

Águas da planície de inundação do alto Rio Paraná: uma análise por espectroscopia de campo e dados limnológicos

Ariana Silva Guimarães¹
Evlyn Márcia Leão de Moraes Novo¹
Bernard Freire Barbarisi¹
Eduardo Guilherme Gentil de Farias¹
Lino Augusto Sander de Carvalho¹
Rosana Corazza²
Luiz Henrique da Silva Rotta³
Monique Sacardo Ferreira³

¹ Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE
Caixa Postal 515 - 12245-970 - São José dos Campos - SP, Brasil
{ariana, evlyn, bernard, gentil, lino}@dsr.inpe.br

² Universidade Federal de Santa Maria - UFSM
Centro de Ciências Naturais e Exatas - CCNE / Departamento de Geociências
Prédio 17 - CEP 97105-970 - Santa Maria - RS, Brasil
corazza_ro@yahoo.com.br.

³ Faculdade de Ciência e Tecnologia da Universidade Estadual Paulista – FCT/UNESP
Rua Roberto Simonsen, 305 - CEP 19060-900 - Presidente Prudente – SP, Brasil
luizhrotta@yahoo.com.br, mosacardo@hotmail.com

Abstract. Water composition is a fundamental aspect on the understanding of the dynamic processes in floodplain ecosystems. Thus, spectral and limnological measurements were carried out in lakes and river channel of the Upper Paraná River Floodplain lakes so as to understand the connections between optical properties (water colour) and limnological properties as a support for satellite remote sensing. The sampling was carried out in 17 sampling stations where concurrently measurements of the bidirectional reflectance factor and limnological variables were obtained. Spectral similarity analyses allowed to classify the reflectance spectra into two distinct groups: 1) dominated by inorganic material; 2) dominated by chlorophyll-a. The correlation between spectral and limnological data enhanced the capacity of analysis of water bodies spectral behavior. The small number of samples, however, prevented the development of statistical models.

Palavras-chave: floodplain ecosystems, limnology, environmental impact, ecossistemas de planície de inundação, limnologia, impacto ambiental.

1. Introdução

Os ecossistemas de planícies de inundação são caracterizados pela flutuação anual do nível da água e oscilam entre fase terrestre e aquática, em que a produção primária depende da composição da água e da fertilidade dos sedimentos durante a fase aquática, e da umidade do solo durante a fase terrestre (Junk, 1997). Nestes casos, a composição da água é um aspecto fundamental a ser estudado para que se possa entender o funcionamento dos processos dinâmicos que ocorrem entre os ecossistemas aquáticos e terrestres (Rudorff, 2006).

A flutuação natural dos sistemas de planície pode ser totalmente alterada pela construção de barragens e formação de reservatórios para a produção de energia elétrica. Este é o caso da Bacia do Alto Paraná, cujos rios se encontram interrompidos por várias barragens para a formação dos reservatórios das Usinas Hidrelétricas de Rosana e de Porto Primavera. A construção de barragens afeta o aporte de material particulado imediatamente a sua jusante, o que pode aumentar a transmissão de luz na água e conseqüentemente a produtividade primária do sistema.

A bacia de drenagem do Alto Rio Paraná possui aproximadamente 900.000 km², incluindo o norte do Estado do Paraná, sul do Mato Grosso do Sul, a maior parte do Estado de

São Paulo, sul de Minas Gerais, sul de Goiás e uma área do Paraguai oriental adjacente ao Mato Grosso do Sul. A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná (PIARP) é responsável pela manutenção da biodiversidade regional, além de apresentar diversos usos antrópicos como mineração, agricultura, pecuária, pesca e turismo. O estado de conservação da planície é espacialmente heterogêneo, obedecendo um gradiente que vai de maior alteração em áreas próximas às cidades e cada vez menores na medida em que aumenta sua distância dos centros urbanos (Agostinho e Zahwski, 1996).

Na margem esquerda da PIARP, o rio Paranapanema é o principal afluente, enquanto que, na margem direita, os principais são o rio Samambaia, o ribeirão Esperança, o córrego Baile e o rio Ivinhema, este, o mais importante deles. Todos os afluentes da margem direita deságuam em um conjunto de canais secundários formado pelo rio Baía, pelo canal Curutuba e pelo baixo curso do rio Ivinhema (Souza Filho e Stevaux, 1997) (Figura 1).

De modo a subsidiar estudos de avaliação dos impactos da construção de barragens e hidrelétricas sobre as propriedades dos lagos e rios de várzea, realizou-se um experimento de espectroscopia de campo (Milton, 1987), no trecho compreendido a jusante das Usinas hidrelétricas de Rosana e Porto Primavera, para caracterizar espectralmente e limnologicamente diferentes corpos d'água da PIARP.

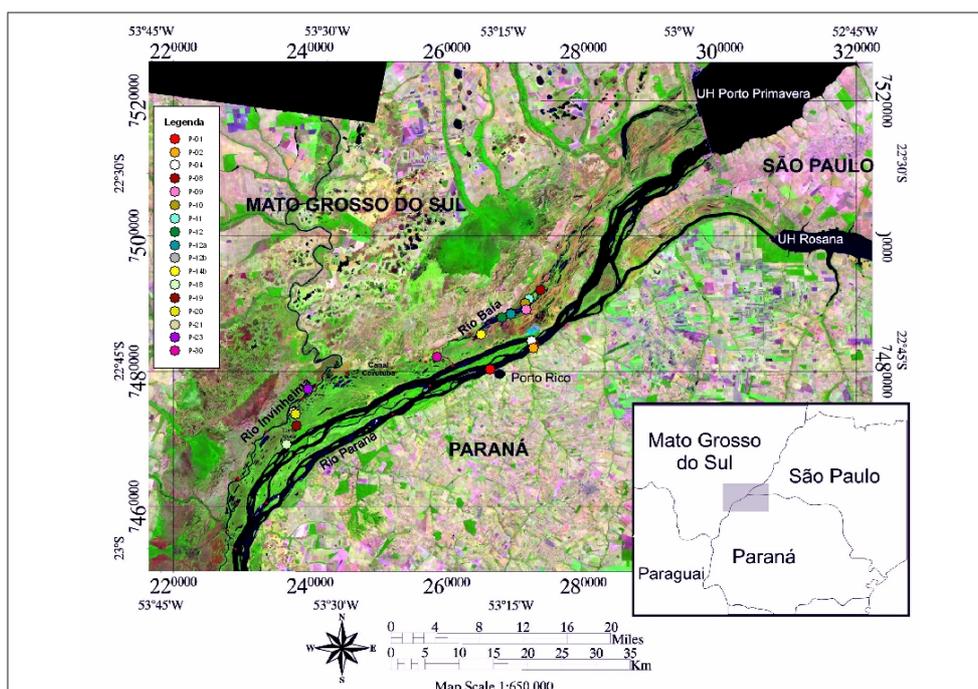


Figura 1. Planície de inundação do alto curso rio Paraná com a identificação das estações de coleta. Fonte: Projeto PROCAD/CAPES CT-HIDRO/CNPq

2. Material e Métodos

Os dados utilizados neste trabalho foram obtidos durante uma campanha de coleta de campo realizada no período de 19 a 21 de julho de 2008 por equipes do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, da Universidade Estadual Paulista e da Universidade Federal de Santa Maria, no âmbito do Programa Nacional de Cooperação Acadêmica (PROCAD/CAPES) que tem como objetivo promover a formação de recursos humanos nas diversas áreas do conhecimento, através de projetos conjuntos de pesquisa envolvendo equipes acadêmicas de diversas instituições de pesquisa e de ensino superior do Brasil.

Foram obtidas simultaneamente medidas do fator de reflectância bidirecional (FRB), que serão aqui tratadas como reflectância, e de variáveis limnológicas em 17 estações distribuídas

em rios e lagoas da PIARP. Para registrar a localização geográfica das estações de coleta foi utilizado um sistema de posicionamento global (*Global Positioning System* - GPS GARMIN 76).

Em cada estação foram realizadas, seqüencialmente, medidas de radiância da água e de uma placa de referência de sulfato de bário usando o espectrorradiômetro Spectron SE-590, o qual permite a medição de espectros de radiância na faixa de 350 a 1100 nm, com uma resolução espectral de 8 nm (Steffen, 1996). As variáveis limnológicas foram obtidas na sub-superfície, simultaneamente à aquisição dos dados radiométricos, utilizando o equipamento multi-sensor Horiba U-10 (www.envisupply.com/environmental/Horiba/u10.htm) e um disco de secchi, entre 10 e 15h (horário local) para minimizar os efeitos de geometria de iluminação e visada do sensor durante as aquisições.

O sensor Spectron SE-590 foi fixado em um tripé e posicionado com 45° de inclinação em relação à vertical e a uma altura de, aproximadamente, 2 m acima do nível da água, o que definia sobre a superfície da água uma área de 13cm², uma vez que possui um campo de visada de 6°.

Os parâmetros medidos com o multi-sensor Horiba U-10 foram: temperatura (°C), pH, oxigênio dissolvido (mg/l) e turbidez (NTU). Os dados de turbidez foram convertidos utilizando o fator de conversão para concentração de material particulado suspenso em mg/L, que é de 0,6937 conforme Tomazoni et al. (2005). A transparência da água foi avaliada utilizando um disco de Secchi e a extensão da zona eufótica (PZE), que corresponde à profundidade atingida por apenas 1% da radiação incidente na superfície, conforme metodologia sugerida por Esteves (1988).

Após as medidas radiométricas e limnológicas, uma amostra de água foi coletada em cada estação para análises laboratoriais. Foram medidas as concentrações de clorofila-a, sólidos totais (SST), sólidos fixos (SSF), que representam a porção inorgânica do SST e sólidos voláteis (SSV), que representam a porção orgânica do SST, de acordo com metodologia descrita em ABNT (1989). Observações sobre condições ambientais também foram realizadas e tabuladas em planilhas específicas.

Para fins de análise, os espectros de reflectância das 17 estações de coleta foram classificados em dois grupos distintos em função da similaridade de feições espectrais apresentadas. Na análise dos espectros as feições foram avaliadas em função dos tipos de componentes opticamente ativos (COAs) responsáveis pelo comportamento espectral de cada grupo.

3. Resultados e Discussão

É importante salientar que, freqüentemente os sistemas aquáticos continentais apresentam a combinação de diversos COAs na coluna d'água. No entanto, em alguns casos, há a influência dominante de um determinado COA, o que ajuda a identificar e compreender de que forma as feições existentes nos espectros de reflectância podem estar relacionadas a determinadas substâncias (Rudorff, 2006).

O primeiro grupo apresentou um comportamento espectral marcado pela presença de sólidos em suspensão, com maior espalhamento entre 500 e 700 nm (Figura 3). Rudorff (2006) considera que estes constituintes ocasionam, principalmente, o efeito de espalhamento da radiação na sub-superfície dos corpos d'água e cita vários pesquisadores que reportaram a forte correlação positiva existente entre a concentração de sólidos em suspensão e a reflectância espectral, tais como Ritchie et al. (1987), Curran e Novo (1988), Novo et al. (1989a), Novo et al. (1989b), Ritchie et al. (1990), Novo et al. (1991) e Chen et al. (1992).

De acordo com Warem e Zirmmam (1993), o material particulado em suspensão (SST) em sistemas aquáticos é responsável por uma combinação de materiais inorgânicos (SSF) e orgânicos (SSV). Desta forma, procedeu-se à análise dos dados de turbidez e SSF (Figura 4)

em cada estação, e verificou-se uma maior concentração destas variáveis nas estações que apresentaram maiores índices de reflectância. Isto se deve ao fato de que, embora o material particulado tenha como principal efeito o aumento do coeficiente de espalhamento da água, sua fração inorgânica é a maior responsável pelo aumento da reflectância, em função do seu elevado índice de refração (Novo, 2001). O contrário ocorre quando avaliamos a contribuição do material orgânico (SSV) presente nos sólidos totais em suspensão. Neste caso, há uma tendência de menor reflectância nas estações com maiores percentuais de SSV (Tabela 1).

Ao analisar a diferença entre a profundidade total (PT) e a profundidade da zona eufótica (PZE), verificou-se que as estações P9, P12b, P14b e P30 receberam radiação em toda a coluna d'água (Tabela 2). Estas mesmas estações foram, de forma geral, as que apresentaram valores mais baixos de reflectância e de SSF (Figuras 3 e 4, respectivamente), o que sugere que sua resposta espectral esteja associada ao fundo e não aos COAs presentes na coluna d'água.

Ao relacionar o pico de reflectância em cada estação de coleta com a parcela inorgânica dos sólidos totais (SSF), verificou-se o comportamento descrito em Novo (2001) com uma tendência de deslocamento dos picos de reflectância em direção aos comprimentos de onda mais longos relacionado ao aumento da concentração de SSF mantendo um patamar de reflectância entre 500 e 700 nm (Figura 5).

A análise da Figura 5 permite verificar que entre 2 e 4 mg/l há um deslocamento da posição do máximo de reflectância de 580 para 590 nm. O deslocamento se interrompe, e não há deslocamento do comprimento de onda de máxima reflectância. Ao mesmo tempo, na região do vermelho, o comportamento da reflectância é inverso, havendo uma diminuição do comprimento de onda de máxima reflectância até a concentração de 6 mg/, que depois volta a aumentar. Essa diminuição no vermelho pode estar relacionada à presença de fitoplâncton que absorve radiação nessa região do espectro.

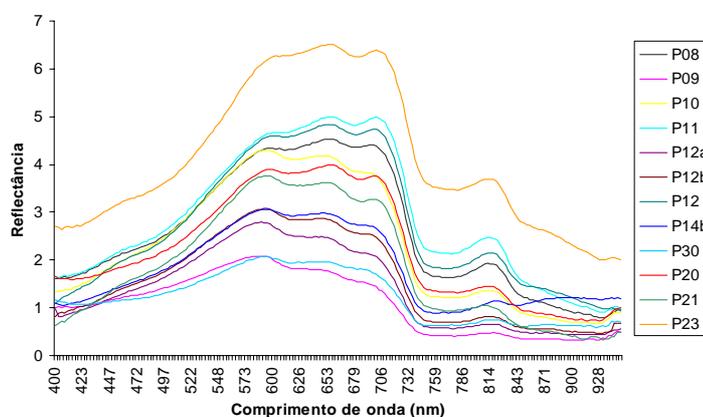


Figura 3. Espectros de reflectância do primeiro grupo de estações de coleta.

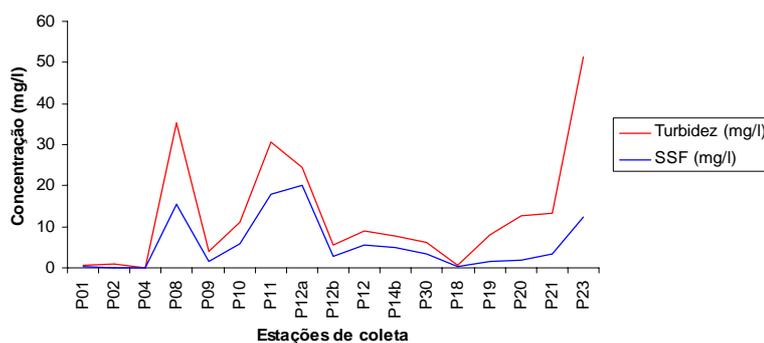


Figura 4. Concentração de turbidez (mg/l) e sólidos suspensos fixos (mg/l) nas estações de coleta.

Tabela 1. Percentual de sólidos voláteis fixos presentes nos sólidos suspensos totais.

Ponto	SST (mg/l)	SSV (mg/l)	% SSV
P9	4,20	2,60	61,90
P20	4,60	2,70	58,70
P12a	5,40	2,70	50,00
P21	6,20	2,80	45,16
P14b	7,50	2,50	33,33
P30	4,80	1,50	31,25
P12b	8,00	2,30	28,75
P10	8,00	2,10	26,25
P12	26,20	6,20	23,66
P11	23,00	5,20	22,61
P23	16,10	3,60	22,36
P8	19,80	4,40	22,22

Tabela 2. Diferença entre profundidade total e profundidade da zona eufótica.

Estação	PS* (m)	PT** (m)	PZE*** (m)	PT-PZE (m)
P08	0,33	1,30	0,89	0,41
P09	1,00	1,50	2,70	-1,20
P10	0,65	3,10	1,76	1,35
P11	0,25	1,80	0,68	1,13
P12	0,30	2,00	0,81	1,19
P12a	0,90	2,90	2,43	0,47
P12b	0,75	1,95	2,03	-0,08
P14b	0,75	1,35	2,03	-0,68
P30	0,90	2,05	2,43	-0,38
P20	0,65	3,12	1,76	1,37
P21	0,72	2,85	1,94	0,91
P23	0,47	2,20	1,27	0,93

*Profundidade de Secchi **Profundidade Total ***Profundidade da Zona Eufótica

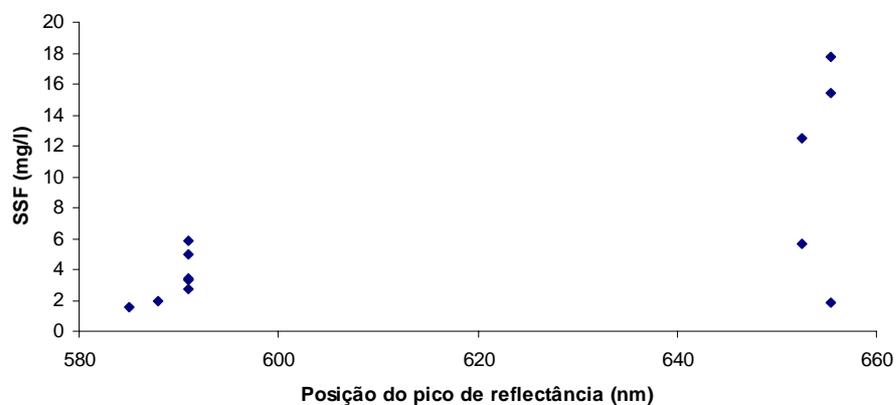


Figura 5. Influência da concentração de sólidos suspensos fixos (SSF) no deslocamento do pico de reflectância.

O segundo grupo apresentou um comportamento espectral marcado pela presença de fitoplâncton, com feições de absorção nas faixas do azul e vermelho e picos de reflectância no verde (Figura 6). De modo geral, os pigmentos que atuam na fotossíntese provocam a diminuição da reflectância na faixa do azul (400-515 nm) e o aumento na faixa do verde (515-600 nm). O aumento de reflectância no verde é atribuído ao fato de ocorrer um processo de espalhamento interno nas células do fitoplâncton Rudorff (2006).

Quando comparados os dados de profundidade de Secchi com SSF e concentração de clorofila- a verificou-se que nas menores profundidades de Secchi a concentração de SSF foi sempre inferior à concentração de clorofila-a indicando que esta baixa transparência da água, neste caso, é atribuída à presença de fitoplâncton e não à presença de material em suspensão (Figura 7). Esta análise aplica-se para todas as estações de coleta do segundo grupo, exceto para a estação 19, onde a análise de clorofila-a não foi realizada, mas apresentou elevada concentração de SSF em baixas profundidades de Secchi. Esta especificidade é verificada na resposta espectral desta estação, que apresentou uma atenuação da absorção na faixa do vermelho, em função do aumento do coeficiente de espalhamento provocado pela presença de SSF (Figura 6). Além disso, todas as estações apresentaram coloração esverdeada no momento da coleta dos dados, enquanto que a estação 19 apresentou uma coloração esverdeada turva, o que confirma a presença de fitoplâncton em todas as estações do segundo grupo, e ainda, a presença de material em suspensão na estação 19.

Ao analisar a razão entre a reflectância no verde (580nm) e no infravermelho próximo (770nm) (Figura 8), verificou-se uma reflectância no verde cerca de 9,5 a 13 vezes superior à reflectância no infravermelho próximo, para as estações P01, P02, P04 e P19, indicando um espalhamento pela presença de fitoplâncton. Já na estação P19, que possui menos luz no sistema devido a baixa transparência, essa razão foi reduzida para 5 indicando um maior espalhamento em função da maior concentração de SSF, como verificado na Figura 7.

Os dados de temperatura da água, pH e oxigênio dissolvido encontram-se na Figura 9. Pode-se verificar que a temperatura variou entre de 19,7 a 22°C, o pH entre 5,8 e 7,64 enquanto que o oxigênio dissolvido variou entre 5,08 e 9,5. Os baixos valores de pH, de forma geral, encontraram-se associados a baixos valores de OD e podem ser atribuídos à presença de macrófitas nas estações de coleta, e ainda, à baixa circulação de água verificada em campo. Os elevados valores de oxigênio dissolvido estão associados às estações de maior circulação de água.

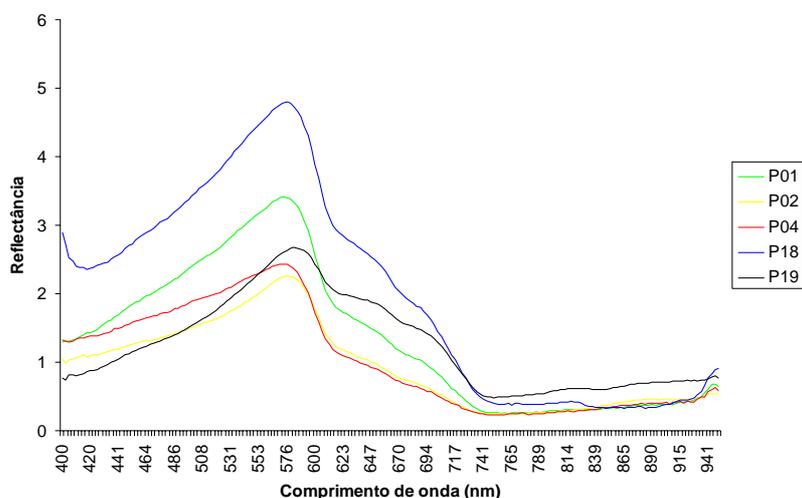


Figura 6. Espectros de reflectância do segundo grupo de estações de coleta

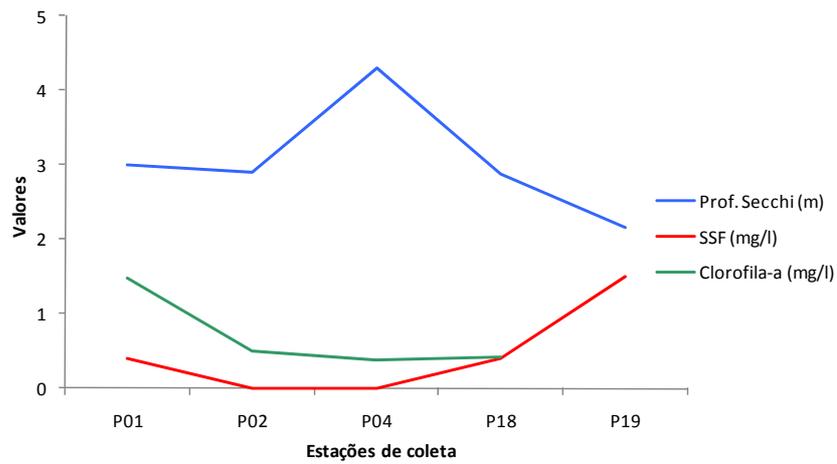


Figura 7. Relação entre os dados de profundidade de Secchi, sólidos suspensos fixos e clorofila-a.

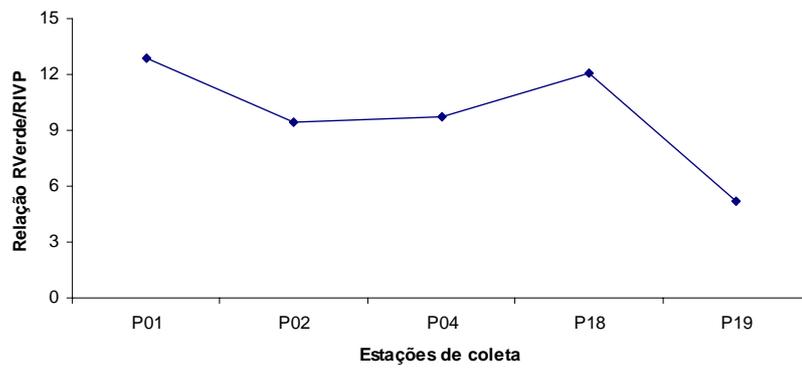


Figura 8. Razão entre a reflectância no verde (RVerde 580nm) e a reflectância no infravermelho próximo (RIVP 770nm).

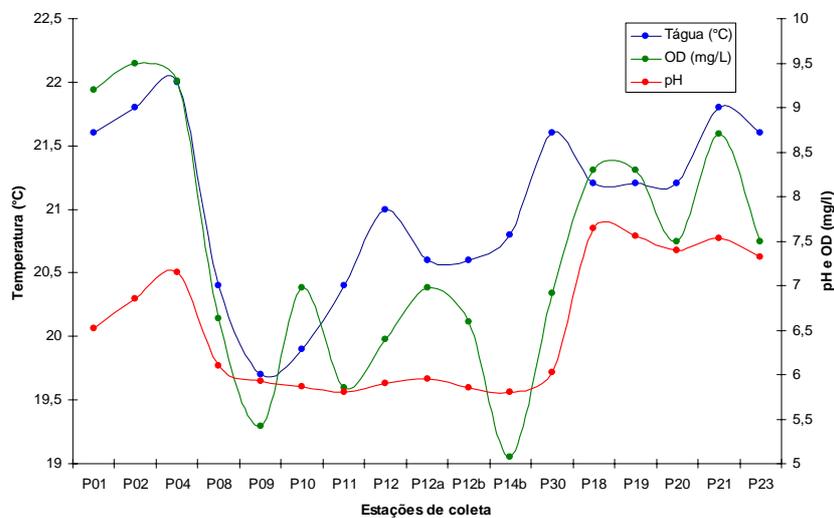


Figura 9. Dados de temperatura (Tágua), oxigênio dissolvido (OD) e pH.

4. Conclusões

O grande problema na interpretação do comportamento espectral da água é que os componentes opticamente ativos ocorrem simultaneamente em ambiente natural e produzem espectros de absorção e de espalhamento que muitas vezes se superpõem, tornando mais difícil identificar em que proporção cada elemento interfere na reflectância do volume d'água. Apesar disso, neste estudo foi possível identificar e diferenciar a contribuição de diferentes COAs numa mesma estação de coleta.

Utilizando a técnica de espectroscopia de campo foi possível identificar dois grandes tipos de massas d'água, um dominado por material inorgânico em suspensão e outro por clorofila. Devido ao pequeno número de amostras não foi possível determinar modelos que nos permitissem análises mais aprofundadas, porém, a correlação entre os dados espectrais e limnológicos permitiu uma melhor análise acerca do comportamento espectral da água nas diferentes estações de coleta.

Agradecimentos

À CAPES, que por meio do projeto PROCAD nº 0258059 viabilizou o trabalho de campo.

Referências Bibliográficas

- ABNT. Águas: determinação de resíduos sólidos, método gravimétrico. NBR 10664/1989. Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1989. 7 p.
- Agostinho, A. A.; Zahwski, M. **A planície alagável do alto rio Paraná: importância e preservação**. Maringá: EDUEM/Nupélia, 1996. 100p.
- Esteves, F. de A. **Fundamentos de Limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1988. 575 p.
- Junk, W. J. **The Central Amazon floodplain**. Berlin: Springer, 1997. 525p.
- Milton, E. J. Principles of field spectroscopy. **International Journal of Remote Sensing**, v. 8, n. 12, p. 1807-1827, 1987.
- Novo, E. M. L. M. Comportamento espectral da água. In: Meneses, P. R.; Madeira Netto, J. S. (Org). **Sensoriamento remoto: reflectância dos alvos naturais**. Brasília: UnB, Planaltina: Embrapa Cerrados, 2001. cap. 6, p.203-222.
- Rudorff, C. M. **Estudo da composição das águas da Planície Amazônica por meio de dados de reflectância do sensor Hyperion/EO-1 e de espectrômetro de campo visando à compreensão da variação temporal dos seus constituintes opticamente ativos**. 2006. 140 p. (INPE-14166-TDI/1083). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos. 2006.
- Souza Filho, E. E.; Stevaux, J. C. Geologia e geomorfologia do complexo rio Baía, Curutuba, Invinhema. In: Vazzoler, A. E. A. M.; Agostinho, A. A.; Hahn, N. S. (Org.) **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM/Nupélia, 1997. cap. 1.1, p.3-46.
- Steffen, C. A. Técnicas radiométricas com o SPECTRON SE-590. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR), 8., 1996, Salvador. Anais... São José dos Campos: INPE, 1996. Artigos, p. 969-975. Disponível em: <<http://marte.dpi.inpe.br/col/sid.inpe.br/deise/1999/02.01.11.01/doc/T177.pdf>>. Acesso em: 01 ago. 2008.
- Tomazoni, J. C.; Mantovani, L. E.; Bittencourt, A. V. L. Rosa Filho, E. F. Utilização de medidas de turbidez na quantificação da movimentação de sólidos por veiculação hídrica nas bacias dos rios Ata gorda, Brinco, Coxilha rica e Jirau – Sudoeste do Estado do Paraná. **Boletim Paranaense de Geociências**, n. 57, p. 49-56, 2005.
- Warren, L. A. Zimmerman, A. P. 1993. Trace metal/SPM associations in a fluvial system: physical and chemical influences. In: Rao S. S. (Org.) **Particulate matter and aquatic contaminants**. CRC Press: Lewis Publishers, 1993. cap. 5, p. 127-155.