

Avaliação de algoritmos bio-óticos em massas d'água amazônicas

Conrado de Moraes Rudorff¹
Eduardo Moraes Arraut¹
Cláudio Clemente Faria Barbosa¹
João Carlos Carvalho¹
Waterloo Pereira Filho²
Evlyn Márcia Leão de Moraes Novo¹

¹Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE
Caixa Postal 515 - 12201-970 - São José dos Campos - SP, Brasil
{cmr, arraut, jcarlos, evlyn}@tid.inpe.br {claudio}@dpi.inpe.br

² Universidade Federal de Santa Maria
Departamento de Geociências - Prédio 17 – 97111-970 – Santa Maria – RS, Brasil
waterloo@base.ufsm.br

Abstract. The present work evaluates bio-optical algorithms to estimate chlorophyll *a* concentrations in water masses at Curuai floodplain, near the city of Óbidos, Pará State, Brazil. Spectroscopic and limnologic data were gathered during a field campaign at Curuai Lake, in November 2003. The focus was to apply the K-means algorithm to classify water samples according to their spectral reflectance in the wavelengths from 400 to 900 nm, and to test algorithms from the literature. Regression of chlorophyll *a* against reflectance difference between bands 700 to 705 nm and 675 to 680 nm was the most efficient approach. The results confirmed the potential of field spectroscopy to assess chlorophyll *a* concentration in Curuai Lake, but pointed out limitations under conditions of high amount of sediments in suspension. Even though the challenges are many, studies should continue to look towards establishing relationships between spectral algorithms and limnologic parameters, considering both seasonal and spatial variation along amazonic waters.

Palavras-chave: remote sensing, field spectroscopy, phytoplankton, limnology.

1. Introdução

Os ambientes aquáticos são possivelmente os mais difíceis de serem estudados por meio do Sensoriamento Remoto (SR). A enorme variabilidade de componentes presentes na coluna d'água (*e.g.*, sólidos em suspensão, matéria orgânica dissolvida e fitoplâncton), bem como alterações na própria superfície aquática que influenciam aleatoriamente o sinal captado pelo sensor (*e.g.*, perturbações na superfície geradas pelo vento), provocam variações que dificultam a caracterização objetiva da qualidade da água. Apesar dessas dificuldades, estudos anteriores provam a aplicabilidade de técnicas de SR para medição do conteúdo de sedimentos em suspensão e clorofila, por meio de variações das respostas espectrais de diferentes amostras de água (Gitelson e Kondratyev, 1991; Dekker, 1993; Harding et al., 1995; Barbosa et al., 2003; e Carvalho et al., 2003). Húmus no meio aquático também se apresenta como uma substância opticamente ativa de difícil caracterização (*e.g.*, Dekker, 1993; Kallio et al., 2001). Assim, existem várias questões sendo investigadas, entre elas: (a) quais os constituintes da água que controlam as variações espectrais? (b) quais as concentrações e faixas espectrais passíveis de detecção? (c) quais os principais fatores ambientais que afetam os padrões observados?

Do ponto de vista da aplicação de SR além dessas questões, outras podem ser colocadas tendo em vista a necessidade de se prever as propriedades da água a partir de medidas radiométricas (modelo inverso). Assim sendo pode-se indagar quais medidas de reflectância da água podem ser utilizadas para estimar concentrações de seus constituintes? Qual a influência das

circunstâncias sobre estas estimativas? Qual a precisão das estimativas desses constituintes? Estas e outras questões ainda estão sem resposta, mas os resultados de trabalhos iniciais são promissores (e.g., Thiemann e Kaufmann, 2000 e Koponen et al., 2002).

A clorofila-a (Chl-a) é um fitopigmento presente em todos os grupos de algas de águas continentais. Segundo Schwoerbel (1994) citado por Thiemann e Kaufmann (2000), o conteúdo de Chl-a é frequentemente adotado como indicador de bioprodução e pode ser relacionado, linearmente, à biomassa em função da composição das espécies, adaptação à luz, idade de comunidades de algas e suprimento de nutrientes para as células.

A literatura apresenta diversos algoritmos bio-óticos que estabelecem a relação entre a concentração de Chl-a na água e a reflectância em comprimentos de onda específicos (Gitelson e Kondratyev, 1991; Dekker, 1993; Gitelson et al. 1994; Harding et al. 1995; e Thiemann e Kaufmann, 2000). Nesse contexto, o presente trabalho visa contribuir para a ampliação do conhecimento sobre o comportamento espectral de águas amazônicas e para avaliar o potencial de adequação de algoritmos pré-estabelecidos na literatura para estimar a concentração de Chl-a nas águas do Lago Grande de Curuai.

2. Fundamentação Teórica

Os dados espectrais coletados em campo, sobre a superfície da água, são frequentemente influenciados por fatores físicos originados pelas condições ambientais de iluminação (elevação solar) e da superfície da água (rugosidade pela ação do vento ou presença de ondas). Estes fatores provocam fluxos de radiações indesejáveis, que alteram a radiação emergente da subsuperfície do corpo d'água dificultando a medição dos constituintes opticamente ativos, pois reduz o significado dos valores de reflectância medidos pelos sensores (Kirk, 1994). Contudo, muitas vezes torna-se inviável adotar os métodos dedutivos em estudos sobre a composição da água por meio de técnicas de sensoriamento remoto. Neste caso, existe a alternativa que considera abordagens empíricas para relacionar a reflectância medida em comprimentos de ondas particulares com as concentrações de constituintes específicos, como fitoplâncton e sólidos em suspensão. Inicialmente, para encontrar estas relações é importante que as concentrações destes constituintes sejam determinadas por medidas *in situ*.

Os métodos de sensoriamento remoto em estudos de fitoplâncton fazem uso do conhecimento de que as células fotossintetizadoras absorvem a radiação solar em comprimentos de onda bem definidos na faixa do visível do espectro eletromagnético. De modo geral, os pigmentos fotossintéticos provocam feições de absorção na faixa do azul (400-515 nm), enquanto que o processo de espalhamento interno nas células do fitoplâncton aumenta a reflectância na faixa do verde (515-600 nm). Como as algas são partículas refratoras elas provocam também o aumento de espalhamento em comprimentos de onda do infravermelho próximo (700-900 nm).

Na prática, verifica-se que é difícil isolar a influência dos constituintes opticamente ativos uns sobre os outros. Segundo Kirk (1994), em faixas de comprimento de onda entre 450 e 900 nm, o aumento da concentração de partículas inorgânicas em suspensão aumenta mais o coeficiente de retroespalhamento da água, em relação ao coeficiente de absorção, provocando aumento da radiação emergente. Isto dificulta o estabelecimento de relações entre medidas de espectroscopia e a concentração de Chl-a, podendo tornar-se inviável em casos de águas com elevada turbidez. A concentração de sedimentos em suspensão, por sua vez, apresenta uma relação linear com dados de reflectância somente na faixa do vermelho e do infravermelho próximo onde a absorção da radiação incidente é governada, predominantemente, pela própria água, com pequena contribuição dos demais constituintes.

Thiemann e Kaufmann (2000), Gitelson e Kondratyev (1991) e Dekker (1993) encontraram boas correlações para explicar a concentração de Chl-a com a razão do pico de reflectância e de absorção pela Chl-a em 705 e 675 nm, respectivamente.

Harding et al. (1995) adotaram o algoritmo apresentado na seguinte equação:

$$\log_{10}[Chl - a] = a + b(-\log_{10} G), \quad (1)$$

onde a e b são constantes empíricas ajustadas para as medições *in situ* e G representa a operação $R_2^2/R_1 \times R_3$, na qual R_1 é a reflectância em 460 nm, R_2 a reflectância em 490 nm e R_3 a reflectância em 520 nm.

O mesmo algoritmo foi aplicado para estimar a concentração de Chl-a na Chesapeake Bay, nos Estados Unidos, utilizando dados de medições radiométricas de um sensor aerotransportado. Segundo Harding et al. (1995) este algoritmo apresenta resultados que são menos sensíveis às variações da radiação solar em relação aos algoritmos simples de razão entre bandas.

Gitelson et al. (1994) basearam seu estudo na relação linear entre a Chl-a e a diferença entre os valores de reflectância integrada nas faixas de 700-705 nm e de 675-680 nm onde ocorre espalhamento pelo fitoplâncton e absorção pela Chl-a, respectivamente. Os resultados mostraram que esta relação é válida também em casos onde o fitoplâncton ocorre na presença de sedimentos em suspensão.

3. Área de estudo

O Lago Grande de Curuai (LGC) está localizado na região do médio Amazonas, próximo a Óbitos, Estado do Pará (**Figura 1a**). Este lago é formado por vários corpos d'água interligados, os quais no período máximo da hidrógrafa alcançam uma área de aproximadamente 2000 km². No período mínimo da hidrógrafa a planície inundável expõe sedimentos quaternários arenosos. Toda a dinâmica de alagamento do LGC está intimamente relacionada ao regime natural de águas do rio Amazonas e ao aporte de águas provenientes do regime hidrológico local (Barbosa et al., 2004).

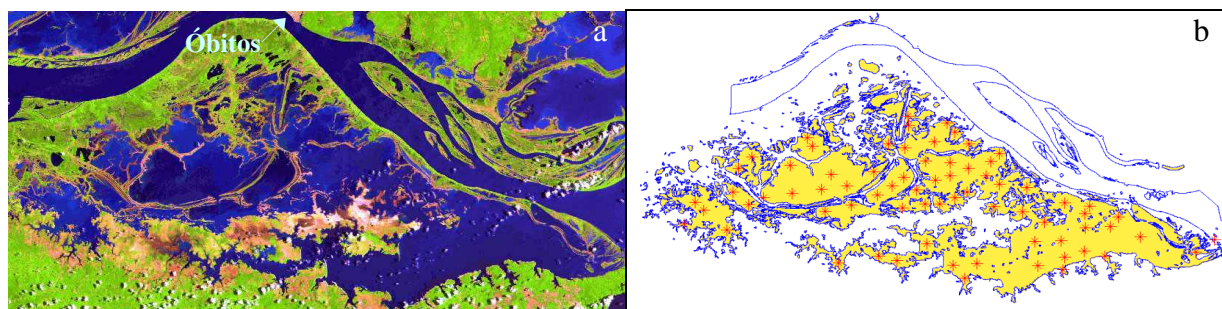


Figura 1 – Representações da área de estudo: (a) Imagem Landsat-TM (23/09/2001) em composição RGB-543; e (b) localização das estações de coletas de dados sobre o LGC.

A dinâmica da água do rio Amazonas, na região do LGC, apresenta um comportamento monomodal, atingindo níveis máximos entre maio e julho e mínimos entre outubro e dezembro (Barbosa, 2004). No período máximo de cheia, a água extravasa para a várzea causando um aumento da superfície e uma diminuição da velocidade de escoamento no LGC. Durante a redução da frequência de chuvas, ocorre o rebaixamento do nível de água e as regiões alagadas são drenadas intensificando a velocidade de escoamento. Este efeito provoca alterações nas taxas de sedimentação das partículas em suspensão e na distribuição vertical dos sedimentos, conseqüentemente o comportamento ótico da água se modifica no decorrer destas transições sazonais.

4. Coleta e preparação de dados

Neste estudo utilizou-se um conjunto de dados de medidas de espectroscopia e de variáveis limnológicas coletados em novembro de 2003 durante a época de vazante e próximo ao estado de níveis baixos de água (Barbosa et al., 2004). Os dados foram coletados em cerca de 72 pontos do lago, distribuídos de forma a se obter uma amostragem representativa dos diferentes tipos de água existentes neste ambiente conforme indicado na **Figura 1b**.

Os dados de espectroscopia foram medidos *in situ* com o espectrorradiômetro *Spectron*, que opera em 256 bandas espectrais na faixa de 400 a 900 nm. Conjuntamente, em cada ponto de coleta, foi tomada, na subsuperfície da água, a medida de turbidez e profundidade de disco *Secchi*. Amostras de água foram armazenadas em frascos para extração de parâmetros limnológicos em laboratório. As análises de laboratório foram realizadas para medir a concentração de Chl-a em $\mu\text{g l}^{-1}$, totais de sólidos em suspensão (TSS) em mg l^{-1} e carbono orgânico dissolvido (COD). Estas variáveis são importantes para explicar a refletância da água em termos dos seus constituintes ópticamente ativos (Kirk, 1994).

Observação sobre condições ambientais, anotadas no momento de cada coleta, auxiliaram na identificação de medidas que eventualmente traziam consigo variações indesejáveis no sinal registrado pelo *Spectron*. Foi necessário desconsiderar dados de 8 estações de coleta, por falta de consistência entre os espectros de refletância e os parâmetros limnológicos medidos o que reduziu o número de amostras para 64.

Para a análise quantitativa dos dados espectrais foi feita uma classificação dos espectros em classes de resposta espectral de águas de diferentes composições considerando a similaridade geométrica entre os espectros amostrados. Utilizou-se o algoritmo K-média do aplicativo Matlab, seguindo o procedimento adotado por Carvalho et al. (2003) com dados coletados neste mesmo lago em julho de 2002. A finalidade desta pré-análise foi estabelecer subconjuntos de dados que apresentem melhor relação entre dados espectrais e concentração de Chl-a. O classificador K-média (Jain et al., 1999) divide o conjunto de dados em n classes (clusters) por meio de um algoritmo de partição no qual as curvas espectrais são aglomeradas iterativamente em classes pelo critério de distância mínima. A medida de distância utilizada é a separação angular entre os espectros. Primeiramente é especificado, de forma aleatória, um espectro médio (centróide) para cada uma das n classes. Cada membro do conjunto de treinamento é alocado à classe em função da menor distância em relação ao espectro médio, formando assim o primeiro conjunto de decisões. Para cada classe, um novo centróide é calculado a partir da média dos espectros pertencentes à classe, e os espectros são submetidos a uma nova classificação, baseado neste novo centróide, podendo ser re-allocados, segundo a nova configuração. O algoritmo termina quando um número de iterações pré-definido pelo usuário for atingido, ou, quando o número de espectros que mudam de classes alcance um determinado valor limite. Uma função objetiva é utilizada para calcular a diferença média $\Delta\mu$ dos espectros com relação aos respectivos centróides em duas iterações consecutivas. Esta função é apresentada na **Equação 2**:

$$\Delta\mu(i) = \sum_{k=1}^n |\mu_k(i) - \mu_{k-1}(i-1)| \quad (2)$$

onde, i é o contador de iterações e μ é a média dos espectros de uma determinada classe k .

5. Resultados e discussão

Classificação das curvas espectrais

Após diversos testes iterativos, o resultado da separação em três classes foi considerado adequado para as 64 curvas espectrais. A **Figura 2** apresenta o resultado da classificação obtida com base em três curvas médias de referência, usadas para agrupar as curvas por semelhança geométrica.

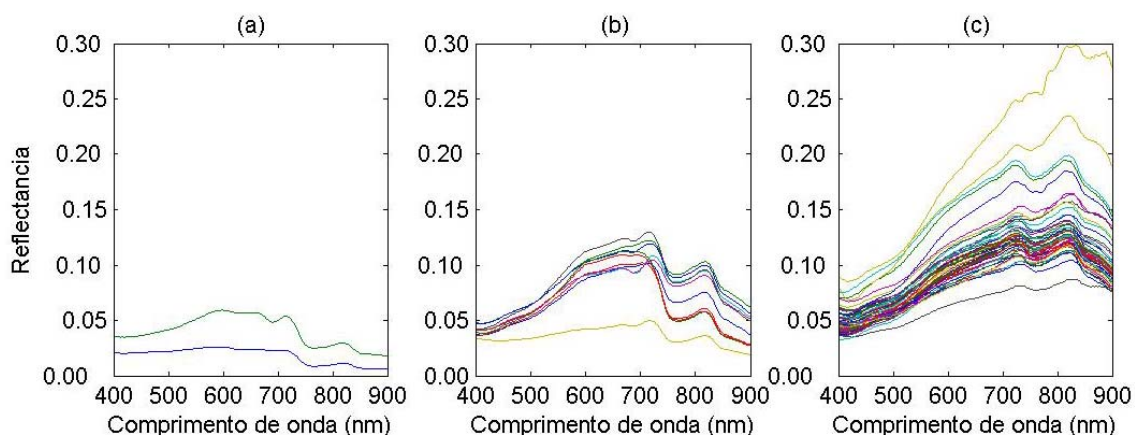


Figura 2 – Resultado do agrupamento de classes obtido pelo método K-média: (a) classe 1; (b) classe 2; e (c) classe 3.

A classe 1 englobou dois espectros com baixa refletância que foram facilmente identificados como espectros de águas limpas. Os dez espectros da classe 2 representam o aumento das concentrações de Chl-a e TSS. Observa-se uma diminuição da refletância na banda de absorção da Chl-a (próximo a 676 nm) em oito espectros (**Figura 2b**). A classe 3 apresentou espectros com as feições de absorção por Chl-a 'mascaradas', devido à influência dominante do espalhamento provocado pela concentração elevada de TSS (**Figura 2c**). A separação em três classes proporcionou faixas disjuntas de valores de turbidez, em que a classe 1 apresentou valores baixos de 39 e 58 NTU (unidade de turbidez) e a classe 2 valores moderados que variaram de 120 a 436 NTU. Apesar destas diferenças as classes foram analisadas em conjunto, devido ao número limitado de amostras da classe 1. As observações da classe 3 apresentaram espectros com alta refletância e turbidez variando de 508 a 999 NTU. Algumas estatísticas descritivas dos parâmetros analisados estão apresentadas na **Tabela 2**.

Tabela 2 – Estatísticas descritivas de parâmetros limnológicos relacionados à resposta espectral das amostras de água.

Classe	N*	Estatísticas	Secchi (m)	Turb. (NTU)	Chl-a ($\mu\text{g/l}$)	TSS (mg/l)	COD (mg/l)
1 e 2	12	Média (D.P**)	0,17 (0,10)	222 (119)	25,20 (29,24)	110,4 (68,8)	4,39 (2,03)
		Min	0,09	39	0,80	12,7	1,04
		Max	0,40	436	86,28	222,9	9,76
3	52	Média (D.P)	0,07 (0,006)	888 (147)	31,35 (8,13)	596,4 (181,0)	6,29 (1,37)
		Min	0,06	508	18,09	252,5	4,38
		Max	0,08	999***	49,57	1137,8	11,38

(*) número de pontos amostrados, (**) desvio padrão, (***) valor máximo de medição pelo turbidímetro.

Aplicação dos algoritmos bio-óticos

A análise prosseguiu com a aplicação de algoritmos bio-óticos para os conjuntos de espectros classificados. Considerando as observações das classes 1 e 2, observou-se uma relação significativa para explicar a variação de Chl-a com a razão entre o pico de reflectância em 702,5 nm ($R_{702,5}$) e a reflectância centrada na banda de absorção em 676 nm (R_{676}). A regressão proporcionou um coeficiente de determinação $R^2=0,62$ ($p < 0,01$) e erro padrão da estimativa de 19,0 $\mu\text{g/l}$, conforme o mesmo procedimento que proporcionou bons resultados a Gitelson e Kondratyev (1991), Dekker (1993) e Thiemann e Kaufmann (2000). A equação de regressão e reta de ajuste obtidas para as amostras das classes 1 e 2, podem ser visualizadas na **Figura 3a**. O mesmo procedimento quando foi aplicado à classe 3 reduziu a significância ($p=0,041$) e passou a explicar apenas 10% da variação de Chl-a (**Figura 3b**).

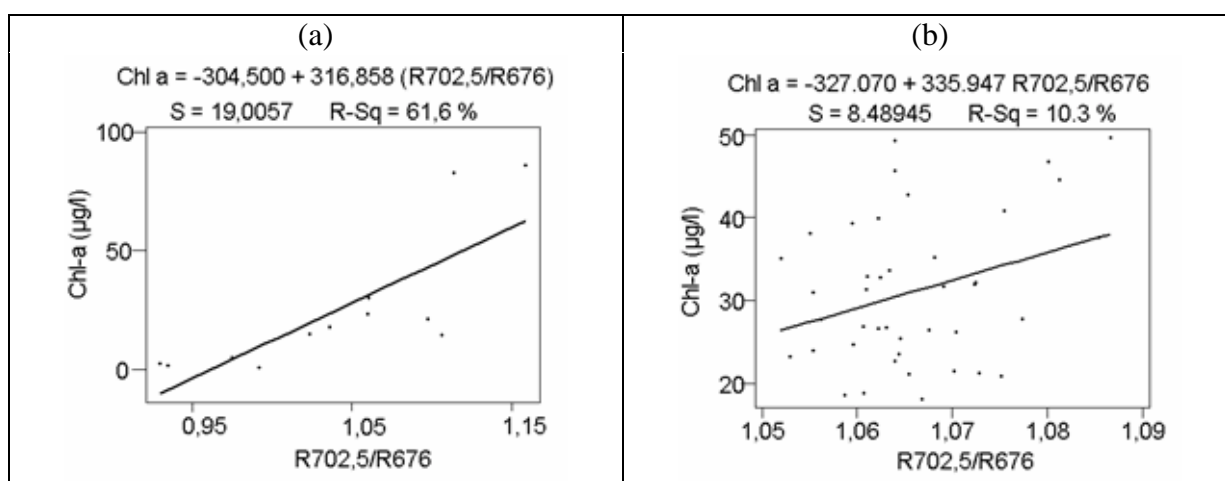


Figura 3 – Relação linear entre a concentração de Chl-a e a razão entre bandas ($R_{702,5}/R_{676}$) para as classes 1 e 2 (a) e classe 3 (b).

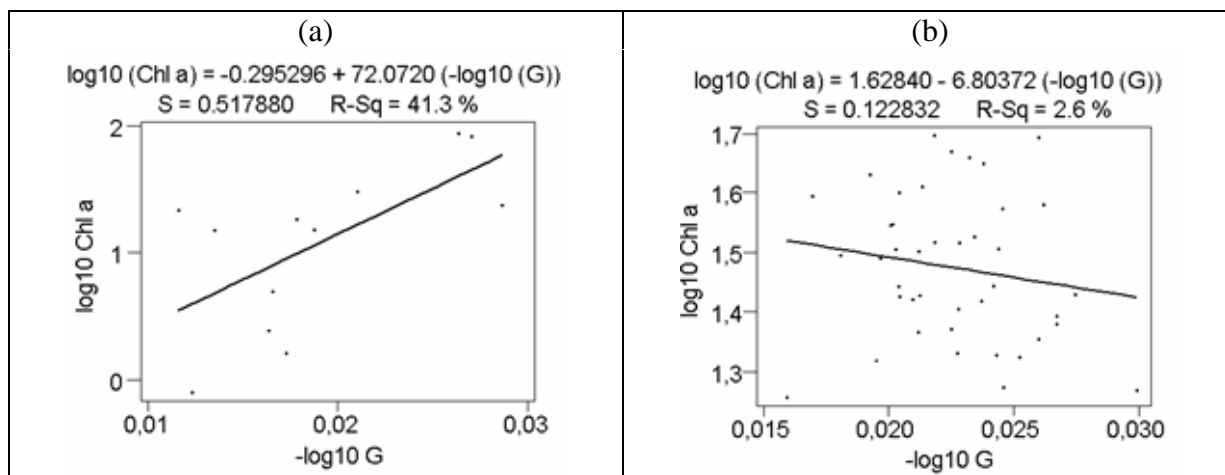


Figura 4 – Modelo de regressão obtido pelo algoritmo usado por Harding et al. (1995) aplicado às classes 1 e 2 (a) e 3 (b).

A aplicação do algoritmo usado por Harding et al. (1995) para as classes 1 e 2 resultou na equação de regressão e reta de ajuste apresentadas na **Figura 4a** em que o modelo explica 41% da variação de Chl-a. No entanto, os valores de reflectância envolvidos neste cálculo são referentes às bandas que deveriam corresponder às feições de absorção originadas por pigmentos específicos do fitoplâncton. Estas feições não foram identificadas nos espectros e os pigmentos responsáveis por elas não são fáceis de serem detectados em águas amostradas em campo, de tal forma que estas limitações dificultaram o entendimento das relações.

Quando aplicado à classe 3 o algoritmo perdeu seu significado devido à forte influência dos sedimentos em suspensão sobre a reflectância das bandas utilizadas, chegando inclusive a uma relação inversa que contradiz o resultado esperado **Figura 4b**.

O melhor modelo foi obtido para a relação entre a Chl-a e a diferença de reflectância das bandas 700-705 nm (espalhamento pelo fitoplâncton) e 675-680 nm (absorção pela Chl-a) com um coeficiente de determinação de $R^2=0,70$ e $R^2=0,31$ para as classes 1 e 2 (**Figura 5a**) e classe 3 (**Figura 5b**), respectivamente.

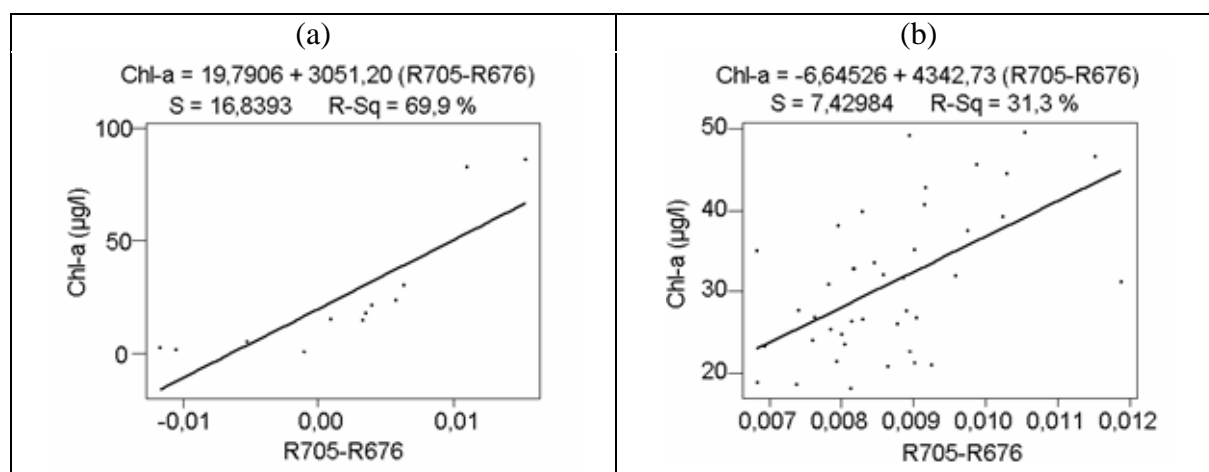


Figura 5 - Relações lineares entre a concentração de Chl-a e a diferença entre as refletâncias nas bandas espectrais 700-705 nm e 675-680 nm para as classes 1 e 2 (a) e classe 3(b).

6. Considerações finais e recomendações

A escolha das técnicas de análise de espectroscopia deve ser feita de acordo com os padrões de feições nos espectros e observações de parâmetros limnológicos que retratam o conteúdo de constituintes opticamente ativos na água. A avaliação da eficiência dos algoritmos testados foi facilitada pelo procedimento de classificação dos espectros.

A presença dominante de sedimentos em suspensão provoca um aumento da refletância ao longo da faixa espectral de interesse e mascara as feições produzidas pelo fitoplâncton. Este fato dificulta a quantificação do conteúdo de fitoplâncton por meio das bandas de absorção dos pigmentos fotossintéticos. Devido às diferenças nas concentrações de TSS entre sistemas aquáticos de regiões temperadas e de regiões tropicais torna-se necessário caracterizar com maior precisão os pigmentos do fitoplâncton de águas tropicais e adaptar os algoritmos existentes.

O modelo proposto por Gitelson et al. (1994) foi o que melhor se ajustou para as classes 1 e 2. Além disso, esse modelo foi o único que apresentou potencial para explicar a concentração de Chl-a com base nos dados espectrais da classe 3, indicando a possibilidade de aplicar esse modelo para condições de águas com turbidez baixa e moderada. No entanto, estudos com maior número de amostras são necessários para validar o modelo em águas com diferentes níveis de turbidez.

Possivelmente, em diferentes estados de composição da água outros algoritmos demonstrem maior eficiência; portanto, as investigações conduzidas no LGC devem ser continuadas para testar e validar os modelos bio-óticos em diferentes anos e épocas. O estabelecimento de classes de algoritmos específicas para determinadas características óticas das águas do LGC deverá otimizar as estimativas dos constituintes da água. Isto poderá ocorrer na medida em que os algoritmos comecem a ser aplicados conforme a condição do meio aquático, indicado por informações de fatores ambientais que interferem na sua variabilidade espacial e temporal. A partir desses avanços os processos limnológicos e suas interações com

os padrões hidrodinâmicos dos lagos amazônicos poderão ser melhor entendidos em termos da variação espacial e temporal, por meio de imagens orbitais de sensores hiperespectrais.

Referências

- Barbosa, C.C.F.; Novo, E.M.L.M.; Carvalho, J.C.; Filho, W.P.; Mantovani, J.E. Caracterização espectral das massas d'água amazônicas. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 11., 2003, Belo Horizonte. **Anais...** São José dos campos: INPE, 2003. p. 1099-1106. Disponível na biblioteca digital URLib: <http://iris.sid.inpe.br:1908/col/ltid.inpe.br/sbsr/2002/11.17.20.11/doc/18_329.pdf>. Acesso em: 13 out. 2004.
- Barbosa, C.C.F.; Novo, E.M.L.M.; Filho, W.P.; Carvalho, J.C. **Planejamento e execução das campanhas de campo na planície de curuai para estudo da dinâmica de circulação da água entre sistemas lóticos, lênticos, e a planície de inundação amazônica.** São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2004. INPE-11483-NTC/365.
- Carvalho, J.C.; Barbosa, C.C.; Novo, E.L.M.; Melack, J.; Mantovani, J.E.; Pereira Filho, W. Applications of Quantitative Analysis Techniques to Monitor Water Quality of Curuai Lake, Brazil. In: INTERNATIONAL GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING SYMPOSIUM 2003, 21 up to 25 July, Toulouse, France, 2003. **Proceedings of the IGARSS'03**, vol. IV, p. 2362 - 2364. Meio de divulgação: CD ROM.
- Dekker, A.G. **Detection of Optical Water Quality Parameters for Eutrophic Waters by High Resolution Remote Sensing.** Amsterdam: University of Amsterdam, 1993.
- Gitelson, A.A.; Kondratyev, K.Ya. Optical models of mesotrophic and eutrophic water bodies. **Int. J. Remote Sens**, 1991. 12:373–385.
- Gitelson, A.; Mayo, M.; Yacobi, Y.Z.; Paroarov, A.; Berman, T. The use of high spectral resolution radiometer data for detection of low chlorophyll concentrations in Lake Kinneret. **Journal of Plankton Research**, 1994. 16:993-1002.
- Harding, L.W.; Itsweire, E.C.; Esaias, W.E. Algorithm development for recovering chlorophyll concentrations in Chesapeake Bay using aircraft remote sensing, 1989-91. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, 1995. 61:177-185.
- Jain, A.K.; Murty, M.N.; Flynn, P.J. **Data Clustering: A Review.** ACM Computing Surveys, 1999. v. 31, n. 3, p. 254-323.
- Kallio, K.; Kutser, T.; Hannonen, T.; Koponen, S.; Pulliainen, J.; Vepsäläinen, J.; Pyhälähti, T. Retrieval of water quality variables from airborne spectrometer in various lake types at different seasons. **The Science of the Total Environment**, 2001. 268: 59– 78.
- Kirk, J. T. O. **Light & photosynthesis in aquatic ecosystems** Cambridge: Cambridge University Press, 1994. 2ed. 509p.
- Koponen, S.; Pulliainen, J.; Hallikainen, M. Lake water quality classification with airborne hyperspectral spectrometer and simulated MERIS data. **Remote Sensing of the Environment**, 2002. 79:51–59.
- Thiemann, S.; Kaufmann, H. Determination of Chlorophyll content and trophic state of lakes using field spectrometer and IRIS-1C satellite data in the Meckleburg Lake District. **Remote Sensing of the Environment**, 2000. 73:227–235.