

Variáveis limnológicas e propriedades óticas inerentes no reservatório de Três Marias/MG

Renato Martins Passos Ferreira¹
Cláudio Clemente Faria Barbosa¹
Evelyn Márcia Leão de Moraes Novo¹
Aurea Maria Ciotti²
José Luiz Stech¹

¹ Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE
Caixa Postal 515 - 12227-010 - São José dos Campos - SP, Brasil
{rmpf; evlyn; stech}@dsr.inpe.br; claudio@dpi.inpe.br

² Centro de Biologia Marinha da Universidade de São Paulo – CEBIMAR
Rodovia Manoel Hypólito do Rego, Km 131.5 – 11600-000 - São Sebastião - SP, Brasil
ciotti@usp.br

Abstract. Limnological variables along with inherent optical properties provide substantial information about aquatic systems and are crucial in development of bio-optical models. In the present work we measured the inherent optical properties of a tropical Brazilian reservoir (Três Marias) simultaneously to the concentration of optically active constituents such as chlorophyll-a, total suspended solids and dissolved carbon in order to characterize its bio-optical behavior. From June 17th to 22th 2013 twenty-two sampling stations were profiled using a 25cm pathlength AC-S attenuation-absorption meter (WET Labs) and a Hydrosat-6 backscattering meter (HOBILABS). Data set revealed a division of reservoir's water body in two main water masses with distinct biological and optical properties. Optically active constituent concentration varied irregularly across the reservoir, reaching 1.69-13.22 μgL^{-1} for chlorophyll-a, 1.6-11.93 mgL^{-1} for total suspended sediments, 7.35-8.9 mgL^{-1} for dissolved total carbon and 0.18-0.64 m^{-1} for CDOM absorption in 443nm. Relationship between chlorophyll-a concentration and the other constituents were low: 0.001 for total suspended solids and 0.26 for total dissolved carbon. Chlorophyll-a concentration showed a strong correlation with total absorption in visible range with determination coefficient between 0.63 and 0.95. Phytoplankton was the dominant constituent in the reservoir (followed by CDOM) and controlled the heterogeneity observed in IOPs during sampling time.

Palavras-chave: in-land water, optically active constituent, águas interiores, constituintes óticamente ativos.

1. Introdução

Conhecer os processos que controlam a relação entre a luz e os constituintes óticamente ativos (COAs) é fundamental para monitorar a qualidade de água em ambientes como lagos e reservatórios. A fração colorida da matéria orgânica dissolvida (designada de Colored Dissolved Organic Matter - CDOM) pode fornecer informações sobre a composição da matéria dissolvida (e.g., Carder et al., 1989), a disponibilidade de nutrientes (Bushaw et al., 1996) e a disponibilidade de luz (Wrigley et al., 1988). O fitoplâncton responde pela produtividade primária no ecossistema aquático e sua variação espacial e temporal pode afetar a ciclagem biogeoquímica de elementos como carbono, nitrogênio, fósforo, oxigênio e enxofre (Smith et al., 1982; McNaughton et al., 1989; Sala e Austin, 2000), além do estado trófico da água (Carlson, 1977). Sedimentos em suspensão podem alterar significativamente o campo de luz subaquático devido principalmente as suas propriedades de espalhamento da luz (Kirk, 2011), determinadas pelo tipo, tamanho, cor e concentração dos sedimentos (Curran & Novo, 1988).

Alterações de turbidez, ocorrências de florações de microalgas e dispersão de toxinas a elas associadas, fotodegradação da matéria orgânica dissolvida, estratificação termal e ressuspensão de sedimentos são exemplos de processos que afetam as características bio-ólicas de um sistema aquático. Desta forma, as propriedades óticas são importantes indicadores do estado trófico (Tornés et al., 2014) e podem ser utilizadas para avaliar taxas de produtividade primária pelagial (Smith et al., 1982), etapas dos ciclos biogeoquímicos (McNaughton et al., 1989; Sala e Austin, 2000), trocas de gases entre o sistema e a atmosfera (Barros et al., 2011) e a extensão da penetração do campo de luz na coluna d'água (Wetzel, 2001).

O conceito de estado bio-óptico de corpos d'água, introduzido por Smith e Baker (1978), representa uma medida do efeito dos processos biológicos nas propriedades óticas de águas naturais. O termo bio-óptico refere-se, portanto, às medidas da variação no campo luminoso dentro dos corpos d'água em função das interações entre a radiação eletromagnética e os componentes biológicos presentes no meio. Na prática, a definição inclui todos os COAs, pois apesar de não-vivos, influenciam diretamente a resposta espectral do fitoplâncton ao alterar a distribuição espectral e geométrica do campo de luz subaquático (Ciotti, 2005). Em reservatórios, as propriedades bio-ópticas variam de acordo com as estruturas horizontal e vertical do sistema (Wetzel, 2001) sendo também afetadas por forçantes físicas como vento, precipitação, distribuição de radiação de ondas curtas e longas (Alcantara et al., 2010) e dinâmica de circulação da água (Reynolds, 1994). A intensidade e a qualidade do campo de luz subaquático são determinadas pela concentração e composição dos COA, como matéria orgânica dissolvida, fitoplâncton e sedimentos em suspensão (Kirk, 2011).

A utilização de sensores radiométricos e limnológicos para perfilagem fornecem uma vasta coleção de dados *in-situ*, que permitem aprofundar a compreensão da estrutura vertical da coluna de água e possibilitam o desenvolvimento e o ajuste de modelos bio-óticos, uma vez que os dados remotamente obtidos se limitam à superfície do corpo d'água. No Brasil, existem poucos estudos com foco na compreensão de como o campo de luz varia dentro da coluna de águas interiores à medida que interage com os COA, principalmente porque apenas nos últimos anos os sensores para perfilagem se tornaram disponíveis no país.

Este trabalho teve como objetivo ampliar o conhecimento sobre as relações entre as propriedades biogeoquímicas e as propriedades óticas de ambientes aquáticos tropicais brasileiros. Para isso foram realizadas medidas de propriedades bio-óticas segundo protocolos internacionais, além de concentração de COAs como clorofila-a (*Chl - a*), total de sólidos suspensos (*TSS*) e carbono total dissolvido (*DTC*), absorção por CDOM em 443nm ($a_{CDOM}(443)$) e variáveis físicas como turbidez e temperatura. Foi analisada a relação entre absorção (a), espalhamento (b), atenuação (c) e retroespalhamento (b_b) e as variáveis biogeoquímicas e físicas.

2. Metodologia de Trabalho

2.1. Área de estudo

O reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) de Três Marias (S 18°08'54'', W 45°41'15'' e S 19°06'27'', W 44°36'40'') localiza-se na Região Central do estado de Minas Gerais, bioma Cerrado, no alto curso do rio São Francisco (Figura 1).

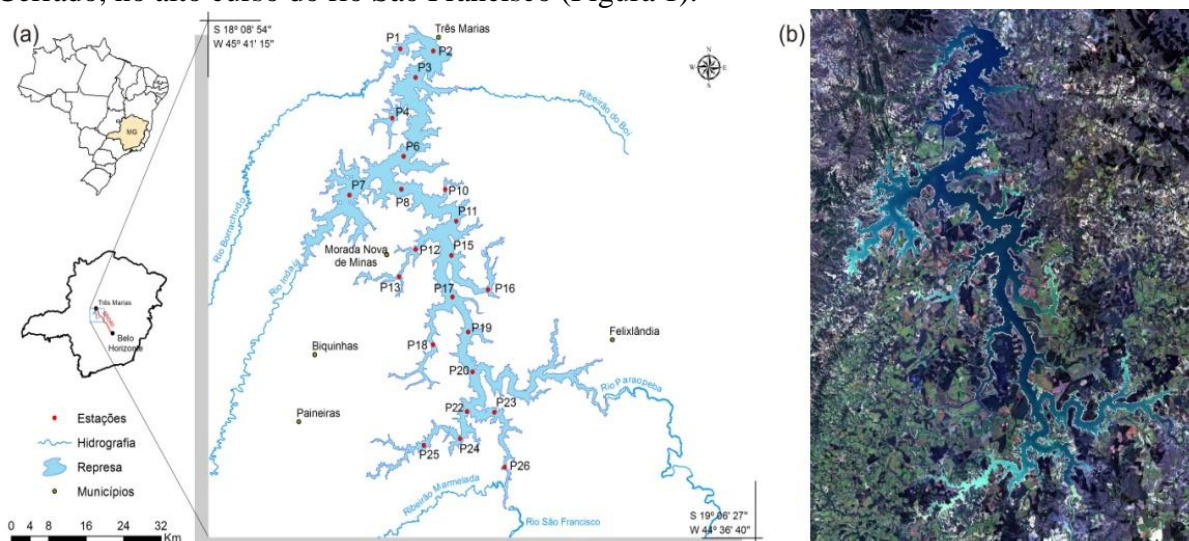


Figura 1 – (a) Localização da represa de Três Marias/MG e estações de coleta; (b) Imagem sensor *Operational Land Imager R4G3B1* adquirida quatro dias antes do campo.

O reservatório possui forma dendrítica e alaga aproximadamente 927,1 km² com o barramento do rio São Francisco. Seus principais afluentes são o rios Paraopeba, Pará e Indaiá (Euclides et al., 2001). As principais atividades de entorno que podem gerar impactos para a qualidade da água são: expansão urbana e de volume de descarga sanitária; atividades de extração mineral; silvicultura; e garimpo (Almeida, 2010). A região em que se insere o reservatório apresenta clima tropical quente semiúmido com duas estações bem definidas, a estação chuvosa de outubro a abril e a estação seca de maio a setembro.

2.2 Amostragem

As estações de amostragem foram distribuídas de acordo com metodologia de Barbosa et al. (2010) dividida nas seguintes etapas: 1) seleção de imagem Landsat-TM correspondente à fase da hidrógrafa da aquisição de dados *in-situ*; 2) conversão para reflectância de superfície (Chander et al., 2009); 3) geração de máscara de água (Frazier e Page, 2000); 4) classificação não-supervisionada baseada em segmentação (Bins et al., 1996) em massas de água distintas; 5) distribuição das estações amostrais de acordo com as classes espectrais geradas.

Entre 17 e 22 de junho de 2013, 22 estações amostrais (Fig.1) foram perfiladas usando um medidor de atenuação e absorção (AC-S, WET Labs) de caminho ótico de 25 centímetros e um medidor de retroespalhamento (Hydroscat-6). Amostras de água foram adquiridas concomitantemente para análise de laboratório e determinação das concentrações de Chl-a e feofitina (Nush, 1980), TSS (Wetzel e Likens, 1991), carbono e absorção por CDOM. Para este último, as análises foram feitas com um espectrofotômetro PerkinElmer Lambda 35 UV/VIS e cubetas de quartzo de 10cm, entre 800 e 256nm. Os espectros foram corrigidos para desvios entre 750 e 800nm (e.g., Green e Blough, 1994; Twardowski et al, 2004) e ajustados utilizando um modelo exponencial simples entre 380 e 700nm (Bricaud et al., 1981; Babin et al., 2003). Medidas de pH, turbidez, temperatura da água, oxigênio dissolvido, condutividade e disco de Secchi foram realizadas em cada estação.

2.3 Propriedades óticas inerentes (IOP)

Perfis de coeficientes de atenuação e absorção, em m^{-1} , foram adquiridos com o AC-S entre 400 e 750nm (resolução ≈ 4 nm) (Wet Labs Inc., 2013). Dois perfis foram medidos em modo contínuo (4 hertz) em cada estação, iniciando na máxima profundidade, definida como o limite da zona eufótica (Z_{eu}, m^{-1}), para evitar formação de bolhas de ar.

Todos os dados do AC-S foram corrigidos para efeitos de temperatura (Pegau et al., 1997). A correção para salinidade foi descartada, uma vez que seus efeitos são desprezíveis em águas interiores (Kirk, 2011). Superestimativas do coeficiente de absorção devido ao espalhamento ao longo do caminho ótico (Zaneveld et al., 1994) foram corrigidas utilizando o método proporcional (Zaneveld et al., 1994) e o comprimento de onda de 750nm como referência. O espalhamento foi calculado usando a relação $c = a + b$.

Perfis de coeficiente de retroespalhamento, em m^{-1} , foram medidos em seis comprimentos de onda (420, 442, 470, 510, 590 e 700nm) usando o Hydroscat-6 (HOBILabs). Um único perfil foi medido em modo contínuo, da subsuperfície até o limite de Z_{eu} . Subestimativas dos valores de retroespalhamento devido à atenuação entre a fonte de luz e o volume de detecção foram corrigidas de acordo com HOBILabs (2010) (correção Sigma).

3. Resultados e discussão

Análise exploratória dos dados limnológicos e óticos revelou que, para o período amostrado, o reservatório de Três Marias se apresentou bio-oticamente heterogêneo contendo diferentes massas de água. Baseado em análise de agrupamento K-médias das estações, imagem composição cor verdadeira do sensor *Operational Land Imager* (OLI) de quatro dias antes das coletas (Figura 1) e em gráficos de dispersão de concentração de Chl-a *versus*

absorção total em 450, 550 e 670nm foi possível dividir as amostras em dois grupos com comportamento ótico distinto: dezesseis estações (P1, P2, P3, P4, P6, P7, P8, P10, P11, P12, P14, P16, P17, P18, P19, P20) no primeiro grupo – G1 – e quatro estações (P13, P22, P23 e P24) no segundo – G2. As estações P25 e P26 foram previamente removidas em análise de *outliers* já que exibiram características de ambientes lóticos. A distribuição das estações reflete a consistência espacial das propriedades óticas e limnológicas no reservatório. Levando em consideração o número limitado de amostras em G2, as análises subsequentes foram realizadas apenas com os dados de G1.

3.1 Variabilidade dos constituintes opticamente ativos

A concentração dos COAs em subsuperfície variou irregularmente ao longo do reservatório, o que pode ser explicado por: tamanho e formato do reservatório (Hakanson, 2005); esgoto proveniente de cidades próximas (Norton et al., 1984; Parnell, 2003); agricultura do entorno (Quiros et al., 2006); influência de cursos afluentes (eg., Zhu et al., 2013); e processos bio-óticos locais (Reynolds, 1994).

C_{CHL} variou entre 1,69 e 13,22 μgL^{-1} , com média de 6,37 μgL^{-1} . Os menores valores foram encontrados na parte superior do reservatório e próximo à barragem, regiões nas quais fatores hidrodinâmicos inibem o crescimento do fitoplâncton (Reynolds, 1994). Na entrada do reservatório a coluna d'água é afetada pela turbulência da zona de transição entre ambientes lóticos e lênticos (Ruhl, 2012) e próximo à barragem pelas variações no fluxo de saída da água devido ao funcionamento das turbinas (Vanni et al., 2006). As maiores concentrações foram medidas na parte central do reservatório, próximo à confluência dos tributários, em função da entrada de nutrientes. Como esperado em águas do caso 2, as correlações entre C_{CHL} e os outros COAs foram fracas (TSS $R^2 = 0,001$; DTC $R^2 = 0,26$). Associados à baixa correlação entre C_{CHL} e C_{DOC} ($R^2 = 0,29$) estes resultados sugerem que TSS e DOC são majoritariamente de origem terrestre, em detrimento à degradação do fitoplâncton.

C_{TSS} variou de 1,6 a 11,93 mgL^{-1} , com média 4,54 mgL^{-1} . Baixas concentrações foram medidas nas entradas do reservatório e em regiões rasas, uma vez que durante a estação seca o fluxo de sedimentos não é muito significativo e os efeitos de ressuspensão são restritos devido ao pequeno *fetch* (Nordstrom e Jackson, 2012). A fração inorgânica do TSS (ISS) foi maior que a orgânica em 62% das estações, sugerindo atenuação mais rápida da luz, já que essas partículas geralmente apresentam menor diâmetro e maior índice de refração, resultando em maior espalhamento da luz incidente (Bowers et al., 2014).

C_{DTC} apresentou maior estabilidade ao longo do reservatório, variando entre 7,35 e 8,9 mgL^{-1} , com média 7,9 mgL^{-1} . As variações de concentração são principalmente devido a mudanças na fração inorgânica, uma vez que a razão entre fração inorgânica e carbono total variou entre 0,7 e 0,82 e a concentração de carbono orgânico dissolvido (C_{DOC}) variou somente entre 1,39 e 2,71 mgL^{-1} . Baixas concentrações de DOC durante a estação seca podem ser associadas a: 1) fotodegradação do CDOM devido à incidência da radiação solar; 2) baixa taxa de decomposição da clorofila; 3) entrada limitada de carbono no sistema já que o escoamento superficial na bacia e o fluxo dos cursos d'água são típicos de época seca.

A absorção por CDOM em 443nm variou entre 0,18 e 0,64 m^{-1} . A pequena amplitude dos valores de absorção refletem a baixa concentração de DOC a qual, segundo Wetzel (2001), pode estar relacionada ao tamanho e a idade do reservatório. Os maiores valores de $a_{\text{cdom}}(443)$ foram observados na parte superior do reservatório e nas entradas dos afluentes, indicando a influência de fontes terrestres. Os menores valores ocorreram na parte inferior do reservatório, principalmente próximo ao barramento. Uma fraca correlação foi observada entre $a_{\text{cdom}}(443)$ e C_{DOC} ($R^2 < 0,3$), ao contrário do reportado por diversos autores (Vodacek et al., 1997; Fichot e Benner, 2011). A pequena amplitude de variação da absorção,

a distribuição espacial irregular e possivelmente diferentes taxas de fotodegradação do CDOM ajudam a explicar os resultados obtidos.

3.1 Absorção, atenuação e retroespalhamento

O coeficiente de absorção espectral variou entre zero (no comprimento de referência - 750 nm) e $1,3\text{m}^{-1}$, seguindo um padrão de decaimento aproximadamente exponencial com o aumento do comprimento de onda, exceto próximo a 675nm, onde o pico de absorção da clorofila-a pôde ser observado para estações com C_{CHL} acima de 3gL^{-1} .

Os valores médios de absorção em subsuperfície em 450, 550 e 670nm foram, respectivamente: 0,62; 0,14; e $0,12\text{m}^{-1}$. De uma maneira geral a absorção permaneceu constante à medida que aumentava a profundidade, indicando homogeneidade ao longo da coluna de água. O estado isotermal é esperado durante a estação seca (Gomes, 2009) como consequência da pouca variação na temperatura e no oxigênio dissolvido (Esteves et al., 1985). Alterações mais significativas nos perfis de absorção foram consequência de mudanças na turbidez, que podem ser associadas à entrada de massas de água mais densas (Assireu et al., 2011). A absorção total em subsuperfície nos três comprimentos de onda do visível mostrou boa correlação com C_{CHL} ($0,63 < R^2 < 0,95$) e moderada correlação com C_{DOC} ($0,28 < R^2 < 0,56$). Não se observou relação entre a absorção e o material sólido em suspensão.

O coeficiente de atenuação espectral variou de 0,5 a $5,5\text{m}^{-1}$ e os valores médios de subsuperfície em 450, 550 e 670nm foram respectivamente: 2,68; 1,92; e $1,49\text{m}^{-1}$. A atenuação apresentou padrões semelhantes aos da absorção, entretanto, os efeitos decorrentes de mudanças de turbidez com o aumento da profundidade foram mais pronunciados neste caso em função do espalhamento causado pelas partículas suspensas (Shayoying et al., 2009).

Absorção e atenuação no reservatório de Três Marias são dominadas primeiramente pelo fitoplâncton e em seguida pelo CDOM. Os sólidos inorgânicos em suspensão não apresentaram correlação significativa com essas propriedades óticas, devido à baixa concentração durante o período seco. Absorção e atenuação apresentaram comportamentos distintos de acordo com a região espectral: (i) no azul, foram dominadas pelo fitoplâncton e pelo CDOM e um constituinte parece mascarar o sinal do outro; (ii) no verde a absorção foi dominada pelo CDOM devido a baixa absorção pelo fitoplâncton. O espalhamento nessa região é principalmente devido às células fitoplanctônicas, em detrimento de outras partículas suspensas; (iii) no vermelho e infravermelho próximo o fitoplâncton dominou a absorção total, com um pico proeminente em 675nm e a contribuição do CDOM foi bastante restrita.

O coeficiente de retroespalhamento decaiu com o aumento do comprimento de onda e variou entre 0,01 e $0,12\text{m}^{-1}$. Os valores médios em subsuperfície para 420, 442, 470, 510, 590 e 700nm foram, respectivamente: 0,057; 0,056; 0,051; 0,048; 0,04 e $0,032\text{m}^{-1}$. b_b apresentou moderada correlação com C_{CHL} ($0,64 < R^2 < 0,69$), entretanto, não foi obtida correlação com ISS e DOC. No caso do carbono, considera-se que o espalhamento causado pela matéria dissolvida é desprezível (Kirk, 2011), já para o material em suspensão, observa-se que o espalhamento é dominado pelas células do fitoplâncton. O retroespalhamento mostrou ainda forte correlação com a turbidez, com R^2 acima de 0,96 ($p < 0,0001$).

4. Conclusões

Este trabalho apresenta uma contribuição no entendimento de características bio-óticas de águas interiores brasileiras a partir de dados *in-situ*. De acordo com o índice de estado trófico (IET) utilizado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), o reservatório de Três Marias possui massas de água que variam entre os estados mesotrófico e eutrófico ($53,3 < \text{IET} < 63,4$, quando calculado a partir da concentração de clorofila-a). A variação de trofia corrobora a heterogeneidade observada nas variáveis limnológicas e óticas, com maior grau observado nas margens e afluentes do reservatório.

O estudo permitiu aprofundar o conhecimento sobre o comportamento do campo de luz subaquático em águas interiores brasileiras e sua interação com as propriedades biogeoquímicas e físicas. No período seco, a parte central do reservatório apresentou uma extensa massa de água cuja absorção foi controlada pela produção primária fitoplanctônica e em menor grau pela exportação de matéria orgânica dissolvida da bacia de drenagem dos principais tributários. Fatores hidrodinâmicos, como a turbulência, foram determinantes nas propriedades óticas e biológicas nas partes superior e inferior do reservatório, ao restringir o crescimento do fitoplâncton e ocasionar a ressuspensão de sedimentos. Tamanho, formato e idade do reservatório contribuíram para a heterogeneidade observada nos coeficientes de absorção e de retroespalhamento ao longo do corpo d'água.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Carlos Araújo, Joaquim Leão e Pétala Bianchi pelas contribuições durante a campanha de campo e aquisição dos dados. E a FAPESP Projetos (2008/56252-0; 2011/19523-8) e a ANEEL nº8000003629 pelo financiamento dos equipamentos e custos do trabalho de campo.

Referências bibliográficas

- Alcântara, E. H.; Stech, J. L.; Lorenzetti, J. A.; Bonnet, M-P.; Casamitjana, X.; Assireu, A. T.; Novo, E. M. L. M. Remote sensing of water surface temperature and heat flux over a tropical hydroelectric reservoir. **Remote Sensing of Environment**, v. 114, p. 2651-2665, 2010.
- Almeida, D. F., **Gestão ambiental dos sedimentos de corrente do Rio São Francisco na região de Três Marias/ Minas Gerais**. 2010. 105 p. Tese (Doutorado em Engenharia Metalúrgica e de Minas) – UFMG, Belo Horizonte, Brazil. 2010.
- Assireu, A. T.; Alcântara, E.; Novo, E. M. L. M.; Roland, F.; Pacheco, F. S.; Stech, J. L.; Lorenzetti, A. Hydro-physical processes at the plunge point: an analysis using satellite and in situ data. **Hydrology and Earth System Sciences**, v.15, p.3689-3700, 2011.
- Babin, M.; Morel, A.; Fournier-Siere, V.; Fell, F.; Stramski, D. Light scattering properties of marine particles in coastal and open ocean waters as related to the particle mass concentration. **Limnology and Oceanography**, v.48, p.843-859, 2003.
- Barbosa, C. C. F.; Novo, E. M. L. M.; Melack, J. M.; Gastil-Buhl, M.; Pereria Filho, W. Geospatial analysis of spatiotemporal patterns of pH, total suspended sediment and chlorophyll-a on the Amazon floodplain. **Limnology**, v.11, p.155-166, 2010.
- Barros, N.; Cole, J. J.; Tranvik, L. J.; Prairie, Y. T.; Bastviken, D.; Huszar, V. L. M.; Del Giorgio, P.; Roland, F. Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude. **Nature Geoscience**, v. 4, p.593-596, 2011.
- Bins, L.S.; Fonseca, L. M. G.; Erthal, G. J.; Mitsuo, I. I. F. Satellite imagery segmentation: a region growing approach. In: VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR), 1996, Salvador. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 1996. Artigos, p. 677-680. CD-ROM, On-line. ISBN 85-17-00014-5. Disponível em: <<http://martel.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/deise/1999/02.05.09.30/doc/T205.pdf>>. Acesso em: 03 abr. 2014
- Bowers, D. G.; Hill, P. S.; Braithwaite, K. M. The effect of particulate organic content on the remote sensing of marine suspended sediments. **Remote Sensing of Environment**, v.144, p.172-178, 2014.
- Bricaud, A.; Morel, A.; Prieur, L. Absorption by dissolved organic matter in the sea (yellow substance) in the UV and visible domains. **Limnology and Oceanography**, v.26, p.43-53, 1981.
- Bushaw, K. L.; Zepp, R. G.; Tarr, M. A.; Schulz-Jander, D.; Bourbonniere, R. A.; Hodson, R. E.; Miller, W. L.; Bronk, D. A.; Moran, M. A. Photochemical release of biologically available nitrogen from dissolved organic matter. **Nature**, v.381, p.404-407, 1996.

Carder, K. L.; Stewart, R. G.; Harvey, G. R.; Ortner, P.B. Marine humic and fulvic acids: their effects on remote sensing of ocean chlorophyll. **Limnology and Oceanography**, v. 34, p.68–81, 1989.

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

Chander, G.; Markham, B. L.; Helder, D. L. Summary of current radiometric calibration for Landsat MSS, TM, ETM+ and EO-1 ALI sensors. **Remote Sensing of Environment**, v.113, p.893-903, 2009.

CIOTTI, A. M. Fundamentos e aplicações de dados bio-ópticos em oceanografia biológica. In: Souza, R. B. d. (Ed.). **Oceanografia por Satélites**. São Paulo: Oficina de Textos, cap. 14, p.205-219, 2005.

Curran, P. J.; Novo, E. M. M. The relationship between suspended sediment concentration and remotely sensed spectral radiance: a review. **Journal of Coastal Research**, v.4, p.351-368, 1988.

Esteves, F. A.; Amorim, J. C.; Cardoso, E. L.; Barbosa, F. A. R. Caracterização limnológica preliminar da represa de Três Marias (MG) com base em alguns parâmetros ambientais básicos. **Ciência e Cultura**, v.37, p.608-617, 1985.

Euclides, H. P.; Ferreira, P. A.; Rubert, O. A. V.; Santos, R. M. Regionalização hidrológica na bacia do Alto São Francisco a montante da barragem de Três Marias, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 2, p.81-105, 2001.

Fichot, C. G.; Benner, R. A novel method to estimate DOC concentrations from CDOM absorption coefficients in coastal waters. **Geophysical Research Letters**, v.38:L03610, 2011.

Frazier, P. S.; Page, K. J. Water Body Detection and Delineation with Landsat TM Data. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v.66, n.12, p.1461-1467, 2000.

Gomes, M. V. T. **Estudo da ocorrência de metais traço em sedimentos superficiais do Rio São Francisco à montante e à jusante da represa de Três Marias, Minas Gerais, Brasil**. 83p. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade Federal de Sergipe. Aracaju, 2009.

Green, S. A.; Blough, N. V. Optical absorption and fluorescence properties of chromophoric dissolved organic matter in natural waters. **Limnology and Oceanography**, v.39, p.1903–1916, 1994.

Hakanson, L. The importance of lake morphometry and catchment characteristics in limnology – ranking based on statistical analyses. **Hydrobiologia**, v.541, p.117-137, 2005.

Hydro-optics, biology & instrumentation Laboratories (HOBILabs), 2010. **HydroScat-6P - Spectral backscattering sensor and fluorometer: User's Manual (Revision J)**. 67p, 2010. Disponível em: <<http://www.hobilabs.com/cmsitems/attachments/3/HS6ManualRevJ-2010-8a.pdf>>. Acesso: 27 jan 2013.

Kirk, J. T. O. **Light and photosynthesis in aquatic ecosystems**. 3.Ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2011. 649p.

McNaughton, S. J.; Oesterheld, M.; Frank, D. A.; Williams, K. J. Ecosystem- level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. **Nature**, v.341, p.142-144, 1989.

Nordstrom, K. F.; Jackson, N. L. Physical processes and landforms on beaches in short fetch environments in estuaries, small lakes and reservoirs: A review. **Earth-Science Reviews**, v.111, p.232-247, 2012.

Norton, M. G.; Jone, P. G. W.; Franklin, A.; Rowlatta, S. M. Water Quality Studies around the Sewage Sludge Dumping Site in Liverpool Bay. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v.19, p.53-67, 1984.

Nusch, E. A. Comparison of different methods for chlorophyll and pheopigment determination. **Archives of Hydrobiology Bulletin (Ergebnisse der Limnologie)**, v.14, p.14-36, 1980.

Parnell, P. E. The effects of sewage discharge on water quality and phytoplankton of Hawai'ian coastal waters. **Marine Environmental Research**, v.55, p.293-311, 2003.

Pegau W. S.; Gray, D.; Zaneveld, J. R. V. Absorption and attenuation of visible and near-infrared light in water: dependence on temperature and salinity. **Applied Optics**, v.36, p.6035-6046, 1997.

Quirós, R.; Boveri, M. B.; Petracchi, C. A.; Rennella, A. M.; Rosso, J. J.; Sosnovky, A. The effects of the pampa wetlands agriculturization on shallow lakes eutrophication. In: Tundisi, J. G.; Matsumura-Tundisi, T.; Sidagis Galli, C. (Eds.). **Eutrofização na América do Sul: Causas, conseqüências e tecnologias de gestão**. São Carlos: Rede EUTROSUL, PROSUL, 2006. p.1-16

Reynolds C. S. The long, the short and stalled: on the attributes of phytoplankton selected by physical mixing in lakes and rivers. **Hydrobiologia**, v.289, p.9-21, 1994.

Ruhl, N. A. **The Lotic-Lentic Gradient in Reservoirs and Estuaries**. 2012. 136p. Thesis (Ph.D. in Biological Sciences) - College of Arts and Sciences of Ohio University. Ohio, 2012.

Sala, O. E.; Austin, A. T. Methods of estimating aboveground net primary production. In: Sala, O. E.; Jackson, R. B.; Mooney, H. A.; Howarth, R. H. (eds). **Methods in Ecosystem Science**. New York: Springer, 2000. p.31-43.

Shaoying, L.; Tao, Z.; Huiwang, G.; Xinyu, G. The vertical attenuation of irradiance as a function of turbidity: a case of the Huanghai (Yellow) Sea in spring. **Acta Oceanologica Sinica**, v.2009, p.66-75, 2009.

Smith, R. C.; Baker, K. S. The bio-optical state of ocean waters and remote sensing. **Limnology and Oceanography**, v.23, p.247-259, 1978.

Smith, R. C.; Eppley, R. W.; Baker, K. S. Correlation of primary production as measured aboard ship in southern California coastal waters and as estimated from satellite chlorophyll images. **Marine Biology**, v.66, p.218-288, 1982.

Tornés, E.; Pérez, M. C.; Durán, C.; Sabater, S. Reservoirs override seasonal variability of phytoplankton communities in a regulated Mediterranean river. **Science of the Total Environment**, v.475, p.225-233, 2014.

Twardowski, M. S.; Boss, E.; Sullivan, J. M.; Donaghay, P. L. Modeling the spectral shape of absorbing chromophoric dissolved organic matter. **Marine Chemistry**, v.89, p.69-88, 2004.

Vanni, M. J.; Andrews, J. S.; Renwick, W. H.; Gonzales, M. J.; Noble, S. J. Nutrient and light limitation of reservoir phytoplankton in relation to storm-mediated pulses in stream discharge. **Archiv fur Hydrobiologie**, v.167, p.421-445, 2006.

Vodacek, A.; Blough, N. V.; DeGrandpre, M. D.; Peltzer, E. T.; Nelson, R. K. Seasonal variation of CDOM and DOC in the Middle Atlantic Bight: Terrestrial inputs and photooxidation. **Limnology and Oceanography**, v.42, p.674-686, 1997.

Zaneveld, J. R. V.; Kitchen, J. C.; Moore, C. The scattering error correction of reflecting-tube absorption meters. **Proceedings of the Society of Photo-Optical Instrumentation Engineers, Ocean Optics XII**, v.2258, p.44-55, 1994.

Zhu, K.; Bi, Y.; Hu, Z. Responses of phytoplankton functional groups to the hydrologic regime in the Daning River, a tributary of Three Gorges Reservoir, China. **Science of the Total Environment**, v.450-451, p.169-177, 2013.

WET Labs Incorporation. **Spectral Absorption and Attenuation Sensor (AC-S): Revision L**, 2013. Disponível em: <<http://www.wetlabs.com/sites/default/files/documents/acsl.pdf>>. Acesso: 06 dez 2013.

Wetzel, R. G.; Likens, G. E. **Limnological Analyses**. New York: Springer Verlag, 1991. 429p.

Wetzel, R G. **Limnology - lake and river ecosystems**. 3ed. San Diego: Academic Press, 2001. 1006p.

Wrigley, T. J.; Chambers, J. M.; McComb, A. J. Nutrient and gilvin levels in waters of coastal-plain wetlands in an agricultural area of Western Australia. **Australian Journal of Marine and Freshwater Research**, v.39, p.685-694, 1998.