

## Influência de variações na intensidade do pulso de inundação sobre a cobertura e crescimento da vegetação herbácea aquática na Amazônia

Thiago Sanna Freire Silva<sup>1,2,3</sup>  
Maycira Pereira de Faria Costa<sup>1</sup>  
John Melack<sup>2</sup>  
Evlyn Márcia Leão de Moraes Novo<sup>3</sup>

<sup>1</sup> University of Victoria - UVic  
PO Box 3060 STN CSC - V8W 3R4 - Victoria- BC, Canada  
thiago@uvic.ca  
maycira@office.geog.uvic.ca

<sup>2</sup> University of California Santa Barbara - UCSB  
2400 Bren Hall - 93106-5131 – Santa Barbara – CA, USA  
melack@bren.ucsb.edu

<sup>3</sup> Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE  
Caixa Postal 515 - 12227-010 - São José dos Campos - SP, Brasil  
evlyn@desr.inpe.br

**Abstract.** This paper presents the results of an object-oriented, hierarchical classification of macrophyte cover in the region of Monte Alegre lake, Pará, Brazil. The classification is based on a combined time series of Radarsat 1 and MODIS imagery, and provides a seasonal map of vegetation cover in the floodplain, as well as macrophyte cover maps for various dates along two consecutive hydrological cycles (2004 and 2005). The results show that macrophyte cover is inversely proportional to flooding levels, and that the occurrence of drought can lead to increased macrophyte cover during the early growth stages. These results are relevant when considering the fact that macrophytes are one of the largest sources of carbon input to the floodplain. Considering that an increase in the frequency and recurrence of drought has been predicted for region as a result of climatic change, this could therefore lead to an increase in the cycling and emission of carbon from Amazonian floodplain environments.

**Palavras-chave:** remote sensing, SAR, Amazon floodplain, macrophytes, flood pulse, sensoriamento remoto, radar, Amazônia, planície de inundação, pulso de inundação.

### 1. Introdução

O bioma amazônico figura entre um dos mais estudados do planeta, devido à sua extensão, complexidade e significância para o funcionamento do sistema terrestre. Além de seus extensos ecossistemas de terra firme, a Amazônia é também conhecida por abrigar a maior bacia hidrográfica do planeta ( $6.110 \times 10^3 \text{ m}^3$ ), e o Rio Amazonas e seus tributários são responsáveis pelo maior volume de descarga já observado ( $630 \times 10^{10} \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$ , ou cerca de 16% do total de água doce descarregado nos oceanos). Além disso, mais de  $800.000 \text{ km}^2$  de áreas inundáveis (wetlands) estão presentes ao todo na bacia amazônica, dos quais  $350.000 \text{ km}^2$  correspondem à planície de inundação da calha principal do Rio Amazonas (Melack e Hess, 2010).

Os ecossistemas aquáticos amazônicos são responsáveis por uma contribuição ao balanço de carbono amazônico significantemente maior do que sua representatividade espacial, com um total de emissão de  $\text{CO}_2$  estimado em  $0.5 \text{ PgC ano}^{-1}$ , o equivalente ao total emitido devido ao desflorestamento em toda a região tropical das Américas (Richey et al. 2002). Além do dióxido de carbono, a planície de inundação amazônica contribui grandemente para a emissão do gás metano ( $\text{CH}_4$ ), produzindo  $22 \text{ TgC ano}^{-1}$ , ou cerca de 20% do total global (Melack et al. 2004).

A dinâmica dos ecossistemas alagáveis na planície de inundação amazônica é controlada primariamente pelo padrão anual de variação do nível da água, denominado “pulso de inundação” (Junk, 1997). Esta dinâmica hidrológica determina a distribuição das comunidades vegetais e animais, de acordo com a intensidade e duração da inundação em cada local, configurando um processo recorrente de sucessão ecológica controlado pelo grau de perturbação oferecido pela inundação. Em geral, os ciclos de vida e dinâmica populacional do fitoplâncton e plantas herbáceas (macrófitas) tendem a refletir a variação hidrológica anual, enquanto que áreas arbustivas e florestas tendem a responder a variações inter-anuais, tais como, períodos recorrentes de cheia ou de seca (Junk e Piedade, 1997).

As comunidades de macrófitas exibem especial importância no ambiente de várzea amazônico, ocupando vastas áreas e representando papéis chave em vários processos ecológicos e econômicos deste ambiente, tais como sedimentação e consolidação do substrato, manutenção da diversidade animal, forragem para gado e abundância de recursos pesqueiros (Affonso et al., 2010; Arraut et al., 2010; Junk e Piedade, 1997). Estas plantas possuem também um papel significante na fixação e ciclagem de carbono na planície de inundação, produzindo entre 4 e  $9 \times 10^3$  Mg km<sup>-2</sup> ano<sup>-1</sup> de biomassa seca, e respondendo por até 50% da produção primária em algumas regiões da planície de inundação (Silva et al., 2009). Além da produtividade primária, áreas cobertas por macrófitas exibem as mais altas taxas de emissão de metano dentre os habitats de várzea, da ordem de 243 kg km<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup> (Melack et al., 2004), e participam no controle da disponibilidade de nutrientes minerais na coluna d’água (Piedade et al., 1997). Tais fatores, quando associados à rápida resposta destas plantas a mudanças no padrão de inundação e nas condições ambientais, sugerem que uma grande parcela do ecossistema de várzea é deveras suscetível a alterações climáticas e ambientais, mesmo em curto prazo (Silva et al., 2010).

Considerando-se as dimensões da planície de inundação amazônica, o sensoriamento remoto se apresenta como a ferramenta mais adequada para o estudo da disposição e dinâmica das comunidades de macrófitas, permitindo a avaliação de extensas áreas com desejável grau de precisão. Todavia, a cobertura de nuvens representa um grande obstáculo para o sensoriamento remoto de regiões tropicais, e dois métodos existem para a superação deste obstáculo: o uso de sensores ópticos dotados de resolução temporal elevada, à expensas de resolução espacial, como o sistema MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer), ou uso de satélites de radar de abertura sintética (SAR), capazes de penetrar através da cobertura de nuvens, tais como JERS, Radarsat 1 e 2, ENVISAT ASAR, ALOS PALSAR e TerraSAR-X.

Desta maneira, o presente estudo tem como objetivo avaliar a relação espacial e temporal entre o crescimento e cobertura de macrófitas e variações no padrão anual de inundação, para um lago localizado na porção oriental da planície de inundação amazônica, a partir do uso combinado de séries temporais de imagens dos sensores Radarsat 1 e MODIS.

## **2 – Metodologia de trabalho**

### **2.1 – Área de Estudo**

A área de estudo selecionada compreende a região do Lago Grande de Monte Alegre ( $54^{\circ}00'W$  e  $02^{\circ}15'S$ ), no estado do Pará, à aproximadamente 900 km da foz do rio Amazonas. A variação anual do nível da água na região é da ordem de 3 a 6 metros, com níveis mínimos observados entre Outubro e Dezembro e níveis máximos entre Maio e Julho. O período de estudo escolhido compreende os anos de 2004 e 2005, dos quais o último representa um dos períodos de seca mais intensos observados para a região amazônica nos últimos 50 anos (Marengo et al., 2008) (Figura 1).

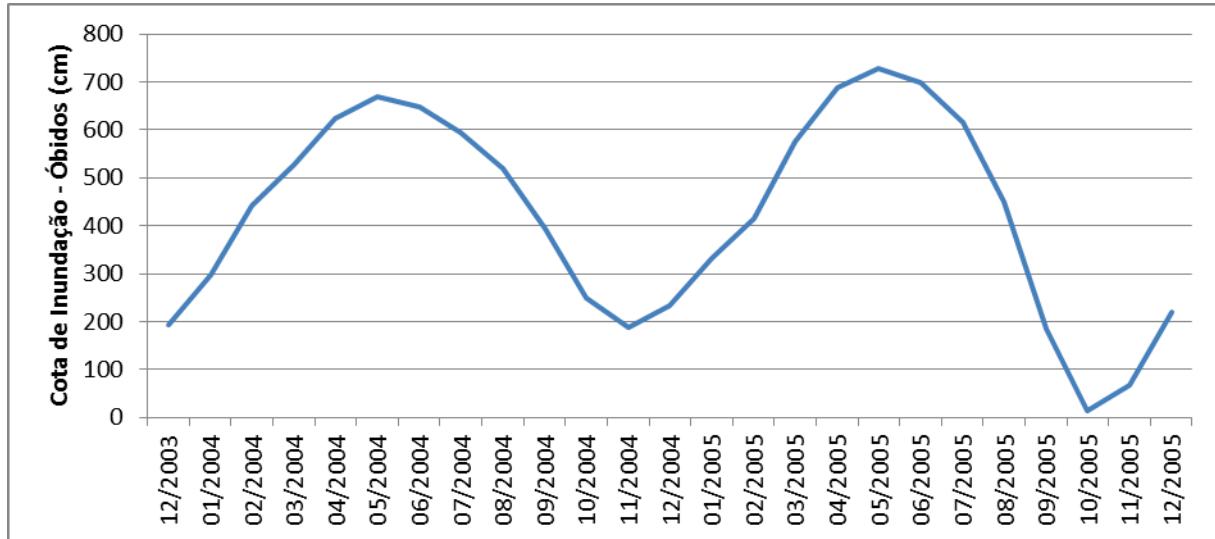


Figura 1. Curvas de inundação observadas para a área de estudo (Fonte: ANA, 2010). Os valores plotados correspondem às medias mensais das cotas de inundação.

As principais espécies de macrófitas encontradas na região de estudo são *Hymenachne amplexicaulis* (Rabo-de-Rato) e *Paspalum fasciculatum* (Muri), com *Echinochloa polystachya* (Canarana), *Paspalum repens* (premembeça) e *Oryza perennis* (Arroz-bravo) ocorrendo em menor quantidade e usualmente associadas às duas principais espécies.

## 2.2 – Aquisição e pré-processamento das imagens de satélite

O presente estudo faz uso de uma série temporal de 11 imagens do sensor Radarsat-1, adquiridas em modo ST2, pareada a uma série de imagens de reflectância de superfície do sensor MODIS, ambas adquiridas durante o período de Dez/03 à Outubro/04 (Tabela 1).

Tabela 1. Lista e características das imagens Radarsat 1 e MODIS utilizadas no presente estudo.

Sensor	Características	Datas	
Radarsat 1	Radar de Abertura Sintética (SAR)	2003-12-20	2005-01-07
	Banda C (5.6cm), Polarização HH	2004-02-06	2005-02-24
	Ângulo de Incidência = 24.2°-31.2° (modo ST2)	2004-04-18	2005-05-31
	Pixel = 12.5m	2004-06-29	2005-08-11
		2004-09-09	2005-10-22
		2004-11-20	
MODIS	Produto MOD-09 (Terra) ou MYD-09 (Aqua)	2003-12-27	2005-01-12
	Reflectância de Superfície	2004-02-27	2005-02-20
	Banda 1: 620-670 nm	2004-04-06	2005-05-11
	Banda 2: 841-876 nm	2004-18-06	2005-08-10
	Pixel = 250m	2004-09-27	2005-10-29
		2004-11-27	

As imagens Radarsat foram processadas através do software MapReady, fornecido gratuitamente pela Alaska Satellite Facility (<http://www.asf.alaska.edu>), e convertidas para valores de retroespalhamento ( $\sigma^0$ ). Devido ao relevo essencialmente plano e à falta de

modelos de elevação digital de qualidade para a planície de inundação, os ângulos de incidência locais foram simplesmente derivados a partir da elipsóide de referência WGS-84.

Cada cena individual foi georeferenciada manualmente através do uso de pontos de controle e uma transformação polinomial de segundo grau, utilizando como referência uma imagem Landsat TM ortoretificada obtida do banco de dados Global Land Survey (GLS) (<http://gls.umd.edu/>), com acurácia de  $0 < \text{RMS} < 2$  pixels.

As imagens MODIS, já adquiridas com a devida calibração geométrica e radiométrica, foram submetidas a um processo de restauração de imagens (Silva et al., 2007), capaz de recuperar parte do sinal perdido durante a aquisição dos dados através de um filtro inverso baseado na função de modulação de transferência (MTF) do sensor. Este processo resulta em imagens com resolução espacial nominal de 125m.

Além das imagens supracitadas, imagens dos sensores Landsat TM, CBERS CCD e CBERS HRC, além de fotografias aéreas analógicas e mosaicos digitais derivados de videografia aérea (Hess et al., 2002) foram utilizados como base para a interpretação visual da cobertura na região.

### **2.3 – Classificação orientada-a-objeto e validação dos resultados**

O presente estudo faz uso do método de classificação inicialmente apresentado por Silva et al. (2010), utilizando o software eCognition 8.0. Este método baseia-se em um sistema de classificação hierárquico, composto por três níveis. Os dois primeiros níveis baseiam-se na série temporal completa de imagens Radarsat 1, com o auxílio de dados de elevação do programa SRTM para discriminação da áreas de Terra Firme, e correspondem a um único mapa para um ano hidrológico completo. No primeiro nível, são classificados os três elementos básicos de cobertura da terra (“Terra Firme”, “Área Inundável”, e “Água Aberta”), enquanto o segundo nível particiona a classe “Área Inundável” nas principais classes de cobertura vegetal (“Floresta Inundável”, “Arbustos Inundáveis” e “Possíveis Macrófitas”). Esta classificação assume que a vegetação arbóreo-arbustiva pode ser considerada espacialmente constante durante um ano hidrológico, enquanto que a vegetação herbácea apresenta uma alternância espaço-temporal com os estados de substrato/solo exposto e água aberta e, portanto, é definida nesse nível como “Possíveis Macrófitas”.

No terceiro nível de classificação, cada data da série temporal de imagens radar é então considerada individualmente, e pareada a imagens MODIS da data mais próxima livre de cobertura de nuvens, para discriminação da real cobertura de macrófitas, versus substrato exposto e água aberta, em cada uma das datas estudadas. Desta maneira, uma série temporal de mapas de cobertura de macrófitas pode ser gerada para o período de estudo.

O algoritmo de classificação consiste inicialmente na geração de objetos de imagem através de uma segmentação multi-resolução (Benz et al. 2004), seguida da aplicação recursiva de um algoritmo de classificação que combina limiares pré-definidos a uma classificação supervisionada por distância euclidiana, fazendo uso de um total de 33 propriedades de objeto, tais como média e desvio padrão do retroespalhamento para cada data estudada, média total durante o ano hidrológico, e medidas da variação cumulativa do retroespalhamento durante o ano hidrológico. Para mais detalhes sobre o método, consultar (Silva et al., 2010).

A validação dos resultados de classificação foi realizada através da comparação entre os mapas gerados e um conjunto de 350 pontos distribuídos aleatoriamente sobre a área de estudo, e classificados manualmente através de interpretação visual. Além disso, resultados do nível 3 de classificação foram validados usando-se observações *in situ* obtidas durante uma série de missões de campo realizadas no ano de 2004 (Silva et al., 2009).

### 3 – Resultados e Discussão

#### 3.1 - Classificação e validação

Os resultados das classificações de nível 1 e nível 2 para os anos de 2004 e 2005 podem ser observados na Tabela 2 e Figura 2. Como esperado, a classe “Terra Firme” manteve-se essencialmente constante entre os dois anos, enquanto as classes “Área Inundada” e “Água Aberta” apresentaram uma diferença considerável entre os dois anos, da ordem de 500 km<sup>2</sup>. A acurácia das classificações foi de 95% para o nível 1 e 84% para o nível 2, enquanto que as classificações de nível 3 atingiram um mínimo de 65% para a estação seca, e 90% para a estação cheia. Uma vez que a paisagem encontra-se mais fragmentada e heterogênea durante o período de seca, tal discrepância é esperada. Estes valores são também comparáveis a outros estudos de mapeamento da planície de inundação através de imagens SAR (Costa, 2004; Hess et al., 2003; Martinez e LeToan, 2007).

As diferenças observadas para as classes “Terra Firme”, “Floresta Inundável” e “Arbustos Inundáveis” podem ser, em sua maioria, atribuídas à confusão entre estas classes por parte do algoritmo de classificação. As imagens SAR utilizadas no presente estudo são obtidas na banda C do espectro de microondas, a qual exibe baixa capacidade de penetração em formações vegetais densas, e resulta em sobreposição considerável das assinaturas radiométricas.

De fato, pode-se observar que ao se somarem as três classes, a diferença de área mapeada nos anos de 2004 e 2005 é de apenas 62km<sup>2</sup> ou 1% da área total classificada, e pode ser atribuída ao erro aleatório associado ao processo de classificação. Desta maneira, conclui-se que a maior parte da mudança na cobertura ocorre na classe “Possíveis Macrófitas”, devido à redução no espelho d’água e ao aumento nas áreas disponíveis para colonização pela vegetação herbácea (solo exposto).

Tabela 2. Área de cobertura das classes de estudo, para os anos de 2004 e 2005, em km<sup>2</sup>. Observar que a soma das áreas das classes de nível 2 equivale à área mapeada como “Área Inundável” no nível 1.

Nível	Classe	2004	2005	Diferença
1	Terra Firme	4955	4869	-85
1	Água Aberta	2678	2213	-465
1	Área Inundável	2467	2974	506
2	Floresta Inundável	509	419	-90
2	Arbustos Inundáveis	222	335	113
2	Possíveis Macrófitas	1736	2219	483
Total		10100	10056	-44

Este aumento, contudo, não se traduz diretamente em um aumento na cobertura real de macrófitas. Para o ano de 2004, a área coberta por macrófitas (classificação nível 3) variou entre 623 e 1119 km<sup>2</sup>, ou 36% a 65% da área mapeada como “Possíveis Macrófitas”; no ano seguinte, estes valores oscilaram entre 566 e 1256 km<sup>2</sup>, ou 26% a 57% da classe “Possíveis Macrófitas”. Esta discrepança pode ser explicada ao se considerar que o processo de colonização de novas áreas de substrato depende de uma série de fatores, tais como proximidade de bancos de semente e distância/capacidade de dispersão das mesmas, umidade

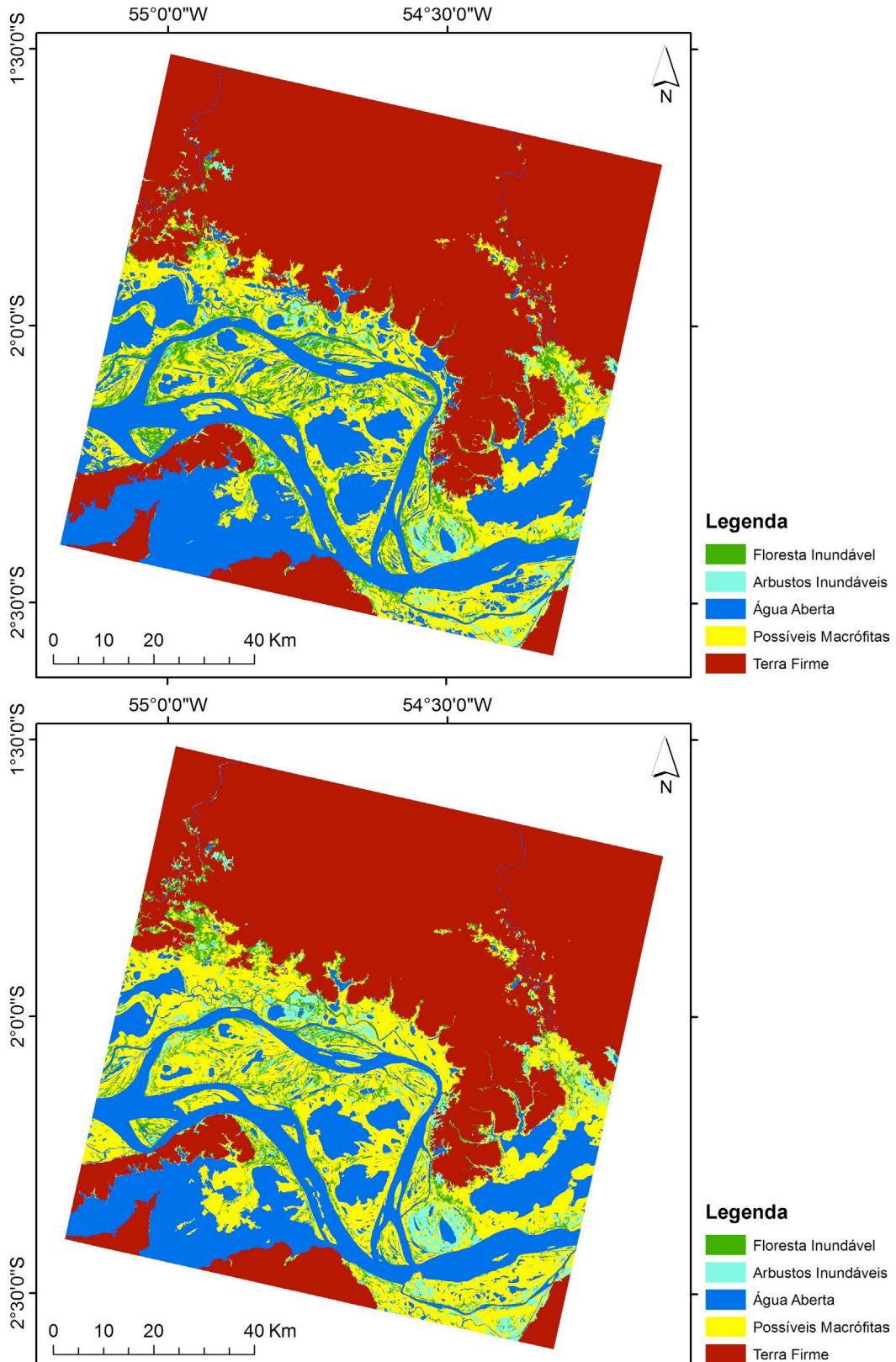


Figura 2. Resultados da classificação nível 2 para o Lago Grande de Monte Alegre (Amazônia, Brasil) nos anos de 2004 e 2005. As classes “Floresta Inundável”, “Arbustos Inundáveis” e “Possíveis Macrófitas” correspondem, somadas à classe “Área Inundável” para a classificação nível 1.

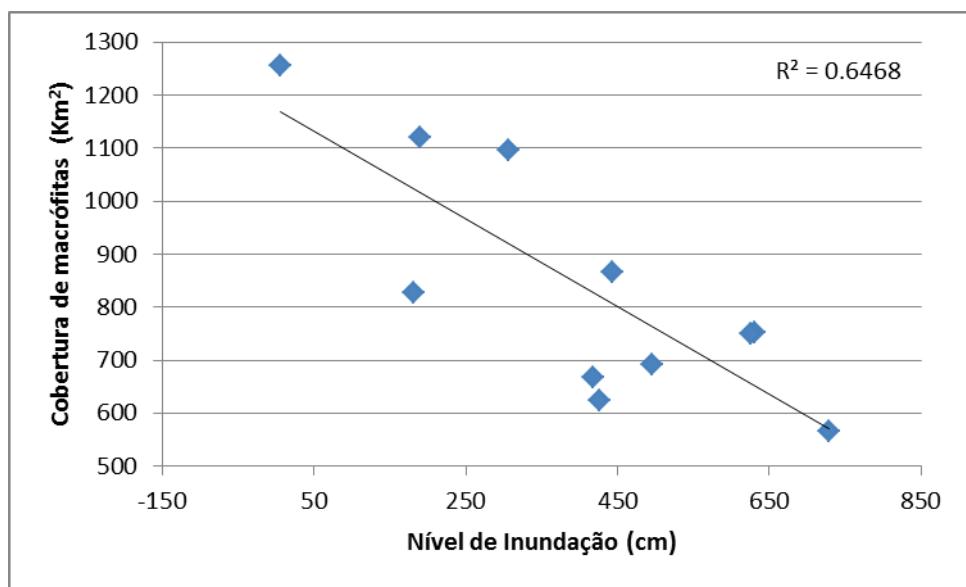


Figura 3. Correlação entre área de cobertura de macrófitas e nível de inundação, para o Lago Grande de Monte Alegre, Amazônia, Brasil.

relativa do solo, e duração da fase de exposição do substrato, necessária para o estabelecimento inicial das plântulas.

Ainda assim, é possível se observar que existe uma correlação inversa e significativa ( $r = -0.804$ ,  $p < 0.01$ , Figura 3) entre a cobertura de macrófitas e o nível de inundação, e que a redução no nível mínimo da água induzida pela seca acarreta em um aumento na área colonizada por macrófitas na área de estudo.

Este padrão inverso implica em uma relação antagônica entre a expansão horizontal (cobertura) e o crescimento vertical (acúmulo de biomassa) das comunidades macrófitas na planície de inundação amazônica. De fato, Silva et al. (2010) mostram que existe um particionamento entre áreas “permanentes” de macrófitas, onde as plantas são capazes de atingir seu potencial máximo de produtividade anual, e áreas transientes, onde a colonização inicial é suplantada pelo rápido aumento no nível de inundação.

Mesmo considerando-se que a variação inter-anual na cobertura de macrófitas está concentrada nestas áreas de ocupação efêmera, onde a vegetação desaparece antes de acumular grandes quantidades de biomassa, os resultados ainda indicam que períodos de seca mais intensa podem acarretar em aumentos na quantidade de carbono fixada por estas plantas ao longo do ciclo hidrológico.

#### 4 – Conclusão

Os resultados apresentados indicam que existe uma correlação negativa entre a cobertura de macrófitas e o nível de inundação, para a região estudada na planície de inundação amazônica. Uma vez que estudos climatológicos prevêem um aumento na intensidade e frequência de eventos de seca para a região amazônica, é possível que um aumento na participação das macrófitas no ciclo de carbono da planície de inundação seja observado como consequência.

Futuros estudos buscarão determinar a variação na cobertura de macrófitas para um número maior de datas ao longo dos ciclos hidrológicos de 2004 e 2005, assim como a quantificação da cobertura para um ano de cheia extrema (2009), através de dados no sensor ALOS/PALSAR.

## Referências Bibliográficas

- Affonso, A. G.; Queiroz, H.; Novo, E. M. L.M. Fish-habitat relationships in Amazon floodplain lakes: a remote sensing approach to the pirarucu (*Arapaima gigas*) fishery. In: International Symposium in Remote Sensing and Fisheries. Kochi, India, 2010.
- Arraut, E. M.; Marmontel, M.; Mantovani, J. E.; Novo, E. M. L. M.; Macdonald, D. W.; Kenward, R. E. The lesser of two evils: seasonal migrations of Amazonian manatees in the Western Amazon. **Journal of Zoology** vol. 280, p.247-256, 2010.
- Benz, U.; Hoffmann, P.; Willhauck, G.; Lingenfelder, I.; Heynen, M. Multi-resolution, object-oriented fuzzy analysis of remote sensing data for GIS-ready information. **ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing** vol. 58, p. 239-258, 2004.
- Costa, M. P. F. Use of SAR satellites for mapping zonation of vegetation communities in the Amazon floodplain. **International Journal of Remote Sensing** vol. 25, p. 1817-1835, 2004.
- Hess, L. L.; Novo, E. M. L. M.; Slaymaker, D. M.; Holt, J.; Steffen, C.; Valeriano, D. M.; Mertes, L. A. K.; Krug, T.; Melack, J. M.; Gastil, M.; Holmes, C.; Hayward, C. Geocoded digital videography for validation of land cover mapping in the Amazon basin. **International Journal of Remote Sensing** vol. 23, p.1527-1555, 2002.
- Hess, L. L.; Melack, J. M.; Novo, E. M. L. M.; Barbosa, C. C. F.; Gastil, M. Dual-season mapping of wetland inundation and vegetation for the central Amazon basin. **Remote Sensing of Environment** vol. 87, p. 404-428, 2003.
- Junk, W. J. General aspects of floodplain ecology with special reference to Amazonian floodplains. In: Junk W. J., (org.) **The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System**. Springer-Verlag, Berlin, Germany, p. 3-22, 1997.
- Junk, W. J.; Piedade, M. T. F. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants. In: Junk W. J. (org.) **The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System**. Springer-Verlag, Berlin, Germany, p. 147 – 186, 1997.
- Marengo, J. A.; Nobre, C. A.; Tomasella, J.; Cardoso, M. F.; Oyama, M. D. Hydro-climate and ecological behaviour of the drought of Amazonia in 2005. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences**, vol. 363, p. 1773-1778, 2008.
- Martinez, J. P., LeToan, T. Mapping of flood dynamics and spatial distribution of vegetation in the Amazon floodplain using multitemporal SAR data. **Remote Sensing of Environment** vol. 108, p.209-223,2007.
- Melack, J. M.; Hess, L. L. Remote Sensing of the Distribution and Extent of Wetlands in the Amazon Basin. In: Junk, W. J.; Piedade, M.T.F; Wittmann, F; Schöngart, J; Parolin, P. (org.) **Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Biodiversity and Sustainable Management**. Springer Verlag, 2010.
- Melack, J. M.; Hess, L. L.; Gastil, M.; Forsberg, B. R.; Hamilton, S. K.; Lima, I. B. T.; Novo, E. M. L. M. Regionalization of methane emissions in the Amazon Basin with microwave remote sensing. **Global Change Biology** vol. 10, p.530–544, 2004.
- Piedade, M. T. F.; Junk, W. J.; Long, S. P. Nutrient Dynamics of the Highly Productive C4 Macrophyte *Echinochloa polystachya* on the Amazon floodplain. **Functional Ecology** vol. 11, p.60 – 65, 1997.
- Richey, J. E.; Melack, J. M.; Aufdenkampe, A. K; Ballester, V. M.; Hess, L. L. Outgassing from Amazonian rivers and wetlands as a large tropical source of atmospheric CO<sub>2</sub>. **Nature** vol. 416, p. 617-20, 2002.
- Silva, T. S. F.; Costa, M. P. F.; Melack, J. M. Annual Net Primary Production of Macrophytes in the Eastern Amazon Floodplain. **Wetlands** vol. 29, p.747-758, 2009.
- Silva, T. S. F.; Lima, A.; Fonseca, L. M. G.; Novo, E. M. L. M.; Ribeiro, M. C. Assessment of image restoration techniques to enhance the applicability of MODIS images on Amazon floodplain landscape studies. In: XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, Florianópolis, p. 6969-6976, 2007.
- Silva, T. S. F., Costa, M. P. F., Melack, J. M. Spatial and temporal variability of macrophyte cover and productivity in the eastern Amazon floodplain: A remote sensing approach. **Remote Sensing of Environment** vol.114, p.1998-2010, 2010.