

Revista Brasileira de Cartografia (2016) N^o 68/1: 181-192
Sociedade Brasileira de Cartografia, Geodésia, Fotogrametria e Sensoriamento Remoto
ISSN: 1808-0936

COMPARAÇÃO ENTRE MÉTODOS EMPÍRICOS PARA ESTIMATIVA DA CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA-A EM RESERVATÓRIOS EM CASCATA (RIO TIETÊ, SÃO PAULO)

Comparison of Empirical Methods to Retrieve Chlorophyll-a Concentration in Cascading Reservoirs (Tietê River, São Paulo)

**Thanan Rodrigues¹, Enner Alcântara¹, Fernanda Watanabe¹, Luiz Rotta¹,
Nilton Imai¹, Marcelo Curtarelli² & Cláudio Barbosa²**

¹Universidade Estadual Paulista - UNESP

Faculdade de Ciências e Tecnologia – FCT – Departamento de Cartografia

Rua Roberto Simonsen, 305, 19060-900 - Presidente Prudente - SP, Brasil

{twalesza, fernandasyw}@gmail.br; luizhrotta@yahoo.com.br; {nnimai, enner}@fct.unesp.br

²Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE

Divisão de Sensoriamento Remoto – DSR

Avenida dos Astronautas, 1758, 12227-010 - São José dos Campos - SP, Brasil

mpedroso.curtarelli@gmail.com; claudio@dpi.inpe.br

Recebido em 1 de Março, 2015/ Aceito em 23 de Julho, 2015

Received on March 1, 2015/ Accepted on July 23, 2015

RESUMO

A utilização de modelos bio-ópticos com o intuito de estimar a concentração de clorofila (Chl-*a*) em águas do caso 2 tem sido amplamente estudados dentro do sensoriamento remoto, uma vez que esse parâmetro é determinante para a compreensão da qualidade de água. A abordagem empírica foi utilizada em dois reservatórios, com parâmetros limnológicos distintos, e o desempenho dos modelos comparados. Para isso, foram coletadas amostras de água e medidas radiométricas nos reservatórios de Nova Avanhandavan (Nav) e Barra Bonita (BB) localizados no rio Tietê, estado de São Paulo. Dos 20 pontos coletados em Nav, 13 foram aplicados na calibração dos modelos e 7 na validação; enquanto que em BB, 12 pontos foram utilizados para calibração e 8 para validação. As amostras de água foram obtidas para dar suporte às análises laboratoriais visando determinar a concentração de Chl-*a* por meio da extração em acetona 90%. Foram comparados modelos utilizando primeira e segunda derivadas, duas bandas, sendo uma localizada na região do azul e outra no verde e três bandas baseadas na região espectral do vermelho e infravermelho próximo. Além desses, foi aplicado o Índice de Clorofila da Diferença Normalizada (NDCI - *Normalized Difference Chlorophyll Index*) e uma razão de bandas, denominada TWICE, ajustada por meio da ferramenta web ICE (*Interactive Correlation Environment*). Com base nos resultados foi observado que o modelo que obteve menor erro associado a estimativa da concentração de Chl-*a* em Nav foi o TWICE, com ajuste linear (RMSE = 2,89 µg/L; $\epsilon = 46,48\%$ e $\delta = 0,45$), e para BB o modelo de duas bandas (2BD) com ajuste polinomial (RMSE = 37,49 µg/L; $\epsilon = 42,36\%$ e $\delta = -1,97$).

Palavras chaves: Modelagem Empírica, Sensoriamento Remoto Ambiental, Qualidade da Água.

ABSTRACT

The use of bio-optical models in order to estimate the concentration of chlorophyll (Chl-*a*) in case 2 waters has been

widely studied in the remote sensing, since this parameter is critical to the understanding of water quality. The empirical approach was used in two reservoirs with different limnological parameters and the performance of the models compared. For this, samples of water and radiometric measurements were collected in the reservoirs of New Avanhandavan (Nav) and Barra Bonita (BB) located in the Tiete River, State of São Paulo. Of the 20 points collected in Nav, 13 were applied to calibrate the models and 7 for validation; while BB, 12 points were used for calibration and 8 for validation. Water samples were obtained to support laboratory tests in order to determine the concentration of the Chl-*a* through extraction in 90% acetone. Models were compared using first and second derivatives, two bands, one located in the region of blue and green and the other three bands based on the spectral region of the red and near infrared. Besides these, it applied the Normalized Difference Chlorophyll Index (NDCI) and a ratio of bands, called TWICE, adjusted through the web tool ICE (Interactive Correlation Environment). Based on the results it was observed that TWICE model had lower error associated with an estimated concentration of Chl-*a* in Nav, with linear fit (RMSE = 2,89 mg/L; $\varepsilon = 46,48\%$ and $\delta = 0,45$), and for BB the two bands model (2BD) with polynomial fit (RMSE = 37,49 mg/L, $\varepsilon = 42,36\%$ and $\delta = -1,97$).

Keywords: Empirical Modeling, Remote Sensing of Environment, Water Quality.

1. INTRODUÇÃO

Pigmentos fotossintetizantes como a clorofila-*a* (Chl-*a*) atuam como indicadores do estado trófico (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2011), biomassa e produtividade de ecossistemas aquáticos. Por meio de técnicas de sensoriamento remoto é possível monitorar esses ecossistemas de forma holística, por um custo reduzido (DALL'OLMO *et al.*, 2003). Estas técnicas são baseadas na relação entre a reflectância de sensoriamento remoto (ρ) e os componentes opticamente ativos (COA) presentes no corpo d'água e representados pelos materiais particulados e orgânico dissolvidos, atuando como importantes dados de entrada para modelos bio-ópticos.

Os métodos para determinação da concentração de Chl-*a* em corpos d'água, a partir de técnicas de sensoriamento remoto, foram desenvolvidas inicialmente para águas oceânicas ou águas do Caso 1 (MOREL & PRIEUR, 1977), por meio de modelos que consideravam os comprimentos de onda na faixa do azul (440 nm) e verde (550 nm). No entanto, para águas túrbidas continentais e costeiras, denominadas águas do Caso 2 (GORDON & MOREL, 1983), essas regiões espectrais não são adequadas, pois estão sujeitas aos efeitos de absorção não só da Chl-*a*, como também do material orgânico dissolvido e do tripton, o que reduz a acurácia dos modelos que nelas se baseiam (GITELSON *et al.*, 2007). Assim, para águas do caso 2, as abordagens empíricas bem sucedidas baseiam-se na utilização das faixas espectrais associadas à banda de absorção da clorofila na região do vermelho e à região de espalhamento (elástico e inelástico)

na região do infravermelho próximo (MOBLEY, 1994; GITELSON *et al.*, 1992; DALL'OLMO & GITELSON, 2005; GITELSON *et al.*, 2007).

Para exemplificar, várias iniciativas utilizando modelos empíricos com duas e três bandas situadas nas regiões espectrais do vermelho e infravermelho próximo foram aplicadas em águas do caso 2, com variações na concentração de Chl-*a*. Boas correlações puderam ser constatadas em razões que utilizavam a banda em 675 nm no denominador e outra banda acima de 725 nm no numerador (HOGE *et al.*, 1987; RUDDICK *et al.*, 2001; DALL'OLMO & GITELSON, 2005). Zimba e Gitelson (2006) identificaram uma forte relação com os modelos de três bandas e duas bandas em águas hipereutróficas e muito túrbidas, com concentrações de Chl-*a* variando entre 107 a mais de 3000 mg m⁻³. Gitelson *et al.* (2007) obteve raiz do erro médio quadrático (RMSE) menor que 7,9 mg m⁻³ com o modelo de três bandas e 8,4 mg/m³ com o modelo de duas bandas em águas da Baía de Chesapeake (EUA), cuja concentração de Chl-*a* variou entre 9 e 77,4 mg/m³. Le *et al.* (2013) estudando a mesma baía, no entanto, aplicando a razão obteve erro relativo médio de 34,7% para concentrações de Chl-*a* variando entre 1,6 e 21,5 mg m⁻³, sugerindo aplicabilidade em outras águas do caso 2. O modelo com três bandas de Zhang *et al.* (2009), cujo impacto do CDOM e tripton foi mínimo na reflectância, e concentrações de Chl-*a* variando entre 4 a 448,9 µg L⁻¹, obteve um bom desempenho em comparação a razão de bandas no lago Taihu, China, com RMSE iguais a 15,1 µg/L e 18,0 µg/L e erro relativo (%) iguais a 44,4 % e 60,2%, respectivamente.

Os métodos supõem que os parâmetros ópticos, tais como o coeficiente de absorção específico da Chl-*a* e o rendimento quântico da fluorescência () permaneçam constante. Entretanto, sua variabilidade afeta a estimativa da concentração da Chl-*a* (DALL'OLMO & GITELSON, 2005).

Diante da variedade de métodos existentes para essa finalidade, o presente trabalho buscou utilizar diferentes abordagens para avaliar o modelo que melhor respondesse a estimativa da concentração de Chl-*a* em reservatórios em cascata no rio Tietê.

2. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo compreende os reservatórios de Barra Bonita (BB) e de Nova Avanhandava (Nav) (Figura 1), situados no médio e baixo curso do rio Tietê, Estado de São Paulo, respectivamente. Barra Bonita é reservatório de acumulação formado a partir do represamento dos rios Tietê e Piracicaba, com área inundada de 310 km², extensão de 480 m, tempo de residência de 90,3 dias (AES-TIETÊ, 2015) tendo entrado em operação em 1963. O reservatório de Nova Avanhandava é a fio d'água formado com o barramento do Tietê, em 1982. Inunda uma área de 210 km² na cota máxima, possui extensão de 2.038 m e tempo médio de residência da água em torno de 46 dias (TORLONI *et al.*, 1993).

O reservatório de BB é um ecossistema polimítico, eutrófico, com alto teor de nutrientes, e sujeito a florações, principalmente de *Cyanophyceae*, durante o verão, e *Bacillariophyceae* no inverno (DELLAMANO-OLIVEIRA, 2007). A qualidade da água é afetada pelos rios Piracicaba e Tietê, que ao longo de seus cursos estão sujeitos ao carreamento de dejetos de origem orgânica e inorgânica, oriundos de atividades agrícola, urbano e industrial (SILVA, 2012). Há evidências de que os reservatórios a jusante do rio Tietê apresentam qualidade da água superior àqueles mais a montante (CAVENAGHI *et al.* (2003). O reservatório de Nav é caracterizado como oligo-mesotrófico, com a porção superior da coluna d'água (4m de profundidade) bem oxigenada (média referente ao mês de maio de 2009 igual a 4.87 mg/L), pH levemente ácido (6,92), condutividade relativamente elevada (média igual a 177,51 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, referente a maio de 2009 e profundidade de 30 metros), e concentrações moderadas de nutrientes (DOS SANTOS, 2010).

A presença do sistema de reservatórios em cascata influencia na qualidade da água, a composição e estrutura de comunidades fitoplanctônicas, apresentando um aumento no processo de eutrofização a montante do sistema (BARBOSA *et al.*, 1999).

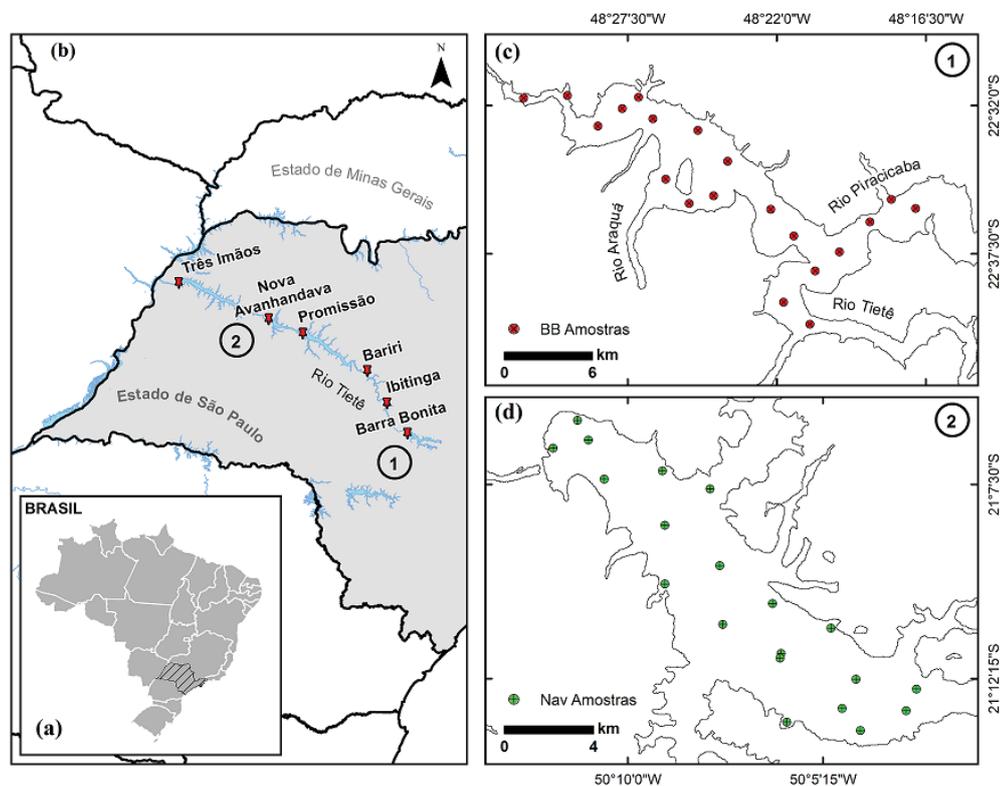


Fig. 1 - Área de estudo: (a) localização do Estado de São Paulo no contexto nacional, (b) posição dos reservatórios ao longo do Rio Tietê e dos pontos amostrais em (c) BB e em (d) Nav.

3. COLETA DE DADOS E MÉTODOS DE ANÁLISE

A coleta dos dados radiométricos e limnológicos foi realizada durante o período seco, sendo amostrados 20 pontos em Nav no período de 28 de abril a 02 de maio de 2014, e 19 pontos em BB, entre 05 e 09 de maio de 2014. A Figura 1 mostra a localização das estações amostrais.

As amostras de água foram filtradas em filtros de fibra de vidro WHATMAN GF/F com porosidade 0.7 μm , utilizando uma bomba de pressão a vácuo. Os filtros foram mantidos refrigerados até sua análise em laboratório. A determinação da concentração de Chl-*a* foi obtida por extração com acetona 90% (Tabela 1) (GOLTERMAN *et al.*, 1978).

As curvas de foram estimadas a partir de medidas realizadas dentro e fora da água (MOBLEY, 1999), utilizando radiômetros hiperespectrais RAMSES TriOS® que operam no faixa espectral entre 400 a 900 nm. Antes de serem utilizados, os dados foram submetidos a uma interpolação linear para transformar a resolução espectral original de $\sim 3,3$ nm para 1 nm (IMAI *et al.*, 2015). Esse procedimento visa homogeneizar as medidas entre os sensores RAMSES, uma vez que os mesmos apresentam valores de comprimento de onda diferentes. O método de interpolação foi também adotado por Ferreira (2014). Perfis de medidas foram tomados em cada estação amostral até uma profundidade cuja radiação representasse 1% da energia incidente no comprimento de onda do verde (≈ 550 nm). A geometria de aquisição segue o protocolo descrito em Mueller (2000) e Mobley (1999) e visou atender requisitos para evitar os efeitos da radiação especular e sombreamento do barco e manter a qualidade dos dados utilizados (RODRIGUES *et al.*, 2015).

3.1 Modelos empíricos

Os modelos empíricos voltados para a determinação da concentração de Chl-*a* foram parametrizados conforme estudos realizados em águas turbidas, baseados nas propriedades da reflectância do corpo de água na região espectral próxima a 700 nm, e inclui razões entre a banda do vermelho e infravermelho próximo (DEKKER, 1993; GITELSON, 1992; HAN &

Tabela 1: Estatística descritiva da concentração de clorofila-*a* ($\mu\text{g/L}$) nas áreas de estudo

		Nav	BB
Chl- <i>a</i>	Mínimo	2,46	19,11
	Máximo	12,56	293,24
	Média	6,21	124,69
	DP*	2,49	69,24

* DP: Desvio Padrão

RUNDQUIST, 1997). No entanto, em função da maior transparência da água em Nav, optou-se por utilizar também uma razão que considerasse as regiões espectrais do azul e verde, concebido para estudar águas oceânicas, cujos componentes responsáveis pela absorção são principalmente os pigmentos fotossintetizantes e a própria água.

Assim, este trabalho adotou modelos baseados nas derivadas de 1ª (1D) e 2ª ordem (2D) e em seguida, foram comparados aos modelos de duas (2BD) e três (3BD) bandas (Tabela 2). Os dois últimos algoritmos foram baseados em Gordon e Morel (1983) e Gitelson *et al.* (2007), respectivamente. Além desses, foi utilizado o índice de clorofila por diferença normalizada (NDCI) proposto por Mishra e Mishra (2012), para águas do caso 2 e um modelo baseado na razão de bandas, nomeado TWICE, desenvolvido neste trabalho por meio da ferramenta online ICE (*Interactive Correlogram Environment*) de Ogashawara *et al.* (2014), que gera um correlograma bidimensional entre uma variável dependente (concentração de Chl-*a*) e variáveis independentes (R_{rs}).

A utilização da primeira derivada permite que os efeitos da água pura sejam removidos e com a segunda derivada é possível remover os efeitos de sedimento em suspensão, realçando feições dos pigmentos (GOODIN *et al.*, 1993). Para a aplicação das derivadas, foi feita uma suavização por média móvel adotando sete pontos, de modo que as feições espectrais se mantivessem preservadas, e em seguida, gerou-se os correlogramas confrontando às curvas de reflectância original, primeira e segunda derivadas com a concentração de Chl-*a*.

Foram utilizados 13 amostras para calibração e 7 amostras para validação dos modelos, em Nav. Para BB foram utilizadas 11 e 8 amostras para calibração e validação, respectivamente. A escolha das amostras foi

baseada na sua distribuição espacial, os pontos para calibração foram selecionados de modo que não houvesse conglomerados ou espaços vazios em relação ao limite dos reservatórios.

Tabela 2: Modelos adotados no trabalho

Identificação	Referência	Modelo
1D e 2D	Goodin <i>et al.</i> (1993)	$\frac{dR_\lambda}{dx} \cong \frac{R_{sr_{i+1}} - R_{sr_{i-1}}}{2\Delta x}$
2BD	Gordon e Morel (1983)	$[Chl - a] \propto R_{sr}^{-1}(550) \times R_{sr}(440)$
3BD	Gitelson <i>et al.</i> (2007)	$[Chl - a] \propto [R_{sr}^{-1}(675) - R_{sr}^{-1}(695)] \times R_{sr}(730)$
NDCI	Mishra e Mishra (2012)	$[Chl - a] \propto \frac{R_{sr}(708) - R_{sr}(665)}{R_{sr}(708) + R_{sr}(665)}$
TWICE	Este trabalho	$[Chl - a]_{BB} \propto R_{sr}^{-1}(434) \times R_{sr}(432)$ $[Chl - a]_{NAV} \propto R_{sr}^{-1}(893) \times R_{sr}(838)$

3.2 Avaliação de acurácia

A avaliação dos algoritmos foi realizada a partir da utilização dos indicadores estatísticos: raiz do erro quadrático médio (RMSE), erro médio percentual absoluto (EMPA -), viés (δ) e coeficiente de determinação (R^2). Os índices são, portanto, definidos conforme equações (1), (2) e (3), respectivamente:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_{est,i} - x_{med,i})^2}{n}} \quad (1)$$

$$EMPA = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left| \frac{x_{est,i} - x_{med,i}}{x_{med,i}} \right| \times 100 \quad (2)$$

$$Viés = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x_{est,i} - x_{med,i}) \quad (3)$$

onde n é o número de amostras, e x_{est} e x_{med} são os valores estimados e medidos, respectivamente.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesta seção são apresentados os resultados da calibração dos modelos empíricos, assim como o desempenho dos mesmos para cada reservatório estudado.

4.1 Descrição das curvas espectrais da

Com base nas curvas de reflectância dos reservatórios estudados (Figuras 2a e 2c) foram observadas diferenças tanto na forma como na

magnitude das mesmas. Nos dois conjuntos de curvas existe um pico em aproximadamente 580 nm, devido à baixa absorção por clorofila e caroteno (CHENG *et al.*, 2013). Nota-se um vale em aproximadamente 630 nm em BB, em função da absorção por ficocianina e outro próximo de 675 nm devido forte absorção por Chl-*a*. É possível identificar também um pico acentuado em 700 nm, possivelmente devido ao efeito da fluorescência da Chl-*a* (GITELSON, 1992; CHENG *et al.*, 2013). No entanto, essas feições de absorção em 630 e 675 nm foram pouco pronunciadas em Nav, assim como o pico em 700 nm.

De acordo com Stramski *et al.* (2001), os microrganismos fitoplanctônicos são parte dominante na absorção do particulado em suspensão, no entanto, em relação ao espalhamento, sua contribuição é menor do que as partículas não vivas. Observa-se então, que as curvas referentes ao reservatório de BB constituem um meio com alta concentração de partículas absorvedoras, enquanto que em Nav os constituintes presentes na água contribuem menos com a absorção, e possivelmente, em maior proporção com o espalhamento.

4.2 Calibração dos modelos

Os modelos utilizando as derivadas em Nav obtiveram melhor correlação com a concentração de Chl-*a*, em 757 nm com a segunda derivada ($R^2= 0,56$), aplicando o ajuste polinomial (Figura 2b). O mesmo foi apresentado

em BB, com a segunda derivada (Figura 2d), com maior coeficiente de determinação em 688 nm ($R^2=0,74$), no caso do ajuste polinomial de grau 2.

Han *et al.*, (2005) apontou que os intervalos compreendidos entre 630-645 nm, 660-670 nm, 680-687 nm e 700-735 nm, são potencialmente correlacionados com a concentração de Chl-*a* utilizando a primeira derivada em regiões costeiras com concentrações médias de Chl-*a* variando entre 3,85 e 14,3 $\mu\text{g/L}$, enquanto Cheng *et al.*, (2013), observou no lago Taihu (China), cuja concentração de Chl-*a* em três anos de estudo: 2004, 2005 e 2011, obteve valores médios iguais a 33, 29 e 23,3 mg/m^3 , respectivamente, que a primeira derivada apresentou maior correlação com a concentração de Chl-*a* em 699 nm e a segunda derivada em 685 nm, podendo ser observado também neste trabalho em relação ao reservatório de BB (Figura 3c e 3d). O reservatório de Nav apresentou maior correlação em 760 nm com a

primeira derivada e em 757 nm com a segunda derivada (Figuras 3a e 3b).

Em geral, os modelos ajustados com base nas derivadas dos espectros de reflectância para os dois reservatórios apresentaram R^2 acima de 0,5, com melhores resultados nos ajustamentos polinomiais em BB (699 nm: 1D = 0,73 e 688 nm: 2D = 0,74) (Tabela 3).

Para comparar, foram utilizados os modelos empíricos 2BD e 3BD, assim como o NDCI (Figura 4). Ambos apresentaram coeficientes de determinação menores que os modelos obtidos a partir das derivadas, ou seja, o ajuste foi inferior aqueles observados com as derivadas. No entanto, a partir da aplicação dos modelos para cada um dos reservatórios, foi possível observar diferenças significativas entre eles; sendo que os modelos aplicados em BB apresentaram R^2 entre 0,350 e 0,575 com o NDCI e o 2BD, respectivamente (Figuras 4f e 4b), e em Nav o R^2 variou entre 0,01 a 0,21, com o NDCI e 3BD, respectivamente (Figuras 4e e 4c).

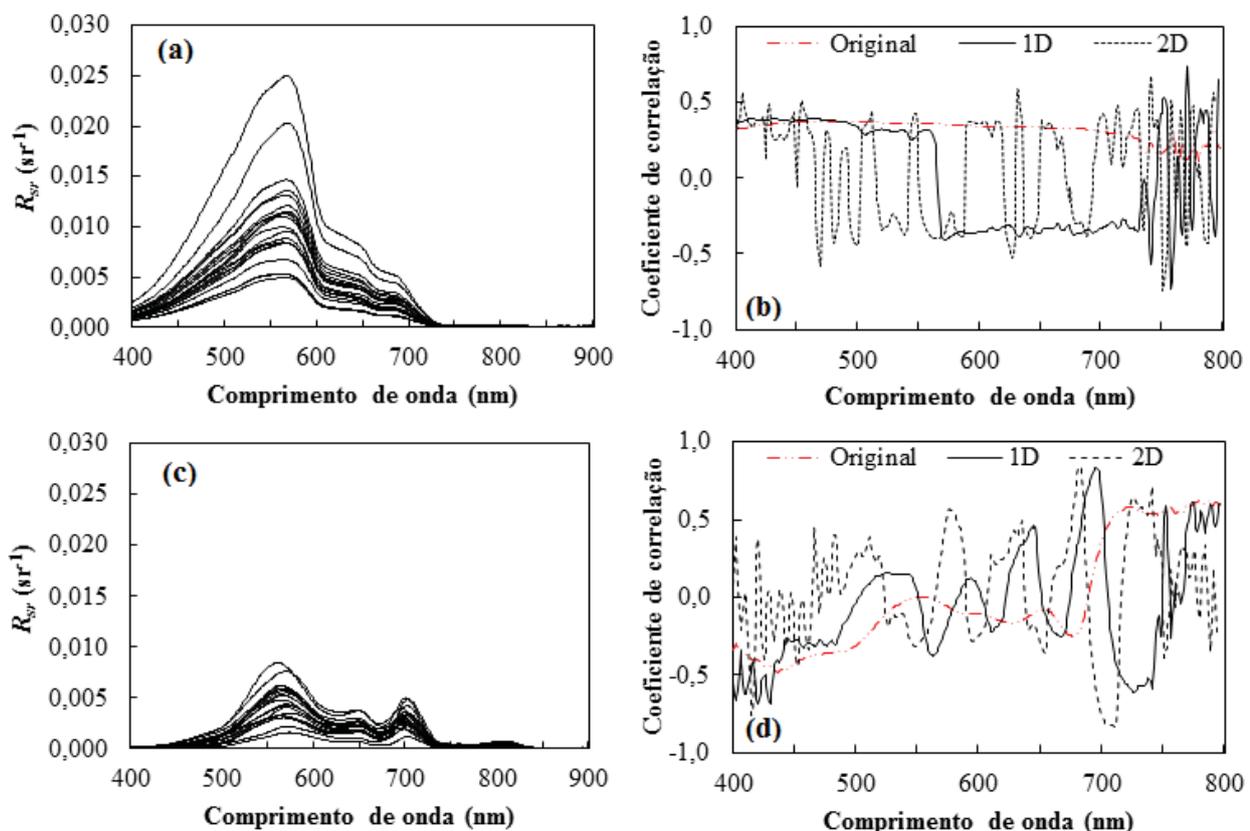


Fig. 2 - (a) R_{rs} de superfície em Nav, (b) coeficiente de correlação entre a concentração de Chl-*a* e R_{rs} , primeira e segunda derivadas de R_{rs} em Nav, (c) R_{rs} de superfície em BB, e (d) coeficientes de correlação entre a concentração de Chl-*a* e R_{rs} , primeira e segunda derivadas de R_{rs} em BB.

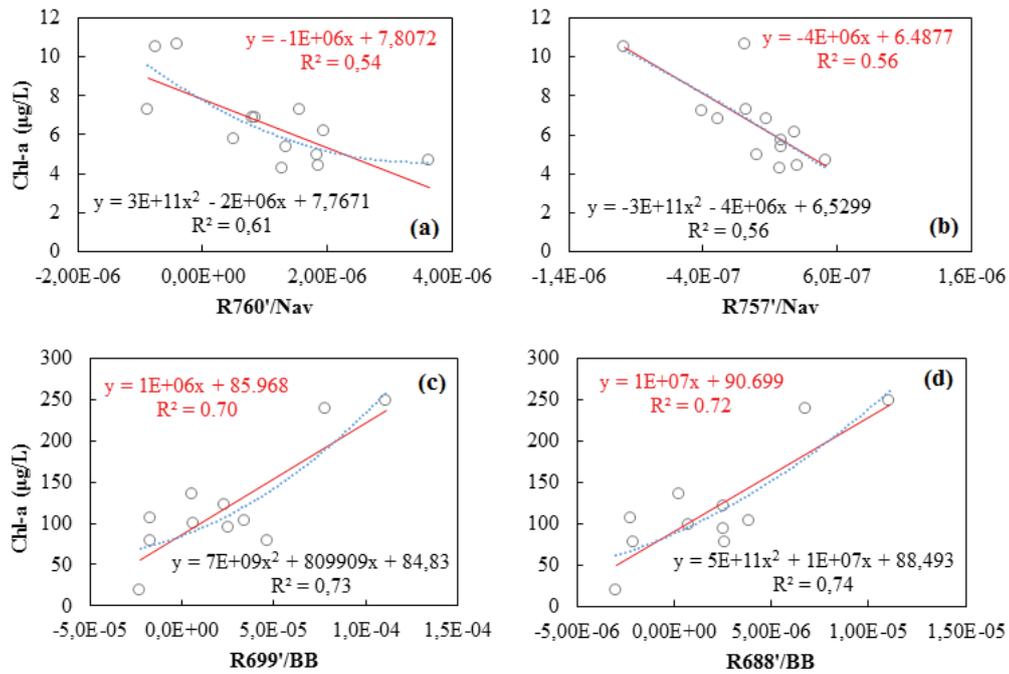


Fig. 3 - Modelo para estimar Chl-a em Nav utilizando (a) derivada de primeira ordem em 760 nm e de (b) segunda ordem em 757 nm, e em BB utilizando (c) derivada de primeira ordem em 699 nm e (d) derivada de segunda ordem em 688 nm, com ajustes linear e polinomial.

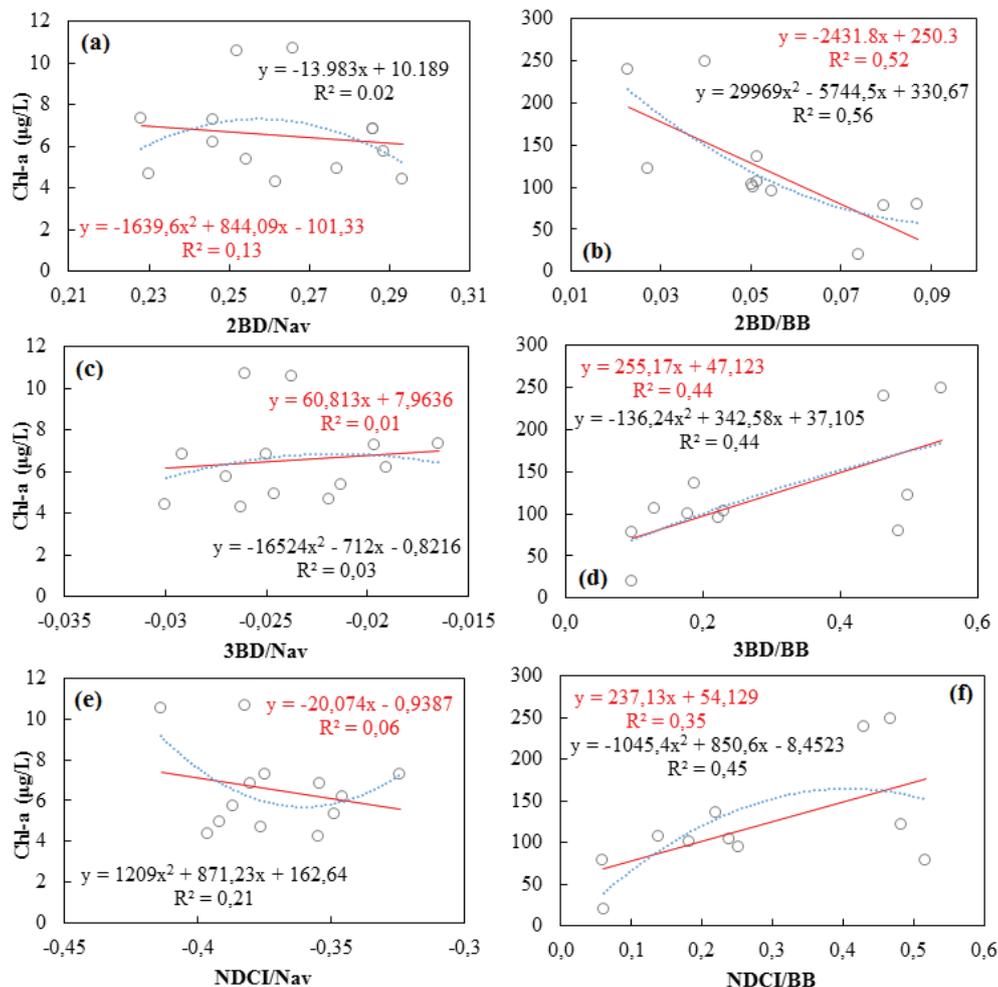


Fig. 4 - Modelo de duas bandas em Nav (a) e em BB (b), modelo de três bandas em Nav (c) e em BB (d), modelo com o NDCI para Nav (e) e em BB (f), com ajustes linear e polinomial.

Os modelos 2BD e 3BD com ajuste linear obtiveram resultados mais adequados para a estimativa de concentração de Chl-*a* referente ao reservatório de BB, enquanto que para Nav, os resultados não foram significativos, como pode ser observado na tabela resultante da análise de regressão (Tabela 3).

Tabela 3: Resultado da análise de regressão para os modelos utilizados (nível de significância de 5%)

Modelo	Ajuste	R ²		p-valor	
		Nav	BB	Nav	BB
1D	Linear	0,54	0,70	0,004	0,001
	Pol 2 ^a	0,61	0,73	0,020	0,012
2D	Linear	0,56	0,72	0,003	0,001
	Pol 2 ^a	0,56	0,74	0,031	0,010
2BD	Linear	0,02	0,52	0,627	0,012
	Pol 2 ^a	0,13	0,56	0,417	0,055
3BD	Linear	0,01	0,44	0,703	0,026
	Pol 2 ^a	0,03	0,44	0,700	0,115
NDCI	Linear	0,06	0,35	0,436	0,055
	Pol 2 ^a	0,21	0,45	0,278	0,111
TWICE	Linear	0,68	0,51	0,000	0,014
	Pol 2 ^a	0,74	0,51	0,004	0,076

Analisando apenas o ajuste dos modelos, podemos concluir que os ambientes provavelmente são diferentes, embora haja a necessidade de realizar a validação das equações. Os resultados da razão de bandas adotado para os dados de cada reservatório podem ser visualizados na figura 5, por meio da ferramenta online ICE. A razão com maior correlação observada em Nav foi entre os comprimentos de onda 838 e 893 nm e para BB foi entre 432 e 434 nm. O ajuste linear do modelo TWICE para BB foi mais significativo para estimar a concentração de Chl-*a*, enquanto que para Nav, os dois ajustes foram adequados.

Diante de todos os resultados, a melhor calibração realizada para Nav foi por meio do TWICE com ajustamento linear ($R^2=0,74$) e o pior foi com o modelo 3BD, com ajuste linear ($R^2=0,01$). Enquanto que para BB, o melhor resultado foi através do modelo 2D ($R^2=0,74$), através do ajuste polinomial, seguido do 1D ($R^2=0,73$), também pelo ajuste polinomial. O pior desempenho foi com o modelo NDCI, com ajuste linear ($R^2=0,35$).

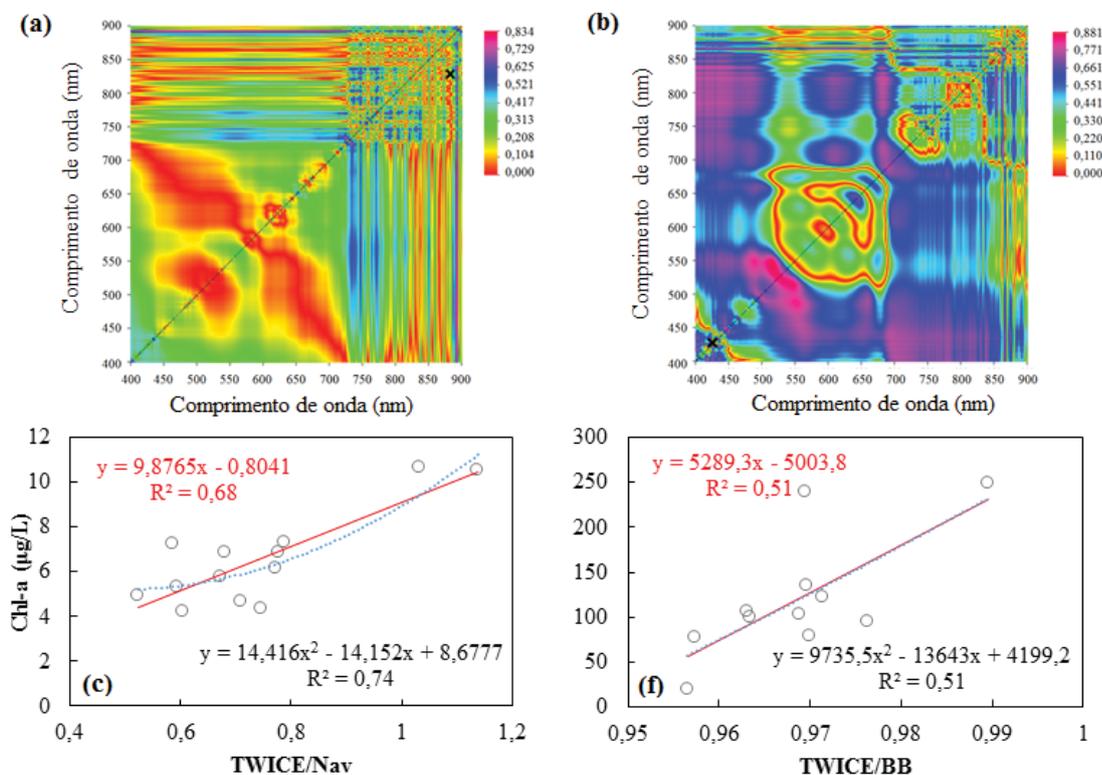


Fig. 5 - (a) Correlograma 2D colorido para Nav com ênfase na razão , e (b) para BB com ênfase na razão , marcados com um xis preto (c) modelo para Nav e (d) para BB, com ajustes linear e polinomial de grau 2.

4.2 Validação dos modelos

A validação contou com a utilização de aproximadamente um terço do total de pontos coletados em campo. Os resultados podem ser visualizado na Tabela 4.

Como resultado da validação em BB, todos os modelos apresentaram $R^2 > 0,55$, tendo o algoritmo 2BD o melhor resultado ($R^2=0,90$) com o ajustamento polinomial, seguido também pelo modelo 2BD ajustado linearmente ($R^2=0,84$). Em contrapartida, o pior resultado foi encontrado no modelo TWICE, tanto com o ajustamento linear ($R^2=0,55$), quanto polinomial ($R^2=0,56$). Para Nav, o pior desempenho foi visto no modelo 2D e ajuste polinomial ($R^2=0,02$), seguido pelo ajuste linear do mesmo modelo. Enquanto que o melhor desempenho foi visto para o modelo 3BD, ajuste linear ($R^2=0,91$), seguido pelo modelo linear 2BD ($R^2=0,88$). Conforme Cheng *et al.* (2013), os modelos com mais de uma banda podem aumentar a qualidade do ajuste devido ao acréscimo no número de bandas, no entanto, as incertezas também são adicionadas.

A raiz do erro médio quadrático (RMSE) é uma medida que indica quanto o modelo desviou dos valores observados, e nesse caso, para o reservatório de Nav o maior erro esteve vinculado ao modelo NDCI (RMSE=17,94 Mg/L), para ambos os ajustamentos, com menor erro no modelo TWICE, ajuste linear

(RMSE=2,89 Mg/L). No entanto, vale ressaltar que o erro associado ao modelo 3BD também obteve valor baixo (RMSE=2,90 Mg/L). Em BB, o menor erro esteve relacionado ao modelo que também obteve maior R^2 , no caso o 2BD (RMSE=37,49 Mg/L) enquanto que o maior erro foi observado para o 3BD (RMSE=77,73 Mg/L). Em geral, os modelos aplicados em BB subestimaram a concentração de Chl-*a*, enquanto que em Nav, ocorreu o inverso.

Apesar dos valores referentes às medidas estatísticas, após validação, terem sido favoráveis ao reservatório de BB, o que se viu foi uma melhora no ajuste dos algoritmos 2BD e 3BD em ambos os reservatórios, e uma perda significativa no poder de explicação dos modelos 1D, 2D e resultantes do TWICE em Nav. Conforme Le *et al.* (2009), a acurácia do modelo resultante da primeira derivada é limitado pela concentração de sólidos suspensos e material dissolvido. Portanto, são inaplicáveis em águas turbidas produtivas com elevada variação das propriedades ópticas. Dessa forma, torna-se necessário a implementação de novas abordagens para discriminar se de fato existem diferenças ópticas em ambos os reservatórios, além da necessidade de obter dados para validação referente a outras datas.

A Figura 6 apresenta o gráfico entre a concentração de Chl-*a* observada e a estimada

Tabela 4: Validação dos modelos adotados na pesquisa e seus respectivos valores de RMSE, ϵ (%), δ e R^2

	Ajuste	RMSE (Mg/L)		ϵ (%)		δ (Mg/L)		R^2	
		Nav	BB	Nav	BB	Nav	BB	Nav	BB
1D	Linear	3,70	47,45	79,89	20,43	1,64	-21,29	0,04	0,79
	Polinomial	3,76	40,70	79,97	31,59	1,30	-8,88	0,06	0,77
2D	Linear	3,52	48,31	72,91	20,56	1,30	-20,82	0,02	0,75
	Polinomial	3,52	41,47	73,28	27,27	1,33	-10,90	0,02	0,76
2BD	Linear	2,93	45,48	53,85	47,98	0,69	1,360	0,88	0,84
	Polinomial	3,01	37,49	44,26	42,36	0,42	-1,97	0,09	0,90
3BD	Linear	2,90	77,73	56,48	67,76	0,87	-16,31	0,91	0,73
	Polinomial	3,78	42,92	60,77	30,19	0,52	-9,00	0,56	0,75
NDCI	Linear	4,63	48,37	106,88	34,19	2,65	-14,04	0,77	0,70
	Polinomial	17,94	71,79	428,94	57,14	13,88	-28,75	0,59	0,43
TWICE	Linear	2,89	58,47	46,48	32,11	0,45	-20,00	0,19	0,55
	Polinomial	2,99	58,93	45,91	31,89	0,27	-20,34	0,14	0,56

pelos modelos que tiveram menor RMSE nos dois reservatórios. Nota-se em ambos os casos

que o aumento da concentração de Chl-*a* tende a piorar o desempenho dos modelos.

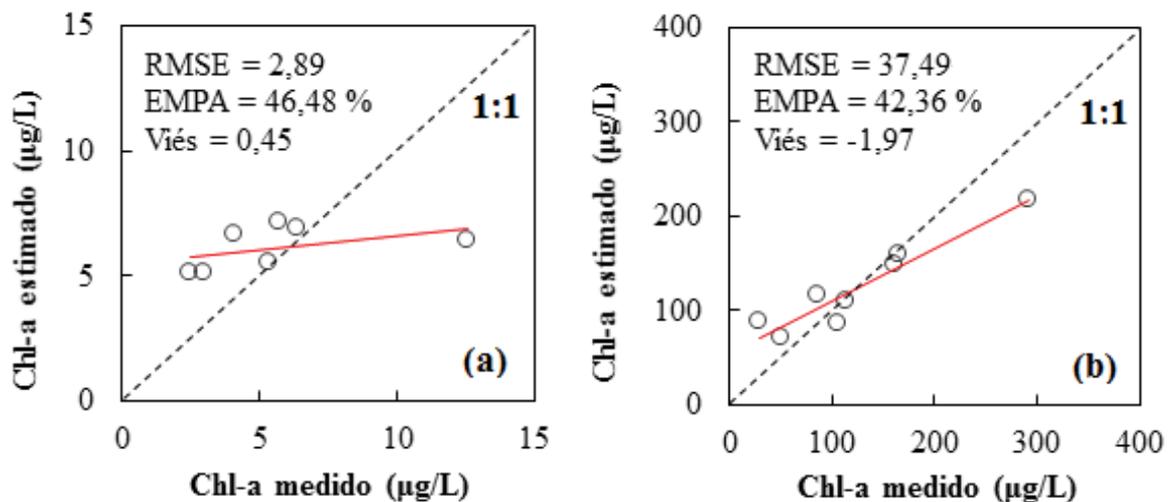


Fig. 6 - Validação da concentração de Chl-*a* medidas em campo e o modelo TWICE com ajuste linear para Nav (a), e com o modelo 2BD com ajuste polinomial para BB (b).

CONCLUSÃO

Com base nos dados ópticos oriundos de medidas *in situ* foi possível comparar modelos empíricos já existentes e ajustados para estimativa da concentração de Chl-*a* em dois reservatórios contrastantes, em termos limnológicos, localizados ao longo do rio Tietê. O modelo validado TWICE, com ajuste linear, obteve menor erro para Nav, enquanto que o 2BD com ajuste polinomial foi melhor em BB. Apesar dos modelos 1D e 2D terem apresentado melhores resultados na calibração para Nav, a validação mostrou resultados opostos. E em contrapartida, os modelos 2BD e 3BD com ajuste linear, após validação, apresentaram resultados melhores para a estimativa da concentração de Chl-*a* para Nav, e os mesmos modelos com ajuste polinomial para BB, sugerindo que os modelos podem ser aplicados nos dois reservatórios. No entanto, vale ressaltar a necessidade de buscar modelos mais robustos que possam representar de fato os ambientes estudados.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem os auxílios financeiros da FAPESP (Processos N.: 2012/19821-1 e 2013/09045-7) e CNPq (Processos N.: 400881/2013-6, 472131/2012-5 e 300301/2012-0). A primeira autora agradece à CAPES pela bolsa de Doutorado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AES-TIETÊ. Usinas. Disponível em: <<http://www.aestiete.com.br/usinas/Paginas/Usinas.aspx>> Acesso: 03 janeiro 2015.
- BARBOSA, F. A. R.; PADISÁK, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; BORICS, G. & ROCHA, O. The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its application to the river Tietê-Basin, São Paulo State, Brazil. In: TUNDISI, J. G. & STRASKRABA, M. (eds.). **Theoretical Reservoir Ecology and its Applications**. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, São Carlos, pp. 425-437, 1999.
- CAVENAGHI, A. L.; VELINI, E. D.; GALO, M. L. B. T.; CARVALHO, F. T.; NEGRISOLI, E.; TRINDADE, M. L. B. & SIMIONATO, J. L. A. Caracterização da qualidade de água e sedimento relacionados com a ocorrência de plantas aquáticas em cinco reservatórios da Bacia do Rio Tietê. **Planta Daninha**, v. 21, no. spe, p. 43-52, 2003
- CHENG, C.; WEI, Y.; SUN, X. & ZHOU, Y. Estimation of chlorophyll concentration in turbid lake using spectral smoothing and derivative analysis. **International Journal of Environmental Research and Public Health**. v. 10, p. 2979 – 2994, 2013

- DALL'OLMO, G.; GITELSON, A. A. & RUNDQUIST, D. C. Towards a unified approach for remote estimation of chlorophyll-a in both terrestrial vegetation and turbid productive waters. **Geophysical Research Letters**, v. 30, n. 18, p. 1-4, 2003.
- DALL'OMO, G. & GITELSON, A. A. Effect of bio-optical parameter variability on the remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters: experimental results. **Applied optics**, v.44, n.3, p.412-422, 2005.
- DEKKER A. G. Detection of optical water quality parameters for eutrophic waters by high resolution remote sensing. PhD. **Dissertation**, Free University, Amsterdam, 1993. p. 222.
- DELLAMANO-OLIVEIRA, M. J.; COLOMBO-CORBI, V. & VIEIRA, A. A. H. Carboidratos dissolvidos do reservatório de Barra Bonita (Estado de São Paulo, Brasil) e sua relação com as algas fitoplancônicas abundantes. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 2, p. 59-66, 2007.
- DOS SANTOS, R. M. **Estrutura das comunidades fitoplancônica e zooplancônica, com ênfase na produção secundária do zooplâncton, e fatores ambientais relacionados nos reservatórios do Baixo rio Tietê, SP.** 2010. 380f. Dissertação (Mestre em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- FERREIRA, R. M. P. **Caracterização da ótica e do carbono orgânico dissolvido no reservatório de Três Marias/MG.** 2014. 108f. Dissertação (Mestre em Sensoriamento Remoto). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos.
- GITELSON, A. The peak near 700 nm on radiance spectra of algae and water: relationships of its magnitude and position with chlorophyll concentration. **International Journal of Remote Sensing**, v. 13, n. 17, p. 3367 – 3373, 1992.
- GITELSON, A. A.; SCHALLES, J. F. & HLADIK, C. M. Remote chlorophyll-a retrieval in turbid, productive estuaries: Chesapeake Bay case study, **Remote Sensing of Environment**, v. 109, p. 464 – 472, 2007.
- GOLTERMAN, H. L., CLYMO, R. S., OHNSTAD, R. **Methods for physical and chemical analysis of freshwater.** 2th ed. Oxford: Blackweel Scientific Publications. (International Biological Programme Handbook, no. 8). 1978. 213p
- GOODIN, D. G.; HAN, L.; FRASER, R. N.; RUNDQUIST, D. C. & STEBBINS, W. A. Analysis of suspended solids in water using remotely sensed high resolution derivative spectra. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 59, n.4, p. 505-510, 1993
- GORDON, H. & MOREL, A. **Remote Assessment of Ocean Color for Interpretation of Satellite Visible Imagery: A Review.** Lecture Notes on Coastal and Estuarine Studies, v. 4, Springer Verlag, New York, 114 p. 1983
- HAN, L. & RUNDQUIST, D. C. Comparison of NIR/RED ratio and first derivative of reflectance in estimating algal-chlorophyll concentration: a case study in a turbid reservoir. **Remote sensing of Environment**, v. 62, n. 3, p. 253-261, 1997.
- HAN, L. Estimating chlorophyll-a concentration using first-derivative spectra in coastal water, **International Journal of Remote Sensing**, v.26, n.23, p. 5235-5244, 2005.
- HOGUE, F. E.; WRIGHT, C. W. & SWIFT, R. N. Radiance-ratio algorithm wavelengths for remote oceanic chlorophyll determination. **Applied optics**, v. 26, n. 11, p. 2082-2094, 1987.
- IMAI, N. N.; SHIMABUKURO, M. H.; CARMO, A. F. C.; ALCÂNTARA, E. H.; RODRIGUES, T. W. P. & WATANABE, F. S. Y. Bo-optical data integration based on a 4D database system approach. **International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing & Spatial Information Sciences.** 2015
- JENSEN, J. R. **Remote sensing of the environment: an earth resource perspective.** 2 ed. Upper Saddle River: Pearson-Prentice Hall, 592p, 2007.
- LE, C.; LI, Y.; ZHA, Y.; SUN, D.; HUANG, C. & LU, H. A four-band semi-analytical model for estimating chlorophyll a in highly turbid lakes: The case of Taihu Lake, China. **Remote Sensing of Environment**, v. 113, n. 6, p. 1175-1182, 2009.
- MIRANDA, L. E.; HABRAT, M. D. &

- MIYAZONO, S. Transactions of the American Fisheries Society Longitudinal Gradients along a Reservoir Cascade. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 137, n. 6, p. 37-41, 2008
- MISHRA, S.; MISHRA, D. R. A novel model for remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters. **Remote Sensing of Environment**, v. 117, p. 394 - 406, 2012.
- MOBLEY, C. D. Estimation of the remote-sensing reflectance from above-surface measurements. **Applied Optics** v.38, n. 6, p. 7442-7455. 1999
- MOREL, A.; PRIEUR, L. Analysis of variations in ocean color1. **Limnology and oceanography**, v. 22, n. 4, p. 709-722, 1977.
- MUELLER, J. L. In-water radiometric profile measurements and data analysis protocols. In: FARGION, G. S. & MUELLER, J. L., (Eds.). **Ocean Optics Protocols for Satellite Ocean Color Sensor Validation**. Goddard Space Flight Center, Greenbelt, Maryland, NASA Tech. Memo. 2000209966/Rev2 1, p. 87-97. 2000
- OGASHAWARA, I.; CURTARELLI, M. P.; SOUZA, A. F.; AUGUSTO-SILVA, P. B.; ALCÂNTARA, E. H. & STECH, J. L. Interactive Correlation Environment (ICE) – A Statistical Web Tool for Data Collinearity Analysis. **Remote Sensing**. v.6, p.3059-3074, 2014.
- RODRIGUES, T. W. P.; IVÁNOVÁ, I.; ALCÂNTARA, E.; SHIMABUKURO, M.; WATANABE, F.; ROTTA, L.; IMAI, N. & BARBOSA, C. Analysis of data quality element's applicability for radiometric measurements in remote sensing of water: a case study in Nova Avanhandava reservoir, São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Cartografia**, n. 67/7, p. 1327-1339, 2015.
- RUDDICK, K. G.; GONS, H. J.; RIJKEBOER, M. & TILSTONE, G. Optical remote sensing of chlorophyll a in case 2 waters by use of an adaptive two-band algorithm with optimal error properties. **Applied optics**, v. 40, n. 21, p. 3575-3585, 2001.
- SILVA, M. B. Estudo da influência da poluição difusa na qualidade da água de reservatórios de usinas hidroelétricas. 2012. 50f. **Monografia** (Especialista em Gestão Ambiental e Negócios no Setor Energético). Universidade de São Paulo, São Paulo.
- SMITH, W. S. & ROCHA, O. Environmental gradient in reservoirs of the medium and low Tietê River: limnological differences through the habitat sequence. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 1, p. 73-88. 2014
- STRAMSKI, D.; BRICAUD, A. & MOREL, A. Modeling the inherent optical properties of the ocean based on the detailed composition of the planktonic community. **Applied Optics**, v. 40, n. 18, p. 2929-2945, 2001.
- STRASKRABA, M., TUNDISI, J.G. Guidelines of Lake Management. In: **International Lake Environment Committee (ILEC)**, Shiga, Japan. Reservoir Water Quality Management, vol. 9. 229p, 1999.
- TORLONI, C. E. C., A. R. A. CORRÊA, A. A. CARVALHO JR., J. J. SANTOS, J. L. GONÇALVES, E. J. GERETO, J. A. CRUZ, J. A. MOREIRA, D. C. SILVA, E. F. DEUS & A. S. FERREIRA. **Produção pesqueira e composição das capturas em reservatórios sob concessão da CESP nos rios Tietê, Paraná e Grande, no período de 1986 a 1991**. CESP, São Paulo, 1993. 73p.
- TUNDISI, J. G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnology**. Boca Raton, FL. Taylor e Francis Group. p. 700, 2011
- WETZEL R. G. Reservoir ecosystems: Conclusions and speculations. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L. & PAYNE, E. F. E. (eds). **Reservoir Limnology: Ecological Perspectives**. John Wiley and Sons Inc, New York. pp. 227-38, 1990
- ZHANG, Y.; LIU, M.; QIN, B.; van der WOERD, H.; LI, J.; LI, Y. Modeling remote-sensing reflectance and retrieving chlorophyll-a concentration in extremely turbid Case-2 waters (Lake Taihu, China). **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 47, n. 7, p. 1937-1948, 2009.
- ZIMBA, P. V. & GITELSON, A. Remote estimation of chlorophyll concentration in hyper-eutrophic aquatic systems: Model tuning and accuracy optimization. **Aquaculture**, v. 256, n. 1, p. 272-286, 2006