Análise espacial-sazonal do coeficiente de absorção específico da clorofila-*a* no reservatório de Ibitinga/SP - análise preliminar

Carolline Tressmann Cairo[1]
Claudio Clemente Faria Barbosa[1]
Evlyn Márcia Leão de Moraes Novo[1]

[1]Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE
Caixa Postal 515 - 12227-010 - São José dos Campos - SP, Brasil
{carolline.cairo, claudio.barbosa, evlyn.novo}@inpe.br

Abstract. The chlorophyll-*a* specific absorption coefficient (a_{phy}*) is used to describe phytoplankton light absorption capability per unit of chlorophyll-*a* (chl-*a*). This coefficient has an important role in remote estimate of chl-*a* concentration and primary productivity, because when treated as a constant it can be a significant source of uncertainty in these models. a_{phy} * (λ) could vary both seasonally and spatially, because it is dependent on the physiology and ecology of phytoplankton communities, which vary with external factors such as turbulence induced in the water column by the increase of discharge peaks in reservoirs. The aim of this study is to analyze the spatial-seasonal variability of a_{phy}* (λ) in Ibitinga/SP Reservoir, in order to better understand the dynamic of light absorption by phytoplankton in optically complex waters. The methodology is based on laboratory remote sensing for measuring the phytoplankton absorption coefficient (a_{phy} (λ)) by means of a spectrophotometer according to Tassan and Ferrari (2002) method. The a_{phy}* (λ) was obtained dividing a_{phy} (λ) by chl-*a* concentration determined according to Nush (1980). The highest amplitude chl-*a* concentration, for the period of field campaigns, occurred in the months of February and September. Analyzing the a_{ph}* (λ), it was noted that the spectrum had a higher variability in magnitude than in shape, especially in the blue and red region, both spatially as seasonally.

Palavras-chave: light absorption, phytoplankton, tropical reservoir, remote sensing of inland waters, absorção da luz, fitoplâncton, reservatório tropical, sensoriamento remoto de águas interiores.

1. Introdução

O coeficiente de absorção do fitoplâncton, a_{phy} (λ), é um dos principais parâmetros óticos utilizados para definir a absorção da luz em águas naturais e sua investigação é importante para a compreensão das propriedades óticas da água (Yoshimura et al., 2012). Em épocas de florações de algas, a absorção pelo fitoplâncton pode ser o principal responsável pela absorção total em águas oticamente complexas (Babin et al., 2003; Binding et al., 2008), controlando assim o campo de luz sub-aquático. Como o fitoplâncton é um componente oticamente ativo (Kirk, 2011), o a_{phy} (λ) pode ser determinado por espectroscopia em laboratório.

O valor do coeficiente de absorção do fitoplâncton quando a concentração de clorofila-*a* (chl-*a*) no meio é 1 $\mu g.l^{-1}$ é definido como coeficiente de absorção específico da chl-*a*, a_{phy}* (λ), (Dekker, 1993), sendo a chl-*a* o pigmento dominante nos diversos gêneros de fitoplâncton (Reynolds, 2006). Segundo Zhang et al. (2010), a_{phy}* é usado para descrever a capacidade de absorção de luz do fitoplâncton por unidade de chl-*a*. Esse coeficiente possui um papel importante na estimativa remota da concentração de chl-*a* e da produtividade primária, pois quando tratado como constante pode ser uma fonte de incerteza significativa nesses modelos (Dall'Olmo; Gitelson, 2005; Milutinovic; Bertino, 2011).

Esse parâmetro ótico é dependente da dinâmica fisiológica e ecológica das comunidades fitoplanctônicas (Dall'Olmo; Gitelson, 2005), uma vez que essas comunidades incluem espécies que diferem em forma, tamanho, estrutura interna/externa e composição de pigmentos, sendo que todas essas características influenciam sua interação com o campo de luz sub-aquático (Ciotti et al., 2002). Vários estudos mostram que a variabilidade observada

em sua magnitude e forma espectral depende do tipo e estrutura da comunidade fitoplanctônica, distribuição e tamanho das células, efeito de empacotamento e composição dos pigmentos intracelulares (Bidigare et al., 1990; Bricaud et al., 1988; Bricaud et al., 1995; Hoepffner; Sathyendranath, 1991; Morel; Bricaud, 1981; Sathyendranath et al., 1987).

Uma vez que as comunidades fitoplanctônicas se desenvolvem adaptadas a variabilidades de propriedades físicas (luz, temperatura) e químicas (nutrientes, gases dissolvidos) do meio aquático e o ecossistema aquático apresenta grande variabilidade espacial e temporal, tanto natural quanto induzida por fatores antrópicos o comportamento e tipo das comunidades fitoplanctônicas e suas respostas às modificações dos forçantes naturais podem variar tanto espacialmente quanto sazonalmente. Em reservatórios, por exemplo, as mudanças de uso e cobertura da terra em suas bacias de drenagem têm provocado aumento no aporte de sedimentos em suspensão devido aos efeitos da precipitação e escoamento superficial, com impactos no ciclo biológico do fitoplâncton (Tundisi; Matsumura Tundisi, 2008). Além disso, a liberação de água pelas turbinas e vertedouros pode levar a perda constante de material biológico e a turbulência induzida pelo aumento dos picos de descarga também pode provocar modificações na distribuição da comunidade fitoplanctônica (Calijuri et al., 1999; Calijuri et al., 2002). Todos esses fatores, consequentemente, podem influenciar a variabilidade local e sazonal do $a_{phy}^*(\lambda)$ (Zhang et al., 2010).

Diante do exposto, o presente estudo tem o objetivo de analisar a variabilidade espaço-sazonal do $a_{phy}^*(\lambda)$ no Reservatório de Ibitinga/SP, de modo a conhecer melhor a dinâmica de absorção da luz pelo fitoplâncton em águas oticamente complexas.

2. Metodologia de Trabalho

2.1 Área de estudo

O Reservatório da Usina Hidrelétrica de Ibitinga (Figura 1) esta localizado no médio Tietê, região central do estado de São Paulo (21º45' S, 48º59' W). Esse reservatório foi escolhido por ser parte de um sistema em cascata construído ao longo do rio Tietê, que é uma das bacias hidrográficas mais industrializadas e densamente povoadas do Brasil, e onde as questões de qualidade da água são críticas (Filoso et al., 2003; Martinelli; Filoso, 2008). O rio Tietê recebe esgoto da cidade de São Paulo, a maior região metropolitana da América do Sul. Atualmente, o reservatório é cercado por plantações de cana-de-açúcar. A bacia de drenagem do reservatório é coberta por pastagens, áreas de reflorestamento, citricultura e fragmentos de vegetação nativa desde o trecho médio até as cabeceiras dos seus dois principais afluentes, os rios Jacaré-Guaçu e Jacaré Pepira (Guimarães et al., 1998; Luzia, 2009). Esta região também tem sido submetida a grande expansão da cana-de-açúcar nos últimos 10 anos (Rudorff et al., 2010). A bacia do Jacaré-Guaçu é a mais densamente ocupada e menos preservada que a do Jacaré-Pepira (Novelli, 1996), recebendo todo o esgoto da cidade de Ibitinga. A bacia do Jacaré-Pepira, entretanto, pertence a Área de Proteção Ambiental de Ibitinga (APA-Ibitinga) (SIGRH, 2014).

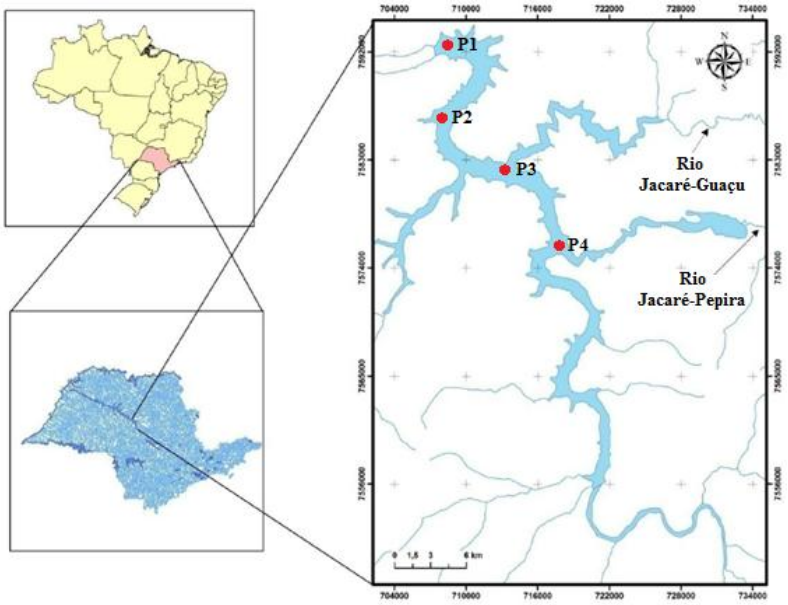

Figura 1 – Localização do reservatório de Ibitinga e das estações amostrais

2.2 Campanhas de campo

Foram realizadas 6 campanhas de campo no reservatório de Ibitinga, sendo que elas ocorreram nos meses de novembro/2013 (dias 1 e 2), fevereiro/2014 (dia 06), março/2014 (dia 26), maio/2014 (dia 13), julho/2014 (dia 16) e setembro/2014 (dia 18). A campanha de novembro teve 10 estações amostrais e as demais 4 estações amostrais, mas para fins de análise espaço-sazonal do presente trabalho selecionaram-se as 4 estações amostrais recorrentes.

A frequência do campo foi escolhida de acordo com a mudança do perfil de temperatura verificada na coluna d'água ao longo dos meses pelos dados do SIMA (Sistema Integrado de Monitoramento Ambiental) e conforme os meses que possuíam uma maior variabilidade da vazão média do reservatório. A escolha do local de amostragem, no caso entre a barragem e a foz do rio Jacaré-Pepira (Figura 1), foi de acordo com a maior recorrência de florações nessas duas regiões em períodos de maior residência hidráulica (setembro e outubro), verificados a partir de séries temporais de imagens Landsat/TM5.

Nessas campanhas de campo, amostras de água foram coletadas em sub-superfície (0,2 metros de profundidade) em frascos de polietileno opacos e vedados contra a influência da radiação solar, e após foram armazenados em caixas de isopor com gelo para minimizar a atividade biológica. Imediatamente após a coleta, as amostras foram filtradas em local com pouca luz e climatizado, com temperatura estável. O volume filtrado variou em cada estação amostral e ao longo das campanhas de campo de acordo com as condições tróficas da água do reservatório (maior ou menor intensidade da floração de fitoplâncton). Filtros GF/F de tamanho de poro 0,7 μm foram utilizados durante o processo de filtração, sendo mantidos congelados para a posterior determinação da concentração da clorofila-*a* (chl-*a*) e do coeficiente de absorção específico da clorofila-*a* (a_{phy}* - propriedade ótica inerente).

2.3 Metodologia e processamento dos dados de laboratório

2.3.1 Equipamento de sensoriamento remoto laboratorial

As medidas de absorbância, transmitância e reflectância (Kirk, 2011) foram obtidas em laboratório por meio do espectrofotômetro UV-VIS Shimadzu UV-2600. Este equipamento é um sensor de ótica de duplo feixe que realiza essas medidas nas regiões do ultravioleta,

visível e infravermelho próximo, no caso dos comprimentos de onda de 185 a 900 nm. Além disso, possui resolução espectral de 0,1 nm e é equipado com uma lâmpada halógena de deutério, cubetas de quartzo e esfera integradora (Shimadzu, 2012).

2.3.2 Concentração da clorofila-*a*

As medidas de concentração de clorofila-*a* foram determinadas, em duplicata, conforme metodologia descrita por Nush (1980). O método de Nush (1980) consiste na extração da clorofila utilizando etanol 80% a quente sem maceração. Em cada vial, que continha um filtro GF-F com amostra retida, pipetou-se 10 ml de etanol 80%, o qual foi posteriormente colocado em banho-maria a uma temperatura de aproximadamente 75 ºC por 5 minutos. Em seguida, provocou-se um choque térmico colocando esses tubos em banho de gelo (0 ºC), também por 5 minutos. A extração foi mantida por um período de 24 horas no refrigerador, na ausência de luz. Após esse processo, parte da solução de etanol contendo clorofila extraída foi colocada em uma cubeta de quartzo de 10 mm de caminho óptico e a leitura de sua absorbância foi feita no espectrofotômetro, nos comprimentos de onda de 665 e 750 nm. As concentrações de clorofila-*a*, em µg/L, foram determinadas utilizando a fórmula proposta por Lorenzen (1967).

2.3.3 Coeficiente de absorção específico da clorofila-*a*

As medidas do coeficiente de absorção específico da clorofila-*a* foram determinadas conforme metodologia descrita por Tassan e Ferrari (2002). Nessa metodologia, o espectro de absorção da luz por partículas em suspensão (fitoplâncton e detritos orgânicos e inorgânicos) é determinado a partir do método "Transmitância-Reflectância (T-R)". Este método permite a medição das amostras de partículas retidas por filtros de fibra de vidro nos modos de transmissão e reflexão da luz, utilizando uma esfera integradora acoplada a um espectrofotômetro. No caso, a transmitância e reflectância do filtro foram medidas antes e depois do procedimento de despigmentação, quando foi aplicado hipoclorito de sódio (NaClO a 1%) com o objetivo de extrair os pigmentos fitoplanctônicos presentes na amostra de particulados, restando assim apenas os detritos. Após todo o processamento que envolve essa metodologia, obteve-se a densidade ótica do fitoplâncton (OD_{phy}), que é a diferença entre a densidade ótica do material em suspensão (OD_{sus}) e a densidade ótica dos detritos (OD_{det}). Por fim, OD_{phy} foi aplicada na Equação 1, obtendo-se assim o coeficiente de absorção específico da clorofila-*a* (razão entre coeficiente de absorção do fitoplâncton pela concentração de chl-*a*).

$$a_{phy}^{*}(\lambda) = [2{,}3 \times OD_{(phy)}(\lambda)]/[X \times C_{(phy)}] \quad (1)$$

Em que *X* é a razão entre o volume filtrado (m^3) e a área do filtro (m^2), sendo que a área do filtro tem um valor fixo de 0,002 m^2, e $C_{(phy)}$ é a concentração da clorofila-*a*, em unidade de massa por m^3. Uma observação do presente trabalho é que o $a_{phy}^{*}(\lambda)$ da estação P3 do mês de setembro foi desconsiderado, pois o processo de despigmentação não foi suficiente para extrair totalmente os pigmentos fitoplanctônicos presentes no filtro, restando uma absorção em torno de 675 nm na medida da transmitância e reflectância.

3. Resultados e Discussão

Os valores máximo, mínimo e médio das concentrações de clorofila-*a* (chl-*a*) obtidos durante as campanhas de campo se encontram na Tabela 1. As maiores variações de amplitude na concentração de chl-*a*, para o período de coletas, ocorreu nos campos de fevereiro e setembro. De acordo com observações de campo, as estações P1 e P2 de fevereiro e todas as estações amostrais de setembro apresentaram manchas (*patches*) verdes indicativas de florações de fitoplâncton, formando um tapete quase contínuo sobre a superfície da água.

Tanto as estações P3 e P4 do mês de fevereiro quanto em todos os pontos amostrais nos outros meses, com exceção do mês de novembro/2013, a água do reservatório possuía essas manchas, mas espalhadas de forma homogênea e não concentradas. Novo et al. (2013) relata que o reservatório pode ser classificado como mesotrófico em algumas regiões e hipereutrófico em outras regiões, dependendo da localização da estação de amostragem. De acordo com a classificação do estado trófico para reservatórios segundo índice de Carlson modificado, presente em CETESB (2016), a maioria das estações possuem um estado trófico de eutrófico para hipereutrófico, variando de acordo com a época do ano.

Tabela 1 - Concentração de clorofila-*a* (µg/L) ao longo das campanhas de campo 2013/2014

		2013	2014				
		Novembro	Fevereiro	Março	Maio	Julho	Setembro
Clorofila-*a* (µg/L)	Média	15.05	100.53	27.20	11.46	28.43	171.68
	Mínimo	3.01	8.77	15.77	3.72	19.80	54.17
	Máximo	32.10	180.40	43.46	19.51	40.22	258.83

Os espectros do coeficiente de absorção específico da chl-*a* são apresentados na Figura 2. Nota-se que em todos os espectros há picos de absorção na região do azul e do vermelho, que variam de 412 a 438 nm, 622 a 637 nm e 675 a 679 nm, além de um mínimo na região do verde, em torno de 550 nm. Pode-se observar também a presença de um "patamar" em torno de 490-500 nm, associado, de acordo com Perkins et al. (2014), à presença de pigmentos acessórios, provavelmente, carotenóides, cuja faixa de absorção (Bidigare et al., 1990), varia de 440 a 530 nm, com picos de absorção em 460 e 490 nm. Além disso, vale ressaltar que o pico de absorção em torno de 620 nm (destacado pela seta preta na Figura 2) esta presente, mesmo que de forma sutil, em todos os datas ao longo das estações amostrais, indicando assim a persistente presença de cianobactérias no reservatório de Ibitinga em diferentes condições de eutrofização. Isso é uma evidência preocupante, uma vez que as cianobactérias são conhecidas por produzirem uma variedade de toxinas que afetam negativamente tanto a saúde humana quanto a vida aquática (Chorus e Bartram, 1999). As cianobactérias são normalmente encontradas em águas eutrofizadas, podendo vir a dominar o fitoplâncton devido a várias adaptações, como por exemplo a regulação da flutuação na coluna d'água pela presença de vacúolos e o uso eficiente da luz na região do amarelo/laranja para a fotossíntese (Reynolds e Walsby, 1975).

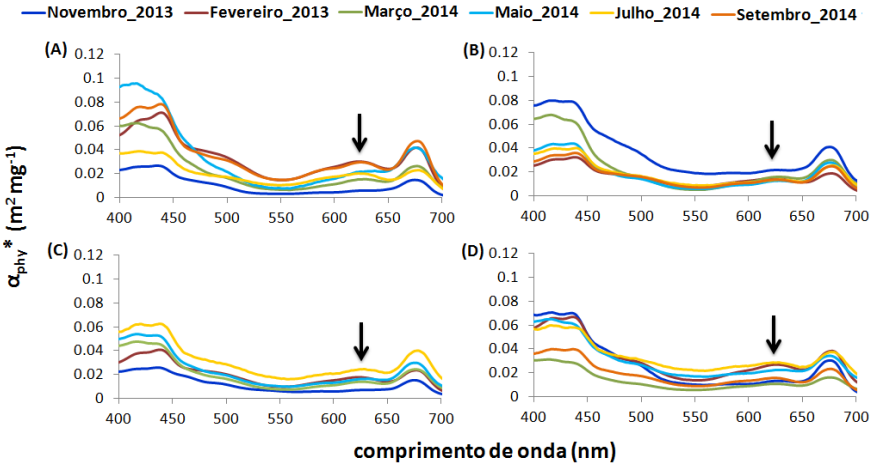

Figura 2 - Coeficiente de absorção específico da chl-*a* (a_{phy}*) na região PAR (400 a 700 nm) para as estações amostrais (A) P1, (B) P2, (C) P3 e (D) P4. A seta preta destaca a presença de um pico em torno de 620 nm, associado a presença de cianobactérias

Nota-se que tanto espacialmente quanto sazonalmente o formato da maioria dos espectros de a_{phy}* é semelhante, variando a magnitude. Isso pode ser um indicativo da influência da variação do tamanho das células do fitoplâncton dominante, do estado fisiológico e do efeito de empacotamento no a_{phy}* (λ). Por exemplo, no campo de Novembro/2013 não houve formação de floração e mesmo assim, para as estações P1 e P3, que tiveram maiores concentrações de chl-*a* que as estações P2 e P4, os valores espectrais de a_{phy}* foram menores que das outras duas estações. Isso pode ser o efeito do estado fisiológico do fitoplâncton em decorrência da influência de algum fator externo que acabou reduzindo a eficiência de absorção mesmo para uma maior concentração de chl-*a*. Já nos meses de fevereiro e setembro houve formação de floração, sendo que para a estação P2, com concentrações elevadas em ambos os meses (P2/fev: 180.40 µg/L, P2/set: 258.83 µg/L), os valores espectrais de a_{phy}* foram baixos. Nesse caso, isso pode ter sido influenciado pelo efeito de empacotamento, que descreve a diminuição da absorção de pigmentos em células em comparação com o potencial de absorção da mesma quantidade de pigmento em solução (Duysens, 1956). Segundo Morel e Bricaud (1981), o α_{phy}* (λ) decresce com o aumento do efeito de empacotamento dos pigmentos, que pode ocorrer tanto devido ao aumento do tamanho da célula quanto ao aumento da concentração dos pigmentos intracelulares. O tamanho da célula determina como os pigmentos são empacotados dentro da célula, afetando a absorção da luz (Mouw et al., 2005).

Nos casos em que a concentração de chl-*a* é baixa e o α_{phy}* (λ) é maior em relação as maiores concentrações de chl-*a*, o tamanho da célula pode ter uma forte influência. Fitoplâncton com tamanho pequeno domina em concentrações baixas de clorofila e fitoplâncton com tamanho grande domina em elevadas concentrações de clorofila (Kameda e Ishizaka, 2005). Alguns estudos mostram que em águas mornas e tropicais, a produtividade do fitoplâncton tende a ser inversamente proporcional ao seu tamanho (Malone, 1980). Dessa forma, mesmo a concentração de clorofila sendo baixa, se as células de tamanho pequeno possuem maior produtividade, sua eficiência de absorção de luz precisa ser maior, então a absorção por unidade de chl-*a* tende a ser maior.

4. Conclusão

Analisando o coeficiente de absorção específico da clorofila-*a*, percebe-se que o espectro possui uma maior variabilidade na magnitude que na forma, principalmente na região do azul e do vermelho, tanto ao longo do espaço quanto sazonalmente. Além disso, observa-se nos espectros de α_{phy}* uma possível predominância de um determinado gênero de fitoplâncton, como por exemplo as cianobactérias, em diferente condições de eutrofização no reservatório.

Agradecimentos

Carolline Tressmann Cairo agradece a CAPES pela bolsa de doutorado e ao projeto BIOEN (FAPESP 08/56252-0) que financiou alguns campos e a compra da esfera integradora.

Referências Bibliográficas

Babin, M.; Stramski, D.; Ferrari, G. M. et al. Variations in the light absorption coefficients of phytoplankton, non-algal particles, and dissolved organic matter in coastal waters around Europe. **J. Geophys. Res.**, p. 108, 1–20, 2003.

Bidigare, R.R.; Ondrusek, M.E.; Morrow, J.H.; Kiefer, D.A. In vivo absorption properties of algal pigments. **Ocean Optics X. Proc. SPIE**, 1302, p. 290–302, 1990.

Binding, C. E.; Jerome, J. H.; Bukata, R. P. et al. Spectral absorption properties of dissolved and particulate matter in Lake Erie. **Remote Sens. Environ.**, 112, p. 1702–1711, 2008.

Bricaud, A.; Bedhomme, A.L.; Morel, A. Optical properties of diverse phytoplanktonic species: experimental results and theoretical interpretation. **J. Plankton Res.**, v. 10, p. 851–873, 1988.

Bricaud, A.; Babin, M.; Morel, A.; Claustre, H. Variability in the chlorophyll-specific absorption coefficients of natural phytoplankton: analysis and parameterization. **J. Geophys. Res.**, v. 100, p. 13321–13332, 1995.

Calijuri, M.C.; Deberdt, G.L.B.; Minoti, R.T. A produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Salto Grande. In: Henry, R. **Ecologia de reservatórios:** estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu, SP, FUNDBIO: FAPESP, 800 p. 1999.

Calijuri, M. C.; Dos Santos, A. C. A.; Jati, S. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, S.P. - Brazil). **Journal of Plankton Research**, v. 34, n. 7, p. 617-634, 2002.

CETESB - Companhia Ambiental dos Estado de São Paulo. **Índice de qualidade das água:** Índice do Estado Trófico (IET). Disponível em: < http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/informacoes-basicas/indices-de-qualidade-das-aguas/ >. Acesso em: 29 out 2016.

Chorus, I.; Bartram, J. **Toxic cyanobacteria in water:** A guide to their public health consequences, monitoring, and management.. Taylor & Francis, 1999.

Ciotti, A.; Lewis, M. R.; Cullen, J. J. Assessment of the relationships between dominant cell size in natural phytoplankton communities and the spectral shape of the absorption coefficient. **Limnol. Oceanogr.** 47: p. 404–417, 2002.

Dall'Olmo, 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 eutrofic waters by high resolution remote sensing**. 222 f. 1993. Doctor Thesis (Hyperspectral remote sensing of water quality) - Vrije Universiteit, Amsterdam, 1993.

Duysens, L. N. M. The flattening of the absorption spectrum of suspensions, as compared to that of solutions. **Biochim. Biophys. Acta.**, v. 19, p. 1–12, 1956.

Filoso, S.; Martinelli, L. A.; Williams, M. R.; Lara, L. B.; Krusche, A.; Ballester, M. V.; de Camargo, P. B. Land use and nitrogen export in the Piracicaba River basin, Southeast Brazil. **Biogeochemistry** 65 (3): 275 - 294, 2003.

Guimarães, C.; Leopoldo, P. R.; Cruz, J. A.; Fontana, S. C. Aspectos limnológicos do reservatório de Ibitinga – SP. **RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, vol. 3, n. 1, p. 89-103, 1998.

Hoepffner, N.; Sathyendranath, S. Effect of pigment composition on absorption properties of phytoplankton. **Mar. Ecol. Prog. Ser**., v. 73, p. 11–23, 1991.

Kameda, T.; Ishizaka, J. Size-fractioned primary production estimated by a two-phytoplakcton community model applicable to ocean color remote sensing. **Journal of Oceanography**, v. 61, p. 663-672, 2005.

Kirk, J. T. O. **Light and photosynthesis in aquatic ecosystems**. 3.ed. Cambridge, England: Cambridge University Press, 2011. 528 p.

Lorenzen, C. J. Determination of chororophyll and pheo-pigments: Spectrophotometric equations. **Limnology Oceanography**, v.12, p. 343-346, 1967.

Luzia, A. P. **Estrutura organizacional do fitoplâncton nos sistemas lóticos e lênticos da bacia do Tietê/Jacaré (UGRHI-Tietê-Jacaré) em relação à qualidade da água e estado trófico**. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2009. 186 p.

Malone, T. C. Algal size. In: **The Physiological Ecology of Phytoplankton**, ed. by I. Morris, Blackwell, Oxford, 1980.

Martinelli, L.A.; Filoso, S. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: Environmental and Social Challenges. **Ecological Applications** 18 (4): 885 - 898, 2008.

Milutinovic, S.; Bertino, L. Assessment and propagation of uncertainties in input terms through an ocean-color-based model of primary productivity. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, p. 1906–1917, 2011.

Morel, A.; Bricaud, A. Theoretical results concerning light absorption in a discrete medium, and application to specific absorption of phytoplankton. **Deep Sea Res.**, 28, p. 1375-1393, 1981.

Mouw, C. B.; Greb, S.; Aurin, D.; DiGiacomo, P. M.; Lee, Z.; Twardowski, M.; Craig, S. E. Aquatic color radiometry remote sensing of coastal and inland waters: Challenges and recommendations for future satellite missions. **Remote Sensing of Environment**, v. 160, p. 15-30, 2015.

Novelli, A.S. **Diagnosis of surface water resources of the hydrographic basin of Jacaré-Guaçu River**. Dissertação de Mestrado (MSc in Environmental Engineering Science) - School of Engineering at São Carlos, University of São Paulo, São Carlos, 1996.

Novo, E. M. L. M; Londe, L. R.; Barbosa, C.; Araujo, C. A. S.; Rennó, C. D. Proposal for a remote sensing trophic state índex based upon Thematic Mapper/Lansat images. **Revista Ambiente & Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science**. Vol. 8. n 3. 2013.

Nush, E. A. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. **Arch. Hydrobiol**, p. 14-39, 1980.

Perkins, M. G.; Effler, S. W.; Strait, C. M. Phytoplankton absorption and the chlorophyll a-specific absoption coefficient in dynamic Onondaga Lake. **Inland Waters**, v. 4, p. 133-146, 2014.

Reynolds, C. S. **Ecology of phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006. 535p.

Reynolds, C. S.; Walsby, A. E. Water-blooms. **Biological Reviews**, 50, p. 437−481, 1975.

Rudorff, B. F. T., Aguiar, D. A.; Silva, W. F.; Sugawara, L. M.; Adami, M.; Moreira, M. A. Studies on the rapid expansion of sugarcane for ethanol production in São Paulo State (Brazil) using Landsat data. **Remote sensing** 2, no. 4, 1057-1076, 2010.

Sathyendranath, S.; Lazzara, L.; Prieur, L. Variations in the spectral values of specific absorption of phytoplankton. **Limnol. Oceanogr.**, v. 32, n. 2, p. 403-415, 1987.

Shimadzu. **UV-VIS Spectrophotometers UV-2600/2700**. Shimadzu Corporation, 2012. Disponível em: <http://www.ssi.shimadzu.com/products/literature/Spectroscopy/C101-E121A.pdf>. Acesso em: 13 jan. 2015.

SIGRH - Integrated System of Water Resources Management of São Paulo State, 2014. Committee of Jacaré-Pepira Hydrographic Basin - Presentation. Available at: <http://www.sigrh.sp.gov.br/cbhtj/apresentacao>.

Tassan, S.; Ferrari, G. M.A sensitivity analysis of the 'Transmittance-Reflectance' method for measuring light absortion by aquatic particles.**Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 8, p. 757-774, 2002.

Tundisi, J.G.; Matsumura Tundisi, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 632 p.

Yoshimura, K.; Zaitsu, N.; Sekimura, Y.; Matsushita, B.; Fukushima, T.; IMAI, A. Parameterization of chlorophyll a–specific absorption coefficients and effects of their variations in a highly eutrophic lake: a case study at Lake Kasumigaura, Japan. **Hydrobiologia**, v. 691, p. 157– 169, 2012.

Zhang, Y.; Feng, L.; Li, J.; Luo, L.; Yin, Y.; Liu, M.; Li, Y. Seasonal-spatial variation and remote sensing of phytoplankton absorption in Lake Taihu, a large eutrophic and shallow lake in China. **Journal of Plankton Research**, v. 32, n. 7, p. 1023-1037, 2010.