadas paralelas, associadas aos respectivos gráficos de dispersão entre duas variáveis com: total correlação negativa (-1,0); sem correlação (+0,0); totalmente correlacionadas (+1,0); correlação intermediária negativa (-0,5) e correlação intermediária positiva (+0,5)	62

Figura 9. Fluxograma das etapas desenvolvidas na pesquisa, as linhas tracejadas indicam os processos necessários para gerar e analisar as visualizações de dados sendo, (1) especificação da série temporal e pré-processamento das imagens; (2) definição das estações de amostragem em campo e do período de aquisição dos dados in situ; (3) caracterização limnológica dos locais de amostragem e cálculo do IET (Chl-*a*, PT e DS); (4) modelagem empírica das variáveis (Chl-a, TSS e DS); (5) análise pontual multivariado com SPLOM e coordenadas paralelas; (6) decomposição da série temporal e análise dos componentes de sazonalidade e tendência; (7) visualização das séries temporais por *HorizonGraphs* e análise multivariado do comportamento das variáveis Chl-*a*, TSS, DS e TSI(Chl-*a*) 68

Figura 10. Dispersão espaço-temporal dos valores médios de desvio padrão calculados a partir da razão espectral das bandas B_4/B_3 do MODIS e distribuição dos elementos amostrais no reservatório de Porto Primavera. Os diferentes símbolos atribuídos aos pontos amostrais indicam seções distintas do reservatório 78

Figura 11. Curva de calibração obtida pela regressão dos dados fluorimétricos com a concentração de Chl-*a*, referentes a campanha de campo de outubro de 2014 e respectivo coeficiente de determinação do modelo 84

Figura 12. Curva de calibração obtida pela regressão dos dados fluorimétricos com a concentração de Chl-*a*, referentes a campanha de campo de abril de 2015 e respectivo coeficiente de determinação do modelo 84

Figura 13. Curvas espectrais relacionando os valores de reflectância obtidos a partir dos dados espectrorradiométricos medidos em (a) outubro de 2014 e (b) abril de 2015. As faixas verticais definidas por linhas pontilhadas indicam as bandas espectrais do sensor MODIS (produto MOD09) na região do azul (B3), verde (B4) e vermelho (B1) 86

Figura 14. Modelo calibrado para recuperação da variável concentração de Chl-*a*. O coeficiente de determinação (R^2) considerou a razão entre as reflectâncias de sensoriamento remoto simuladas para as bandas 4 e 3 do produto MOD09 e a concentração de Chl-*a* medida analiticamente no campo de outubro de 2014 em 24 elementos amostrais 90

Figura 15. Modelo calibrado para recuperação da variável concentração de TSS. O coeficiente de determinação (R^2) considerou a reflectância de sensoriamento remoto simulada para a bandas 1 do produto MOD09 e a concentração de TSS medida analiticamente no campo de outubro de 2014 em 24 elementos amostrais. 91

Figura 16 Modelo calibrado para recuperação da variável profundidade do Disco de Secchi (PDS), a partir da reflectância de sensoriamento remoto simulada do inverso da banda 1 do produto MOD09, para a imagem MODIS de 07/outubro/2014. O coeficiente de determinação (R^2) considerou a coleta in situ realizada em outubro de 2014 em 24 elementos amostrais. 92

Figura 17 Validação do modelo calibrado para recuperação da variável concentração de Chl-*a* (Eq. 14), realizada a partir dos dados de abril de 2015 93

Figura 18 Validação do modelo calibrado para recuperação da variável concentração de TSS (Eq. 15), realizada a partir dos dados de abril de 2015 94

Figura 19 Validação do modelo calibrado para a variável profundidade do Disco de Secchi (Eq. 16), realizada a partir dos dados de abril de 2015 95

Figura 20 Relação entre as concentrações de clorofila-*a* e fósforo total, calculadas a partir dos dados coletados nas campanhas amostrais de outubro de 2014 (a) e abril de 2015(b). Os valores determinados para a variável PT foram convertidos a $\mu g.L^{-1}$ 97

Figura 21 Comportamento temporal da concentração média da variável concentração de Chl-*a* no Reservatório de Porto Primavera. No painel superior estão representados os dados originais que constituem a série temporal de Chl-*a* em $\mu g \cdot L^{-1}$ (Serie original); no segundo painel tem-se a componente de sazonalidade (Sazonalidade); seguido da tendência da variável (Tendência); no último painel é mostrada a componente aleatória (Resíduo). Os círculos vermelhos tracejados são os picos com concentrações maiores a $4\mu g \cdot L^{-1}$. No painel dois são indicados com linhas descontínuas de cor azul o intervalo de meses com menores concentrações (Setembro - Janeiro). As linhas descontínuas na cor vermelha indicam os meses com maiores valores de Chl-*a* (Abril - Julho). 100

Figura 22 Modelo de regressão ajustado à série temporal da concentração média de Chl-*a* 101

Figura 23 Figura 23 - Comportamento temporal da concentração média da variável concentração de TSS no Reservatório de Porto Primavera. No painel superior estão representados os dados originais que constituem a série temporal de TSS em $mg \cdot L^{-1}$ (Série Original); no segundo painel tem-se a componente de sazonalidade (Sazonalidade); seguido da tendência da variável (Tendência); no último painel é mostrada a componente aleatória (Resíduo). Os círculos vermelhos tracejados indicam os picos com concentrações 103

maiores a 10 mg·L^{-1}. As linhas descontínuas de cor azul mostram os meses nos que se tem as menores concentrações de TSS (Maio – Outubro), e as linhas descontinuas na cor vermelha os meses com maiores concentrações (Novembro - Abril).

Figura 24 Comportamento temporal da variável PDS no Reservatório de Porto Primavera. No painel superior estão representados os dados originais que constituem a série temporal de PDS em m^{-1} (Série Original); no segundo painel tem-se a componente de sazonalidade (Sazonalidade); seguido da tendência da variável (Tendência); no último painel é mostrada a componente aleatória (Resíduo). No primeiro painel, se indicam com círculos tracejados em cor azul os picos com transparência maior aos 5,5m^{-1}. As linhas descontínuas em cor amarelo mostra o intervalo de tempo com menor transparência (<2m^{-1}). As linhas tracejadas em cor preto indicam o período com sazonalidade regular. As linhas descontínuas em cor verde indicam o início do período com um incremento na transparência média do lago. No segundo painel (Sazonalidade) são indicados com linhas tracejadas na cor azul os meses em que se tem uma menor transparência no lago (Janeiro - Junho), e as linhas descontínuas em cor vermelho mostram o intervalo com maior transparência no lago (Julho – outubro). 104

Figura 25 Comportamento temporal do IET(Chl-*a*) no Reservatório de Porto Primavera. No painel superior está representada a série temporal do IET estimado a partir da concentração média de Chl-*a* (Série Original); no segundo painel tem-se a componente de sazonalidade (Sazonalidade); seguido da tendência da variável (Tendência); no último painel é mostrada a componente aleatória (Resíduo). Os círculos tracejados em cor azul indicam os picos com IET maior a 52. No painel Sazonalidade são mostrados com linhas descontínuas na cor azul os meses com menor IET (Setembro - Janeiro) e as linhas tracejadas em cor vermelho indicam os meses com maior IET (Fevereiro – Agosto). 105

Figura 26 Representação do comportamento temporal da variável concentração de Chl-a (µg·L^{-1}) por meio da visualização HG. As linhas horizontais representam os pontos de amostragem (P1, P2,...P25) e a última linha indica concentração média da variável. As menores concentrações de Chl-*a* são indicadas por cores avermelhadas que assumem progressivamente tons de azul com o aumento da concentração, conforme legenda vertical à direita. No detalhe, na parte inferior esquerda, mapa de localização dos elementos amostrais no Reservatório de Porto Primavera. Linhas pontilhadas verticais delimitam períodos do tempo em que ocorre comportamento similar para a maioria dos pontos de amostragem. 107

Figura 27 Representação do comportamento temporal da variável concentração de TSS ($mg \cdot L^{-1}$) por meio da visualização HG. As linhas horizontais representam os pontos de amostragem (P1, P2,...P25) e a última linha indica concentração média da variável. Menores concentrações de TSS são indicadas por cores avermelhadas que assumem progressivamente tons de azul com o aumento da concentração, conforme legenda vertical à direita. No detalhe, na parte inferior esquerda, mapa de localização dos elementos amostrais no Reservatório de Porto Primavera 109

Figura 28 Representação do comportamento temporal da variável profundidade do Disco de Secchi (m^{-1}) por meio da visualização HG. As linhas horizontais representam os pontos de amostragem (P1, P2,...P25) e a última linha indica o valor médio de PDS. Menores profundidades são indicadas por cores avermelhadas que assumem progressivamente tons de azul com o aumento da variável, conforme legenda vertical à direita. No detalhe, na parte inferior direita, mapa de localização dos elementos amostrais no Reservatório de Porto Primavera 110

Figura 29 Figura 29 - Representação do comportamento temporal do Índice de Estado Trófico no Reservatório de Porto Primavera, por meio da visualização HG. As linhas horizontais representam os pontos de amostragem (P1, P2,...P25) e a última linha indica concentração média da variável. Menores valores de IET são indicados por cores avermelhadas que assumem progressivamente tons de azul com o aumento do índice, conforme legenda vertical à direita. No detalhe, na parte inferior direita, mapa de localização dos elementos amostrais no corpo d'água. Linhas pontilhadas verticais delimitam períodos do tempo em que ocorre comportamento similar para a maioria dos pontos de amostragem 112

Figura 30 Visualização simultânea do comportamento temporal das variáveis Chl-a, TSS e PDS e do IET(Chl-*a*) por meio da técnica HG. Nos painéis horizontais estão indicadas as variáveis limnológicas e o IET. O número indicado à direita dos painéis representa média geral da variável, a qual é usada como origem para definir os valores zero de cada variável. O valor indicado a esquerda (entre setas) indica a o fatiamento que indica a tonalidade que será alocada a cada intervalo da série, em relação ao valor da variável estimado para o mês considerado 114

Figura 31 Visualizações das correlações entre as variáveis, geradas a partir dos valores calibrados de Chl-*a* ($\mu g \cdot L^{-1}$), TSS ($mg \cdot L^{-1}$), e PDS (m^{-1}) extraídos da imagem MODIS de 07/10/2014 e os valores amostrados in situ. (a) Coordenadas paralelas, mostrando as relações entre as variáveis por meio de linhas diferenciadas por cores para representar diferentes setores do reservatório de Porto 116

Primavera (a). Diagramas de dispersão mostrando a relação entre pares de variáveis por meio da representação por matriz de dispersão (b).

Figura 32 Visualizações das correlações entre as variáveis, geradas a partir dos valores calibrados de Chl-*a* ($\mu g \cdot L^{-1}$), TSS ($mg \cdot L^{-1}$), e PDS (m^{-1}) extraídos da imagem MODIS de 17/04/2015 e coletados in situ nos pontos de amostragem. (a) Coordenadas paralelas, mostrando as relações entre as variáveis por meio de linhas diferenciadas por cores para representar diferentes setores do reservatório de Porto Primavera (a). Diagramas de dispersão mostrando a relação entre pares de variáveis por meio da representação por matriz de dispersão (b). 117

Figura 33 Distribuição espacial da concentração de Chl-*a* estimada pelo índice R_4/R_3 extraído dos produtos MOD09 do sensor MODIS, obtidos nos dias 7 de outubro de 2014 (a) e 17 de abril de 2015(b). 119

Figura 34 Distribuição espacial da concentração de TSS estimada pelo índice R_1 extraído dos produtos MOD09 do sensor MODIS, obtidos em 7 de outubro de 2014 (a) e 17 de abril de 2015(b). 121

Figura 35 Distribuição espacial da variável PDS estimada pelo índice R_1^{-1} extraído dos produtos MOD09 do sensor MODIS, obtidos em 7 de outubro de 2014 (a) e 17 de abril de 2015(b). 123

Figura 36 Distribuição espacial do IET(Chl-*a*) em 7 de outubro de 2014 (a) e 17 de abril de 2015(b). 125

Figura 37 Mapas coropléticos sazonais da distribuição espacial do estado trófico do reservatório de Porto Primavera, expresso a partir da concentração média de clorofila-*a* em cada estação do ano: (a) primavera; (b) verão; (c) outono; (d) inverno. 127

Figura 38 Mapas coropléticos sazonais da distribuição espacial da concentração média de TSS no reservatório de Porto Primavera, em cada estação do ano: (a) primavera; (b) verão; (c) outono; (d) inverno. 128

Figura 39 Mapas coropléticos sazonais da distribuição espacial da variável profundidade do Disco de Secchi no reservatório de Porto Primavera, em cada estação do ano: (a) primavera; (b) verão; (c) outono; (d) inverno. 130

Figura 40 Mapas coropléticos sazonais da distribuição espacial do IET (Chl-*a*) no reservatório de Porto Primavera, em cada estação do ano: (a) primavera; (b) verão; (c) outono; (d) inverno. 131

LISTA DE TABELAS

Pág.

Tabela 1. Classificação do Estado Trófico para reservatórios, adotada pela CETESB (2008). A coluna IET refere-se ao valor obtido pelas Equações 1 a 4; DS é profundidade do Disco de Secchi; PT é a concentração de fósforo total e Chl-*a* é concentração de clorofila-*a*. 38

Tabela 2. Algoritmos desenvolvidos para a recuperação da variável Chl-*a* a partir de combinações de bandas espectrais do sensor MODIS. Os autores e local para o qual foi desenvolvido o algoritmo contam da primeira e segunda coluna, respectivamente. Nas colunas sucessivas são informados os intervalos espectrais das bandas utilizadas, a resolução espacial dos produtos MODIS e, finalmente, a operação aritmética relacionada com o índice 47

Tabela 3. Algoritmos desenvolvidos para a recuperação da variável TSS a partir de combinações de bandas espectrais do sensor MODIS. Os autores e local para o qual foi desenvolvido o algoritmo constituem a primeira e segunda colunas, respectivamente. Nas colunas sucessivas são informados os intervalos espectrais das bandas utilizadas, a resolução espacial do produto MODIS e, finalmente, a operação aritmética relacionada com o índice. 50

Tabela 4. Algoritmos mais representativos na recuperação da variável profundidade de Secchi (DS), relacionado com a transparência da coluna d'água, desenvolvidos a partir das combinações de banda espectrais do sensor MODIS, os autores e local para o qual foi desenvolvido o algoritmo constituem a primeira e segunda colunas, respectivamente. Nas colunas sucessivas são informados os intervalos espectrais das bandas utilizadas, a resolução espacial do produto MODIS e, finalmente, a operação aritmética relacionada com o algoritmo 52

Tabela 5. Intervalo de variação das classes de desvios padrão médio temporal da variável razão das reflectâncias de sensoriamento remoto das bandas B_4/B_3 do produto MOD09 70

Tabela 6. Indicadores estatísticos descritivos mensais da razão das reflectâncias das bandas B_4/B_3 do sensor MODIS 79

Tabela 7. Valores medidos e indicadores estatísticos descritivos das variáveis meteorológicas para o trabalho de campo de outubro/2014 80

Tabela 8. Valores medidos e indicadores estatísticos descritivos das variáveis meteorológicas para o trabalho de campo de abril/2015 81

Tabela 9. Indicadores estatísticos descritivos das variáveis limnológicas medidas durante o trabalho de campo de outubro/2014 e valores de referência CONAMA 82

Tabela 10. Indicadores estatísticos descritivos das variáveis limnológicas medidas durante o trabalho de campo de abril/2015 e valores de referência 82

Tabela 11. Indicadores estatísticos extraídos das medidas de clorofila-*a*, obtidas em outubro de 2014 e abril de 2015 85

Tabela 12. Algoritmos desenvolvidos para a recuperação das variáveis Chl-*a*, TSS e PDS a partir de combinações de bandas espectrais do sensor MODIS, as quais definiram melhor ajuste com a reflectância de sensoriamento remoto (R_{sr}) derivada dos dados espectrorradiométricos. Os indicadores do ajuste são o coeficiente de determinação (R^2), raiz do erro médio quadrático (RMSE) e porcentagem do RMSE (%RMSE) 88

Tabela 13. Correlações (R^2) e erros (RMSE e % RMSE) entre os modelos que relacionam reflectância de sensoriamento remoto (R_i) e os mesmos índices extraídos dos pixels da imagem MODIS cujos ND's foram convertidos para reflectância de superfície (B_i), coincidentes com os 24 pontos de amostragem do trabalho de campo de outubro/2014 e os dados obtidos *in situ*. Os dados de campo incluem tanto as medidas espectrorradiométricas (reflectância de superfície – R_{sr}), quanto determinações *in situ* (concentração de [Chl-*a*] e [TSS]; profundidade de DS em metros). B_1, B_3 e B_4 referem-se às bandas espectrais MODIS e R_1, R_3 e R_4 correspondem aos valores de reflectância de sensoriamento remoto simulados para as respectivas bandas. 89

Tabela 14. Indicadores estatísticos descritivos das variáveis utilizadas na estimativa do Índice de Estado Trófico (IET), calculados a partir dos dados coletados nos trabalhos de campo de outubro 2014 e abril de 2015. 96

Tabela 15. Classificação trófica dos pontos de amostragem resultante da aplicação do índice de Carlson modificado para o estudo de reservatórios no Brasil pela CETESB (2008). A primeira coluna indica o número da estação de amostragem na qual as medidas foram obtidas. As colunas sucessivas indicam os valores de IET obtidos pela: Eq. 1, considerando a concentração de clorofila-a medida em outubro/2014 (IET-Chl-*a* - outubro) e abril/2015 (IET-Chl-*a* - abril); Eq. 2, a partir da concentração de fósforo total medida em outubro/2014 (IET-PT - outubro) e abril/2015 (IET-PT - abril); Eq. 4, que considera apenas a profundidade do Disco de Secchi medida em outubro/2014 (IET-PDS - outubro) e abril/2015 (IET-PDS - abril). 98

Tabela 16. Indicadores estatísticos descritivos dos resíduos do ajustamento da curva de tendência histórica resultante da média dos 25 pontos de amostragem para a variável Chl-*a*. 102

Tabela 17. Médias anuais das concentrações de Chl-a e TSS, da profundidade do DS e IET (Chl-*a*), no intervalo de tempo entre 2000 e 2015, e respectiva classificação trófica do reservatório de Porto Primavera 113

Tabela 18. Significância das técnicas de visualização de dados na representatividade espaço temporal de eventos tróficos no reservatório de Porto Primavera. As visualizações analisadas foram *HorizonGraphs* (HG), coordenadas paralelas (CP) e matriz de dispersão (MD) 132

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ASD	- *Analytical Spectral Devices*
CDOM	- *Colored Dissolved Organic Matter*
Chl-*a*	- Clorofila-*a*
CTESB	- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CP	- Coordenadas Paralelas
DOC	- *Dissolved Organic Carbon*
DOM	- *Dissolved Organic Matter*
DON	- *Dissolved Organic Nitrogen*
DOP	- *Dissolved Organic Phosphorus*
PDS	- Profundidade do Disco de Secchi
EPA	- *Environmental Protection Agency*
GNSS	- *Global Navigation Satellite System*
HG	- *HorizonGraphs*
IET	- Índice de Estado Trófico
Ln	- Logaritmo natural
MOD09GA	- Produto de reflectancia de superfície gerado pelo sensor MODIS
MODIS	- *MODerate resolution Imagin Spectrometer*
MRT	- *Modis Reprojection Tool*
pH	- potencial de Hidrogênio
REM	- Radiação Electromagnética
SS	- Sólidos Suspensos
STL	- *Seasonal Trend by Loess Decomposition*
SPLOM	- *ScatterPLOt Matrix*
TSS	- Total de sólidos suspensos
UHE	- Usina Hidrelétrica

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 24

1.1. Caracterização do problema 24

1.2. Objetivos 27

1.3. Área de estudo 27

1.4. Justificativa 30

1.5. Estrutura do trabalho 33

2. LIMNOLOGIA DE ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS INTERIORES 34

2.1. Variáveis limnológicas associadas a processos tróficos 34

2.2. Índices de estado trófico adaptados para o Brasil 36

3. SENSORIAMENTO REMOTO DE AMBIENTES AQUÁTICOS INTERIORES 39

3.1. Resposta espectral da água 39

3.1.1. Resposta espectral da água pura 40

3.1.2. Matéria orgânica dissolvida 41

3.1.3. Sólidos em suspensão 42

3.1.4. Fitoplâncton 42

3.2. Atenuação da luz no meio aquático 43

3.3. Sensoriamento remoto no estudo de águas tropicais 44

3.3.1. Índices de recuperação da clorofila-a 46

3.3.2. Índices de recuperação de sólidos suspensos totais 49

3.3.3. Índices para a estimativa da profundidade de penetração da luz na água 51

4. SÉRIES TEMPORAIS DE DADOS DE SENSORIAMENTO REMOTO 53

4.1. Características e componentes de uma série temporal 53

4.2. Extração de séries temporais de dados de sensores remotos 56

5. VISUALIZAÇÃO DE SÉRIES TEMPORAIS DE DADOS DE SENSORIAMENTO REMOTO 59

5.1. Técnicas de visualização de séries temporais investigadas 59

5.1.1. HorizonGraphs 59
5.1.2. Matriz de dispersão 60
5.1.3. Coordenadas paralelas 61
5.2. Exploração visual espacial 63
6. MATERIAIS E MÉTODOS 64
6.1. Materiais utilizados na pesquisa 64
6.1.1. Imagens multiespectrais MODIS 64
6.1.2. Espectrorradiômetro de campo 64
6.1.3. Fluorômetro de campo 65
6.1.4. Dados limnológicos 66
6.1.5. Sistema de posicionamento por satélite Garmin 66
6.1.6. Softwares 66
6.2. Desenvolvimento metodológico 67
6.2.1. Definição do delineamento amostral para aquisição das variáveis 'in situ' . 69
6.2.2. Estratégia de coleta e processamento dos dados de campo 70
6.2.3. Campanhas de campo 70
6.2.4. Calibração das medidas de fluorescência de clorofila-a 72
6.2.5. Geração das curvas de reflectância e simulação de bandas do sensor MODIS 72
6.2.6. Tratamento das imagens MODIS usadas na modelagem e validação 73
6.2.7. Calibração e validação dos modelos para recuperar as variáveis opticamente ativas 74
6.2.8. Geração do Índice do Estado Trófico (IET) 75
6.2.9. Análise pontual multivarada 76
6.2.10. Extração dos vetores do tempo e análise da série do tempo 76
6.2.11. Geração das visualizações das séries temporais 77
7. RESULTADOS E DISCUSSÃO 78

7.1. Mapa das variações espectrais temporais e localização dos pontos de amostragem 78
7.2. Condições limnológicas do corpo d'água nas campanhas de campo 80
7.3. Calibração dos dados de fluorescência da clorofila-*a* 83
7.4. Análise dos dados espectrais 86
7.5. Modelos para a estimativa das variáveis opticamente ativas 87
7.5.1. Relação entre a reflectância de superfície extraída das bandas MODIS simuladas, reflectância de sensoriamento remoto e variáveis limnológicas 89
7.5.2. Modelos calibrados e validados para recuperação de variáveis opticamente ativas 90
7.6. Índice do Estado Trófico do reservatório de Porto Primavera 95
7.7. Análise das séries temporais das variáveis opticamente ativas e do IET 99
7.7.1. Série temporal da variável Chl-a 100
7.7.2. Série temporal da variável TSS 102
7.7.3. Série temporal da variável PDS 103
7.7.4. Série temporal da variável IET (Chl-a) 105
7.8. Visualização de dados temporais e espaciais 106
7.8.1. Análise das COAs com a visualização HorizonGraphs 106
7.8.2. Análise de múltiplas séries temporais com a visualização HorizonGraphs 113
7.8.3. Visualização de correlações: coordenadas paralelas e matriz de dispersão 115
7.8.4. Mapas coropléticos 118
7.8.5. Características espaço-temporais das variáveis opticamente ativas exploradas nas diferentes técnicas de visualização de dados 132
8. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES 135
BIBLIOGRAFIA 139

1. INTRODUÇÃO

1.1. Caracterização do problema

Monitorar, proteger e melhorar a qualidade da água em lagos e reservatórios é um dos objetivos mais importantes para orientar os esforços de conservação e aprimoramento da qualidade do meio ambiente (PAPOUTSA et al., 2013; NELLIS et al., 1998; RITCHIE et al., 1994). Em muitos países o mapeamento e monitoramento de corpos d'água de grande dimensão por meio de técnicas tradicionais, que envolvem coleta de água e análise laboratorial, se tornam onerosos e a informação obtida é demasiadamente pontual para ser extrapolada para todo ambiente aquático.

O monitoramento de águas continentais é feito, principalmente, para determinar a evolução característica de um corpo d'água que, em condições naturais inicia seu estado como um sistema oligotrófico que paulatinamente, com o aumento na carga de nutrientes, passa para um estado eutrófico (NADEM, 2006). Essa condição natural, no entanto, tem sido alterada à medida que a sociedade moderna tende a acelerar esse processo devido ao incremento de atividades como: produção agrícola, descargas de resíduos industriais e águas residuais (MAITLAND, 1984).

O monitoramento tradicional para avaliação do estado trófico é baseado na recuperação de parâmetros físicos, químicos e biológicos, que geralmente envolvem pesquisas que requerem o deslocamento de uma equipe até o local de estudo e que amostras de água sejam coletadas e levadas para o laboratório para a análise dos indicadores de qualidade da água (CARLSON, 1977). Com esse tipo de procedimento é possível obter medições precisas dentro do corpo d'água, mas apenas em pontos discretos que não representam a dispersão espacial desses indicadores, o que é necessário para a avaliação global e monitoramento da qualidade da água (PAPOUTSA et al., 2013; WANG et al., 2004; BRIVIO et al., 2001; CURRAN et al., 1987).

Uma abordagem eficaz para realizar o monitoramento sinóptico dos constituintes opticamente ativos, relacionados com o estado trófico de grandes lagos e águas interiores, é o sensoriamento remoto orbital que viabiliza, inclusive, um planejamento adequado das campanhas de campo. Tais dados, devidamente processados, permitem definir os pontos mais representativos e os horários mais adequados para realizar as coletas *in situ*, bem como os melhores períodos (HAN et al., 2010). Nesse contexto, é necessário considerar que as características espacial, espectral e temporal dos sistemas sensores sejam compatíveis com a proposta do monitoramento do corpo d'água (KNAEPS et al., 2010).

O sensoriamento remoto da água considera que os processos de interação da energia eletromagnética ao longo da coluna d'água são parte de dois fenômenos: a absorção e o espalhamento seletivo dessa energia. Desse modo, variações nos valores de variáveis como clorofila-*a* (Chl-*a*), sólidos suspensos totais (TSS) e profundidade do Disco de Secchi (DS), entre outras, podem ser estimadas considerando a relação entre a reflectância espectral registrada e as propriedades ópticas inerentes do meio, tais como os coeficientes de absorção e retroespalhamento (HAN et al., 2010).

Segundo Papoutsa et al. (2013) muitos pesquisadores tem direcionado seus estudos no desenvolvimento de algoritmos ou modelos para monitorar o estado trófico da água em diferentes tipos de lagos e ecossistemas aquáticos do mundo, por meio de dados obtidos por vários sensores remotos orbitais, como por exemplo: Chen, et al. (2007); Doxaran et al. (2009); Dall'Olmo et al. (2005), Giltelson et al. (2009), que utilizaram dados MODIS (*Moderate resolution Imaging Spectroradiometer*), Baban (1993); Mayo et al. (1995); Östlund et al. (2001); (OLMANSON, et al., 2008); Lillesand et al. (1983); Wang et al. (2004), por meio de imagens Landsat dos sensores MSS (*Multispectral Scanner*), TM (*Thematic Mapper*) ou ETM+ (*Enhanced Thematic Mapper Plus*), ou ainda Ruiz-Verdú et al. (2008); Guanter et al. (2010); Bresciani et al. (2012), usando MERIS (*MEdium Resolution Imaging Spectrometer*), entre outros. Nessas pesquisas foram utilizadas técnicas estatísticas de regressão e operações matemáticas entre as bandas espectrais do visível e o infravermelho próximo para recuperar valores que podem ser associados a parâmetros que determinam o estado trófico de corpos d'água interiores (NG et al., 2008).

A versatilidade de modelos dessa natureza está no fato de que podem ser aplicadas tanto medidas espectrorradiométricas obtidas pontualmente *in situ* (nas campanhas de campo) ou por sensores remotos multiespectrais, como é o caso do sensor MODIS que dispõe de bandas espectrais em comprimentos de onda adequados para recuperar valores que podem ser associados com os parâmetros do estado trófico de lagos, reservatórios e ecossistemas aquáticos de águas interiores de grandes dimensões (DOÑA et al., 2014; McCULLOUGH et al., 2012; GITELSON et al., 1993).

Por outro lado, um dos desafios impostos aos pesquisadores da área de sensoriamento remoto refere-se à análise e mapeamento de variações espaço-temporais das variáveis associadas à qualidade de água, com resoluções espacial e temporal suficientes para detectar não apenas as épocas de maior e menor produtividade do ecossistema, mas também comportamentos excepcionais, duração (variações de curto e longo prazo), tendências e

comportamentos sazonais (JULIAN et al., 2013; D'ORTENZIO e D'ALCALA, 2009; COLDITZ, 2008).

Segundo Andrienko et al. (2003) para monitorar a dinâmica espaço-temporal de um fenômeno podem ser utilizadas ferramentas de exploração e análise visual univariada ou multivariada, que combinem a informação espacial (mapas coropléticos e de classes) com representações temporais e de múltiplas variáveis (séries temporais, coordenadas paralelas e matrizes de dispersão).

Blok (1999) relata que, com a implementação de representações auxiliares nos mapas coropléticos, o analista de informação poderá obter um melhor nível de detalhamento das ocorrências, eventos, padrões, avaliar a interdependência entre variáveis nas dimensões temporal e espacial, bem como obter informação e a duração da variação e se existe um padrão ou ciclo representativo que afete as variáveis analisadas. Considerando suas características, esses conceitos podem ser apropriados para compreender e interpretar a evolução do grau de trofia de um corpo d'água interior, assim como a interdependência com as variáveis limnológicas e como o entorno que influencia sobre o ecossistema aquático.

Nesse sentido, esta pesquisa propõe-se a desenvolver um método de monitoramento utilizando imagens de sensoriamento remoto de resolução espacial média e alta resolução temporal e espectral, a fim de acompanhar a evolução trófica e limnológica de lagos e reservatórios de grandes dimensões. Para viabilizar o estudo proposto e avaliar a informação adquirida no contexto espaço-temporal, são utilizados métodos de visualização de dados para analisar comportamento multitemporal e espacial do estado trófico do reservatório de Porto Primavera.

Assim, a hipótese desta pesquisa considera a possibilidade de caracterizar o estado trófico de lagos e reservatórios, nos domínios espacial e temporal, a partir da análise e representação de séries temporais de imagens de sensoriamento remoto MODIS.

Para esse estudo, especificamente, devem ser respondidas as seguintes questões;

- Existe variação espacial no estado trófico do ambiente aquático em estudo?
- É possível avaliar o comportamento sazonal no seu estado trófico?
- Qual é a tendência geral do ambiente aquático em termos de processo trófico?
- É possível encontrar padrões e ciclos, assim como variações de curto e longo prazo, e associá-los a eventos de construção do reservatório e variações nas condições meteorológicas?

1.2. Objetivos

O objetivo geral desta pesquisa é caracterizar e representar espacial e temporalmente variáveis opticamente ativas relacionadas com o processo trófico e a qualidade da água, por meio de séries temporais de imagens de sensoriamento remoto.

Os objetivos específicos da pesquisa são:

- Analisar a informação multiespectral extraída de uma série histórica de imagens MODIS, a fim de identificar regiões maior variabilidade espectral no corpo d'água para posicionar elementos amostrais, assim como estabelecer os períodos mais propícios para realizar os trabalhos de campo.
- Avaliar índices espectrais disponíveis na literatura utilizados para recuperar variáveis opticamente ativas tomando-os como base para sua recuperação por meio de modelos empíricos.
- Calibrar e modelar os índices espectrais que relacionem as variáveis opticamente ativas com suas respectivas medições coletadas *in situ*.
- Analisar a tendência e sazonalidade das variáveis opticamente ativas e do índice de estado trófico (IET) por meio de séries temporais geradas a partir de imagens MODIS.
- Estimar o desempenho na apresentação da informação das visualizações de dados utilizadas para observar o comportamento espaço temporal das variáveis opticamente ativas e o IET.
- Avaliar a variabilidade espacial que se apresenta sazonalmente no reservatório de porto primavera.

1.3. Área de estudo

O reservatório de Porto Primavera está localizado na raia divisória entre os estados de São Paulo, Mato Grosso do Sul e Paraná, compreendendo o canal do rio Paraná, corpos d'água da ilha Mutum e da porção sul mato-grossense da planície fluvial, o canal do rio Baía e lagoas a ele associadas (SOUZA FILHO et al., 2010). Trata-se de uma extensa planície de inundação localizada no curso do Rio Paraná, formada por Latossolo Vermelho em boa parte do estado de Mato Grosso do Sul, noroeste de Paraná e no Pontal de Paranapanema. O clima da região pode ser classificado como subtropical úmido mesotérmico com período mais seco

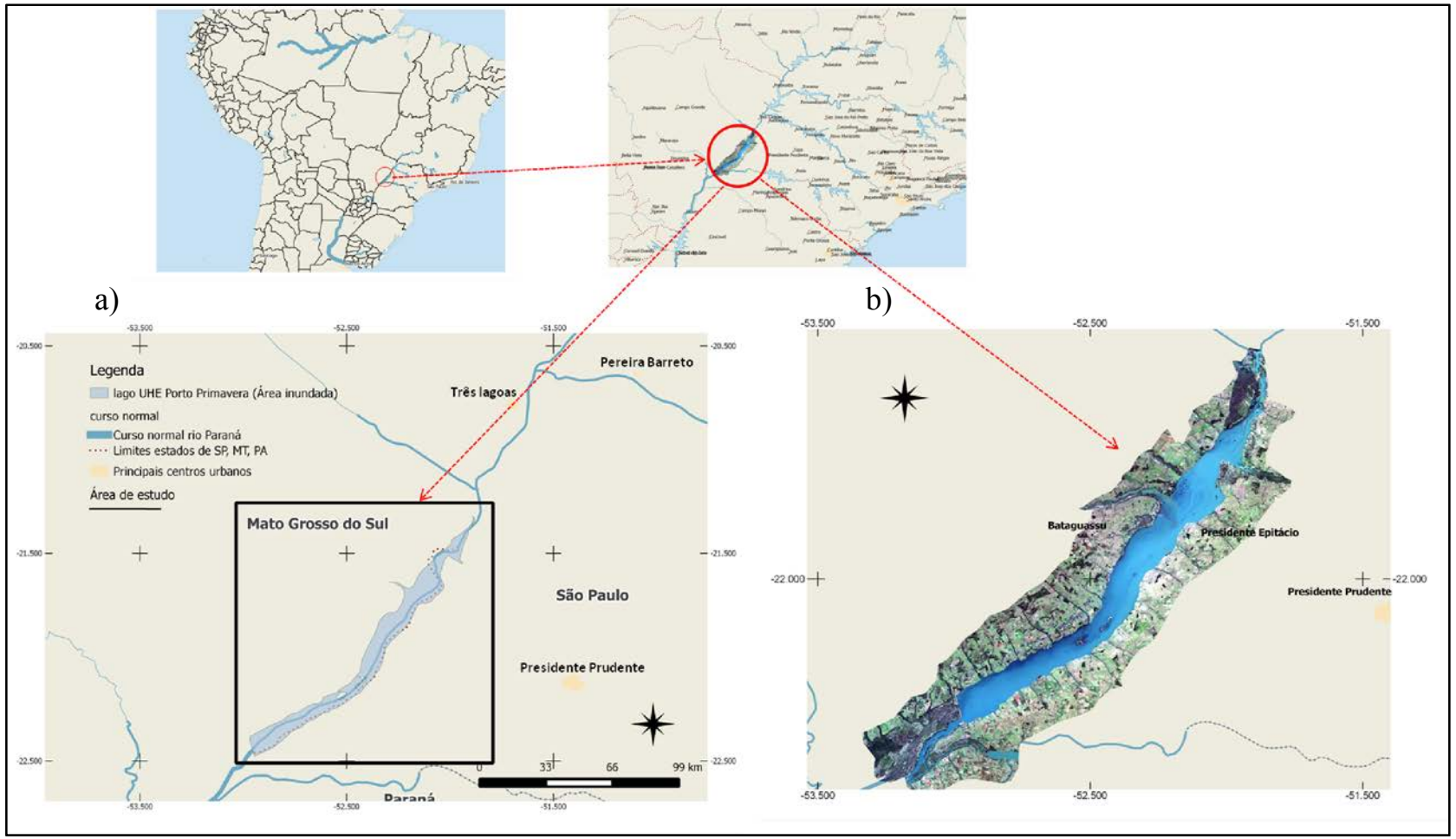
ocorrendo no trimestre de junho a agosto. A média das temperaturas do mês mais quente é superior a 24°C e do mês mais frio é de 18°C (Batista et al., 1980).

A construção da barragem de Porto Primavera (UHE Engenheiro Sergio Motta) trouxe consigo um conjunto de transformações socioambientais para a região, especialmente na margem situada no estado de Mato Grosso, na qual ocorreu o 80% do alagamento (Dias, 2003). Após o último enchimento do reservatório no ano de 2003, se desenvolveu um corpo d'água que se estende desde a base da UHE de Jupiá, localizada entre as cidades de Três Lagoas (Mato Grosso do Sul) e Andradina e Castilho (São Paulo), até a cidade de Primavera localizada no extremo sudeste do estado de São Paulo.

A construção de Porto Primavera comprometeu mais de 50% da planície aluvial existente entre as UHEs de Jupiá até Itaipu, como pode ser observado na Figura 1. Para Dias (2003) todo um conjunto de atividades geomorfológicas, ecológicas, econômicas e culturais foram perturbadas, transformadas ou eliminadas do espaço sobre a influência do novo corpo d'água. As áreas em tons de verde na composição colorida da Figura1(b) mostram a presença predominante de vegetação natural, pastagens e culturas agrícolas diversas na região ao redor do reservatório de Porto Primavera.

Pode-se verificar, ainda, nas Figuras1(a) e 1(b) que a dimensão da superfície de água resultante da inundação, transformou esse segmento do rio Paraná num reservatório de tamanho adequado para o monitoramento com imagens MODIS, cujo sensor possui um conjunto de bandas espectrais especialmente posicionadas para analisar o comportamento de variáveis limnológicas opticamente ativas como a Chl-*a*, TSS e DS e, consequentemente, estimar a variabilidade espacial e temporal do estado trófico do lago formado.

Figura 1 - Localização geográfica do reservatório de Porto Primavera no território brasileiro. (a) representação esquemática da área de inundação decorrente do rio Paraná. (b) Composição colorida extraída do sensor Landsat-ETM (agosto 9 de 2002) mostrando a ocupação do solo nas margens do lago Porto Primavera.



1.4. Justificativa

Os reservatórios são ecossistemas aquáticos de extrema importância estratégica, pois são utilizados para diversos e variados usos, os quais interferem na qualidade da água, nos mecanismos de funcionamento e na sucessão de comunidades aquáticas e bacias hidrográficas (TUNDISI; MATSUMARA TUNDISI, 2008). Os reservatórios e lagos naturais compartilham muitas características e estão sujeitos a problemas similares, como a constante descarga de sedimentos e nutrientes, porém os reservatórios são mais propensos a apresentar problemas na qualidade da água, eles são mais produtivos devido à presença de nutrientes orgânicos e inorgânicos na camada superficial do solo que agora está inundada, as configurações morfométricas e as mudanças da cobertura da terra na suas proximidades (JORGENSEN et al., 2005).

A análise da qualidade da água de um reservatório deve considerar as condições físicas, químicas e biológicas do corpo d'água (LIU et al., 2003) e são os parâmetros limnológicos medidos que determinam a condição trófica do reservatório. Inicialmente, as águas se mantêm inalteradas e o ambiente aquático é classificado como ultra-oligotrófico, mas seu estado pode ser alterado gradativamente para uma condição de hipereutrófico (a pior condição de qualidade da água). Em condições naturais, esse processo leva séculos, mas nas últimas décadas essa condição tem sido acelerada pelas atividades humanas (LOTSPEICH, 2005).

Atualmente governos, organizações e instituições regionais tentam realizar uma avaliação periódica da qualidade da água e do estado trófico em corpos d'água interiores. O monitoramento é realizado, principalmente, para determinar se há qualidade na água para determinados usos, realizar a estimação das variáveis limnológicas, determinar o grau de trofia que apresenta um ecossistema aquático e para analisar a evolução que um corpo d'água apresenta, observando suas componentes temporais de tendência, sazonalidade e ciclicidade (EPA, 1998).

Normalmente para iniciar o trabalho de monitoramento é necessário ter informações espaciais (latitude e longitude) com as quais é possível identificar claramente as estações de amostragem, e o horário da coleta, e em alguns casos é necessário ter informação adicional sobre a profundidade da qual foi retirada a amostra.

Existem três formas de realizar um monitoramento de águas interiores: a tradicional abordagem *in situ*, sensores que coletam dados em tempo real e utilizando

dados e técnicas de sensoriamento remoto. As vantagens do monitoramento *in situ* é a alta correspondência dos resultados encontrados no laboratório com a realidade do campo; as dificuldades que se tem utilizando essa metodologia é que ela requer uma logística, equipamentos e pessoal qualificado para desenvolver as campanhas de amostragem, o que pode limitar a amostragem a poucos pontos e comprometer uma maior regularidade nas coletas. Outra desvantagem é que as campanhas amostrais *in situ* tendem a excluir as zonas de difícil acesso produzindo amostras espacialmente irregulares e não aleatórias (McCULLOUGHet al., 2012).

A metodologia em tempo real tem como principal vantagem o fato de não depender do deslocamento de uma equipe de pesquisadores para realizar as leituras das variáveis coletadas garantindo, dessa forma, a temporalidade das amostras coletadas. No entanto sua representatividade espacial é baixa e depende do número de dispositivos que podem ser inseridos na rede de monitoramento.

Uma abordagem para reduzir custos e eliminar os problemas associados com o acesso a todas as áreas de um ecossistema aquático, assim como melhorara representatividade temporal, é o sensoriamento remoto. Esse tipo de abordagem não elimina completamente a amostragem *in situ*: ela é necessária para melhorar a representatividade de seus resultados, por meio da utilização de medidas espectrais de campo para encontrar características específicas associadas à luz refletida que podem ser associadas com pigmentos (Chl-*a*) e material suspenso na água (TSS) (GITELSON et al., 2009a).

A distribuição espacial dos pontos de amostragem deve ser definida levando em conta os objetivos do estudo, as variáveis que se deseja observar e o tempo disponível para realizar a coleta nos elementos amostrais previamente definidos, uma vez que a medida espectrorradiométrica depende das condições de iluminação sobre o alvo o que limita o tempo para colher os dados espectrais. Algumas recomendações essenciais na escolha dos pontos de amostragem são apresentadas com maior nível de detalhe em Lapthrop (1991), Chapmam (1996) e Domínguez (2011).

Um dos maiores problemas que se apresenta no monitoramento de águas continentais é a dinâmica temporal que altera sua composição física, química e biológica, o que torna inviável a utilização de métodos tradicionais de monitoramento para alcançar uma representatividade espacial e temporal do corpo d'água. A utilização de imagens orbitais no monitoramento de ecossistemas aquáticos é uma alternativa

viável para superar essa limitação, uma vez que os dados multiespectrais fornecem informação sobre as variáveis limnológicas que interagem com a luz e, utilizando modelos de estimação para o cálculo do índice de trofia, é possível obter um valor que pode ser relacionado com a qualidade da água do lago, ou valores em vários pontos georreferenciados dentro do corpo hídrico.

No entanto, quando são necessárias coleções de imagens de sensoriamento remoto para o monitoramento de ecossistemas aquáticos, os dados a serem analisados geram um grande volume de informação que deve ser depurada e delimitada nos domínios espacial e espectral. Isso requer o desenvolvimento de rotinas computacionais específicas para delimitar a área de interesse, extrair as bandas espectrais que possibilitem a estimativa de valores para as variáveis opticamente ativas, eliminar ou minimizar os erros nas imagens, decorrentes de falhas técnicas no sensor ou problemas nas correções atmosférica e geométrica.

Uma vez depurada a informação, o analista deve prover os meios para a visualização dos resultados das análises. Nesse caso, os gráficos devem mostrar a variabilidade espacial, temporal e pontual, das variáveis analisadas, de modo a permitir uma visão mais clara dos processos e relações entre elas, assim como sua dinâmica e ocorrência geoespacial. Nesta pesquisa, o conjunto de parâmetros opticamente ativos estudados tem características multivariadas, daí a necessidade de mostrar a série temporal de cada variável, o que permite identificar correlações temporais entre as variáveis e a dinâmica singular e independente que cada uma pode ter.

Desse modo, os resultados são gerados na forma de mapas coropléticos (indicativos da dinâmica espacial das variáveis e do estado trófico estimado), as representações univariadas, para observar as componentes de tendência e sazonalidade dos pontos de amostragem observados e representações multivariadas para avaliar as correlações entre as diferentes variáveis analisadas.

1.5. Estrutura do trabalho

Este documento está estruturado por capítulos. Nesta Introdução apresenta-se o problema, hipótese e objetivos, além de uma descrição preliminar da área de estudo e justificativa.

No segundo capítulo são abordados os conceitos básicos de limnologia e é feita uma revisão dos métodos usados para estimar o estado trófico de corpos d'água interiores, bem como os índices do estado trófico adaptados para ambientes aquáticos brasileiros.

O terceiro capítulo trata-se de uma fundamentação teórica sobre sensoriamento remoto de águas interiores, principalmente sobre resposta espectral da água, atenuação da luz causada por substâncias presentes no corpo hídrico. No mais, são apresentados os modelos e os algoritmos usados para extrair os índices espectrais associados com as variáveis opticamente ativas.

Uma introdução no tratamento de séries do tempo, e seus componentes primários são abordados no quarto capítulo.

Uma breve revisão dos conceitos de visualização de dados e sua potencialidade na extração de padrões, espaço temporais de séries de tempo obtidas com sensores remotos são incluídas no quinto capítulo.

No sexto capítulo são apresentados os materiais e métodos, as imagens do sensor MODIS são caracterizadas e se apresenta o desenvolvimento metodológico adotado.

Os resultados obtidos são apresentados e discutidos no sétimo capítulo e conclusões e recomendações no último capítulo.

2. LIMNOLOGIA DE ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS INTERIORES

Para Wetzel (2001), apesar das semelhanças aparentes nos processos químicos e biológicos entre os lagos naturais e reservatórios criados pelo homem, existem diferenças funcionais entre os dois ecossistemas: os reservatórios apresentam maiores flutuações em suas águas e possuem maior entrada de material particulado e nutrientes que aceleram o processo de eutrofização.

Segundo Jorgensen (2005), as causas da rápida eutrofização dos reservatórios ocorrem, principalmente, devido a mudanças na paisagem decorrentes da construção da barragem, inundação de grandes áreas de cultivo, matas, estradas e cidades, o que implica em uma alta descarga de nutrientes e poluentes que, uma vez submersos, são dissolvidos pela ação da água.

2.1. Variáveis limnológicas associadas a processos tróficos

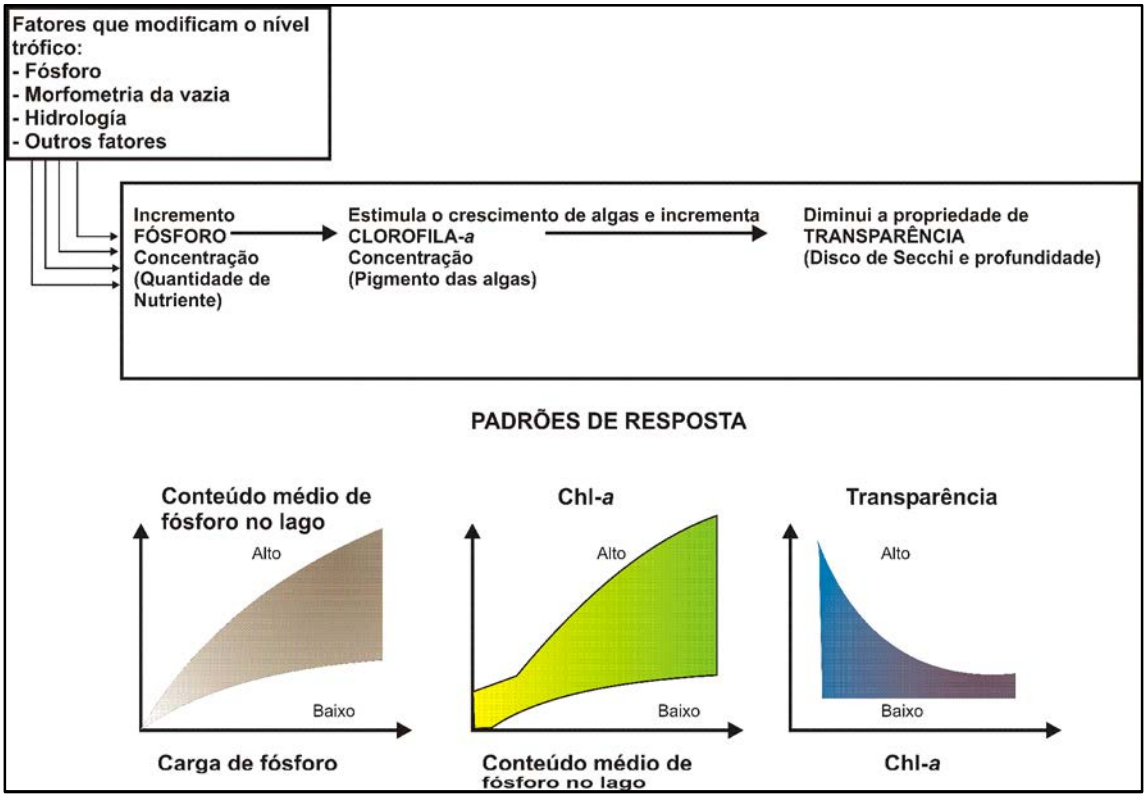
Os fatores que aceleram o processo trófico foram estudados por Rawson (1955), o qual encontrou interessantes inter-relações entre fatores climáticos, físicos, químicos e biológicos e como eles afetam a produtividade de lagos. O autor afirma que a morfologia da bacia hídrica, geologia e a temperatura influenciam no grau de trofia do corpo d'água, assim como outras características intrínsecas como a quantidade de sólidos suspensos, oxigênio dissolvido, penetração da luz e fatores químicos (pH, dureza, fosfatos, nitritos e nitratos).

A eutrofização de lagos e reservatórios é resultado direto do enriquecimento de suas águas com elementos químicos derivados do fósforo e o nitrogênio (SALAMEH; HARAHSHEH, 2011). Em novos reservatórios, a entrada de nutrientes pode ser endógena e exógena (JIANG et al., 2010). Os insumos exógenos são poluentes que chegam ao reservatório, principalmente, pela descarga de água à montante, erosão do solo e escoamento de matéria orgânica e de fertilizantes das culturas agrícolas que ocupam os solos das áreas adjacentes à bacia hídrica. A produção endógena de nutrientes é o resultado de sua liberação do solo submerso, quando é dissolvido e interage com a água do reservatório (WAGNER, 2000).

Quando a carga de nutrientes ultrapassa a concentração de $0{,}02 mg.L^{-1}$ de fósforo ou $0{,}2 mg.L^{-1}$ de nitrogênio total, o ambiente se torna favorável a proliferação de algas e macrófitas no corpo d'água (LIN; LIAO, 2003). A relação entre carga de

nutrientes e a proliferação de algas tem conduzido ao desenvolvimento de modelos para avaliar a eutrofização em lagos e reservatórios. Esses modelos relacionam o crescimento de algas com variáveis como a concentração de fósforo, Chl-*a* e transparência, conforme o esquematizado na Figura 2.

Figura 2 - Modelos de eutrofização que consideram as variáveis fósforo, Chl-*a*, transparência.



Fonte: Adaptado de EPA, (1998)

Pela Figura 2 observa-se que o crescimento de algas em um lago ou reservatório é proporcional ao conteúdo de fósforo na água (entradas de fósforo internas e externas). A variável transparência da água aumenta à medida que a autodepuração do lago atenua o efeito das cargas de fósforo evitando a proliferação do fitoplâncton (EPA, 1998).

2.2. Índices de estado trófico adaptados para o Brasil

Segundo Novo et al. (1994), os índices usados para classificar o estado trófico dos ecossistemas aquáticos tropicais não podem ser exatamente os mesmos aplicados para corpos d'água de regiões temperadas e a recomendação é que a avaliação do estado trófico de um sistema seja uma combinação de índices que utilizem os parâmetros Chl-*a*, e os totais de fósforo e nitrogênio. A afirmação de Novo et al. (1994) foi precedida por Margalef (1991) que afirma que qualquer classificação desenvolvida para uma região temperada não é universal. Os organismos das zonas tropicais são muito variados, apresentando numerosos grupos que não existem na zona temperada. Além disso, nos continentes que se localizam na região tropical (África, Ásia e América), a hidrologia, fauna e flora são totalmente diferentes (MARGALEF, 1991). Do mesmo modo, no caso dos grandes corpos d'água criados pelo homem deve-se considerar as mudanças dos cursos e das descargas dos rios, quando se realiza uma de análises temporais (ROSIN, 2009).

Novo et al. (1994) expressam ainda que os problemas de eutrofização podem ser estudados de duas formas. A primeira avaliando a distribuição do estado trófico no reservatório em uma só data e, nesse caso, o que se medirá será o índice de estado trófico. Uma segunda abordagem se baseia na distribuição espacial e temporal dos índices tróficos obtidos em distintas datas, resultado na análise do estado trófico do reservatório nos domínios temporal e espacial.

Segundo Carlson e Simpson (1986) o índice do estado trófico é um indicador que pode ser calculado a partir da transparência da água (medida com o disco de Secchi), a concentração superficial de clorofila-*a* e a concentração de fósforo total, constituindo-se em uma das métricas mais utilizadas para classificar corpos d'água, incluindo rios e corpos d'água menores.

No Brasil, dispõe-se do índice de Carlson modificado para reservatórios, que expressa o Índice de Estado Trófico (IET), para as variáveis clorofila-*a* e fósforo:

$$\mathrm{IET(CL)} = 10 * \left(6 - \left(\frac{0,\ 92 - 0,34 \{\ln \mathrm{CL})}{\ln 2}\right)\right) \quad (1)$$

$$\mathrm{IET(PT)} = 10 * (6 - (1,77 - 0,42 * (\ln \mathrm{PT})/\ln 2)) \quad (2)$$

Em que:

PT: concentração de fósforo total medida na superfície da água, em µg L^{-1}

CL: concentração de clorofila-*a* medida na superfície da água, em $\mu g\ L^{-1}$

Ln: logaritmo natural.

A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB, 2008) considera que, nos meses em que estejam disponíveis dados de ambas variáveis, o IET será a média aritmética simples dos índices relativos ao fósforo total e à clorofila-*a*, ou seja:

$$\mathrm{IET} = \frac{[\mathrm{IET(PT)} + \mathrm{IET\ (CL)}\ ]}{2} \quad (3)$$

Outra equação foi proposta por Lampareli (2004) para expressar o índice trófico a partir da profundidade em que o disco de Secchi (DS) deixa de ser visualizado (indicador da transparência da água), a qual é indicada por:

$$\mathrm{IET(DS)} = 10\left(6 - \left(\frac{\ln \mathrm{SD}}{\ln 2}\right)\right) \quad (4)$$

Em que:

DS: transparência em metros (disco de Secchi)

De acordo com valores de IET, os reservatórios e lagos podem ser classificados, considerando seu estado trófico ou grau de enriquecimento de nutrientes e matéria orgânica, em:

Oligotrófico: estado em que o corpo d'água tem baixos níveis de nutrientes e existem mínimas condições para suportar o crescimento de plantas aquáticas. Esse estado se caracteriza por baixa produtividade biológica, águas claras e alto conteúdo de oxigênio dissolvido nas camadas profundas do corpo d'água (SLAMEH; HARAHSHEH, 2011).

Mesotrófico: se apresenta em lagos que contém níveis moderados de nutrientes, permitindo o crescimento de plantas e fitoplâncton (ANSARI et al., 2011).

Eutrófico: característica de corpos d'água com um constante abastecimento de nutrientes e que apresentam condições ideais para o crescimento de plantas, com uma produtividade biológica alta. Suas águas são turvas devido ao crescimento de fitoplâncton e plantas aquáticas, tendo também como característica baixa concentração de oxigênio dissolvido na maior parte do ciclo sazonal (LEE et al., 2004).

Distrófico: condição em que o corpo d'água está muito contaminado e não existem espécies desejáveis que pudessem sobreviver nas condições de falta de oxigênio e presença de toxinas (SALAMEH, 1987).

Na classificação de reservatórios do estado de São Paulo, a CETESB (2008) adota intervalos adicionais de IET e define estados tróficos intermediários para reservatórios. A classificação do estado trófico é uma modificação do Índice de Carlson e considera que, não havendo medidas de fósforo total ou clorofila-*a*, o índice será calculado com a variável disponível e considerado equivalente ao IET, de acordo com os valores expressos na Tabela 1.

Tabela 1- Classificação do Estado Trófico para reservatórios, adotada pela CETESB (2008). A coluna IET refere-se ao valor obtido pelas Equações1 a 4; DS é profundidade do Disco de Secchi; PT é a concentração de fósforo total e Chl-*a* é concentração de clorofila-*a*.

CATEGORIA	IET	DS (m)	PT (mgm^{-3})	Chl-*a* (mgm^{-3})
Ultraoligotrófico	IET $\leq$47	S $\geq$ 2,4	P $\leq$8	Chl-*a*$\leq$ 1,17
Oligotrófico	47 < IET $\leq$ 52	2,4 > S $\geq$ 1,7	8 < P $\leq$ 19	1,7 <Chl-*a*$\leq$ 3,24
Mesotrófico	52 < IET $\leq$ 59	1,7 > S $\geq$ 1,1	19 < P $\leq$ 52	3,24 <Chl-*a*$\leq$ 11,03
Eutrófico	59 < IET $\leq$ 63	1,1 > S $\geq$ 0,8	52 < S $\leq$ 120	11,03 <Chl-*a*$\leq$ 30,55
Supereutrófico	63 < IET $\leq$ 67	0,8> S $\geq$ 0,6	120 < P $\leq$ 233	30,55 <Chl-*a*$\leq$ 69,05
Hipereutrófico	IET > 67	0,6 < S	233 < P	69,05 <Chl-*a*

Fonte: CETESB (2008)

3. SENSORIAMENTO REMOTO DE AMBIENTES AQUÁTICOS INTERIORES

Embora se utilize como fundamento principal a transferência óptica radiativa desenvolvida para a atmosfera e oceanos, a composição dos corpos d'água interiores ou litorâneos faz com que as técnicas interpretativas utilizadas nos oceanos não sejam diretamente aplicáveis nas águas continentais. Nas águas profundas dos oceanos, o fitoplâncton é geralmente o componente predominante e as concentrações de outros componentes são afetadas diretamente pela variável clorofila-*a* (MOSES et al., 2009). Nas águas continentais, no entanto, fitoplâncton, detritos, material em suspensão não orgânico e matéria orgânica dissolvida variam independentemente em intervalos de tempo muito curtos (BUKATA et al., 1989). Essas variações muito dinâmicas modificam rapidamente a radiação emergente da coluna de água dificultando as estimativas dos constituintes do corpo d'água por sensoriamento remoto (MOSES et al., 2009).

3.1. Resposta espectral da água

Diferente do solo e da vegetação, a maior parte do fluxo radiante incidente sobre a água não é refletido, mas sim absorvido ou transmitido. Quando a luz entra na coluna de água, a energia luminosa interage com substâncias dissolvidas e produz uma reação na qual uma pequena quantidade da energia é refletida e a maior parte é transmitida ou absorvida. Além disso, à medida que o fluxo de energia incidente percorre a coluna de água, sua intensidade diminui exponencialmente com o aumento da profundidade (DODDS e WHILES, 2010). Segundo Julian et al. (2008), a transparência da água diminui principalmente pela descarga de córregos que transportam sólidos suspensos, o que causa o espalhamento da energia radiante, e pela matéria orgânica dissolvida que absorve a luz que atinge o corpo d'água.

Quando um corpo d'água é observado por um sensor remoto, a radiação registrada é uma função da energia eletromagnética proveniente de quatro fontes; (1) espalhamento da atmosfera, (2) reflexão especular e da radiação solar direta e difusa, (3) fluxo de radiação emergente da água que interage na coluna d'água e (4) o componente que alcança o fundo do corpo d'água (RUDORFF, 2006). Das fontes anteriores apenas

o fluxo emergente da coluna traz informações associadas aos dados sobre as substâncias em suspensão na coluna de água é a única que interessa ao sensoriamento remoto (ROTTA, 2011).

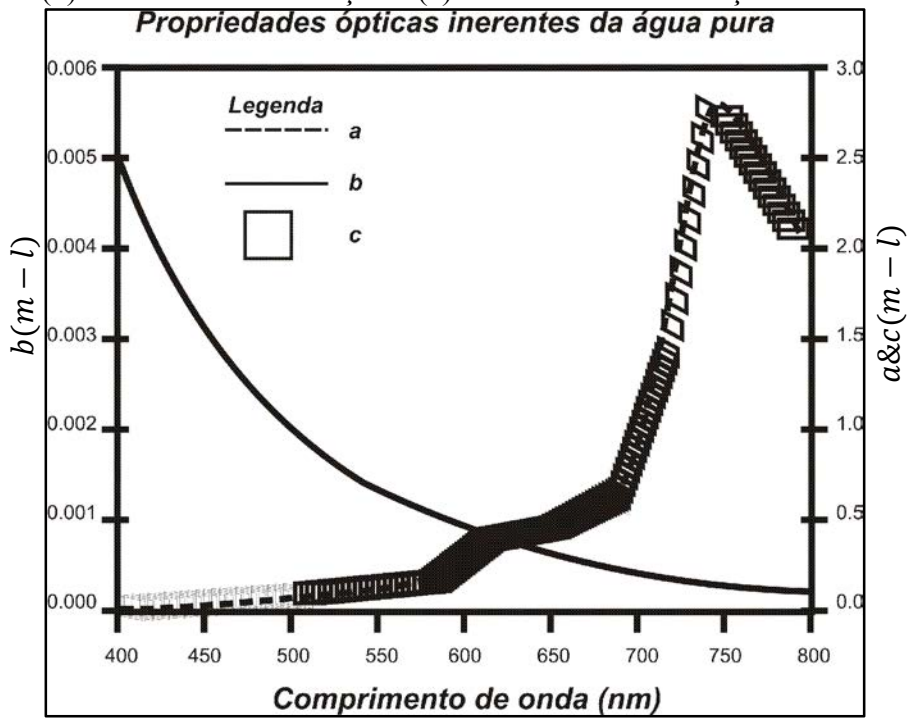
As técnicas para análise da qualidade da água por meio de sensoriamento remoto dependem da habilidade do sensor em medir mudanças na magnitude e as características espectrais da energia retroespalhada da água e relacionar essas medidas com parâmetros da qualidade da água, por meio de modelos empíricos ou analíticos (THANGARAHAN, 2007). O comprimento de onda ótimo para realizar este tipo de medida depende da substância, de sua concentração e das características do sensor (HOWARI et al., 2002).

Os principais fatores que afetam a qualidade da água são sedimentos suspensos (turbidez), algas (clorofilas, carotenóides), sustâncias químicas (nutrientes, pesticidas, metais), matéria orgânica dissolvida, flutuações de temperatura, presença de plantas aquáticas, patógenos e óleos (BABIN; STRAMSKI, 2004). Assim, as diferentes respostas espectrais de águas naturais são influenciadas por fenômenos ópticos devido à presença de diversas partículas opticamente ativas em diferentes concentrações (WATANABE, 2012). Essas variações têm respostas espectrais distintas que podem ser identificados em uma imagem multiespectral, analisando o atributo da intensidade de brilho apresentado num pixel observado (BARBOSA, 2005).

3.1.1. Resposta espectral da água pura

Quando a água está livre de matéria orgânica e inorgânica (água pura), os fenômenos de absorção e espalhamento da radiação eletromagnética são decorrentes das próprias moléculas d'água (BUKATA et al., 1995). As propriedades ópticas inerentes da água pura definem um comportamento espectral caracterizado, nos comprimentos de onda entre 250nm e 800nm (Figura 3) por uma baixa absorção entre 400nm e 520nm (com valor mínimo em 460nm) e um decaimento progressivo no espalhamento, atingindo valores mínimos a medida que se afasta do espectro do visível na direção do infravermelho próximo (BUITEVEL et al., 1994). Essas características próprias da água são responsáveis pela sua coloração azul, evidente em águas oceânicas puras e corpos d'água profundos não turvos (JENSEN, 2009).

Figura 3 - Propriedades ópticas inerentes da água pura: (a) coeficiente de espalhamento (b) coeficiente de absorção e (c) coeficiente de atenuação difusa.



Fonte: Dekker (1993)

3.1.2. Matéria orgânica dissolvida

A matéria orgânica dissolvida (*Dissolved Organic Matter* - DOM) é formada por carbono orgânico (*Dissolved Organic Carbon* - DOC), nitrogênio (*Dissolved Organic Nitrogen* - DON) e fósforo (*Dissolved Organic Phosphorus* - DOP) e se constitui em uma complexa mistura de compostos orgânicos solúveis oriundos da própria água (do mesmo substrato-*autóctone*) ou terrestres (da bacia, solos e cidades próximas ao corpo d'água - *alóctone*) (FELLMAN et al., 2008).

A matéria orgânica dissolvida presente nas águas naturais é conhecida como matéria orgânica dissolvida colorida (CDOM, *Colored Dissolved Organic Matter*) ou matéria amarela e é uma fração do DOC. Os componentes do CDOM apresentam grandes picos de absorção no espectro próximo ao ultravioleta, violeta e verde-azul, afetando significativamente a cor da água, particularmente em ambientes estuarinos e águas de tipo II (KIRK, 1994).

Outra característica espectral da matéria amarela é a forte absorção da luz azul na mesma região do espectro da Chl-*a* o que pode resultar na superestimação de Chl-*a* na imagem geradas por sensores remotos, conforme argumentam Dekker e Peters (1993), que recomendam a inclusão desse parâmetro nos estudos de águas de classe I e classe II.

3.1.3. Sólidos em suspensão

Os sedimentos em suspensão (*Suspended Solid* - SS) é o componente mais comum nas águas interiores e litorâneas (RITCHIE, 2003). A principal fonte de sedimentos em suspensão é a erosão do solo, o qual é transportado por escoamento para córregos e lagos. Uma vez no corpo d'água as partículas maiores tornam-se parte da massa de água e as partículas mais finas, geralmente de argila, permanecem em suspensão por longos períodos de tempo (LONG; PAVELSKY, 2013). Os SS estão relacionados com a turbidez, que é um componente importante na análise da qualidade da água e está associada com a disponibilidade de luz para os organismos fotossintetizantes e a vegetação aquática submersa (MARCUS et al., 2012).

As relações quantitativas entre a radiância ou reflectância registrada por sensores remotos e a concentração de sólidos em suspensão é extensamente explorada na literatura de sensoriamento remoto (LONG; PAVELSKY, 2013), desde Ritchie et al. (1976) até Wu et al. (2014), que enfatizam que os comprimentos de onda entre os 700nm e 900nm permitem obter medições consistentes para determinar a quantidade de sólidos suspensos em águas interiores, quando sua concentração é inferior a 800 $mg.L^{-1}$.

3.1.4. Fitoplâncton

A principal característica do fitoplâncton é a presença de pigmentos fotossintetizantes: clorofilas, carotenóides e ficobiliproteínas (ou ficobilinas), os quais diferem nos detalhes de sua estrutura molecular e nas suas propriedades específicas de absorção da luz (KIRK,1994; JENSEN, 2009; FERREIRA, 2012). A Chl-*a*, por estar presente em todos os organismos fotossintetizantes e representar, aproximadamente, de 1 a 2% do peso seco do material orgânico de todas as algas planctônicas, é considerada

o principal indicador da biomassa do fitoplâncton. A relação da clorofila-*a* com variáveis químicas (concentração de fósforo e nitrogênio) e óticas (transparência) permite caracterizar o grau de trofia de um sistema aquático (TUNDISI; TUNDISI, 2008; GOODIN et al., 1993).

Os pigmentos fotossintetizantes, em geral, causam uma redução da reflectância nas faixas espectrais do azul (400 - 515nm) e vermelho (660 - 670nm) e um aumento na resposta espectral na faixa do verde (515 - 600nm). Para a clorofila-*a*, especificamente, Rundquist et. al (1996) identificaram um conjunto de feições de absorção e espalhamento significativas que caracterizam sua presença na água. No intervalo espectral entre 400 e 500nm, a reflectância é baixa devido à absorção da luz azul (valor mínimo em 441nm), seguido pelo pico de reflectância máxima no verde, entre 560 e 570nm e por um pequeno ponto de inflexão em torno de 640nm, por ação do retroespalhamento causado por pigmentos acessórios ou material orgânico dissolvido na água. Em aproximadamente 676nm, ocorre um segundo ponto de absorção pela Chl-*a* e, próximo a 700nm, um pico bem definido de reflectância no infravermelho próximo. Finalmente, os autores descrevem uma nova feição de espalhamento, ao redor de 810nm, provavelmente causado pelo retroespalhamento das células algais combinado com a absorção pela água no infravermelho.

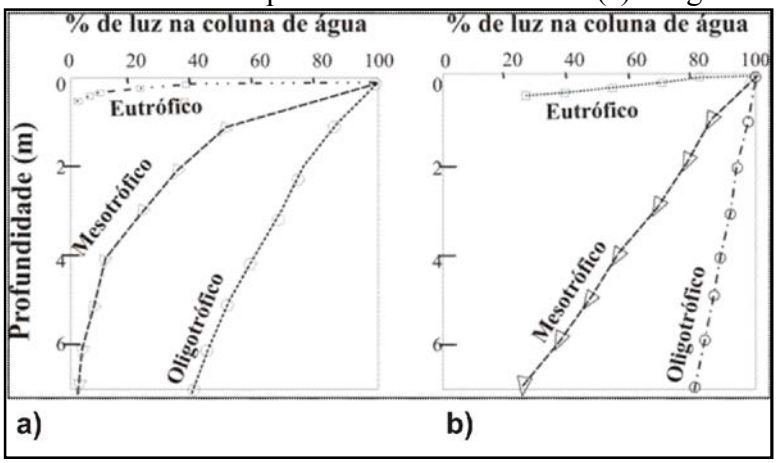
3.2. Atenuação da luz no meio aquático

Quando a luz atinge a superfície da água, ela pode ser refletida ou penetrar na coluna de água reagindo com as partículas suspensas (DODDS; WHILES, 2010). As atividades biológicas são desencadeadas pela luz transmitida e o calor produzido na coluna de água. A atenuação da luz ao longo da coluna de água é logarítmica e está relacionada com as características de espalhamento e absorção pela água, os compostos dissolvidos e as partículas em suspensão (LAURION; MLADENOV, 2013).

O grau de atenuação da luz na coluna d'água pode ser um indicador do estado trófico de um corpo d'água uma vez que, em águas mais produtivas (corpos d'água eutróficos) a coluna d'água contém grande quantidade de biomassa fitoplanctônica e/ou material inorgânico e orgânico suspenso. Em águas menos produtivas (corpos d'água oligotróficos), caracterizados pela baixa concentração de partículas suspensas, a luz é transmitida a grandes profundidades (DODDS; WHILES, 2010).

A Figura 4 mostra a atenuação da luz ao longo da coluna d'água, por meio da proporção da luz incidente (eixo das abscissas) que se mantém nas diferentes profundidades em três lagos norte-americanos com diferentes níveis tróficos: oligotrófico, mesotrófico e eutrófico. As curvas expressas na Figura 4(a) representamos valores plotados em escala linear, enquanto que na Figura 4(b) é usada uma escala logarítmica (DODDS; WHILES, 2010).

Figura 4 - Porcentagem de luz retida na coluna d'água, em função da profundidade, representando lagos norte-americanos em condições eutrófica, mesotrófica e oligotrófica. As curvas são plotadas em escala linear (a) e logarítmica (b).



Fonte: Adaptado de Dodds e Whiles (2010).

3.3. Sensoriamento remoto no estudo de águas tropicais

A limnologia moderna considera que um corpo d'água não é um elemento isolado, mas é uma parte de um complexo ecossistema que inclui também a área de influência do lago e atmosfera subjacente (HEINONEN et al., 2000). O estudo dos processos em tais sistemas naturais são complexos e dinâmicos e requerem métodos de observação capazes de fornecer informações sobre uma ampla gama de escalas espaciais, temporais e espectrais, muitas vezes não realizáveis com a utilização de métodos convencionais de observações *in situ* (PREMAZZI; CHIUDANI, 1992).

Diversos estudos foram desenvolvidos nas últimas décadas utilizando dados de sensoriamento remoto na detecção de variáveis oticamente ativas relacionadas com a qualidade da água, porém é necessário conhecer tanto as origens dos fluxos de radiação que atingem o sensor, quanto as características dos sensores que detectam e registram a radiação eletromagnética (REM) proveniente do ambiente aquático.

Os dados obtidos por sensores remotos são relevantes para o estudo dos sistemas aquáticos, pois permitem a aquisição de dados sinópticos sobre grandes áreas, fornecendo uma visão do sistema aquático integrado a sua bacia de drenagem. Além dessa visão sinóptica, tais dados podem ser adquiridos em diferentes épocas do ano, permitindo não apenas uma integração espacial das conexões entre o uso da terra e funcionamento do sistema aquático, mas também a análise das transformações a que está sujeito ao corpo hídrico, como resultado de mudanças nas funções de força hidrológica, climáticas e econômicas (NOVO et al., 2007).

A vantagem da utilização do sensoriamento remoto no monitoramento e mapeamento de grandes massas de água está no fato que fornece estimativas simultâneas da qualidade da água, tanto para pontos de observação individuais como para uma grande extensão do corpo d'água. Essas estimativas passam a ter uma maior significância quando os dados são calibrados e validados utilizando observações de campo que se apoiam em abordagens baseadas nas propriedades ópticas da água (MARCUS; FONSTAND, 2008).

O sensoriamento remoto permite recuperar informação sobre a distribuição de padrões espaciais e temporais nos corpos d'água, subsidiando, desse modo, a instalação de estações de amostragem e o planejamento de campanhas de campo e coleta *in situ*. De acordo com Lee et al. (2007), a efetividade na obtenção de parâmetros limnológicos por sensoriamento remoto está condicionada a uma cuidadosa escolha do sensor a ser utilizado (considerando suas características espaciais, temporais e espectrais), já que os dados obtidos devem discriminar variáveis opticamente ativas como Chl-*a*, TSS e PDS.

Um dos sistemas orbitais que tem sido utilizado nos estudos de grandes massas de água tem como carga útil o sensor MODIS. Esse sensor tem uma resolução temporal diária, resolução radiométrica de 12 bits e dispõe de 36 bandas distribuídas nos comprimentos de onda entre os 0,412 e 14,235µm, permitindo que seus produtos sejam adequados para realizar uma ampla gama de pesquisas destinadas a melhorar a compreensão dos processos e impactos das atividades humanas sobre o meio ambiente e que interagem com a terra, a atmosfera e os oceanos (MAS, 2011).

O sistema de sensores MODIS é constituído pelas plataformas Terra e Aqua, o que permite uma maior frequência temporal na aquisição de imagens da superfície terrestre. Embora o sensor MODIS não tenha sido especificado para atender aplicações voltadas ao estudo dos sistemas aquáticos continentais, ele possui características que o

tornam de grande utilidade para alguns tipos de usos, dentre os quais, o monitoramento da abundância de fitoplâncton. Além disso, vários pesquisadores como; Zhu et al. (2004), Zhang et al. (2010), Ogashawara et al. (2014), Miller; McKee (2004), Koponen et al. (2004), mostraram que os produtos gerados pelo sensor MODIS instalado na plataforma orbital Terra pode ser utilizado nos estudos de águas litorâneas e grandes lagos interiores. Nesses trabalhos foram utilizados métodos empíricos ou analíticos para representar a distribuição espacial e temporal das variáveis opticamente ativas. Novo et al., (2007) relacionam as bandas dos sistemas MODIS/Terra (produto MOD09; resoluções espaciais 250m e 500m) e MODIS/Aqua (produto MOD18 e resolução espacial de 1000m), adequadas para recuperar variáveis opticamente ativas em ambientes aquáticos. Segundo Chipman et al. (2009), das 36 bandas espectrais do sensor MODIS, os comprimentos de onda mais adequados para monitorar a água estão localizados nas bandas 1 a 5 e 8 a 16. Para Zhu et al. (2004), Gitelson et al. (2009a), Zhu et al. (2006), Chuvala et al. (2009), Moses et al. (2009), o produto L1B, seja este fornecido pelo sensor MODIS da plataforma Aqua ou Terra, é adequado para recuperar as variáveis opticamente ativas clorofila-*a,* TSS e transparência da água. Porém, como esse produto tem resolução espacial de 1000m só é possível trabalhar com corpos d'água com um tamanho superior a 40,0 ha (KNIGHT; VOTH, 2012).

3.3.1. Índices de recuperação da clorofila-a

A concentração de Chl-*a* é um bom indicativo da qualidade da água de um lago, pois tem correlação com a carga de nutrientes do ecossistema aquático (LIEW et al., 2001). A estimativa de Chl-*a* estimada por meio de dados obtidos por sensores remotos é de grande importância para avaliar a concentração, distribuição e floração de fitoplâncton (ZHANG, 2010b).

Um número expressivo de algoritmos foi desenvolvido para extrair índices espectrais representativos da concentração de Chl-*a* (POZDNYAKOV; GRASSL, 2003). Esses algoritmos podem ser divididos em dois grupos: analíticos e empíricos. Os algoritmos analíticos baseiam-se na recuperação e inversão de modelos bio-ópticos, ou seja, na medição e recuperação dos parâmetros ópticos de absorção (a),

retroespalhamento (bb), ou das propriedades inerentes da água (IOP's) (GORDON et al.,1975; MOREL; PRIEUR,1977; MOREL. 2001).

Os algoritmos empíricos utilizam modelos de regressão simples ou múltiplo para encontrar uma relação entre os dados medidos *in situ* com as observações de radiância ou reflectância fornecidas por sensores remotos (LE et al., 2013). Eles não requerem uma relação explícita entre reflectância de sensoriamento remoto e as propriedades ópticas inerentes (IOPS) (ZHANG et al., 2010; MATTHEWS, 2010) e, por isso, tem sido amplamente utilizado na estimativa de clorofila-*a* a partir de dados de satélite (LI et al., 2010). Uma das desvantagens dos algoritmos empíricos é a baixa precisão de seus resultados quando o tempo e as condições climatológicas variam com relação a observação feita (GITELSON, 1992), mesmo que tais modelos possam ser melhorados utilizando um número maior de bandas espectrais para avaliar as características espectrais específicas (MATTHEWS, 2010).

Na Tabela 2 estão indicados alguns dos algoritmos que podem ser utilizados para extrair valores de Chl-*a* utilizando as bandas espectrais do sensor MODIS, bem como informações adicionais referentes ao(s) autor(es) do algoritmo, local para o qual foi desenvolvido, os intervalos espectrais das bandas utilizadas, a resolução espacial do produtos MODIS e, finalmente, a operação aritmética relacionada com o índice.

Tabela 2 - Algoritmos desenvolvidos para a recuperação da variável Chl-*a* a partir de combinações de bandas espectrais do sensor MODIS. Os autores e local para o qual foi desenvolvido o algoritmo contam da primeira e segunda coluna, respectivamente. Nas colunas sucessivas são informados os intervalos espectrais das bandas utilizadas, a resolução espacial dos produtos MODIS e, finalmente, a operação aritmética relacionada com o índice.

Autor	Local	Intervalos das bandas espectrais (nm)	Pixel (m)	Combinação de bandas
Zhu et al., 2004; Zhang et al., 2011	Lago Taihu, China	1(620 a 670) 2(841 a 876)	250m	r_2/r_1
Le et al., 2013	Estuario de Tampa Bay, Estados Unidos	11(526 a 536) 12(546 a 556) 13(662 a 672) 14(673 a 683)	1000m	$\frac{Rrs_{667} + Rrs_{678}}{Rrs_{5\ 31} + Rrs_{5\ 47}}$
Gitelson et al., 2009a	Vários lagos nos Estados Unidos			$MODIS_{2band} = R_{15}/R_{13}$

Gitelson et al., 2009b Dall'Olmo et al., 2005 Gitelson et al.; 2008	Reservatórios do Rio Dnieper e mar de Azov, Ucrânia Lagos Fremont State e Ginger Cove e Reservatórios Glen Cunningham e Branched Oak Lago Minnetonka e Rio Choptank, todos na América do Norte	13(662 a 672) 15(743 a 753)	1000m	
Cheretskiy et al., 2009 Wen et al., 2014	Reservatório Krasnoyarks, Ucrânia Lago Chaohu, China	1(620 a 670) 2(841 a 876)	250m	$\mathrm{CIR} = \mathrm{NDVI} = (\mathrm{R_2} - \mathrm{R_1})/(\mathrm{R_1} + \mathrm{R_2})$
Han et al., 2010	Lago Taihu, China	Bandas do azul, verde, vermelho e infravermelho	250m, 500m e 1000m	MOD3: $\left(\mathrm{R_{Red}^{-1}} - \mathrm{R_{NIR}^{-1}}\right) \times \mathrm{R_{Green}}$ $\left(\mathrm{R_{Blue}^{-1}} - \mathrm{R_{Green}^{-1}}\right) \times \mathrm{R_{NIR}}$ $\left(\mathrm{R_{Blue}^{-1}} - \mathrm{R_{Green}^{-1}}\right) \times \mathrm{R_{red}}$ MOD2: $\mathrm{R_{NIR}}/\mathrm{R_{Red}}$ $\mathrm{R_{NIR}}/\mathrm{R_{Green}}$ $\mathrm{R_{NIR}}/\mathrm{R_{Blue}}$
Chavula et al., 2009	Lago Malawi	9(438 a 448) 11(526 a 536)	1000m	$\mathrm{R_9}/\mathrm{R_{11}}$
Wen et al., 2014	Lago Chaouhu, China	2(841 a 876) 3(459 a 479) 9(438 a 448)	250m, 1000m	$\mathrm{LnR_2} + \mathrm{LnR_9} - \frac{\mathrm{Ln}(\mathrm{R_3} - \mathrm{R_2})}{\mathrm{R_2}}$

Ogasawara et al.; 2014	Brasil	3(459 a 479) 4(545 a 565)	500m	R_4/R_3

Fonte: Adaptado Matthews (2010)

Em relação às bandas espectrais combinadas nas diferentes operações mostradas na Tabela 2, é relevante observar que os intervalos de comprimentos de onda foram cuidadosamente selecionados para obter a máxima representatividade dos comportamentos de absorção e espalhamento do parâmetro limnológico Chl-*a* (LESHT et al., 2012). Para os algoritmos desenvolvidos com a finalidade de se dispor de um índice associado à Chl-*a*, alguns deles resultaram em um coeficiente de determinação a 60%, como demonstram os estudos realizados pelos pesquisadores relacionados na primeira coluna da Tabela 2.

3.3.2. Índices de recuperação de sólidos suspensos totais

O total de matéria dissolvida (TSS) indica a massa total de partículas em suspensão que podem ser quantificadas e medidas por unidade de volume de água. O TSS inclui materiais inorgânicos (minerais) e orgânicos (detritos e fitoplâncton) e sua avaliação é importante no monitoramento da água, uma vez que esse parâmetro é geralmente relacionado com a produção primária, transporte de sedimentos e com a turbidez, que é um indicador de qualidade de água (DEKKER et al., 2002).

Segundo Gitelson (1993b) um algoritmo de diferença normalizada, que utiliza bandas espectrais centradas nos comprimentos de onda 560nm e 520nm e relacionadas por meio de um modelo matemático como o que é expresso pela Eq. 5, define um índice altamente correlacionado com a concentração de sólidos suspensos, em quantidade que não exceda 66 gm^{-3}.

$$\frac{R_{560}-R_{520}}{R_{560}+R_{520}} \tag{5}$$

A expressão matemática anterior leva em conta a baixa absorção do fitoplâncton no espectro próximo de 560nm, o que faz que a reflectância nesse comprimento de onda seja influenciada por mudanças nas concentrações do parâmetro TSS, enquanto que a reflectância centrada em 520nm é relativamente insensível as variações do TSS (MATTHEWS, 2010), de modo que esse índice normaliza o sinal de reflectância em

560nm. Doxaram et al. (2002) verificaram que para corpos d'água muito turvos (TSS < $985gm^{-3}$), a reflectância no infravermelho próximo é mais representativa.

A recuperação de TSS utilizando bandas espectrais do sensor orbital MODIS tem sido feita utilizando diferentes algoritmos, conforme indicado na Tabela 3, na qual são fornecidas informações adicionais referentes ao(s) autor(es) do modelo, local para o qual foi desenvolvido, intervalos espectrais das bandas e resolução espacial do produtos MODIS utilizados e, finalmente, a operação aritmética que define cada índice. Esses algoritmos apresentam uma correlação significativa com a concentração de TSS e, em muitas pesquisas, foram relatados coeficientes de determinação superiores a 82% $(r^2 > 0.82)$, mesmo utilizando algoritmos com uma única banda.

Tabela 3 - Algoritmos desenvolvidos para a recuperação da variável TSS a partir de combinações de bandas espectrais do sensor MODIS. Os autores e local para o qual foi desenvolvido o algoritmo constituem a primeira e segunda colunas, respectivamente. Nas colunas sucessivas são informados os intervalos espectrais das bandas utilizadas, a resolução espacial do produto MODIS e, finalmente, a operação aritmética relacionada com o índice.

Autor	Local	Intervalos das bandas espectrais (nm)	Pixel (m)	Combinação de bandas
Zhu et al., 2006	Lago Taihu China	1(620 a 670) 2(841 a 876) 3(459 a 479) 4(545 a 565) 5(1230 a 1250) 6(1628 a 1652) 7(2105 a 2155) 14 (673 a 683) 15 (743 a 753) 16 (862 a 877) 18 (931 a 941)	250m, 500m e 1000m	r_1 $r_2 + r_1$ $(r_2 - r_5)/(r_2 + r_5)$ r_2/r_5 r_5/r_2 $\ln(r_2)$ $\ln(r_2) - \ln(r_3)$ $\ln(r_2)/\ln(r_3)$ r_4/r_3 $r_2 + r_4$ $r_3 - r_4$ r_{14low}/r_6 r_2/r_{18} r_{16}/r_{18} r_{18}/r_2 r_2 $r_2 + r_3$ $r_2 - r_5$ r_2/r_7 $r_2 - r_7$ $(r_{15} - r_5)/(r_{15} + r_5)$ r_{15}/r_5

				r_{15}/r_7 r_5/r_{15}
Zhu et al., 2004	Lago Taihu China	3(459 a 479) 4(545 a 565)	500	r_4/r_3
Petus et al., 2010	Bahia de Buscaya	2(841 a 876)	250m	r_2
Doxaram et al., 2009	Estuário Gironde	1(620 a 670) 2(841 a 876)		r_2/r_1
Miller e Mckee, 2004	Golfo de México	1(620 a 670)	250	r_1
Wang et al., 2007	Lago Taihu China	3(459 a 479) 4(545 a 565)	500	$(r_4 - r_3)/(r_4 + r_3)$ r_4/r_3 $r_4 - r_3$

Fonte: Adaptado Matthews (2010)

3.3.3. Índices para a estimativa da profundidade de penetração da luz na água

A transparência da água é um parâmetro que é amplamente utilizado para avaliar o nível trófico que apresenta um corpo d'água (McCULLOUGH et al., 2012). Essa variável frequentemente é expressa pela profundidade medida com o Disco de Secchi (PDS) e está relacionada com a transparência da água ou a profundidade de penetração da luz na coluna de água (PREISENDORF, 1986). A PDS é inversamente proporcional à quantidade de material inorgânico e orgânico suspenso na água e, portanto, é um indicador da carga total de partículas ou da concentração orgânica dissolvida na água (KNIGHT; VOTH, 2012).

Uma das vantagens de utilizar a PDS como parâmetro de avaliação da água é sua facilidade de medição, feita diretamente no campo sem necessidade de conservação e posterior leitura no laboratório (McCULLOUGH et al., 2012). Segundo Wu et al. (2008), os comprimentos de onda mais utilizados pra estimara PDS em águas de tipo II, são as bandas espectrais localizadas entre 459 a 479nm e 545 a 565nm, os quais, juntamente com o intervalo espectral de 620 a 670nm, definem um alto coeficiente de determinação.

Comparado aos sensores instalados nas plataformas Landsat (até Landsat-5), o MODIS proporciona melhor caracterização espectral (36 bandas), radiométrica (12 bits) e temporal. Na verdade, a maior vantagem do sensor MODIS é sua resolução temporal diária, que torna possível obter várias cenas de um mesmo local em intervalos de tempo relativamente curtos. Essa alta taxa de aquisição pode minimizar o risco de perder

informação por fatores climatológicos ou erros próprios do sensor, o que facilita a produção de séries temporais. Nesse contexto, por meio da análise de imagens e produtos gerados pelo sensor MODIS é possível analisar a evolução de um corpo d'água e as componentes de tendência e sazonalidade da série temporal gerada (ZHANG et al., 2010).

Na Tabela 4 são indicados alguns índices que podem ser utilizados para extrair valores de transparência da água, por meio da utilização de uma ou mais bandas espectrais do sensor MODIS. Nessa tabela são fornecidas informações adicionais referentes ao(s) autor(es) do modelo, local para o qual o modelo foi desenvolvido, os intervalos espectrais das bandas utilizadas, a resolução espacial do produto MODIS e a operação aritmética correspondente.

Tabela 4 - Algoritmos mais representativos na recuperação da variável profundidade de Secchi (DS), relacionado com a transparência da coluna d'água, desenvolvidos a partir das combinações de banda espectrais do sensor MODIS, os autores e local para o qual foi desenvolvido o algoritmo constituem a primeira e segunda colunas, respectivamente. Nas colunas sucessivas são informados os intervalos espectrais das bandas utilizadas, a resolução espacial do produto MODIS e, finalmente, a operação aritmética relacionada com o algoritmo.

Author	**Local**	**Intervalos das Bandas espectrais (nm)**	**Pixel**	**Matemática de bandas**
Wu et al., 2014	Lago Chaohu China	1(620 a 670) 2(841 a 876) 3(459 a 479) 4(545 a 565) 10(483 a 493)	250m 500m 1000m	$\mathrm{LnR_4 + LnR_{10}} - \frac{\mathrm{Ln(R_1 - R_2)}}{\mathrm{R_3 + R_4}}$
Knight e Voth, 2012	Lagos do estado de Minesota Estados Unidos	1(620 a 670) 3(459 a 479)	250m 500m	$\mathrm{ln(SDT) = R_3 - R_1}$
Chen et al., 2007	Estuário de Tampa Bay Estados Unidos	1(620 a 670)	250m	$\mathrm{R_1}$
Koponnen et al., 2001	Lagos de Finlândia Finlândia			
McCullough et al., 2012	Região de Maine EUA Estados Unidos	1(620 a 670) 3(459 a 479)	250m 500m	$\mathrm{r_1/r_3}$

Fonte: Adaptado Matthews (2010)

4. SÉRIES TEMPORAIS DE DADOS DE SENSORIAMENTO REMOTO

O grande volume de dados obtidos pelos sensores remotos atualmente em operação têm ampliado a necessidade do desenvolvimento de métodos eficazes e eficientes para extrair informações desconhecidas e inesperadas, em diferentes domínios, em que sejam consideradas sua alta dimensionalidade (centenas de variáveis) e complexidade (fontes de dados heterogêneos ou uma dinâmica espaço-tempo que apresente relações espaciais explicitas e implícitas) (ANDRIENKO; ANDRIENKO, 1999).

Andrienko et al. (2010) destacam que uma das metodologias mais adequadas para estudar problemas relacionados com o espaço geográfico e suas mudanças no tempo, é uma técnica de visualização de dados denominada análise geovisual. Segundo Malunda (2005), a análise geovisual deve permitir monitorar a dinâmica geoespacial com a ajuda de ferramentas interativas, que permitam explicitar o comportamento dinâmico (tendências, padrões e relações) do fenômeno estudado em uma representação de dados multivariados ou univariados no contexto espaço-temporal. Com isso, é possível obter uma visão geral e particular do fenômeno em estudo, compreender seu passado e prever seu comportamento futuro.

O objetivo principal da análise temporal é comparar dados localizados em diferentes posições no eixo do tempo é descobrir padrões, encontrar uma tendência geral, ou identificar comportamentos excepcionais e anomalias. Kehrer (2007) define algumas características indispensáveis para que a visualização de dados no tempo seja representativa e gere informação relevante para identificar e medir comportamentos específicos em intervalos definidos pelo analista.

4.1. Características e componentes de uma série temporal

De acordo com Machiwal e Jha (2008), uma série do tempo $Z(t)$ representa a evolução de uma variável no tempo, em que a variável independente é o tempo (t). Matematicamente, uma série do tempo é representada por um vetor $Z(t)$, em que Z é a variável observada e t um vetor de dimensão $p \times 1$. Rosa (2008), expressa uma série temporal pelo vetor:

$$Z(t) = \begin{bmatrix} Z_1(t) \\ Z_2(t) \\ \dots \\ Z_m(t) \end{bmatrix} m = 1, \dots, n(\text{número inteiro}) \quad (6)$$

Em que:

Cada elemento do vetor Z(t) representa uma medida extraída num instante t.

Um dos requisitos de uma série temporal é a homogeneidade nos intervalos de aquisição das amostras, garantindo que as medidas registradas só sejam alteradas pela passagem do tempo ou a evolução própria do evento ou fenômeno observado (MADSEN, 2008). As mudanças que ocorrem em uma série temporal podem ser de natureza evolutiva (quando o valor médio da variável não permanece fixo ao longo do tempo) ou sazonal, nas quais não há alteração no valor médio da variável, embora esse valor sofra oscilações em torno do valor médio (CHATFIELD, 2000).

Uma série temporal pode ser analisada com base em cinco componentes gerais, os quais podem ser encontrados ou não em sua totalidade numa coleção de dados medidos no tempo. Os componentes seculares, periódicos e de tendências cíclicas podem ser caracterizados como sistemáticos, enquanto que componentes aleatórias e eventos extraordinários ou episódicos, constituem fontes de variação não sistemáticas na série temporal (ALADJEV; HARITONOV, 2004).

A tendência secular ou simplesmente tendência, está associada a variações contínuas e sistemáticas de uma variável durante um período de tempo prolongado (WILLEMSE, 2004) e representa o comportamento predominante ou direção geral da série temporal, que pode ser ascendente ou descendente (CHATFIELD, 2000). As variações sazonais ou cíclicas são oscilações que se repetem de forma periódica na série (BEE et al., 2006), que geralmente são analisadas por meio de testes estatísticos apropriados para obter a significância da periodicidade (WILLEMSE, 2004).

A análise de uma coleção de dados temporais inicia-se com a apresentação de um gráfico que mostra a evolução da variável ao longo do tempo. Ao observar as representações gráficas é possível detectar propriedades como seus níveis de mudanças relativas, tendências, variações sazonais e comportamentos excepcionais (KICHGÄSSNER et al., 2013).

Porém, é a análise mais detalhada da série temporal que permite detectar as regularidades nas observações ou medidas de uma variável e compreender os fatores que influenciam no fenômeno estudado. Nesse sentido, faz-se necessário decompor a série temporal e, nessa tarefa podem ser usadas formulações básicas constituídas pelos modelos aditivos (Eq. 7) ou multiplicativos (Eq. 8) (HASTIE; TIBSHIRANI, 1999).

$$Z_t = T_t + C_t + S_t + a_t; \quad (7)$$

$$Z_t = T_t * C_t * S_t * a_t; \quad (8)$$

Em que:

Z_t: observações que compõem a série;

T_t: tendência;

C_t: estimativa combinada de tendência e ciclo

S_t: sazonalidade;

a_t: componente aleatória, com média nula e variância σ^2.

Outro procedimento para realizar a decomposição de séries do tempo é por meio do algoritmo *STL* (*Seasonal-Trend by Loess*) desenvolvido por Cleveland et al. (1990), o qual utiliza um processo de filtragem para decompor uma série temporal em tendência, sazonalidade e componente aleatória.

Em se tratando de séries temporais construídas para uma variável, a análise com *STL* é uma das técnicas mais versáteis e robustas encontradas na literatura. Diferente de outras metodologias os resultados da tendência e a sazonalidade não são afetados por comportamentos irregulares nos dados, é possível obter a sazonalidade para qualquer frequência de amostragem e além disso ela ainda tem a capacidade de decompor séries do tempo com observações perdidas (CLEVELAND et al., 1990).

A decomposição que STL realiza é essencial para encontrar a variação a longo prazo e a sazonalidade, sendo para esta última componente calculada a variabilidade que se apresenta em intervalos de tempo menores (exemplo subséries mensais janeiro, fevereiro, ..., dezembro), indicando desta forma as frequências com maior e menor variabilidade e a ciclicidade anual da série do tempo (CLEVELAND et al., 1990). Quando se trata de variáveis limnológicas prevê-se a ocorrência de pelo menos duas periodicidades nos reservatórios: uma periodicidade curta, anual e semestral, que influenciam diretamente sobre o crescimento de parâmetros da qualidade da água como

a Chl-*a* (estações do ano seca e de chuva) (KALLIO, 2012) e uma periodicidade mais longa. O ciclo limnológico próprio de lagos e reservatórios, que se inicia em um estado de oligotrofização e, com o enriquecimento paulatino de suas águas por nutrientes, mudam de estado até atingir um estado eutrófico, caracteriza a periodicidade longa (ZHANG et al., 2010; BERGAMIO et al., 2009; DEKKER et al., 2001).

4.2. Extração de séries temporais de dados de sensores remotos

As séries temporais geradas a partir de dados de sensoriamento remoto são importantes para o monitoramento regional e global de grandes áreas do planeta. Com os dados gerados é possível acompanhar e predizer eventos como secas, fenômenos climáticos extremos, detectar padrões sazonais ou variações cíclicas (SELLERS et al., 1996, JAKABAUSKAS, et al., 2002, KIMBALL et al., 2004; AKIYAMA et al., 2002; XIAO et al., 2002). As características espaciais e temporais dos dados de sensoriamento remoto permitem sua utilização no mapeamento, monitoramento e vigilância de inundações e de grandes áreas cobertas por água, quando o objetivo é, por exemplo, analisar o ciclo hidrológico de lagos, pantanais e rios (JONES et al., 2006; JENNES et al., 2007, HUANG et al., 2013). Nessa perspectiva, análises de séries geradas pelo sensor MODIS e de dados meteorológicos permitiram observar florações de macrófitas e calcular a produção primária no Lago Tanganika e no Golfo da Kenya (BERGAMIO et al., 2009; FUSILLI et al., 2013).

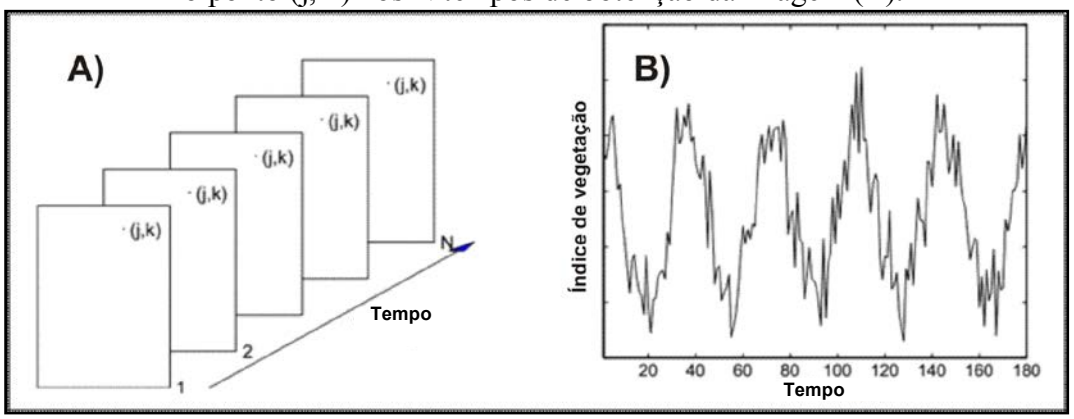
Na geração de séries temporais a partir de imagens de sensores remotos devem ser tomados cuidados especiais com o processamento, ajuste e filtragem das imagens a fim de obter uma série que seja consistente com as características da análise e da área de estudo. Portanto, é necessário que a série atenda aos requisitos estatísticos associados à periodicidade e frequência das coletas da informação e ao ajuste e depuração dos dados prevendo a necessidade de eliminar ou minimizar as deformações causadas por erros geométricos, radiométricos ou pela contaminação dos pixels por nuvens (COLDITZ, 2008).

Demir et al. (2013) alertam também para a questão relacionada com a amostragem *in situ* para pontos de referência nas imagens que compõem a série temporal. Estudos mais rigorosos preveem que uma ou mais imagens da série temporal tenham dados de referência associados com variáveis físicas medidas na área de

interesse (domínio de origem), cujos valores possam ser extrapolados para as demais imagens sem informação de referência (domínio de destino).

Basicamente, uma série temporal gerada a partir de imagens obtidas por um sensor remoto consiste de (n) imagens adquiridas em diferentes momentos no tempo. Cada imagem representa uma matriz, cujas células (pixels) contêm um atributo numérico que têm significado físico (valores de radiância ou reflectância) ou algum tipo de índice espectral. Quando os atributos associados a uma posição do pixel (j, k) na cena são extraídos, é possível criar um vetor unidimensional temporal que mostra o comportamento dessa variável na série temporal (JÖNSSON; EKLUNDH, 2004), conforme ilustrado na Figura 5.

Figura 5 - Exemplo da construção de uma série temporal a partir de atributos extraídos imagens. A esquerda tem-se a sequência de imagens em N momentos do tempo, em que é destacado um ponto na posição (j, k), cujos atributos são valores de índice de vegetação (A). O gráfico à direita mostra os valores de índice de vegetação registrados no ponto (j, k) nos N tempos de obtenção da imagem (B).



Fonte: Adaptado de Jönsson e Eklundh (2004)

A Figura 5 mostra que a série temporal gerada a partir de uma coleção de n imagens obtidas por um sensor remoto será expressa como $X = \{X_{(s,\,t)} | \; s \in S, t \in T\}$, e definirá três domínios: $X_{(s,\,t)}$, representa o valor espectral do pixel observado (s, t)$s \in S = \{1, ..., m\}$ especifica o domínio espacial e $t \in T = \{1, ..., n\}$ é o domínio temporal (DEMIR et al., 2013).

Alguns trabalhos significativos relacionados com o monitoramento de lagos e reservatórios, a partir de dados extraídos de imagens orbitais foram desenvolvidos por Kloiber et al. (2002a), Dekker et al. (2002), Koponen et al. (2004), os quais avaliaram temporalmente a qualidade da água. Estimativas de tendências temporais na qualidade

da água foram abordadas por Kloiber et al. (2002b), Shuchman et al.(2006), enquanto que Binding et al. (2010) avaliaram a evolução de florações de algas em um corpo d'água. Malingreau (1986) e Tucker (1979) exploraram e extraíram parâmetros de sazonalidade associados com florações de vegetação submersa em lagos.

Quando se tenta buscar métodos para análise temporal visando a recuperação de variáveis associadas a qualidade da água, a utilização dos vários tipos de modelos é reportada na literatura: empíricos, semi-empíricos, analíticos e mesmo bio-ópticos. Dekker et al. (2002) verificaram que, a partir da modelagem analítica das propriedades ópticas inerentes, foi possível desenvolver algoritmos multitemporais para recuperar valores de sólidos suspensos a partir de imagens fornecidas por diferentes sensores remotos. Zhang et al. (2010) usaram um algoritmo empírico para correlacionar medições *in situ* da concentração de Chl-*a* com valores extraídos de imagens MODIS, a fim de recuperar a distribuição espacial e temporal dessa variável.

Zhu et al. (2006) desenvolveram uma metodologia empírica na qual testaram diferentes algoritmos para obter a máxima representatividade em diferentes campanhas de coleta de dados, com a finalidade de detectar mudanças significativas nas concentrações de sólidos suspensos em águas com altas concentrações de sedimentos.

Fusilli et al. (2013) utilizaram um modelo bio-óptico e um procedimento de inversão do modelo para obter os parâmetros de qualidade da água e associá-los a valores históricos obtidos com séries temporais de variáveis ambientais (temperaturas, flutuação na altura do corpo d'água), buscando encontrar correlação entre os dois eventos históricos e a proliferação de vegetação flutuante.

Ogashawara et al. (2014) apresentam uma técnica alternativa para monitorar a Chl-*a* espacial e temporalmente, utilizando dois algoritmos, um empírico e outro semi-empírico, com o objetivo de recuperar esse parâmetro e sua dinâmica temporal ao longo do tempo de uma série do tempo de 365 imagens do ano 2009.

5. VISUALIZAÇÃO DE SÉRIES TEMPORAIS DE DADOS DE SENSORIAMENTO REMOTO

Keim et al. (2010) caracteriza, genericamente, a Analítica Visual (*Visual Analytics*) como a ciência que combina técnicas de análise automatizadas com ferramentas de visualização interativas que ajudam na compreensão, raciocínio e tomada de decisões eficazes, com base em um conjunto de dados que, originalmente, pode ser complexo, volumoso, ou apresentar essas duas propriedades ao mesmo tempo.

As representações visuais devem mostrar o comportamento de uma ou mais variáveis no tempo. Quando se trata de imagens de sensoriamento remoto, a representação do domínio espacial pode ser necessária e, por isso, a seleção da técnica de visualização mais adequada deve permitir analisar as inter-relações entre as variáveis de estudo também no espaço. Além disso, muitas aplicações de sensoriamento remoto envolvem a análise simultânea de múltiplas variáveis, de modo que a análise de séries temporais de dados de sensoriamento remoto é direcionada para técnicas de visualização de dados multivariados.

5.1. Técnicas de visualização de séries temporais investigadas

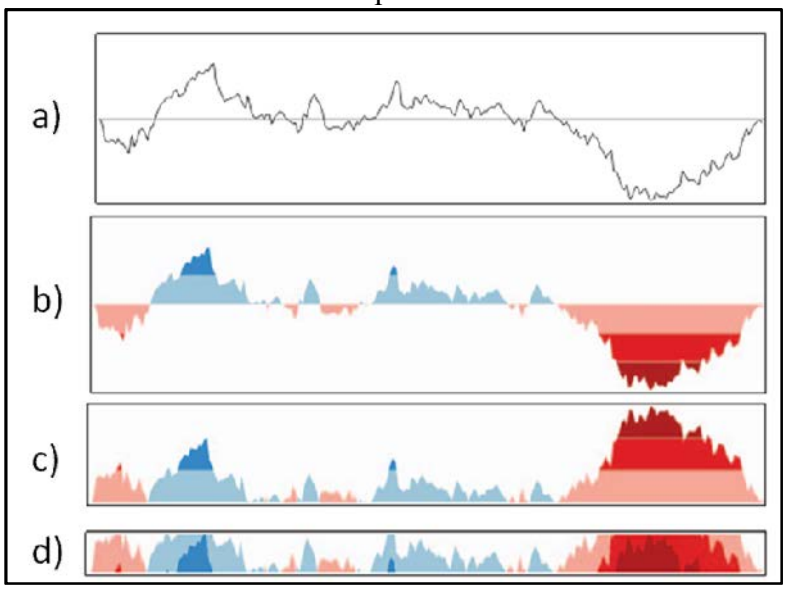
5.1.1. *HorizonGraphs*

Entre os métodos de visualização para grandes volumes de informações, destaca-se o *HorizonGraphs*, o qual permite visualizar simultaneamente o comportamento e variações temporais de dados uni ou multivariados (JAVED et al.,2010; HEER et al.,2009; FEW,2008; SAITO et al.,2005).

Conforme ilustrado na Figura 6, essa visualização é representada na forma de painéis e gerada aplicando-se uma medida estatística (média ou mediana) para dividir a série temporal e definir, arbitrariamente, uma nova origem no eixo das ordenadas, a qual passa a indicar os valores zero para a variável analisada (Figura 6(a)). Em seguida são atribuídas duas cores contrastantes para distinguir os valores positivos (acima da linha de origem) e negativos (baixo a linha de origem) e, para que possam ser percebidas as variações quantitativas da variável ao longo do eixo do tempo, utiliza-se diferentes graus de intensidade na cor (Figura 6 (b)). O intervalo de cada intensidade de cor pode

ser definido arbitrariamente ou por uma medida estatística da variável, como o desvio padrão, sendo que os valores mais intensos são associados aos maiores valores. A fim de reduzir o espaço para a visualização, as informações positivas e negativas podem ocupar um mesmo plano (Figura 6 (c)), já que são perfeitamente diferenciáveis pela cor. Finalmente, os intervalos que contém os maiores e menores valores são apresentados sobrepostos (Figura 6(d)).

Figura 6 - Exemplo do processo de geração de uma visualização de dados pelo método *HorizonGraphs*. O painel (a) mostra a série temporal dividida por uma linha que define uma nova origem para os valores assumidos pela variável; (b) indica a atribuição de cores contrastantes para valores positivos e negativos da variável e definição de faixas de intensidade de cores; (c) representa as informações positivas e negativas transladadas para um mesmo plano e; (d) é a visualização final, com a inserção gradativa das fatias com cores mais fortes naquelas de menor intensidade.



Fonte: Javed (2010)

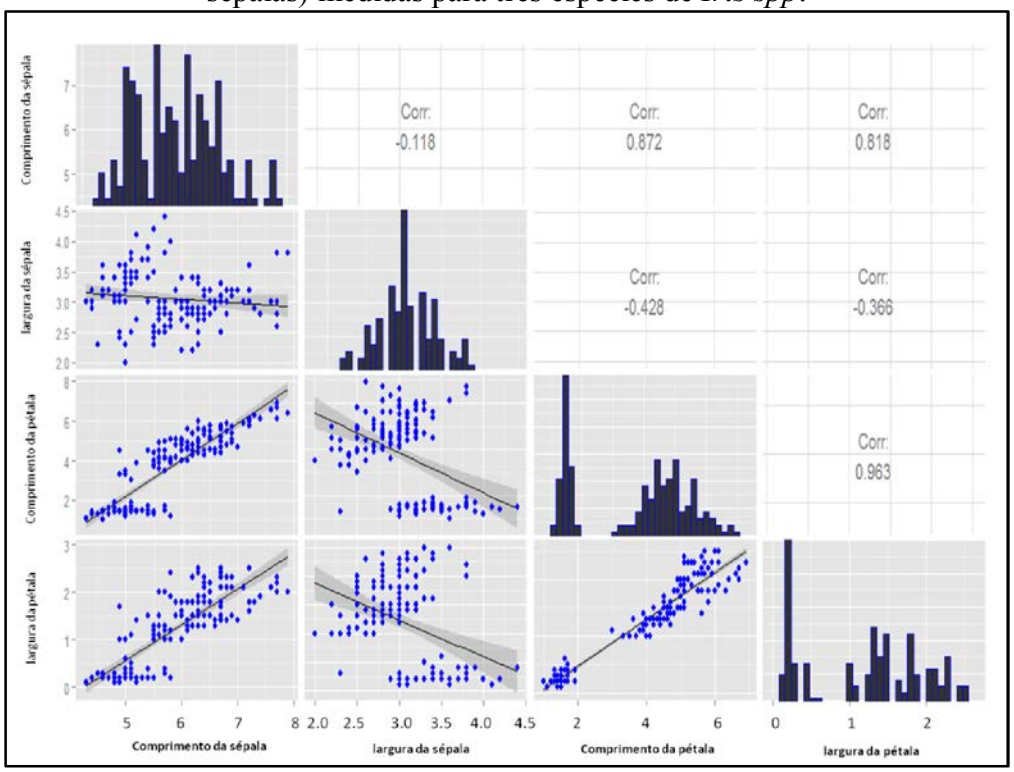
5.1.2. Matriz de dispersão

Uma das visualizações mais utilizadas na análise exploratória de dados é a matriz de pontos de dispersão (*scatter plot*), a qual permite observar, inclusive, a relação que existe entre duas variáveis. Essa técnica de visualização consiste em associar cada variável a um eixo de um plano cartesiano e avaliar se as variáveis de interesse são linearmente correlacionadas, ou não, por meio da dispersão dos pontos (CLEVELAND; McGILL, 1988). A visualização de interesse, no entanto, é a matriz de dispersão

(*Scatter PLOt Matrix SPLOM*), a qual é uma variante da representação de *scatter plot*, que permite observar todas as possíveis interações bidirecionais ou correlações entre as variáveis representadas nas duas dimensões (KEIM, 2005; MALUNDA, 2005).

Um exemplo da visualização da matriz de dispersão é mostrado na Figura 7, por meio de um conjunto de dados trabalhados por Fisher (1936) e Anderson (1935), referentes as variáveis relacionadas com a largura e comprimento das sépalas e pétalas de 50 flores das três espécies de *Iris spp*. Pode-se observar nos gráficos da matriz de dispersão, de que maneira estão distribuídas as correlações entre os atributos analisados para as três espécies, tanto pela sua linha de tendência, como pela sua distribuição de frequências.

Figura 7 - Exemplo de visualização de dados por meio da matriz de dispersão, em que mostrando a intersecção de quatro variáveis (comprimento e largura de pétalas e sépalas) medidas para três espécies de *Iris spp*.



Fonte: Fisher (1936); Anderson (1935)

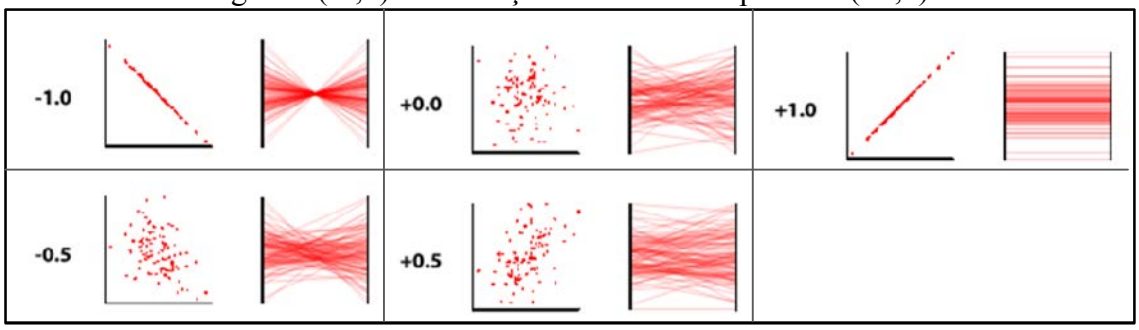
5.1.3. Coordenadas paralelas

A ideia básica da visualização de coordenadas paralelas é a representação de uma série de gráficos cujos eixos ortogonais são colocados lado a lado, de modo a possibilitar a observação de pelo menos duas variáveis simultaneamente. Apesar de sua

utilidade na representação de dados multivariados, a visualização pode resultar em oclusões parciais ou totais de linhas quando se trabalha com conjuntos de dados de alta dimensionalidade (INSELBERG, 2009). Segundo Hauser et al. (2002) é possível superar esse limite utilizando controles iterativos para reordenar os eixos, filtrando os dados ou utilizando uma determinada coloração para cada um dos agrupamentos (YUAN et al., 2009).

Os resultados apresentados na forma de coordenadas paralelas exigem certo conhecimento especializado para a interpretação de seus resultados. As inclinações das linhas, seus interceptos e suas formas particulares representam um tipo diferente de correlação, e essa percepção é um exercício não trivial até para analistas experientes (YUAN et al., 2009). A Figura 8 mostra possíveis cenários dessa visualização, juntamente com uma representação de *scatter plot*, a fim de auxiliar na compreensão das correlações entre pares de variáveis. Pode-se verificar pela Figura 8 que, à medida que a correlação se aproxima de +1,0, as linhas do gráfico correspondente tendem a apresentar uma distribuição paralela horizontal, enquanto que as linhas tendem a se cruzar à medida que a correlação passa a ser negativa, aproximando-se de -1,0.

Figura 8 - Exemplos da representação em coordenadas paralelas, associadas aos respectivos gráficos de dispersão entre duas variáveis com: total correlação negativa (-1,0); sem correlação (+0,0); totalmente correlacionadas (+1,0); correlação intermediária negativa (-0,5) e correlação intermediária positiva (+0,5).



Fonte: Walker, 2013.

5.2. Exploração visual espacial

Uma das formas de realizar uma análise exploratória de dados geoespaciais é mediante a utilização de mapas resultantes de uma classificação ou mapas coropléticos (ANDRIENKO et al., 2001). Esse tipo de representação é usado para informar sobre a distribuição geográfica de um determinado evento utilizando cores que representam intervalos de valores assumidos pela variável de interesse, dentro da área de estudo (ANSELIN, 1999).

A representação gráfica de dados espaço-temporais gerados por sensores remotos requer a utilização de técnicas de agrupamento, quando se deseja monitorar os padrões espaço temporais é necessário incluir a variável tempo como uma dimensão que facilitará a modelagem dos processos e compreender a complexidade espaço temporal que apresenta o fenômeno na série analisada (ANDRIENKO et al., 2010a; ANDRIENKO et al., 2010b).

Uma visualização de dados espaço temporal ideal requer que previamente se tenha definido uma estrutura de dados a qual permita acesso direto e interativo com os dados armazenados, que é possibilitada com uma exploração interativa no espaço e no tempo em que o analista seja capaz de explorar o contexto global e pontual do fenômeno observado descobrindo seus padrões e variações.

6. MATERIAIS E MÉTODOS

6.1. Materiais utilizados na pesquisa

Neste item, são relacionados os elementos necessários para desenvolver a pesquisa, as especificações técnicas do produto MODIS utilizado, os instrumentos necessários para realizar a coleta de dados limnológicos, espectrorradiométricos, fluorimétricos e de posicionamento, bem como os softwares usados no o tratamento das imagens, armazenamento de dados, recuperação e visualização de informação.

6.1.1. Imagens multiespectrais MODIS

As imagens utilizadas foram tomadas pelo sensor MODIS-Terra e referem-se aos produtos MOD09GA, cujos pixels expressam valores de reflectância de superfície e estão disponíveis na projeção cartográfica sinusoidal, as imagens tem sido adquiridos entre maio de 2000 até abril de 2015. O produto MODIS tem uma resolução espacial de 500m e é disponibilizado em 21 bandas, das quais 14 são dados referentes a informações sobre o controle de qualidade da imagem e de navegação da plataforma orbital e as demais 7 bandas contém os dados de reflectância de superfície que efetivamente constituem a fonte de dados para a calibração dos modelos que se correlacionam com as variáveis opticamente ativas avaliadas nesta pesquisa.

6.1.2. Espectrorradiômetro de campo

O espectrorradiômetro de campo utilizado na obtenção de curvas de reflectância da água foi o ASD FieldSpecHandHeld UV/VNIR, com abrangência espectral de 325 até 1075nm e um intervalo amostral de 1,6nm, cuja resolução é reduzida para 3,5nm próximo a 700nm. O sinal coletado pelo equipamento é quantizado em 16 bits (ASD Inc, 2003). O equipamento é portátil e opera com baterias recargáveis com energia suficiente para 6 horas de trabalho contínuo.

Neste trabalho foi medido o fator de reflectância hemisférico cônico (FRHC), o que é expresso nas curvas de reflectância analisadas. O FRHC considera medidas com

ângulos maiores de IFOV (ângulo máximo de 25°) iluminação ambiente e campo de visada instrumental constante (SCHAEPMAN-STRUB et al., 2006). Para dispor dessa medida, foi usada uma placa de referência Spectralon®, na qual a energia incidente é refletida com a mesma intensidade em todas as direções. A medida tomada da água foi feita alinhando o barco na direção do Sol e realizando a coleta em um ângulo perpendicular a essa direção, evitando o efeito da reflexão especular. A radiância do céu foi medida conservando a mesma orientação do barco, mas invertendo o ângulo de visada com direção ao céu, conforme Mobley (1999). Para as três medições, o espectrorradiômetro foi posicionado sobre a embarcação a uma orientação de 90° de azimute solar e a uma inclinação de 45° do sensor em relação à vertical.

6.1.3. Fluorômetro de campo

Instrumento utilizado para aquisição de medidas de clorofila-*a* por meio de sua fluorescência. O fluorômetro utilizado é da Turner Designs, modelo 10-AU-005-CE, com o qual é possível adquirir medições pontuais e um fluxo contínuo de células fitoplanctônicas.

A configuração de um fluorômetro para detecção de clorofila-a obedece às propriedades fluorescentes da variável. Nesse sentido, o comprimento de onda selecionado para excitação da clorofila é localizado na região do azul, enquanto que o filtro utilizado para capturar a emissão de fluorescência da clorofila-*a* é localizado na região do vermelho. A radiação emitida por fluorescência é convertida em um sinal elétrico para sua quantificação.

O equipamento coleta medidas de fluorescência *in vivo* e as relaciona a um valor "relativo" de concentração de clorofila-*a*, sendo necessário na posterior calibração do equipamento para determinação de valores absolutos do pigmento.

6.1.4. Dados limnológicos

Os dados limnológicos adquiridos para a caracterização física do ambiente aquático em estudo foram:

- turbidez, utilizando um turbidímetro digital portátil/bancada HANNA HI 98713 (ISO) / HI.

-temperatura de água e oxigênio dissolvido, mensuradas adotando um oxímetro portátil *Lutron*, modelo DO-5510

- pH (potencial Hidrogeniônico), utilizando o pHmetro PH 208 Lutron;

- Transparência da água, por meio da profundidade (em metros) de penetração da luz na coluna d'água, avaliada por meio do Disco de Secchi.

Para a análise em laboratório da clorofila-*a*, sólidos totais e nutrientes, foram coletadas alíquotas de água nas estações de amostragem previamente definidas. A água coletada foi filtrada e conservada segundo os protocolos adotados para a análise química de cada variável (CETESB,2008).

6.1.5. Sistema de posicionamento por satélite Garmin

Para o posicionamento dos pontos amostrais, para os quais foram feitas as mensurações *in situ* foi utilizado um receptor GNNS de navegação Garmin. Considerando que os produtos MOD09GA do MODIS utilizados neste trabalho têm resolução espacial de 500m, o emprego de um receptor de navegação é adequado, devido à portabilidade do aparelho, fácil uso e por atender aos requisitos básicos para a execução do trabalho.

6.1.6. Softwares

Para processar as imagens MODIS, criar os modelos de regressão entre as variáveis limnológicas e os dados espectrais de campo e realizar a análise da série temporal gerada pelos produtos MOD09GA foram utilizadas as seguintes linguagens de programação e ferramentas computacionais:

ENVI: utilizado para gerar uma máscara vetorial base que é usada no recorte das bandas espectrais e de controle de qualidade contidas nos produtos MOD09GA.

Linguagem de programação **R**: utilizada para realizar a análise estatístico dos resultados e apresentar as visualizações de dados *HorizonGraphs,* coordenadas paralelas, mapas coropléticos e a decomposição e análise da série temporal.

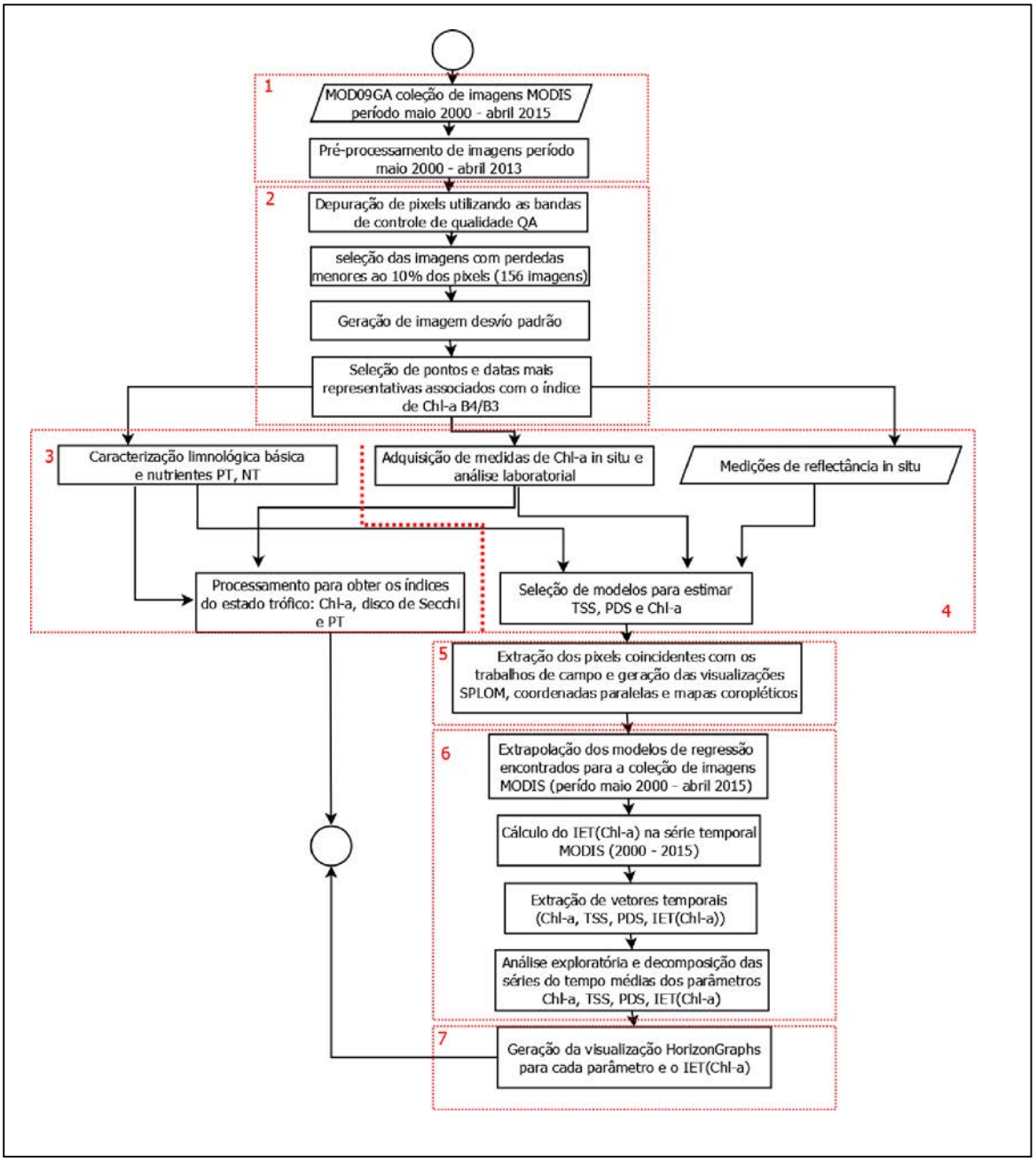
Linguagem de programação **Python:** especificamente as bibliotecas *Numpy, Scipy e Matplotlib. Numpy* é uma biblioteca que permite trabalhar com matrizes e realizar operações matriciais e vetoriais. *Scipy* utiliza *Numpy* como base e apresenta uma maior funcionalidade para trabalhar com tratamento de sinais, funções estatísticas, interpolações, leitura e tratamento de imagens multidimensionais e de arquivos de metadados. *Matplotlib* é usada para a geração de gráficos tendo como base listas, vetores ou matrizes, sendo indispensável para elaborar, redimensionar e georreferenciar dados em mapas.

MRT (*MODIS Reprojection Tools*): é uma ferramenta especializada para trabalhar com arquivos HDF-EOS (*Hierarchical Data Format-Earth Observing System*) gerados pelo sensor MODIS/Terra. Permite realizar um recorte espacial e espectral dos *Tiles* que são apresentados os dados espectrais. Outras opções que podem ser configuradas com *MRT* são o tipo de formato de saída no novo arquivo, a projeção cartográfica, a reamostragem do pixel de saída, e a operação em paralelo de grande quantidade de dados (MRT User's Manual, 2011).

6.2. Desenvolvimento metodológico

Para ilustrar esquematicamente o desenvolvimento da pesquisa apresenta-se na Figura 9, o conjunto de etapas realizadas desde a definição de seu escopo em termos de abrangência e resolução temporal, a aquisição e o tratamento dos dados, a geração das visualizações no tempo, assim como todas as análises realizadas no processo.

Figura 9 - Fluxograma das etapas desenvolvidas na pesquisa, as linhas tracejadas indicam os processos necessários para gerar e analisar as visualizações de dados sendo, (1) especificação da série temporal e pré-processamento das imagens; (2) definição das estações de amostragem em campo e do período de aquisição dos dados *in situ*; (3) caracterização limnológica dos locais de amostragem e cálculo do IET (Chl-*a,* PT e DS); (4) modelagem empírica das variáveis (Chl-*a*, TSS e DS); (5) análise pontual multivariado com SPLOM e coordenadas paralelas; (6) decomposição da série temporal e análise dos componentes de sazonalidade e tendência; (7) visualização das séries temporais por *HorizonGraphs* e análise multivariado do comportamento das variáveis Chl-*a*, TSS, DS e TSI(Chl-*a*).



6.2.1. Definição do delineamento amostral para aquisição das variáveis 'in situ'

Uma vez definido o produto MODIS a ser utilizado procedeu-se o *download* das imagens do sítio HTTP://glovis.usg.gov//. Inicialmente, um total de 931 imagens foram selecionadas para criar a coleção de dados temporais referente ao período entre 2000 a 2013. As imagens foram processadas utilizando rotinas desenvolvidas nas linguagens *Python* e *R* para realizar a reprojeção, recorte espacial e espectral, permitindo isolar o corpo d'água. A partir de uma máscara delimitando a superfície aquática do reservatório de Porto Primavera, previamente criada no aplicativo ENVI, os ND's das bandas originais foram convertidos para valores de reflectância de superfície, conforme o processo referenciado por Ruddorff et al. (2007).

Em seguida foi calculada a razão dos valores resultantes para a banda B_4 pelos respectivos valores expressos na banda B_3, considerando a boa correlação dessa razão com a concentração de clorofila-*a* para águas tropicais, relatada por Ogashawara et al. (2014). Feito isso, as bandas de controle de qualidade foram usadas para eliminar as cenas que apresentassem erros superiores a 10% da área total do corpo d'água. Para definir um espaçamento temporal uniforme entre as observações, especificou-se uma resolução de 30 dias para obtenção da imagem.

Finalizado o processamento de depuração foram obtidas 156 imagens resultantes da razão (B_4/B_3), com as quais foi gerada uma única representação matricial da média dos desvios padrão para cada pixel incluído no reservatório. Dessa imagem síntese foram extraídos os valores mínimo (1,5051) e máximo (2,4213) e calculados a média (1,7697) e o desvio padrão (0,1179).

Finalmente, foi produzida uma imagem do fatiamento dos valores temporais médios do desvio padrão, a fim de indicar as massas de água mais homogêneas em termos dessa medida estatística. Para obter uma distribuição de 99% dos dados observados nas imagens processadas, foram especificadas oito (8) classes de intervalos, da seguinte forma: o primeiro intervalo foi definido subtraindo-se a média por 3 vezes o desvio padrão, enquanto que os intervalos sucessivos foram determinados somando o desvio padrão ao limite superior do intervalo anterior. Os intervalos de classe que resultaram na distribuição espacial dos desvios padrão temporais médios da variável razão de bandas B_4/B_3 estão indicados na Tabela 5.

Tabela 5 - Intervalo de variação das classes de desvios padrão médio temporal da variável razão das reflectâncias de sensoriamento remoto das bandas B_4/B_3 do produto MOD09.

Classes de Variabilidade de Desvio Padrão	Limite inferior	Limite superior
Classe 1	0	1,416
Classe 2	1,417	1,533
Classe 3	1,534	1,652
Classe 4	1,653	1,768
Classe5	1,769	1,887
Classe 6	1,888	2,006
Classe 7	2,007	2,123
Classe 8	2,124	2,421

Uma vez determinados os locais que tendem a representar a maior variabilidade temporal dos valores da razão R_4/R_3, foram distribuídos 25 elementos amostrais e definidas as datas para realizar dois trabalhos de campo, contemplando as estações de chuva e seca.

6.2.2. Estratégia de coleta e processamento dos dados de campo

As campanhas de campo foram realizadas nos períodos de 6 a 10 de outubro de 2014 e de 13 a 16 de abril de 2015, datas em que se previam valores máximos e mínimos associados com a ocorrência de clorofila-a. Devido à alta resolução temporal do sensor MODIS, não houve dificuldade em planejar as campanhas de campo, mas foi necessário um planejamento logístico melhor.

6.2.3. Campanhas de campo

As atividades realizadas nas campanhas de campo foram a coleta dos dados limnológicos que incluem as alíquotas de água para as análise laboratoriais de clorofila-*a*, sólidos suspensos e nutriente, as medições de variáveis físicas como pH, oxigênio dissolvido, turbidez, temperatura, profundidade de penetração de luz na água com o disco de Secchi e temperatura, além da aquisição das medidas espectrorradiométricas e

fluorimétricas em cada um dos 25 elementos amostrais, os quais foram devidamente posicionados por meio do receptor GNSS de navegação, nos locais coincidentes com as coordenadas especificadas no delineamento amostral.

Para a determinação laboratorial da concentração de clorofila-*a* não foram coletadas amostras de água em todos os pontos amostrais, uma vez que as medidas de fluorescência dessa variável foram realizadas para todas as estações de amostragem. A redução no número de elementos amostrais de concentração de clorofila-*a* para um número de pontos suficiente para calibrar os valores medidos por fluorescência desse pigmento foi um passo estratégico no sentido para reduzir o volume de água das alíquotas e viabilizar o transporte do material coletado em grandes distâncias.

A determinação da concentração de sólidos suspensos, assim como do pigmento clorofila-*a* é feita por meio da análise laboratorial de alíquotas de água coletadas nas estações de amostragem, filtradas em filtros de fibra de vidro Whatmann GF/C e bomba de vácuo e armazenadas a baixa temperatura. Para obter os valores de concentração dessa variável foi utilizado o método de Wetzel e Likins (2000), com o qual foi determinada a concentração absoluta de sólidos suspensos totais TSS.

Adicionalmente, foram coletadas alíquotas adicionais de água em cada elemento amostral, as quais foram armazenadas em garrafas de 1000ml, e preservadas a -4°C. O material foi enviado ao Laboratório de Análises Agrícolas e Ambientais da FCA/UNESP, campus de Botucatu, onde se fez a determinação das concentrações nitrogênio e fósforos totais, utilizando o método da digestão por persulfato, conforme descrito por Valderrama (1981).

Os dados espectrais foram coletados no período entre as 10:00 e 15:00 horas, horário que favorece a geometria de aquisição das medidas pelo espectrorradiômetro e na qual ocorre a maior intensidade luminosa. Para cada ponto de amostragem foram coletadas 10 curvas espectrais, diminuindo a chance de ocorrência de ruídos. Antes da aquisição de cada curva espectral foi feita a otimização do instrumento e medida a radiância de uma placa de sulfato de bário, do próprio alvo (água) e do céu, de modo a viabilizar a obtenção da reflectância de sensoriamento remoto.

6.2.4. Calibração das medidas de fluorescência de clorofila-a

Para obter as medições da variável de Chl-*a* em todos os pontos de amostragem foi utilizado o fluorômetro de campo 10-AU da Turner Designs, ajustado para registrar o sinal fluorescente da clorofila-*a*. Como a variável de interesse é a concentração desses pigmentos, foi necessário calibrar os valores registrados pelo instrumento em relação concentração de clorofila-*a* obtida pela análise laboratorial das alíquotas de água.

Para a análise de laboratório do pigmento foram coletadas alíquotas de 5 litros de água, em um número reduzido de pontos amostrais, referentes a 11 estações de amostragem na primeira campanha de campo (outubro de 2014) e 12 pontos no segundo levantamento (abril de 2015).

A água coletada foi armazenada em garrafas opacas e refrigeradas em caixa térmicas durante o período de coleta. No retorno de cada dia de campo, foi feita a filtragem da água, utilizando filtros de fibra de vidro Whatmann GF/C (tamanho de poro entre 0,5 – 0,7 μm) e uma bomba de vácuo. Esse procedimento foi realizado em ambiente escuro, com o objetivo de evitar a degradação da Chl-*a* e o volume de água filtrada variou de 750ml a 2000ml, sendo a alíquota de cada ponto filtrada para amostra e uma réplica. Os filtros foram protegidos com papel alumínio e armazenados a baixa temperatura até a análise laboratorial. Para obter analiticamente a concentração de Chl-*a* foi utilizado o procedimento estabelecido por Goterman (1978).

A partir da concentração de clorofila-*a*, determinada pela análise laboratorial, para um conjunto de pontos da amostra e da sua fluorescência, medida nos mesmos pontos, foi construída uma curva de calibração específica para cada uma das campanhas de campo e realizada a calibração para os demais elementos amostrais de cada data.

6.2.5. Geração das curvas de reflectância e simulação de bandas do sensor MODIS

Ao partir dos dados espectrais obtidos pelo espectroradiômetro, foram geradas as curvas espectrais para cada uma das estações de amostragem, utilizando as medidas realizadas sobre o alvo (corpo d'água), céu e placa de referência, a fim de obter a reflectância de sensoriamento remoto (R_{sr}), conforme definido por Mobley (1999) e expresso por:

$$R_{rs} = \frac{(L_t - \rho L_s)}{\left(\frac{\pi}{R_g} L_g\right)} \quad (9)$$

Em que:

L_t: radiância total capturada pelo espectroradiômetro proveniente do alvo;

ρ: representa a radiação proveniente do céu (*skylight*) na interface ar-água, e depende do azimute, geometria de aquisição de dado, velocidade do vento e rugosidade da superfície;

L_s: é a radiância difusa proveniente do céu e que não possui informação sobre a água;

R_g: reflectância da placa de referência medida em condições controladas (laboratório);

L_g: radiância da placa no campo.

Com o objetivo de eliminar o ruído nas curvas de reflectância utilizou-se um filtro de média móvel (TSAI; PHILPOT, 1998) de vinte um pontos para suavização dessas curvas. As curvas de reflectância foram confrontadas com as bandas espectrais do produto MOD09 do MODIS/Terra e as feições diagnósticas dos componentes opticamente ativos de interesse: Chl-*a*, TSS e PDS, para direcionar a seleção dos algoritmos mais adequados para recuperação de cada um desses componentes.

Para simular os sinais de $R_{rs}(\lambda_i)$ que seriam gravadas por cada canal num comprimento de onda (λ_i), são calculadas as médias ponderadas de cada comprimento de onda usando como pesos as respostas espectrais de cada banda [RBS(λ)] do sensor MODIS-Terra (ftp://mcst.ssaihq.com/pub/permanent/MCST/PFM_L1B_LUT_4-30-99/L1B_RSR_LUT/).

$$R_{rs}(\lambda_i) = \frac{\sum_\lambda R_{rs(\lambda)} * SBR(\lambda)}{\sum_\lambda R_{rs}(\lambda)} \quad (10)$$

Em que:

$R_{rs}(\lambda_i)$: sinal medido pelo sensor em campo(espectrorradiometro de campo);

SBR: função resposta do sensor (DALL'OLMO et al., 2005).

6.2.6. Tratamento das imagens MODIS usadas na modelagem e validação

As imagens MODIS/Terra adquiridas durante o período de cada campanha de campo e aquelas que definiram melhor qualidade radiométrica foram as adquiridas nos dias 7 de outubro de 2014 e 17 de abril de 2015.

Realizados os pré-processamentos de reprojeção e recorte do corpo d'água nessas imagens, foram identificados os pixels que coincidem com as coordenadas geográficas dos pontos de amostragem e os vetores espectrais extraídos da imagem foram utilizados para avaliar os algoritmos consagrados na literatura para a recuperação da concentração da Chl-*a* (Tabela 2), TSS (Tabela 3) e profundidade do Disco de Secchi ((Tabela 4). Essa avaliação foi feita, inicialmente pelo coeficiente de determinação da regressão, conforme procedimento descrito por Chipman (2009).

Para dispor de outras indicadores da incerteza do processo de inferência foram usados o erro médio quadrático (MSE, *Mean Square Error*) e a raiz do erro médio quadrático (RMSE, *Root Mean Square Error*) de acordo com Ogashawara et al. (2014). Esses estimadores de erro são expressos por:

$$\mathrm{MSE} = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(y_i - x_i)^2 \tag{11}$$

$$\mathrm{RMSE} = \sqrt{\mathrm{MSE}} \tag{12}$$

Em que:

n: número total de observações

y_i: valores observados

x_i: valores obtidos pelo modelo calibrado

6.2.7. Calibração e validação dos modelos para recuperar as variáveis opticamente ativas

Extraídos os valores de ND's corrigidos, correspondentes às posições dos pontos de amostragem *in situ*, para o respectivo período de realização dos levantamentos de campo, foi definida a amostra usada para calibrar o modelo e a amostra de validação. Diante da necessidade de encontrar modelos que sejam efetivamente representativos das variáveis opticamente ativas de interesse deve-se utilizar um subconjunto dos dados que possa relacionar o comportamento de cada uma dessas variáveis com os valores recuperados pelos algoritmos que utilizam as bandas espectrais do MODIS.

O conjunto total de dados é composto por 49 observações feitas nas duas campanhas de campo (outubro/2014 e abril/2015). Para realizar o processo de

calibração utilizou-se o conjunto de dados coletado na campanha de campo do mês de outubro/2014 constituído por 24 elementos amostrais.

Enquanto o modelo de calibração estabelece a relação entre a variável resposta (valor recuperado pelo algoritmo) e um ou mais valores correspondentes de referência, a validação do modelo é uma medida da coerência que existe entre os dados estimados e os observados. Se os dados estimados apresentam consistência com os dados reais, então a estimativa pode ser considerada válida (TRUCANO et al., 2006). Para essa validação, foi utilizado o conjunto de dados da campanha de campo realizada em abril/2015, constituído por 25 elementos amostrais.

Os modelos que definiram melhor ajuste foram selecionados com base no coeficiente de determinação (R^2) e RMSE. As variáveis Chl-*a* e TSS foram representados por modelos polinomiais de segundo grau, enquanto que para a PDS o modelo que forneceu melhor ajuste foi do tipo linear.

Na validação dos modelos utilizou-se um indicador estatístico adicional, definido por Gitelson et al. (2009a), o qual fornece a diferença porcentual entre a variável prevista $(var_{per,\,i})$ e a variável observada $(var_{med,i})$, de acordo com a expressão:

$$\varepsilon_i = 100\left(\frac{\mathrm{var_{prev,i}} - \mathrm{var_{med,i}}}{\mathrm{var_{med,i}}}\right) \qquad (13)$$

Os valores observados que apresentaram $\varepsilon_i > 2$ desvios padrão foram retirados do conjunto dos dados de validação por serem considerados valores atípicos nas observações (Gitelson, 2009b).

6.2.8. Geração do Índice do Estado Trófico (IET)

Para obter o Índice do Estado Trófico (IET) para o corpo d'água utilizou-se o índice de Carlson modificado para reservatórios (CETESB, 2008) que considera apenas a concentração de Chl-*a* (Eq. 1). Esse valor de concentração, por sua vez, foi obtido a partir da aplicação do modelo de calibração da variável Chl-*a* que utiliza como entrada o algoritmo de recuperação dessa variável opticamente ativa. Com isso, dispõe-se de um valor estimado de IET para cada pixel do interior do corpo d'água, o que possibilita

obter as mesmas representações no tempo para todas as variáveis opticamente ativas (Chl-*a*, TSS e PDS), permitindo a comparação no espaço e no tempo.

6.2.9. Análise pontual multivarada

A análise multivariada se realiza para determinar a correlação que se apresenta entre as variáveis ópticamente ativas e verificar se a sazonalidade na que as amostras foram coletadas tem incidência nessa correlação. Para realizar esta análise são utilizadas as visualizações de coordenadas paralelas e SPLOM com as que se realiza uma análise exploratória dos dados. Considerando que estas representações não permitem observar a dimensão temporal, foram extraídos das imagens MODIS os vetores nos pontos de amostragem apenas para datas relevantes, ou seja, o dia da tomada das imagens coincidentes com as datas de campo.

6.2.10. Extração dos vetores do tempo e análise da série do tempo

Segundo Demir et al. (2013) para obter observações realistas nas séries temporais geradas por sensores remotos é necessário utilizar observações de referência que tenham sido relacionadas com medidas realizadas em campanhas de amostragens *in situ* (domínio de origem) e associar os modelos de calibração obtidos extrapolando esses modelos para a coleção de imagens no tempo (domínio de destino). Na presente pesquisa, o domínio de origem são as cenas MODIS relacionadas com os trabalhos de campo do mês de outubro (2014) e abril (2015) e o domínio destino as demais imagens da série temporal. Com a aplicação dos modelos às imagens do domínio destino, seus atributos passaram a representar estimativas das variáveis opticamente ativas (Chl-*a*, TSS e profundidade do disco de Secchi). Em seguida, foram criados vetores no tempo para expressar, tanto valores médios considerando todo o reservatório, como valores pontuais extraídos dos pixels coincidentes especialmente com as estações de amostragem para cada uma das variáveis opticamente ativas e o IET.

Cada série temporal obtida foi decomposta com a função *STL* (*Seasonal-Trend by Loess*) e suas componentes de tendência e sazonalidade foram analisadas de forma

isolada e, posteriormente, confrontada com os resultados das séries temporais obtidas para as outras variáveis.

6.2.11. Geração das visualizações das séries temporais

As visualizações utilizadas na análise temporal de cada uma das quatro variáveis (Chl-a, TSS, PDS e IET) foram utilizadas as técnicas *HorizonGraphs* e mapas coropléticos. A representação *HorizonGraphs* de cada variável foi elaborada a partir do vetor temporal para cada um dos pontos de amostragem e definido pelo valor médio histórico observado nas 25 estações. Para especificar as divisões de magnitude na escala foi utilizado o desvio padrão para as variáveis Chl-*a* e TSS e para a PDS foi estabelecida uma magnitude de $0{,}7m^{-1}$, a fim de que a primeira divisão da escala seja o mais próxima de zero e só incluía valores positivos.

As visualizações coropléticas podem ser apresentadas de duas formas: para uma única data específica, ou para uma análise temporal. Para qualquer das opções gera-se um mapa que utiliza como parâmetros de entrada: a média e o desvio padrão dos dados ou mesmo sua distribuição de frequência. Para gerar esse tipo de visualização, os dados são apresentados na forma matricial.

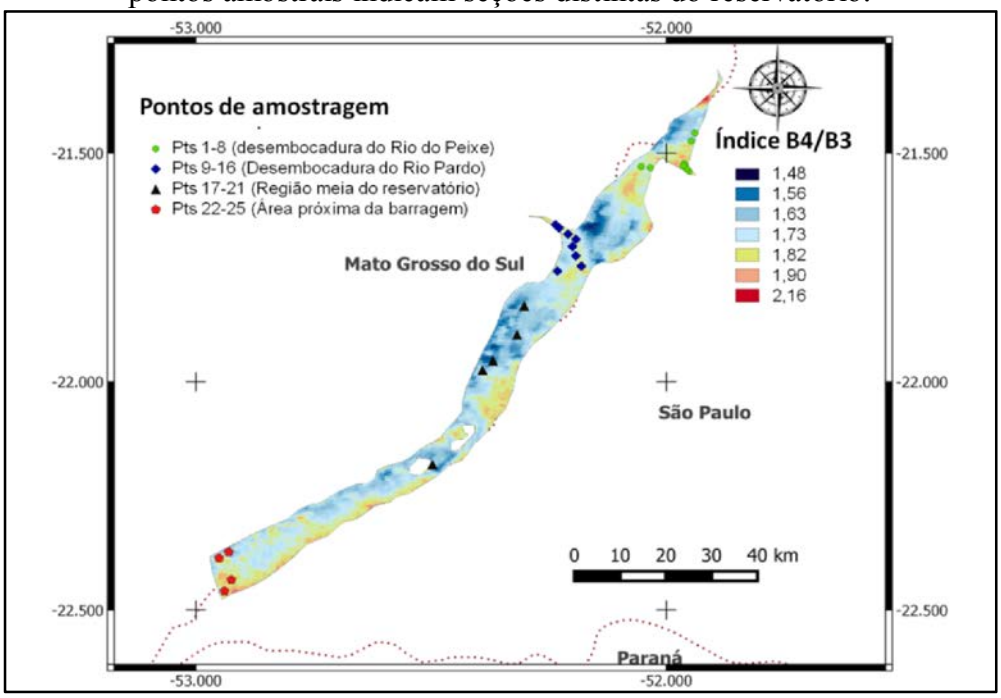
Na apresentação de mapas coropléticos para análise temporal, pretende-se mostrar as mudanças sazonais que ocorrem no reservatório. Para isso, foi obtida uma imagem média para cada mês do ano e realizada uma classificação utilizando as medidas estatísticas média e o desvio padrão.

7. RESULTADOS E DISCUSSÃO

7.1. Mapa das variações espectrais temporais e localização dos pontos de amostragem

A localização das estações de amostragem no Reservatório de Porto Primavera foi definida com base na dispersão espacial do desvio padrão médio calculado a partir da razão entre a reflectância de superfície das bandas 4 (545-565nm) e 3 (459-479nm) do produto MOD09, para o período de 2001 a 2013. Com o intuito de agrupar espacialmente as massas de água homogêneas em termos de desvio padrão foram definidas oito classes de intervalos, conforme descrito no item 6.2.1. O mapa coroplético mostrado na Figura 10 é o resultado do fatiamento dos valores de desvio padrão médio calculado para as 156 cenas temporais da variável razão de bandas B_4/B_3. Com base na distribuição espacial dessa variabilidade, foram posicionados os 25 pontos de amostragem, privilegiando não apenas a desembocadura de afluentes representativos do rio Paraná nessa região, mas também o corpo do reservatório.

Figura 10 - Dispersão espaço-temporal dos valores médios de desvio padrão calculados a partir da razão espectral das bandas B_4/B_3 do MODIS e distribuição dos elementos amostrais no reservatório de Porto Primavera. Os diferentes símbolos atribuídos aos pontos amostrais indicam seções distintas do reservatório.



Na Figura 10 é possível observar como os menores valores em termos de variabilidade localizam-se espacialmente no corpo do reservatório de Porto Primavera, no qual foram posicionados cinco elementos amostrais. Esses valores sofrem um incremento na desembocadura do rio Pardo (pontos 9 a 16) e outros locais específicos como a desembocadura do rio Peixe, e em setores próximos à barragem. Uma característica observada quanto a essa variabilidade é que ocorrem maiores valores na margem leste do reservatório na divisado Estado de São Paulo.

Para definir os períodos mais adequados para realizar as amostragens *in situ*, foi avaliada a variação média mensal da razão de reflectâncias das bandas B_4/B_3 do produto MOD09 do MODIS para o período 2001-2013 (Tabela 6) e as recomendações da *Environmental Protection Agency* (EPA, 1998) para manejo de lagos e reservatórios. O manual publicado por essa agência norte-americana indica a realização de uma campanha de campo na primavera (outubro - novembro) quando está ocorrendo uma renovação na coluna de água e iniciando o processo de estratificação, e na temporada final de verão e parte do outono (fevereiro - abril) com a coluna de água já estratificada e com ocorrência de fitoplâncton.

Tabela 6 - Indicadores estatísticos descritivos mensais da razão das reflectâncias das bandas B_4/B_3 do sensor MODIS

Mês	Desvio Padrão	Média	Mínimo	Máximo
Janeiro	0,13	1,71	1,39	3,56
Fevereiro	0,08	1,57	1,35	2,17
Março	0,07	1,76	1,6	2,31
Abril	**0,07**	**1,89**	**1,68**	**2,61**
Maio	0,08	1,76	1,41	2,21
Junho	0,13	1,81	1,43	2,45
Julho	0,19	1,84	1,46	2,66
Agosto	0,16	1,64	1,2	2,66
Setembro	0,16	1,62	1,26	2,59
Outubro	**0,11**	**1,56**	**1,31**	**2,5**
Novembro	0,13	1,73	1,45	2,72
Dezembro	0,15	1,71	1,38	2,53

Observando os indicadores estatísticos ao longo dos 13 anos considerados na Tabela 6, verificou-se que os valores médios registrados para a razão B_4/B_3 são homogêneos, entre 1,56 a 1,895, com desvio padrão oscilando de 0,075 a 0,192. Apesar disso, há uma redução gradativa na média desde agosto até outubro, alcançando seu menor valor no mês de outubro e maior média no mês de abril. Considerando a coincidência dessas observações com a recomendação da EPA (1998) foram definidos os meses de abril e outubro para a realização das duas campanhas de campo.

7.2. Condições limnológicas do corpo d'água nas campanhas de campo

As campanhas de medições e coleta de dados *in situ* no reservatório de Porto Primavera ocorreram no período de 06 a 10 de outubro de 2014 (primavera) e 13 a 16 de abril de 2015 (outono). Em geral, as condições ambientais durante os levantamentos de campo apresentaram-se propícias para a coleta de dados espectrorradiométricos, como indicam os dados meteorológicos obtidos nas estações meteorológicas de Presidente Prudente (SP), Ivinhema (MS), Londrina e Maringá (PR), próximas ao lago de Porto Primavera. Nas Tabelas 7 e 8 são apresentados os valores diários médios das quatro estações meteorológicas para as variáveis temperatura do ar, radiação, precipitação e velocidade do vento, para as campanhas de campo de outubro de 2014 e fevereiro de 2015, respectivamente.

Tabela 7 - Valores medidos e indicadores estatísticos descritivos das variáveis meteorológicas para o trabalho de campo de outubro/2014.

Dia	Temperatura (C°)	Radiação ($kJ.m^{-2}$)	Precipitação no dia (mm)	Velocidade do vento ($m.s^{-1}$)
06/10/2014	23	3568	0	4,66
07/10/2014	25	3506,1	0	2,66
08/10/2014	27	3588	0	1,66
09/10/2014	29	3686	0	1,66
10/10/2014	30	3633,4	0	1,66
Média	26,8	3596,3	0	2,46
Desvio Padrão	2,86	67,88	0	1,30
Mínimo	23	3506,1	0	1,66
Máximo	30	3686	0	4,66

Tabela 8 - Valores medidos e indicadores estatísticos descritivos das variáveis meteorológicas para o trabalho de campo de abril/2015.

Dia	Temperatura (C°)	Radiação ($kJ.m^{-2}$)	Precipitação no dia (mm)	Velocidade do vento ($m.s^{-1}$)
13/04/2015	25,17	2914,33	0	2
14/04/2015	25,38	2850	0	2,13
15/04/2015	24,38	2709,67	25	1,63
16/04/2015	25,25	2824	0	2,04
Média	25,04	2824,5	6,25	1,95
Desvio Padrão	0,45	85,45	12,5	0,22
Mínimo	24,38	2709,67	0	1,63
Máximo	25,38	2914,33	25	2,13

As Tabelas 7 e 8 mostram que se as condições meteorológicas nas duas campanhas não apresentaram grandes mudanças, com a temperaturas geralmente acima de 25°C em ambas, indicando que esse parâmetro não afetou a produtividade fitoplanctônica, que é sensível a mudanças bruscas de temperatura (Lamparelli, 2004). O parâmetro que apresentou uma maior variabilidade entre as duas campanhas foi a radiação solar incidente, com uma diferença entre outono e primavera de 732 $kJ.m^{-2}$, que sofre forte influência da componente sazonal.

Durante as campanhas de campo, além dos dados espectrorradiométricos e multiespectrais foram medidas as variáveis limnológicas (pH, temperatura, disco de Secchi, turbidez e oxigênio dissolvido), bem como foi feita a coleta de água para determinação da concentração de nutrientes (fósforo total e nitrogênio total) em cada estação de amostragem. As Tabelas 9 e 10 mostram os indicadores estatísticos (média, desvio padrão, valor mínimo e máximo) de cada parâmetro medido nos trabalhos de campo de outubro de 2014 e abril de 2015, respectivamente.

Tabela 9 - Indicadores estatísticos descritivos das variáveis limnológicas medidas durante o trabalho de campo de outubro/2014 e valores de referência CONAMA.

Variável	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	Referência*
Ph	7,49	0,21	7,15	8	6,0 – 9,0
Turbidez (FTU**)	8,86	8,11	1,39	25,3	100
Oxigênio Dissolvido ($mg \cdot L^{-1}$)	9,35	1,46	6,8	12	> 5
PDS (m^{-1})	2,46	1,65	0,5	6	-
Temperatura (^oC)	25,17	0,91	23,6	27	-
TSS ($mg \cdot L^{-1}$)	4,06	4,58	0,2	14,78	500
Fósforo total ($mg \cdot L^{-1}$)	0,36	0,22	0,07	0,7	0,02
Nitrogênio total ($mg \cdot L^{-1}$)	2,42	0,71	1,4	4,2	1,27

*Valores de referência segundo a Resolução CONAMA 357/2005 para águas classe II.

**FTU (*Formazin Turbidity Unit*) unidade que expressa as medidas de turbidez e segundo um produto padrão chamado Formacina.

Tabela 10 - Indicadores estatísticos descritivos das variáveis limnológicas medidas durante o trabalho de campo de abril/2015 e valores de referência.

Variável	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	Referência*
Ph	6,99	0,15	6,62	7,3	6,0 – 9,0
Turbidez (FTU**)	10,12	6,94	3,86	29,19	100
Oxigênio dissolvido ($mg \cdot L^{-1}$)	11,93	3,31	6,7	17,5	>5
DS (m)	1,84	0,85	0,25	3	-
Temperatura (^oC)	24,64	1,1	22,3	27	-
TSS ($mg \cdot L^{-1}$)	5,5	5,57	0,019	18,15	500
Fósforo total ($mg \cdot L^{-1}$)	0,17	0,06	0,08	0,38	0,02
Nitrogênio total ($mg \cdot L^{-1}$)	2,35	0,66	1,8	4,5	1,27

*Valores de referência segundo a Resolução CONAMA 357/2005 para águas classe II.

**FTU (*Formazin Turbidity Unit*) unidade que expressa as medidas de turbidez e segundo um produto padrão chamado Formacina.

Os valores expressos nas Tabelas 9 e 10 mostram que algumas das amostras coletadas no reservatório de Porto Primavera estão dentro dos limites admitidos pela CONAMA. A variável com menor valor em relação aos máximos permitidos é o total de sólidos suspensos (TSS), cujos valores médios são muito inferiores a 500 $mg \cdot L^{-1}$. Como a turbidez é uma variável altamente correlacionada com o TSS, essa também apresenta valores abaixo do limiar em ambas as campanhas de campo. Os indicadores

do pH nos dois trabalhos campos se encontram dentro do intervalo de aceitação, enquanto que o oxigênio dissolvido apresenta valores acima do mínimo prescrito pelo CONAMA.

As substâncias presentes na água que excedem os limites de aceitação da norma do CONAMA são os nutrientes. O teor de nitrogênio total, nos dois trabalhos de campo, foi o dobro do valor permitido pela norma CONAMA, assim como a concentração de fósforos totais. Para esse último nutriente, no entanto, a maior concentração foi observada no mês de outubro de 2015 (18 vezes maior que o máximo permitido pela CONAMA) o que, segundo Lamparelli (2004), é resultado do escoamento superficial dos solos próximos ao corpo de água por culturas agrícolas e áreas de pastagem, assim como do material particulado que é transportado por rios que constituem a bacia hídrica do reservatório.

As condições do lago de Porto Primavera durante a campanha de amostragem do mês de outubro de 2014 mostrou que a turbidez da água pode ter sido afetada pelo vento e pelas chuvas que ocorreram na semana anterior ao trabalho de campo. A instabilidade climática durante a campanha de campo no mês de abril (13 a 16), poucas nuvens durante o dia e chuvas a noite, aumentou a quantidade de sólidos suspensos no corpo d'água. Devido ao fluxo de material particulado das zonas próximas ao reservatório na desembocadura dos rios do Peixe e Pardo, essa região apresentou maior turbidez em suas águas.

7.3. Calibração dos dados de fluorescência da clorofila-*a*

A determinação analítica da concentração de Chl-*a* para alguns dos elementos amostrais nos quais foram coletadas e preservadas alíquotas de água permitiram a construção das curvas de calibração e subsequente ajuste das leituras do fluorômetro de campo em cada uma das campanhas de campo. Para a construção das curvas foram utilizados 11 elementos amostrais tomados no mês de outubro (6 – 10 de outubro) e 12 elementos amostrais no mês de abril (13 – 16 de abril). O número de pontos usado para cada campanha de campo definiram modelos bem ajustados e coeficientes de determinação aceitáveis em ambos os casos. Os modelos ajustados para conversão das leituras fluorimétricas em concentração de clorofila-*a* e respectivos coeficientes de

determinação estão indicados na Figura 11, referente aos dados coletados em outubro de 2014 e Figura 12 para os dados se abril de 2015.

Figura 11 - Curva de calibração obtida pela regressão dos dados fluorimétricos com a concentração de Chl-*a,* referentes a campanha de campo de outubro de 2014 e respectivo coeficiente de determinação do modelo.

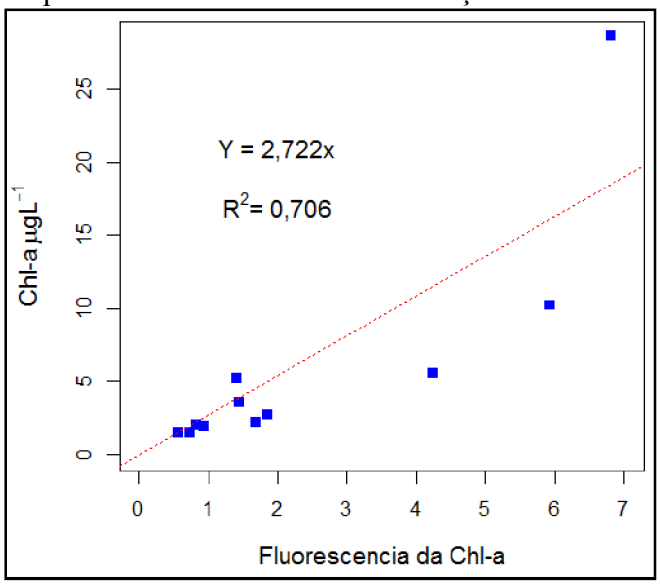
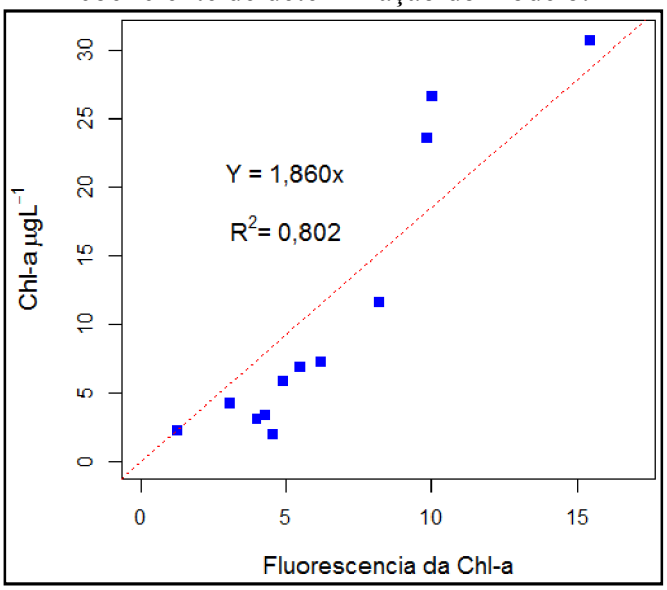


Figura 12 - Curva de calibração obtida pela regressão dos dados fluorimétricos com a concentração de Chl-*a,* referentes a campanha de campo de abril de 2015 e respectivo coeficiente de determinação do modelo.



No levantamento de campo de outubro de 2014, a relação entre concentração e fluorescência da clorofila-*a* definiu um coeficiente de determinação igual a 0,706, e é dada pela expressão[Chl-*a*] = 2,722*F, em que F é o valor registrado pelo fluorômetro em cada um dos pontos de amostragem. Para o mês de abril a equação obtida foi [Chl-*a*] = 1,860*F, e o coeficiente de determinação foi de 0,802.

Outros indicadores estatísticos possibilitam a comparação entre os valores de concentração de Chl-*a* obtidos nos campos de 2014 e 2015. Esses indicadores representam as concentrações de clorofila-*a* obtidas pelas regressões anteriores e são apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 - Indicadores estatísticos extraídos das medidas de clorofila-*a*, obtidas em outubro de 2014 e abril de 2015.

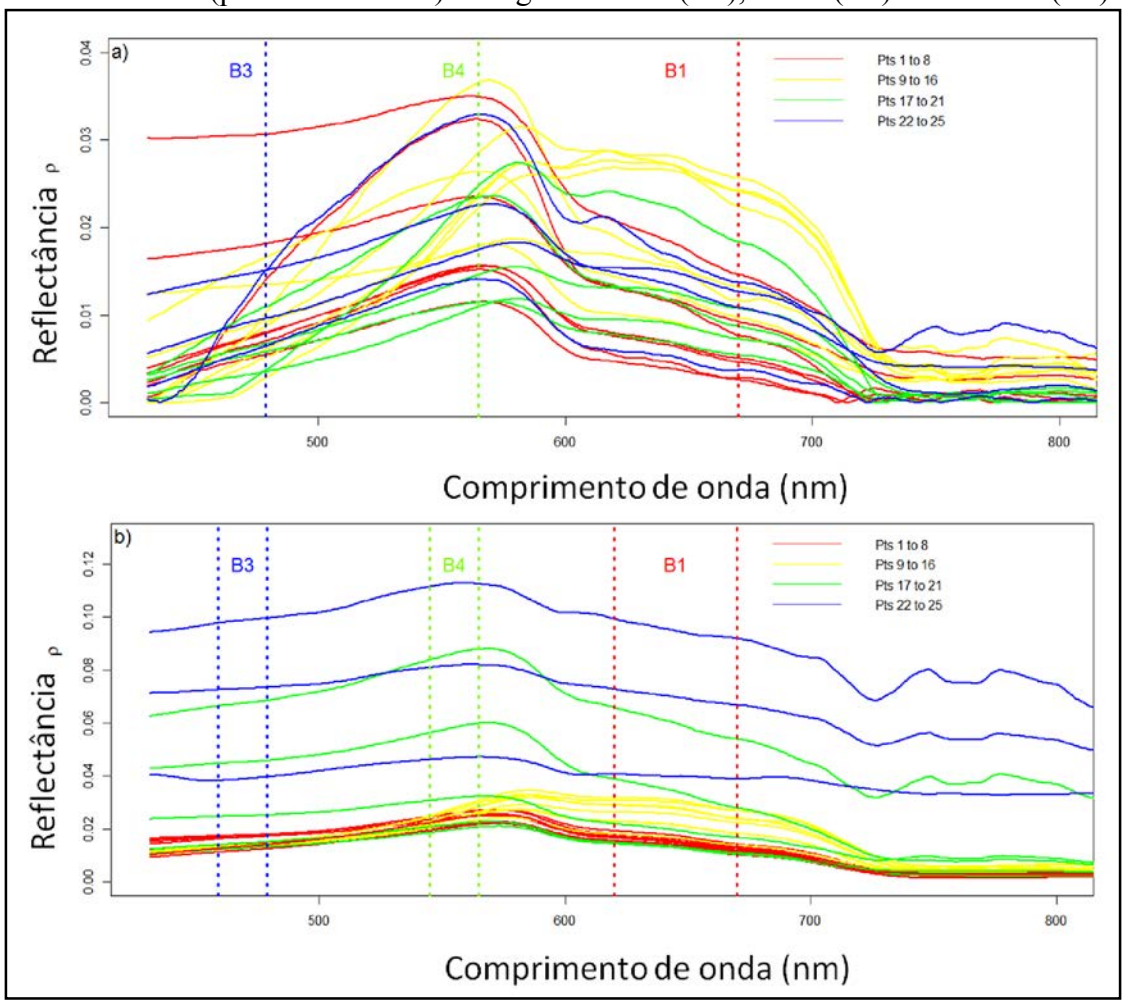
Concentração de Clorofila-a ($\mu g\ L^{-1}$)	**Outubro/2014**	**Abril/2015**
Mínima	1,44	2
Máxima	28,65	30,7
Média	6,05	8,28
Desvio Padrão	6,13	6,57

Os valores de Chl-*a* obtidos no mês de abril de 2015 apresentam valores coletados maiores que em outubro de 2014. Nos dois casos a concentração média permite classificar o ambiente aquático como mesotrófico. Apesar disso, no levantamento de outubro de 2014, dois pontos localizados na desembocadura do Rio Pardo apresentaram concentrações mais altas de Chl-*a* (ponto 10 = 28,65 $\mu g.L^{-1}$ e ponto 9 = 17,05 $\mu g.L^{-1}$). Em abril de 2015, as concentrações mais significativas de Chl-*a* ocorreram em estações amostrais próximas à barragem (Figura 10) com valores de 30,70 $\mu g.L^{-1}$ (Ponto 24) e 26,6 $\mu g.L^{-1}$ (ponto 25), além dos pontos 9 e 10 (localizados na desembocadura do Pardo) que também apresentaram valores acima da média do reservatório: 23,66 $\mu g.L^{-1}$ e 11,65 $\mu g.L^{-1}$, respectivamente. Segundo McCullough et al. (2012) a razão de concentrações maiores no final do verão e início de outono é que nesse período as comunidades de algas chegam a sua máxima maduração.

7.4. Análise dos dados espectrais

Na Figura 13 são mostradas as curvas espectrais geradas a partir dos dados espectrorradiométricos coletados nos trabalhos de campo de outubro de 2014 (13a) e abril de 2015 (13b).

Figura 13 - Curvas espectrais relacionando os valores de reflectância obtidos a partir dos dados espectrorradiométricos medidos em (a) outubro de 2014 e (b) abril de 2015. As faixas verticais definidas por linhas pontilhadas indicam as bandas espectrais do sensor MODIS (produto MOD09) na região do azul (B3), verde (B4) e vermelho (B1).



Observa-se nas Figuras 13a e 13b que as curvas espectrais mostram o comportamento característico da água, conforme colocado por Gitelson (1992), com baixa reflectância no intervalo espectral de 400 a 500nm, via de regra associada a forte absorção pela matéria orgânica.

As curvas espectrais obtidas em algumas estações de amostragem mantiveram características similares nos dois trabalhos de campo. Os pontos amostrados na desembocadura do rio Peixe, no corpo médio do reservatório e em regiões próximas à barragem definiram curvas espectrais com forma similares àquelas publicadas por Gordon e Morel (1983), Bukata et al. (1995) e Gitelson (2009) para corpos de água com presença predominante de Chl-*a*. No entanto, as concentrações estimadas de Chl-*a* no reservatório de Porto Primavera são inferiores aos valores referenciados pelos autores anteriormente citados.

O conjunto de curvas espectrais coletadas na região do Rio Pardo apresenta uma forma plana entre 570 e 650nm que, segundo Lodhi et al. (1997), pode ser associada a alto conteúdo de sólidos suspensos na água.

7.5. Modelos para a estimativa das variáveis opticamente ativas

Os dados de reflectância de sensoriamento remoto obtidos por espectrorradiometria de campo permitiram realizar a simulação das bandas 1 (620 a 670nm), 3 (459 a 479nm) e 4 (545 a 565nm) do produto MOD09, de modo a integrar os valores desses dados hiperespectrais coletados em campo com as bandas do sensor multiespectral MODIS.

Assim sendo, a seleção dos modelos para recuperação das variáveis opticamente ativas de interesse considerou os valores de reflectância de sensoriamento remoto obtidos das medidas espectrorradiométricas de campo nos intervalos das bandas espectrais 1, 3 e 4 do produto MOD09. Com isso, os algoritmos definidos nas Tabelas 2, 3 e 4, recomendados para recuperação das concentrações de clorofila-*a* e total de sólidos suspensos e profundidade do Disco de Secchi, respectivamente, foram avaliados considerando a reflectância de sensoriamento remoto no intervalo definido pelas bandas espectrais. Os modelos que melhor explicaram a relação entre as concentrações de Chl-*a*, TSS, determinadas analiticamente, e o PDS, medido *in situ*, em termos de reflectância de sensoriamento remoto, foram selecionados pelo maior coeficiente de determinação do ajuste do modelo (R^2) e menor erro, expresso pelo RMSE, conforme apresenta-se na Tabela 12

Tabela 12 - Algoritmos desenvolvidos para a recuperação das variáveis Chl-*a*, TSS e PDS a partir de combinações de bandas espectrais do sensor MODIS, as quais definiram melhor ajuste com a reflectância de sensoriamento remoto (R_{sr}) derivada dos dados espectrorradiométricos. Os indicadores do ajuste são o coeficiente de determinação (R^2), raiz do erro médio quadrático (RMSE) e porcentagem do RMSE (%RMSE).

	Chl-*a*	**TSS**	**PDS**
Modelo	$R_{sr}(4)/R_{sr}(3)$	$R_{sr}(1)$	$R_{sr}^{-1}(1)$
Intervalo espectral	3 (459-479nm) 4 (545-565nm)	1 (620-670nm)	1 (620-670nm)
R^2	0,9	0,85	0,75
RMSE	1,87 μg L^{-1}	1,66 mg L^{-1}	0,76m^{-1}
% RMSE	6,8	11,3	13,9

A Tabela 12 mostra que a razão entre a reflectância de sensoriamento remoto definida nos intervalos espectrais das bandas 4 e 3 do produto MOD09 do MODIS, considerado o índice mais adequado para realizar as estimativas de concentração de Chl-*a*, resultou em um coeficiente de determinação de 0,9, um valor de erro baixo, expresso pelo RMSE (1,87) e %RMSE (6,8).

No caso da variável TSS nota-se que o modelo com coeficiente de determinação mais alto é aquele que utiliza os valores de reflectância de sensoriamento remoto da banda 1 do produto MOD09GA, definindo um coeficiente de determinação de 85,9% , RMSE de 1,66 e %RMSE igual a 11,3%. Para recuperar os valores de transparência da água com base nas medidas do disco de Secchi (PDS), o inverso da R_{sr} da banda 1 definiu o melhor desempenho com um R^2 de 0,758, um RMSE de 0,769 e uma %RMSE de 13,9%.

Para todas as variáveis avaliadas, os modelos de estimação ficaram acima de 75% de concordância entre os valores estimados e observados, sendo o modelo com coeficiente de determinação mais baixo foi obtido para a variável PDS. Knight; Voth (2012) relatam que um modelo de ajuste que define uma relação acima de 70% pode ser considerado confiável para recuperação da variável PDS a partir de imagens MOD09.

7.5.1. Relação entre a reflectância de superfície extraída das bandas MODIS simuladas, reflectância de sensoriamento remoto e variáveis limnológicas

A fim de obter as relações entre a reflectância de sensoriamento remoto simulada para as bandas MOD09, coincidentes com os pontos de amostragem, e as respectivas medições espectrorradiométricas, assim como as concentrações de Chl-*a* e TSS, além de PDS, foram utilizados os índices que apresentam o melhor ajuste para cada variável (conforme mostra a Tabela 12). Para estabelecer a correspondência entre os valores medidos de reflectância de sensoriamento remoto e reflectância de sensoriamento remoto simulada para as bandas do sensor MODIS, foi utilizado procedimento similar o qual é descrito por Rodríguez-Guzmán; Gilbes (2009), enquanto que a relação entre as variáveis Chl-*a*, TSS e PDS e a R_{sr} simulada para as bandas da imagem MODIS coletadas em 7 de outubro de 2014 foi utilizado o método proposto por Chipman (2009). Os coeficientes de determinação (R^2) e estimativas de erro (RMSE e %RMSE) que caracterizam essas relações são apresentados na Tabela 13.

Tabela 13 - Correlações (R^2) e erros (RMSE e % RMSE) entre os modelos que relacionam reflectância de sensoriamento remoto (R_i) e os mesmos índices extraídos dos pixels da imagem MODIS cujos NDs foram convertidos para reflectância de superfície (B_i), coincidentes com os 24 pontos de amostragem do trabalho de campo de outubro/2014 e os dados obtidos *in situ*. Os dados de campo incluem tanto as medidas espectrorradiométricas (reflectância de superfície – R_{sr}), quanto determinações *in situ* (concentração de [Chl-*a*] e [TSS]; profundidade de DS em metros). B_1, B_3 e B_4 referem-se às bandas espectrais MODIS e R_1, R_3 e R_4 correspondem aos valores de reflectância de sensoriamento remoto simulados para as respectivas bandas.

	Chl-*a*	**TSS**	**PDS**
Espectral	$B_4/B_3\,(MODIS)$ e $R_4/R_3\,(Rsr)$	$B_1(MODIS)$ e $R_1(Rsr)$	$B_1^{-1}(MODIS)$ e $R_1^{-1}(Rsr)$
R^2	0,65	0,51	0,32
RMSE	3,89µg.L^{-1}	0,007mg.L^{-1}	1,41m^{-1}
% RMSE	0,24	0,29	0,27
In situ	$B_4/B_3\,(MODIS)$ e $[Chl-a]$	$B_1(MODIS)$ e $[TSS]$	$B_1^{-1}(MODIS)$ e $ProfDS$
R^2	0,70	0,79	0,61
RMSE	6,53µg.L^{-1}	2,13mg.L^{-1}	1,04m^{-1}
% RMSE	0,24	0,14	0,29

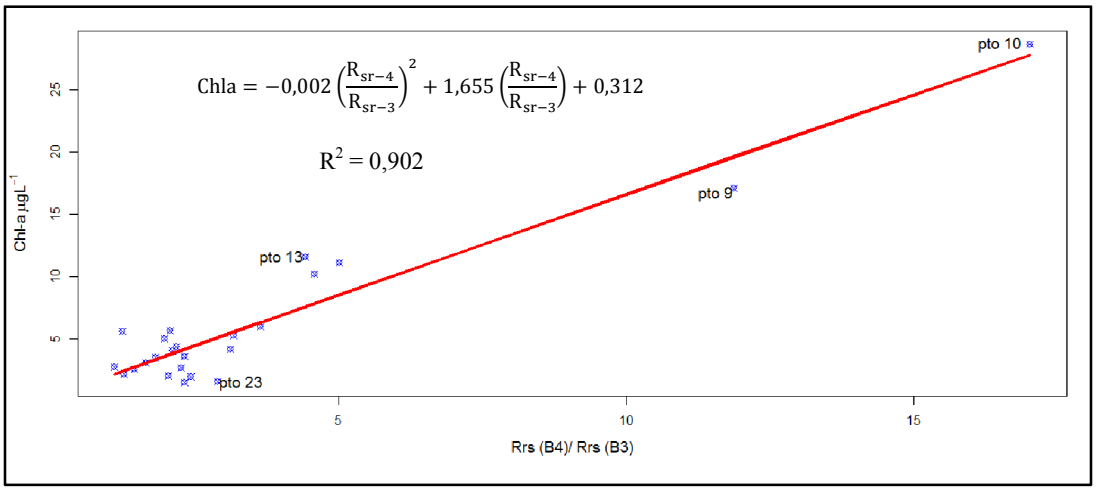
Na Tabela 13 são apresentadas as correlações entre os índices calculados pela reflectância de sensoriamento remoto e os mesmos índices extraídos para as bandas

simuladas do MODIS, verifica-se maiores coeficientes de determinação, mas não necessariamente menores erros, na comparação das bandas simuladas com os dados medidos *in situ*. A alta variabilidade entre os dados derivados das medidas espectrorradiométricas e os valores registrados pelo sensor MODIS podem ser decorrentes de oscilações nas condições meteorológicas da região na semana que antecedeu o trabalho de campo, o que pode ter afetado as condições de turbidez e espectrais do lago.

7.5.2. Modelos calibrados e validados para recuperação de variáveis opticamente ativas

A calibração, dos modelos definidos na Tabela 12, foi realizada a partir dos 24 elementos amostrais levantados na campanha de campo realizada no período de 6 a 10 de outubro de 2014 e a reflectância de sensoriamento remoto simulada para as bandas espectrais do sensor MODIS, cuja cena foi tomada em de 07 de outubro de 2014, Na Figura 14 apresenta-se o modelo ajustado para calibração da concentração de clorofila-*a*, que tem como variável independente a razão entre as bandas simuladas 4 e 3 do sensor MODIS.

Figura 14 - Modelo calibrado para recuperação da variável concentração de Chl-*a*. O coeficiente de determinação (R^2) considerou a razão entre as reflectâncias de sensoriamento remoto simuladas para as bandas 4 e 3 do produto MOD09 e a concentração de Chl-*a* medida analiticamente no campo de outubro de 2014 em 24 elementos amostrais.



A Figura 14 apresenta o modelo calibrado para recuperação da variável concentração de Chl-*a* a partir da razão de bandas simuladas do sensor MODIS, considerando a imagem do dia 7 de outubro de 2014. O modelo foi ajustado por um polinômio, cujos coeficientes são expressos na Equação 14, e resultou em um coeficiente de determinação de 0,902.

$$\text{Chla} = -0{,}002\left(\frac{R_{sr-4}}{R_{sr-3}}\right)^2 + 1{,}655\left(\frac{R_{sr-4}}{R_{sr-3}}\right) + 0{,}312 \qquad (14)$$

Sendo:

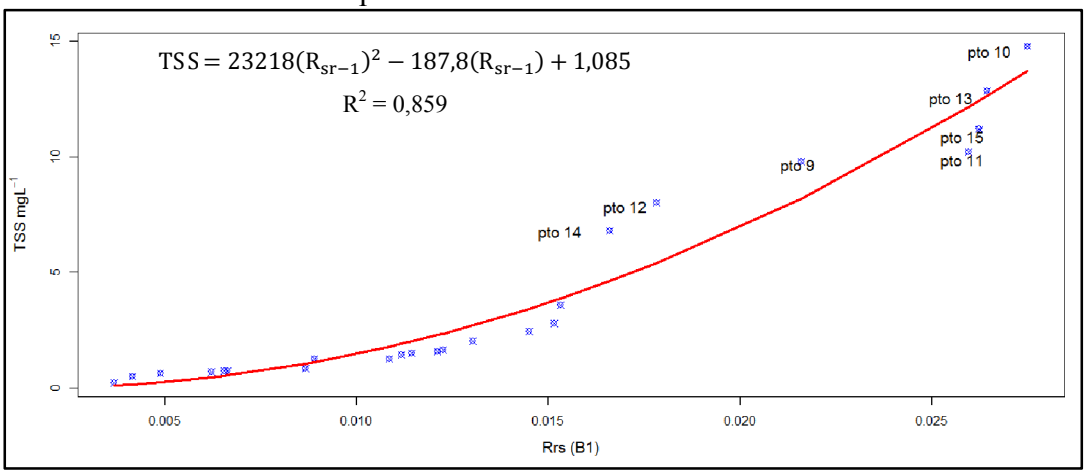
Chl-*a*: concentração de clorofila-a em $\mu g \cdot L^{-1}$

Rsr_{-4}: reflectância de sensoriamento remoto simulada para a banda 4 do sensor MODIS

Rsr_{-3}: reflectância de sensoriamento remoto simulada para a banda 3 do sensor MODIS

A Figura 15 apresenta o modelo calibrado para a recuperação da variável TSS, a partir da reflectância de sensoriamento remoto simulada da banda1 (620 – 670nm) do produto MOD09.

Figura 15 - Modelo calibrado para recuperação da variável concentração de TSS. O coeficiente de determinação (R^2) considerou a reflectância de sensoriamento remoto simulada para a banda 1 do produto MOD09 e a concentração de TSS medida analiticamente no campo de outubro de 2014 em 24 elementos amostrais.



O modelo polinomial obtido para calibração da variável concentração de TSS definiu um coeficiente de determinação (R^2) é igual a 0, 859 e é expresso pela Equação 15:

$$\text{TSS} = 23218(R_{sr-1})^2 - 187{,}8(R_{sr-1}) + 1{,}085 \qquad (15)$$

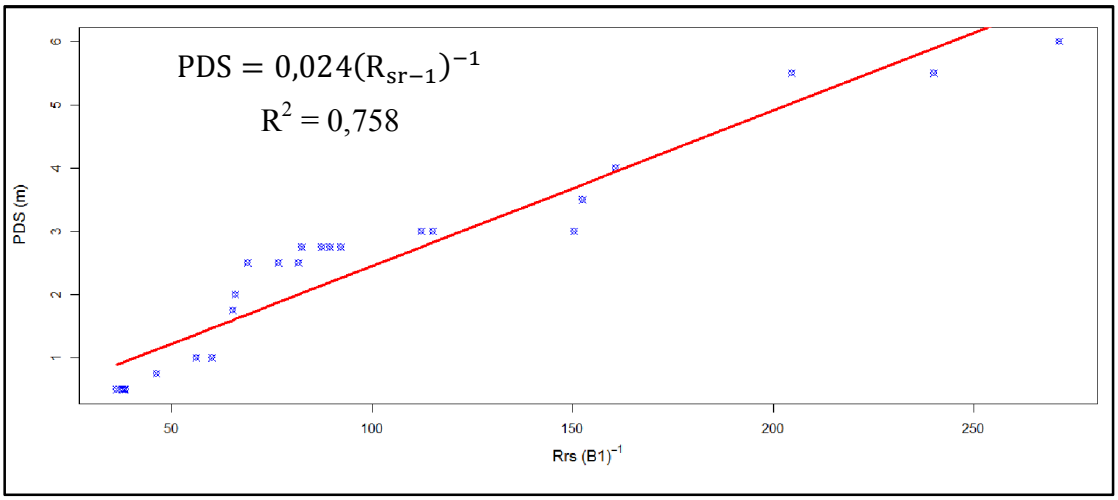
Sendo:

TSS: concentração de total de sólidos suspensos em $mg.L^{-1}$

Rsr_{-1}: reflectância de sensoriamento remoto simulada para a banda1 do sensor MODIS

Na Figura 16 apresenta-se o modelo de regressão definido para a calibração da variável profundidade do Disco de Secchi (PDS), cujo coeficiente de determinação foi igual a 0,618.

Figura 16 - Modelo calibrado para recuperação da variável profundidade do Disco de Secchi (PDS), a partir da reflectância de sensoriamento remoto simulada do inverso da banda 1 do produto MOD09, para a imagem MODIS de 07/outubro/2014. O coeficiente de determinação (R^2) considerou a coleta *in situ* realizada em outubro de 2014 em 24 elementos amostrais.



O modelo linear obtido para calibração da variável profundidade do Disco de Secchi (PDS) é expresso por:

$$PDS = 0{,}024(R_{sr-1})^{-1} \quad (16)$$

Sendo que Rsr_{-1} é a reflectância de sensoriamento remoto simulada para a banda 1 do produto MOD09 do sensor MODIS, da cena tomada em 07/outubro de 2014.

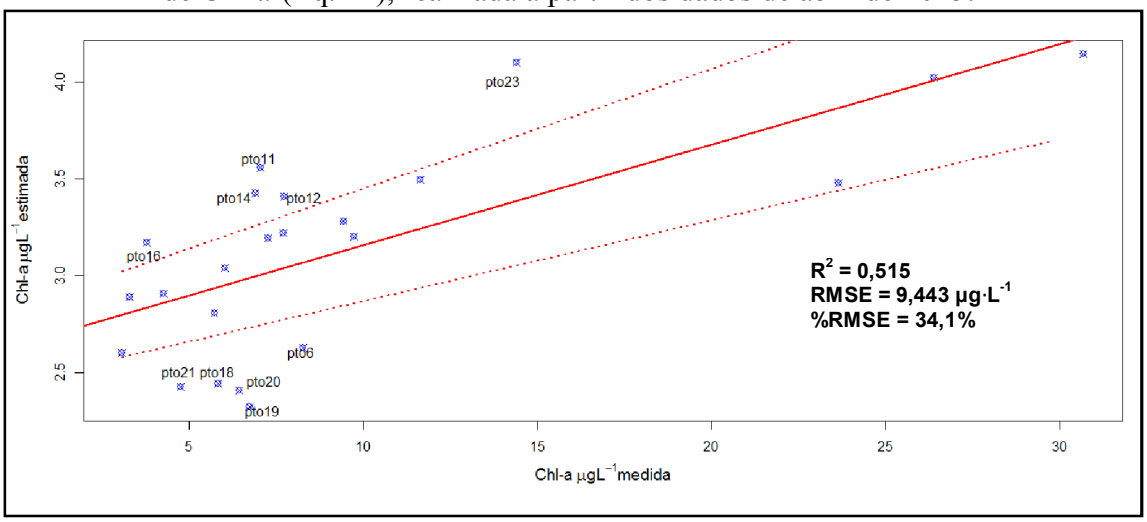
Uma vez calibrados os modelos para recuperação das variáveis, os dados obtidos na campanha de campo de abril de 2015, bem como as bandas simuladas da imagem MODIS de 17 de abril de 2015 foram utilizados para valida-los. Na validação, adotou-se o procedimento proposto por Gitelson et al. (2009a) que recomenda excluir os

valores extremos, considerando apenas as observações incluídas no intervalo de confiança de dois desvios padrão.

Os modelos ajustados para calibrar as concentrações de Chl-*a* e TSS, bem como PDS em relação às reflectâncias de sensoriamento remoto simuladas para as bandas do produto MOD09 do sensor MODIS, foram validados considerando a imagem do dia 17 de abril de 2015 e dados de campo coletados no período de 10 a 16/abril/2015. Nessa validação foram excluídos os pontos amostrais que se encontravam por fora do intervalo de confiança de dois desvios padrão, conforme indicado nas Figuras 17, 18 e 19, respectivamente para as variáveis Chl-*a*, TSS e PDS.

Os gráficos mostrados nessas figuras foram gerados com base nos modelos que melhor recuperam cada uma das variáveis e consideram os pontos remanescentes depois de se eliminar os elementos amostrais que excedem o intervalo de confiança os quais são indicados por linhas pontilhadas na cor vermelha. A qualidade da inferência realizada pelos modelos é expressa pelo coeficiente de determinação (R^2) e erros para os dados de validação (RMSE e %RMSE).

Figura 17 - Validação do modelo calibrado para recuperação da variável concentração de Chl-*a* (Eq. 14), realizada a partir dos dados de abril de 2015.



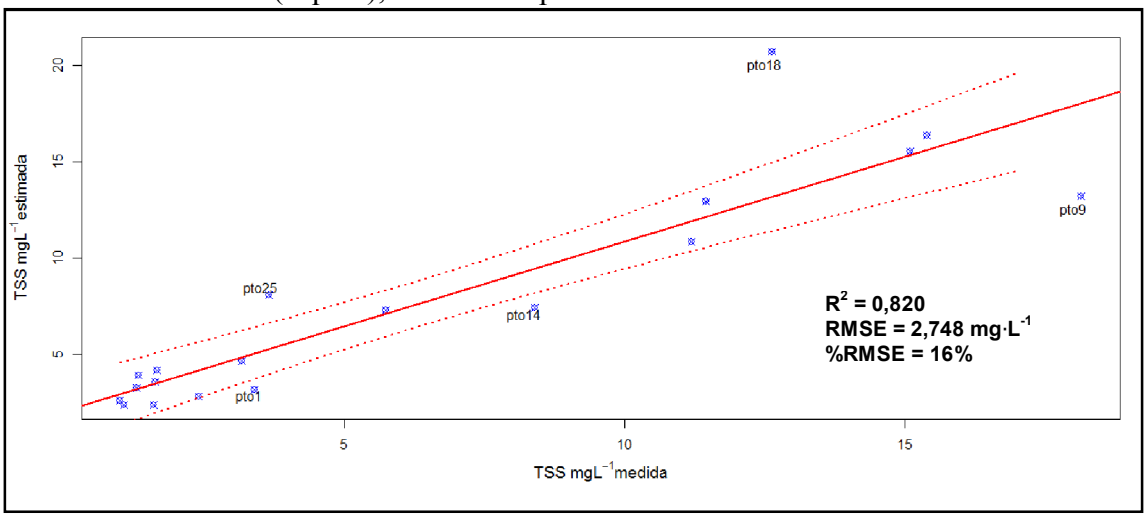
O modelo calibrado para recuperação da variável Chl-*a,* expresso na Eq.14, definiu um coeficiente de determinação entre os valores medidos e estimados igual a R^2= 0,515, com margem de erro de 34,1% e RMSE de 9,4µg.L^{-1}, o que permite qualifica-lo como moderadamente adequado para a recuperação do parâmetro opticamente ativo Chl-*a*, em que se considere o fato de que o modelo foi calibrado e

validado para épocas do ano distintas (outubro e abril, respectivamente). Na verdade, diante das dificuldades na modelagem bio-óptica de águas interiores Ogashawara et al. (2014) e Le et al. (2013) argumentam que modelos que apresentem um erro menor que 36,5% para essas águas podem ser desse modo considerados aceitáveis para recuperar concentrações de Chl-*a* que oscilem entre 0 até 50µg.L^{-1}.

As maiores discrepâncias no modelo foram encontradas nos pontos localizados no corpo médio do reservatório (pontos 18, 19, 20, 21) com o erro associado a essas medições variando de 2,320µg.L^{-1} (ponto 21) a 4,423 µg.L^{-1} (ponto19). Os elementos amostrais que apresentam um incremento nos valores estimados estavam localizados, principalmente, na desembocadura do Rio Pardo (pontos 11, 12, 14, 16). A maior discrepância foi observada no ponto 23, no qual o valor medido excede aquele estimado pelo modelo em 10,289 µg.L^{-1}.

O resultado da validação do modelo calibrado para recuperar a variável concentração de TSS (Eq. 15) é mostrado da Figura 18.

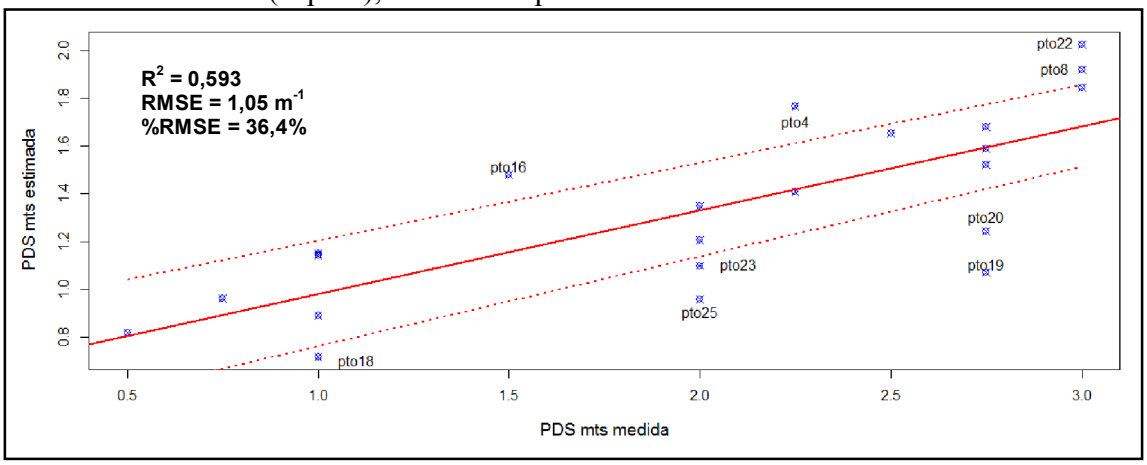
Figura 18 - Validação do modelo calibrado para recuperação da variável concentração de TSS (Eq. 15), realizada a partir dos dados de abril de 2015.



O coeficiente de determinação para as estimativas feitas pelo modelo calibrado para a recuperação do TSS foi de R^2= 0,82, com uma margem de erro de 16% para as observações e RMSE de 2,748mg · L^{-1}.

A Figura 19 mostra o resultado da validação do modelo calibrado para a recuperação da variável profundidade do Disco de Secchi (Eq. 16).

Figura 19 - Validação do modelo calibrado para a variável profundidade do Disco de Secchi (Eq. 16), realizada a partir dos dados de abril de 2015.



O coeficiente de determinação obtido para a estimativa de profundidade do disco de Secchi foi 0,593, com RMSE de 1,05m^{-1} e %RMSE igual a 36,4%. Para essa variável, as maiores discrepâncias são observadas em pontos nas proximidades da barragem e no corpo médio do reservatório (pontos 18, 19, 20, 22, 23 e 25), com diferenças entre os valores lidos e estimados entre 0,281m^{-1} (ponto18) até 1,678m^{-1} (ponto19).

Apesar do coeficiente de determinação ter sido inferior a 60%, Knight; Voth (2002) consideram que é possível usar modelos de estimação de PDS e Índice de Estado Trófico com valores de R^2 maiores que 51%. Por outro lado, o RMSE de 1,05m^{-1} é um valor de erro menor do que foi relatado nos estudos de Knight; Voth (2002), Wu et al. (2008) e McCullough et al. (2012).

7.6. Índice do Estado Trófico do reservatório de Porto Primavera

O índice trófico, diretamente relacionado com a concentração de nutrientes e clorofila-*a* no corpo d'água, pode ser estimado a partir das variáveis individuais, concentração de clorofila-*a* (Eq. 1), concentração de fósforos totais (Eq. 2) e profundidade do Disco de Secchi (eq.4). Para ilustrar a ocorrência dos nutrientes, Chl-*a* e a transparência da água no reservatório de Porto Primavera apresenta-se, na Tabela 14, as estatísticas descritivas das variáveis utilizadas para calcular o IET, considerando os dados coletados nas campanhas de amostragem realizadas em outubro de 2014 e abril de 2015.

Tabela 14 - Indicadores estatísticos descritivos das variáveis utilizadas na estimativa do Índice de Estado Trófico (IET), calculados a partir dos dados coletados nos trabalhos de campo de outubro 2014 e abril de 2015.

Variável	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
Chl-*a* ($\mu g \cdot L^{-1}$)	7,56	6,9	1,44	30,7
PDS (m^{-1})	2,18	1,31	0,25	6
Fósforo total ($mg \cdot L^{-1}$)	0,26	0,18	**0,07**	0,7
Nitrogênio total ($mg \cdot L^{-1}$)	2,38	0,68	**1,4**	4,5

Saweyer (1947) sugere que concentrações de fósforos totais (PT) acima de 0,01 $mg \cdot L^{-1}$ e concentrações de nitrogênio total (NT) superiores a 0,3 $mg \cdot L^{-1}$ são suficientes para elevar o grau de trofia de um lago e mudar sua classificação de oligotrófico para mesotrófico. Pelos indicadores estatísticos mostrados na Tabela 14 verifica-se que os valores mínimos de PT ultrapassaram esse limite em sete vezes enquanto que a concentração mínima medida nos elementos amostrais de Porto primavera de NT excedeu em quase cinco vezes o valor de referência. Beltrão e Cirilo (2015) ressaltam que valores semelhantes aos observados no reservatório de Porto Primavera ocasionaram a deterioração das águas do reservatório Jacarezinho (Pernambuco), aumentando a possibilidade de ocorrência de proliferação de cianobactérias no manancial.

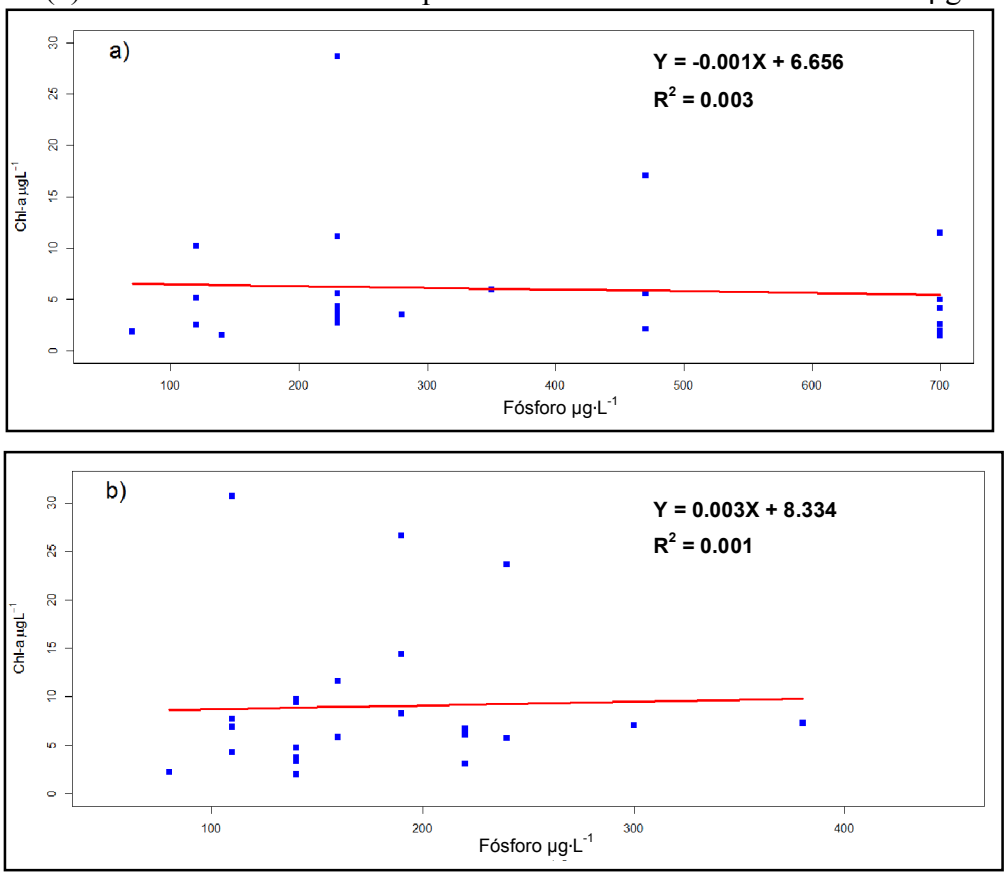
Corell (1981) argumenta que um valor alto na concentração de PT não implica necessariamente na imediata proliferação de algas, bactérias e plantas submersas, pois esse é um processo que, segundo o autor, requer que as concentrações de PT ultrapassem o valor 0,2 $mg \cdot L^{-1}$ durante um período longo (8 anos no seu estudo).

No momento, o lago de Porto Primavera não apresenta problemas severos de eutrofização, haja vista que sua formação é relativamente recente e o processo de homogeneização de suas águas ainda está em desenvolvimento. Wetzel (2001) esclarece que no início da formação de um lago, os processos de reciclagem e reequilíbrio no corpo d'água ainda não estão completos e que o tempo de residência da água no reservatório é relativamente curto, de modo que concentrações relativamente altas de PT ocasionem sua rápida eutrofização.

Corell (1981), Corel (1998) e Lamparelli (2004) recomendam verificar a correlação entre as variáveis limnológicas para observar se o conteúdo de nutrientes influencia de maneira significativa nos níveis de trofia no lago ou se variam de forma independente. Considerando, porém que a clorofila-*a* é o principal indicador do grau de

trofia, foram construídas as curvas de regressão para mostrar a relação entre essa variável e a concentração de fósforo total (Figura 20).

Figura 20 - Relação entre as concentrações de clorofila-*a* e fósforo total, calculadas a partir dos dados coletados nas campanhas amostrais de outubro de 2014 (a) e abril de 2015(b). Os valores determinados para a variável PT foram convertidos a $\mu g \cdot L^{-1}$.



A Figura 20 mostra que não há correlação entre as variáveis, ou seja, as variações na concentração de PT são independentes das variações na concentração de clorofila-*a* nos elementos amostrais levantados nas duas campanhas de campo. Os valores significativos, definidos para a variável PT na campanha de campo do mês de outubro de 2015 (Figura 20a), podem ser explicados pelas observações de Corell et al. (1998) que argumentam que a ocorrência de chuvas e, principalmente ventos, são responsáveis pelo incremento repentino de nutrientes em um lago, quando o vento revolve a coluna d'água, fazendo com que os nutrientes do fundo circulem e fertilizem temporariamente a lamina superficial do lago.

Para indicar a variabilidade do estado trófico do reservatório de Porto Primavera, apresenta-se na Tabela 15 os valores de Índice de Estado Trófico obtidos aplicando-se

as Equações 1, 2 e 4, respectivamente, aos dados obtidos de concentração de clorofila-*a*, concentração de fósforos totais e profundidade do Disco de Secchi, em cada estação de amostragem de cada levantamento de campo (outubro de 2014 e abril de 2015). No sentido de mostrar não apenas a variação sazonal, mas também as diferentes classificações quanto ao estado trófico de cada elemento amostral, utilizou-se cores distintas para representá-los.

Tabela 15 - Classificação trófica dos pontos de amostragem resultante da aplicação do índice de Carlson modificado para o estudo de reservatórios no Brasil pela CETESB (2008). A primeira coluna indica o número da estação de amostragem na qual as medidas foram obtidas. As colunas sucessivas indicam os valores de IET obtidos pela: Eq. 1, considerando a concentração de clorofila-*a* medida em outubro/2014 (IET-Chl-*a* - outubro) e abril/2015 (IET-Chl-*a* - abril); Eq. 2, a partir da concentração de fósforo total medida em outubro/2014 (IET-PT - outubro) e abril/2015 (IET-PT - abril); Eq. 4, que considera apenas a profundidade do Disco de Secchi medida em outubro/2014 (IET-PDS - outubro) e abril/2015 (IET-PDS - abril).

Elemento amostral	IET-Chl-*a*– outubro	IET-Chl-*a*– abril	IET-PT – outubro	IET-PT – abril	IET-PDS – outubro	IET-PDS – abril
1	48,5	57,7	74,1	64,4	35,4	45,5
2	51,4	50,7	74,1	61	35,4	44,1
3	50	50,1	74,1	64,4	44,1	45,4
4	53,5	55,2	67,4	67,6	41,9	48,3
5	54,6	55,5	74,1	67,1	44,1	48,3
6	53,7	52,2	74,1	67,1	45,4	45,4
7	50,4	57	71,7	66,2	45,4	46,7
8	51,6	57,8	67,4	64,4	46,7	44,1
9	60,6	62,2	71,7	67,6	70	80
10	63,1	58,7	67,4	65,2	70	70
11	58,5	56,3	67,4	69	70	70
12	58,1	56,7	63,4	62,9	60	64,1
13	58,7	56,2	74,1	62,9	70	60
14	55,1	56,4	71,7	70,4	64,1	60
15	55,4	56,7	69,9	62.9	60	60
16	53,8	53,2	67,4	64,4	50	54,1
17		52,7		64,4		54,1
18	52,1	55,3	67,4	65,2	46,7	60
19	52,9	56,0	68,6	67,1	46,7	45,4
20	54,8	55,8	63,4	67,1	45,4	45,4
21	55,1	54,3	67,4	64,4	44,1	50
22	52,8	53,8	67,4	62,9	51.9	44,1
23	48,7	59,8	64,4	66,2	45,4	50
24	49,9	63,5	60,2	62,9	34,1	50
25	51,2	62,8	63,4	66,2	40,0	50

Hipereutrófico
Supereutrófico
Eutrófico
Mesotrófico
Oligotrófico
Ultraoligotrófico

A Tabela 15 mostra como o IET calculado utilizando o PT classifica o lago de Porto Primavera como supereutrófico e hipereutrófico, o que pode ser apenas resultado da quantidade excessiva de material inorgânico em suspensão na superfície do lago, presumidamente decorrente do escoamento superficial de material produzido pelas chuvas ou mesmo pela ação do vento (Corell,1998). Observa-se, no entanto que a classificação em ambiente eutrofizado persiste no período do outono o que sugere a necessidade de um monitoramento mais frequente da entrada de nutrientes no lago. Quando é analisado o IET calculado a partir da clorofila-*a* pela Equação1 (IET-Chl-*a*) observa-se que o lago apresenta uma pequena variação devido a sazonalidade, pois nas duas campanhas de amostragem o reservatório foi, predominantemente, classificado como mesotrófico, com valores sutilmente maiores no outono (temporada seca). No que se refere ao IET calculado a partir da profundidade do Disco de Secchi, verifica-se a predominância de pontos inseridos nas categorias hipereutrófico e eutrófico para essa variável, notadamente no mês de abril.

7.7. Análise das séries temporais das variáveis opticamente ativas e do IET

Neste capítulo são apresentados os resultados obtidos depois de aplicar os índices e modelos calibrados para cada variável opticamente ativa a cada uma das 180 imagens MODIS, as quais constituem a coleção de dados temporais entre 2001 e 2015. Desse modo, as séries temporais criadas a partir das imagens MOD09 do sensor MODIS expressam as concentrações de Chl-*a* (expresso em $\mu g \cdot L^{-1}$), TSS (expresso em $mg \cdot L^{-1}$), profundidade medida com o Disco de Secchi (expresso em m^{-1}) e o valor resultante da aplicação da Equação 1 aos dados de clorofila-*a*, produzindo o Índice de Estado Trófico em função da variável Chl-*a* (IET(Chl-*a*)). Cada série temporal obtida foi decomposta pela função padrão *STL* (*Seasonal-Trend by Loess*) e suas componentes de tendência e sazonalidade foram analisadas de forma isolada e, posteriormente, confrontada com os resultados das séries temporais obtidas para as outras variáveis.

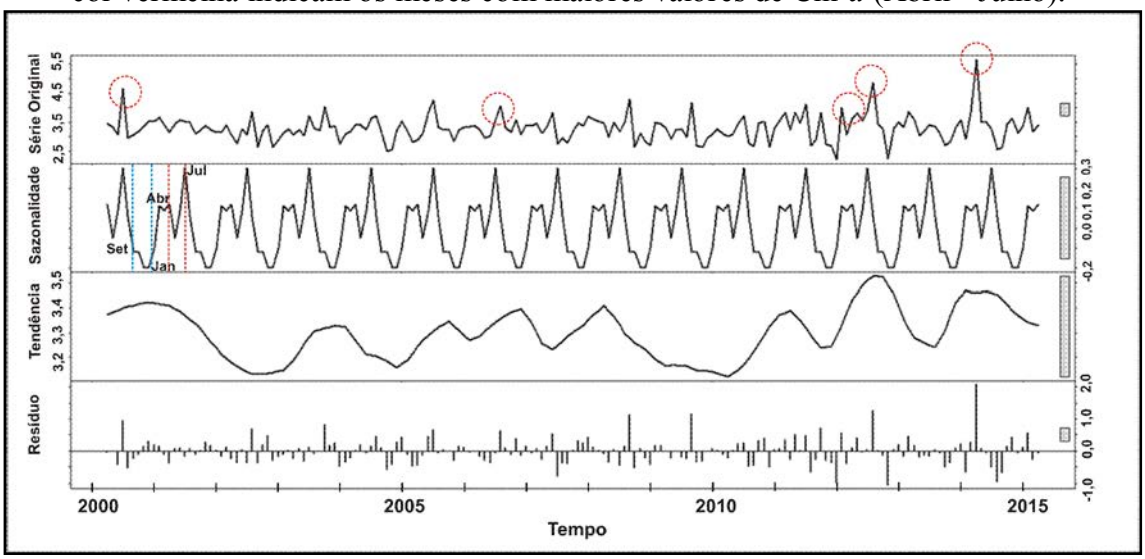
A representação padrão de uma série temporal e suas componentes é mostrada na forma de painéis. No painel superior se tem a série de dados originais (*Serie Original*), produzida para a variável analisada; o painel seguinte mostra a componente de sazonalidade (*Sazonalidade*), indicando as flutuações periódicas da variável; no

terceiro painel é representada a tendência (*Tendência*) e o painel inferior mostra a componente aleatória (*Resíduo*), resultante da subtração das componentes de tendência e sazonalidade dos dados originais.

7.7.1. Série temporal da variável Chl-a

Na Figura 21 apresenta-se a série temporal original da concentração histórica da variável Chl-*a*, bem como seus componentes de sazonalidade, tendência e aleatória, expressa pela média dos valores estimados nos 25 pontos de amostragem e posterior aplicação do modelo de calibração para Chl-*a* à coleção de imagens MODIS.

Figura 21 - Comportamento temporal da concentração média da variável concentração de Chl-*a* no Reservatório de Porto Primavera. No painel superior estão representados os dados originais que constituem a série temporal de Chl-*a* em $\mu g \cdot L^{-1}$(*Serie original*); no segundo painel tem-se a componente de sazonalidade (*Sazonalidade*); seguido da tendência da variável (*Tendência*); no último painel é mostrada a componente aleatória (*Resíduo*). Os círculos vermelhos tracejados são os picos com concentrações maiores a 4 $\mu g \cdot L^{-1}$. No painel dois são indicados com linhas descontínuas de cor azul o intervalo de meses com menores concentrações (Setembro - Janeiro). As linhas descontínuas na cor vermelha indicam os meses com maiores valores de Chl-*a* (Abril - Julho).

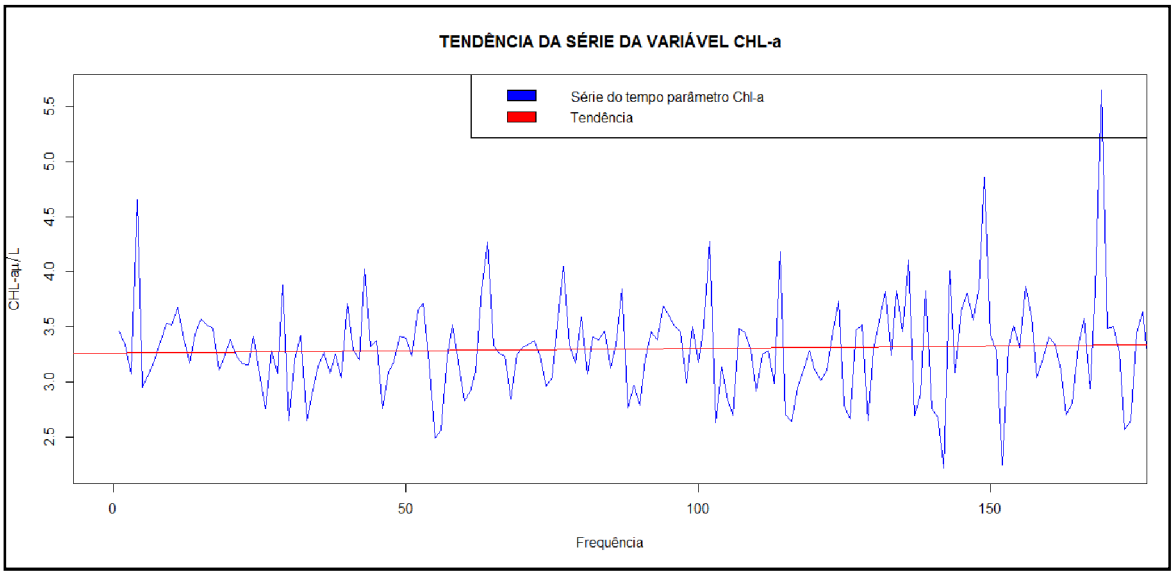


Como pode ser observado na série de dados originais da clorofila-*a* (painel superior da Figura 21) a concentração média dessa variável raramente apresenta um valor menor que 3,3 $\mu g \cdot L^{-1}$, o que permite classificar esse ambiente aquático na categoria mesotrófico. Os picos de alta concentração de Chl-*a* ocorreram no outono (abril 2012, 2014) e inverno (julho/2000, 2006, agosto 2012).

Para comprovar que a ocorrência nos incrementos da variável Chl-*a* correspondem a um padrão sazonal se realiza uma análise do comportamento desse componente, no segundo painel da Figura 21. Nessa decomposição pode-se observar que existe um padrão de sazonalidade na série temporal, encontrando os máximos valores no período abril-julho e os mínimos entre os meses de setembro a janeiro.

A componente de tendência (terceiro painel da Figura 21) indica um ligeiro incremento na concentração de Chl-*a* ao longo do tempo. Como essa variável foi efetivamente usada na estimativa do estado trófico do reservatório, foi realizada uma análise mais acurada da componente de tendência da Chl-*a*. Assim, para avaliar a tendência da variável foi utilizada uma análise de regressão linear na qual foram correlacionadas as concentrações estimadas de Chl-*a* e o intervalo de tempo (meses) de aquisição das imagens MODIS. Os resultados da regressão são apresentados na Figura 22 e na Tabela 16.

Figura 22 - Modelo de regressão ajustado à série temporal da concentração média de Chl-*a*.



A reta de regressão ajustada às concentrações médias mensais de Chl-*a*, apresentada na Figura 22 mostra que as concentrações estimadas da variável têm se mantido estáveis ao longo do período analisado. A concentração média estimada para a série analisada é de 3,30 $\mu g \cdot L^{-1}$ e essa concentração se mantém praticamente inalterada ao longo do período de 15 anos. Embora a tendência pareça sofrer um leve incremento,

esse aumento não é estatisticamente significativo, como indicam os dados estatísticos descritivos da Tabela 16.

Tabela 16 - Indicadores estatísticos descritivos dos resíduos do ajustamento da curva de tendência histórica resultante da média dos 25 pontos de amostragem para a variável Chl-*a*.

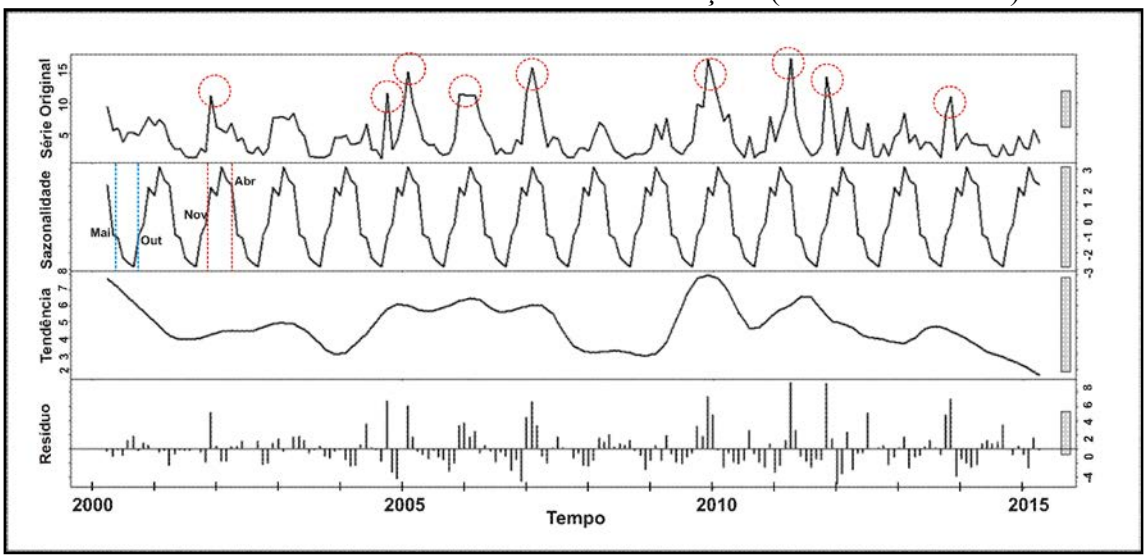
Mediana	-0,025
Intercepto	3,26
Valor mínimo	-1,1
Primeiro quartil	-0,22
Terceiro quartil	0,19
Valor máximo	2,31
Erro estimado	0,06
t- valor	49,41
Coeficiente de determinação (R^2)	0,002
p-valor	0,48

Observa-se na Tabela 16 que os valores da regressão aplicada sobre a curva da série temporal são baixos, porém o p-valor é bastante elevado indicando que a regressão não foi significativa.

7.7.2. Série temporal da variável TSS

A série temporal da concentração histórica da variável Totais de Sólidos Suspensos, expressa pela média dos valores estimados nos 25 pontos de amostragem, a partir da aplicação do modelo de calibração para o TSS à coleção de imagens MODIS e suas componentes são mostrados na Figura 23.

Figura 23 - Comportamento temporal da concentração média da variável concentração de TSS no Reservatório de Porto Primavera. No painel superior estão representados os dados originais que constituem a série temporal de TSS em $mg \cdot L^{-1}$ (*Série Original*); no segundo painel tem-se a componente de sazonalidade (*Sazonalidade*); seguido da tendência da variável (*Tendência*); no último painel é mostrada a componente aleatória (*Resíduo*). Os círculos vermelhos tracejados indicam os picos com concentrações maiores a 10 mgL^{-1}. As linhas descontinuas de cor azul mostram os meses nos que se tem as menores concentrações de TSS (Maio – Outubro), e as linhas descontínuas na cor vermelha os meses com maiores concentrações (Novembro - Abril).

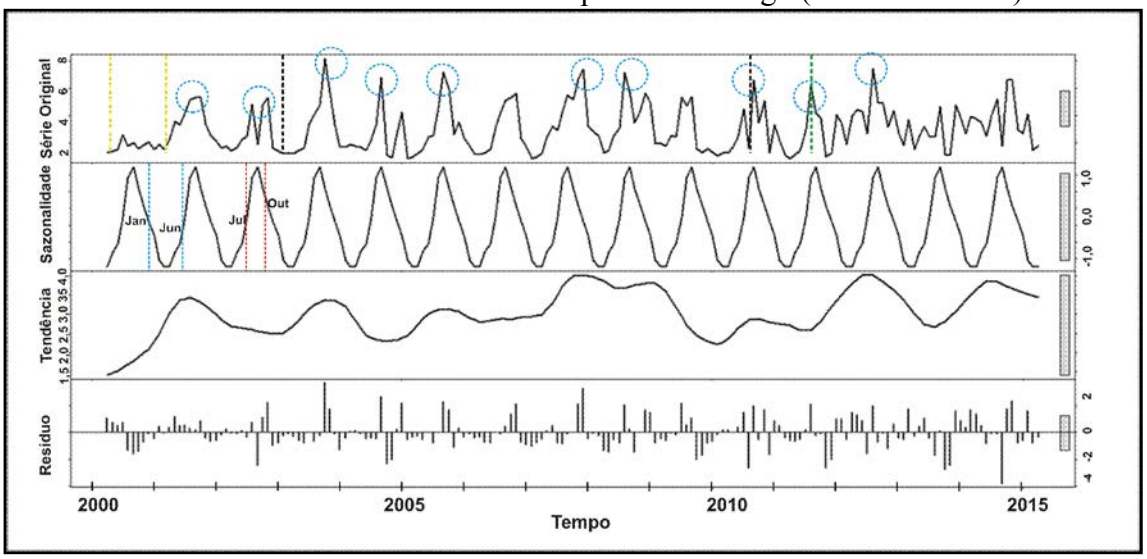


Pela Figura 23 são observados períodos do tempo em que a turbidez foi superior aos 10 $mg \cdot L^{-1}$ (dezembro/2001, fevereiro/2001, dezembro/2003, abril/2004, dezembro/2006, março/2007 e de janeiro a março/2008), notadamente no verão. Verifica-se uma forte declinação na tendência (terceiro painel) a partir do final do ano 2012, quando a concentração média de TSS decresce de valores próximos a $5mg \cdot L^{-1}$ até $2mg \cdot L^{-1}$. Apesar disso, a tendência da série temporal dessa variável, como no caso da Chl-*a*, é manter um comportamento linear e constante.

7.7.3. Série temporal da variável PDS

A Figura 24 mostra a série temporal, e seus componentes, da variável profundidade medida com o Disco de Secchi, expressa pela média dos valores medidos *in situ* nos 25 pontos de amostragem, resultante da aplicação do modelo de calibração de PDS à coleção de imagens MODIS que abrangem o período entre 2000 e 2015.

Figura 24 - Comportamento temporal da variável PDS no Reservatório de Porto Primavera. No painel superior estão representados os dados originais que constituem a série temporal de PDS em m^{-1}(*Série Original*); no segundo painel tem-se a componente de sazonalidade (*Sazonalidade*); seguido da tendência da variável (*Tendência*); no último painel é mostrada a componente aleatória (*Resíduo*). No primeiro painel, se indicam com círculos tracejados em cor azul os picos com transparência maior aos 5,5 m^{-1}. As linhas descontínuas em cor amarelo mostra o intervalo de tempo com menor transparência (<2 m^{-1}). As linhas tracejadas em cor preto indicam o período com sazonalidade regular. As linhas descontinuas em cor verde indicam o início do período com um incremento na transparência média do lago. No segundo painel (Sazonalidade) são indicados com linhas tracejadas na cor azul os meses em que se tem uma menor transparência no lago (Janeiro - Junho), e as linhas descontínuas em cor vermelho mostram o intervalo com maior transparência no lago (Julho – outubro).



As observações mensais da variável PDS (Figura 24, série de dados originais) mostram duas características principais: um aumento na transparência do lago desde o ano 2010 e uma forte sazonalidade coincidente com as temporadas de maior e menor precipitação. As medições estimadas da PDS tem um desvio padrão de 1,71 m^{-1} e oscilam ao redor de um valor médio de 3 m^{-1}, alcançando um valor máximo de 8,16 m^{-1} na primavera de 2004 e um valor mínimo de 0,85 m^{-1} no verão de 2008.

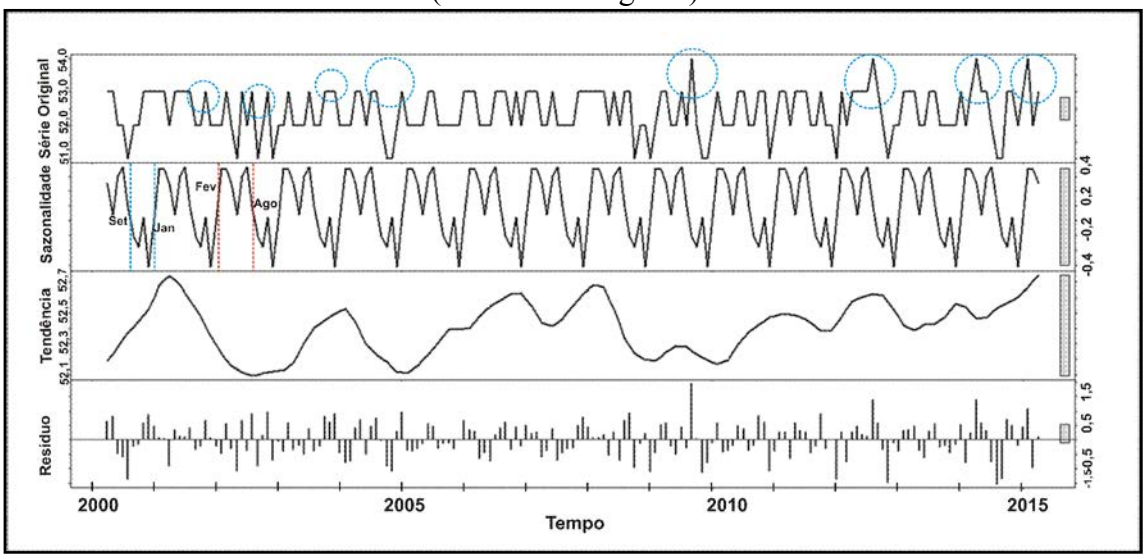
Podem ser diferenciadas três fases na série do temporal mostrada da Figura 24: a primeira, no início da série entre o outono de 2000 e o inverno de 2001 quando se tem uma baixa transparência, a segunda entre o inverno de 2003 e o verão de 2010 na qual os períodos de transparência e turbidez alternam-se definindo uma melhor correspondência com as estações do ano. Nesse intervalo de tempo a transparência do reservatório apresenta uma tendência a incrementar-se. A terceira etapa começa no

outono de 2010, quando a frequência e duração dos períodos de maior transparência aumentam.

7.7.4. Série temporal da variável IET (Chl-a)

Na Figura 25 apresenta-se a série temporal do Índice de Estado Trófico no Reservatório de Porto Primavera, estimado por meio da concentração de Chl-*a* e expressa pela média dos valores estimados nos 25 pontos de amostragem, a partir da aplicação do modelo de calibração para à coleção de imagens MODIS. Na mesma figura estão indicadas as componentes de sazonalidade, tendência e aleatoriedade dessa série temporal.

Figura 25 - Comportamento temporal do IET(Chl-*a*) no Reservatório de Porto Primavera. No painel superior está representada a série temporal do IET estimado a partir da concentração média de Chl-*a* (*Série Original*); no segundo painel tem-se a componente de sazonalidade (*Sazonalidade*); seguido da tendência da variável (*Tendência*); no último painel é mostrada a componente aleatória (*Resíduo*). Os círculos tracejados em cor azul indicam os picos com IET maior a 52. No painel Sazonalidade são mostrados com linhas descontínuas na cor azul os meses com menor IET (Setembro - Janeiro) e as linhas tracejadas em cor vermelho indicam os meses com maior IET (Fevereiro – Agosto).



A série temporal do parâmetro IET (Chl-*a*) (Figura 25) permite inferir que esse índice define um valor médio histórico em torno de 52,4 (Mesotrófico) e que a oscilação dos valores está relacionada com a dinâmica apresentada pelas variáveis TSS e PDS: altos valores de TSS encontrados definem uma correlação negativa com os incrementos nos valores obtidos para o IET e, quando a concentração de sólidos suspensos na água

supera 3 mg·L^{-1} durante 2 meses consecutivos, o índice diminui e uma reclassificação do grau de trofia do reservatório para a categoria oligotrófica é observada.

7.8. Visualização de dados temporais e espaciais

Para a visualização do comportamento temporal de cada uma das quatro variáveis analisadas (Chl-*a*, TSS, PDS e IET) foram utilizadas as técnicas *HorizonGraphs* (*HG*), coordenadas paralelas, matriz de dispersão *(SPLOM)* e mapas coropléticos.

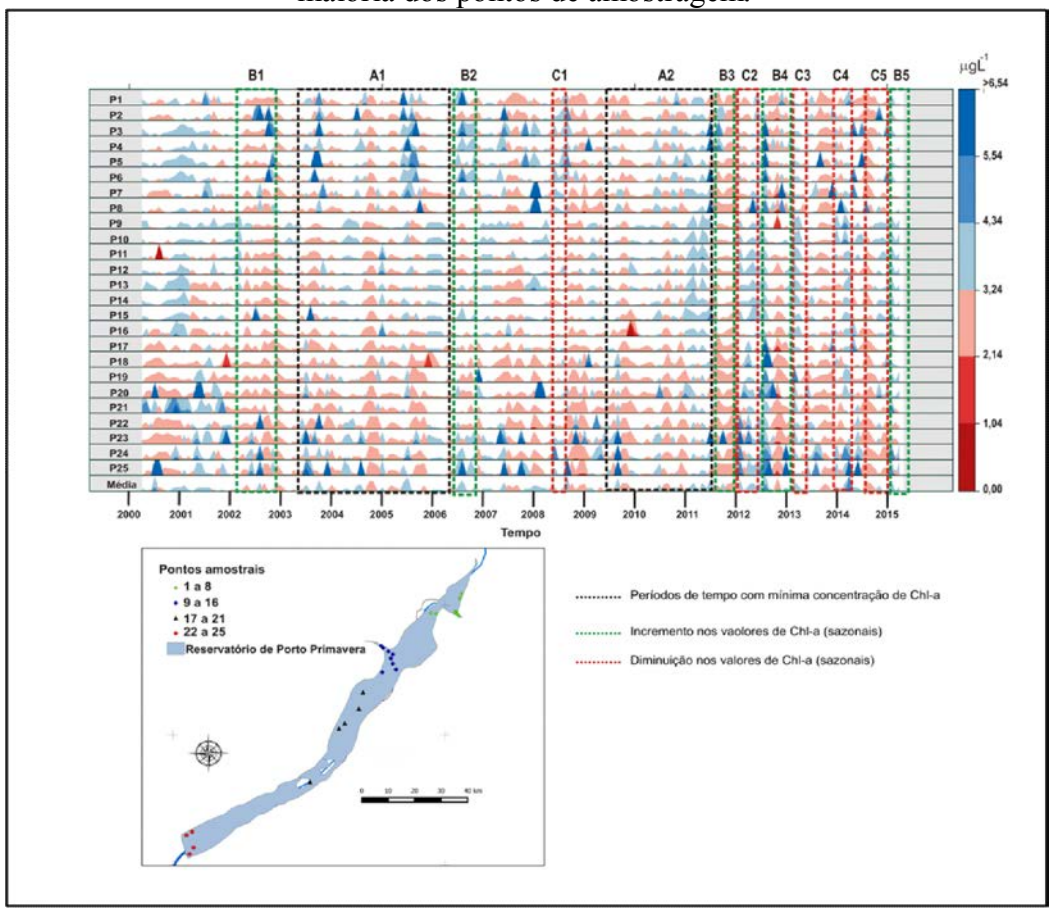
7.8.1. Análise das COAs com a visualização HorizonGraphs

A visualização HG é utilizada não apenas para observar o comportamento simultâneo dos vetores temporais dos pixels extraídos da imagem e coincidentes com as coordenadas geográficas das estações de amostragem individualmente para cada um dos parâmetros opticamente ativos e o IET(Chl-a), mas também para analisar as variações simultâneas dos quatro parâmetros em uma única visualização.

7.8.1.1. Análise da variável concentração de Chl-*a* por meio da visualização *HorizonGraphs*.

A visualização *HorizonGraphs* permite observar a dinâmica temporal dos 25 pontos de amostragem em conjunto e perceber, com melhor nível de detalhamento, os lapsos de tempo e pontos que apresentam maiores e menores variações ao longo da série temporal. Na Figura 26, utiliza-se essa técnica de visualização para apresentar os vetores temporais obtidos nas 25 estações de amostragem para a variável concentração de clorofila-*a* e seu valor médio. Um mapa de localização dos pontos de amostragem no reservatório de Porto Primavera, diferenciados por cores segundo sua posição no corpo d'água, foi inserido na parte inferior esquerda da Figura 26.

Figura 26 - Representação do comportamento temporal da variável concentração de Chl-*a* ($\mu g \cdot L^{-1}$) por meio da visualização HG. As linhas horizontais representamos pontos de amostragem (P1, P2,...P25) e a última linha indica concentração média da variável. As menores concentrações de Chl-*a* são indicadas por cores avermelhadas que assumem progressivamente tons de azul com o aumento da concentração, conforme legenda vertical à direita. No detalhe, na parte inferior esquerda, mapa de localização dos elementos amostrais no Reservatório de Porto Primavera. Linhas pontilhadas verticais delimitam períodos do tempo em que ocorre comportamento similar para a maioria dos pontos de amostragem.



Os períodos nos quais se observa uma diminuição dos valores da Chl-*a* estão destacados por linhas pretas pontilhadas na Figura 26. Esses períodos ocorrem do verão de 2002 até o verão de 2005 (A1) e da primavera de 2008 até a primavera de 2011 (A2). Em (A1) verifica-se que esse comportamento de diminuição na concentração ocorre nos pontos localizados no Rio Pardo e no meio do reservatório (9 até 21), além dos pontos próximos da barragem. Nesse intervalo de tempo, a causa da redução nas concentrações estimadas de Chl-*a* podem ser decorrentes do processo de homogeneização das águas do lago e pela alta turbidez que o lago apresentou nesta temporada.

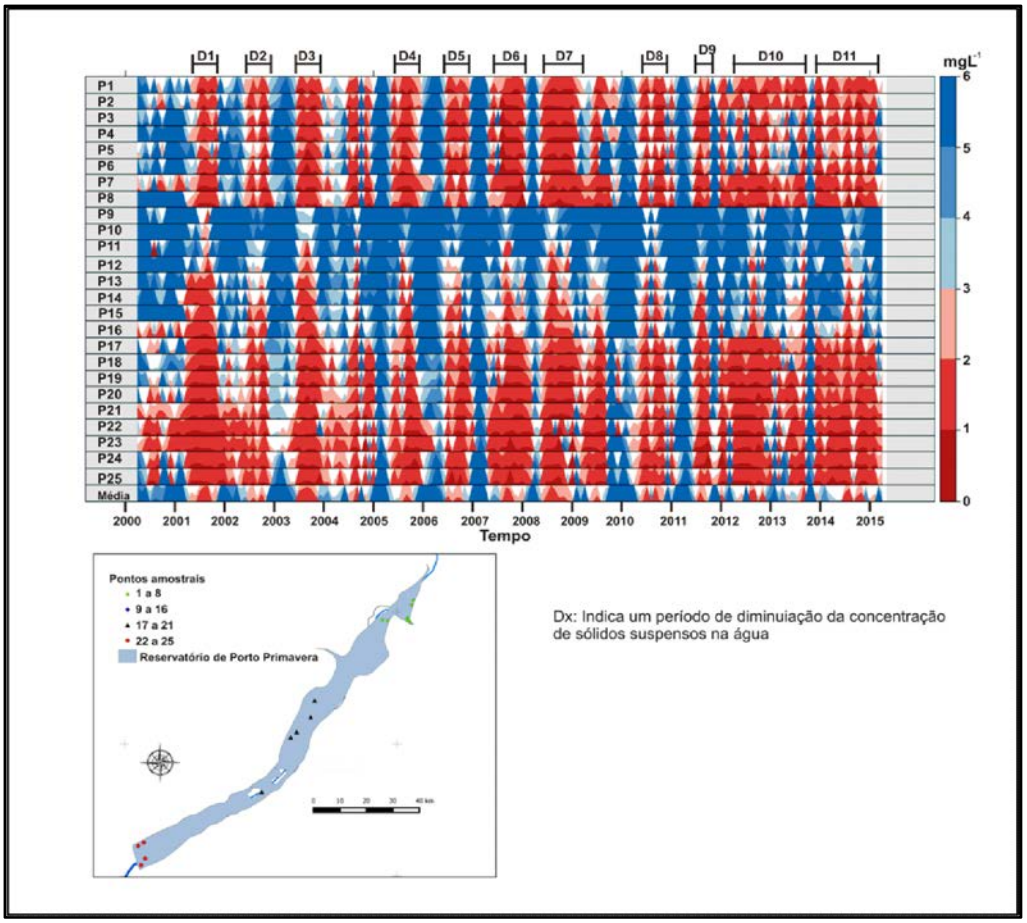
Os períodos de incremento na concentração de Chl-*a* no reservatório (B1, B2, B3, B4, B5) estão associados com a dinâmica sazonal que apresenta a variável. Dentre esses períodos de incrementos, em especial do fim do verão (março) até o início do inverno (julho), apenas B1 apresenta um lapso de incremento mais prolongado de novembro 2000 até agosto 2001.

Os períodos sazonais com menores concentrações (C1, C2, C3, C4 e C5), ocorrem especialmente entre o fim da temporada de inverno (setembro) e o fim do verão (janeiro e fevereiro) nos anos de 2007, 2011, 2012-3 e 2014.

7.8.1.2 Análise da variável concentração de TSS por meio da visualização *HorizonGraphs*

Na Figura 27 utiliza-se a visualização por HG para apresentar os vetores temporais obtidos nas 25 estações de amostragem para a variável concentração de TSS e seu valor médio. A figura inclui um mapa de localização inserido na sua parte inferior esquerda com a posição dos pontos de amostragem no reservatório de Porto Primavera diferenciada por cores.

Figura 27 - Representação do comportamento temporal da variável concentração de TSS ($mg \cdot L^{-1}$) por meio da visualização HG. As linhas horizontais representam os pontos de amostragem (P1, P2,...P25) e a última linha indica concentração média da variável. Menores concentrações de TSS são indicadas por cores avermelhadas que assumem progressivamente tons de azul com o aumento da concentração, conforme legenda vertical à direita. No detalhe, na parte inferior esquerda, mapa de localização dos elementos amostrais no Reservatório de Porto Primavera.



Na Figura 27 verifica-se que as oscilações apresentadas nos intervalos D1 (2001) até D5 (2006) são próprias da dinâmica sazonal da variável TSS (níveis mínimos entre os meses de abril até outubro ou novembro). Uma única particularidade nesses intervalos é observada nos pontos 22 a 25 em que os períodos de mínima turbidez (valores estimados menores que 2 $mg \cdot L^{-1}$) podem prolongar-se por até 2 anos.

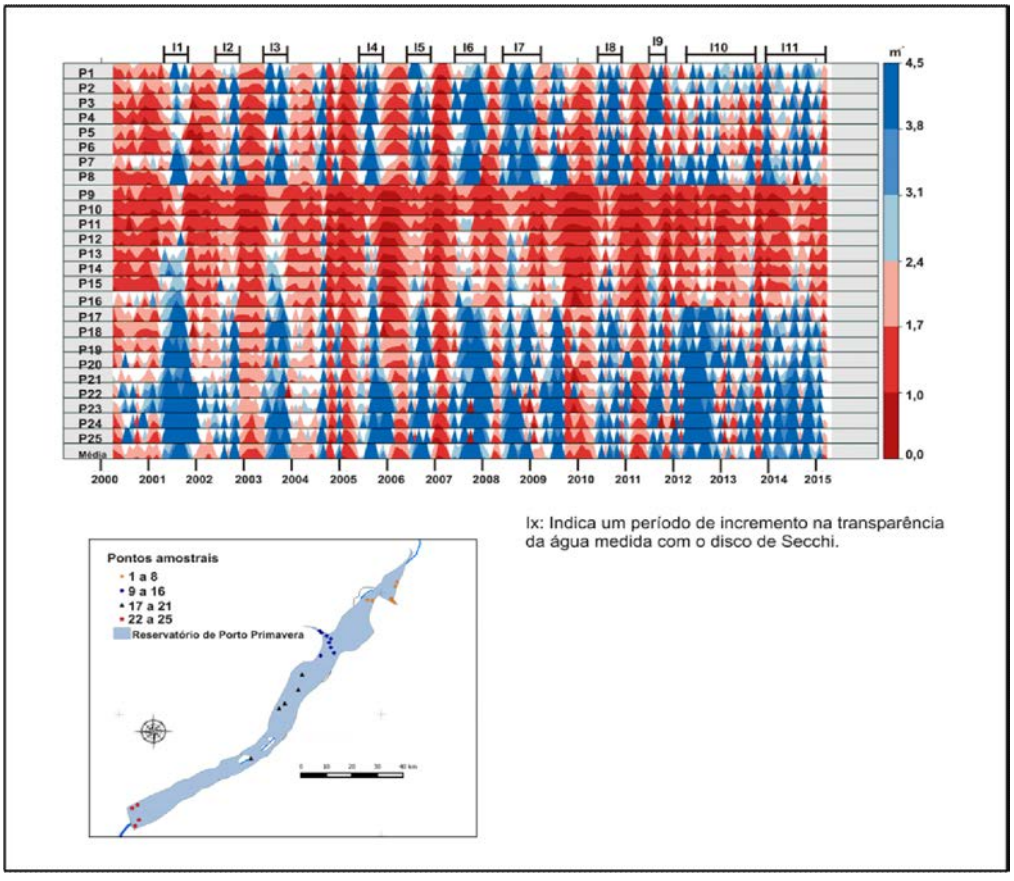
A partir do intervalo D6 (2007) os períodos de mínima turbidez começam a aumentar em frequência e duração, em pontos localizados no meio do reservatório e na desembocadura do Rio Peixe. Outra característica regional da variável pode ser percebida nos pontos 9 até 12 (desembocadura do Rio Pardo): as águas dessa região

permanecem com uma concentração estimada constante de sólidos suspensos acima dos 4 $mg \cdot L^{-1}$ em toda a série do tempo analisada.

7.8.1.3 Análise da variável profundidade do Disco de Secchi por meio da visualização *HorizonGraphs*

Na Figura 28 utiliza-se a visualização por HG para apresentar os vetores temporais obtidos nas 25 estações de amostragem para a variável profundidade do Disco de Secchi e seu valor médio. A figura inclui um mapa de localização inserido na sua parte inferior esquerda com a posição dos pontos de amostragem no reservatório de Porto Primavera diferenciada por cores.

Figura 28 - Representação do comportamento temporal da variável profundidade do Disco de Secchi (m^{-1}) por meio da visualização HG. As linhas horizontais representam os pontos de amostragem (P1, P2,...P25) e a última linha indica o valor médio de PDS. Menores profundidades são indicadas por cores avermelhadas que assumem progressivamente tons de azul com o aumento da variável, conforme legenda vertical à direita. No detalhe, na parte inferior direita, mapa de localização dos elementos amostrais no Reservatório de Porto Primavera.



O comportamento da variável PDS ao ser inversamente proporcional ao da variável TSS define uma alta correspondência (inversa) entre os períodos e locais com máxima (>6 mg $\cdot L^{-1}$) e mínima (<2 mg$\cdot L^{-1}$) turbidez. Desse modo, observa-se pela Figura 27, que a partir do ano 2007 o reservatório teve um aumento na frequência e duração dos períodos com maior transparência, especialmente nas zonas próximas da barragem e no meio do reservatório (incremento médio entre 2007 até 2015 de 0,50 m^{-1}).

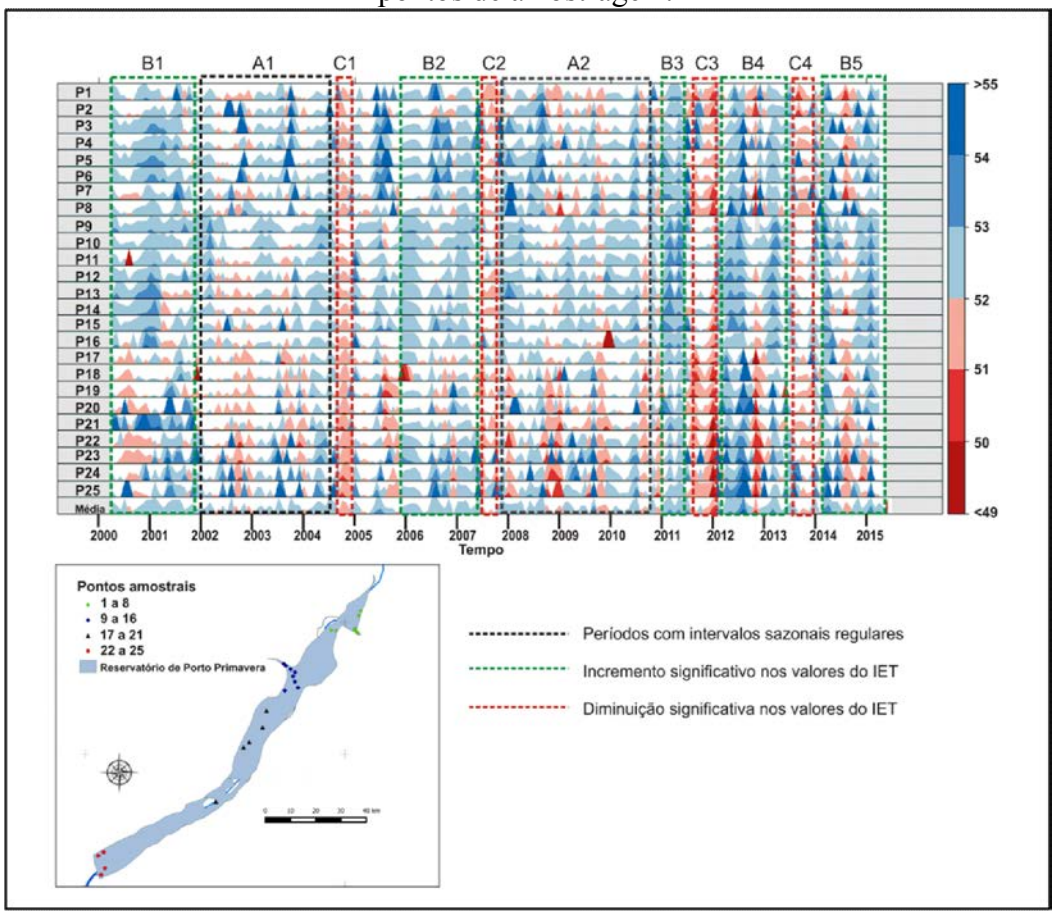
O incremento dos valores de transparência se origina, sobretudo, na região próxima do Rio Peixe onde os intervalos de transparência acontecem de forma mais repetitiva e os períodos de transparecia tem seu valor incrementado. Esse incremento na transparência da ordem de 0,9 m^{-1} é o que altera a curva de tendência como se observa na Figura 24.

As baixas leituras da PDS ocorrem em uma sequência de pontos, desde o 9 até o 16. Ao longo da série do tempo observada, a região na qual estão inseridos esses pontos apresenta PDS abaixo de 1,7m^{-1}, o que classificaria essa porção do lago como mesotrófica, para o parâmetro transparência da água.

7.8.1.4 Análise do parâmetro IET (Chl-*a*) por meio da visualização *HorizonGraphs*

Na Figura 29 utiliza-se a visualização HG para apresentar os vetores temporais obtidos nas 25 estações de amostragem para o Índice de Estado Trófico, derivado da concentração de clorofila-*a*, assim como o seu valor médio desse índice.

Figura 29 - Representação do comportamento temporal do Índice de Estado Trófico no Reservatório de Porto Primavera, por meio da visualização HG. As linhas horizontais representam os pontos de amostragem (P1, P2,...P25) e a última linha indica concentração média da variável. Menores valores de IET são indicados por cores avermelhadas que assumem progressivamente tons de azul com o aumento do índice, conforme legenda vertical à direita. No detalhe, na parte inferior direita, mapa de localização dos elementos amostrais no corpo d'água. Linhas pontilhadas verticais delimitam períodos do tempo em que ocorre comportamento similar para a maioria dos pontos de amostragem.



O grau de trofia histórico mostrado na Figura 29 indica em A1, A2 os períodos com intervalos sazonais regulares, nos quais se observa uma diminuição do índice e consequente inserção do reservatório na categoria oligotrófica. Os intervalos B1, B2, B3, B4 e B5 indicam períodos de aumento do IET; para os períodos B2, B5 e B4 tem-se intervalos de transparência constante e a condição estimado do lago será mesotrófica. Nos períodos B1 e B3, que coincidem com as temporadas com maior turbidez e maior precipitação (estimada em $\pm$ 130,81mm pelos dados das estações meteorológicas Presidente Prudente e Ivinhema), ocorrem as maiores estimativas de Chl-*a*.

Observa-se que a diminuição sazonal no IET em C1, C2, C3, C4 coincide com as temporadas com maior turbidez no lago ocasionada na temporada de maior precipitação (outubro - janeiro).

7.8.2. Análise de múltiplas séries temporais com a visualização HorizonGraphs

Para realizar uma análise mais detalhada sobre os anos com maior incremento no IET foi elaborada a Tabela 17 que mostra os valores médios anuais das variáveis Chl-*a*, TSS, PDS e IET.

Tabela 17 - Médias anuais das concentrações de Chl-*a* e TSS, da profundidade do DS e IET (Chl-*a*), no intervalo de tempo entre 2000 e 2015, e respectiva classificação trófica do reservatório de Porto Primavera.

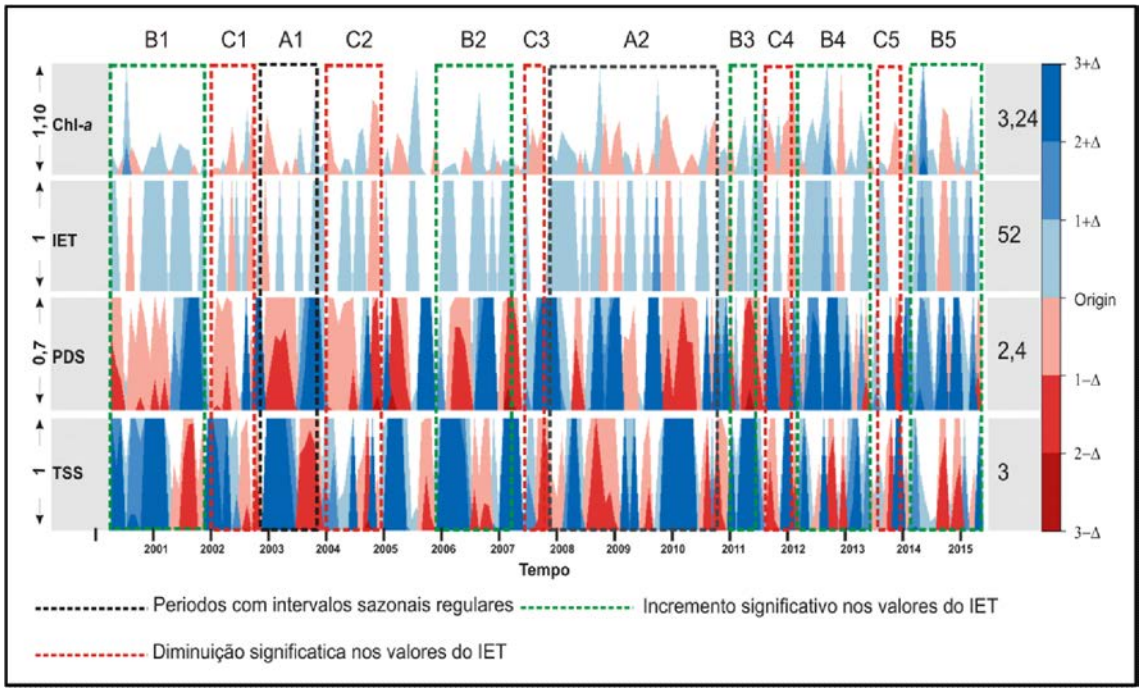
Período	Chl-*a*	TSS	PDS	IET(Chl-*a*)	Classificação
2000 - 2001	3,43	6,16	1,74	52,55	Mesotrófico
2001 -2002	3,32	3,75	3,38	52,54	Mesotrófico
2002-2003	3,1	4,66	2,52	51,72	Oligotrófico
2003-2004	3,27	3,47	3,24	52,41	Mesotrófico
2004-2005	3,19	5,83	2,33	51,86	Oligotrófico
2005-2006	3,33	6,05	3,07	52,49	Mesotrófico
2006-2007	3,35	6,01	2,75	52,57	Mesotrófico
2007-2008	3,3	3,47	3,94	52,39	Mesotrófico
2008-2009	3,26	2,93	3,63	52,37	Mesotrófico
2009-2010	3,13	7,47	2,52	51,8	Oligotrófico
2010-2011	3,25	4,37	2,89	52,45	Mesotrófico
2011-2012	3,23	6,43	2,69	51, 9	Oligotrófico
2012-2013	3,55	3,71	4,04	52,76	Mesotrófico
2013-2014	3,24	4,36	2,85	52,4	Mesotrófico
2014-2015	3,49	2,84	3,75	52,54	Mesotrófico

A Tabela 17 mostra que os maiores valores de IET estão nos períodos entre os anos 2000 – 2001, 2001 – 2002, 2006 – 2007, 2012 – 2013 e 2014 – 2015.

Como a técnica de visualização HG foi possível observar a dinâmica temporal de um conjunto de variáveis simultaneamente, a Figura 30 foi construída com o intuito de observar as relações entre as variáveis limnológicas e as oscilações no IET ao longo da série temporal que abrange o período de 2000 a 2015. Espera-se, principalmente, verificar se existe uma correlação histórica entre as variáveis limnológicas, e se o grau

de trofia é limitado pela transparência ou se essa variável tem um comportamento independente das oscilações tróficas do reservatório.

Figura 30 - Visualização simultânea do comportamento temporal das variáveis Chl-*a*, TSS e PDS e do IET (Chl-*a*) por meio da técnica HG. Nos painéis horizontais estão indicadas as variáveis limnológicas e o IET. O número indicado à direita dos painéis representa a média geral da variável, a qual é usada como origem para cada variável. O valor localizado a esquerda (entre setas) indica o fatiamento que mostra a tonalidade que será alocada a cada intervalo da série, em relação ao valor da variável estimado para o mês considerado.



Observa-se pela Figura 30, a forte correlação negativa entre as variáveis TSS e PDS. A visualização HG permite identificar em quais intervalos de tempo essa correlação foi mais acentuada, destacando-se um período de 12 meses em que a turbidez foi significativa no reservatório (maio/2000 a março/2001). Esse período coincide com os meses em que termina o enchimento do lago e também com a ocorrência de uma temporada chuvosa (precipitação média em torno de 130 mm, conforme registrado nas estações meteorológicas de Presidente Prudente e Ivinhema).

A alta turbidez registrada no intervalo de tempo B1 foi influenciada pela variável Chl-*a*, que para este caso em particular, mostrou um incremento fortemente associado com o fluxo de material particulado suspenso na água não associado a um processo trófico causado pela produção primaria de algas.

Os valores médios da PDS acima de 2,6m^{-1}, correspondentes a valores do IET superiores a 52,4, definem uma condição oligotrófico para o reservatório nos períodos de tempo entre: 2002-2003 (C1); 2004-2005 (C2) e 2011-2012 (C4). Outro intervalo de tempo em que se observa uma redução do índice trófico está entre 2009-2010, relacionado com o alto valor de sólidos suspensos entre outubro e janeiro de 2010.

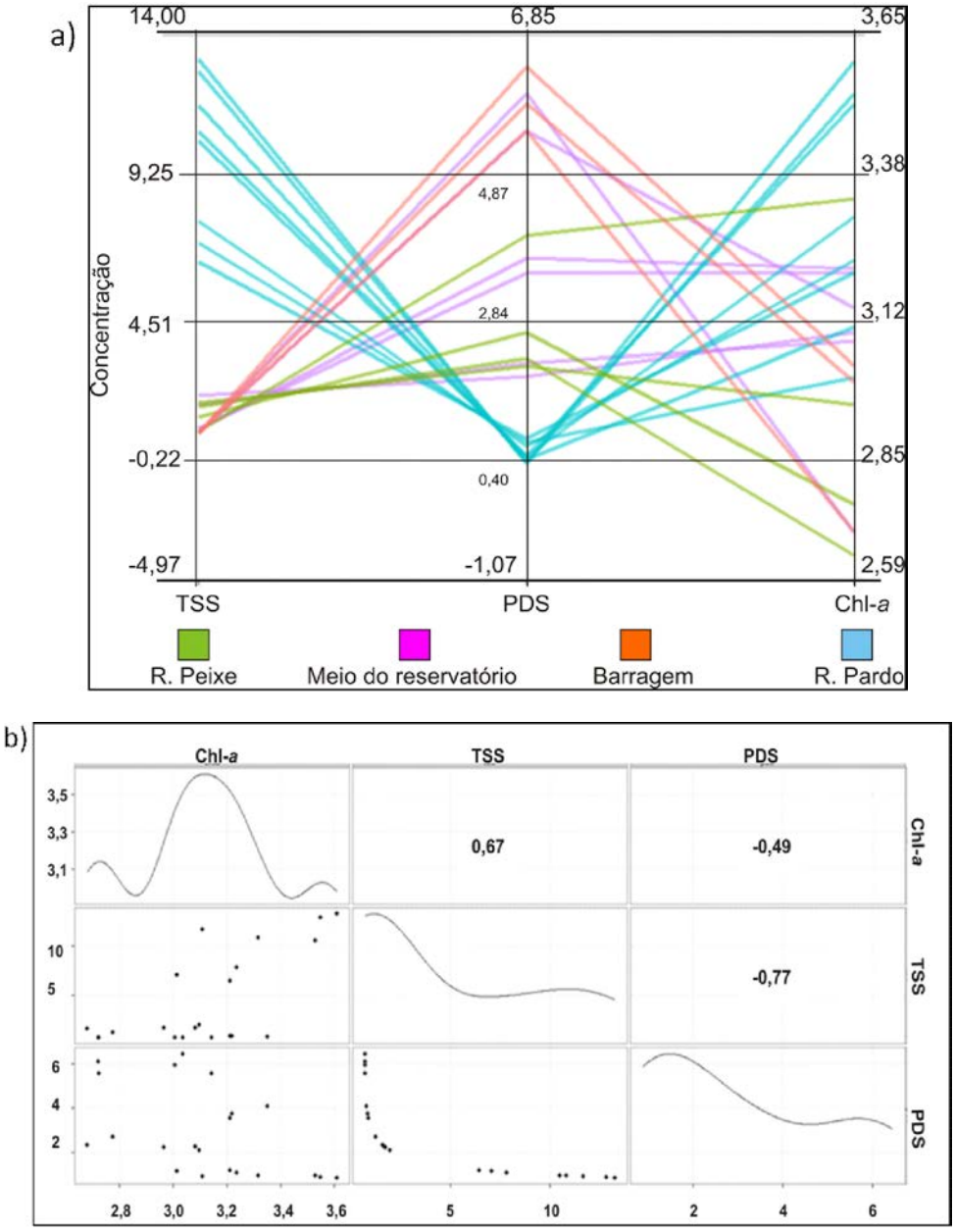
Os intervalos de tempo A1 e A2 definem uma dinâmica sazonal mais regular. Entre 2006-2007 (B2), 2011-2012 (B3), 2012-1013 (B4) e 2014-1015 (B5), indicados na Figura 29, ocorrem os períodos em que a água tem uma maior transparência e passa para a categoria mesotrófica, mostrando uma maior correlação entre as variáveis PDS e Chl-*a*.

7.8.3. Visualização de correlações: coordenadas paralelas e matriz de dispersão

Para visualizar o grau de correlação entre as variáveis opticamente ativas, geradas a partir dos valores calibrados de Chl-*a* (µg·L^{-1}), TSS (mg·L^{-1}), e PDS (m^{-1}) extraídos da imagem MODIS nos pontos de amostragem foram gerados os gráficos de coordenadas paralelas mostrados nas Figuras 31a, 32a. Nos três eixos verticais desses gráficos estão representados, em uma escala apropriada aos valores assumidos pela variável, os valores médios de Chl-*a*, TSS e PDS. As visualizações por meio de matrizes de dispersão foram inseridas na sequência do primeiro gráfico, para cada variável (Figuras 31b, 32b), a fim de auxiliar na leitura do grau de correlação entre as variáveis e compreender os padrões lineares apresentados nos gráficos de coordenadas paralelas.

A Figura 31 refere-se às visualizações das correlações por coordenadas paralelas e matriz de dispersão, entre os dados coletados no levantamento de campo de outubro de 2014 e os valores calibrados de Chl-*a* (µg·L^{-1}), TSS (mg·L^{-1}), e PDS (m^{-1}) extraídos da imagem MODIS de 07/10/2014 nos pontos de amostragem. Para estimar os valores das variáveis opticamente ativas utilizando os modelos calibrados e validados para cada uma delas, foram retirados os *outliers* detectados utilizando o método de quartis. Nesse sentido, o ponto 24 foi excluído das estimativas de Chl-*a* e os pontos 1 e 2 foram eliminados do conjunto de dados usados para estimar profundidade do Disco de Secchi, totalizando 21 pontos analisados para as três variáveis.

Figura 31 - Visualizações das correlações entre as variáveis, geradas a partir dos valores calibrados de Chl-*a* (µg·L^{-1}), TSS (mg·L^{-1}), e PDS (m^{-1})extraídos da imagem MODIS de 07/10/2014 e os valores amostrados *in situ*. (a) Coordenadas paralelas, mostrando as relações entre as variáveis por meio de linhas diferenciadas por cores para representar diferentes setores do reservatório de Porto Primavera (a). Diagramas de dispersão mostrando a relação entre pares de variáveis por meio da representação por matriz de dispersão (b).



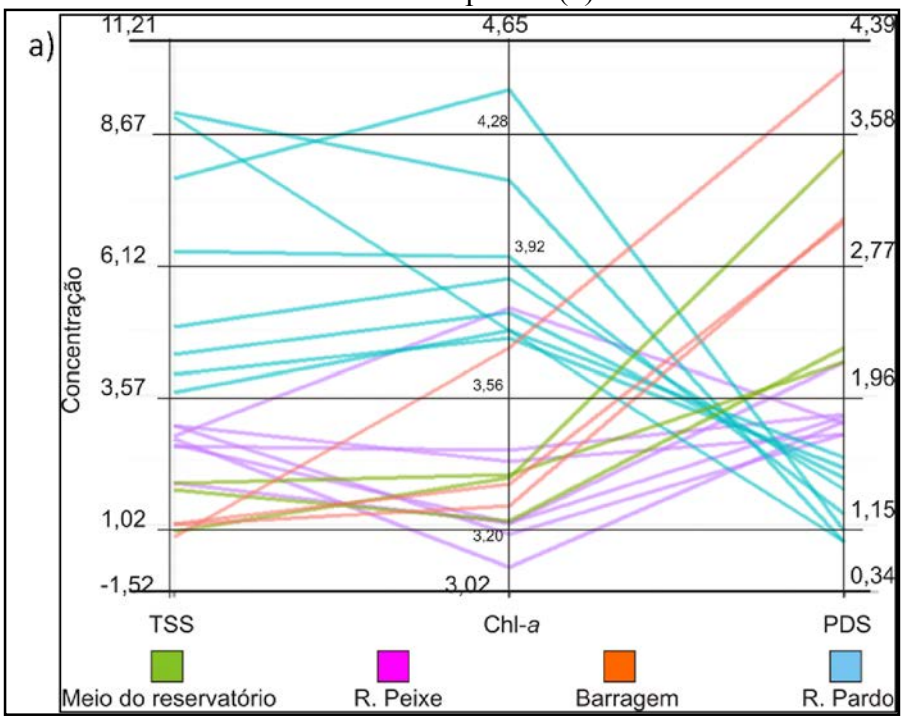
Na Figura 31a, a posição das linhas nos eixos verticais que representam as variáveis Chl-*a* e o TSS indicam que nessa data (07/10/2014), as concentrações de Chl-*a* estão mais correlacionadas com a turbidez da água e os pontos que apresentam

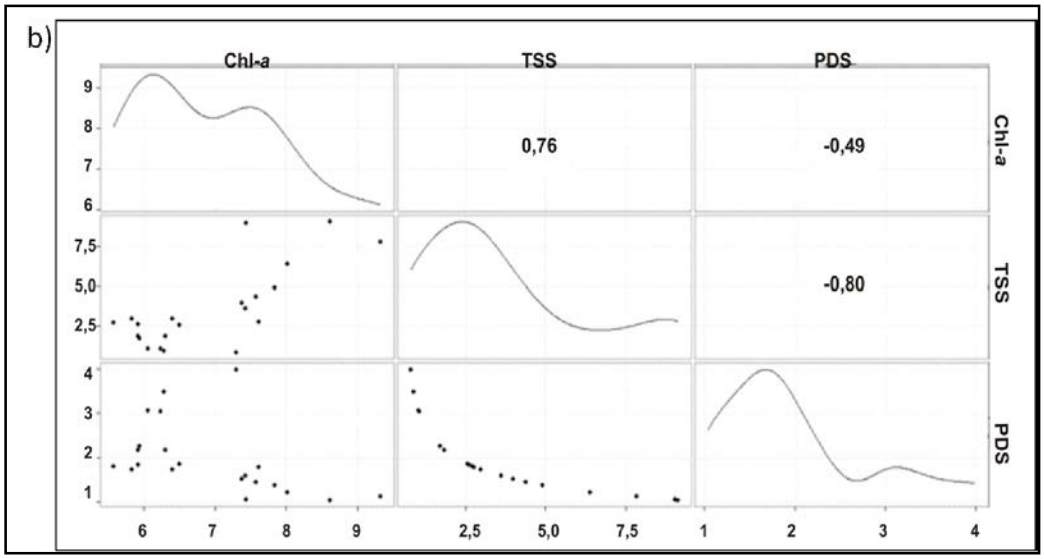
maiores concentrações para as duas variáveis localizam-se na região do Rio Pardo (linhas na cor ciano).

O grau de correlação entre as variáveis opticamente ativas é explicitado na Figura 31b, indicando que, nesta data, a correlação entre TSS e Chl-*a* é de 0,67. Porém a mais alta correlação (negativa) é a encontrada entre as variáveis TSS e PDS (-0,77), enquanto que o menor grau de correlação, entre a Chl-*a* e a PDS também é negativo.

A Figura 32 mostra os gráficos de correlação por coordenadas paralelas e matriz de dispersão, entre os dados coletados no levantamento de campo de abril de 2015 e os valores calibrados de Chl-*a* ($\mu g \cdot L^{-1}$), TSS ($mg \cdot L^{-1}$), e PDS (m^{-1}) extraídos da imagem MODIS de 17/04/2015 nos pontos de amostragem previamente definidos. Para estimar os valores das variáveis opticamente ativas utilizando os modelos calibrados e validados, foram retirados os *outliers* detectados pelo método de quartis. Os pontos excluídos foram o 1, 20 e 21, totalizando 21 observações para as três variáveis.

Figura 32 - Visualizações das correlações entre as variáveis, geradas a partir dos valores calibrados de Chl-*a* ($\mu g \cdot L^{-1}$), TSS ($mg \cdot L^{-1}$), e PDS (m^{-1}) extraídos da imagem MODIS de 17/04/2015 e coletados *in situ* nos pontos de amostragem. (a) Coordenadas paralelas, mostrando as relações entre as variáveis por meio de linhas diferenciadas por cores para representar diferentes setores do reservatório de Porto Primavera (a). Diagramas de dispersão mostrando a relação entre pares de variáveis por meio da representação por matriz de dispersão (b).





A Figura 32a indica, pela orientação quase horizontal das linhas ligando as coordenadas dos pontos localizados nos diferentes setores do reservatório, a maior correlação entre as variáveis TSS e a Chl-*a* se mantém em abril de 2015. Nessa data, observa-se pela Figura 32b que a correlação negativa entre a TSS e a PDS (-0,80) tem um ligeiro incremento, da mesma forma que a correlação positiva entre TSS e Chl-*a* (0,76). A correlação entre a Chl-*a* e a PDS se mantém em -0,49.

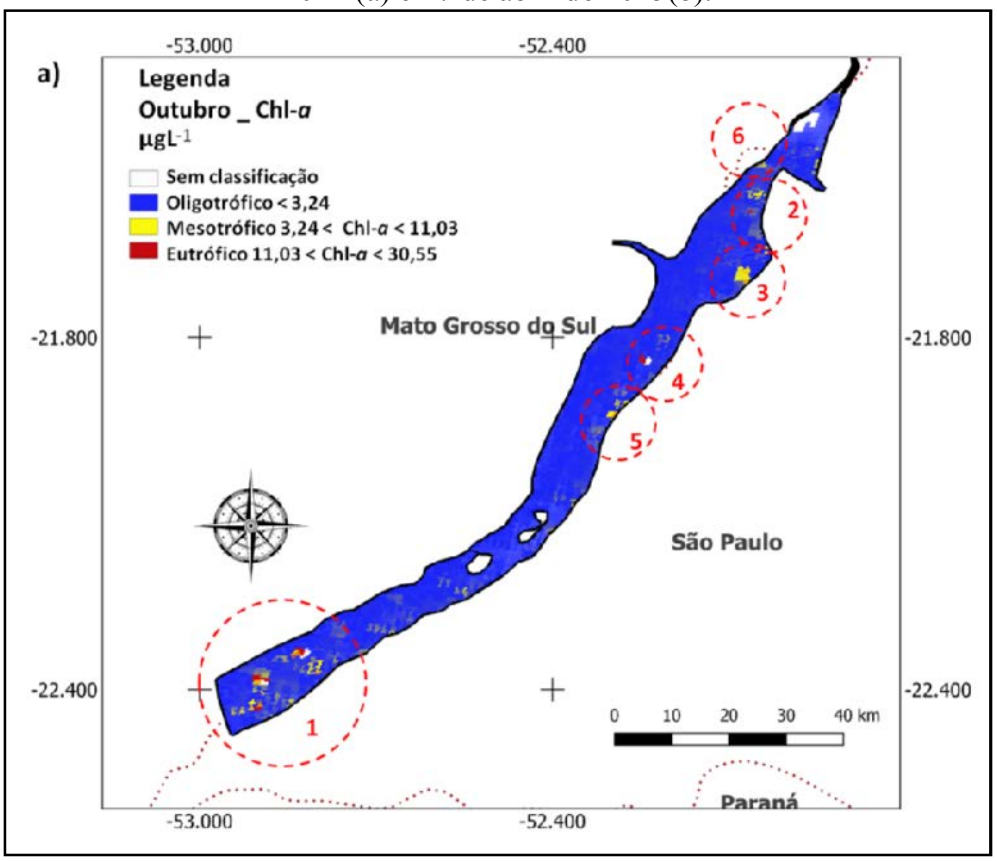
7.8.4. Mapas coropléticos

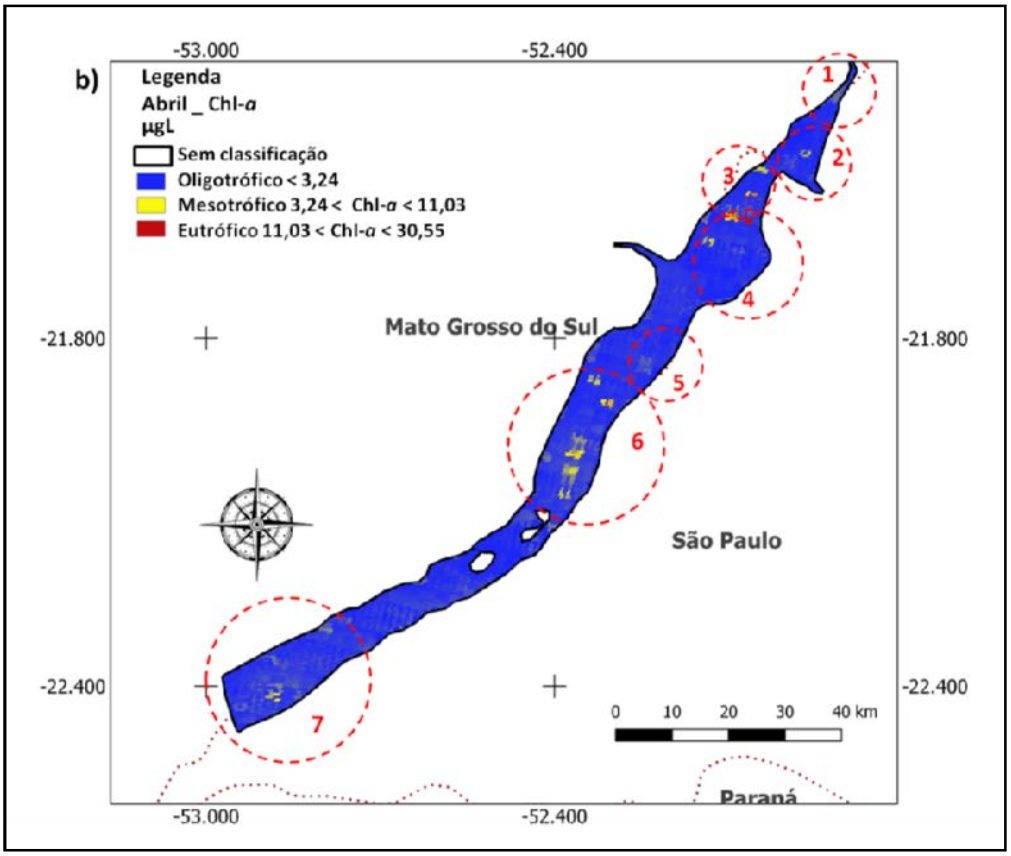
Para determinar as variações espaço-temporais foram produzidas visualizações na forma de mapas coropléticos resultantes da classificação em níveis tróficos para a variável Chl-a e IET (Chl-*a*) e intervalos de valores de TSS e PDS, os quais permitem observar a distribuição espacial dos parâmetros em diferentes cenários temporais, por exemplo, durante as campanhas de amostragem (o que aconteceu?), ou ainda a dinâmica de padrões temporais e sazonais que ocorrem no reservatório de Porto Primavera, por meio de valores médios, como a média sazonal (quando acontece?).

7.8.4.1 Distribuição espacial das variáveis durante os trabalhos de campo

A distribuição espacial da variável concentração de clorofila-*a* estimada a partir do índice B_4/B_3 extraído dos produtos MOD09 do sensor MODIS, obtidos em 7 de outubro de 2014 e 17 de abril de 2015, é mostrada nos mapas coropléticos da Figura 33a e 33b, respectivamente.

Figura 33 - Distribuição espacial da concentração de Chl-*a* estimada pelo índice B_4/B_3 extraído dos produtos MOD09 do sensor MODIS, obtidos nos dias 7 de outubro de 2014 (a) e 17 de abril de 2015(b).





Considerando os limiares adotados na classificação do estado trófico, verifica-se pela Figura 33a que uma área equivalente a 85% do lago foi classificada como oligotrófica, 13% mesotrófica, 0,8% eutrófica, com base na cena de 07 de outubro de 2014.

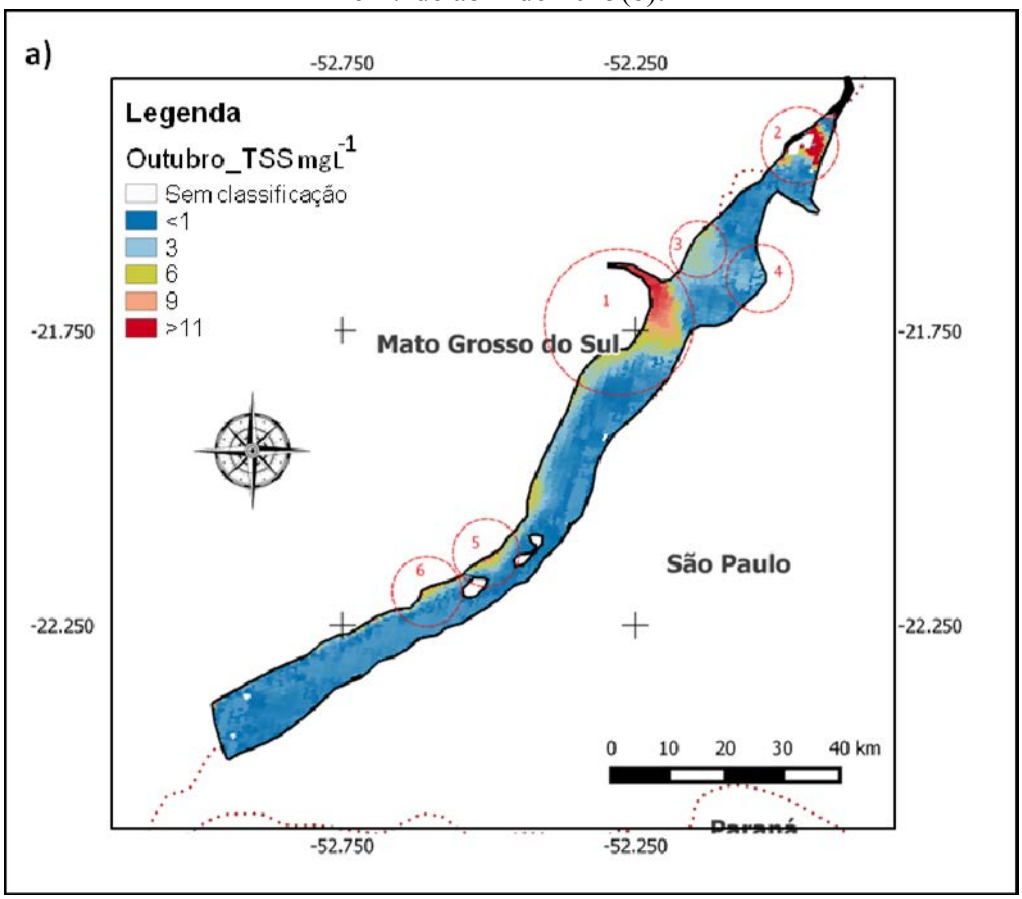
As florações de fitoplâncton localizaram-se, principalmente, na margem do estado de São Paulo, concentrados na área próxima da barragem (1). Outros locais que apresentam maiores concentrações de Chl-*a* são: a região próxima à cidade do Campinal (2); desembocadura do Córrego do Veado (3), o qual, segundo De Souza et al. (2013) teve sua carga de poluentes aumentada quando passou a receber parte do esgoto de Presidente Venceslau; desembocadura do rio Santo Anastácio (4), desembocadura do córrego São João (5), na margem do estado de Mato Grosso do Sul na desembocadura do Córrego do Paredão (6).

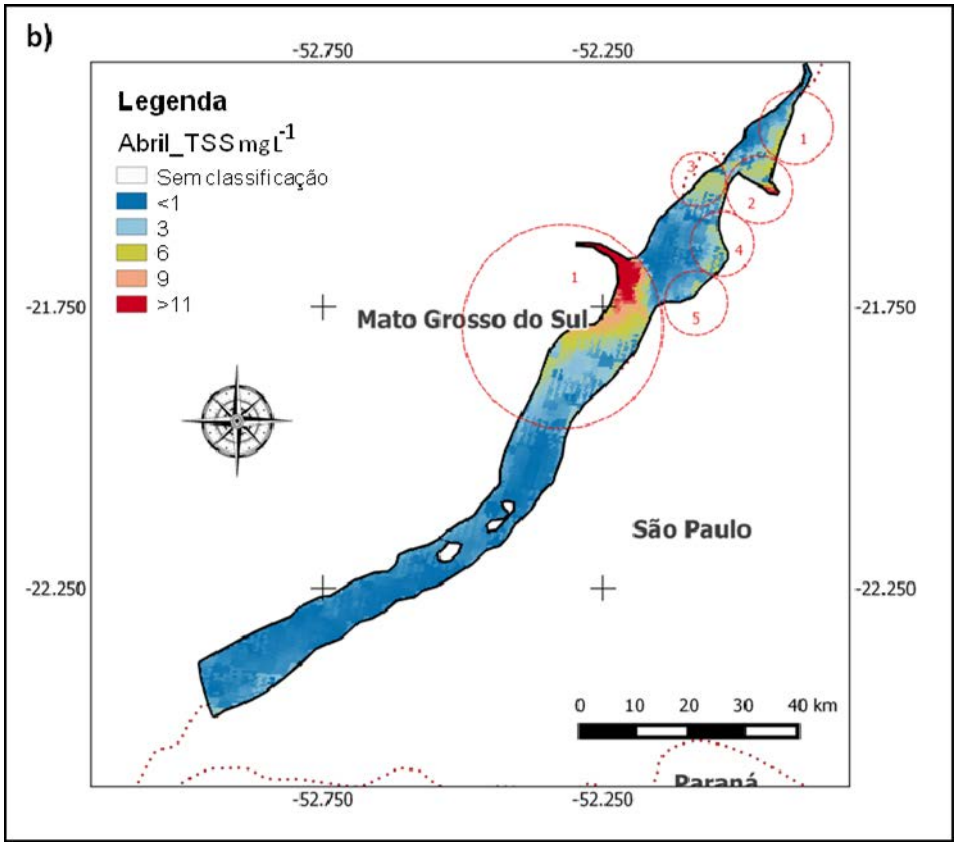
Na Figura 33b observa-se uma nova região que apresenta concentração de clorofila-*a* acima de 3,24 $\mu g \cdot L^{-1}$ localizada a montante do reservatório e que se estende desde a intersecção entre os rios Paraná e Verde (1) até as regiões próximas a desembocadura do Rio do Peixe (2). Também ocorre um incremento na concentração

dessa variável na desembocadura do Córrego Paredão (3) e na área próxima da cidade do Campinal (4). Porém o maior incremento foi observado no corpo médio do reservatório, entre as desembocaduras do Rio Santo Anastácio (5) e os Córregos Anhumas e Arigó (6) e em uma pequena área próxima à barragem (7).

Na Figura 34 apresenta-se a distribuição espacial da variável concentração de TSS estimada a partir do índice B_1 extraído dos produtos MOD09 do sensor MODIS, obtidos no dia 7 de outubro de 2014 e 17 de abril de 2015.

Figura 34 - Distribuição espacial da concentração de TSS estimada pelo índice B_1 extraído dos produtos MOD09 do sensor MODIS, obtidos em 7 de outubro de 2014 (a) e 17 de abril de 2015(b).





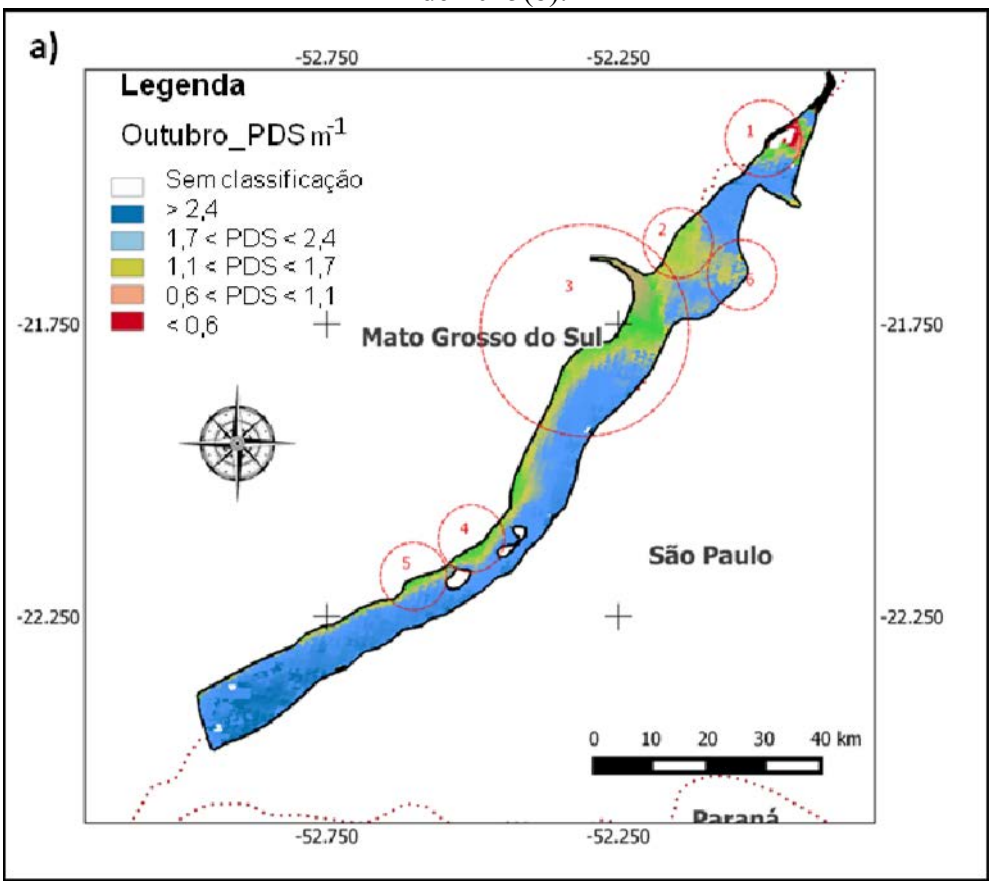
Observa-se nas Figuras 34a e 34b que o maior fluxo de sólidos suspensos no Reservatório de Porto Primavera se origina na região norte do reservatório, próximo aos locais onde se localizam os rios que têm maior contribuição na formação do lago (rios Verde, Peixe, Pardo e Taquaraçu). No mês de outubro de 2014 (Figura 34a), uma área equivalente a aproximadamente 31% do lago apresentou concentração acima de 3 $mg \cdot L^{-1}$. Nesse mesmo período foram identificados seis locais com concentrações acima dos 3 $mg \cdot L^{-1}$, localizadas principalmente na margem do estado de Mato Grosso do Sul. Esses locais, destacados no mapa correspondem a: desembocadura do Rio Pardo (1) e parte norte do reservatório (2), com concentrações superiores a 11 $mg \cdot L^{-1}$; as desembocaduras do Rio Taquaraçu (3), Ribeirão Quiteriozinho (5), Rio Quiterio (6), com concentrações acima de 6 $mg \cdot L^{-1}$; e um único ponto com valor acima de 3 $mg \cdot L^{-1}$ na margem do estado de São Paulo que ocorre na desembocadura do Córrego do Veado (4).

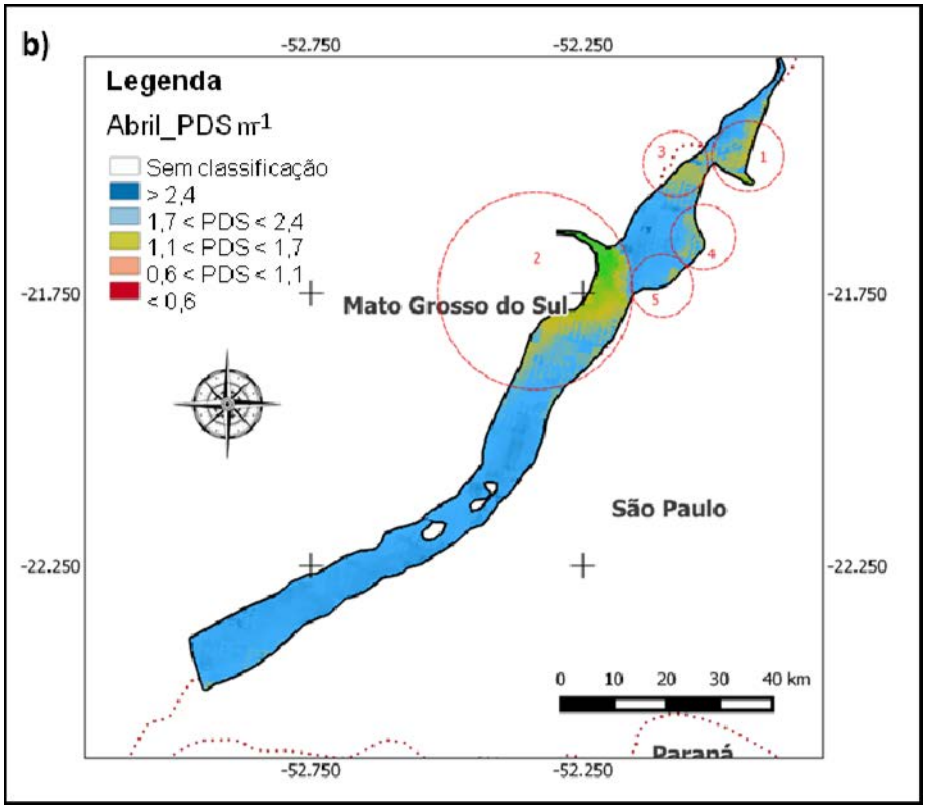
No mês de abril de 2015 (Figura 34b) uma área do reservatório equivalente a 39% do lago apresentou concentrações superiores a 3 $mg \cdot L^{-1}$. Observa-se uma diminuição na concentração de TSS na região ao norte do reservatório, no entanto, nesse local também se observa um aumento na dispersão do TSS, com concentrações

maiores que 6mg·L^{-1}ocorrendo da desembocadura do Ribeirão Marecas (1) e (2) Rio Peixe, (3) Córrego do Paredão, (4) Córrego do Veado até o Ribeirão Caiuá (5). A desembocadura do Rio Pardo mantém uma concentração superior a 11 mg·L^{-1}.

A Figura 35 mostra a distribuição espacial da variável profundidade do Disco de Secchi estimada a partir do índice B_1^{-1} extraído dos produtos MOD09 do sensor MODIS, obtidos em 7 de outubro de 2014 e 17 de abril de 2015.

Figura 35 - Distribuição espacial da variável PDS estimada pelo índice $R1^{-1}$extraído dos produtos MOD09 do sensor MODIS, obtidos em 7 de outubro de 2014 (a) e 17 de abril de 2015(b).





A distribuição espacial da transparência da água, indicada pela medida de profundidade do disco de Secchi, em 7 de outubro de 2014 é mostrada na Figura 35a. Nessa ocasião, tem-se que cerca de 70% dos pixels da imagem MODIS foram associados a uma classe de PDS maior que 2,4 m^{-1}, 18% tem a uma profundidade de Secchi inferior a 1,7 m^{-1} e 10% da PDS menor que1m^{-1}. Os valores máximos de PDS no lago foram observados na margem situada no estado de São Paulo, consequência da escarpa sem zonas de deposição marginal que ocorre na margem paulista, contrariamente a faixa larga e extensa de planície aluvial do vale do rio Paraná do lado sul-mato-grossense, que favorece a deposição de sedimentos (DIAS, 2003). Os valores inferiores a 1,7 m^{-1} localizam-se principalmente nas desembocaduras do Ribeirão Boa Esperança (1), Rio Taquaraçu (2), Rio Pardo (3), Ribeirão Quiteriozinho (4), Rio Quiterio (5) e Córrego do Veado (6).

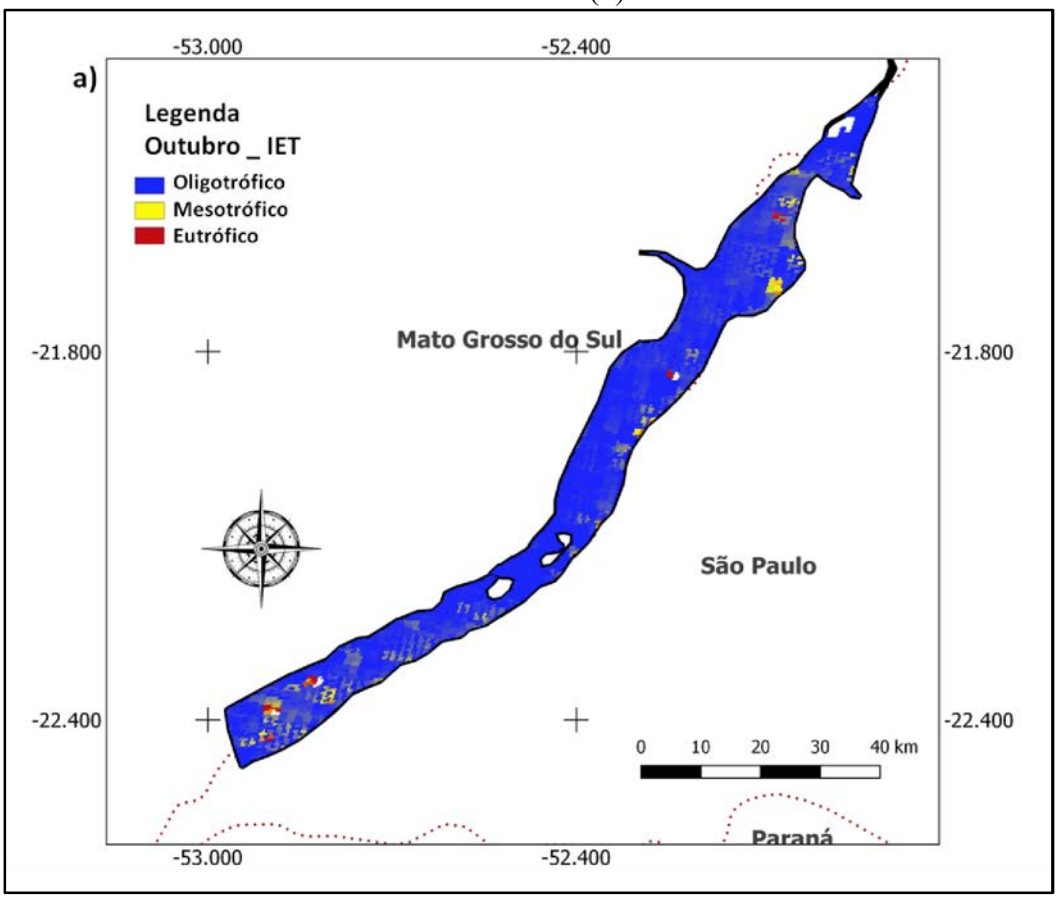
No mapa de 17 de abril de 2015 (Figura 35b) verifica-se um incremento na turbidez da água nas regiões próximas a desembocadura do Rio do Peixe (1), definindo baixos valores de PDS no Rio Peixe, coincidentes com locais onde há um aumento na concentração de Chl-*a*. Nessa data, a baixa transparência do reservatório localiza-se principalmente na sua parte norte na qual os menores valores registrados ocorreram nas

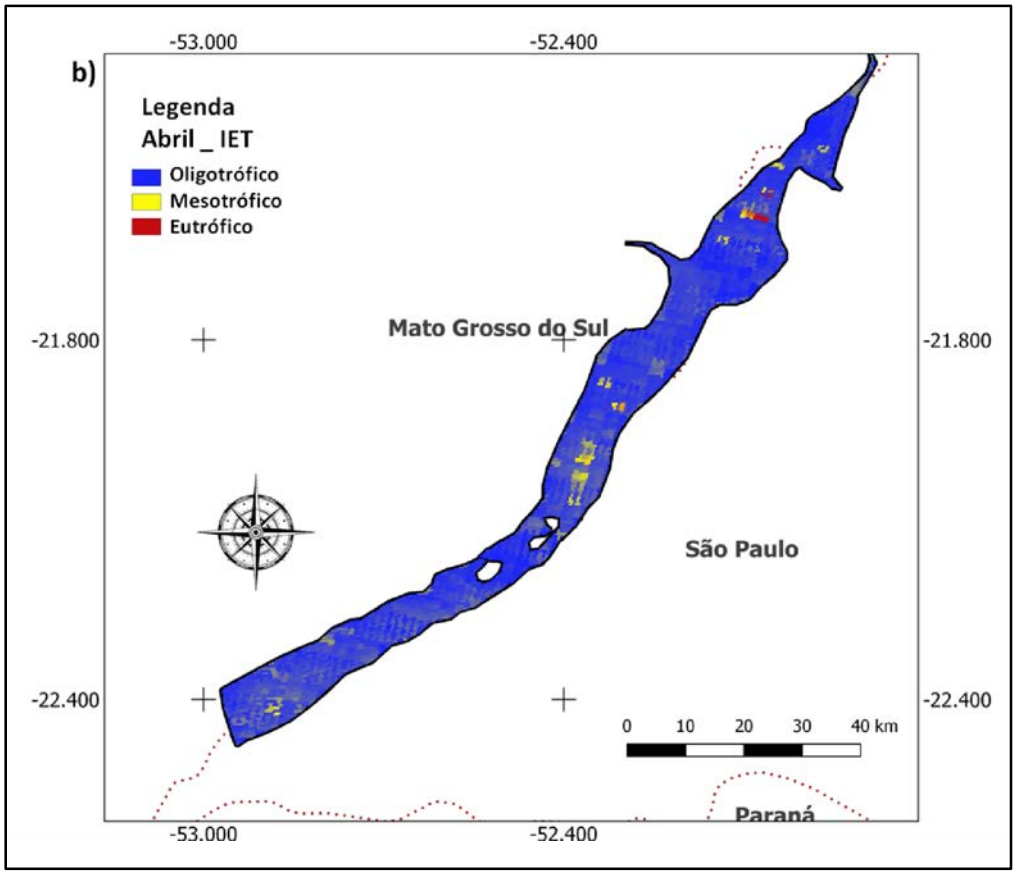
desembocaduras dos rios do Peixe (1), Pardo (2) e os córregos Paredão (3), Veado (4) e Ribeirão Caiuá (5).

A distribuição espacial do Índice de Estado Trófico, obtido a partir da variável concentração de clorofila-*a*, para os cenários obtidos pela utilização dos dados de 7 de outubro de 2014 e 17 de abril de 2015, é mostrada nos mapas coropléticos da Figura 36a e 36b, respectivamente.

Obviamente, existe uma correspondência espacial entre as regiões de maior concentração de Chl-*a* e os valores de IET, já que foram derivados dessa variável. Mesmo considerando as possíveis distorções na estimativa do IET, verificou-se que o reservatório apresenta uma condição limítrofe entre oligotrófica e mesotrófica, com mais de 75% de sua área oscilando entre IET (Chl-*a*) de 51,7 a 52,3.

Figura 36 - Distribuição espacial do IET(Chl-*a*) em 7 de outubro de 2014 (a) e 17 de abril de 2015(b).



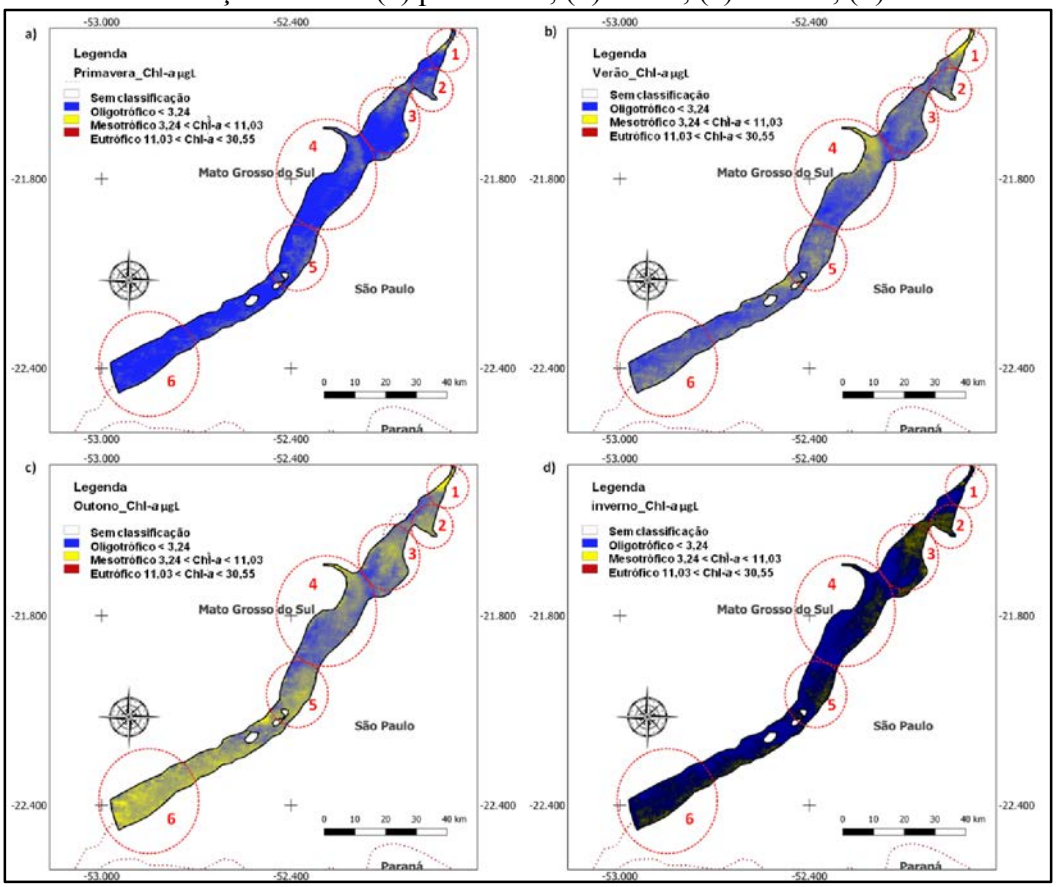


7.8.4.2. Mapas coropléticos sazonais

A análise dos parâmetros opticamente ativos recuperados das imagens MODIS indica que a alta variabilidade espacial e temporal desses componentes é influenciada por uma forte sazonalidade. Para ilustrar essa condição, são mostrados mapas coropléticos representando a distribuição espacial das concentrações de Chl-*a*, TSS e valores associados à transparência da água (PDS) e de IET (Chl-*a*) no reservatório de Porto Primavera, nas quatro estações do ano.

Assim, na Figura 37 é mostrada a distribuição espacial da classificação trófica obtida por meio da concentração média de clorofila-*a* (em $\mu g \cdot L^{-1}$), estimada a partir do conjunto de cenas MODIS referentes a cada estação do ano (primavera, verão, outono e inverno).

Figura 37 – Mapas coropléticos sazonais da distribuição espacial do estado trófico do reservatório de Porto Primavera, expresso a partir da concentração média de clorofila-*a* em cada estação do ano: (a) primavera; (b) verão; (c) outono; (d) inverno.



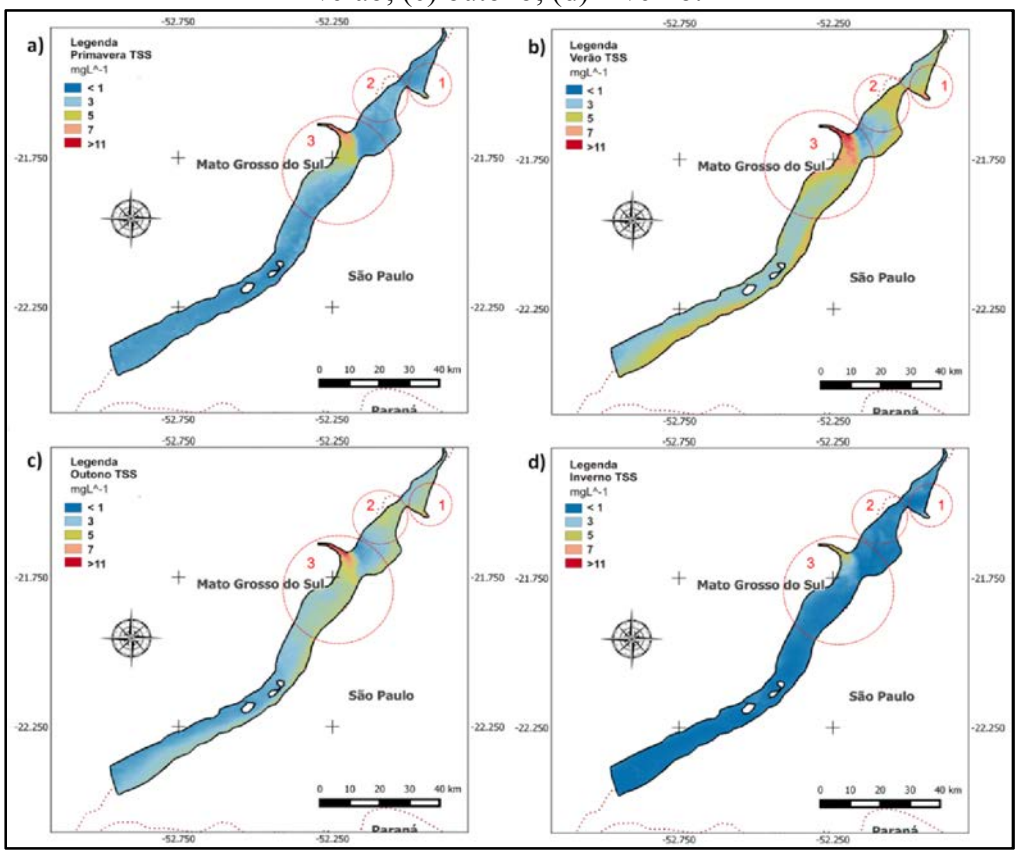
A análise da distribuição espacial da variável Chl-*a* nas quatro estações do ano (Figura 37) mostra que, geralmente, sua concentração diminui no inverno e os níveis mínimos se mantêm até o início do verão. Espacialmente, observa-se que na temporada de inverno (Figura 37d) o reservatório tem uma condição predominantemente oligotrófica e a Chl-*a* tem uma concentração de cerca de 3 $\mu g \cdot L^{-1}$ na parte norte do lago (interseção do Rio Verde-Paraná (1), desembocaduras do Rio do Peixe (2), dos córregos Paredão e Veado (3)). No período de primavera (Figura 37a), os valores estimados de Chl-*a* diminuem e a produção primaria das áreas próximas da barragem praticamente desaparece, só cerca de 7% da área do reservatório localizada principalmente na montante do reservatório conserva valores acima de3 $\mu g \cdot L^{-1}$.

Nas temporadas de verão (Figura 37b) e outono (Figura 37c) observa-se que o lago tem um incremento nas concentrações de Chl-*a* e, no verão principalmente, isso ocorre nas intersecções do Rio Paraná com os rios Verde (1) e Pardo (4) e com o Ribeirão Quiteriozinho (5). Também no verão, uma área equivalente a 37% do lago é

classificado como mesotrófica, e o valor médio da concentração de Chl-*a* permanece em torno de 3μg·L^{-1} (oligotrófico). Para a temporada do outono registraram-se as maiores estimativas da concentração de Chl-*a*, grande parte do corpo d'água passa a ser classificado como mesotrófico. As maiores concentrações médias localizam-se em áreas próximas à barragem (6) e desembocaduras dos rios Verde (1), Peixe (2), Ribeirão Paredão, Córrego do Veado e Caiuá (3) e Rio Pardo (4).

Na Figura 38 é mostrada a distribuição espacial dos intervalos da concentração média de TSS (em mg·L^{-1}), estimada a partir do conjunto de cenas MODIS referentes a cada estação do ano (primavera, verão, outono e inverno).

Figura 38 - Mapas coropléticos sazonais da distribuição espacial da concentração média de TSS no reservatório de Porto Primavera, em cada estação do ano: (a) primavera; (b) verão; (c) outono; (d) inverno.



A variabilidade sazonal do parâmetro TSS (Figura 38) indica que suas oscilações temporais na concentração média dessa variável estão relacionadas fortemente com as temporadas de seca e chuva. A temporada chuvosa favorece o fluxo e incremento de sólidos suspensos, principalmente na montante do lago, processo que aumenta

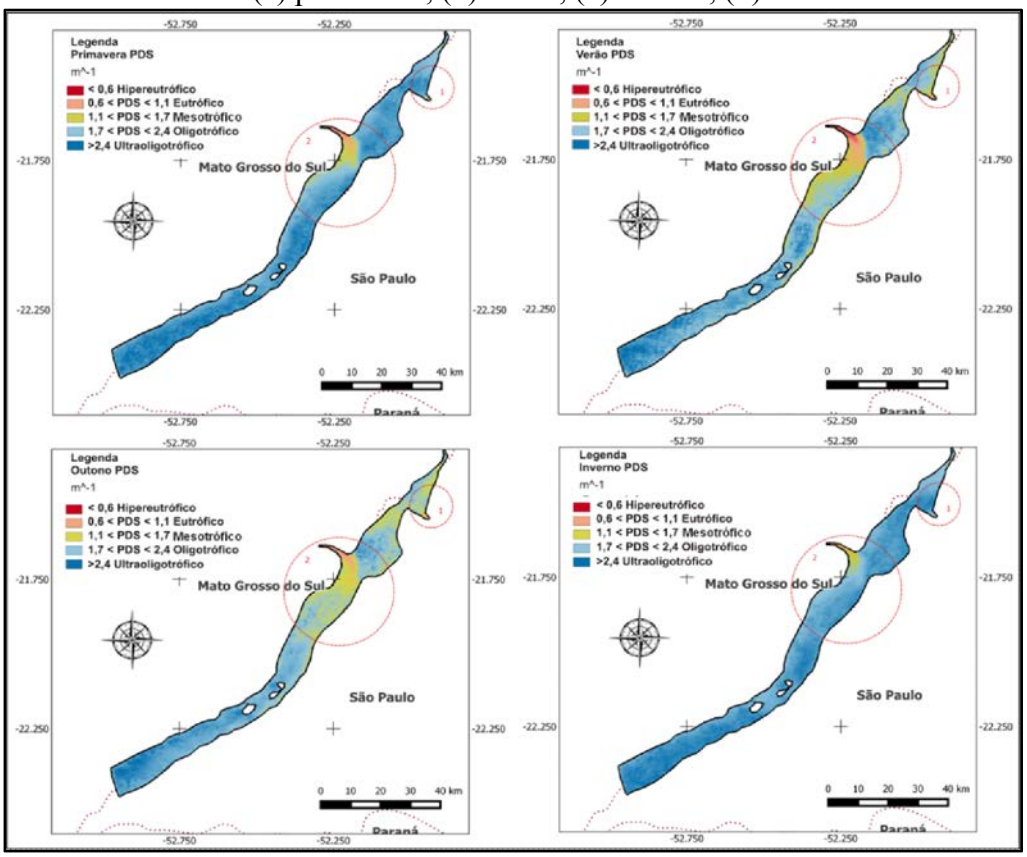
gradualmente no início da primavera (novembro e dezembro), alcança seu nível máximo no verão e início de outono (janeiro, fevereiro, março, abril), mas mantém uma tendência decrescente no intervalo de maio a setembro.

Assim, no inverno (Figura 38d), o reservatório apresentou as menores concentrações de TSS, exceto pela área localizada na desembocadura do Rio Pardo (2), em que se observa aumenta nessa concentração. Na temporada do verão (Figura 38b), com o aumento da frequência e duração das chuvas, o fluxo de material particulado proveniente do Rio do Peixe (1) e do Córregos Paredão (2), principalmente, ocorre um aumento no valor médio de TSS desde a margem do lago pertencente ao estado de São Paulo.

No outono (Figura 38c), as concentrações médias do lago diminuem e só na pluma do Rio Pardo continuam sendo observados valores acima de 11 $mg \cdot L^{-1}$, mas em uma única região do reservatório, cuja área é estimada em 6,7% do lago. A concentração de TSS na margem do estado de São Paulo diminui consideravelmente, atingindo valores inferiores a $4mg \cdot L^{-1}$ em uma área que se estende desde a desembocadura do Córrego do Veado até a desembocadura do Rio Santo Anastácio.

A distribuição espacial da variável PDS (m^{-1}), como a Chl-a, expressa em intervalos de valores associados ao respectivo estado trófico, estimada a partir do conjunto de cenas MODIS referentes a cada estação do ano (primavera, verão, outono e inverno), é representada na Figura 39.

Figura 39 - Mapas coropléticos sazonais da distribuição espacial da variável profundidade do Disco de Secchi no reservatório de Porto Primavera, em cada estação do ano: (a) primavera; (b) verão; (c) outono; (d) inverno.



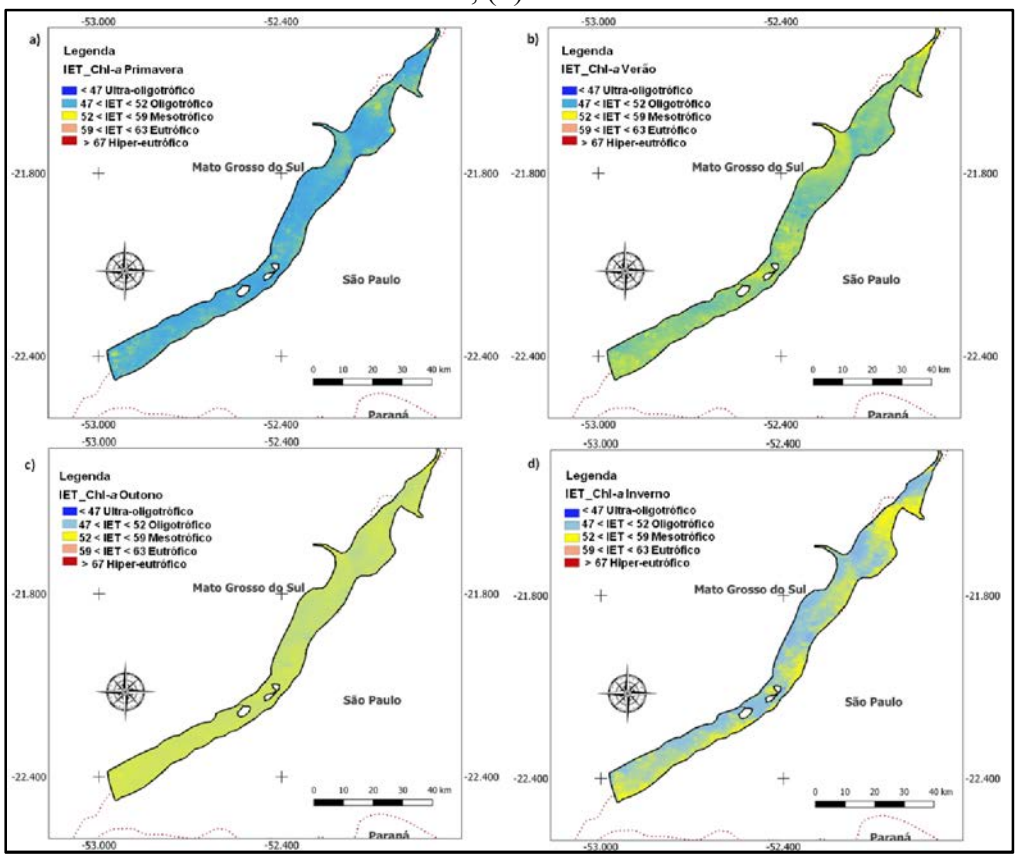
A análise da variação sazonal da distribuição espacial da variável PDS (Figura 39) mostra que a transparência da água tem uma alta correlação com as temporadas de chuva e seca. A temporada de inverno (Figura 39d) caracteriza-se por altos valores de transparência da água (PDS médio em torno de 4,5 m^{-1}), exceto na região da desembocadura do Rio Pardo, na qual valores médios estimados inferiores a 1,7m^{-1} que representam uma área de 2,1% do lago. Na primavera (Figura 39a) a PDS diminui, atingindo média próxima a 4m^{-1}, com decréscimos ainda mais significativos na região do Rio Pardo (2).

O verão é uma estação diferenciada pelos seus baixos valores de PDS (Figura 39b), principalmente em regiões localizadas a montante do reservatório, nas desembocaduras dos rios Pardo e do Peixe, na interseção dos rios Paraná e Verde e próximo ao Ribeirão Paredão. No outono (Figura 39c), a PDS média do lago é de 2,4m^{-1}, e as maiores áreas de descarga de sólidos suspensos localizam-se, sobretudo, a

montante do reservatório (rios Pardo, do Peixe, Santo Anastácio, Verde, Paraná, Taquaraçu, Ribeirão Paredão).

A Figura 40 caracteriza os ciclos sazonais na distribuição espacial do Índice de Estado Trófico no reservatório de Porto Primavera, estimados a partir da concentração de clorofila-*a* (IET(Chl-*a*)), nas temporadas da primavera, do verão, do outono e do inverno.

Figura 40– Mapas coropléticos sazonais da distribuição espacial do IET (Chla-*a*) no reservatório de Porto Primavera, em cada estação do ano: (a) primavera; (b) verão; (c) outono; (d) inverno.



Na temporada de primavera (Figura 40a) a maior parte do lago de Porto Primavera (90% de sua área) tem um comportamento notadamente oligotrófico. No verão (Figura 40b) há um incremento nos valores do IET, provavelmente relacionado com o transporte de material particulado nos rios a montante e ao escoamento superficial de material oriundo de culturas agrícolas das margens dos rios, causando um aumento no grau de trofia no corpo médio do reservatório e na área próxima à barragem. Nessa temporada, uma condição mesotrófica é observada em parte do reservatório equivalente a 72% de sua área.

O estado de trofia mesotrófico se estende por grande área do lago no período do outono (Figura 40c), atingindo mais de 90% de sua área total. Porém, o IET médio volta a diminuir no inverno (Figura 40d), mas algumas áreas mantém a condição mesotrófica, particularmente nas desembocaduras dos rios do Peixe, Santo Anastácio e Taquaraçu e no trajeto compreendido entre a desembocadura do Córrego Anhumas até o limite da barragem.

7.8.5. Características espaço-temporais das variáveis opticamente ativas exploradas nas diferentes técnicas de visualização de dados

Cada variável foi analisada com a utilização de visualizações de dados que favorecem a exploração de sua dinâmica uni e multivariada. As técnicas permitiram compreender as inter-relações espaciais e temporais entre a sazonalidade no grau de trofia e a frequência da transparência no lago. A fim de apontar as características destacadas em cada visualização, apresenta-se, na Tabela 18, as variações e padrões de cada variável opticamente ativa que são avaliadas por essas técnicas, nos domínios espacial e temporal e nas suas características de exploração uni e multivariada.

Tabela 18 - Significância das técnicas de visualização de dados na representatividade espaço temporal de eventos tróficos no reservatório de Porto Primavera. As visualizações analisadas foram *HorizonGraphs* (HG), coordenadas paralelas (CP) e matriz de dispersão (MD).

Categoria	Descrição	HG	CP	MD
Domínio Espacial				
Mudanças: incrementos/decrementos	Mudanças sazonais, porcentagem de área que muda no tempo, concentração estimada.	X	-	-
Domínio Temporal				
Extração de intervalos de tempo	Intervalo de tempo em que uma mudança acontece	X	-	-
Sequência entre eventos	Ordem de eventos que antecedem a uma mudança	X	-	-
Frequência	Número de vezes que um evento é repetido numa série de mudanças nos domínios espaço-temporais	X	-	-
Padrões espaciais ou temporais encontrados na série				
Ciclo	Período de tempo percorrido para voltar ao estado inicial. Mudanças nas variáveis	X	-	-

	ópticamente ativas e no IET.			
Tendência	Verifica qual a direção do comportamento esperado em um período de tempo.	X	-	-
Similaridades e comparações entre variáveis ópticamente ativas				
Comparação de padrões espaço-temporais entre diferentes variáveis opticamente ativas	Correspondência espacial entre padrões que podem ser comparados em curtos períodos de tempo ou para datas específicas.	X	X	X
Sincronismo na ocorrência de eventos entre variáveis opticamente ativas (correlações)	Padrões simultâneos que podem revelar relações casuais ou de dependência entre as variáveis opticamente ativas e o IET.	X	X	X

De modo geral, entende-se que as visualizações de dados são complementares. Segundo Blok (2000), Andrienko et al. (2004), uma representação geo-visual de qualquer evento natural requer a análise de múltiplas visualizações, o que permitirá obter um melhor entendimento da dinâmica do fenômeno observado. Andrienko et al. (2010a) defendem que, quando o objetivo do estudo é encontrar o comportamento temporal e analisar sua variabilidade e evolução ao longo do tempo, as visualizações que melhor representam esse tipo de comportamento são as de linha, como a de coordenadas paralelas.

As visualizações *HorizonGraphs* são apropriadas para identificar os intervalos de tempo em que ocorrem incrementos ou diminuições excepcionais, bem como correlacionar tais comportamentos a fatores externos que coincidem com eventos como as etapas de enchimento do lago ou anomalias climáticas que, por exemplo, causam um aumento na precipitação de uma região. Adicionalmente, essas visualizações podem ser úteis para verificar a tendência das séries e seu comportamento em intervalos de tempo de longa duração.

HorizonGraphs tem a particularidade de possibilitar a observação de múltiplas variáveis e mostrou-se particularmente adequada para indicar qual é o ponto ou grupo de pontos de amostragem que mais influenciam nas mudanças na média da variável, ao longo da série temporal pois permite compreender com qual frequência e em que sequência cada variável opticamente ativa apresenta incrementos ou diminuições nos seus valores. Além disso, com a visualização *HorizonGraphs* foi possível encontrar as correlações que existem entre TSS, PDS, IET e Chl-*a*, no entanto, ela não fornece um valor quantitativo da correlação entre pares de variáveis, como ocorre com coordenadas

paralelas e matriz de dispersão, que permitem verificar a correlação entre as variáveis opticamente ativas numa data em particular.

A análise sazonal da série temporal pode ser feita a partir da representação *HorizonGraphs*, utilizando essa visualização de forma individual, porém HG requer de um analise exaustiva ao longo do eixo do tempo, e um maior treinamento e domínio da visualização, além de um período longo de análise para obter conclusões relevantes.

8. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O desenvolvimento da presente pesquisa mostrou a possibilidade de caracterizar, no espaço e no tempo, o processo trófico de um reservatório tropical de grande dimensão, por meio de séries temporais de imagens do sensor MODIS/Terra. Para representar essa informação espaço-temporal foram avaliados e utilizados métodos de visualização que permitiram analisar o comportamento de variáveis opticamente ativas associadas ao processo trófico. Assim, com base nos resultados obtidos e analisados entende-se que os objetivos, geral e específicos, foram atingidos com a metodologia adotada.

O reservatório de Porto Primavera, área de estudos para a qual a pesquisa foi concebida e desenvolvida, teve seu enchimento concluído em 2003, com a formação de um lago de 2250 km^2 de área, dimensão adequada para análises com o produto MOD09 do sensor MODIS/Terra e resolução espacial de 500 metros. O delineamento amostral para a aquisição de dados nas campanhas de campo foi adequado, assim como os períodos sazonais, uma vez que os pontos de amostragem selecionados foram suficientemente representativos para explicar o comportamento espacial das variáveis opticamente ativas e do Índice de Estado Trófico. Similarmente, a taxa de amostragem temporal definida para processamento e análise das imagens MODIS, permitiu capturar as variações sazonais na série temporal.

A análise das concentrações de fósforo e nitrogênio totais, determinadas a partir de alíquotas de água coletadas nos trabalhos de campo, nas estações de amostragem, mostrou que a disponibilidade de nutrientes é alta, registrando valores acima do limiar permitido pelo CONAMA para reservatórios e águas interiores. As concentrações obtidas permitem classificar alguns pontos amostrais do lago nas categorias eutrófico e hipertrófico, sendo tais pontos localizados a montante do reservatório (setor norte), região onde se encontram os principais rios que formam o lago.

As características espectrais, espaciais, temporais e de controle de qualidade do produto MOD09GA foram efetivas para detectar alterações periódicas nos valores das variáveis opticamente ativas. Os modelos empíricos baseados nas bandas MODIS/Terra, disponibilizados na literatura e selecionados para este estudo, permitiram estimar os valores das variáveis analisadas. Embora a precisão nos valores recuperados da concentração de Chl-*a* com a razão das bandas B_4/B_3 subestime alguns valores dessa

variável, seus resultados foram úteis para entender a evolução trófica do lago, determinar quais são os fatores que limitam o crescimento do fitoplâncton e para estimar o IET a partir dessa única variável.

O índice espectral B_4/B_3 e a banda espectral B_1 do produto MOD09 mostraram-se adequados para o mapeamento das variáveis opticamente ativas concentrações de Chl-*a* e TSS (B_1) e profundidade de Disco de Secchi (R_1^{-1}), respectivamente, para o reservatório de Porto Primavera. A validação dos modelos utilizados definiu coeficientes de determinação moderados para Chl-*a* e PDS e significativo para o TSS. O percentual de erro de 34,1% para a Chl-*a* pode ser considerado moderado e, portanto, adequado para recuperação dessa variável. O maior erro obtido na validação dos modelos foi para a variável PDS, porém compatível com valores encontrados na literatura nas estimativas de transparência da água por meio da profundidade do Disco de Secchi.

Os resultados espaço sazonais das variáveis opticamente ativas mostraram que as variáveis são fortemente afetadas pelos períodos seco e chuvoso e mostram gradientes espaciais que poderiam ser melhor explicados quando são analisados e correlacionados com episódios meteorológicos como o vento, a chuva e o fluxo de material particulado proveniente dos rios e córregos que contribuem na formação do lago.

A análise da variabilidade espaço-temporal do IET (Chl-*a*) mostrou que as regiões localizadas no cruzamento dos rios Paraná e o Verde e na desembocadura do Rio Pardo (montante do reservatório) são aquelas mais influenciadas pela sazonalidade. Entre os meses de agosto a janeiro a concentração de Chl-*a* diminui devido as baixas temperaturas do fim do inverno. Já na primavera e no início do verão as baixas leituras na produção primaria se devem aos processos de estratificação da coluna d'água e a fertilização do lago, produto das chuvas que se intensificam nestas temporadas. Os valores do IET (Chl-*a*) aumentam a partir do mês de fevereiro e este aumento se estende até o mês julho e nesse período do ano, a classificação do lago altera-se até atingir o nível mesotrófico atingindo uma área equivalente a 93% da extensão do reservatório no outono.

As técnicas de visualização de séries temporais avaliadas nesta pesquisa explicitaram relações interessantes entre as variáveis analisadas, entre os pontos de amostragem analisados ao longo do tempo, considerando sua contextualização geográfica e, sobretudo, no comportamento sazonal das variáveis e entre elas.

A visualização de dados *HorizonGraphs* foi aquela que trouxe maior aporte de informações. Com a visualização simultânea em HG das variáveis ópticamente ativas e do IET foi possível verificar e isolar os períodos mais afetados pelo aumento ou diminuição do grau de trofia no lago e correlacionar esse comportamento com eventos que alteraram a transparência do corpo de água, principalmente, com as etapas de enchimento do reservatório e ciclos meteorológicos extremadamente secos ou chuvosos. No entanto, a visualização HG não pode verificar de forma clara as variações espaço-sazonais. Em consequência disso foi necessário utilizar a visualização de mapas coropléticos para espacializar a ocorrência e a dinâmica dos parâmetros Chl-*a,* TSS, PDS e o IET (Chl-*a*) no reservatório. Outra limitante do gráfico simultâneo de HG é que a pesar de permitir ter uma percepção de correlação entre a dinâmica dos parâmetros observados não é possível obter diretamente um valor do nível de significância da correlação.

A visualização conjunta nas representações de coordenadas paralelas e matriz de dispersão se mostram como um recurso útil para complementar abordagens analíticas como as estatísticas. De forma específica CP e SPLOM permitiram comprovar a relação direta que existe entre as concentrações de TSS e Chl-a nos pontos coletados nas regiões dos rios Pardo e do Peixe. Quando as concentrações de TSS diminuem para valores inferiores a $3mg.L^{-1}$ ocorre uma correlação positiva maior entre a Chl-*a* e a transparência medida com o Disco do Secchi.

Os mapas coropléticos mostram uma representação estática da distribuição espacial das variáveis opticamente ativas à série temporal, porém a aplicação de filtros adequados à componente temporal permite gerar mapas para as diferentes estações do ano e verificar além da extensão de áreas ocupadas pelas diferentes classes, qual é a dinâmica sazonal e deslocamento espacial de cada parâmetro.

Considerando a hipótese deste estudo é possível concluir que a utilização das técnicas de visualização de dados mostraram não só serem eficientes para representar de maneira adequada a dinâmica espaço-temporal do nível trófico da área de estudo, mas que também provê, por primeira vez, uma linha base de informação sinóptica para

monitorar as variáveis associadas com a qualidade da água e prevenir a eutrofização do reservatório de Porto Primavera.

Cabe acrescentar ainda mais algumas recomendações para trabalhos futuros:

- Se for possível, e quando se tenha ausência de observações de campo apoiar-se em variáveis auxiliares meteorológicas como o valor médio mensal de chuva e de vento. Estes parâmetros podem ajudar a compreender incrementos e quedas dos valores dos parâmetros ópticamente ativos.
- Utilizar imagens geradas por outros sensores como é o caso de Lansat 8 para melhorar a resolução espacial das imagens, apesar de que na nova imagem serão apresentados os resultados obtidos em MODIS as imagens terem uma resolução melhorada do pixel (30 m^{-1}).
- Utilizar outras técnicas de análise temporal para encontrar comportamentos cíclicos ou periódicos que afetam a série do tempo, e comparar os resultados com os apresentados neste trabalho.
- Desenvolver um sistema integral e padrão com o qual permita trabalhar com imagens e produtos gerados por diferentes sensores remotos e com diferentes extensões, isto ajudará no pré-processamento e facilitará o processo de análise de informação na forma de visualizações de dados.

BIBLIOGRAFIA

AKIYAMA, T.; KAWAMURA, K.; FUKUO, A.; CHEN, Z. Sustainable grassland management using GIS, GPS and remote sensing data in Inner Mongolia. In: Uchida, S.; Youqi, C.; Saito, G. **Application on remote sensing technology for the management of agricultural resources.** Beijing**:** China Agricultural Scientech Press, 2002. p. 13 – 19.

ALADJEV, V.; HARITONOV, V. **General Theory of Statistics**, Fultus, 2004, p. 254.

ANDERSON, E. The irises of the Gaspe Peninsula, **Bulletin of the American Iris Society**, v. 59, p. 2–5, 1935.

ANDRIENKO, G.; ANDRIENKO, N. Interactive maps for visual data exploration. **Journal of Geographical information Science**, v. 13, n. 4, p. 355 – 374, 1999.

ANDRIENKO, G.; ANDRIENKO, N.; DEMSAR, U.; DRANSCH, D.; DYKES, J.; FABRIKANT, S.; JERN, M.; KRAAK, M.; SCHUMANN, H.; TOMINSKI, C. Space, time and visual analytics. **Journal of Geographical information Science,** v. 24, n.10, p.1577 -1600, 2010a.

ANDRIENKO, G.; ANDRIENKO, N.; MLADENOV, M.; MOCK, M.; POELITZ, C. Extracting events from spatial time series. In: Information Visualization (IV), 14th International Conference, 2010b, Bonn. **Anais...**Bonn: IEEE, 2010b. p. 1 – 6.

ANDRIENKO, N.; ANDRIENKO G.; GATALSKY, P. Exploratory spatio-temporal visualization: an analytical review. **Journal of Visual Languages and Computing**, v. 14, n. 6, p. 503–541, 2004.

ANDRIENKO, G.; ANDRIENKO, N.; SAVINOV, A. Choropleth Maps: classification revisited. **Journal ICC**, p. 1209 – 1219, 2001.

ANSARI, GILL, S.; KHAN, F. Eutrophication: threat to aquatic ecosystems. In: ANSARI, A.; GILL, S.; LANZA, G.; RAST, W. **Eutrophication: causes, consequences and control.** Rotterdam**:** Springer Netherlands, 2011. p. 143 -170.

ANSELIN, L. Interactive Techniques and Exploratory Spatial Data Analysis. In: LONGLEY, P.; GOODCHILD, M.; MAGUIRE, D.; RHIND, D. **Geographical Information Systems: Principles, Techniques, Management and Applications**. New York: Wiley, 1999. p. 251 – 264.

ASD Inc. FieldSpec®UV/VNIR: HandHeld Spectroradiomenter. User's Guide. 2003.

BABAN, S. Detecting Water Quality Parameters in Norfolk Broads, UK, Using Landsat Imagery. **International Journal of Remote Sensing**, v. 14, n. 7, p. 1247 – 1267, 1993.

BABIN, M.; STRAMSKI, D. Variations in the mass-specific absortion coefficient of mineral particles in water. **Journal Limnology and Oceanography**, v. 49, n. 3, p. 756 – 767, 2004.

BARBOSA, C. **Sensoriamento Remoto da dinâmica da circulação da água no sistema planície de Curuai /Rio Amazonas.**2005. 281f. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos.

BATISTA, C.; LIMA, J.; GARCÍA TOMASELLI, T.; DOS PASSOS, M. Dinâmica atmosférica e análise geoestatística do clima da área de integração paisagística "raia divisória" SP/PR/MS: uma proposta de tipologia climática. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 2, p. 53-70, 1980.

BEE, E.; CHOLETTE, P. **Benchmarking, Temporal Distribution, and Reconciliation Methods for Time Series.** New York: Springer, 2006. p. 410.

BELTRÃO, I; CIRILO, J. Contribuição média de fósforo em reservatório de abastecimento de água – Parte 1. **Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental,** v. 20, p. 39 – 46. 2015.

BERGAMIO, N.; HORION, S.; STENUITE, S.; CORNET, Y.; LOISELLE, S.; PLINIER, P.; DESCY, J. Spatio-temporal dynamics of phytoplankton and primary production in Lake Tanganyika using a MODIS based bio-optical time series. **International Journal of Remote Sensing of Environment**, v.114, n.4, p. 772 – 780, 2009.

BINDING, C.; JEROME, J.; BUKATA, R.; BOOTY, W. Suspended particle matter in lake Erie derived from MODIS aquatic colour imagery. **International Journal of Remote Sensing**, v.31, n.19, p. 5239 – 5255, 2010.

BLOK, C. Monitoring Change: Characteristics of Dynamic Geo-spatial Phenomena for Visual Exploration, ITC, Geoinformatics, Cartography and Visualization Division, p. 16 – 30. 2000.

BRESCIANI, M.; VASCELLARI, M.; GIARDINO, C.; MATTA, E. Remote Sensing Supports the Definition of the Water Quality Status of Lake Omodeo (Italy). **European Journal of Remote Sensing**, n.45, p. 349 - 360, 2012.

BRIVIO, P.; GIARDINO, C.; ZILIOLI, E. Validation of satellite data for quality assurance in lake monitoring applications. **Journal Science of the Total Environment**, v. 268, n. 3, p. 3 – 18, 2001.

BUITEVELD, H.; HAKVOORT, J.; DONZE, M. The optical properties of pure water. In: Conference Ocean Optics, XII., 1994, Bergen, Norway. **Anais...**Bergen:*Proc Spie 2258,* Ocean Optics XII,1994. p.174 – 183.

BUKATA, J.; JEROME, J.; KONDRATYEV, A.; POZDNYAKOV, D. **Optical properties and remote sensing of inland and coastal Waters**. 1. ed. Boca Ratón, Florida: CRC Press LLC, 1995. p. 363.

BUKATA, R.; JEROME, P.; BURTON, J. Determination of irradiation and primary production using a time-dependent attenuation coefficient. **Journal Great Lakes,** v. 15, p. 327 – 338. 1989.

CARLSON, R. A trophic state index for lakes. **Journal of Limnology and Oceanography**, v. 22, p. 361 – 369. 1977.

CARLSON, R.; SIMPSON, J. **A Coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods**. Virginia, North American Lake Management Society, Educational of America. p. 96, 1986.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Variáveis de Qualidade das Águas. 2008. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp#serie. Acesso em: 15 sep. 2013.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas de amostragem In: Série Relatórios/CETESB: Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo – 2008. Apêndice D. 2008. Disponível em: http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads /sites/32/2013/11/Ap% C3%AAndice- D-Significado-Ambiental-e-Sanit%C3%A1rio-das-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade-29-04-2014.pdf. Acesso em: 20 nov. 2013.

CHAPMAN, D. **Water Quality Assessment – A Guide to Use of Biota, Sediment and Water in Environmental Monitoring. 2. ed.** Cambridge: University Press, 1996. p. 609.

CHATFIELD, C. **The Analysis of Time Series:** An Introduction. 6th. Ed. London: Taylor & Francis, 2003. p. 320.

CHATFIELD, C. **Time-Series Forecasting.** 1st. Ed. Boca Ratón, Florida: Chapman & Hall/CRC, 2000. p. 263.

CHEN, Z.; HU, C.; MULLER-KARGER, F. Monitoring Turbity in Tampa Bay Using MODIS/Aqua 250-m Imagery. **Journal Remote Sensing of Environment**, v. 109, n. 2, p. 207 – 220, 2007.

CHERNETSKIY, M.; SHEVYRNOGOV, A.; SHEVNINA, S.; VYSOTSKAYA, G.; SIDKO, A. Investigation of the Krasnoyarsk Reservoir waters based on the multispectral satellite data. **Journal Advances in Space Research,** v. 43, n. 2, p. 206 – 213, 2009.

CHIPMAN, J.; OLMANSON, L.; GITELSON, A**. Remote Sensing Methods for Lake Management:** A guide for resource managers and decision-makers. Lincoln: North American Lake Management Society, 2009. p. 77 – 92.

CHUVALA, G.; BREZONIK, P.; THENKABAIL, P.; JOHNSON, T.; BAUER, M. Estimating chlorophyll concentration in Lake Malawi from MODIS satellite imagery. **Journal Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C,** v. 34, n. 13 – 16, p. 755 – 760, 2009.

CLEVELAND, R.; CLEVELAND, W.; ERA, J.; TERPENNING, I. STL: A Seasonal-Trend Decomposition Procedure Based on Loess. **Journal of Official Statistics,** v. 6, n. 1, p. 3 – 33, 1990.

CLEVELAND, W. MCGILL, M. **Dynamic Graphics for Statistics**. 1. ed. Belmont: Wadsworth and Brooks, 1988. p. 405.

COLDITZ, R.; CONRAD, C.; WEHRMANN, T.; SCHMIDT, M.; DEC, S. TiSeG: A Flexible Software Tool for Time-Series Generation of MODIS data Utilizing the Quality Assessment Science Data Set. **IEEE,** v. 46, n. 10, p. 3296 - 3308, 2008.

BRASIL. Resolução n° 357, de março de 2005. Conselho nacional do meio ambiente – CONAMA. Dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em:<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em: 13sep. 2014.

CORELL, D. Eutrophication trends in the water quality of the Rhode River (1971 - 1978). In: Nielson, B; Cronin, L. **Estuaries and nutrients.** Clifton, N J: Humana Press, 1981. p. 425 – 435.

CORELL, D. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review. **Journal of Environment and Quality,** v. 27, p. 1- 6, 1998.

CURRAN, P.; HANSOM, J.; PLUMMER, S.; PEDLEY, M. Multiespectral remote sensing of near shore suspended sediments: a pilot study. **International journal of Remote Sensing**, v. 8, n. 1, p. 103 – 112, 1987.

DALL'OLMO, G.; GITELSON, A.; RUNDSQUIST, D.; LEAVITT, B.; BARROW, T.; HOLZ, J. Assessing the potential of SeaWIFS and MODIS for Estimating Chlorophyll Concentration in Turbid Productive Waters Using Red Near-infrared bands, **International Journal of Remote Sensing of Environment,** v. 96, p. 176 – 187, 2005.

DEKKER, A.; VOS, R.; PETERS, S. Analytical algorithms for lake water TSM estimation for retrospective analysis of TM and SPOT sensor data. **International Journal of Remote Sensing**, v.23, n. 1, p. 15 – 35, 2002.

DEKKER, A; VOS, R; PETERS, W. Comparison of remote sensing data, model results and in situ data for total suspended matter (TSM) in the southern Frisian lakes, **Sci. Total Environ**, v. 268, p. 197 – 214, 2001.

DEKKER, A.; PETERS, S. The use of the Thematic Mapper for the analysis of eutrophic lakes: A case study in the Netherlands. **International Journal of Remote Sensing**, v. 14, n. 5, p. 799 – 821, 1993.

DEMIR, B.; BOVOLO, F.; BRUZZONE, L. Classification of Time Series of Multispectral Images With Limited Training Data. **IEEE**, v.22, n.8, p. 3219 -3233, 2013.

DE SOUZA, J.; DE FACCIO, P.; M PISSUTTI.; RUIZ Y. A IMPORTÂNCIA DO PLANEJAMENTO URBANO AMBIENTAL EM CIDADES DE PEQUENO PORTE: PRESIDENTE VENCESLAU-SP. In: Encontro de Ensino, Pesquisa e Extensão, 2013, Presidente Prudente, **Anais...**Presidente Prudente: Colloquium Humanarum, 2013. v. p. 214 – 222.

DIAS, J. **A CONSTRUÇÃO DA PAISAGEM NA RAIA DIVISÓRIA SÃO PAULO-PARANÁ-MATO GROSSO DO SUL: um estudo por teledetecção.** 2003. 274f. Tese (Doutorado em Geografia) Universidade Estadual Paulista – UNESP, Presidente Prudente.

DODDS, W.; WHILES, M. **Freshwater Ecology, Concepts & Environmental Applications of limnology.**2. ed. San Diego: ELSIEVER, 2010. p. 847.

DOMÍNGUEZ, J. A.; MARCOS, C; **Estudio de Aguas Continentales Mediante Teledetección**. Madrid: Universidad Nacional a Distancia. p. 310., 2011.

DOÑA, C.; SÁNCHEZ, J.; CASELLES, V.; DOMÍNGUEZ, A.; CAMACHO, A. Empirical Relationships for monitoring Water Quality of Lakes and Reservoirs Through Multiespectral Images. **Applied Earth Observations and Remote Sensing**, v. 7, n. 5, p. 1632 – 1641, 2014.

D'ORTENZIO, F.; D'ALCALA. On the Trophic Regimes of the Mediterrean Sea: A Satellite Analysis. **Journal Biogeosciences**, v. 6, p. 139 – 148, 2009.

DOXARAN, D.; FROIDEFOND, J.; CASTAING, P.; BABIN, M. Dynamics of the Turbidity Maximum Zone in a Macrotidal Estuary (The Gironde, France): Observations from Field and MODIS satellite Data. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 81, n. 3, p. 321 – 332, 2009.

DOXARAM, D.; FROINDEFOND, J.; CASTAING, P.A reflectance band ratio used to estimate suspend matter concentrations in sediment-dominated coastal Waters. **International Journal of Remote Sensing,** v. 23, n. 23, p. 5079 – 5085, 2002.

EPA (Washington) **Lake and Reservoir Restoration Guidance Manual.** EPA, Washington; More, M.; Thornton, K. p. 35, 1998.

FELLMAN, J.; D'AMORE, D.; HOOD, E. An evaluation of freezing as a preservation technique for analyzing dissolved organic C, N and P in surface water samples. **Science of the Total Environment,** v. 392, n. 2 – 3, p. 305 – 312, 2008.

FERREIRA, M. **INFERÊNCIA ESPACIAL DE CLOROFILA A POR REDES NEURAIS ARTIFICIAIS APLICADAS A IMAGENS MULTIESPECTRAIS E MEDIDAS TOMADAS IN SITU.** 2011. 103f. Dissertação (Mestrado em Ciências Cartográficas) Universidade Estadual Paulista – UNESP, Presidente Prudente.

FEW, S. Time on the horizon. **Visual Business Intelligence Newsletter**, p. 1 - 7, 2008.

FISHER, R. The use of multiple measurements in taxonomic problems. Annals of Eugenics, v. 7, p. 179–188, 1936.

FUSILLI, L.; COLLINS, M.; LANEVE, G.; PALOMBO, A.; PIGNATTI, S.; SANTINI, F. Assessment of the abnormal growth of floating macrophytes in Winam Gulf (Kenya) by using MODIS imagery time series. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation.** v. 20, p. 33 – 41, 2013.

GITELSON, A.; RUNDQUIST, D.; DALL'OLMO, G.; MOSES, W.; LEAVITT, B. Real-time proximal sensing of water quality In: CHIPMAN, J., OLMANSON L., GITELSON, A. **Remote sensing methods for lake management: A guide for resource managers and decision-makers.** Wisconsin: The North American Lake Management Society, 2009a. p. 10 – 13.

GITELSON, A.; GURLIN, D.; MOSSES, W.; BARROW, T.A bio-optical algorithm for the remote estimation of the chrophyll-*a* concentration in case 2 waters. **Environmental Research Letters**, v. 4, n.4, p. 1 – 5, 2009b.

GITELSON, A.; DALL'OLMO, G.; MOSSES, W, RUNDQUIST, D.; BARROW, T.; FISHER, T.; GURLIN, D.; HOLZ, J. A simple semi-analytical model for remote estimation of chlorophyll-in turbid waters: Validation. **Journal of Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 9, p. 3582 - 3593, 2008.

GITELSON, A.; STARK, R.; DOR, I. Quantitative near-surface remote sensing of wastewater quality in oxidation ponds and reservoirs: A case study of Naan system. **Water Environment Research**, v. 69, n. 7, p. 1263 – 1271, 1993.

GITELSON, A.; GARBUZOV, G.; SZILAGYI, F.; MITTENZWEY, K.; KARNIELI, A.; KAISER, A. Quantitative remote sensing methods for real time monitoring of inland waters quality. **International Journal of Remote Sensing**, v. 14, m. 7, p. 1269 – 1295, 1993b.

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

GOODIN, D.; HAN, L.; FRASER, R.; RUNDQUIST, C.; STEBBINS, W.; SCHALLES, J. Analysis of suspended solids in water using remotely sensed high resolution derivate spectra. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing.** Manhattan, v. 59, n. 4, p. 505 – 510, 1993.

GORDON, H.; BROWN, O.; JACOBS, M. Computed relationship between the inherent and apparent optical properties of a flat homogeneous ocean. **Applied Optics**, v. 14, n. 2, 1975.

GORDON, H; MOREL, A. **Remote Assessment of Ocean Color for Interpretation of Satellite Visible Imagery**: A Review, Springer-Verlag, New York. p. 210, 1983.

GOTERMAN, H. L. Methods for physical and chemical analysis of fresh waters. Limnological institute. Oxford. Blackwell Scientific. 2. ed, 213 p., 1978.

GUANTER, L.; RUIZ-VERDÚ, A.; ODERMATT, D.; GIORDINO, C.; SIMIS, S.; ESTELLÉS, V.; HEEGE, T.; DOMÍNGUEZ-GÓMEZ, J.; MORENO, J. Atmospheric Correction of ENVISAT/MERIS data over Inland Waters: Validation for European lakes. **Journal of Remote Sensing of Environment**, v. 114, n. 3, p. 467 – 480, 2010.

HAN, X.; ZHENG, W.; WU, C. Chlorophyll-a Estimation Using Satellite Observations in Tai lake, China. In: Conference Multimedia Technology (ICMT), international conference, 2010, Ningbo. **Anais...**Ningbo: IEEE, 2010. p. 1 – 4.

HASTIE, T.; TIBSHIRANI, R. **Generalized Additive Models.** Florida: Chapman & Hall/CRC, 1999. p. 332.

HAUSER, H.; LEDERMANN, F.; DOLEISCH, H. Angular brushing of extended parallel coordinates. In: VRVis Research Center international conference, 2002, Viena. **Anais...**Viena: INFOVIS, 2002. p. 127 – 130.

HEINONEN, P.; GIULIANO, Z.; VAN DER BEKEN, A. **Hidrological and Limnological Aspects of Lake Monitoring**. Chichester: John Wiley & Sons, 2000. p. 244 – 255.

HEER J.; KONG, N.; AGRAWALA, M. Sizing the Horizon: The Effects of Chart Size and Layering on the Graphical Perception of Time Series Visualizations. In: CONFERENCE Proceedings of the SIGCHI Conference on Human Factors in Computing Systems, 2009, Boston. **Anais...**Boston: ACM, 2009. p. 1303 – 1312.

HOWARI, F.; GOODELL, P.; MIYAMOTO, S. Spectral properties of salt crust formed on saline soils. **Journal of Environmental Quality,** v. 31, p. 1453 – 1461. 2002.

HUANG, CH.; CHEN, Y.; WU, J. Mapping spatio-temporal flood inundation dynamics at large river basin scale using time-series flow data and MODIS imagery. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 26, p. 350 – 362, 2013.

INSELBERG, A. **Parallel Coordinates: Visual Multidimensional Geometry and Its Applications.** Dordrecht: Springer, 2009. p. 562.

JAKUBAUKAS, M.; LEGATES, D.; KASTENS, J. Harmonic analysis of time series AVHRR NDVI data. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 67, n. 4, p. 461 – 470, 2002.

JAVED, W.; MCDONNEL, B.; ELMQVIST, N. Graphical Perception of Multiple Time Series. **Visualization and Computer Graphics**, v. 16, n. 6, p. 927 – 934, 2010.

JENNES, J.; DOOLEY, J.; AGUILAR-MANJARREZ, J.; RIVA, C. African Water Resource Database. GIS-based Tools for Inland Aquatic Resource Management.1. Concepts and Application Case Studies. **CIFA Technical Paper**, n. 33, p. 167, 2007.

JENSEN, J. **Sensoriamento remoto do ambiente:** uma perspectiva em recursos terrestres. Tradução da 2ª Ed. Por (pesquisadores do INPE): JOSÉ CARLOS N EPIPHANIO (coordenador); ANTONIO R. FORMAGGIO; ATHOS R. SANTOS; BERNARDO F.T. RUDORFF; CLAUDIA M. ALMEIDA; LÊNIO S. GALVÃO. São José dos Campos: Parêntese, 2009. p. 672.

JIANG, C.; ZHU, L.; HU, X.; CHENG, J.; XIE, M. Reasons and Control of Eutrophication in New Reservoirs. In: Ansari, A.; Singh, S.; Lanza, G.; Rast, W. **Eutropication:** Causes, Consequences and Control. New York: Springer, 2010. p. 325 – 340.

JONES, K.; LANTHIER, Y.; VAN DER VOET, P.; VAN VALENKENGOED, E.; TAYLOR, D.; FERNÁNDEZ-PRIETO, D. Monitoring and assessment of Wetlands Using Earth Observation: the Glob Wetland project. **Journal of Environmental Management,** v. 90, n. 7, p. 2154 – 2169, 2006.

JÖNSSON, P.; EKLUNDH, L. TIMESAT - a program for analyzing time-series of satellite sensor data. **Computers & Geosciences**, v. 30, n. 8, p. 833 – 845, 2004.

JORGENSEN, S.; LOFFLER, H.; RAST, W.; STRASKRABA, M. **Lake and Reservoir Management**. San Diego: ELSEVIER, 2005. p. 497.

JULIAN, J.; DAVIES-COLLEY, R.; GALLEGOS, C.; TRAN, T. Optical water quality of inland Waters: A landscape perspective. **Annals of the Association of American Geographers**, v. 103, n. 2, p. 309 – 318, 2013.

JULIAN, J.; DOYLE, M.; POWERS, S.; STANLEY, E.; RIGGSBEE, J. Optical water quality in Rivers. **Water resources research**, v. 44, p. 1 – 19, 2008.

KALLIO, K. Water quality estimation by optical remote sensing in boreal lakes. **Monographs of the boreal environment research**, n. 39, p. 1 – 54, 2012.

KEHRER, J. **INTEGRATING INTERACTIVE VISUAL ANALYSIS OF LARGE TIME SERIES DATA INTO THE SIMVIS SYSTEM.** 2007. 115f. Dissertação (Virtual reality und Visualisierung Forschungs-GmbH) Viena University, Viena.

KEIM, D.; MANSMANN, F.; THOMAS, J. **Visual Analytics: How Much Visualization and How Much Analytics?** ACM SIGKDD Explorations Newsletter, v. 11, n. 2, p. 5 – 8, 2010.

KEIM, D.; PANSE, C.; SIPS, M. Information Visualization: Scope, Techniques and Opportunities for Geovisualization. In: Dykes, J.; Maceachren, A.; Kraak, M. **Exploring Geovisualization**. Kidlington: ELSIEVER, 2005. p. 23 – 52.

KICHGASSNER, G.; WOLTERS, J.; HASSLER, U. **Introduction to Modern Time Series Analysis**. 2. ed. Verlag: Springer, 2013. p. 310.

KIMBALL, J.; MCDONALD, S.; RUNNING, S.; FROLKING, S. Satellite radar remote sensing of seasonal growing seasons for boreal and subalpine evergreen forests**. Journal Remote Sensing of Environment**, v. 90, n. 2, p. 243 – 258, 2004.

KIRK, J. **Ligth and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems**. 2. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 1994. p. 509.

KLOIBER, S.; BREZONIK, P.; OLMANSON, L.; BAUER, M.A procedure for regional lake water clarity assessment using Landsat multispectral data. **Journal of Remote Sensing and Environment**, v. 82, p. 38 – 47. 2002a.

KLOIBER, S.; BREZONIK, P.; BAUER, M. Application of Landsat imagery to regional-scale assessment of lake clarity. **Journal Water Research,** v. 36, p. 4330 – 4340, 2002b.

KNAEPS, E.; RAYMAEKERS, D.; STEREKX, A.; ODERMATT, D. An Intercomparation of analytical inversion approaches to retrieve water quality for two distinct inland Waters. In: Conference ESA hyperspectral workshop, 2010, Frascati. A**nais**...Frascati: ESRIN, 2010. p. 1 – 7.

KNIGHT, J.; VOTH, M. Application of MODIS Imagery for Intra-Annual Water Clarity Assessment of Minnesota Lakes. **Journal of Remote Sensing of Environment**, v. 4, n. 7, p. 2181 – 2198, 2012.

KOPONEN, S.; KALLIO, K.; PALLIAINEN, J.; VEPSÄLÄINEN, J.; PYHÄLAHTI, T.; & HALLIKAINEN, M. Water quality classification of lakes using 250-m MODIS data. **IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters**, v. 1, n. 4, 287 – 291, 2004.

KOPONEN, K.; PALLIAINEN, J.; SERVOMAA, H.; ZHANG, Y.; HALLIKAINEN, M.; KALLIO, K.; VEPSÄLÄINEN, J.; PYHÄLAHTI, T.; & HANNONEN, T. Analysis on the feasibility of multi-source remote sensing observations for chl-a monitoring in Finnish lakes. **Science of the total environment**, v. 1, n. 4, 287 – 291, 2001.

LAMPARELLI, M. **GRAUS DE TROFIA EM CORPOS D' ÁGUA DO ESTADO DE SÃO PAULO.**2004. 238f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas). Universidade de São Paulo - USP, São Paulo.

LAPTHROP, R.; LILLESAND, T.; YANDELL, B. Testing the utility of simple multi-date Thematic Mapper calibration algorithms for monitoring turbid inland waters. **Journal of Remote Sensing**, v. 12, n. 10, p. 2045 – 2063, 1991.

LAURION, I.; MLADENOV, N. Dissolved organic matter photolysis in Canadian Artic thaw ponds. **Environmental Research Letters,** v. 8, n. 3, p. 1 – 12, 2013.

LE, CH.; HU, CH.; ENGLISH, D.; CANNIZZARO, J.; CHEN, Z.; FENG, L.; BOLER, R.; KOVACH, C. Towards a long-term chlorophyll-a data record in a turbid estuary using MODIS observations. **Progress in Oceanography**, v. 109, p. 90 – 103, 2013.

LEE, Z.; CARDER, K.; ARNONE, R.; HE, M. Determination of Primary Spectral Bands for Remote Sensing of Aquatic Environments. **Sensors**, v. 7, n. 12, p. 3428 – 3441, 2007.

LEE, K.; SHORT, F.; BURDICK, D. Development of a nutrient pollution indicator using the sea grass, Zostera marina, along nutrient gradients in three New England estuaries. **Aquatic** Botany, v. 78, n. 3, p. 197 – 216, 2004.

LESHT, B.; BARBEIRO, R.; WARREN, G. Satellite ocean color algorithms: A review of applications to the Great Lakes. **Journal of Great Lakes Research**, v. 38, n. 1, p. 49 – 60, 2012.

LI, L.; YIN, Q.; XU, H.; GONG, C.; CHEN, Z. Estimating Chlorophyll a Concentration in Lake Water Using Space-Borne Hyperspectral data. In: Symposium Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), 2010, Honolulu. **Anais...**Honolulu: IEEE, 2010. p. 401 – 404.

LIEW, K.; LIM, K.; KWOH, L. Retrieval of Chlorophyll Absorption Spectra from Remote Sensing Reflectance of Turbid Coastal Waters. In: Symposium Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), 2001, Sydney. **Anais...**Sydney:IEEE, 2001. p. 284 – 286.

LILLESAND, T.; JOHNSON, W.; DEUELL, R.; LINDSTROM, O.; MEISNER, D. Use of Landsat data to predict the trophic state of Minnesota lakes. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 219 – 229, 1983.

LIN, J.; LIAO, W. Analysis on the main eutrophication factors of the three Gorges Reservoir. **Scientific Technology Rev**, v. 2, p. 49 – 59, 2003.

LIU, Y.; GAO, M. quantification of shallow water quality parameters by means of remote sensing. **Progress in Physical Geography**, v. 27, n. 1, p. 24 – 43, 2003.

LONG, C.; PAVELSKY, T. Remote Sensing of suspend sediments concentration and hydrologic connectivity in a complex wetland environment. **Journal of Remote Sensing and Environment,** v. 129, n. 13, p. 197 - 209, 2013.

LOTSPEICH, R. **The Quality of water and bottom material in Lunga reservoir, Virginia, September 2004 through August 2005.**Virginia: U.S. Geological Survey, 2007. p. 62.

MACHIWAL, D.; JHA, M. **Statistical Characteristics of Hydrologic Time Series.** New York: Springer, 2008. p. 493.

MADSEN, H. **Time Series Analysis**. Boca Ratón: Chapman e Hall/CRC, Taylor and Francis Group, 2008. p. 387.

MAITLAND. P. The effects of eutrophication on aquatic wildlife. In: Jekins, D. **Agriculture and EU Environmental Law,** Cambridge: Institute of Terrestrial Ecology, 1984. p. 101 – 108.

MALINGREAU, J. Global vegetation dynamics: satellite observations over Asia. **International Journal of Remote Sensing,** v. 7, n. 9, p. 1121 – 1146, 1986.

MALUNDA, A. **INTERACTIVE DYNAMIC VISUALIZATION ENVIRONMENT LINKING ANIMATED MAP AND ANIMATED PARALLEL COORDINATE PLOT FOR MONITORING GEOSPATIAL DYNAMICS.** 2005. 86f. Dissertação (Master of Science in Geo-information Science and Earth Observation, Specialization: Geoinformatics) International Institute for Geo-information Science and Earth Observation Enschede, the Netherlands.

MARCUS, W.; FONSTAD, M. Optical remote mapping of Rivers at sub-meter resolutions and watershed extents. Earth Surface Processes and Landforms, v. 33, n. 1, p. 4 – 24, 2008.

MARGALEF, R. **Teoría de los Sistemas Ecológicos**, Barcelona: Publicaciones de la Universitat de Barcelona, 1991. p. 290

MAS, J. **Aplicaciones del sensor MODIS para el monitoreo del territorio.** 1. ed. México: Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2011. p. 315.

MATTHEWS, M.; A current review of empirical procedures of remote sensing in inland and near-coastal transitional waters. **International Journal of Remote Sensing**, v. 32, n. 21, p. 6855 – 6899, 2010.

MAYO, M.; GITELSON, A.; BEN-AVRAHAM, Z. Chlorophyll distribution in Lake Kinneret determined from Landsat Thematic Mapper data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 16, n. 1, p. 175 – 182, 1995.

MCCULLOUGH, I.; LOFTIN, C.; SADER, S. High-frequency remote monitoring of large lakes with MODIS 500 m imagery. **Journal of Remote Sensing of Environment**, v. 124, p. 234 – 241, 2012.

MILLER, R.; MCKEE, B. Using MODIS Terra 250 m imagery to map concentrations of total suspended matter in coastal waters. **Journal of Remote Sensing of Environment**, v. 93, n. 1 – 2, p 259 – 266, 2004.

MOBLEY, C. Estimation of the remote-sensing reflectance from above-surface measurements, **Applied Optics**, v. 28, n. 36, p. 7442 – 7455, 1999.

MOREL. A. Bio-optical models. In: Steele, J.; Turekian, K.; Thorpe, S. Elements of Physical Oceanography: A derivative of the Encyclopedia of Ocean**. London: Elsevier, 2001. p. 317 – 326.**

MOREL, A.; PRIEUR, L. Analysis of variations in ocean color. **Limnology and Ocenography**, v. 22, n. 4, p. 709 – 722, 1977.

MOSES, W.; GITELSON, A.; BERDNIKOV, S.; POVAZHNYY, V. Estimation of chlorophyll-*a* concentration in case II Waters using MODIS and MERIS data – successes and challenges. **Environmental Research Letters**, v. 4, n. 4, p. 1 – 8, 2009.

MRT, MODIS REPROJECTION TOOL USER'S MANUAL Release 4.1: Land Processes DAAC USGS Earth Resources Observation and Science (EROS) Center. 2011.

NADEM, P.; RAMSESHWARAN, P. The influence of macrophyte growth, typical of eutrophic conditions, on river flow velocities and turbulence production. **Hydrological Processes**, v. 20, n. 18, p. 3915 – 3938, 2006.

NELLIS, M.; HARRINGTON, J.; WU, J. Remote sensing of temporal and spatial variations in pool size, suspended sediment, turbidity, and Secchi depth in Tuttle Creek Reservoir, Kansas: 1993. **Geomorphology Papers**, v. 21, n. 3 – 4, p. 281- 293, 1998.

NG, H.; MATJAFRI, M.; ABDULLAH, K.; ALIAS, A. Comparison of Turbidity Measurement by MODIS and AVHRR Images. In: International Conference on Computer Graphics, 5, 2008, Penang. Imaging and Visualization...Penang: IEEE, 2008. p. 398 - 403.

NOVO, E.; BARBOSA, C.; MELACK, J.; DE FREITAS, R.; TITONELLI, F.; SHIMABUKURO, Y. Comparação de Imagens MODIS e ETM+ para Estudo de Águas Interiores: Imposições da Resolução Espacial. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 58, n. 2, p. 109 – 118, 2007.

NOVO, E.; LOBO, F.; CALIJURI, M.; TUNDISI, J. Predictive Modeling of Trophic Status of a Tropical Reservoir Using Geographical Information Systems. In: Symposium Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), 1994, Pasadena. **Anais...**Pasadena: IEEE, 1994. p. 1207 – 1210.

OGASHAWARA, I.; ALCÂNTARA, E.; CURTARELLI, M.; ADAMI, M.; NASCIMENTO, R.; SOUZA, A.; STECH, J.; KAMPEL, M. Performance Analysis of MODIS 500-m Spatial Resolution Products for Estimating Chlorophyll-a Concentrations in Oligo- to Meso-Trophic Waters Case Study: Itumbiara Reservoir, Brazil. **Remote Sensing**, v. 6, n. 2, p. 1634 – 1653, 2014.

OLMANSON, L.; BAUER, P.; BREZONIK. A 20-year Landsat Water Clarity Census of Minnesota's 10,000 Lakes. Remote Sensing of Environment. **Journal of Remote Sensing of Environment,** v. 112, n. 11, p. 4086 – 4097, 2008.

ÖSTLUND, C.; FLINK, P.; STRÖMBECK, N.; PIERSON, D.; LINDELL, T. Mapping of the water quality of Lake Erken, Sweden, from Imaging Spectrometry and Landsat Thematic Mapper. **The Science of the Total Environment,** v. 268, n. 1 – 3, p. 139 – 154, 2001.

PAPOUTSA, C.; HADJIMITSIS, D. Remote Sensing for Water Quality Surveillance in Inland Waters: The Case Study of Asprokremmos Dam in Cyprus. In: Hadjimitsis, D. **Remote Sensing of Environment - Integrated Approaches.** In Tech, 2013. p. 131 – 153. Disponível em: http://www.intechopen.com/books/remote-sensing-of-environment-integrated-approaches/remote-sensing-for-water-quality-surveillance-in-inland-waters-the-case-study-of-asprokremmos-dam-in.

PERCIVAL, D.; WALDEN, A. **Spectral Analysis for Physical Applications**. Cambridge shire: Cambridge University Press, 1993. p. 580.

PETUS, C.; CHUST, G.; GOHIN, F.; DOXARAN, D.; FROIDEFOND, J. SAGARMINAGA, Y. Estimating turbidity and total suspended matter in the Adour River plume (South Bay of Biscay) using MODIS 250-m imagery. **Continental shelf research**, v. 30, n. 5, p. 379 – 389, 2010.

POZDNYAKOV, D.; GRASS, H. **Colour of inland and Coastal Waters**: A methodology for its Interpretation. Chichester: Praxis Publishing, 2003. p.170.

PREMAZZI, G.; CHIAUDANI, G. **Ecological Quality of Surface Waters. Quality Assessment Schemes for European Community Lakes**. Ispra: Joint Research Centre, 1992. p. 126.

PREISENDORFER, R. Secchi disk science: Visual optics of natural waters. **Limnology and Oceanography**, v. 31, p. 909 – 926, 1986.

RAWSON, D. Morphometry as a dominant factor in the productivity of large lakes. **Limnology**, v. 12, p. 164 – 175, 1955.

RITCHIE, J.; SCHIEBE, F.; MCHENRY, J. Remote Sensing of suspended sediment in surface water. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 42, p. 1539 – 1545, 1976.

RITCHIE, J.; SCHIEBE, F.; COOPER, C.; HARRINGTON, J. Chlorophyll measurements in the presence of suspended sediment using broad band spectral sensors aboard satellites. **Journal of Freshwater Ecology,** v. 9, n. 3, p. 197 – 206, 1994.

RITCHIE, J.; ZIMBA, P.; EVERITT, J. Remote Sensing Techniques to Assess Water Quality. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 68, n. 6, p. 695 – 704, 2003.

RODRÍGUEZ-GUZMÁN, V; GILBES, F. Using MODIS 250 m Imagery to Estimate Total Suspended Sediment in a Tropical Open Bay. **International Journal of Systems Applications**, v. 3, p. 36-44, 2009.

ROSA, G. P. S. **ANÁLISE DE SÉRIES TEMPORAIS DE COORDENADAS ESTIMADAS COM GPS: UMA PROPOSTA METODOLÓGICA PARA ELIMINAÇÃO DE EFEITOS SAZONAIS**. 2008. 107f. Dissertação (Mestrado em Ciências Cartográficas) Universidade Estadual Paulista – UNESP, Presidente Prudente.

ROSIN, G.; OLIVEIRA-MANGAROTI, D.; TAKEDA, A.; BUTAKKA, C. Consequences of a Dam Construction Upstream of the Upper Paraná River Floodplain (Brazil): a Temporal Analysis of the Chironomidae Community Over an Eight-Year Period. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 2, p. 591 – 608, 2009.

ROTTA, L. **INFERÊNCIA ESPACIAL PARA MAPEAMENTO DE MACRÓFITAS SUBMERSAS – ESTUDO DE CASO.** 2011. 120f. Dissertação (Mestrado em Ciências Cartográficas) Universidade Estadual Paulista – UNESP, Presidente Prudente.

RUDORFF, C. **ESTUDO DA COMPOSIÇÃO DAS ÁGUAS DA PLANÍCIE AMAZÔNICA POR MEIO DE DADOS DE REFLECTÂNCIA DO SENSOR HYPERION/EO-1 E DE ESPECTRORRADIÔMETRO DE CAMPO VISANDO À COMPREENSÃO DA VARIAÇÃO TEMPORAL DOS SEUS CONSTITUINTES OPTICAMENTE ATIVOS.** 2006. 138 f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, São José dos Campos.

RUDORFF, B.; SHIMABUKURO, Y.; CEBALLOS, J.; **O SENSOR MODIS E SUAS APLICAÇÕES AMBIENTAIS NO BRASIL**. São José dos Campos, SP: INPE, 2007. p 55 – 120.

RUNDQUIST, D. C.; HAN, L.; SCHALLES, J. F.; PEAKE, J. S. Remote measurement of algal chlorophyll in surface waters: the case for the first derivative of reflectance near 690 nm. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**. v. 62, n. 2, p. 195-200, 1996.

RUIZ-VERDÚ, A.; KOPONEN, S.; HEEGE, T.; DOERFFER, R.; BROCKMANN, C.; KALLIO, K.; PYHALAHTI, T. Development of MERIS Lake Water Algorithms: Validation Results from Europe, In: Second MERIS/ (A) ATSR Workshop, 2, 2008. Frascati. **Anais…**Frascati: ESA/ESRIN, 2008. p. 3 – 65.

SCHAEPMAN-STRUB, G. et al. Reflectance quantities in optical remote sensing—definitions and case studies, **Remote Sensing of Environment**, v. 103, p. 27–42, 2006.

SAITO, T.; NAKAMURA, H.; YAMAMOTO, M.; SAITO, H.; HOSIDA, Y.; KASEDA, T. Two-Tone Pseudo Coloring: Compact Visualization for One-Dimensional Data. In: IEEE Symposium on Information Visualization, 2005, Mineapolis. **Anis...**Mineapolis: IEEE, 2005. p. 173 – 180.

SALAMEH, E.; HARAHSHEH, S. Eutrophication Process in Arid Climates. In: ANSARI, A.; GILL, S.; LANZA, G.; RAST, W. **Eutrophication: causes, consequences and control.** Rotherdam**:** Springer Netherlands, 2011. p. 69 – 90.

SALAMEH, E. The potential of surface water utilization for domestic purposes in Jordam. **International Journal of Environmental Studies,** v. 28, n. 4, p. 291 – 300, 1987.

SAWYER, C. **Fertilization of lakes by agricultural and urban drainage.** New England, NH: Water Works. v. 61. p. 109 – 127, 1947.

SELLERS, P.; TUCKER, G.; COLLATZ, G.; LOS, S.; JUSTICE, C.; DAZLICH, D. A global 1° by 1° NDVI data set for climate studies. Part2: the generation of global fields of terrestrial by physical parameters from the NDVI. **International Journal of Remote Sensing,** v. 15, n. 17, p. 3519 – 3545.

SOUZA FILHO, E. E.; ZANETTI, K.; PINESE, J. P. P.; FRANÇA, V. A hidroquímica do Rio Paraná após a barragem de Porto Primavera. **Bol. geogr.** v. 28, n. 2, p. 101-112, 2010

THANGARAJAN, M. **Groundwater:** Resource Evaluation, Augmentation, Contamination, Restoration, Modeling and Management. Dordretch: Springer, 2007. p. 342.

TRUCANO, T.; SWILER , L.; IGUSA, T.; OBERKAMPF, W.; Pilch, M. Calibration, validation, and sensitivity analysis: What's what. **Reliability Engineering and System Safety**, v. 91, p. 1331 – 1357, 2006

TSAI, F., PHILPOT, W. Derivative Analyses of Hyperspectral Data. Remote sensing Environonment, St. Paul,v. 66, p. 41–51, 1998.

TUCKER, C. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. **International Journal of Remote Sensing of Environment**, v. 8, p. 127 – 150, 1979.

TUNDISI, J.; MATSUMARA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de textos, 2008. p. 631.

VALDERRAMA, J. The simultaneus analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. **Marine Chemistry**, v. 10, p. 109 – 122, 1981.

WAGNER, M; ZALEWSKI, M. Effect of hydrological patterns of tributaries on biotic processes in a low land reservoir-consequences for restoration. **Ecological Engineering**, v. 6, n. 1, p. 79 – 90, 2000.

WALKER, R.; LEGG, P.; POP, S.; GENG, Z.; LARAMEE, R.; ROBERTS, J. Force-Directed Parallel Coordinates. In: International Conference of Information Visualization, 4., 2013, London. **Anais...**London: IEEE, 2013. p. 36 – 44.

WANG, M.; SHI, W. Estimation of ocean contribution at the MODIS near-infrared wavelengths along the east coast of the US: two case studies. **Geophysical Research Letters**, v. 32, n. 13, p. 1 – 5, 2005.

WANG, S.; JIAO, Y.; ZHOU, Y.; WANG, L. Determination of Suspended Sediment Concentration of Taihu Lake Based on Season Difference Using Multi-temporal MODIS Image Data. In: Symposium Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), 2007, Barcelona. **Anais...**Barcelona: IEEE, 2007. p. 4570 - 4573.

WARNER, R. **Spectral Analysis of Time-series Data**. New York: Library of Congress Cataloging-in-Publication Data, 1998. p. 219.

WATANABE, F. **ESTUDO DA INFLUÊNCIA DA COLUNA D'ÁGUA NA RESPOSTA ESPECTRAL DA VEGETAÇÃO AQUÁTICA SUBMERSA EM CONDIÇÕES CONTROLADAS.** 2012. 134f. Dissertação (Mestrado em Ciências Cartográficas) Universidade Estadual Paulista – UNESP, Presidente Prudente.

WEN, X.; ZHOU, Z.; CHEN, B.; LI, Z,.TANG, X. Research on the Features of Chlorophyll-a Derived from RapidEye and EOS/MODIS Data in Chaohu Lake. In: International Symposium on Remote Sensing of Environment (ISRSE), 35., 2014, Beijing. **Anais...**Beijing: IOP Publishing, 2014. p. 1 – 6.

WETZEL, R. **Limnology**: Lake and River Ecosystems. 3. ed. San Diego: Academic Press, 2001. p. 1010.

WETZEL, R.; LIKENS, G. **Limnological Analyses**. 3. ed. New York: Springer, 2000. p. 450.

WILLEMSE, I. **Statistical Methods for Business and Basic Calculations**. 2. ed. Lansdowne: Juta & Co, 2004. p. 320.

WU, G.; DE LEEUW, J.; SKIDMORE, A.; PRINS, H.; LIU, Y. Comparison of MODIS and Landsat TM5 images for mapping tempo-spatial dynamics of Secchi disk depths in Poyang Lake National Nature Reserve, China. **International Journal of Remote Sensing**, v. 29, n. 8, p. 2183 – 2198, 2008.

WU, J.; HO, C.; HUANG, C.; SRIVASTAV, A.; TZENG, J.; LIN, Y. Hyperspectral Sensing for Turbid Water Quality Monitoring in Freshwater Rivers: Empirical Relationship between Reflectance and Turbidity and Total Solids. **Sensors,** v. 14, p. 22670 – 22688, 2014.

XIAO, X.; BOLES, S.; FROLKING, W.; SALAS, B.; MOORE, B.; HE, L. Observation of flooding and rice transplanting of paddy rice field at the site to landscape scales in China using VEGETATION sensor data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 23, n. 5, p. 3009 – 3022, 2002.

YUAN, X.; GUO, P.; XIAO, H.; ZHOU, H.; QU, H. Scattering Points in Parallel Coordinates. **Visualization and Computer Graphics,** v. 15, n. 6, p. 1001 – 1008, 2009.

ZHANG, Y.; LIN, S.; LIU, J.; QIAN, X.; GE, Y. Time-series MODIS Image-based Retrieval and Distribution Analysis of Total Suspended Matter Concentrations in Lake Taihu (China). **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 7, n. 9, p. 3545 – 3560, 2010.

ZHANG, Y.; LIN, S.; QIAN, X.; WANG, Q.; QIAN, Y.; LIU, J. Temporal and spatial variability of chlorophyll a concentration in Lake Taihu using MODIS time-series data. **Hydrobiology**, v. 661, n. 1, p. 235 – 240, 2010b.

ZHANG, Y.; LIN, H.; CHEN, C.; CHEN, L.; ZHANG, B.; GITELSON, A. Estimation of chlorophyll-a concentration in estuarine waters: case study of the Pearl River estuary, South China Sea. **Environmental Research Letters,** v. 6, n. 2, p. 1 – 9, 2011.

ZHU, L.; WANG, S.; ZHOU, Y.; YAN, F.; ZHOU, W. Water Quality Monitoring in Taihu Lake Using MODIS. In: Symposium Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), 2004, Anchorage. **Anais...**Anchorage: IEEE, 2004. p. 20 – 24.

ZHU, L.; WANG, S.; ZHOU, Y.; YAN, F. Estimation of Suspended Sediment Concentration Changes in Taihu Lake Based on Multi-temporal MODIS Image Data. In: Symposium Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), 2006, Denver. **Anais...**Denver: IEEE, 2006. p. 3023 – 3026.