

## Caracterização bio-ótica do reservatório de Ibitinga/SP – análises preliminares

Carolline Tressmann Cairo<sup>1</sup>  
Claudio Clemente Faria Barbosa<sup>1</sup>  
Evlyn Márcia Leão de Moraes Novo<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE  
Caixa Postal 515 - 12227-010 - São José dos Campos - SP, Brasil  
{carol\_tc, evlyn}@dsr.inpe.br / {claudio}@dpi.inpe.br

**Abstract.** Reservoir's trophic level has been drastically changed due to environmental changes derived from human activities which increase eutrophication thus deteriorating the quality of surface waters, mainly in reservoirs. The monitoring of the water quality of these aquatic ecosystems helps to ensure its multiple uses while providing guidelines for public health policies. The aim of this study is to show preliminary results of a bio-optical characterization of the Ibitinga / SP reservoir, using radiometric and limnological data collected *in-situ* during the year 2014. This characterization is the first step for the development of analytical models which would wider the application of remote sensing images for inland water monitoring. For this bio-optical characterization field data were collected in January, March, May and July 2014 in four sampling stations distributed in the reservoir. During the field campaigns specific equipments for measuring inherent and apparent optical properties were used concurrently to water samples to determine the concentrations of optical active components (OACs) in laboratory. Results so far, showed that DOC did not vary in time. Chlorophyll-*a* concentration, on the other hand varies widely in time, varying from 3,72 µg/L to 180,40 µg/L.  $R_{rs}^+$ , weighed  $K_d$  and absorption at 440 nm indicate temporal and spatial changes in bio-optical properties of the reservoir.

**Palavras-chave:** optically active components, eutrophication, water quality monitoring, componentes opticamente ativos, eutrofização, monitoramento da qualidade da água.

### 1. Introdução

Reservatórios são sistemas de transição entre rios e lagos, criados a partir da construção de barragens e cujas características limnológicas variam de acordo com tamanho, profundidade e tempo de residência da água. Possuem um papel crucial na vida do ser humano por fornecerem recursos hídricos para consumo, irrigação, fins industriais, geração de energia elétrica, dentre outros (CASAMITJANA et al., 2003; THORNTON et al., 1990; TUNDISI, 1999).

O desenvolvimento de indústrias e o crescimento desordenado da população têm afetado os processos ecossistêmicos dos reservatórios, principalmente no que se refere à preservação da qualidade da água. Essas atividades antrópicas têm promovido a eutrofização da água pelo enriquecimento de nutrientes, causado pelas descargas de esgotos domésticos e industriais dos centros urbanos e pelo escoamento superficial de regiões agrícolas. Isso produz inúmeras alterações na qualidade da água, como a redução da concentração de oxigênio dissolvido, mortandade de peixes e aumento da incidência de florações de algas. Tais resultados podem provocar um crescimento no custo do tratamento da água e levar a consequências graves para a saúde pública (AZEVEDO; VASCONCELOS, 2006; RANDOLPH et al., 2008).

Assim, o monitoramento contínuo da qualidade da água dos reservatórios é necessário e importante para assegurar seus múltiplos usos, uma vez que acumulam constantemente a água da chuva bem como a água proveniente dos seus tributários (THORNTON et al., 1996; WANG et al, 2004). Além disso, o monitoramento, juntamente com a identificação dos pontos críticos do reservatório, subsidia o planejamento de programas de conservação, gerenciamento e recuperação de represas (SANTOS; FILHO, 2013).

O sensoriamento remoto óptico tem sido amplamente utilizado no monitoramento e manejo destes corpos de água, pois alguns constituintes da água, utilizados na avaliação da sua qualidade, interagem com a radiação eletromagnética (REM) na região do visível e infravermelho próximo (KIRK, 2011) alterando a cor da água. Desta forma, a cor da água está

diretamente relacionada com a presença e as diferentes concentrações destes constituintes na coluna d'água, os quais por sua vez provocam diferenças nas características óticas subaquáticas (IOCCG, 2000). Os principais constituintes, denominados de opticamente ativos, por interagir com a REM são: sedimentos em suspensão, matéria orgânica dissolvida, fitoplâncton (KIRK, 2011).

Em associação com medições *in situ*, o sensoriamento remoto da cor da água tornou-se uma importante ferramenta para o monitoramento do estado trófico das águas interiores e costeiras e fornece informações para subsidiar novas estratégias de gestão sustentável destes ecossistemas (BRIVIO et al., 2001; GURLIN et al., 2011).

Um dos principais interesses no uso de produtos de sensoriamento remoto em ambientes aquáticos é averiguar a variação espacial e temporal da composição da água, de modo a investigar sua origem e abrangência espacial (JENSEN, 2009).

Diante do exposto, o presente estudo tem o objetivo de apresentar resultados preliminares da caracterização bio-ótica do reservatório de Ibitinga/SP, utilizando dados radiométricos e limnológicos coletados *in-situ* ao longo do ano de 2014.

## 2. Metodologia de Trabalho

### 2.1 Área de estudo

O Reservatório da Usina Hidrelétrica de Ibitinga (Figura 1) é o terceiro reservatório do sistema cascata do rio Tietê. Está localizado no médio Tietê, na região central do Estado de São Paulo (21°45' S, 48°59' W), tendo a Usina Hidrelétrica de Bariri, a montante, e a de Promissão, a jusante. Seu entorno é caracterizado, em geral, pelo predomínio de áreas de cana-de-açúcar presentes desde o trecho médio até as cabeceiras dos seus dois principais afluentes, os rios Jacaré-Guaçu e Jacaré-Pepira. A extensão da represa é de aproximadamente 70 km ao longo do rio Tietê e de outros 25 km em cada um de seus dois maiores afluentes (GUIMARÃES et al., 1998; LUZIA, 2009; NOVO et al., 2013; RUDORFF et al., 2010).

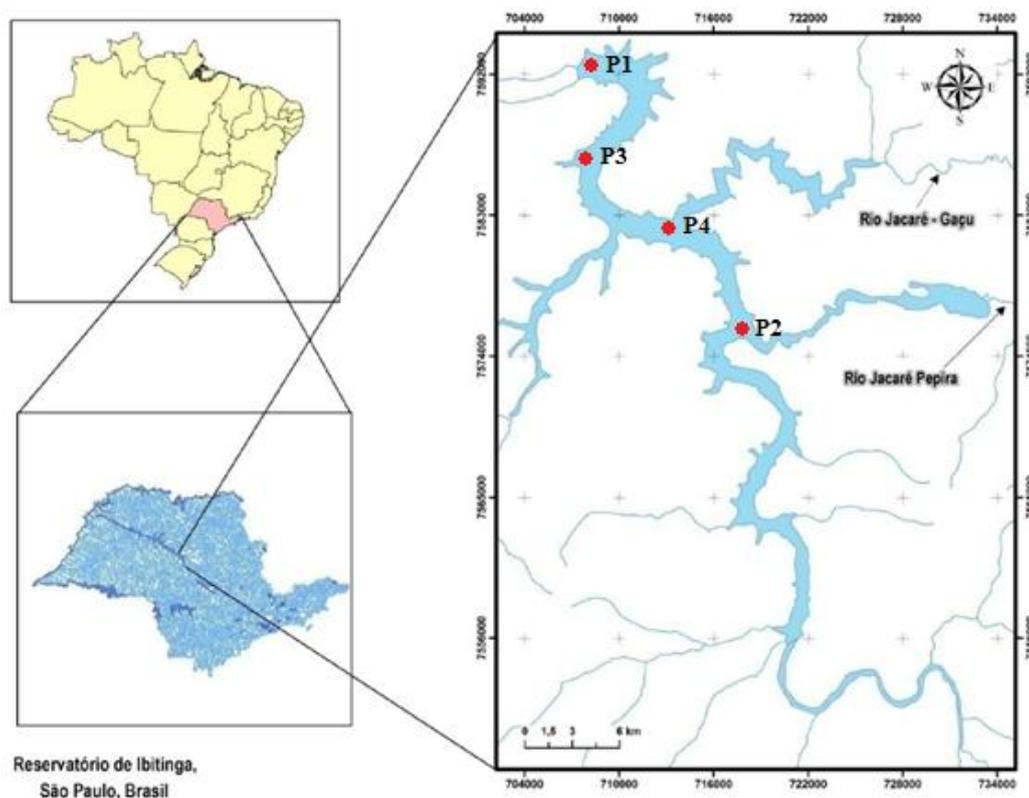


Figura 1 – Localização do reservatório de Ibitinga e dos pontos amostrais

## 2.2 Coleta de dados *in-situ* e auxiliares

A aquisição dos dados limnológicos, espectro-radiométricos e das propriedades ópticas inerentes foi realizada nos meses de janeiro, março, maio e julho de 2014, em quatro estações amostrais distribuídas entre a barragem e a foz do rio Jacaré-Pepira, no reservatório de Ibitinga/SP (Figura 1). A amostragem obedeceu ao horário local de 10:00 às 14:30 para minimizar os efeitos de reflexão especular e baixos valores de irradiância solar.

Para a obtenção dos dados limnológicos, amostras de água foram coletadas em sub-superfície em recipientes opacos e vedados contra a influência da radiação solar, sendo armazenadas em caixas com gelo para minimizar a atividade biológica. Imediatamente após a coleta as amostras foram filtradas, sendo que o filtrado (análise de CDOM e carbono) e os microfiltros de fibra de vidro Whatman GF-C e GF-F (análise do particulado e clorofila) foram mantidos refrigerados e congelados, respectivamente, para posterior análise laboratorial. Os coeficientes específicos de absorção por clorofila e particulados foram obtidos no laboratório do INPE, utilizando um espectrofotômetro, conforme metodologia descrito por Tassan e Ferrari (2002) e Tilstone et al. (2002). As medidas de concentração de clorofila-*a* e feofitina ( $\mu\text{g/L}$ ), material em suspensão ( $\text{mg/L}$ ) e carbono dissolvido ( $\text{mg/L}$ ), foram determinadas no Instituto Internacional de Ecologia em São Carlos (IEEGA) conforme metodologia descrita por Nush (1980), Teixeira et al. (1965) e APHA (1985).

Vale ressaltar também que dados limnológicos (temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade) em perfil contínuo na coluna d'água foram adquiridos usando a sonda multiparamétrica YSI 6600.

Os dados radiométricos foram coletados simultaneamente e em níveis distintos de profundidade, no caso superfície, sub-superfície e de metro em metro até atingir o limite da zona eufótica (KIRK, 2011), utilizando seis espectro-radiômetros Ramses TriOS. Para cada ponto amostrado, fizeram-se quinze medidas consecutivas com o intuito de minimizar ruídos provenientes de efeitos como sombreamento, reflexão especular ou oscilações causadas pelo movimento do barco.

As medições das propriedades ópticas inerentes, coeficiente de absorção e atenuação, foram realizadas em perfil contínuo pelo *Spectral Absorption and Attenuation Meter* (ACS).

Os dados do Sistema Integrado de Monitoramento Ambiental (SIMA) (STECH et al., 2006), juntamente com os dados de vazão diários fornecidos pela AES Tietê, serviram como dados auxiliares para subsidiar a análise dos dados obtidos nas campanhas de campo.

## 2.3 Processamento dos dados brutos

Os dados brutos do Ramses TriOS e ACS foram processados com o auxílio dos softwares e metodologia específicos para cada equipamento conforme descrito a seguir.

Primeiramente, tanto os dados radiométricos quanto os de absorção e atenuação foram interpolados para que todos os valores fossem referidos aos mesmos comprimentos de onda facilitando a realização de operações entre as diferentes grandezas, bem como sua comparação.

Após a interpolação, os dados radiométricos foram normalizados, segundo metodologia descrita por Mueller (2000), para remover as variações de iluminação ao longo das medições. Em seguida, calcularam-se as medianas dos dados normalizados na região PAR (400 a 700 nm) para identificar os valores mais representativos dentre as quinze medições feitas para cada nível de profundidade adotado em cada ponto amostral. Esses dados serviram como base para o cálculo do coeficiente de atenuação difusa da irradiância descendente ( $K_d$ ) e da reflectância de sensoriamento remoto acima da água ( $R_{rs}^+$ ), conforme Kirk (2011).

Para o processamento dos dados de absorção e atenuação do ACS, a metodologia seguida é a descrita em WET Labs Inc. (2009). A partir dela foram obtidos os coeficientes de

absorção, atenuação e espalhamento com as devidas correções para temperatura e espalhamento.

### 3. Resultados e Discussão

As Tabelas 1, 2 e 3 mostram os valores médios, máximos e mínimos das concentrações dos constituintes opticamente ativos no reservatório de Ibitinga. Observa-se na Tabela 1 que não houve uma variação significativa nos valores de carbono total dissolvido (DTC), carbono inorgânico dissolvido (DIC) e carbono orgânico dissolvido (DOC) para cada ponto amostral ao longo dos meses. Para exemplificar essa baixa variação, os valores- máximo e mínimo, observados de DTC em cada mês foram, respectivamente: 18,38 mg/L e 14,86 mg/L para fevereiro; 16,59 mg/L e 13,54 mg/L para março; 16,44 mg/L e 15,42 mg/L para maio e 15,01 mg/L e 13,97 mg/L para julho. Essa faixa de variação entre máximo e mínimo também é observada para as frações inorgânica e orgânica. Luzia (2009) encontrou na parte lântica da represa de Ibitinga valores que variaram de 10 a 15 mg/L de DTC, 9 a 10 mg/L de DIC e 2 a 5 mg/L de DOC.

Na Tabela 2, nota-se que o mês com maiores valores de clorofila-*a* (*chl-a*) foi fevereiro. Nesse mês, as estações 1 e 3, apresentaram manchas (patches) verdes indicativas de florações de fitoplâncton, formando um tapete quase contínuo sobre a superfície da água. Tanto as estações 4 e 2 do mês de fevereiro quanto em todos os pontos amostrais nos outros meses, a água do reservatório possuía essas manchas, mas espalhadas de forma homogênea e não concentradas. Londe (2008), em coleta realizada em outubro de 2005, encontrou concentrações de clorofila que variaram de 6,14 µg/L à 76.809,84 µg/L. Novo et al. (2013), analisando dados de Londe (2008), relata que o reservatório deve ser classificado como mesotrófico em algumas regiões e hipereutrófico em outras regiões, dependendo da localização da estação de amostragem.

Com relação ao material em suspensão (Tabela 3), seu comportamento tem o mesmo padrão que o da clorofila, com os maiores valores no mês de fevereiro nas estações 1 e 3. Vale ressaltar que com exceção da estação 1 no mês de julho, todas as outras estações em todos os meses apresentaram predominância da fração orgânica no material em suspensão total. Isso também foi verificado por Luzia (2009) na parte lântica do reservatório de Ibitinga, em que o valor máximo de material em suspensão total foi de 22,8 mg/L, sendo este material formado por quase 100% de material orgânico.

**Tabela 1 – Valores médios, máximos e mínimos de carbono dissolvido na água obtidos em laboratório**

	Fevereiro			Março			Maio			Julho		
	DTC (mg/L)	DIC (mg/L)	DOC (mg/L)									
<b>Média</b>	16,10	11,89	4,21	15,60	11,53	4,07	16,17	13,03	3,15	14,39	11,31	3,09
<b>Mínimo</b>	14,86	10,36	3,48	13,54	8,97	3,87	15,42	12,27	2,89	13,97	10,67	2,72
<b>Máximo</b>	18,38	14,90	4,91	16,59	12,71	4,57	16,44	13,50	3,28	15,01	11,98	3,40

DTC - Carbono Total Dissolvido / DIC - Carbono Inorgânico Dissolvido / DOC - Carbono Orgânico Dissolvido

**Tabela 2 - Valores médios, máximos e mínimos de clorofila e feofitina obtidos em laboratório**

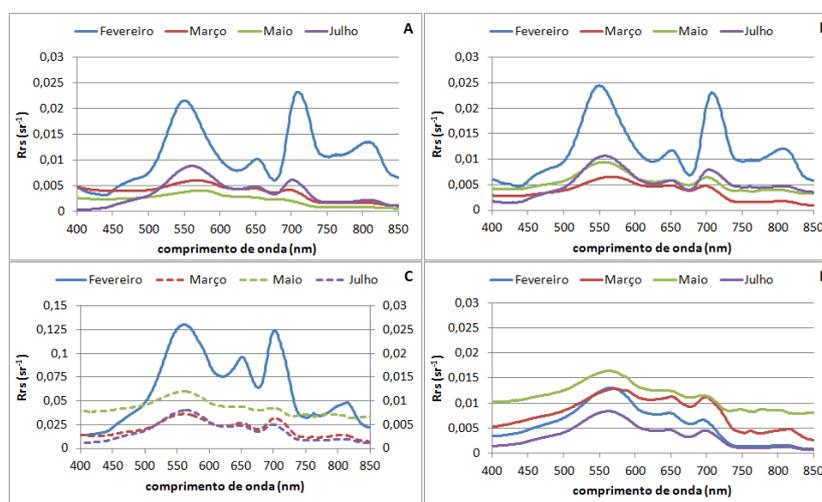
	Fevereiro		Março		Maio		Julho	
	Clorofila- <i>a</i> (µg/L)	Feofitina (µg/L)						
<b>Média</b>	100,53	7,68	27,20	2,29	11,46	0,82	28,43	1,17
<b>Mínimo</b>	8,77	1,50	15,77	1,89	3,72	0,20	19,80	0,66
<b>Máximo</b>	180,40	13,21	43,46	3,42	19,51	1,32	40,22	2,03

**Tabela 3 - Valores médios, máximos e mínimos de material em suspensão (M.S.) obtidos em laboratório**

	Fevereiro			Março			Maio			Julho		
	M. S. Total (mg/L)	M. S. Inorgânico (mg/L)	M. S. Orgânico (mg/L)	M. S. Total (mg/L)	M. S. Inorgânico (mg/L)	M. S. Orgânico (mg/L)	M. S. Total (mg/L)	M. S. Inorgânico (mg/L)	M. S. Orgânico (mg/L)	M. S. Total (mg/L)	M. S. Inorgânico (mg/L)	M. S. Orgânico (mg/L)
<b>Média</b>	14,53	2,50	12,03	5,23	0,93	4,30	1,83	0,68	1,15	6,50	2,25	4,25
<b>Mínimo</b>	3,50	1,00	2,50	3,40	0,50	2,70	0,80	0,30	0,50	5,40	0,40	2,00
<b>Máximo</b>	30,80	3,60	27,20	7,70	1,60	6,10	2,60	0,90	1,90	7,60	5,60	5,80

Os gráficos da reflectância de sensoriamento remoto espectral acima da água ( $R_{rs}^+$ ) são mostrados na Figura 2. Verifica-se em todas as estações amostrais ao longo dos meses um pico de máxima de reflectância na região do verde, em torno de 550 nm, uma feição não acentuada de absorção pela chl-*a* na região do azul, próximo a 440 nm, uma forte feição de absorção pela chl-*a* em uma faixa da região do vermelho que varia de 676 a 679 nm, e um pico de máxima reflectância entre 694 a 711 nm causado pelo espalhamento provocado pela estrutura celular das algas. Devido à alta concentração de chl-*a*, a absorção causada pela matéria orgânica dissolvida colorida (CDOM) na região do azul, não consegue mascarar totalmente a feição característica da clorofila em 440 nm.

Ainda analisando os gráficos da Figura 2, percebe-se que, espacialmente, a forma das curvas é praticamente semelhante, ocorrendo apenas mudanças na magnitude dos valores de  $R_{rs}^+$ . Isso acontece devido às diferentes concentrações de COAs presentes no meio, como por exemplo, no mês de fevereiro o formato da curva é característico de elevada presença de fitoplâncton no ambiente aquático, fato este comprovado pela alta concentração de chl-*a*, principalmente nas estações 1 e 3.



**Figura 2 – Gráficos de Reflectância de Sensoriamento Remoto ( $R_{rs}$ ) espectral temporal acima da água. Estações: (A) P1, (B) P3, (C) P4 - obs.: os valores dos espectros com linha pontilhada se referem ao eixo vertical da direita, (D) P2**

A Figura 3 mostra os gráficos de  $K_d$  ponderado espectral. Nota-se que para as estações 1 e 3, o padrão dos espectros é semelhante, com o mês de fevereiro possuindo os maiores valores, seguido do mês de março e com uma inversão nos meses de maio e julho. Vale ressaltar que na estação 3 os espectros de maio e julho praticamente se sobrepõem. Nas estações 4 e 2, em comparação com as 1 e 3, ocorre uma inversão da magnitude dos espectros entre os meses de fevereiro e março. Além disso, comparando-se as estações 4 e 2 o padrão dos espectros somente é semelhante no mês de março, possuindo os maiores valores em relação aos outros meses. Na estação 2 é importante destacar a presença de ruídos na região de menores comprimentos de onda do espectro de março, o que explica o comportamento anômalo nessa região.

A variação temporal dos valores de  $K_d$  ponderado PAR é mostrada nos gráficos da Figura 3. O maior e o menor valor temporal é verificado para a estação 1, sendo este correspondente ao mês de maio ( $0,4979 \text{ m}^{-1}$ ) e aquele ao mês de fevereiro ( $1,7250 \text{ m}^{-1}$ ).

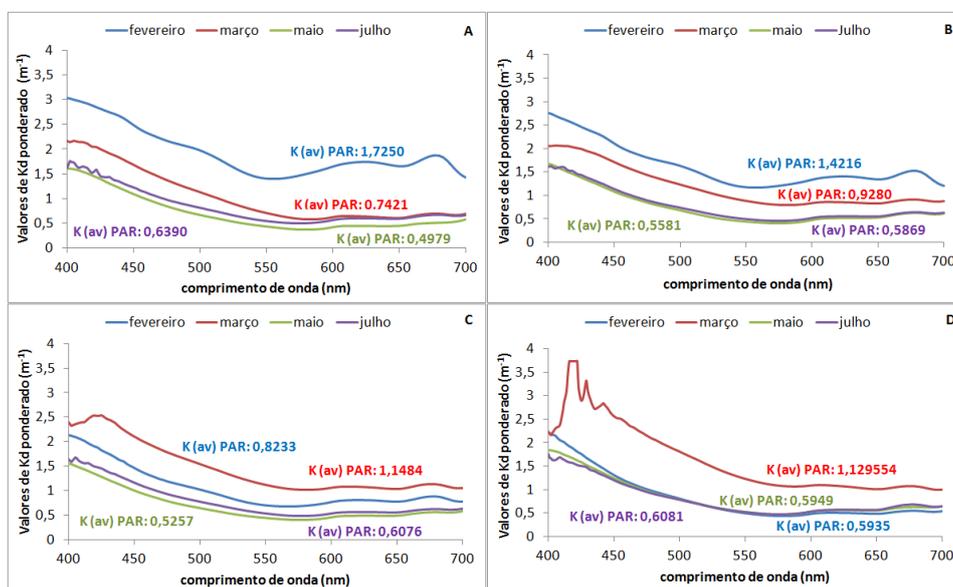


Figura 3 - Gráficos de  $K_d$  ponderado espectral temporal. Estações: (A) P1, (B) P3, (C) P4 e (D) P2

O coeficiente de absorção em 440 nm pode ser analisado pelos gráficos da Figura 4. No mês de fevereiro, ocorre alta absorção pela água na estação 1 nos dois primeiros metros de profundidade da coluna d'água, sendo que logo após há um decaimento na absorção, praticamente se estabilizando a partir dos 3 metros. Nos meses de março, maio e julho desta mesma estação a absorção na coluna d'água é quase constante. Na estação 3 é verificado, em geral, o mesmo padrão descrito na estação 1, apenas com a exceção de que no mês de fevereiro a curva de absorção se estabiliza a partir dos 5 metros enquanto em março ocorre um aumento da absorção entre 3 e 5 metros. Além disso, analisando-se as estações 4 e 2, março é o mês que possui a maior absorção em 440 nm, mas com valores praticamente constantes ao longo da profundidade.

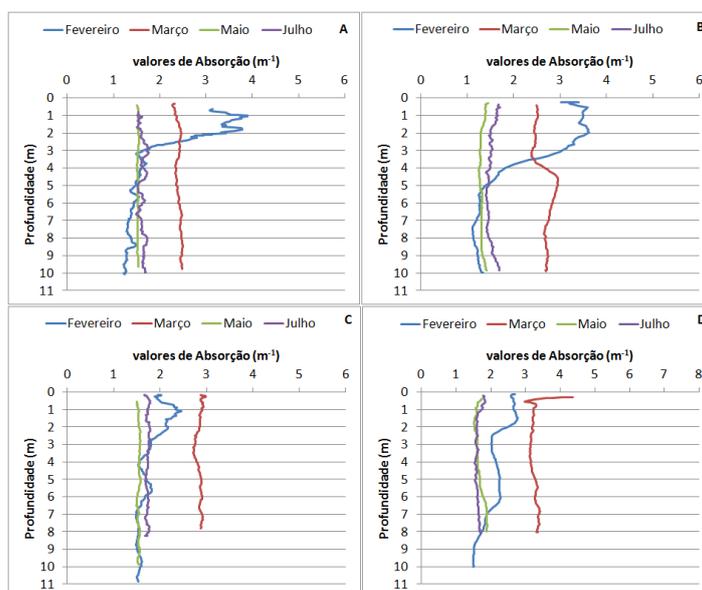


Figura 4 – Gráficos de coeficiente de absorção temporal em 440 nm das estações amostrais (A) P1, (B) P3, (C) P4 e (D) P2

#### 4. Conclusões

Analisando os dados preliminares, percebe-se nitidamente que ocorre uma mudança temporal e espacial nas características bio-ópticas do reservatório para cada ponto amostral. Esta mudança pode estar associada à variação da concentração, predominância e tipos de constituintes opticamente ativos na coluna d'água ao longo dos meses, assim como à variação das condições ambientais em cada época.

#### Agradecimentos

Carolline Tressmann Cairo agradece ao CNPq pela bolsa de mestrado e à pós-graduação do INPE. Os autores agradecem à FAPESP (Projeto 2008/56252-0) pelo apoio financeiro à aquisição de dados.

#### Referências Bibliográficas

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Byrd Prepress Springfield, Washington, 1134 p., 1985.

AZEVEDO, S. M. F. O.; VASCONCELOS, V. M. Toxinas de cianobactérias: causas e consequências para a saúde pública. In: P. A. ZAGATTO; EDUARDO BERTOLETTI (orgs.), **Ecotoxicologia aquática - princípios e aplicações**. São Carlos: RiMa, 2006.

BRIVIO, P. A.; GIARDINO, C. ZILIOLI, E. Determination of chlorophyll concentration changes in Lake Garda using an image-based radiative transfer code for Landsat TM images. **Int. J. Remote Sensing**, vol. 22, no. 2 & 3, 487–502, 2001.

CASAMITJANA, X.; SERRA, T.; COLOMER, J.; BASERBA, C.; PÉREZ-LOSADA, J. Effects of the water withdrawal in the stratification patterns of a reservoir. **Hydrobiologia**, v. 504, n. 1-3, p.21-28, 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.

GURLIN, D.; GITELSON, A. A.; MOSES, W. J. Remote estimation of chl-a concentration in turbid productive waters - Return to a simple two-band NIR-red model? **Remote Sensing of Environment**, no. 115, p. 3479–3490, 2011.

IOCCG. Remote sensing of ocean colour in coastal, and other optically-complex, waters. In: Stuart V, editor. **Reports of the International Ocean Colour Coordinating Group**; 2000.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos naturais**. São José dos Campos, SP: Parêntese, 2009.

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

LONDE, L. R. **Comportamento espectral do fitoplâncton de um reservatório brasileiro eutrofizado – Ibitinga (SP)**. 2008. 223f. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São José dos Campos, 2008.

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.

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**. Greenbelt, Maryland: Goddard Space Flight Center, 2000. NASA Tech. Memo, 2000209966/Rev2 1, p.87–97.

NOVO, E. M. L. M.; LONDE, L. R.; BARBOSA, C.; ARAUJO, C. A. S.; RENNÓ, C. D. Proposal for a remote sensing trophic state index based upon Thematic Mapper/Landsat 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.

RANDOLPH, K.; WILSON, J.; TEDESCO, L.; LI, L.; PASCUAL, D. L.; SOYEUX, E. Hyperspectral remote sensing of cyanobacteria in turbid productive water using optically active pigments, chlorophyll a and phycocyanin. **Remote Sensing of Environment**, 2008.

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.

SANTOS, F. C.; FILHO, W. P. Reflectância espectral relacionada aos constituintes opticamente ativos da água do reservatório Passo Real, RS, Brasil. In: XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR. **Anais...** INPE, Foz do Iguaçu, 2013.

STECH, J. L.; LIMA, I. B. T.; NOVO, E. M. L. M.; ASSIREU, A. T.; LORENZZETTI, J. A.; CARVALHO, J. C.; ROSA, R. R. Telemetric monitoring system for meteorological and limnological data acquisition. **Proceedings of the International Association of Theoretical and Applied Limnology**, v. 29, p.1747-1750, 2006.

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

TEIXEIRA, C.; TUNDISI, J. G.; KUTNER, M. B. **Plankton studies in a mangrove II**: the standing stock and some ecological factors. Boletim do Instituto Oceanográfico, São Paulo, 24: 23-41 p., 1965.

THORNTON, K. W.; KIMMEL, L. B.; FONEST, E. P. **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York, John Wiley, 1990. 246 p.

THORNTON, A.; STEEL, A.; RAST, W. Reservoirs. In: CHAPMAN, B. (Ed.). **Water quality assessments - a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. 2 Ed. CRC Press, 650p. 1996. ISBN-10:0419216006

TILSTONE, G. H.; MOORE, G. F.; SORENSEN, K.; DOERFFER, R.; ROTTGERS, R.; RUDDICK, K.; PASTERKAMP, R.; JORGENSEN, P. V. **REVAMP Regional Validation of MERIS Chlorophyll products in North Sea coastal waters.**, 78 Plymouth: Plymouth Marine Laboratory, 2002.

TUNDISI, J. G. Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. In: Henry, R. **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu, SP, FUNDBIO: FAPESP, 800 p. 1999.

WANG, Y.; XIA, H.; FU, J.; SHENG, G. Water quality change in reservoirs of Shenzhen, China: detection using Landsat/TM data. **Science of the Total Environment** 328, 195-206 p., 2004.

WET Labs Inc. **Spectral Absorption and Attenuation Meter - AC-S User's Guide**. Philomath, OR, 2009.