

LEANDRO MARACAHIPES DOS SANTOS



**ESTRUTURA E DINÂMICA DE FLORESTAS
INUNDÁVEIS (IMPUCAS), NA TRANSIÇÃO CERRADO-
FLORESTA AMAZÔNICA, LESTE DE MATO GROSSO,
BRASIL**

**NOVA XAVANTINA-MT
JUNHO DE 2011**

LEANDRO MARACAHIPES DOS SANTOS

**ESTRUTURA E DINÂMICA DE FLORESTAS
INUNDÁVEIS (IMPUCAS), NA TRANSIÇÃO CERRADO-
FLORESTA AMAZÔNICA, LESTE DE MATO GROSSO,
BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientadora: Dra. Beatriz Schwantes Marimon

**NOVA XAVANTINA-MT
JUNHO DE 2011**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
GPT/BC/UFG

S237e Santos, Leandro Maracahipes dos.
Estrutura e dinâmica de florestas inundáveis (impucas) na transição Cerrado-Floresta Amazônica, leste de Mato Grosso, Brasil [manuscrito] / Leandro Maracahipes dos Santos. - 2011.
viii, 73 f.: il., figs, tabs.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Beatriz Schwantes Marimon.
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado de Mato Grosso, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, 2011.

Bibliografia.

Anexos.

1. Ecologia florestal. 2. Dinâmica florestal. 3. Cerrado – Floresta Amazônica. I. Título.

CDU: 630*18(817.2)

**ESTRUTURA E DINÂMICA DE FLORESTAS
INUNDÁVEIS (IMPUCAS), NA TRANSIÇÃO CERRADO-
FLORESTA AMAZÔNICA, LESTE DE MATO GROSSO,
BRASIL**

LEANDRO MARACAHIPES DOS SANTOS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso como requisito parcial à obtenção do título de “Mestre”.

Aprovada em 30 de Junho de 2011, pela BANCA EXAMINADORA:

Dra. Beatriz Schwantes Marimon
Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT
Departamento de Ciências Biológicas
Orientadora

Dr. Marcus Vinícius Cianciaruso
Universidade Federal de Goiás - UFG
Departamento de Ecologia
Membro Titular

Dr. Eddie Lenza de Oliveira
Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT
Departamento de Ciências Biológicas
Membro Titular

Dr. Ben Hur Marimon Junior
Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT
Departamento de Ciências Biológicas
Membro Suplente

*Aos meus pais,
Luiz Maracahipes e Helena Maria,
dedico.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Deus por estar presente em toda esta jornada.

À minha família, meus pais, Luiz Maracahipes e Helena Maria, e irmãos e cunhada, Leonardo, Eliabe e Ângela. Por estarem presentes em todos os momentos durante este, dando o suporte e carinho necessário.

À minha orientadora, professora Beatriz (Bia) pela orientação, confiança, correções e amizade adquirida durante estes anos de trabalho no Herbário NX.

À Universidade do Estado de Mato Grosso através do Programa de Ecologia e Conservação, pela oportunidade de desenvolver este trabalho.

À Capes pelo apoio financeiro, através da concessão de bolsa de estudo.

As instituições e programas de fomento que financiaram o desenvolvimento da pesquisa, FAPEMAT e PROCAD.

Aos professores que examinaram e contribuíram com a melhoria deste trabalho durante seu desenvolvimento: Eddie Lenza, Marcus Cianciaruso, Ben Hur e Ricardo K. Umetsu.

Aos amigos (as) e colegas de profissão Edmar, Letícia, Claudinei, Paulo, Lucélia, Danielle e Fernando pelo auxílio durante a coleta dos dados.

Agradeço à todos do Herbário NX, Letícia (Chefinha), Edmar (Dinei), Henrique (Pau-de-leite), Divino (Bala), Claudinei (San), Paulo (Moranginho), Oriales, Mariângela, Mônica, Giovana, Bianca, Simone, Pábio, Rose, Fernando, Ben Hur, Bia e Eddie, com os quais compartilhei muitos momentos de alegria, aprendizado, trabalho e amizade.

À todos os amigos (as) e companheiros da turma de mestrado (2009/1), especialmente Priscylla Matos, Yulie Shimano, Edmar Oliveira e Dênis Nogueira, pelo conhecimento adquirido durante as disciplinas, troca de experiência e momentos felizes.

Agradeço à querida companheira Lenize Calvão por todos os momentos felizes que passamos juntos e compreensão com a correria do trabalho.

Ao amigo Divino Pereira, e todos os colegas e amigos do futebol de domingo à tarde.

Sumário

Resumo	vi
Abstract.....	vii
Formatação.....	viii
Introdução geral	1
Referências.....	4
ARTIGO 1 - EFEITOS DO FOGO SOBRE A COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E A DIVERSIDADE DA VEGETAÇÃO LENHOSA DE FRAGMENTOS NATURAIS DE FLORESTAS INUNDÁVEIS (IMPUCAS), NA TRANSIÇÃO CERRADO-FLORESTA AMAZÔNICA, BRASIL.....	7
RESUMO	8
ABSTRACT	9
Introdução	10
Material e métodos	11
Resultados e discussão	16
Agradecimentos.....	26
Referências bibliográficas	27
ARTIGO 2 - DINÂMICA DA COMUNIDADE LENHOSA DE FRAGMENTOS NATURAIS DE FLORESTAS INUNDÁVEIS (IMPUCAS), NA TRANSIÇÃO CERRADO-FLORESTA AMAZÔNICA, BRASIL	33
RESUMO	34
ABSTRACT	35
Introdução	36
Material e métodos	38
Agradecimentos.....	55
Referências bibliográficas	56
Apêndice 1	64

Resumo

Estudos que analisam mudanças temporais em ecossistemas florestas ainda são escassos no Brasil. Desta forma, o objetivo do trabalho foi analisar e comparar mudanças na composição florística, abundância relativa e riqueza, densidade, diversidade funcional e parâmetros de dinâmica entre sítios queimados (SQ) e não queimados (SN) de duas florestas inundáveis (impucas) no Parque Estadual do Araguaia em Mato Grosso, em um intervalo de três anos (2007-2010). Partindo da premissa que o fogo promove efeitos negativos, hipotetizou-se de que os parâmetros estruturais e de dinâmica da comunidade e das principais espécies sofrem maiores alterações nos SQ. Em cada impuca foram estabelecidas 50 parcelas permanentes (20 x 10 m), nas quais, nos anos de 2007 e 2010, foram amostrados e identificados os indivíduos que apresentaram diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 5 cm. Para as duas impucas, foram comparados os parâmetros florísticos e estruturais entre sítios SN 2007 e SN 2010, e entre o SQ 2007 (antes da queimada) e o SQ 2010 (depois de queimar). Os parâmetros de dinâmica foram comparados entre os SQ e SN de cada impuca. As duas impucas apresentaram maiores reduções no número de espécies, gêneros e famílias nos SQ. Maiores mudanças, nas abundâncias relativas das espécies, entre os anos de 2007 e 2010, também foram registradas nos SQ. A densidade de espécies, entre 2007 e 2010, sofreu redução em ambos os sítios (SQ e SN), porém essa redução foi maior ($p < 0,05$) nos SQ das impucas 1 e 2 (20,6 e 55,8% de redução, respectivamente). A diversidade funcional também reduziu entre os censos nos SQ ($W = 3.281$; $p < 0,001$). As elevadas taxas de mortalidade observadas nos SQ das duas impucas (SQ= 8,04 e 24,32% ano⁻¹; SN= 3,73 e 5,15% ano⁻¹) e perda em área basal (SQ= 4,88 e 16,02% ano⁻¹; SN= 3,93 e 4,29% ano⁻¹), bem como o menor recrutamento (SQ= 0,68 e 0,66% ano⁻¹; SN= 1,99 e 1,17% ano⁻¹) e ganho em área basal (SQ= 0,19 e 2,26% ano⁻¹; SN= 0,58 e 1,87% ano⁻¹) podem ser atribuídos à presença do fogo. Além disso, as elevadas taxas de reposição, tempo de duplicação e estabilidade, e alterações florísticas e estruturais registrado para os SQ suportam a hipótese de maiores alterações para os SQ. Concluímos que o fogo causa várias alterações negativas na composição florística, estrutura, dinâmica e funcionamento das impucas, implicando na necessidade de proteção total destes fragmentos em relação à presença do fogo.

Abstract

Studies that analyze temporal changes in forest ecosystems are still scarce in Brazil. Thus, the objective of this work was to analyze and compare changes in the floristic composition, relative abundance and richness, density, functional diversity and dynamic parameters between burned (SQ) and unburned (SN) sites in two floodplain forests (impucas) in the Araguaia State Park in Mato Grosso, within an interval of three years (2007-2010). Based on the premise that the fire causes negative effects, it was hypothesized that the structural and dynamic parameters of the community and of its main species suffer major changes in SQ. In each impuca, 50 permanent plots (20 x 10 m) were established, within which, in 2007 and 2010, it was sampled and identified the individuals with diameter at breast height (DBH) ≥ 5 cm. For both impucas, it was compared the floristic and structural parameters between SN 2007 and SN 2010, and between SQ 2007 (before the burning) and SQ 2010 (after the burning). The dynamic parameters were compared between SQ and SN among each impuca. Both impucas presented greater reductions in number of species, genera and families in the SQ. Major changes in species relative abundance, between 2007 and 2010, were also registered only in SQ. The species density, between 2007 and 2010, reduced in both sites (SQ and SN); however, these reductions were higher ($p < 0.05$) in the SQ of impucas 1 and 2 (20.6 and 55.8% of reduction, respectively). The functional diversity also reduced between the census in the SQ ($W = 3,281$; $p < 0.001$). The high mortality rates observed in both impucas SQ (SQ= 8.04 and 24.32% year⁻¹; SN= 3.73 and 5.15% year⁻¹) and basal area loss (SQ= 4.88 and 16.02% year⁻¹; SN= 3.93 and 4.29% year⁻¹), as well as the lowest recruitment (SQ= 0.68 and 0.66% year⁻¹; SN= 1.99 and 1.17% year⁻¹) and basal area gain (SQ= 0.19 and 2.26% year⁻¹; SN= 0.58 and 1.87% year⁻¹) may be attributed to the presence of fire. Besides, the elevated replacement rates, stability and duplication time, and floristic and structural changes registered for the SQ support the hypotheses of major changes for SQ. We concluded that fire causes various negative alterations in the floristic composition, structure, dynamic and functioning in the impucas, implying the necessity of total protection of these fragments against fire.

Formatação

A presente dissertação está dividida em dois artigos científicos. O primeiro trata de uma análise nas mudanças temporais ocorridas na composição florística, abundância relativa e riqueza de espécies, densidade e diversidade funcional em sítios queimados (SQ) e não queimados (SN) em fragmentos naturais de florestas inundáveis durante um período de três anos (2007-2010) em Novo Santo Antônio, Mato Grosso, com o intuito de verificar se os distúrbios causados pelo fogo nas áreas promovem maiores alterações.

O segundo artigo tem como objetivo analisar e comparar a dinâmica de sítios queimados (SQ) e não queimados (SN) de duas florestas inundáveis, no município de Novo Santo Antônio-MT, em um período de três anos, verificando se as maiores mudanças ocorridas nas taxas de recrutamento e mortalidade, perda, ganho e incremento periódico anual em área basal, estão relacionados com a presença do fogo. Este estudo fornece informações relativas às taxas de mortalidade e recrutamento, perda e ganho de área basal, meia vida, tempo de duplicação, reposição, estabilidade, incremento periódico anual, entre outras. As respostas da vegetação nos SQ e SN podem fornecer informações úteis sobre a dinâmica da comunidade e principais espécies, com e sem a presença do fogo, dando assim, embasamento para iniciativas de recuperação, manejo do fogo e conservação destas florestas. Também foram realizadas comparações dos parâmetros de dinâmica entre o presente estudo e outras florestas inundáveis e não-inundáveis no Brasil.

Introdução geral

O Brasil se destaca como um dos países possuidores de maior riqueza biológica (Myers *et al.*, 2000), sendo assim essencial para a conservação da biodiversidade mundial (Lovejoy, 2005). Esse fato se deve à grande extensão territorial brasileira e à elevada heterogeneidade macroclimática (Brandon *et al.*, 2005), que permitem a ocorrência de seis grandes biomas (Ribeiro & Walter, 2008) e promovem elevada diversidade e endemismo de espécies (Klink & Machado, 2005; Brandon *et al.*, 2005).

A presença de formações florestais no Cerrado está condicionada à fatores temporais e espaciais (Ribeiro & Walter, 2008). Segundo uma das teorias que explica a origem destas formações na escala temporal e espacial, grandes alterações climáticas e geomorfológicas teriam causado expansões e retrações das florestas úmidas e secas. Nos períodos interglaciais, as florestas úmidas teriam se expandido, retraíndo-se durante as glaciações. Nos períodos glaciais quaternários (tipicamente secos), sítios específicos teriam possibilitado a manutenção de alguns remanescentes das florestas úmidas e a expansão das florestas secas e das formações savânicas (Salgado-Labouriau *et al.*, 1998; Haffer & Prance, 2002; Ribeiro & Walter, 2008; Haffer, 2008). Em escala local, essas formações seriam influenciadas por variações em parâmetros como hidrografia, topografia, profundidade do lençol freático e fertilidade e profundidade dos solos. Em escala regional a flora e a vegetação são influenciadas pelo clima, relevo e propriedades dos solos (Oliveira-Filho & Ratter, 1995; Méio *et al.*, 2003; Silva *et al.*, 2006).

Os dois maiores biomas brasileiros são a Floresta Amazônica, uma formação essencialmente florestal e o Cerrado, uma formação savânica (IBGE, 2011). A transição entre estes biomas ocorre na porção norte do domínio do Cerrado, onde a vegetação e flora são ainda pouco conhecidas, e onde as espécies dos dois biomas interpenetram-se, formando complexos mosaicos vegetacionais (Marimon *et al.*, 2006; Silva *et al.*, 2008). A região da planície do Rio Araguaia, delimitada em Mato Grosso pelos rios das Mortes e Araguaia (Marimon & Lima, 2001), encontra-se na zona de transição entre o Cerrado e a Floresta Amazônica (Ratter, 1987) e foi classificada como uma área de “importância biológica extremamente alta” (MMA, 1999; Marimon & Lima, 2001). Dentre as várias formações vegetais encontradas na planície do Rio Araguaia, destaca-se uma formação que se apresenta em forma de fragmentos naturais de floresta inundável, denominada regionalmente de “Impucas” (Eiten, 1985; Marimon & Lima, 2001; Marimon *et al.*, 2008).

As impucas localizam-se em planícies de inundação, sob a forma de depressões naturais no terreno que favorecem seu alagamento e, conseqüentemente, o maior tempo de retenção da água e peculiaridades florísticas, estruturais e fisionômicas em relação à vegetação do entorno (Brito *et al.*, 2006; Barbosa *et al.*, 2011) que é composta predominantemente por formações savânicas (campos de murundus) e campestres (campo limpo úmido) (Marimon *et al.*, 2008). As impucas têm sido registradas nos estados de Tocantins (Martins *et al.*, 2002; Brito *et al.*, 2006; Martins *et al.*, 2006; Brito *et al.*, 2008; Martins *et al.*, 2008) e Mato Grosso (Marimon & Lima, 2001; Marimon *et al.*, 2008, Barbosa *et al.*, 2011). Em função do maior tempo de alagamento, as impucas são consideradas verdadeiros ninhaiis para a avifauna (Martins *et al.*, 2002), e fazem, no período de cheias, ligação entre rios, lagos e córregos, destacando-se assim como importantes corredores ecológicos da fauna e flora. Desta forma, a sua degradação pode desencadear alterações no equilíbrio desse ambiente ainda pouco conhecido.

Até o momento são registrados apenas estudos descritivos da flora e da vegetação das impucas (Marimon & Lima, 2001; Martins *et al.*, 2002; Brito *et al.*, 2006; Martins *et al.*, 2006; Brito *et al.*, 2008; Marimon *et al.*, 2008; Martins *et al.*, 2008; Barbosa *et al.*, 2011) e não são encontrados na literatura estudos da dinâmica da vegetação, particularmente aqueles testando os efeitos das queimadas sobre as alterações na composição florística e na estrutura da vegetação. Considerando a grande importância ecológica das impucas, a escassez de estudos nestas formações florestais, bem como a necessidade de se avaliar os efeitos do fogo sobre os parâmetros estruturais e dinâmicos das impucas indicam a necessidade de estudos que avaliem alterações temporais nestas florestas. Desta forma, fica evidente a necessidade de obter informações sobre a variação temporal da composição florística em florestas nativas inundáveis, como as impucas (Barbosa *et al.*, 2011), particularmente em regiões de transição entre o Cerrado e a Floresta Amazônica. Assim, tais informações poderão ser utilizadas em avaliações da efetividade do tamanho das áreas de conservação, capacidade de manutenção da comunidade ao longo do tempo e na seleção de espécies para manejo e recuperação de áreas degradadas (Libano & Felfili, 2006).

Conhecer a dinâmica de uma comunidade florestal é extremamente importante, principalmente se considerarmos que a comunidade sofre mudanças contínuas ao longo do tempo, mesmo quando ela é considerada estável devido ao balanço entre recrutamento e mortalidade (Felfili, 1995; Silva & Araújo, 2009). Em vários estudos, as altas taxas de mortalidade e recrutamento têm sido atribuídas aos processos de

fragmentação e perturbações sofridas no passado (Silva & Araújo, 2009), o que aumenta a importância de pesquisas de longo prazo para detectar as mudanças estruturais e florísticas destas florestas ao longo do tempo, principalmente em áreas sob efeito antrópico do fogo.

A partir de tais informações, pode-se realizar uma avaliação detalhada dos padrões espaciais de mortalidade, recrutamento, crescimento e regeneração, que embasarão o entendimento dos processos ecológicos de uma comunidade (Arce *et al.*, 2000; Corrêa & Berg, 2002). Nesse sentido, é de fundamental importância conhecer a mudança na composição florística, diversidade e estrutura das impucas, tendo em vista os impactos causados pelas queimadas sobre os processos ecológicos. Nesse contexto, o presente estudo tem como objetivo determinar a dinâmica da vegetação arbórea de impucas do leste Matogrossense, com e sem a ocorrência recente de queimadas, visando fornecer informações, quanto aos impactos das atividades antrópicas sobre a composição florística e estrutura dessas frágeis, raras e atípicas formações florestais da planície do Rio Araguaia (Marimon *et al.*, 2008).

Referências

- Arce, J.E.; Felfili, J.A.; Gaiad, D.; Rezende, A.V. & Sanquetta, C.R. 2000. Avaliação do crescimento da vegetação arbórea em uma área de cerrado *sensu stricto*, em Brasília, DF. In: I. Lombardi, I. (Ed.). **Colégio de ingenieros del Peru**. Capítulos de ingeniería florestal. Congreso Florestal Latinoamericano. Tomo III.
- Barbosa, D.C.F.; Marimon, B.S.; Lenza, E.; Marimon-Júnior, B.H.; Oliveira, E.A. & Maracahipes, L. 2011. Estrutura da vegetação lenhosa em dois fragmentos naturais de florestas inundáveis (impucas) no Parque Estadual do Araguaia, Mato Grosso. **Revista Árvore** 25:??-??.
- Brandon, K.; Fonseca, G.A.B.; Rylands, A.B.; Silva, J.M.C. & Editors, G. 2005. Brazilian conservation: challenges and opportunities. **Conservation Biology** 19: 595-600.
- Brito, E.R.; Martins, S.V.; Oliveira-Filho, A.T.; Silva, E. & Silva, A.F. 2006. Estrutura fitossociológica de um fragmento natural de floresta inundável em área de orizicultura irrigada, município de Lagoa da Confusão, Tocantins. **Revista Árvore** 30: 829-836.
- Brito, E.R.; Martins, S.V.; Oliveira-Filho, A.T.; Silva, E. & Silva, A.F. 2008. Estrutura fitossociológica de um fragmento natural de floresta inundável em área de Campo Sujo, Lagoa da Confusão, Tocantins. **Acta Amazonica** 38: 379-386.
- Corrêa, B.S. & Berg, E.V.D. 2002. Estudo da dinâmica da população de *Xylopia brasiliensis* Sprengel em relação a parâmetros populacionais e da comunidade em uma floresta de galeria em Itutinga, MG, Brasil. **Cerne** 8: 1-12.
- Eiten, G. 1985. Vegetation near Santa Teresinha, NE Mato Grosso. **Acta Amazonica** 3-4: 275-301.
- Felfili, J.M. 1995. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central over a six-year period (1985-199). **Journal of Tropical Ecology** 11: 67-83.
- Haffer, J. 2008. Hypotheses to explain the origin of species in Amazonia. **Brazilian Journal of Biology** 68: 917-947.
- Haffer, J. & Prance, G.T. 2002. Impulsos climáticos da evolução na Amazônia durante o Cenozóico: sobre a teoria dos Refúgios da diferenciação biótica. **Estudos Avançados** 16: 175-206.
- IBGE 2011. **Mapa de biomas do Brasil**. <http://mapas.ibge.gov.br/biomas2/viewer.htm>. 2004. (Acesso em 10-2-2011).

- Klink, C.A. & Machado, R.B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology** **19**: 707-713.
- Libano, A.M. & Felfili, J.M. 2006. Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de um cerrado *sensu stricto* do Brasil Central em um período de 18 anos (1985-2003). **Acta Botanica Brasilica** **20**: 927-936.
- Lovejoy, T.E. 2005. O Brasil em foco. **Megadiversidade** **1**: 5-6.
- Marimon, B.S. & Lima, E.S. 2001. Caracterização fitofisionômica e levantamento florístico preliminar no Pantanal dos rios Mortes-Araguaia, Cocalinho, Mato Grosso, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **15**: 213-229.
- Marimon, B.S.; Lima, E.S.; Duarte, T.G.; Chieregatto, L.C. & Ratter, J.A. 2006. Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso, Brazil. IV. an analysis of the cerrado–amazonian forest ecotone. **Edinburgh Journal of Botany** **63**: 323-341.
- Marimon, B.S.; Marimon-Júnior, B.H.; Lima, H.S.; Jancoski, H.S.; Franczak, D.D.; Mews, H.A. & Moresco, M.C. 2008. **Pantanal do Araguaia - Ambiente e povo: guia de ecoturismo**. Editora UNEMAT, Cáceres, MT.
- Martins, A.K.E.; Schaefer, C.E.G.R.; Silva, E.; Soares, V.P.; Corrêa, G.R. & Mendonça, B.A.F. 2006. Diagnóstico ambiental no contexto da paisagem de fragmentos florestais naturais "ipucas" no município de lagoa da confusão, Tocantins. **Revista Árvore** **30**: 297-310.
- Martins, I.C.M.; Soares, V.P.; Silva, E. & Brites, R.S. 2002. Diagnóstico ambiental no contexto da paisagem de fragmentos florestais naturais "ipucas" no município de Lagoa da Confusão, Tocantins. **Revista Árvore** **26**: 299-309.
- Martins, S.V.; Brito, E.R.; Oliveira-Filho, A.T.; Silva, A.F. & Silva, E. 2008. Floristic composition of two wetland forests in Araguaian Plain, State of Tocantins, Brazil, and comparison with other areas. **Revista Árvore** **32**: 129-141.
- Méio, B.B.; Freitas, C.V.; Jatobá, L.; Silva, M.E.F.; Ribeiro, J.F. & Henriques, R.P.B. 2003. Influência da flora das florestas Amazônica e Atlântica na vegetação do cerrado *sensu stricto*. **Revista Brasileira de Botânica** **26**: 437-444.
- MMA. 1999. **Ações prioritárias para a conservação da biodiversidade do Cerrado e Pantanal**. MMA - Ministério do Meio Ambiente/FUNATURA/Conservation International/UnB, Brasília, DF.
- Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** **403**: 853-858.

- Oliveira-Filho, A.T. & Ratter, J.A. 1995. A study of the origin of central brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. **Edinburgh Journal of Botany** **52**: 141-194.
- Pinto, J.R.R. & Hay, J.D.V. 2005. Mudanças florísticas e estruturais na comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** **28**: 523-539.
- Ratter, J. A. 1987. Notes on the vegetation of the Parque Nacional do Araguaia, Brazil. **Notes From the Royal Botanic Garden Edinburgh** **44**: 311-342.
- Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. 2008. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. Pp. 151-212. In: S.M. Sano; S.P. Almeida & J.F. Ribeiro (Eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. Embrapa Cerrados, Brasília, DF.
- Salgado-Labouriau, M.L.; Barberi, M.; Ferraz-Vicentini, K.R. & Parizzi, M.G. 1998. A dry climatic event during the late Quaternary of tropical Brazil. **Review of Palaeobotany and Palynology** **99**: 115-129.
- Silva, F.A.M.; Assad, E.D. & Evangelista, B.A. 2008. Caracterização climática do bioma cerrado. Pp. 69-88. In: S.M. Sano; S.P. Almeida & J.F. Ribeiro (Eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. Embrapa Cerrados, Brasília, DF.
- Silva, J.F.; Farinas, M.R.; Felfili, J.M. & Klink, C.A. 2006. Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. **Journal of Biogeography** **33**: 536-548.
- Silva, M.R. & Araújo, G.M. 2009. Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta semidecidual em Uberlândia, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasílica** **23**: 49-56.

ARTIGO 1 - EFEITOS DO FOGO SOBRE A COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E A
DIVERSIDADE DA VEGETAÇÃO LENHOSA DE FRAGMENTOS NATURAIS DE
FLORESTAS INUNDÁVEIS (IMPUCAS), NA TRANSIÇÃO CERRADO-
FLORESTA AMAZÔNICA, BRASIL

Será submetido para: Flora - distribution, morphology, functional ecology of plants
(Apêndice 1)

Efeitos do fogo sobre a composição florística e a diversidade da vegetação lenhosa de fragmentos naturais de florestas inundáveis (impucas), na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Brasil ¹

Leandro Maracahipes², Beatriz Schwantes Marimon^{3,5}, Eddie Lenza³, Ben Hur Marimon-Júnior³, Edmar Almeida de Oliveira², Marcus Vinícius Cianciaruso⁴ Leticia Gomes² & Fernando Elias³

RESUMO

(Efeitos do fogo sobre a composição florística e a diversidade da vegetação lenhosa de fragmentos naturais de florestas inundáveis (impucas), na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Brasil). O objetivo do trabalho foi analisar e comparar mudanças na composição florística, abundância relativa e riqueza, densidade e diversidade funcional entre sítios queimados (SQ) e não queimados (SN) de duas impucas, em um intervalo de três anos (2007-2010), com o intuito de verificar os efeitos das queimadas sobre os parâmetros florísticos, estruturais e funcionais. Hipotetizou-se que há maiores mudanças florísticas, estruturais e funcionais em decorrência dos efeitos do fogo nos SQ. Em cada impuca foram estabelecidas 50 parcelas (20 x 10 m), onde foram amostrados e identificados os indivíduos que apresentaram DAP ≥ 5 cm. Para as duas impucas, foram comparados os parâmetros florísticos e estruturais entre sítios SN 2007 e SN 2010, e entre o SQ 2007 (antes da queimada) e o SQ 2010 (depois de queimar). As duas impucas apresentaram maiores reduções no número de espécies, gêneros e famílias nos SQ. Também foram registradas reduções nas abundâncias das espécies nos SQ, entre os anos de 2007 e 2010. A densidade de espécies, entre 2007 e 2010, reduziu em ambos os sítios (SQ e SN), porém essa redução foi significativa somente nos SQ das impucas 1 e 2 (20,6 e 55,8% de redução, respectivamente). A diversidade funcional também reduziu entre os censos de amostragem somente nos SQ. Nossa hipótese de que o fogo causa alterações negativas na composição florística, estrutura e funcionamento das impucas foi suportada, implicando na necessidade de proteção total destes fragmentos em relação à presença do fogo.

Palavras-chave: floresta inundável, distúrbio, estrutura da comunidade, diversidade funcional.

¹ Parte da dissertação de mestrado do primeiro autor.

² Universidade do Estado de Mato Grosso, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Nova Xavantina, MT, Brasil.

³ Universidade do Estado de Mato Grosso, Departamento de Ciências Biológicas, Nova Xavantina, MT, Brasil.

⁴ Universidade Federal de Goiás, Departamento de Ecologia, Goiânia, GO, Brasil.

⁵ Autor para correspondência: biamarimon@hotmail.com

ABSTRACT

(Effects of fire on the floristic composition and diversity of the woody vegetation of natural fragments of floodplain forest (impuca), in the Cerrado-Amazon Forest transition, Brazil). The aim of this work was to analyze and compare changes in the floristic composition, relative abundance and richness, density and functional diversity between burned (SQ) and unburned sites (SN) of two impucas, within a three-year interval (2007-2010), aiming to verify the effects of the burnings on the floristic, structural and functional parameters. It was hypothesized that there are greater floristic, structural and functional changes due to fire effects in the SQ. In each impuca it was established 50 plots (20 x 10 m), where individuals with $DBH \geq 5$ cm were sampled and identified. For both impucas, it was compared the floristic and structural parameters between SN 2007 and SN 2010, and between SQ 2007 (before the burning) and SQ 2010 (after the burning). Both impucas presented greater reductions in number of species, genera and families in the SQ. It was also registered reductions in the species abundance in the SQ, between 2007 and 2010. The species density, between 2007 and 2010, reduced in both sites (SQ and SN); however, this reduction was significant only in SQ of impucas 1 and 2 (20.6 and 55.8% of reduction, respectively). The functional diversity also reduced between the census sample only in the SQ. Our hypothesis that the fire causes negative changes in the floristic composition, structure and functioning of impucas was supported, implying the necessity of total protection of these fragments against the fire.

KEYWORDS: floodplain forest, disturbance, community structure, functional diversity

Introdução

A área de transição entre os biomas Cerrado de Floresta Amazônica se estende por mais de 4.500 km, sendo de difícil definição florística e estrutural, pois as espécies interpenetram-se entre estes biomas, formando complexos mosaicos vegetacionais (Ackerly *et al.*, 1989; Marimon *et al.*, 2006). Por esta razão a região é considerada uma zona de tensão ecológica entre a Floresta Amazônica densa e formações savânicas do Cerrado do Planalto Central brasileiro (Alencar *et al.*, 2004; Balch *et al.*, 2008). A planície de inundação do Rio Araguaia, também conhecida com Pantanal do Araguaia (Marimon *et al.*, 2008), com área aproximada de 600.000 km², localiza-se no nordeste do Estado de Mato Grosso e sudoeste do Tocantins, na porção leste da região de contato entre o Cerrado e a Floresta Amazônica (Brito *et al.*, 2006; 2008).

As impucas são caracterizadas por comunidades vegetais com reduzida riqueza e diversidade de espécies (Brito *et al.*, 2008; Barbosa *et al.*, 2011). A baixa riqueza de florestas inundáveis ocorre em função da seletividade de espécies determinada pela saturação hídrica dos solos que age como um fator restritivo ao desenvolvimento (Toniato *et al.*, 1998). Apesar da seleção de espécies e, conseqüentemente, da pequena riqueza florística, as impucas são extremamente relevantes por possuírem importantes elementos florísticos de formações florestais dos biomas Cerrado e Floresta Amazônica (Brito *et al.*, 2008; Barbosa *et al.*, 2011) além de protegerem e ligarem diversos lagos, servindo de refúgios para a fauna local durante o período seco (Marimon *et al.* 2008).

As florestas da zona de transição entre o Cerrado e a Floresta Amazônica, incluindo as impucas, vêm sofrendo nas últimas décadas forte pressão de desmatamento e de impactos causados por incêndios florestais, devido a sua alta vulnerabilidade ao fogo (Alencar *et al.*, 2004; Nepstad *et al.*, 2004; Balch *et al.*, 2008; Brito *et al.* 2008; Barbosa *et al.* 2011). Desta forma, o avanço da fronteira agropecuária, a pressão de desmatamento e demais atividades antrópicas na região (Nepstad *et al.*, 2002; Marimon *et al.*, 2006; Balch *et al.*, 2008; 2008) colocam cada vez mais em risco a manutenção da diversidade destes ambientes e representam uma grande ameaça à biodiversidade (Werneck *et al.*, 2000). Também na região do Pantanal do Araguaia, é comum a utilização de queimadas para a renovação das pastagens naturais em formações savânicas e campestres. Entretanto, estas queimadas frequentemente alcançam as formações florestais, como as matas estacionais e as impucas, menos adaptadas e com pequena estabilidade em relação aos distúrbios causados pelo fogo (Marimon *et al.*, 2008).

A despeito da importância florística, do papel ecológico e funcional das impucas e dos efeitos negativos das queimadas sobre as impucas, são poucos os trabalhos realizados nessas comunidades, sendo que a maioria trata apenas de descrições gerais, florísticas ou estruturais (Eiten, 1985; Marimon & Lima, 2001; Martins *et al.*, 2002, 2006, 2008; Brito, 2005; Brito *et al.*, 2006, 2008; Marimon *et al.*, 2008; Barbosa *et al.*, 2011). Não havia, até o momento, trabalhos que avaliassem a dinâmica temporal da flora e da vegetação e os efeitos das queimadas sobre a composição florística, estrutura e funcionamento das impucas, tornando necessária e urgente a condução de estudos dessa natureza, que podem fornecer informações quanto ao papel ecológico do fogo sobre a composição florística, estrutura e funcionamento da comunidade das impucas do Pantanal do Araguaia.

Em razão da crescente expansão da fronteira agrícola no Pantanal do Araguaia e de queimadas que foram registradas na área em 2007 e 2008, os objetivos deste estudo foram: (1) analisar e comparar mudanças na composição florística, abundância relativa e riqueza de espécies, densidade e diversidade funcional em sítios queimados (SQ) e não queimados (SN) em fragmentos naturais de florestas inundáveis durante um intervalo de três anos (2007-2010) e (2) verificar se as mudanças podem estar associadas aos distúrbios causados pelo fogo nas áreas.

Material e métodos

Área de estudo

Este estudo foi realizado em dois fragmentos naturais de florestas inundáveis, impuca 1 (12°09'4,2''S e 50°49'37''W) e impuca 2 (12°19'11,2''S e 50°44'15,6''W) localizadas no Parque Estadual do Araguaia (PEA), município de Novo Santo Antônio, estado de Mato Grosso. O PEA localiza-se na Planície do Rio Araguaia, na porção nordeste do estado, apresentando 223.619,54 hectares (Figura 1).

A Planície do Rio Araguaia (ou Pantanal do Araguaia) apresenta topografia plana e baixa altitude (média de 200 m), nível do lençol freático superficial elevado, predominância de Plintossolos e Gleissolos, ambos com impedimento de drenagem e periodicidade de inundações (Brasil, 1994). O Pantanal do Araguaia é inundado por cinco meses durante o período chuvoso, pelas cheias dos rios das Mortes e Araguaia e é formado por fitofisionomias florestais, savânicas e campestres do Cerrado, destacando-

se o campo limpo, campo sujo, cerrado sentido restrito, cerradão, floresta estacional semidecidual aluvial e fragmentos naturais de florestas inundáveis, denominados regionalmente de impucas (Eiten, 1985; Marimon *et al.*, 2008; Ribeiro & Walter, 2008). As fitofisionomias se estabelecem em função dos diferentes regimes de inundação determinados pelas variações no relevo. De acordo com Martins *et al.* (2002), as impucas localizam-se em depressões de superfície rebaixada em relação à planície (0,4 a 1,2 m), e apresentam formatos que variam de circular a alongado.

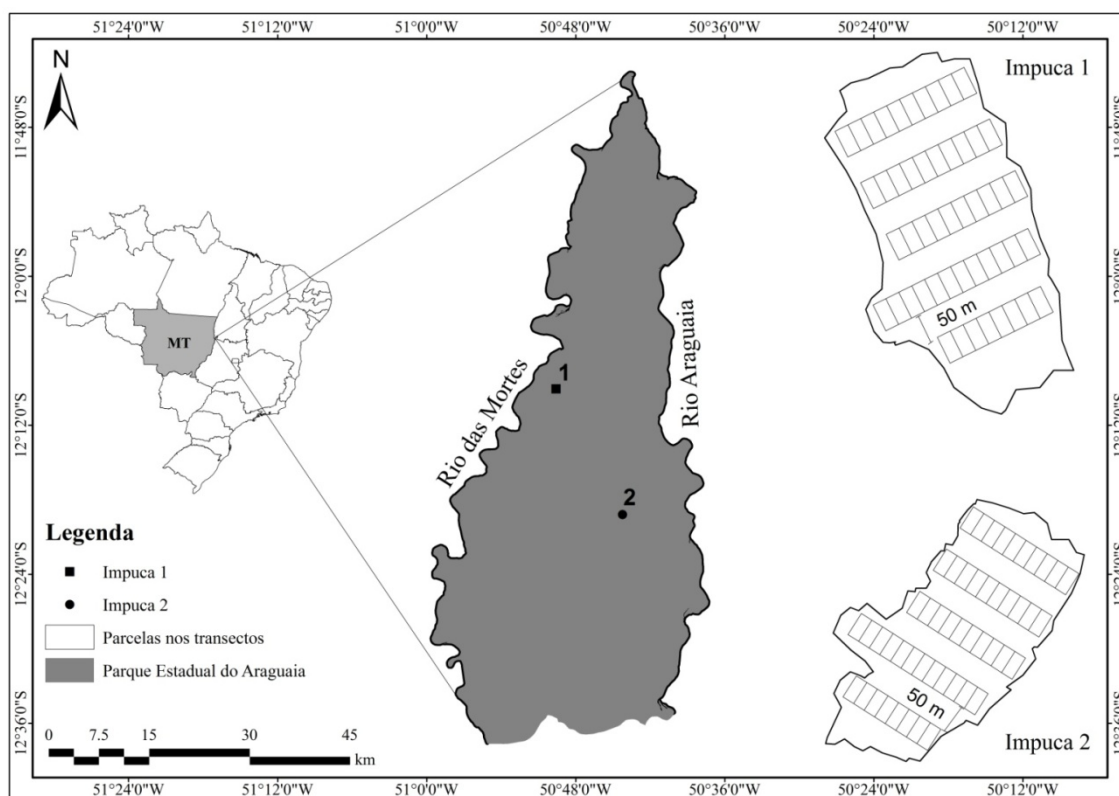


Figura 1. Localização dos fragmentos naturais de florestas inundáveis (impucas) amostradas no Parque Estadual do Araguaia (PEA), no estado de Mato Grosso e disposição das parcelas nos transectos instalados em cada impuca.

O clima da região é do tipo Aw_i , segundo a classificação de Köppen, conhecido como tropical continental sempre quente, que se caracteriza por uma estação seca entre abril e setembro e uma chuvosa entre outubro e março (Silva *et al.*, 2008).

Coleta de dados

Foram estabelecidas nas duas impucas cinco transecções paralelas e transversais, com largura de 20 metros e distância mínima de 50 m entre elas. As transecções foram subdivididas em 50 parcelas permanentes de 10 x 20 m, totalizando um hectare amostrado em cada impuca em agosto de 2007. Foram etiquetadas, identificadas e registradas todas as plantas vivas (incluindo lianas e palmeiras) e mortas em pé que apresentaram diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 5 cm. Nas duas impucas, em agosto de 2010, todos os indivíduos sobreviventes foram remeidos e os recrutados (indivíduos que atingiram o critério mínimo de inclusão de 5 cm) foram etiquetados, identificados e registrados. A identificação foi realizada por comparação em herbários (Herbários NX e UB) e por consultas à especialistas. Todo o material fértil foi incorporado ao acervo do Herbário NX, Universidade do Estado de Mato Grosso, *Campus* de Nova Xavantina. O sistema de classificação adotado para as famílias foi o proposto por APG III (2009).

Após a primeira amostragem da vegetação em 2007, duas queimadas acidentais ocorreram nas impucas. A primeira na impuca 1, em setembro de 2007, atingiu 30 parcelas e a segunda, em setembro de 2008, atingiu 35 parcelas da impuca 2. Para analisar o efeito do fogo sobre a composição florística, abundância relativa e riqueza de espécies as parcelas das impucas estudadas foram agrupadas em sítio queimado (SQ) e não queimado (SN). Dessa forma, as parcelas da impuca 1 foram classificadas em: 1. sítios amostrados em 2007 antes de serem queimados (SQ-2007); 2. sítios amostrados em 2007 que não foram queimados (SN-2007); 3. sítios amostrados em 2010 que foram atingidos pela queimada (SQ-2010); 4. Sítios amostrados em 2010 que não foram queimados (SN-2010). A mesma classificação foi feita para a impuca 2, considerando apenas que a queimada nessa impuca ocorreu no ano de 2008. Para diversidade funcional as espécies foram agrupadas em SQ e NQ, sem a distinção de qual impucas estas ocorreram. Os dados de atributos funcionais foram obtidos por meio de coletas em campo (altura e área basal da planta e tamanho do fruto), consulta ao acervo do Herbário NX (tamanho do fruto), e consulta à bibliografias e *sites* especializados (tipo de fruto, tamanho, dispersão, polinização e forma de vida).

Em setembro de 2007, no período da seca, mês no qual a umidade relativa média do ar foi baixa (43,4%) e não houve registro de precipitação (dados da Estação Meteorológica da Fazenda Tanguro, Querência-MT, distante cerca de 150 km da área de estudo) presenciamos e registramos a queimada na impuca 1. Na ocasião, verificamos que o fogo era rasteiro e adentrava rapidamente na floresta, provavelmente em função

da espessa camada de serapilheira e malha de raízes que caracteriza este tipo de floresta (Barbosa *et al.*, 2011). Em diversos pontos da floresta verificamos que a camada de folhas depositada sobre o solo não queimou, mas a malha de raízes (abaixo das folhas) foi queimada. No mês seguinte, ao retornarmos à impuca 1, identificamos diversas árvores mortas em pé onde o sistema radicular havia sido integralmente danificado pelo fogo, e algumas plantas permaneciam literalmente suspensas no ar e sem sinais evidentes de queimada no tronco e copa. Em 2008, na impuca 2, um mês após a passagem do fogo, também observamos o mesmo padrão de queimada na camada superficial de raízes e com árvores mortas em pé e, às vezes, suspensas pela copa.

Análise de dados

Para efeito de comparação, todas as análises apresentadas neste estudo foram realizadas com o propósito de verificar o efeito do fogo sobre a composição florística e estrutural. Para tal foram feitas comparações entre os sítios queimados antes e depois da passagem do fogo (SQ-2007 x SQ-2010), bem como entre os sítios não queimados (SN-2007 x SN-2010), para cada impuca estudada.

Para avaliar a eficiência da amostragem, foi aplicada a técnica de rarefação para as espécies (amostras), baseadas no número de indivíduos (Gotelli & Colwell, 2001), com 1.000 randomizações e sem reposição. O desempenho dos estimadores de riqueza (Chao, Jackknife 1, Jackknife 2 e Bootstrap) foi avaliado por meio de uma análise de correlação dos valores estimados por cada estimador e dos valores observados, sendo selecionado o estimador que apresentou maior correlação com o número observado de espécies (Brose *et al.*, 2003; Walther & Moore, 2005). Todas estas análises foram realizadas a partir do pacote “vegan” do programa R (R Development Core Team, 2009).

Os valores de densidade de indivíduos, riqueza de espécies, número de gêneros e famílias foram calculados por parcelas para cada impuca e comparados entre os sítios (SQ e SN) pelo teste *t* de Wilcoxon (Hollander & Wolfe, 1973). Para verificação de mudanças florísticas e estruturais provocadas pelo fogo, foram feitas comparações entre os sítios queimados antes e depois da queimada (SQ-2007 x SQ-2010), bem como entre os sítios não queimados em 2007 e em 2010 (SN-2007 x SN-2010). A abundância relativa dos indivíduos das diferentes espécies nos SQ e SN foram comparadas antes e depois da queimada, por meio de histogramas. Para avaliar se houve diferença nos valores de abundância relativa entre os sítios SQ-2007 x SQ-2010 e SN-2007 x SN-

2010, também foi utilizado teste *t* de Wilcoxon. Para a realização destas análises foi utilizando o programa R (R Development Core Team, 2009)

O índice de diversidade funcional (DF) foi calculado com base em análises de agrupamentos (Podani & Schmera 2006). Foram selecionados sete atributos funcionais (Tabela 1), com seus respectivos significados ecológicos em relação ao fogo, de acordo com Cornelissen *et al.* (2003) e Cianciaruso (2009). Para avaliar se houve diferença no valor de DF nas parcelas que queimaram e não queimaram foi construída uma matriz das espécies nos sítios SQ e SN (baseada na presença e ausência) e uma matriz das espécies com seus respectivos atributos funcionais. Para calcular a matriz de distância entre as espécies foi utilizado o índice de Gower, que é adequado a diferentes tipos de escala e tolerante a ausência de valores (Gower, 1971; Podani & Schmera, 2006). Também foi calculado o valor da correlação cofenética para verificar o quanto da matriz de distância foi preservado no agrupamento (Podani, 2000). A análise de agrupamento produz uma classificação na forma de um dendrograma (Podani & Schmera, 2006). Petchey e Gaston (2002) definem DF como o comprimento (total dos ramos) do dendrograma.

Para a análise da DF, todas as parcelas dos SQ e SN das impucas 1 e 2, foram considerados juntas para a amostragem de 2007 e 2010, sem a distinção de qual fragmento a espécie ocorreu. Desta forma, para cada uma das parcelas queimadas (SQ) e não queimadas (SN) foram calculados os valores de DF antes (2007) e depois do fogo (2010) e estes valores foram comparados usando o teste *t* de Wilcoxon (Hollander & Wolfe, 1973). As comparações foram realizadas entre SQ-2007 e SQ 2010 e entre SN-2007 e SN 2010. Para as análises de DF foi utilizado o pacote “vegan” do programa R (R Development Core Team, 2009).

Tabela 1. Atributos funcionais utilizados baseados em Cornelissen *et al.* (2003) e Cianciaruso (2009) para calcular o valor de Diversidade Funcional dos sítios queimados (SQ) e não queimados (SN) em duas impucas no Parque Estadual do Araguaia, Novo Santo Antônio, MT. m= metro, cm= centímetro, Cat.= categórico.

Atributos	Unidade	Significado ecológico
Altura total da planta	m	Fecundidade, vigor competitivo, tolerância ao distúrbio
Área basal média	m ²	Capacidade de sobrevivência e vigor competitivo
Tamanho do fruto	cm	Vigor competitivo, capacidade de colonização
Tipo de dispersão	Cat.	Capacidade de colonização
Tipo de polinização	Cat.	Capacidade de colonização
Tipo de fruto	Cat.	Vigor competitivo, capacidade de colonização
Forma de vida	Cat.	Vigor competitivo, resposta a distúrbios

Resultados e discussão

A riqueza registrada nos SQ e SN das impucas estudadas variou entre 23 e 44 espécies (Figura 2), enquanto que a riqueza estimada variou de 24,6 a 45,5 espécies (estimador Bootstrap). Nos SQ, a riqueza de espécies diminuiu significativamente nas duas impucas, entre os anos de 2007 (antes da queimada) e 2010 (depois da queimada). Entretanto, para os SN em ambas as impucas não houve diferença significativa entre os anos 2007 e 2010 (Tabela 2).

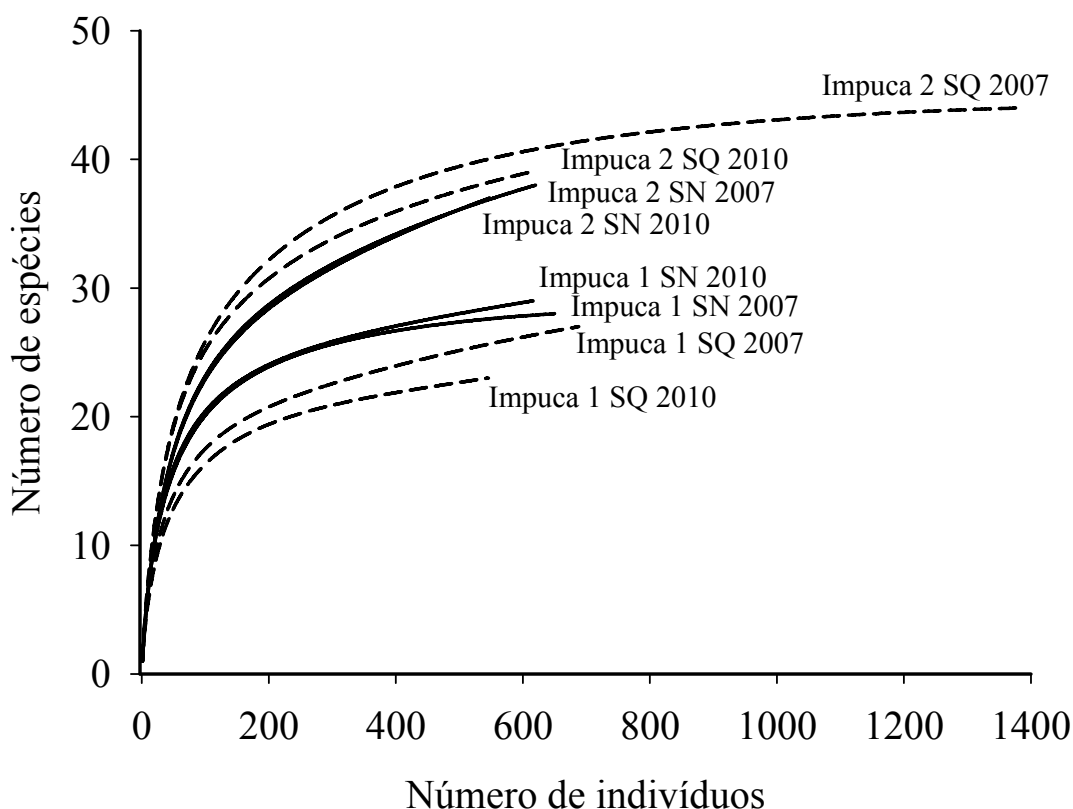


Figura 2. Curva de acumulação de espécies (Mao Tau) das comunidades dos sítios queimados e não queimados de dois fragmentos naturais de floresta inundável (impucas) no Parque Estadual do Araguaia, Novo Santo Antônio, MT. SN= sítios não queimados (—), SQ= sítios queimados (---), SQ 2007= sítios antes de queimar, SQ 2010= sítios depois de queimar.

Nos sítios não queimados (SN) ocorreram pequenas alterações florísticas nas duas impucas entre os anos 2007 e 2010. No SN da impuca 1, foi registrado o aparecimento de uma única espécie de cipó (*Securidaca bialata*). No SN da impuca 2 ocorreram duas novas espécies (*Erythroxylum anguifugum* e *Croton cuneatus*) e duas outras desapareceram (*Pagamea guianensis* e Apocynaceae NI) (Tabela 3). No entanto, para os SQ foram registradas as maiores reduções na composição florística, com a perda

de quatro espécies na impuca 1 (*Byrsonima riparia*, *Connarus perrotetti*, *Diospyros tetrandra* e *Genipa americana*) e cinco da impuca 2, após a passagem do fogo (*Croton cuneatus*, *Davilla kunthii*, *Discocarpus spruceanus*, *Ocotea cernua* e *Pera schomburgkiana*), sem o registro de novas espécies nas duas impucas (Tabela 3).

Tabela 2. Valores absolutos de densidade e riqueza de espécies para os sítios não queimados (SN) e sítios queimados (SQ) antes (no de 2007) e depois (ano de 2010) da passagem do fogo em duas impucas no Parque Estadual do Araguaia, Novo Santo Antônio, MT. Valores de riqueza de espécies, gêneros e famílias e densidade indicam diferenças para o teste *t*-pareado. *p*= valor de significância do teste *t*-pareado, *= *p*< 0,05, ***=*p*< 0,001 e n.s.= não significativo.

	Densidade				Riqueza de espécies					
	2007		2010		<i>p</i>	2007		2010		<i>p</i>
	SN	SQ	SN	SQ		SN	SQ	SN	SQ	
Impuca 1	650		616		n.s.	28		29		n.s.
		688		546	***		27		23	***
Impuca 2	620		548		n.s.	38		37		n.s.
		1.383		611	***		44		39	*

Neste estudo, todas as espécies que apareceram e desapareceram durante o período de amostragem possuíam abundância igual ou inferior a cinco indivíduos, com exceção de *Pagamea guianensis* no SN da impuca 2, que apresentou inclusão de nove indivíduos (Tabela 3). Em florestas tropicais, as perdas e ganhos de espécies, geralmente estão relacionadas às espécies com baixa abundância (Kellman *et al.*, 1998; Werneck *et al.*, 2000; Pinto & Hay, 2005; Paiva *et al.*, 2007; Silva & Araújo, 2009). Kellman *et al.* (1998) enfocaram que as espécies raras (baixa abundância) são mais susceptíveis a flutuações ambientais, podendo sofrer extinção local (“pseudo-extinção”) e reaparecer em amostragens futuras por migração, banco de sementes, recrutamento de plântulas e indivíduos que não alcançaram o limite mínimo de inclusão adotado (Swaine *et al.*, 1987; Kellman *et al.*, 1998; Werneck *et al.*, 2000; Pinto & Hay, 2005; Silva & Araújo, 2009).

O número de espécies diferiu somente nos SQ das duas impucas (Tabela 2). Em comunidades florestais sob reduzida interferência antrópica, tem sido registrado um padrão de pequenas mudanças na composição florística, como em florestas de galeria (Braga & Rezende, 2007; Lopes & Schiavini, 2007) e em florestas secas (Werneck *et al.*, 2000; Paula *et al.*, 2002; Paiva *et al.*, 2007; Silva & Araújo, 2009).

Em 2007, no SN da impuca 1, foram registradas apenas duas (7,1%) espécies raras (um indivíduo), já em 2010, neste mesmo sítio, foram registradas cinco espécies (17,2%). Este aumento de espécies raras também ocorreu no sítio SN da impuca 2, onde o número de espécies raras aumentou de nove (23,7%) em 2007 para 10 (27%) em 2010. Em relação ao SQ, na impuca 1 houve a diminuição do número de espécies raras de seis (22,2%) para quatro (17,4%). Entretanto, na impuca 2 foi observado o aumento do número de espécies raras de duas (4,5%) em 2007 para sete (18%) em 2010. Neste caso, seis das espécies do SQ da impuca 2, com densidades entre dois e 11 indivíduos, passaram a ser raras devido a perda de indivíduos, ressaltando-se também que quatro espécies (*Croton cuneatus*, *Davilla kunthii*, *Discocarpus spruceanus* e *Pera bicolor*), que não eram raras, desapareceram deste sítio após a passagem do fogo (Tabela 2).

Para o SQ da impuca 2 somente uma espécie continuou como rara (*Eugenia* sp.) e oito espécies que apresentavam reduzida abundância (< 10 indivíduos) tornaram-se raras (dentre elas destacam-se *Alchornea discolor* e *Cathedra acuminata*). No entanto, para o SN desta mesma impuca sete espécies raras se mantiveram como raras (como *Duroia prancei* e *Hydrochorea corymbosa*) e somente duas espécies passaram de reduzida abundância para raras (*Davilla kunthii* e *Eugenia florida*). Na impuca 1, para o SQ e o SN, foi observado que duas espécies com reduzida abundância tornaram-se raras e duas espécies raras continuaram nesta categoria em cada sítio (Tabela 2). Neste estudo observou-se que tanto a diminuição como o aumento do número de espécies raras esteve relacionado com a perda de indivíduos e não com a inclusão de novos indivíduos. Assim, espécies raras, como *Byrsonima riparia* e *Connarus perrottetti* foram excluídas e algumas espécies com reduzida abundância, como *Passiflora haematostigma* e *Cathedra acuminata* se tornaram raras no SQ. Além disso, a inclusão de novas espécies raras foi registrada somente no SN. Sugere-se que a presença do fogo nestes ambientes alagáveis pode ser determinante nas mudanças do número de espécies raras nas impucas. Em florestas tropicais livres de distúrbios antrópicos, as mudanças na composição de espécies são baixas (Swaine *et al.* 1987). Neste estudo, mesmo com a pequena perda de espécies, a elevada redução no número de indivíduos nos SQ (Tabelas 2 e 3) levou algumas espécies de abundância intermediária ou muito abundantes a se tornem escassas, tal como registrado por Lopes & Schiavini (2007) em uma floresta de galeria, sujeita a perturbações naturais. Sendo assim, além do fogo reduzir a riqueza local, por excluir espécies raras e abundantes, também aumenta os riscos de extinções locais futuras, porque reduz as densidades das populações tornando-as vulneráveis.

O número de espécies raras (1 indivíduo) nas duas impucas variou entre 4,5 e 27%, e estes valores estiveram abaixo dos comumente encontrados em florestas tropicais, que variam de 25 a 35% (Swaine *et al.*, 1987). Geralmente nas florestas tropicais cerca de 1/4 a 1/3 das espécies possuem tendência a serem amostradas com baixas densidades (Swaine *et al.*, 1987), fato corroborado em vários estudos em florestas brasileiras não sujeitas à inundação sazonal (Pinto & Hay, 2005; Paiva *et al.*, 2007; Silva & Araújo, 2009), cujas porcentagens de raridade variaram entre 23 e 27%. Sugere-se que os menores valores de espécies raras registrados nas impucas estudadas seja devido às características de inundação sazonal destes ambientes, o que tende a limitar o estabelecimento de espécies não tolerantes à saturação hídrica (Worbes *et al.*, 1992; Richards, 1996; Ivanauskas *et al.*, 2004; Assis & Wittmann, 2010), que se reflete em uma comunidade dominada por poucas espécies, e com poucas espécies raras (Barbosa *et al.*, 2011). Adicionalmente, as queimadas em anos anteriores, nestes ambientes estudados (Barbosa *et al.*, 2011), além de reduzirem a riqueza e a densidade de indivíduos, podem já ter eliminado várias outras espécies de baixa abundância, contribuindo para a diminuição da porcentagem de espécies raras. Dessa forma, as reduções nas densidades de indivíduos de algumas espécies e os baixos valores de raridade, sugerem que as queimadas frequentes reduzem a riqueza.

Tabela 3. Famílias e espécies registradas em dois fragmentos naturais de floresta inundável (impucas) no Parque Estadual do Araguaia, Novo Santo Antônio, MT. DA= Densidade Absoluta (nº/ha), SN= sítio não queimado, SQ= sítio queimados, antes (no de 2007) e depois (ano de 2010) da passagem do fogo nas duas impucas, (--)= ausente.

Espécie	Família	Impuca 1 (DA)				Impuca 2 (DA)			
		2007		2010		2007		2010	
		SN	SQ	SN	SQ	SN	SQ	SN	SQ
<i>Xylopia calophylla</i> R.E.Fr.	Annonaceae	94	16	82	10	14	31	11	12
<i>Malouetia flavescens</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) Müll.Arg.	Apocynaceae	4	--	4	--	--	9	--	2
Apocynaceae NI	Apocynaceae	--	--	--	--	--	--	1	--
<i>Mauritiella armata</i> (Mart.) Burret	Arecaceae	6	28	6	19	--	--	--	--
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Calophyllaceae	21	17	19	9	7	26	6	14
<i>Maytenus</i> sp.	Celastraceae	12	15	13	8	--	--	--	--
<i>Salacia impressifolia</i> (Miers) A.C.Sm.	Celastraceae	1	--	1	--	3	10	2	4
<i>Hirtella gracilipes</i> (Hook.f.) Prance	Chrysobalanaceae	3	--	3	--	11	7	12	6
<i>Licania apetala</i> (E.Mey.) Fritsch	Chrysobalanaceae	59	259	59	244	38	37	36	21
<i>Licania kunthiana</i> Hook. f.	Chrysobalanaceae	2	--	2	--	49	83	43	53
<i>Garcinia madruno</i> (Kunth) Hammel	Clusiaceae	11	--	13	--	--	--	--	--
<i>Combretum laxum</i> Jacq.	Combretaceae	16	8	18	3	20	113	15	5
<i>Connarus perrottetti</i> (DC.) Planch.	Connaraceae	--	1	--	--	--	--	--	--
<i>Davilla kunthii</i> A. St.-Hil.	Dilleniaceae	--	--	--	--	2	5	1	--
<i>Diospyros tetrandra</i> Hiern	Ebenaceae	20	1	19	--	38	23	33	8
<i>Diospyros poeppigiana</i> A. DC.	Ebenaceae	23	--	26	--	15	63	14	24
<i>Sloanea garckeana</i> K.Schum.	Elaeocarpaceae	--	--	--	--	7	36	7	23
<i>Alchornea discolor</i> Poepp.	Euphorbiaceae	--	--	--	--	--	4	--	1
<i>Croton cuneatus</i> Klotzsch	Euphorbiaceae	--	2	--	1	1	2	--	--
<i>Mabea paniculata</i> Spruce ex Benth.	Euphorbiaceae	41	55	39	45	9	46	9	25
<i>Pera bicolor</i> (Klotzsch) Müll.Arg.	Euphorbiaceae	6	11	6	10	3	4	3	--
<i>Erythroxylum anguifugum</i> Mart.	Erythroxylaceae	--	--	--	--	1	--	--	--
<i>Hydrochorea corymbosa</i> (Rich.) Barneby & J.W.Grimes	Fabaceae	9	10	9	6	1	--	1	--
<i>Leptolobium nitens</i> Vogel	Fabaceae	33	31	30	28	5	19	5	15
<i>Machaerium inundatum</i> (Mart. ex Benth.) Ducke	Fabaceae	--	--	--	--	1	6	1	2

Tabela 2. (continuação).

<i>Ormosia excelsa</i> Benth.	Fabaceae	16	34	16	30	--	--	--	--
<i>Tachigali bracteosa</i> (Harms) Zarucchi & Pipoly	Fabaceae	52	72	37	34	11	28	10	19
<i>Ochthocosmus multiflorus</i> Ducke	Ixonanthaceae	175	27	168	22	31	129	30	66
<i>Ocotea cernua</i> (Nees) Mez	Lauraceae	4	11	4	3	--	1	--	--
<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Mart. ex Miers	Lecythidaceae	--	--	--	--	13	51	10	28
<i>Strychnos guianensis</i> (Aubl.) Mart.	Loganiaceae	--	--	--	--	1	10	1	6
<i>Byrsonima riparia</i> W.R. Anderson	Malpighiaceae	--	1	--	--	--	--	--	--
<i>Mouriri acutiflora</i> Naudin	Melastomataceae	15	5	15	5	6	13	3	8
<i>Eugenia florida</i> DC.	Myrtaceae	--	--	--	--	2	8	1	5
<i>Eugenia</i> sp.	Myrtaceae	--	1	--	1	--	1	--	1
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Myrtaceae	--	--	--	--	4	3	4	2
Myrtaceae NI	Myrtaceae	--	--	--	--	--	2	--	1
<i>Neea ovalifolia</i> Spruce ex J.A.Schmidt	Nyctaginaceae	--	--	--	--	--	9	--	3
<i>Cathedra acuminata</i> (Benth.) Miers	Olacaceae	--	--	--	--	8	5	7	1
<i>Dulacia egleri</i> (Bastos) Sleumer	Olacaceae	6	--	8	--	8	24	6	11
<i>Passiflora haematostigma</i> Mart. ex Mast.	Passifloraceae	2	1	1	1	1	11	1	1
<i>Ternstroemia candolleana</i> Wawra	Pentaphyllacaceae	7	2	6	1	22	48	21	20
<i>Discocarpus spruceanus</i> Müll. Arg.	Phyllanthaceae	--	--	--	--	1	2	1	--
<i>Securidaca bialata</i> Benth.	Polygalaceae	--	--	1	--	--	--	--	--
<i>Symmeria paniculata</i> Benth.	Polygonaceae	--	--	--	--	23	40	21	14
<i>Panopsis rubescens</i> (Pohl) Rusby	Proteaceae	1	2	1	3	2	3	2	3
<i>Roupala montana</i> Aubl.	Proteaceae	--	--	--	--	21	67	19	29
<i>Duroia prancei</i> Steyerm.	Rubiaceae	9	62	9	49	1	7	1	2
<i>Genipa americana</i> L.	Rubiaceae	--	1	--	--	--	4	--	1
<i>Pagamea guianensis</i> Aubl.	Rubiaceae	--	--	--	--	--	19	9	14
<i>Casearia</i> sp.	Salicaceae	--	--	--	--	--	2	--	1
<i>Micropholis gardneriana</i> (A.DC.) Pierre	Sapotaceae	--	--	--	--	226	355	198	150
<i>Pouteria trilocularis</i> Cronquist	Sapotaceae	2	8	1	7	2	13	2	7
<i>Simaba orinocensis</i> Kunth	Simaroubaceae	--	--	--	--	1	4	1	3
<i>Vochysia divergens</i> Pohl	Vochysiaceae	--	7	--	7	--	--	--	--

Para abundância relativa das espécies foi registrada redução significativa entre SQ-2007 e SQ-2010 da impuca 1 ($T_{26}= 3,50$; $p= 0,001$) e da impuca 2 ($T_{38}= 1,99$; $p < 0,05$). Enquanto que nos SN a redução ocorrida, na abundância relativa da maioria das espécies, não foi significativa tanto para a impuca 1 ($T_{28}= 1,63$; $p= 0,11$) quanto para a impuca 2 ($T_{43}= 1,00$; $p= 0,32$) (Figura 3). Assim, sugere-se que a redução significativa na abundância relativa das espécies nos SQ é resultante da passagem do fogo.

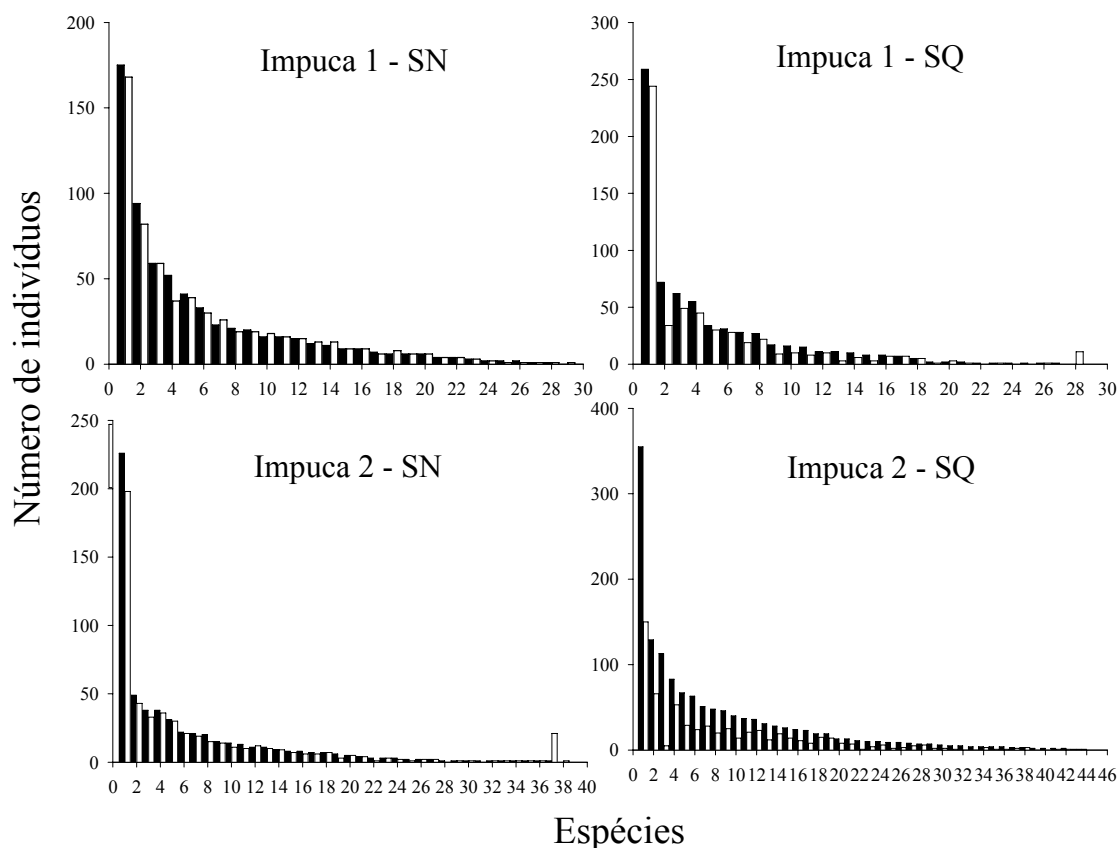


Figura 3. Abundância relativa de espécies lenhosas de dois fragmentos naturais de floresta inundável (impucas) no Parque Estadual do Araguaia, Novo Santo Antônio, MT, Brasil. Em cada sítio as espécies estão ordenadas pelo maior valor de abundância em 2007. Barras pretas representam a abundância da espécie em 2007 e barras brancas representam a abundância em 2010. SN= sítios não queimados e SQ= sítios depois de queimados.

As observações realizadas nas duas impucas, após a passagem do fogo, contrastam com a sugestão de alguns autores que mencionam que os incêndios rasteiros nas florestas da região amazônica seriam menos destrutivos que os incêndios de copa (Nepstad *et al.*, 1999). Em algumas situações, alguns autores até recomendam os incêndios rasteiros como tratamento pós-extração madeireira para estimular a rápida

regeneração de espécies pioneiras (Nepstad *et al.*, 1999). A referida técnica pode até ser recomendada para florestas de terra-firme na Amazônia, contudo, com base nos resultados do presente estudo (redução das densidades em parcelas queimadas) e nas observações efetuadas nas impucas logo após as queimadas (eliminação das raízes das árvores), sugere-se que incêndios rasteiros em florestas inundáveis podem ser tão ou mais destrutivos que os incêndios de copa. Uma vez eliminado o sistema radicular, não há como a árvore sobreviver (Nepstad *et al.*, 1999), ao passo que, dependendo da intensidade e amplitude de um incêndio de copa a árvore ainda poderá substituir as folhas e sobreviver. Outro efeito danoso dos incêndios rasteiros refere-se à eliminação das plântulas, ervas e fauna do solo, que podem alterar drasticamente a estrutura e a composição florística da floresta após a passagem do fogo (Sousa-Júnior, 2006).

Nas florestas da região amazônica os primeiros fogos que entram em florestas não inundáveis costumam não causar grandes danos (Nepstad *et al.*, 1999). No entanto, quando as árvores maiores morrem devido à queimada, que pode ocorrer até dois a três anos depois da passagem do fogo, estas se decompõem e caem, ocasionando novas aberturas no dossel e adicionando mais combustível ao chão da floresta, aumentando a probabilidade de ocorrência de novos incêndios nos anos subsequentes (Nepstad *et al.*, 1999; Cochrane *et al.*, 1999; Nepstad *et al.*, 2001; Alencar *et al.*, 2006). Por exemplo, em incêndios ocorridos em florestas amazônicas a riqueza de espécies foi inversamente proporcional à intensidade da queimada (Cochrane & Schulze, 1999). De acordo com os referidos autores, houve redução da cobertura do dossel, da biomassa viva e da densidade de indivíduos adultos com o aumento da frequência/intensidade da ocorrência de fogo. Até mesmo em áreas onde as queimadas foram menos intensas 70% das populações de plântulas e lianas foram eliminadas pelo fogo.

O principal dano causado pelo incêndio florestal rasteiro é o aquecimento dos caules das plantas além de seus limites de tolerância. Estes limites, em parte, são determinados pela capacidade da casca em proteger os tecidos condutores contra o fogo e quando estes tecidos são mortos, dentro de poucos meses ou anos ocorrerá a morte da planta (Nepstad *et al.*, 1999). Como as espécies de áreas inundáveis, em sua maioria, não são adaptadas à presença do fogo, as chamas se espalham pela espessa camada de serapilheira e malha de raízes, há danos expressivos às raízes das plantas, muitas vezes independentes da espessura da casca, reduzindo a riqueza e abundância relativa de espécies nas comunidades, visto que no presente estudo somente foi registrada diferença significativa entre os inventários para os SQ. Werneck *et al.* (2000) atribuíram a

pequena variação temporal da diversidade de espécies às baixas alterações que normalmente ocorrem nas densidades, especialmente em florestas tropicais submetidas a reduzidos distúrbios, este também poderia ser o caso dos SN no presente estudo. Por outro lado, grandes mudanças na diversidade podem estar relacionadas à presença de grandes distúrbios (Strasberg *et al.*, 1995), como seria o caso dos SQ no presente estudo.

Para os SN foi registrada uma redução na densidade de indivíduos de 5,2 e 11,6% para as impucas 1 e 2, respectivamente, entre os anos de 2007 e 2010. Entretanto, para os SQ os valores de redução foram de 20,6 e 55,8% (impucas 1 e 2, respectivamente), tendo sido registrada mudança significativa na densidade entre os inventários apenas para os SQ (Tabela 2). Em fitofisionomias savânicas têm sido registradas pequenas modificações de riqueza e diversidade entre diferentes períodos de amostragem (Libano & Felfili, 2006). Estas pequenas mudanças estão de acordo com a hipótese proposta por Archer *et al.* (1996), de que as savanas são relativamente estáveis, quando se refere à resistência e resiliência aos distúrbios provocados pelo fogo. No entanto, para ambientes florestais, mesmo com pequenas mudanças registradas na riqueza de espécies em curto prazo, a perda de um grande número de indivíduos poderá acarretar, em longo prazo, profundas modificações nos parâmetros estruturais e de funcionamento destes ecossistemas (Cochrane & Schulze, 1999).

Em áreas de floresta amazônica sujeitas a incêndios recorrentes (Holdsworth & Uhl, 1997) e floresta estacional (Silva *et al.* 2005) têm sido registradas altas taxa de mortalidade de árvores adultas. Por outro lado, em florestas sujeitas a reduzidos distúrbios antrópicos (Werneck *et al.* 2000; Chagas *et al.* 2001) são registradas pequenas reduções na densidade que podem estar relacionadas com o processo de autodesbaste de redução na densidade e ganho em área basal. Hoffmann & Moreira (2002) constataram que espécies de ambientes florestais não possuem adaptações de resistência ao fogo. Assim, sugere-se que a redução significativa da densidade arbórea nas impucas esteja relacionada com a presença do fogo. Esta redução na densidade de indivíduos pode levar à longo prazo, principalmente com fogos mais frequentes, a um maior risco de extinção local de espécies mais sensíveis, ou até mesmo na eliminação das impucas, processo também observado em campo, em impucas frequentemente queimadas.

O valor médio da diversidade funcional (DF) para SQ foi de $0,28 \pm 0,08$, em 2007 e $0,21 \pm 0,06$, em 2010 e para os SN de $0,31 \pm 0,06$, em 2007 e $0,29 \pm 0,06$, em

2010. Para ambos os sítios, o valor da correlação co-fenética encontrado (0,80) esteve acima do recomendado como adequada preservação da matriz de distância (Sneath & Sokal, 1973), indicando que os dados são robustos. Quando comparados os valores da DF para o SQ, foi verificada redução significativa após a queimada ($W= 3.281$; $p < 0,001$). Enquanto que, para o SN não foi registrada diferença significativa entre os valores de DF para os anos de 2007 e 2010 ($W= 702$; $p= 0,14$).

Assim, os sítios queimados apresentaram perda de DF nas duas impucas estudadas, reforçando a não adaptação de espécies florestais ao distúrbio fogo (Hoffmann *et al.*, 2003). O que se observa é que, mesmo sem mudança clara na composição de espécies, a comunidade estudada foi prejudicada pelo fogo, que está sendo refletida na perda de diversidade dos atributos funcionais analisados. Por outro lado, em ecossistemas que historicamente têm passado por eventos de fogo durante milhões de anos, as plantas desenvolveram mecanismos de tolerância ao fogo (Bond *et al.*, 2005). Desta forma, em comunidades savânicas, o fogo pode atuar na estruturação dos atributos funcionais (Pausas & Verdú, 2008; Cianciaruso, 2009), fato que não se aplica a comunidades não adaptadas ao fogo, como as impucas.

Mayfield *et al.* (2005), analisando a diversidade funcional de plantas herbáceas e subarbustivas em áreas protegidas e desmatadas, registraram que a DF não era necessariamente menor na área desmatada, e que os processos ecológicos que influenciam o funcionamento da comunidade diferiam entre uma área protegida e uma desmatada. Em uma área de cerrado, com diferentes frequências de fogo, Cianciaruso (2009) constatou que sítios sujeitos a queimadas anuais selecionam as espécies com atributos funcionais mais similares, que resulta na diminuição da DF. Segundo este autor a diferença no valor de DF esteve relacionada às espécies sensíveis ao fogo, e que não conseguem persistir nos sítios com fogos frequentes. Desta forma, como observado no presente estudo, onde nos sítios queimados ocorreu a diminuição da DF, o fogo pode estar selecionando as poucas espécies que possuem melhores características adaptativas de resistência ao processo de queimada.

Altos valores de diversidade funcional, que é uma medida contínua baseada na distribuição dos atributos das espécies, demonstram que as espécies são distintas em seus atributos funcionais (alta complementaridade) e baixos valores de DF demonstram que as espécies possuem atributos funcionais mais similares (baixa complementaridade) (Petchey & Gaston, 2002; Cianciaruso, 2009; Loiola *et al.*, 2010), sendo que a diversidade funcional está ligada diretamente com o funcionamento do ecossistema

(Petchey & Gaston, 2006). Como observado nos SQ das florestas inundáveis do presente estudo, as mudanças nos processos ecossistêmicos podem estar relacionadas à presença do fogo. Assim, comunidades florestais submetidas a fogos frequentes podem ter seus processos ecossistêmicos comprometidos. Assim, além do fogo alterar a composição florística e a estrutura, afeta também o funcionamento das comunidades.

Nesse estudo os sítios queimados apresentaram, em geral, maiores alterações na composição florística e na abundância relativa das espécies, bem como reduções na riqueza de espécies, densidades de indivíduos e diversidade funcional, corroborando a hipótese proposta de que os SQ sofrem maiores efeitos negativos devido à presença do fogo. Concluimos que o fogo é prejudicial a estes ambientes florestais inundáveis, podendo comprometer seus processos ecossistêmicos. Faz-se necessário a adoção de medidas, por parte dos órgãos públicos responsáveis, de prevenção, contenção e repressão de queimadas, pois com o aumento das frequências e intensidade de incêndios, as impucas poderão sofrer uma total descaracterização e até extinção, acarretando grandes perdas não só para a flora, mas também para a fauna presente nestas áreas.

Agradecimentos

Os autores agradecem à CAPES pela bolsa concedida ao primeiro autor, à Secretaria do Estado de Meio Ambiente de Mato Grosso (SEMA-MT), por permitir o desenvolvimento desta pesquisa e por disponibilizar o uso da sede do Parque Estadual do Araguaia. Aos biólogos Claudinei O. dos Santos, Paulo S. Morandi, Lucélia S. da Silva e Danielle C. F. Barbosa pelo auxílio na coleta de dados. Ao professor Guarino R. Colli pelo auxílio nas análises estatísticas. À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Mato Grosso (FAPEMAT) por financiar parte deste projeto. Agradecemos também ao programa de Cooperação Acadêmica Interinstitucional (PROCAD/CAPES: UnB – UNEMAT) que viabilizou recursos para a coleta de dados em 2010.

Referências bibliográficas

- Ackerly, D.D.; Thomas, W.W.; Ferreira, C.A.C. & Pirani, J.R. 1989. The forest-cerrado transition zone in southern Amazonia: results of the 1985 projeto flora amazonica expedition to Mato Grosso. **Brittonia** **41**: 113-128.
- Alencar, A.; Nepstad, D. & Diaz, M.D.C.V. 2006. Forest understory fire in the Brazilian Amazon in enso and non-enso years: area burned and committed carbon emissions. **Earth Interactions** **10**: 1-17.
- Alencar, A.; Nepstad, D.C.; McGrath, D.; Moutinho, P.; Pacheco, P.; Diaz, M.D.C.V. & Soares-Filho, B. 2004. **Desmatamento na amazônia; indo além da "emergência crônica"**. Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia, Belém, PA.
- APG III. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society** **161**: 105-121.
- Archer, S.; Coughenour, M.; Dall'aglio, C.; Fernandez, W.G.; Hay, J.; Hoffmann, W.; Klink, C.; Silva, J. & Solbrig, O.T. 1996. Savanna biodiversity and ecosystem properties. Pp. 207-224. In: O.T. Solbrig; E. Medina & J.F. Silva (Eds.). **Biodiversity and savanna ecosystem processes: a global perspective**. Ecological studies, Springer-Verlag, Berlin.
- Assis, R.L. & Wittmann, F. 2011. Forest structure and tree species composition of the understory of two central Amazonian várzea forests of contrasting flood heights. **Flora** **206**: 251-260.
- Balch, J.K.; Nepstad, D.; Brando, P.M.; Curran, L.; Portela, O.; Carvalho, O. & Lefebvre, P. 2008. Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. **Global Change Biology** **14**: 2276-2287.
- Barbosa, D.C.F.; Marimon, B.S.; Lenza, E.; Marimon-Júnior, B.H.; Oliveira, E.A. & Maracahipes, L. 2011. Estrutura da vegetação lenhosa em dois fragmentos naturais de florestas inundáveis (impucas) no Parque Estadual do Araguaia, Mato Grosso. **Revista Árvore** **35**: 457-471.
- Bond, W.J.; Woodward, F.I. & Midgely, G.F. 2005. The global distribution of ecosystems in a world without fire. **New Phytologist** **165**: 525-538.
- Braga, F.M.S. & Rezende, A.V., 2007. Dinâmica da vegetação arbórea da mata de galeria do Catetinho, Brasília-DF. **Cerne** **13**: 138-148.

- Brasil. 1994. Ministério do Meio Ambiente e da Amazônia Legal. IBAMA. **Plano de ação emergencial para o Parque Nacional do Araguaia**. Documento de Informações Básicas.
- Brito, E.R. 2005. **Florística e estrutura de fragmentos naturais de florestas inundáveis-ipucas-e identificação de áreas degradadas da Fazenda Lago Verde, Lagoa da Confusão-TO**. Tese de doutorado. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.
- Brito, E.R.; Martins, S.V.; Oliveira-Filho, A.T.; Silva, E. & Silva, A.F. 2006. Estrutura fitossociológica de um fragmento natural de floresta inundável em área de orizicultura irrigada, município de Lagoa da Confusão, Tocantins. **Revista Árvore** **30**: 829-836.
- Brito, E.R.; Martins, S.V.; Oliveira-Filho, A.T.; Silva, E. & Silva, A.F. 2008. Estrutura fitossociológica de um fragmento natural de floresta inundável em área de Campo Sujo, Lagoa da Confusão, Tocantins. **Acta Amazonica** **38**: 379-386.
- Brose, U.; Martinez, N.D. & Williams, R.J. 2003. Estimating species richness: sensitivity to sample coverage and insensitivity to spatial patterns. **Ecology** **84**: 2364-2377.
- Chagas, R.K.; Oliveira-Filho, A.T.; van den Berg, E. & Scolforo, J.R.S. 2001. Dinâmica de populações arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais. **Revista Árvore** **25**: 39-57.
- Cianciaruso, M.V. 2009. **Diversidade funcional: como incluir a variação intra-específica e o efeito do fogo em comunidades vegetais do cerrado**. Tese de doutorado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP.
- Cochrane, M.A.; Alencar, A.; Schulze, M.D.; Souza Jr., M.; Nepstad, D.C.; Lefebvre, P. & Davidson, E.A., 1999. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. **Science** **284**: 1832-1835.
- Cochrane, M.A. & Schulze, M.D. 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: Effects on forest structure, biomass, and species composition. **Biotropica** **31**: 2-16.
- Cornelissen, J.H.C.; Lavorel, S.; Garnier, E.; Díaz, S.; Buchmann, N.; Gurvich, D.E.; Reich, P.B.; Steege, H.T.; Morgan, H.D.; Heijden, A.V.D.; Pausas, J.G. & Poorter, H. 2003. A handbook of protocols for standardized and easy measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany** **51**: 335-380.

- Eiten, G. 1985. Vegetation near Santa Teresinha, NE Mato Grosso. **Acta Amazonica** **3-4**: 275-301.
- Gotelli, N.J. & Colwell, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters** **4**: 379-391.
- Gower, J.C. 1971. A general coefficient of similarity and some of its properties. **Biometrics** **27**: 857-874.
- Hoffmann, W.A. & Moreira, A.G. 2002. The role of fire in population dynamics of woody plants. Pp. 159-177. In: P.S. Oliveira & R.J. Marquis (Eds.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical Savanna**. Columbia University Press, New York.
- Hoffmann, W.A.; Orthen, B. & Nascimento, P.K.V. 2003. Comparative fire ecology of tropical savanna and forest trees. **Functional Ecology** **17**: 720-726.
- Holdsworth, A.R. & Uhl, C. 1997. Fire in Amazonian selectively logged rain forest and the potential for fire reduction. **Ecological Applications** **7**: 713-725.
- Hollander, M. & Wolfe, D.A. 1973. **Nonparametric Statistical Methods**. John Wiley & Sons, New York.
- Ivanauskas, N.M.; Monteiro, R. & Rodrigues, R.R. 2004. Estrutura de um trecho de floresta Amazônica na bacia do alto rio Xingu. **Acta Amazonica** **34**: 275-299.
- Kellman, M.; Tackaberry, R. & Rigg, L. 1998. Structure and function in two tropical gallery forest communities: implications for forest conservation in fragmented systems. **Journal of Applied Ecology** **35**: 195-206.
- Libano, A.M. & Felfili, J.M. 2006. Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de um cerrado *sensu stricto* do Brasil Central em um período de 18 anos (1985-2003). **Acta Botanica Brasilica** **20**: 927-936.
- Loiola, P.P.; Cianciaruso, M.V.; Silva, I.A. & Batalha, M.A. 2010. Functional diversity of herbaceous species under different fire frequencies in Brazilian savannas. **Flora** **205**: 674-681.
- Lopes, S.F. & Schiavini, I. 2007. Dinâmica da comunidade arbórea de mata de galeria da Estação Ecológica do Panga, Minas Gerais, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **21**: 249-261.
- Marimon, B.S. & Lima, E.S. 2001. Caracterização fitofisionômica e levantamento florístico preliminar no Pantanal dos rios Mortes-Araguaia, Cocalinho, Mato Grosso, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **15**: 213-229.

- Marimon, B.S.; Lima, E.S.; Duarte, T.G.; Chieregatto, L.C. & Ratter, J.A. 2006. Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso, Brazil. IV. an analysis of the cerrado–amazonian forest ecotone. **Edinburgh Journal of Botany** **63**: 323-341.
- Marimon, B.S.; Marimon-Júnior, B.H.; Lima, H.S.; Jancoski, H.S.; Franczak, D.D.; Mews, H.A. & Moresco, M.C. 2008. **Pantanal do Araguaia - Ambiente e povo: guia de ecoturismo**. Editora UNEMAT, Cáceres, MT.
- Martins, A.K.E.; Schaefer, C.E.G.R.; Silva, E.; Soares, V.P.; Corrêa, G.R. & Mendonça, B.A.F. 2006. Diagnóstico ambiental no contexto da paisagem de fragmentos florestais naturais "ipucas" no município de lagoa da confusão, Tocantins. **Revista Árvore** **30**: 297-310.
- Martins, I.C.M.; Soares, V.P.; Silva, E. & Brites, R.S. 2002. Diagnóstico ambiental no contexto da paisagem de fragmentos florestais naturais "ipucas" no município de lagoa da confusão, Tocantins. **Revista Árvore** **26**: 299-309.
- Martins, S.V.; Brito, E.R.; Oliveira-Filho, A.T.; Silva, A.F. & Silva, E. 2008. Floristic composition of two wetland forests in Araguaian Plain, State of Tocantins, Brazil, and comparison with other areas. **Revista Árvore** **32**: 129-141.
- Mayfield, M.M.; Boni, M.F.; Daily, G.C. & Ackerly, A.D. 2005. Species and functional diversity of native and human-dominated plant communities. **Ecology** **86**: 2365-2372.
- Nepstad, D.; Carvalho, G.O.; Barros, A.C.; Alencar, A.; Capobianco, J.P.; Bishop, J.; Moutinho, P.; Lefebvre, P.A.; Silva, U.L. & Prins, E. 2001. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. **Forest Ecology and Management** **154**: 395-407.
- Nepstad, D.; Lefebvre, P.; Silva, U.L.; Tomassella, J.; Schlesinger, P.; Solórzano, L.; Moutinho, P.; Ray, D. & Benito, J.G. 2004. Amazon drought and its implications for forest flammability and tree growth: a basin-wide analysis. **Global Change Biology** **10**: 704-717.
- Nepstad, D.; McGrath, D.; Alencar, A.; Barros, A.C.; Carvalho, G.; Santilli, M.; Dias, M.D.V. 2002. Frontier Governance in Amazonia. **Science** **295**: 629-630.
- Nepstad, D.C.; Moreira, A. & Alencar, A.A. 1999. **A Floresta em Chamas: origens, impactos e prevenção de fogo na Amazônia**. Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais do Brasil, Brasília, DF.

- Paiva, L.V.; Araújo, G.M., & Pedroni, F. 2007. Structure and dynamics of a woody plant community of a tropical semi-deciduous seasonal forest in the "Estação Ecológica do Panga", municipality of Uberlândia, Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** **30**: 365-373.
- Paula, F.; Silva, A.F.; Souza, A.L. & Santos, F.A.M. 2002. Alterações Florísticas Ocorridas num Período de Quatorze Anos na Vegetação Arbórea de uma Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa-MG. **Revista Árvore** **26**: 743-749.
- Pausas, J.G. & Verdú, M. 2008. Fire reduces morphospace occupation in plant communities. **Ecology** **89**: 2181-2186.
- Petchey, O.L. & Gaston, K.J. 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. **Ecology Letters** **5**: 402-411.
- Petchey, O.L. & Gaston, K.J. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters** **9**: 741-758.
- Pinto, J.R.R. & Hay, J.D.V. 2005. Mudanças florísticas e estruturais na comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** **28**: 523-539.
- Podani, J. 2000. Introduction to the exploration of multivariate biological data. Backhuys.
- Podani, J. & Schmera, D. 2006. On dendrogram-based measures of functional diversity. **Oikos** **115**: 179-185.
- R Development Core Team 2009. **R: a language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. 2008. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. Pp. 151-212. In: S.M. Sano; S.P. Almeida & J.F. Ribeiro (Eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. Embrapa Cerrados, Brasília, DF.
- Richards, P.W. 1996. **The tropical rainforest**. Cambridge University Press, Cambridge.
- Silva, F.A.M.; Assad, E.D. & Evangelista, B.A. 2008. Caracterização climática do bioma cerrado. Pp. 69-88. In: S.M. Sano; S.P. Almeida & J.F. Ribeiro (Eds.), **Cerrado: ecologia e flora**. Embrapa Cerrados, Brasília, DF.
- Silva, M.R. & Araújo, G.M. 2009. Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta semidecidual em Uberlândia, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasílica** **23**: 49-56.
- Silva, V.F.; Oliveira-Filho, A.T.; Venturin, N.; Carvalho, W.A.C. & Gomes, J.B.V. 2005. Impacto do fogo no componente arbóreo de uma floresta estacional

- semidecídua no município de Ibituruna, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **19**: 701-716.
- Sneath, P.H.A. & Sokal, R.R. 1973. **Numerical taxonomy: the principles and practice of numerical classification**. Freeman, San Francisco.
- Sousa-Júnior, A.F. 2006. **Dislexia institucional: fogo, fumaça e cinzas em Roraima**. Tese de doutorado. Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- Swaine, M.D.; Lieberman, D. & Putz, F.E. 1987. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology** **3**: 359-366.
- Toniato, M.T.Z.; Leitão-Filho, H.F. & Rodrigues, R.R. 1998. Fitossociologia de um remanescente de floresta higrófila (mata de brejo) em Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica** **21**: 197-210.
- Walther, B.A. & Moore, J. 2005. The concepts of bias, precision and accuracy, and their use in testing the performance of species richness estimators, with a literature review of estimator performance. **Ecography** **28**: 815-829.
- Werneck, M.S.; Franceschinelli, E.V. & Tameirão-Neto, E. 2000. Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante um período de quatro anos (1994-1998), na região do Triângulo Mineiro, MG. **Revista Brasileira de Biociência** **23**: 401-413.
- Worbes, M.; Klinge, H.; Revilla, J.D. & Martius, C. 1992. On the dynamics, floristic subdivision and geographical distribution of várzea forests in Central Amazonia. **Journal of Vegetation Science** **3**: 553-564.

**ARTIGO 2 - DINÂMICA DA COMUNIDADE LENHOSA DE FRAGMENTOS
NATURAIS DE FLORESTAS INUNDÁVEIS (IMPUCAS), NA TRANSIÇÃO
CERRADO-FLORESTA AMAZÔNICA, BRASIL**

Será submetido para: Plant Ecology & Diversity (Apêndice 1)

Dinâmica pós-fogo da vegetação lenhosa em fragmentos naturais de florestas inundáveis (impucas) na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Brasil¹

Leandro Maracahipes², Beatriz Schwantes Marimon^{3,6}, Eddie Lenza³, Ben Hur Marimon-Junior³, Edmar Almeida de Oliveira², Henrique Augusto Mews⁴, Leticia Gomes² & Ted R. Feldpausch⁵

RESUMO

Introdução: Distúrbios aumentam a complexidade estrutural das florestas, mudando o estoque de biomassa e padrões de crescimento, recrutamento e mortalidade que determinam a dinâmica temporal das comunidades, e podem alterar a composição, riqueza e diversidade de espécies.

Objetivo: Nós comparamos as mudanças nas taxas de recrutamento, mortalidade e reposição em um período de três anos entre sítios queimados (SQ) e não queimados (SN) de dois fragmentos naturais de florestas inundáveis, para determinar como o fogo altera os parâmetros de dinâmica da floresta.

Métodos: Em cada impuca foram estabelecidas 50 parcelas permanentes (20 x 10 m), dentro das quais foram identificados e mensurados todos os indivíduos com $DAP_{130} \geq 5$ cm, em dois censos em 2007 e 2010. Após a primeira amostragem um incêndio acidental atingiu 30 parcelas da impuca 1 e 35 da impuca 2, o que permitiu a comparação entre os sítios queimados e não queimados.

Resultados: As elevadas taxas de mortalidade (8,0 e 24,3%.ano⁻¹ para as impucas 1 e 2) e reposição (69 e 121,5%.ano⁻¹) observadas nos sítios queimados, comparadas com 3,7 e 5,2 %.ano⁻¹ (mortalidade), e 28,4 e 40,9 %.ano⁻¹ (reposição), respectivamente, para os sítios não queimados, e que pode ser atribuído a presença do fogo.

Conclusões: Embora estas impucas estejam inseridas em uma paisagem savânica adaptada a presença do fogo, as áreas queimadas possuem maiores taxas de mortalidade e reposição do que as não queimadas. Isto sugere que estes fragmentos (ilhas) de florestas são sensíveis ao aumento do regime regional de fogo.

Palavras-chave: floresta tropical, incêndio florestal, mortalidade, recrutamento

¹ Parte da dissertação de mestrado do primeiro autor.

² Universidade do Estado de Mato Grosso, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Nova Xavantina, MT, Brasil.

³ Universidade do Estado de Mato Grosso, Departamento de Ciências Biológicas, Nova Xavantina, MT, Brasil.

⁴ Universidade de Brasília, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Brasília, DF, Brasil.

⁵ Earth and Biosphere Institute, School of Geography, University of Leeds, Leeds, LS2 9JT, UK

⁶ Autor para correspondência: biamarimon@hotmail.com

Post-fire dynamics of woody vegetation in seasonally flooded forests (*impucas*) in the Cerrado-Amazonian Forest transition zone, Brazil

ABSTRACT

Background: Disturbance increases the structural complexity of forests, changes above-ground biomass stocks and patterns of growth, recruitment and mortality that determine community temporal dynamics, and may alter species composition, richness, and diversity.

Aim: We compared changes in recruitment, mortality, and turnover rates over three years between burned and unburned sites of two *impucas* (seasonally flooded natural forest islands in a predominantly savanna landscape) to determine how fire alters forest dynamics.

Methods: Within each *impuca* 50 permanent plots (20 x 10 m) were established and all individuals ≥ 5 cm diameter identified and measured in two censuses in 2007 and 2010. Unplanned fire burned 30 plots in *impuca* 1 and 35 in *impuca* 2 after the first sampling, which enabled the comparison between burned and unburned sites.

Results: The highest mortality (8.0 and 24.3% year⁻¹ for *impuca* 1 and 2) and turnover rates (69 and 121.5% year⁻¹) were observed in the burned sites, compared to 3.7 and 5.2% year⁻¹ (mortality), and 28.4 and 40.9% year⁻¹ (turnover), respectively, for the unburned sites, and may be attributed to fire presence.

Conclusions: Although these *impucas* are embedded in a fire-adapted savanna landscape, burned areas had higher mortality and turnover than unburned areas. This suggests that these forest island by be sensitive to increases in the regional fire regime.

Keywords: tropical forest, forest fire, mortality, recruitment.

Introdução

A dinâmica temporal de comunidades de plantas lenhosas é determinada pelo crescimento, recrutamento e mortalidade dos indivíduos (Lieberman *et al.* 1985). Análises da dinâmica de comunidades florestais tropicais têm constatado mudanças contínuas ao longo do tempo, tanto em relação aos indivíduos quanto às populações, mesmo quando as comunidades e populações são consideradas estáveis devido ao balanço entre recrutamento e mortalidade (Felfili 1995, Sheil *et al.* 2000; Corrêa & Berg 2002). As elevadas taxas de mortalidade e recrutamento em comunidades florestais têm sido atribuídas aos processos de fragmentação, mudanças climáticas e perturbações sofridas no passado (Phillips 1996; Lewis *et al.* 2004; Silva & Araújo 2009). Esses fenômenos justificam a importância de pesquisas de longo prazo, com a finalidade de detectar com maior acurácia os principais processos envolvidos nas mudanças estruturais e florísticas das comunidades ao longo do tempo. Estudos de dinâmica podem ainda subsidiar futuras iniciativas de conservação, manejo e recuperação de áreas degradadas (Schiavini *et al.* 1998).

A estrutura e dinâmica de formações florestais podem ser fortemente influenciadas pela presença de distúrbios, tanto de origem natural quanto antrópica (Thonicke *et al.* 2001; Sheil & Burslem 2003). Distúrbios em menor escala, como aqueles oriundos da queda ou quebra parcial de árvores, são responsáveis pelo aumento na complexidade estrutural e florística em florestas (Molino & Sabatier 2001; Budke *et al.* 2010). Em contrapartida, distúrbios em maior escala, tais como os desmatamentos, a fragmentação e a ocorrência de queimadas podem exercer forte efeito sobre a dinâmica de uma floresta, podendo causar redução da riqueza e diversidade de espécies (Strasberg *et al.* 1995; Thonicke *et al.* 2001). Atualmente são escassas as informações referentes aos efeitos de distúrbios como a inundação (Guilherme *et al.* 2004) e a entrada de fogo (Nepstad *et al.* 1999; Nepstad *et al.* 2001; Balch *et al.* 2008; Balch *et al.* 2011) sobre a dinâmica de florestas, especialmente naquelas comunidades submetidas a inundações sazonais e em áreas de transição entre diferentes biomas.

O fogo é uma das maiores ameaças à diversidade da Amazônia (Nepstad *et al.* 2001; Alencar *et al.* 2006). Além disso, as florestas de transição entre o Cerrado e a Floresta Amazônica apresentam elevada vulnerabilidade ao fogo (Balch *et al.* 2008), principalmente quando a ocorrência de fogo está associada a episódios de secas severas (Siegert *et al.* 2001; Alencar *et al.* 2006; Balch *et al.* 2008; Lewis *et al.* 2011). Vários estudos têm demonstrado os efeitos negativos do fogo sobre comunidades florestais,

principalmente devido a pequena resistência e resiliência das espécies florestais (Hoffmann *et al.* 2000; Hoffmann *et al.* 2003), que normalmente resulta em elevadas taxas de mortalidade (Siegert *et al.* 2001; Alencar *et al.* 2006; Balch *et al.* 2008).

O estado de Mato Grosso apresenta uma ampla variação fisionômica, estrutural e florística, devido à presença de três importantíssimos biomas, o Cerrado, a Floresta Amazônica e o Pantanal (Eiten 1975; Eiten 1985; Ackerly *et al.* 1989; Alho 2008). Na Planície do Rio Araguaia ocorrem fragmentos naturais de florestas inundáveis, conhecidos regionalmente como “impucas”, no estado de Mato Grosso (Eiten 1985; Marimon *et al.* 2008) ou “ipucas” (Brito *et al.* 2006), no estado de Tocantins. As impucas ocorrem em depressões naturais do terreno, favorecendo assim, seu alagamento sazonal por tempo mais prolongado. Os poucos estudos encontrados na literatura sobre as impucas, abordam somente descrições gerais da estrutura da vegetação e são baseados em apenas um inventário (Marimon & Lima 2001; Martins *et al.* 2002; Brito *et al.* 2006; 2006; 2008; 2008; Marimon *et al.* 2008; Barbosa *et al.* 2011). O alagamento sazonal é um fator com grande potencial de restrição da riqueza e diversidade de espécies em florestas inundáveis (Ivanauskas *et al.* 1997), incluindo as impucas (Brito *et al.* 2008; Barbosa *et al.* 2011), pois as espécies que ocorrem em tais ambientes necessitam de adaptações fisiológicas e morfológicas específicas (Joly & Crawford 1982; Scarano *et al.* 1994; Toniato *et al.* 1998). Além disso, as espécies tolerantes à inundação podem apresentar uma importante vantagem competitiva (Joly & Crawford 1982; Parolin *et al.* 2004), tornando-se frequentemente bastante abundantes.

Neste contexto, o objetivo do presente trabalho foi analisar e comparar os parâmetros de dinâmica da vegeta o lenhosa entre sítios queimados (SQ) e não queimados (SN) de dois fragmentos naturais de florestas inundáveis (impucas) no Parque Estadual do Araguaia (PEA), município de Novo Santo Antônio-MT. Considerando que o fogo tem forte influência sobre a estrutura e composi o florística de forma es florestais, espera-se que os parâmetros de dinâmica da comunidade e das principais espécies sejam significativamente alterados em um período de três anos (2007-2010), com maiores taxas de mortalidade e perda em área basal e menores taxas de recrutamento e ganho em área basal nos sítios queimados (SQ) em rela o aos sítios não queimados (SN).

Material e métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado em dois fragmentos naturais de florestas inundáveis (localmente chamadas de “Impucas”), no Parque Estadual do Araguaia (PEA) (Impuca-1: 12°09’4,2” S e 50°49’37” W e Impuca-2: 12°19’11,2” S e 50°44’15,6” W), município de Novo Santo Antônio, extremo leste do estado de Mato Grosso (Fig. 1). O PEA possui área de 223.619,54 ha e localiza-se na planície de inundação formada pela confluência do Rio das Mortes com o Rio Araguaia, a uma altitude média de 200 m, inserido na Planície Sedimentar do Bananal ou, de acordo com Marimon *et al.* (2008), no Pantanal do Araguaia. A topografia do PEA é plana, com o lençol freático aflorando nos meses mais chuvosos e os solos são predominantemente dos tipos Plintossolos e Gleissolos, ambos com impedimento de drenagem e sujeitos a inundação periódica (Brasil 1994). O clima da região é do tipo Aw_i , tropical continental sempre quente, segundo a classificação de Köppen, caracterizado por um período seco entre abril e setembro e um chuvoso entre outubro e março (Silva *et al.* 2008).

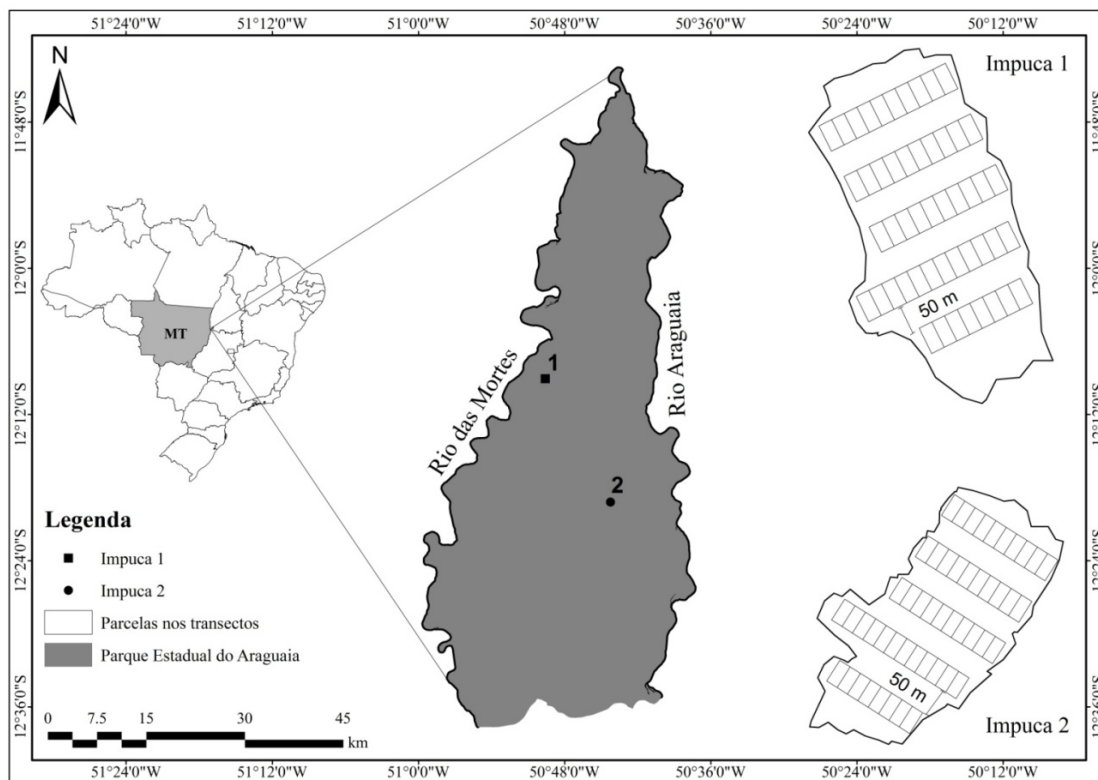


Figura 1. Localização dos fragmentos naturais de florestas inundáveis (impucas) amostradas no Parque Estadual do Araguaia (PEA), no estado de Mato Grosso e disposição das parcelas nos transectos instalados em cada impuca.

A Planície do Araguaia, que localiza-se nos estados de Goiás, Tocantins e na porção leste do estado de Mato Grosso, na área de ocorrência do Rio das Mortes e do Rio Araguaia, constitui uma região com elevada biodiversidade (Marimon & Lima 2001), pois encontra-se na zona de transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica (Ratter 1987), que exercem influência florística e determinam um complexo mosaico vegetacional nesta extensa planície sazonalmente inundável (Marimon & Lima 2001; Martins *et al.* 2008). A referida região foi classificada por especialistas como área de “importância biológica extremamente alta” (MMA 1999; Marimon & Lima 2001). Durante a estação seca é cada vez mais frequente a ocorrência de queimadas de origem antrópica, provocadas por moradores locais, que ateam fogo à vegetação natural para promover a rebrota de gramíneas nativas e alimentar o rebanho bovino, principal atividade produtiva no interior do Parque (Marimon *et al.* 2008). Essas queimadas podem atingir as impucas, provocando fortes alterações na vegetação nativa.

Inventário da vegetação

Em setembro de 2007 foram estabelecidas cinco transecções paralelas entre si e transversais ao fragmento florestal, subdivididas em 50 parcelas de 20 x 10 m, totalizando um hectare de área amostral em cada impuca (Fig. 1). As transecções estavam distantes cerca de 50 m uma da outra. Em cada impuca, todos os indivíduos vivos e mortos com diâmetro à altura do peito ($DAP_{1,3m} \geq 5$ cm) foram etiquetados, registrados e identificados (Barbosa *et al.* 2011). Em 2010, todas as parcelas foram reinventariadas e todos os indivíduos sobreviventes e mortos em pé foram remedidos. Os indivíduos que atingiram o critério mínimo de inclusão (recrutas) foram registrados, medidos e também receberam etiquetas numeradas. A identificação das espécies foi realizada por meio de comparações com o acervo dos herbários da Universidade do Estado de Mato Grosso, *Campus* de Nova Xavantina (Herbário NX), da Universidade de Brasília (Herbário UB) e da Universidade Federal de Mato Grosso (Herbário UFMT) e por consultas a especialistas. Todo o material fértil foi incorporado à coleção do Herbário NX.

Após a primeira amostragem da vegetação, no ano de 2007, foram registradas duas queimadas. Após o fogo foi realizada vistoria em ambas as impucas para determinação e registro das parcelas que queimaram. A primeira queimada, ocorreu em setembro de 2007 que atingiu 30 parcelas da Impuca 1 e a segunda em setembro de 2008, que atingiu 35 parcelas da impucas 2. Para analisar os efeitos do fogo sobre os

parâmetros de dinâmica temporal, as parcelas de cada impuça foram agrupadas em sítios queimado (SQ) e não queimado (SN).

Análise dos dados

Com base nos dados coletados nos inventários 2007 e 2010, foram calculados os valores de área basal para a comunidade e para as espécies (Mueller-Dombois & Elleberg 1974) e a partir de tais valores foram calculadas as taxas anuais médias de mortalidade ($Mo = \{1 - [(AB_0 - AB_m)/AB_0]^{1/t}\} \times 100$), recrutamento ($Re = [1 - (1 - AB_r/AB_t)^{1/t}] \times 100$) (Sheil *et al.* 1995; 2000), perda ($P = \{1 - [(AB_0 - AB_m - AB_d)/AB_0]^{1/t}\} \times 100$) e ganho ($G = \{1 - [1 - (AB_r + AB_g)/AB_t]^{1/t}\} \times 100$) em área basal (Guimarães *et al.* 2008) além da taxa de reposição (*turnover*) em área basal ($Rep = (Mo + Re)/2$) (Oliveira-Filho *et al.* 1997). Com base nos indivíduos registrados em ambos os inventários foram calculadas as taxas anuais médias de mortalidade ($Mo = \{1 - [(N_0 - N_m)/N_0]^{1/t}\} \times 100$), de recrutamento ($Re = [1 - (1 - N_r/N_t)^{1/t}] \times 100$) (Sheil *et al.* 1995; 2000), além dos tempos de meia-vida ($T_{1/2} = \text{Ln}(1/2)/\text{Ln}([(N_0 - N_m)/N_0]^{1/t})$), de duplicação ($T_2 = \text{Ln}(2)/\text{Ln}([(N_0 + N_r)/N_0]^{1/t})$) (Lieberman *et al.*, 1985), e de estabilidade ($E = (T_{1/2} - T_2)$) e da taxa de reposição ($Rep = (T_{1/2} + T_2)/2$) (*Turnover*) (Korning & Balslev 1994). Adicionalmente, para as dez principais espécies em termos de valor de importância (VI *sensu* Curtis & McIntosh 1950), registradas no inventário de 2007, também foram calculadas as taxas anuais médias de mortalidade e de recrutamento e os tempos de meia-vida e de duplicação baseados no número de indivíduos entre 2007 e 2010. Para o mesmo período, e com base na área basal individual, foram calculadas as taxas anuais médias de perda e ganho, onde t é o tempo transcorrido entre os dois inventários, AB_0 , AB_m , AB_r , AB_t , AB_d e AB_g são a área basal inicial, área basal morta, área basal dos recruta, área basal final, decremento e incremento em área basal, respectivamente e N_0 , N_m , N_r e N_t são o número de indivíduos inicial, número de mortos, número de recruta e número de indivíduos final, respectivamente.

As taxas anuais médias de mortalidade, recrutamento, perda, ganho e reposição (baseadas no número de indivíduos e na área basal individual) e os tempos de meia vida e de duplicação foram calculados para cada parcela com a finalidade de comparar a dinâmica dos SQ e SN de cada impuça. Para tal comparação utilizou-se a análise não paramétrica de Mann-Whitney (Sokal & Rohlf 1995). Foram elaborados histogramas de distribuições de indivíduos e de área basal em classes de diâmetro, sendo a equação para o cálculo dos intervalos de classe baseada em Spiegel (1976). Para comparar as

distribuições de ambos os inventários dentro dos mesmos sítios de cada impuca foi utilizado o teste de Kolmogorov-Smirnov, empregando-se o pacote “Stats” do programa R (R Development Core Team 2009). Para verificar a existência de relação entre a mortalidade (número de indivíduos e área basal morta) e as classes de diâmetro foram aplicadas regressões lineares simples, por meio do programa BioEstat 5.0 (Ayres *et al.* 2007).

Resultados

Entre 2007 e 2010 foi constatada redução da densidade de indivíduos e da área basal nos SQ e SN de ambas as impucas. Para os SN foi observada pequena redução na impuca 1 (5,23% em densidade de indivíduos e de 2,78% em área basal), enquanto na impuca 2 a redução foi de 11,61 e 8% para indivíduos e área basal, respectivamente. Nos SQ foram registrados maiores valores de redução de indivíduos e área basal, tanto para a impuca 1 quanto para a impuca 2) (Tab. 1). Os maiores valores de área basal morta em relação à área basal dos recrutas resultaram em maiores taxas de perda do que ganho para todos os sítios (Tab. 2).

Tabela 1. Número de indivíduos e área basal da vegetação lenhosa amostrada em dois fragmentos naturais de florestas inundáveis (impucas) no Parque Estadual do Araguaia (PEA), Novo Santo Antônio, MT. NI= número de indivíduos, área basal ($m^2 ha^{-1}$), SN= sítio não queimado e SQ= sítio queimado (2007= antes da passagem de fogo e 2010= após a passagem de fogo).

	Impuca 1				Impuca 2			
	2007		2010		2007		2010	
	SN	SQ	SN	SQ	SN	SQ	SN	SQ
Nº. de indivíduos	650	688	616	546	620	1.382	548	611
Área basal	10,08	15,05	9,80	13,53	12,63	22,72	11,62	13,78

Nos SQ foram registradas elevadas taxas anuais médias de mortalidade (8,04 na Impuca 1 e 24,32%.ano⁻¹ na Impuca 2) em relação às de recrutamento (0,68 na Impuca 1 e 0,66%.ano⁻¹ na Impuca 2) quando comparados aos SN de ambas as impucas (Tab. 2). Em consequência das elevadas taxas de mortalidade registradas nos SQ, houve diferença significativa quanto à perda em área basal entre os SQ e SN em ambas as

impucas. Para a taxa de ganho em área basal foi registrado um maior valor somente para a impuca 1. Por outro lado, apesar do SQ da impuca 2 ter apresentado maior taxa de ganho do que o SN, sua taxa de perda foi cerca de quatro vezes maior, quando comparado com o SN (Tab. 2). As taxas de recrutamento de todos os sítios avaliados no presente estudo foram baixas (entre $0,66 \text{ \%}\cdot\text{ano}^{-1}$ na Impuca 1 e $1,99\% \cdot \text{ano}^{-1}$ na impuca 2) (Tab. 2). No entanto, até mesmo os SN apresentaram taxas de recrutamento inferiores às de mortalidade. Os valores da taxa de mortalidade registrados para o número de indivíduos e área basal nos SQ foram superiores aos valores registrados nos SN nas duas impucas. Por outro lado, as taxas de recrutamento foram superiores nos SN de ambas as impucas (Tabs. 1 e 2).

Para todos os sítios estudados (SQ e SN) os valores do tempo de meia vida foram menores do que os do tempo de duplicação, tanto com base no número de indivíduos como em área basal (Tab. 2). Os valores das taxas de reposição, considerando os indivíduos e a área basal, foram maiores para os SQ do que para os SN em ambas as impucas (Tab. 2).

Tabela 2. Parâmetros de dinâmica da vegetação lenhosa dos sítios queimados (SQ) e não queimados (SN) de dois fragmentos naturais de florestas inundáveis (impucas) no Parque Estadual do Araguaia (PEA), Novo Santo Antônio, MT, sendo: AB = área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$), NI = número de indivíduos e W = teste de Mann-Whitney. * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$, n.s. = não significativo

PARÂMETROS	IMPUCA 1			IMPUCA 2		
	SN	SQ	W	SN	SQ	W
Taxa anual média de mortalidade (NI, $\% \text{ano}^{-1}$)	3,73	8,04	149,00**	5,15	24,32	22,00***
Taxa anual média de recrutamento (NI, $\% \text{ano}^{-1}$)	1,99	0,68	431,50**	1,17	0,66	349,50*
Taxa anual média de ganho (AB, $\% \text{ano}^{-1}$)	0,58	0,19	398,00*	1,87	2,26	n.s.
Taxa anual média de perda (AB, $\% \text{ano}^{-1}$)	3,93	4,88	181,00**	4,29	16,02	46,00***
Tempo de meia vida (NI, anos)	18,25	6,81	333,00**	12,95	2,49	468,00***
Tempo de duplicação (NI, anos)	38,58	131,10	469,50***	68,89	240,52	361,50**
Taxa de reposição (NI, $\% \text{ano}^{-1}$)	28,41	68,95	424,50**	40,92	121,50	366,00**
Taxa de reposição (AB, $\% \text{ano}^{-1}$)	91,15	428,19	390,00*	203,84	644,87	359,00**
Taxa anual média de mortalidade (AB, $\% \text{ano}^{-1}$)	1,39	3,60	170,00**	2,91	15,36	51,00***
Taxa anual média de recrutamento (AB, $\% \text{ano}^{-1}$)	0,44	0,09		0,19	0,09	
Tempo de meia vida (AB, anos)	17,33	14,24		17,06	4,11	
Tempo de duplicação (AB, anos)	164,97	842,14		390,62	1.285,64	
Estabilidade (NI, anos)	20,33	124,28		55,94	238,03	
Estabilidade (AB, anos)	147,64	827,90		373,56	1.281,54	
Incremento em área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$)	0,0420	0,0409		0,5708	0,8760	
Decremento em área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$)	0,0026	0,0509		0,1082	0,2359	
Área basal de recrutas ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$)	0,1279	0,0372		0,0674	0,0368	
Área basal dos mortos	1,1401	2,0459		1,4484	9,0234	

A distribuição dos indivíduos em classes diamétricas não diferiu entre os inventários para os SN (KS, $\chi^2 = 0,0319$, $p > 0,05$) e SQ (KS, $\chi^2 = 0,0537$, $p > 0,05$) da impuca 1 e SN da impuca 2 (KS, $\chi^2 = 0,0301$, $p > 0,05$). Somente foi observada redução na frequência de indivíduos do SQ da impuca 2 (KS, $\chi^2 = 0,1818$, $p < 0,001$). Todos os sítios, em ambos os inventários (2007 e 2010), apresentaram maior densidade de indivíduos na primeira classe de diâmetros (Fig. 2). Entretanto, mesmo nos sítios que não apresentaram diferença significativa na distribuição de diâmetros entre 2007 e 2010, foi constatada redução no número de indivíduos na maioria das classes após a entrada de fogo, além de mudanças dentro e entre as classes de diâmetro (Figs. 3 e 4).

A mortalidade, em termos de número de indivíduos, apresentou relação negativa com as classes de diâmetros para os SQ da impuca 1 ($R^2 = 0,79$; $F = 27,42$; $p = 0,002$) e impuca 2 ($R^2 = 0,90$; $F = 66,76$; $p = 0,001$). Por outro lado, a área basal morta apresentou relação negativa com as classes de diâmetro somente no SQ da impuca 2 ($R^2 = 0,60$; $F = 11,54$; $p = 0,01$) (Figs. 3 e 4). Mesmo com a maioria dos indivíduos mortos concentrados nas classes iniciais de diâmetro, as maiores taxas de mortalidade foram registradas nas maiores classes diamétricas para os SN da impuca 1 (7ª classe) e impuca 2 (6ª classe), enquanto que para os SQ destas impucas a maior taxa de mortalidade foi registrada na primeira classe de cada sítio (Figs. 3 e 4). No entanto, foram observadas maiores taxas de recrutamento, considerando os indivíduos e a área basal, nas menores classes de diâmetro dos SQ e SN das duas impucas (Figs. 3 e 4). Em relação à taxa de mudança, considerando os indivíduos e a área basal, foi observado que a maioria das classes diamétricas de todos os sítios apresentaram mudanças negativas, exceto para as classes maiores (Figs. 3 e 4).

Dentre as dez principais espécies analisadas em todos os sítios, sete apresentaram taxa de mortalidade superior à taxa de recrutamento. Apenas três espécies no SN da impuca 1 apresentaram taxa de recrutamento igual ou superior a taxa de mortalidade (*Licania apetala*, *Ormosia excelsa* e *Diospyros poeppigiana*) (Tab. 3). Em relação à área basal nos SQ, todas as espécies apresentaram taxas de perda maiores do que ganho. Já nos SN foram registradas taxas de ganho em área basal maiores do que as de perda para seis espécies da impuca 1 (*L. apetala*, *Mabea paniculata*, *O. excelsa*, *Calophyllum brasiliense*, *Diospyros tetrandra* e *D. poeppigiana*) e três espécies da impuca 2 (*Ternstroemia candolleana*, *Symmeria paniculata* e *Roupala montana*) (Tab. 3).

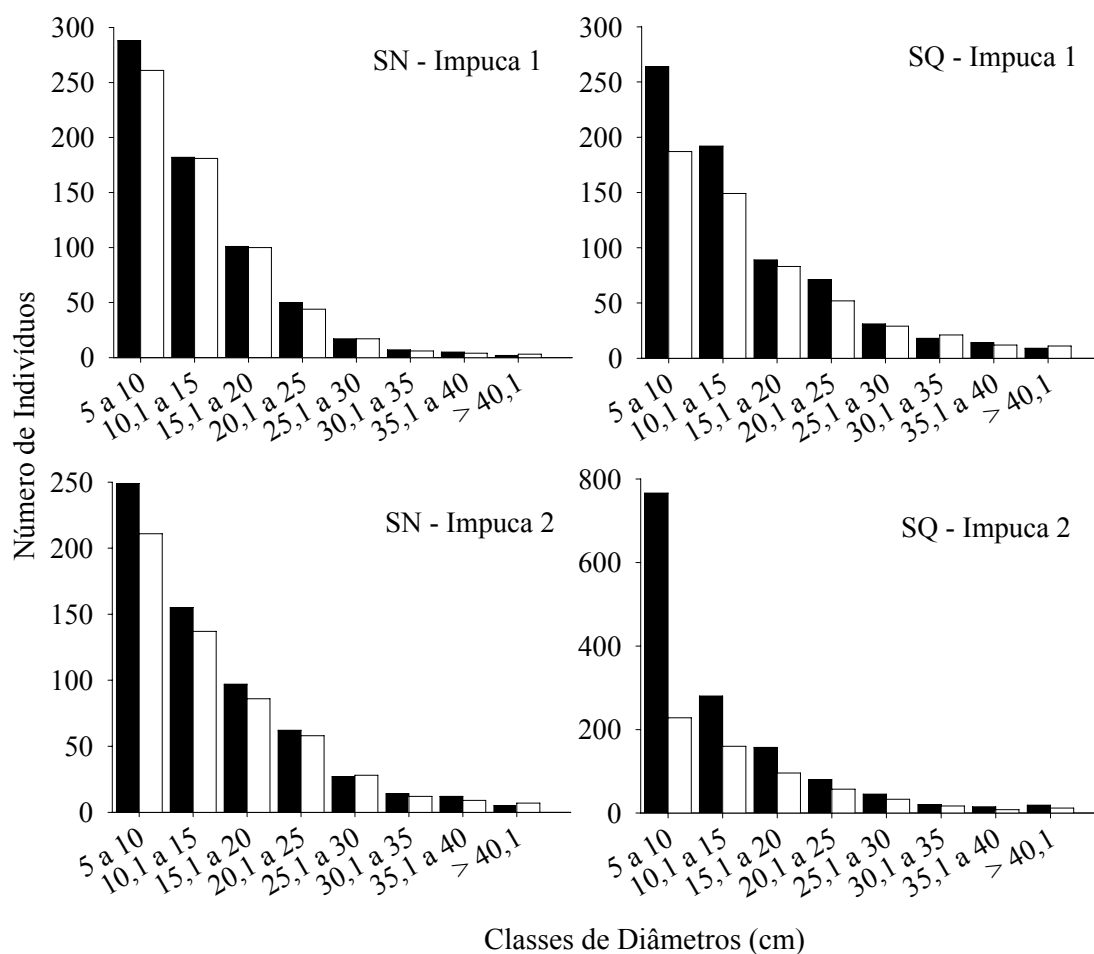


Figura 2. Distribuição dos indivíduos em classes de diâmetros para sítios queimados (SQ) e não queimados (SN) de dois fragmentos naturais de florestas inundáveis (impucas) estudadas no Parque Estadual do Araguaia (PEA), Novo Santo Antônio-MT. ■ = amostragem em 2007 e □ = amostragem em 2010.

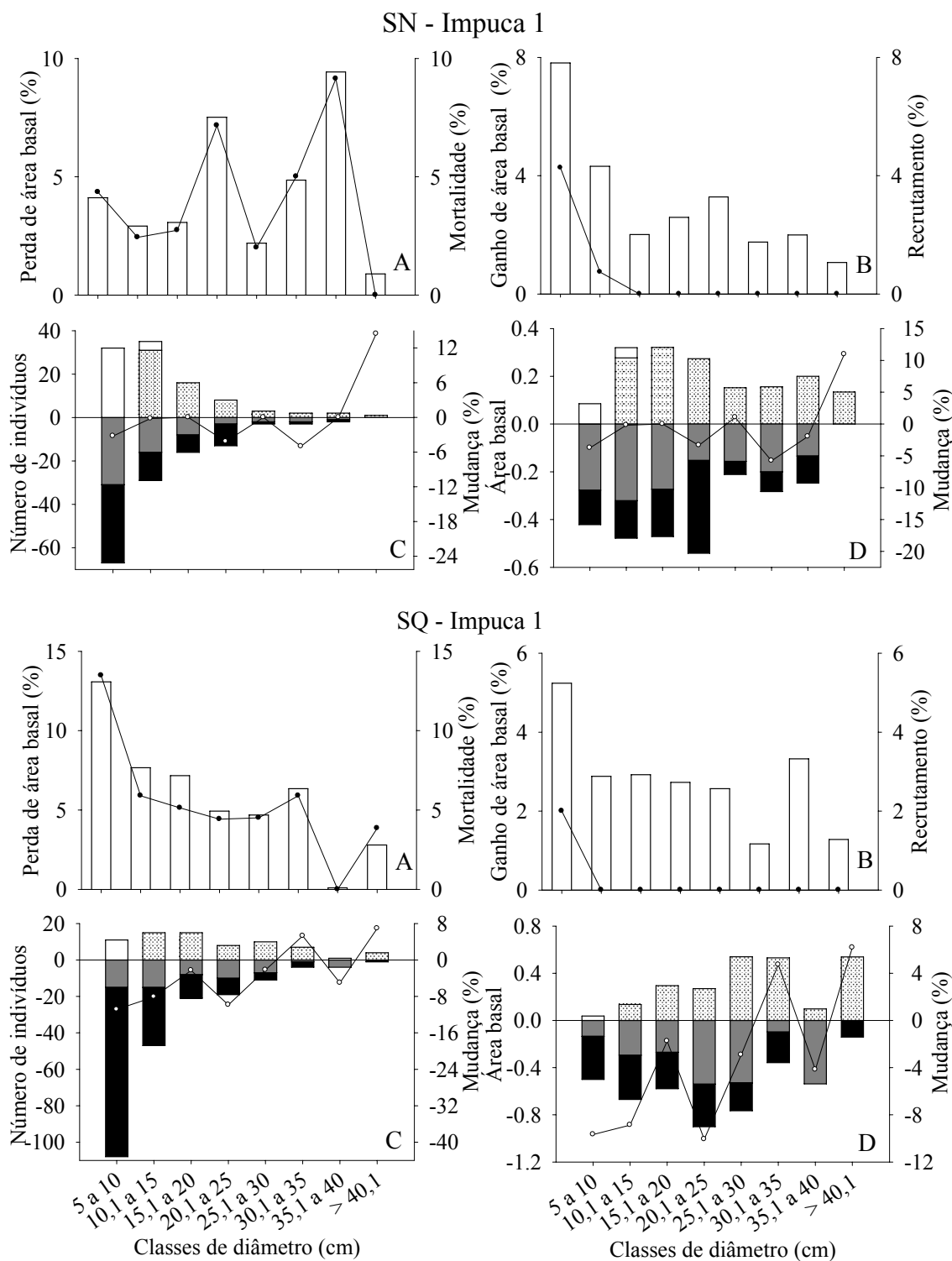


Figura 3. Mudanças estruturais e parâmetros de dinâmica da vegetação lenhosa entre os anos de 2007 e 2010 por classes de diâmetros dos sítios queimados (SQ) e não queimados (SN) de um fragmento natural de floresta inundável (IMP = Impuca 1) estudado no Parque Estadual do Araguaia (PEA), Novo Santo Antônio, MT. A = Taxa anual média de perda em área basal (□) e taxa anual média de mortalidade (—◆—); B = Taxa anual média de ganho em área basal (□) e taxa anual média de recrutamento (—◆—); C = Parâmetros de dinâmica em número de indivíduos e D = Parâmetros de dinâmica em área basal (■ = Egresso, ■ = Morto, ▨ = Ingresso, □ = Recruta e —◆— = Mudança).

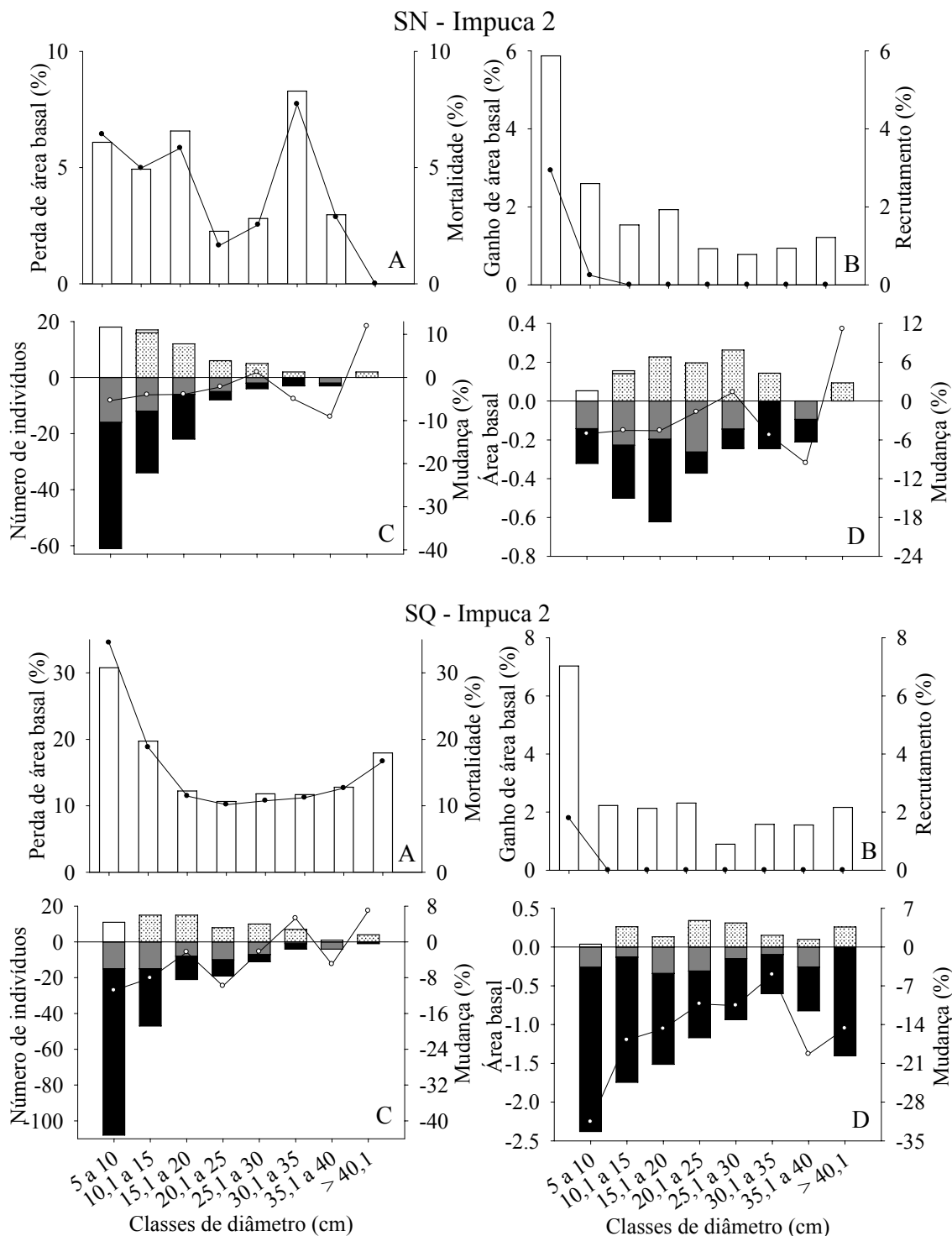


Figura 4. Mudanças estruturais e parâmetros de dinâmica da vegetação lenhosa entre os anos de 2007 e 2010 por classes de diâmetros dos sítios queimados (SQ) e não queimados (SN) de um fragmento natural de floresta inundável (IMP = Impuca 2) estudado no Parque Estadual do Araguaia (PEA), Novo Santo Antônio, MT. A = Taxa anual média de perda em área basal (□) e taxa anual média de mortalidade (—◆—); B = Taxa anual média de ganho em área basal (□) e taxa anual média de recrutamento (—◆—); C = Parâmetros de dinâmica em número de indivíduos e D = Parâmetros de dinâmica em área basal (■ = Egresso, ■ = Morto, ▨ = Ingresso, □ = Recruta e —◆— = Mudança).

Tabela 3. Parâmetros de dinâmica das 10 espécies de maior VI (valor de importância) no ano de 2007 para sítios queimado (SQ) e não queimado (SN) de dois fragmentos naturais de florestas inundáveis (impucas) no Parque Estadual do Araguaia (PEA), Novo Santo Antônio, MT, sendo: m = taxa de mortalidade (% ano⁻¹), r = taxa de recrutamento (% ano⁻¹), t_{1/2} = tempo de meia vida (anos), t₂ = tempo de duplicação (anos), ABr = área basal de recrutas (m² ha⁻¹), InAB = incremento de área basal (m² ha⁻¹), DeAB = decremento em área basal (m² ha⁻¹), G = taxa anual média de ganho em área basal (% ano⁻¹), P = taxa anual média de perda em área basal (% ano⁻¹). As espécies estão ordenadas de acordo com o VI em 2007. *** palmeira.

ESPÉCIES	m	r	t _{1/2}	t ₂	ABr	InAB	DeAB	G	P
IMPUCA 1 – SN									
<i>Ochthocosmus multiflorus</i> Ducke	3,35	2,02	20,35	37,42	0,0234	0,0707	0,0259	1,43	2,10
<i>Xylopia calophylla</i> R.E.Fr.	4,84	0,41	13,97	196,51	0,0021	0,1340	0	4,01	5,19
<i>Tachigali bracteosa</i> (Harms) Zarucchi & Pipoly	13,21	2,78	4,89	37,07	0,0098	0,1982	0,0001	6,05	15,46
<i>Licania apetala</i> (E. Mey.) Fritsch	1,14	1,14	60,30	62,38	0,0048	0,0256	0,0155	1,23	0,96
<i>Leptolobium nitens</i> Vogel	3,13	0	21,82	--	0	0,0280	0,0092	1,03	2,54
<i>Mabea paniculata</i> Spruce ex Benth.	5,14	3,54	13,14	22,34	0,0093	0,0238	0,0041	4,62	3,76
<i>Ormosia excelsa</i> Benth.	0	0	--	--	0	0,0488	0	2,97	0
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	5,01	1,79	13,49	44,70	0,0035	0,0532	0	4,89	0,99
<i>Diospyros tetrandra</i> Hiern	1,69	0	40,54	--	0	0,0354	0,0021	2,49	0,30
<i>Diospyros poeppigiana</i> A. DC.	0	4,00	--	16,96	0,0214	0,0424	0	7,02	0
IMPUCA 1 – SQ									
<i>Licania apetala</i> (E. Mey.) Fritsch	2,24	0,27	30,63	270,33	0,0047	0,0788	0,0014	0,54	1,06
<i>Tachigali bracteosa</i> (Harms) Zarucchi & Pipoly	22,13	0	2,77	--	0	0,2524	0,0010	4,51	9,13
<i>Duroia prancei</i> Steyererm.	8,18	0,68	8,12	129,96	0,0021	0,0297	0,0251	1,90	6,38
<i>Leptolobium nitens</i> Vogel	3,34	0	20,43	--	0	0,0788	0,0014	2,67	2,82
<i>Mabea paniculata</i> Spruce ex Benth.	7,17	0,75	9,32	115,41	0,0036	0,0182	0,0482	1,85	8,74
<i>Ormosia excelsa</i> Benth.	5,16	1,12	13,07	71,74	0,0056	0,0821	0,0175	2,51	4,11
<i>Ochthocosmus multiflorus</i> Ducke	9,52	3,13	6,93	29,10	0,0053	0,0196	0,0146	5,17	14,63
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	19,10	0	3,27	--	0	0,0769	0,0001	4,32	8,88

<i>Mauritiella armata</i> (Mart.) Burret ***	15,32	3,64	4,17	30,14	0,0098	0,0002	0,0314	2,77	18,49
<i>Pera schomburgkiana</i> (Klotzsch) Müll. Arg.	3,13	0	21,82	--	0	0,0053	0,0302	0,51	3,06
IMPUCA 2 – SN									
<i>Micropholis gardneriana</i> (A. DC.) Pierre	5,13	0,85	13,17	95,03	0,0133	0,1317	0,0075	1,67	5,44
<i>Licania kunthiana</i> Hook. f.	4,26	0	15,92	--	0	0,0488	0,0017	1,31	4,53
<i>Licania apetala</i> (E. Mey.) Fritsch	1,79	0	38,46	--	0	0,0247	0,0001	0,53	0,55
<i>Diospyros tetrandra</i> Hiern	4,59	0	14,74	--	0	0,0687	0,0449	1,78	3,25
<i>Ternstroemia candolleana</i> Wawra	1,54	0	44,70	--	0	0,0201	0,0017	1,50	0,54
<i>Symmeria paniculata</i> Benth.	7,85	5,01	8,48	16,96	0,0216	0,0336	0,0057	6,95	4,73
<i>Ochthocosmus multiflorus</i> Ducke	2,20	1,12	31,18	65,50	0,0021	0,0049	0,0011	1,07	1,86
<i>Roupala montana</i> Aubl.	3,28	0	20,78	--	0	0,0196	0,0002	1,60	1,35
<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Miers	8,37	0	7,93	--	0	0,0219	0	1,99	5,25
<i>Combretum laxum</i> Jacq.	9,14	0	7,23	--	0	0,0071	0,0002	2,38	4,33
IMPUCA 2 – SQ									
<i>Micropholis gardneriana</i> (A. DC.) Pierre	25,46	0,67	2,36	247,11	0,0077	0,1564	0,0114	1,92	13,62
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	18,64	0	3,36	--	0	0,1654	0	2,98	18,73
<i>Licania kunthiana</i> Hook. f.	13,89	0	4,64	--	0	0,0852	0,0045	2,20	8,31
<i>Ochthocosmus multiflorus</i> Ducke	20,84	1,02	2,97	135,16	0,0051	0,0254	0,0063	2,09	13,77
<i>Combretum laxum</i> Jacq.	67,17	7,17	0,62	236,02	0,0032	0,0005	0,0047	4,92	47,06
<i>Diospyros poeppigiana</i> A. DC.	27,51	0	2,15	--	0	0,0211	0,0003	1,52	21,50
<i>Roupala montana</i> Aubl.	24,36	0	2,48	--	0	0,0269	0,0155	1,85	17,69
<i>Ternstroemia candolleana</i> Wawra	25,31	0	2,38	--	0	0,0156	0,0094	1,53	24,19
<i>Sloanea garckeana</i> K. Schum.	13,87	0	4,64	--	0	0,0381	0,0289	1,43	6,38
<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Miers	18,12	0	3,47	--	0	0,0597	0,0059	3,88	10,05

Discussão

Neste estudo, o maior desequilíbrio no número de indivíduos e área basal para os SQ em relação aos SN deve-se, provavelmente, à redução da densidade de indivíduos da comunidade em decorrência das elevadas taxas de mortalidade e perda em área basal registradas nos SQ (8,04 e 24,32%.ano⁻¹), bem como o menor recrutamento (Tab. 2), que podem ser atribuídos à presença do fogo nestes sítios. Barlow *et al.* (2003) registraram perda significativa de indivíduos na Floresta Amazônica após distúrbios causados pelo fogo, principalmente considerando inventários à longo prazo. Os autores constataram que mesmo as árvores de grande porte, que parecem resistir inicialmente ao fogo, morreram em torno de três anos após a queimada. Por outro lado, a redução registrada mesmo nos SN (Tab. 1), bem como a elevada taxa de perda registrada para o SN da impuca 2, pode estar relacionada com eventos de fogo anteriores ao período de estudo, visto que a entrada de fogo tem ocorrido com elevada frequência nas impucas do Parque Estadual do Araguaia (Marimon *et al.* 2008; Barbosa *et al.* 2011), ou com períodos de seca, como o registrado em 2010 na região (Lewis *et al.* 2011). Neste caso, a redução na densidade de indivíduos e área basal nos SN, consequentemente, resultou em taxa de perda maior do que a de ganho em área basal (Tab. 2). As perdas em função da presença do fogo vão além dos efeitos diretos observados após as queimadas, pois os incêndios aumentam a probabilidade de susceptibilidade e reincidência de novos incêndios na floresta (Nepstad *et al.* 2001; Alencar *et al.* 2006).

A elevada redução de indivíduos em praticamente todas as classes de diâmetro do SQ da impuca 2 está relacionada à presença do fogo neste sítio. No entanto, a redução de indivíduos nas classes de diâmetro do SQ da impuca 1, mesmo em presença de fogo, não resultou em uma redução significativa entre os inventários de 2007 e 2010, no entanto, estas perdas poderão se refletir em alterações da estrutura da floresta em censos futuros, visto que, o número de indivíduos mortos apresentou relação negativa com as classes de diâmetros em todos os sítios. Em florestas tropicais, comumente, o maior número de indivíduos mortos é registrado nas menores classes diamétricas, sendo que este padrão tem sido atribuído à baixa capacidade de competição dos indivíduos de menor porte com as árvores do dossel superior (Felfili 1995), além da maior vulnerabilidade aos distúrbios, como a entrada de fogo. Porém, no presente estudo, este padrão foi registrado tanto nos SQ como nos SN. Desta forma, sugere-se que a maior mortalidade nas classes menores esteja relacionada com a maior proporção de indivíduos nestas classes iniciais (Figuras 3 e 4), assim como a baixa tolerância à

ocorrência de queimadas apresentada por indivíduos de menor diâmetro (Hoffmann & Solbrig 2003; Medeiros & Miranda 2005). Nos SN das impucas avaliadas a elevada taxa de mortalidade registrada nas maiores classes diamétricas pode estar relacionada à presença de indivíduos senis. Entretanto, também deve ser considerado o baixo número de indivíduos nas classes maiores que podem estar superestimando os valores das taxas de mortalidade.

Os maiores valores de taxas de recrutamento registrados, quase que estritamente nas menores classes, deve-se às altas taxas de mortalidade nos SQ, impedindo o ingresso nas classes subsequentes. Os valores negativos de mudanças são resultantes das maiores taxas de mortalidade e perda (fatores negativos) em relação às de recrutamento e ganho em área basal (fatores positivos), tanto nos SQ como SN, indicando a vulnerabilidade destas florestas, mesmo aquelas que não foram atingidas pelo fogo no período estudado. Em contrapartida, as mudanças positivas registradas nas classes maiores são decorrentes das menores taxas de mortalidade e perda destas classes, provavelmente devido a maior resistência destes indivíduos ao fogo (Figs. 3 e 4).

As espécies, como *Calophyllum brasiliense* e *Symmeria paniculata*, que apresentaram taxas de recrutamento e ganho em área basal superiores a mortalidade e perda em área basal apresentam cascas mais espessas (Barbosa *et al.* 2011) ou estavam distribuídas em uma posição mais central dos fragmentos florestais e, portanto, mais distantes da borda e dos distúrbios. *Combretum laxum*, espécie de liana, destaca-se por apresentar a maior taxa de mortalidade entre as espécies dos SQ e SN da impuca 2, bem como um valor elevado de perda (47,06) em relação a ganho (4,92) em área basal para o SQ (Tab. 3). Alguns estudos têm demonstrado que ambientes perturbados são favoráveis ao desenvolvimento de lianas (Schnitzer & Bongers 2002), porém pouco se sabe sobre o efeito do fogo sobre lianas que ocorrem em fragmentos naturais de floresta inundáveis, considerando que este é um grupo bastante sensível à presença de queimadas (Nepstad *et al.* 2007; Balch *et al.* 2011), como observado em *C. laxum*, na qual o fogo tem reduzido a densidade e área basal.

Outro fator que pode estar influenciando nas elevadas taxas de mortalidade registradas no presente estudo, inclusive para o SN da impuca 2 (5,15%), são as mudanças climáticas globais e eventos de seca rigorosa, como o registrado em 2010 em função do fenômeno El Niño (Phillips 1996; Lewis *et al.* 2004; Silva & Araújo 2009; Lewis *et al.* 2011), com isto os ecossistemas florestais, que são altamente vulneráveis ao

estresse hídrico, tornam-se cada vez mais susceptíveis ao fogo, o que pode resultar em aumento nas taxas de mortalidade das árvores (Condit *et al.* 2004; Phillips *et al.* 2009; Allen *et al.* 2010; Lewis *et al.* 2011). Valores da taxa de mortalidade superiores a 5% são tidos como elevados para florestas tropicais (Hubbell *et al.* 1990; Hubbell & Foster 1990; Nascimento *et al.* 1999; Paiva *et al.* 2007; Silva & Araújo 2009; Enquist & Enquist 2011) e são frequentemente atribuídos à presença de efeitos antrópicos, como fragmentação de habitats e mudanças microclimáticas (Laurance *et al.* 1998).

Em um estudo experimental em floresta de transição pré-amazônica queimada foi registrada taxa de mortalidade de 4,8% ao ano (Balch *et al.* 2008). Este valor encontrado por tais autores é relativamente baixo, pois vários estudos registraram valores mais elevados de mortalidade (23 a 50%) em florestas da Amazônia (Holdsworth & Uhl 1997; Pinard *et al.* 1999; Barlow *et al.* 2003; Haugaasen *et al.* 2003). Os valores comumente encontrados em florestas tropicais protegidas ficam em torno de 1 e 2% ao ano (Condit *et al.* 1995; Stephenson & van Mantgem 2005). As taxas de mortalidade dos SN do presente estudo foram superiores às registradas pelos referidos autores, o que sugere que estes sítios ainda estão sob efeito de distúrbios antrópicos recentes, como fogo e o pisoteio e pastoreio pelo gado. Por outro lado, os valores das taxas de mortalidade registrados nos SQ (8,04 e 24,32%.ano⁻¹) do presente estudo não deixam dúvidas a respeito dos efeitos deletérios do fogo sobre a vegetação lenhosa das impucas estudadas. O solo sob as referidas florestas apresenta uma espessa camada de matéria orgânica e malha de raízes finas (Barbosa *et al.* 2011). Durante o mês em que foram registradas as queimadas (setembro) a camada de serapilheira e a malha de raízes que cobre o solo das impucas avaliadas encontrava-se seca e suscetível ao avanço do fogo. Neste caso, foi possível registrar a queimada quase que total do sistema radicular de muitos indivíduos, de modo que algumas árvores de grande porte permaneceram suspensas no ar apoiando suas copas em árvores vizinhas. Este aspecto reforça o impacto do fogo rasteiro nestas florestas, explicando os elevados valores de mortalidade registrados nos SQ.

As reduzidas taxas de recrutamento da vegetação nas impucas estudadas, quando comparadas com outros estudos cujos valores ficaram entre 3,46 a 4,5%.ano⁻¹ (Gomes *et al.* 2003; Paiva *et al.* 2007; Silva & Araújo 2009), também podem estar relacionadas à presença do fogo nos SQ, o qual exerce grande efeito sobre os indivíduos de menor porte. Por outro lado, mesmo os SN podem estar sob o efeito de queimadas anteriores

(Barbosa *et al.* 2011), pois os indivíduos de menor porte, que poderiam atingir o limite de inclusão, são mais propensos a serem eliminados com a passagem do fogo.

Em uma planície de floresta inundável da Amazônia Peruana, Nebel *et al.* (2001) registraram reduzidas taxas de mortalidade (entre 2,2 e 3,16%.ano⁻¹), sendo que a taxa de recrutamento observada por tais autores foi superior a de mortalidade (entre 2,99 e 4,57%.ano⁻¹). No entanto, no presente estudo, até mesmo os SN apresentaram taxas de recrutamento inferiores às de mortalidade. Acredita-se que a área amostrada por Nebel *et al.* (2001), localizada em uma porção mais central do bioma Amazônico, esteja sob menor efeito de borda. Por outro lado, as impucas são fragmentos naturais circundados por um campo graminoso e herbáceo (Martins *et al.* 2002; Martins *et al.* 2006; Marimon *et al.* 2008; Barbosa *et al.* 2011) que favorece a propagação e entrada do fogo no ambiente florestal no período seco, principalmente nas bordas dos fragmentos (Oliveira-Filho *et al.* 1997; Oliveira-Filho *et al.* 2007). Desta forma, acredita-se que o efeito de borda tenha contribuído com as alterações observadas nos parâmetros de mortalidade e recrutamento de espécies das impucas estudadas.

Diferentes perturbações podem causar instabilidade florestal, como inundações, incêndios, secas e intervenção humana (Condit *et al.* 1995; Laurance *et al.* 1998). Alencar *et al.* (2004) destacaram que as florestas de transição pré-amazônica, além de sofrerem forte pressão de desmatamento (Nogueira *et al.* 2008), vêm sofrendo grandes danos causados pela entrada de fogo, pois tem estrutura mais aberta em relação às florestas densas mais do centro da Amazônia e são, portanto, altamente vulneráveis ao fogo, que as têm atingido frequentemente. Além disso, vários estudos têm constatado desbalanceamento entre mortalidade e recrutamento em florestas estacionalmente secas (Appolinário *et al.* 2005; Enquist & Enquist 2011) e matas de galeria (Braga & Rezende 2007; Miguel *et al.* 2011). Neste caso, sugere-se que no presente estudo o principal agente causador deste desbalanceamento seja o fogo, pois as maiores perdas ocorreram nos SQ. O fator inundações também deve ser observado em estudos posteriores, com o objetivo de verificar se este processo exerce influência nas taxas de recrutamento e mortalidade em condições naturais, visto que alguns estudos têm apontado o período de inundações como um dos fatores mais importantes que influenciam no crescimento, distribuição e riqueza de espécies em florestas inundáveis da Amazônia (Wittmann *et al.* 2002; 2004).

Os elevados valores das taxas de reposição, tempo de duplicação, bem como o menor tempo de meia vida registrado nos SQ reforçam os efeitos negativos do fogo

sobre as comunidades estudadas, pois estas reduziriam o número de indivíduos pela metade em pouco tempo (< 7 anos) e levariam muito tempo (> 130 anos) para duplicar o número de indivíduos, caso as atuais elevadas taxas de mortalidade e reduzidas taxas de recrutamento fossem mantidas (Tab. 2). Para algumas florestas que não estão sujeitas à inundação sazonal têm sido registrado um padrão de equilíbrio entre os valores de tempo de meia vida e tempo de duplicação (Oliveira-Filho *et al.* 1997; Paiva *et al.* 2007; Silva & Araújo 2009). O desequilíbrio entre tais parâmetros, registrado no presente estudo, pode ser atribuído ao desbalanceamento entre as taxas de mortalidade e recrutamento. Nos SQ o fogo pode ter sido o fator-chave para o aumento deste desequilíbrio, visto que nos SQ foram encontrados baixos valores de recrutamento e altos valores de mortalidade de indivíduos. Para que uma comunidade florestal esteja em equilíbrio é necessário que haja estabilidade nas taxas de mortalidade, recrutamento, tempo de meia vida e tempo de duplicação (Korning & Balslev 1994), fato que não foi observado no presente estudo e reforça a preocupação com a manutenção e integridade destas florestas em curto e médio prazo.

Quando comparados com outros estudos, os valores do tempo de meia vida dos SN foram semelhantes aos registrados por Paiva *et al.* (2007) e Silva & Araújo (2009), de 17,2 e 16,9 anos em floresta semidecidual de Minas Gerais. Em uma floresta sob distúrbio na Amazônia Peruana Nebel *et al.* (2001) registraram valores de tempo de meia vida superiores (entre 22 e 32 anos) e menores valores de tempo de duplicação (entre 16 e 24 anos). Também na Amazônia, para o tempo de meia vida, vários estudos registraram valores superiores (entre 24 e 99 anos), e tempo de duplicação inferiores (entre 25 e 86 anos) aos registrados para os SQ das duas impucas do presente estudo (Uhl *et al.* 1988; Rankin-de-Mérona *et al.* 1990; Gentry & Terborgh 1990; Phillips *et al.* 1994; Phillips & Gentry 1994). Desta forma, os elevados valores do tempo de duplicação e menores tempo de meia vida registrado para os sítios queimados em relação à outros estudos de florestas preservadas, que são resultantes das elevadas taxas de mortalidade e baixo recrutamento, sugerem que as impucas são bastante sensíveis a presença do fogo, que são

Os valores da taxa de reposição foram elevados quando comparados com os valores encontrados em florestas que não estão sujeitas à inundação sazonal em Minas Gerais, que variam entre 15,98 a 35,7 para o número de indivíduos e de 23,66 a 52,82 para a área basal (Oliveira-Filho *et al.* 1997; Paiva *et al.* 2007; Silva & Araújo 2009). Os elevados valores de taxa de reposição observados no presente estudo indicam que os

sítios estudados são extremamente dinâmicos quando comparados com as florestas avaliadas em Minas Gerais, especialmente nos sítios queimados. Além disso, os SQ são menos estáveis do que os SN, pois são mais impactados pelo fogo.

Em síntese, os resultados encontrados para os parâmetros de dinâmica da comunidade e das espécies principais corroboram a hipótese proposta, confirmando que maiores mudanças estruturais ocorreram nos sítios queimados de ambas as impucas estudadas. As elevadas taxas de mortalidade e perda em área basal, bem como as taxas relativamente baixas de recrutamento e ganho em área basal observadas nos SQ podem ser atribuídos à entrada de fogo. Nesse sentido, faz-se necessário a adoção de medidas de preservação e retenção de queimadas em tais fragmentos, em decorrência das grandes perdas estruturais registradas após a passagem do fogo. Sugere-se a continuidade do estudo por longo período com a finalidade de melhor determinar os efeitos do fogo sobre as impucas do PEA.

Agradecimentos

À CAPES pelas bolsas de estudo concedidas aos autores L. Maracahipes, E. A. Oliveira, H. A. Mews e L. Gomes. À Secretaria do Estado de Meio Ambiente de Mato Grosso (SEMA-MT), por permitir o desenvolvimento da pesquisa e por disponibilizar o uso da sede do PEA pelos pesquisadores. Aos biólogos Claudinei O. dos Santos, Paulo S. Morandi, Lucélia S. da Silva e Danielle C. F. Barbosa pelo auxílio na coleta de dados e à Fabrício A. Leal pela confecção do mapa da área de estudo. À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Mato Grosso (FAPEMAT) por financiar parte deste projeto. Ao programa de Cooperação Acadêmica Interinstitucional (PROCAD/CAPES: UnB - UNEMAT) que viabilizou recursos para a coleta de dados em 2010.

Referências bibliográficas

- Ackerly, D.D.; Thomas, W.W.; Ferreira, C.A.C. & Pirani, J.R. 1989. The forest-cerrado transition zone in southern Amazonia: results of the 1985 projeto flora amazonica expedition to Mato Grosso. **Brittonia** **41**: 113-128.
- Alencar, A.; Nepstad, D. & Diaz, M.D.C.V. 2006. Forest understory fire in the Brazilian Amazon in enso and non-enso years: area burned and committed carbon emissions. **Earth Interactions** **10**: 1-17.
- Alencar, A.; Nepstad, D.C.; McGrath, D.; Moutinho, P.; Pacheco, P.; Diaz, M.D.C.V. & Soares-Filho, B. 2004. **Desmatamento na amazônia; indo além da "emergência crônica"**. Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia, Belém, PA.
- Alho, C.J.R. 2008. Biodiversity of the Pantanal: response to seasonal flooding regime and to environmental degradation. **Brazilian Journal of Biology** **68**: 957-966.
- Allen, C.D.; Macalady, A.K.; Chenchouni, H.; Bachelet, D.; McDowell, N.; Vennetier, M.; Kitzberger, T.; Rigling, A.; Breshears, D.D.; Hogg, E.H.; Gonzalez, P.; Fensham, R.; Zhangm, Z.; Castro, J.; Demidova, N.; Lim, J.H.; Allard, G.; Running, S.W.; Semerci, A. & Cobb, N. 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. **Forest Ecology and Management** **259**: 660-684.
- Appolinário, V.; Oliveira-Filho, A.T. & Guilherme, F.A.G. 2005. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. **Revista Brasileira de Botânica** **28**: 347-360.
- Ayres, M.; Ayres Jr. M.; Ayres, D.L. & Santos, A.A.S. 2007 **BioEstat 5.0: Aplicações estatísticas na área das ciências bio-médicas**. Belém. Sociedade Civil de Mamirauá.
- Balch, J.K.; Nepstad, D.; Brando, P.M.; Curran, L.; Portela, O.; Carvalho, O. & Lefebvre, P. 2008. Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. **Global Change Biology** **14**: 2276-2287.
- Balch, J.K.; Nepstad, D.; Curran, L.M.; Brando, P.M.; Portela, O.; Guilherme, P.; Reuning-Scherera, J.D. & Carvalho Jr., O. 2011. Size, species, and fire behavior predict tree and liana mortality from experimental burns in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management** **261**: 68-77.
- Barbosa, D.C.F.; Marimon, B.S.; Lenza, E.; Marimon-Júnior, B.H.; Oliveira, E.A. & Maracahipes, L. 2011. Estrutura da vegetação lenhosa em dois fragmentos naturais

- de florestas inundáveis (impucas) no Parque Estadual do Araguaia, Mato Grosso. **Revista Árvore** **35**: 457-471.
- Barlow, J.; Peres, C.A.; Logan, B.O. & Haugaasen, T. 2003. Large tree mortality and the decline of forest biomass following Amazonian wildfires. **Ecology Letters** **6**: 6-8.
- Braga, F.M.S. & Rezende, A.V. 2007. Dinâmica da vegetação arbórea da mata de galeria do Catetinho, Brasília-DF. **Cerne** **13**: 138-148.
- Brito, E.R.; Martins, S.V.; Oliveira-Filho, A.T.; Silva, E. & Silva, A.F. 2006. Estrutura fitossociológica de um fragmento natural de floresta inundável em área de orizicultura irrigada, município de Lagoa da Confusão, Tocantins. **Revista Árvore** **30**: 829-836.
- Brito, E.R.; Martins, S.V.; Oliveira-Filho, A.T.; Silva, E. & Silva, A.F. 2008. Estrutura fitossociológica de um fragmento natural de floresta inundável em área de Campo Sujo, Lagoa da Confusão, Tocantins. **Acta Amazonica** **38**: 379-386.
- Budke, J.C.; Jarenkow, J.A. & Oliveira-Filho, A.T. 2010. Intermediary disturbance increases tree diversity in riverine forest of southern Brazil. **Biodiversity and Conservation** **19**: 2371-2387.
- Condit, R.; Aguilar, S.; Hernandez, A.; Perez, R.; Lao, S.; Angehr, G.; Hubbell, S.P. & Foster, R.B. 2004. Tropical forest dynamics across a rainfall gradient and the impact of an El Niño dry season. **Journal of Tropical Ecology** **20**: 51-72.
- Condit, R.; Hubbell, S.P. & Foster, R.B. 1995. Mortality rates of 205 Neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. **Ecological Monographs** **65**: 419-439.
- Corrêa, B.S. & van den Berg, E. 2002. Estudo da dinâmica da população de *Xylopia brasiliensis* Sprengel em relação a parâmetros populacionais e da comunidade em uma floresta de galeria em Itutinga, MG, Brasil. **Cerne** **8**: 1-12.
- Curtis, J.T. & McIntosh, R.P. 1950. The interrelations of certain analytic and synthetic phytosociological characters. *Ecology*: 434-455.
- Eiten, G. 1975. The vegetation of the Serra do Roncador. **Biotropica** **7**: 112-135.
- Eiten, G. 1985. Vegetation near Santa Teresinha, NE Mato Grosso. **Acta Amazonica** **3-4**: 275-301.
- Enquist, B.J. & Enquist, C.A.F. 2011. Long-term change within a Neotropical forest: assessing differential functional and floristic responses to disturbance and drought. **Global Change Biology** **17**: 1408-1424.

- Felfili, J.M. 1995. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central over a six-year period (1985-199). **Journal of Tropical Ecology** **11**: 67-83.
- Gentry, A.H. & Terborgh, J. 1990. Composition and dynamics of the Cocha Cashu mature floodplain forest. Pp. 542-563. In: A.H. Gentry (Ed.). **Four neotropical rainforests**. Yale University Press, New Haven and London.
- Gomes, E.P.C.; Mantovani, W. & Kageyama, P.Y. 2003. Mortality and recruitment of trees in a secondary montane rain forest in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology** **63**: 47-60.
- Guilherme, F.A.G.; Oliveira-Filho, A.T.; Appolinário, V. & Bearzoti, E. 2004. Effects of flooding regime and woody bamboos on tree community dynamics in a section of tropical semideciduous forest in South-Eastern Brazil. **Plant Ecology** **174**: 19-36.
- Guimarães, J.C.C.; Van Den Berg, E.; Castro, G.C.; Machado, E.L.M. & Oliveira-Filho, A.T. 2008. Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta de galeria aluvial no planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** **31**: 621-632.
- Haugaasen, T.; Barlow, J. & Peres, C.A. 2003. Surface wildfires in central Amazonia: short-term impact on forest structure and carbon loss. **Forest Ecology and Management** **179**: 321-331.
- Hoffmann, W.A. 2000. Post-establishment seedling success in the Brazilian cerrado: a comparison of savanna and forest species. **Biotropica** **32**: 62-69.
- Hoffmann, W.A. & Solbrig, O.T. 2003. The role of topkill in the differential response of savanna woody species to fire. **Forest Ecology and Management** **180**: 273-286.
- Hoffmann, W.A.; Orthen, B.; & Nascimento, P.K.V. 2003. Comparative fire ecology of tropical savanna and forest trees. **Functional Ecology** **17**: 720-726.
- Holdsworth, A.R. & Uhl, C. 1997. Fire in Amazonian selectively logged rain forest and the potential for fire reduction. **Ecological Applications** **7**: 713-725.
- Hubbell, S.P.; Condit, R. & Foster, R.B. 1990. Presence and absence of density dependence in a neotropical tree community. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London** **330**: 269-281.
- Hubbell, S.P. & Foster, R.B. 1990. The fate of juvenile trees in a Neotropical forest: implications for the natural maintenance of tropical tree diversity. Pp. 317-341. In: K.S. Bawa & M. Hadley (Eds.). **Reproductive Ecology of Tropical Forest Plants**. Parthenon Publishing Group.

- Ivanauskas, N.M.; Rodrigues, R.R. & Nave, A.G. 1997. Aspectos ecológicos de um trecho de floresta de brejo em Itatinga, SP: florística, fitossociologia e seletividade de espécies. **Revista Brasileira de Biociência** **20**: 139-153.
- Joly, C.A. & Crawford, R.M.M. 1982. Variation in tolerance and metabolic responses to flooding in some tropical trees. **Journal of Experimental Botany** **33**: 799-809.
- Korning, J. & Balslev, H. 1994. Growth and mortality of trees in amazonian tropical rain forest in Ecuador. **Journal of Vegetation Science** **5**: 77-86.
- Laurance, W.F.; Ferreira, L.V.; Rankin-de-Merona, J.M. & Laurance, S.G. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology** **79**: 2032-2040.
- Lewis, S.L.; Brando, P.M.; Phillips, O.L.; Van Der Heijden, G.M.F. & Nepstad, D. 2011. The 2010 Amazon drought. **Science** **331**: 554.
- Lewis, S.L.; Malhi, Y. & Phillips, O.L. 2004. Fingerprinting the impacts of global change on tropical forests. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London** **359**: 437-462.
- Lieberman, D.; Lieberman, M., Peralta, R. & Hartshorn, G.S. 1985. Mortality patterns and stand turnover rates in a Wet Tropical forest in a Costa Rica. **Journal of Ecology** **73**: 915-924.
- Marimon, B.S. & Lima, E.S. 2001. Caracterização fitofisionômica e levantamento florístico preliminar no Pantanal dos rios Mortes-Araguaia, Cocalinho, Mato Grosso, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **15**: 213-229.
- Marimon, B.S.; Marimon-Júnior, B.H.; Lima, H.S.; Jancoski, H.S.; Franczak, D.D.; Mews, H.A. & Moresco, M.C. 2008. **Pantanal do Araguaia - Ambiente e povo: guia de ecoturismo**. Editora UNEMAT, Cáceres, MT.
- Martins, A.K.E.; Schaefer, C.E.G.R.; Silva, E.; Soares, V.P.; Corrêa, G.R. & Mendonça, B.A.F. 2006. Diagnóstico ambiental no contexto da paisagem de fragmentos florestais naturais "ipucas" no município de lagoa da confusão, Tocantins. **Revista Árvore** **30**: 297-310.
- Martins, I.C.M.; Soares, V.P.; Silva, E. & Brites, R.S. 2002. Diagnóstico ambiental no contexto da paisagem de fragmentos florestais naturais "ipucas" no município de lagoa da confusão, Tocantins. **Revista Árvore** **26**: 299-309.
- Martins, S.V.; Brito, E.R.; Oliveira-Filho, A.T.; Silva, A.F. & Silva, E. 2008. Floristic composition of two wetland forests in Araguaian Plain, State of Tocantins, Brazil, and comparison with other areas. **Revista Árvore** **32**: 129-141.

- Medeiros, M.B. & Miranda, H.S. 2005. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. **Acta Botanica Brasilica** **19**: 493-500.
- Miguel, A.; Marimon, B.S.; Oliveira, E.A.; Maracahipes, L. & Marimon-Junior, B.H. 2011. Dinâmica da comunidade lenhosa de uma floresta de galeria na transição Cerrado-Floresta Amazônica no leste de Mato Grosso, em um período de sete anos (1999 a 2006). **Biota Neotropica** **11**: ??-??.
- MMA. 1999. **Ações prioritárias para a conservação da biodiversidade do Cerrado e Pantanal**. MMA-Mistério do Meio Ambiente/FUNATURA/Conservation International/UnB, Brasília, DF.
- Molino, J.F. & Sabatier, D. 2001. Tree diversity in tropical rain forests: a validation of the intermediate disturbance hypothesis. **Science** **294**: 1702-1704.
- Mueller-Dombois, D. & Ellemberg, H. 1974. **Aims and Methods in Vegetation Ecology**. Wiley, New York.
- Nascimento, H.E.M.; Dias, A.S.; Tabanez, A.A. & Viana, V.M. 1999. Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Biociência** **59**: 329-342.
- Nebel, G.; Kvist, L.P.; Vanclay, J.K. & Vidaurre, H. 2001. Forest dynamics in flood plain forests in the Peruvian Amazon: effects of disturbance and implications for management. **Forest Ecology and Management** **150**: 79-92.
- Nepstad, D.; Carvalho, G.O.; Barros, A.C.; Alencar, A.; Capobianco, J.P.; Bishop, J.; Moutinho, P.; Lefebvre, P.A.; Silva, U.L. & Prins, E. 2001. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. **Forest Ecology and Management** **154**: 395-407.
- Nepstad, D.C.; Moreira, A. & Alencar, A.A. 1999. **A floresta em chamas: origens, impactos e prevenção de fogo na Amazônia**. Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais do Brasil, Brasília, DF.
- Nepstad, D.C.; Tohver, I.M.; Ray, D.; Moutinho, P. & Cardinot, G. 2007. Mortality of large trees and lianas following experimental drought in an Amazon forest. **Ecology** **88**: 2259-2269.
- Nogueira, E.M.; Nelson, B.W.; Fearnside, P.M.; França, M.B. & Oliveira, A.C.A. 2008. Tree height in Brazil's 'arc of deforestation': shorter trees in south and southwest

- Amazonia imply lower biomass. **Forest Ecology and Management** **255**: 2963-2972.
- Oliveira-Filho, A.T.; Carvalho, W.A.C.; Machado, E.L.M.; Higuchi, P.; Appolinário, V.; Castro, G.C.; Silva, A.C.; Santos, R.M.; Borges, L.F.; Corrêa, B.S. & Alves, J.M. 2007. Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1999-2004). **Revista Brasileira de Botânica** **30**: 149-161.
- Oliveira-Filho, A.T.; Mello, J.M. & Scolforo, J.R.S. 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil over a Five-year period (1987-1992). **Plant Ecology** **131**: 45-66.
- Paiva, L.V.; Araújo, G.M. & Pedroni, F. 2007. Structure and dynamics of a woody plant community of a tropical semi-deciduous seasonal forest in the "Estação Ecológica do Panga", municipality of Uberlândia, Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** **30**: 365-373.
- Parolin, P.; Ferreira, L.V.; Albernaz, A.L.K.M. & Almeida, S.S. 2004. Tree species distribution in Várzea Forests Brazilian Amazonia. **Folia Geobotanica** **39**: 371-383.
- Phillips, O.L. 1996. Long-term environmental changes in tropical forests: increasing tree turnover. **Environmental Conservation** **23**: 235-248.
- Phillips, O.L.; Aragão, L.E.O.C.; Lewis, S.L.; Fisher, J.B.; López-González, G.; Malhi, Y.; Monteagudo, A.; Peacock, J.; Quesada, C.A.; Van Der Heijden, G.; Almeida, S.; Amaral, I.; Arroyo, L.; Aymard, G.; Baker, T.R.; Bánki, O.; Blanc, L.; Bonal, D.; Brando, P.M.; Chave, J.; Oliveira, A.C.A.; Cardozo, N.D.; Czimczik, C.I.; Feldpausch, T.R.; Freitas, M.A.; Gloor, E.; Higuchi, N.; Jiménez, E.; Lloyd, G.; Meir, P.; Mendoza, C.; Morel, A.; Neill, D.A.; Nepstad, D.; Patiño, S.; Peñuela, M.C.; Prieto, A.; Ramirez, F.; Schwartz, M.; Silva, J.; Silveira, M.; Thomas, A.S.; Ter Steege, H.; Stropp, J.; Vásquez, R.; Zelazowski, P.; Dávila, E.A.; Andelman, S.; Andrade, A.; Chao, K.J.; Erwin, T.; Di Fiore, A.; Homorio, E.; Keeling, H.; Killeen, T.J.; Laurance, W.F.; Cruz, A.P.; Pitman, N.C.A.; Vargas, P.N.; Ramírez-Angulo, H.; Rudas, A.; Salamão, R.; Silva, N.; Terborgh, J. & Torres-Lezama, A. 2009. Drought sensitivity of the Amazon rainforest. **Science** **323**: 1344-1347.
- Phillips, O.L. & Gentry, A.H. 1994. Increasing turnover through time in tropical forests. **Science** **262**: 954-958.

- Phillips, O.L.; Hall, P.; Gentry, A.H.; Swayer, S.A. & Vásquez, R. 1994. Dynamics and species richness of tropical rain forests. **Proceedings of National Academy of Sciences of USA** **91**: 2805-2809.
- Pinard, M.A.; Putz, F.E. & Licona, J.C. 1999. Tree mortality and vine proliferation following a wildfire in a subhumid tropical forest in eastern Bolivia. **Forest Ecology and Management** **116**: 247-252.
- R Development Core Team 2009. **R: a language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rankin-de-Mérona, J.M.; Hutchings, H. & Lovejoy, T.E. 1990. Tree mortality and recruitment over a five-year period in undisturbed upland rainforest of the Central Amazon. Pp. 573-584. In: A.H. Gentry (Ed.). **Four neotropical rainforests**. Yale University Press, New Haven.
- Ratter, J.A. 1987. Notes on the vegetation of the Parque Nacional do Araguaia Brazil. **Notes From the Royal Botanic Garden Edinburgh** **44**: 311-342.
- Scarano, F.R.; Cattânio, J.H. & Crawford, R.M.M. 1994. Root carbohydrate storage in young samplings of an Amazonian tidal várzea forest before the onset of wet season. **Acta Botanica Brasilica** **8**: 129-139.
- Schiavini, I.; Resende, J.C.F. & Aquino, F.G. 1998. Dinâmica de espécies arbóreas em Mata de Galeria e Mata Mesófila na margem do Ribeirão Panga, MG. Pp. 267-299. In: S.M. Sano & S.P. Almeida (Eds.). **Cerrado: ambiente e flora**. EMBRAPA-CPAC, Planaltina, DF.
- Schnitzer, S.A. & Bongers, F. 2002. The ecology of lianas and their role in forests. **Tree** **17**: 223-230.
- Sheil, D. & Burslem, D.F.R.P. 2003. Disturbing hypotheses in tropical forests. **Trends in Ecology and Evolution** **18**: 18-26.
- Sheil, D.; Burslem, D.F.R.P. & Alder, D. 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. **The Journal of Ecology** **83**: 331-333.
- Sheil, D.; Jennings, S. & Savill, P. 2000. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. **Journal of Tropical Ecology** **16**: 765-800.
- Siegert, F.; Ruecker, G.; Hinrichs, A. & Hoffmann, A.A. 2001. Increased damage from fires in logged forests during droughts caused by El Niño. **Nature** **414**: 437-440.

- Silva, F.A.M.; Assad, E.D. & Evangelista, B.A. 2008. Caracterização climática do bioma cerrado. Pp. 69-88. In: S.M. Sano; S.P. Almeida & J.F. Ribeiro (Eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. Embrapa Cerrados, Brasília, DF.
- Silva, M.R. & Araújo, G.M. 2009. Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta semidecidual em Uberlândia, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **23**: 49-56.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.G. 1995. **Biometry**. W.H. Freeman and Company, New York.
- Spiegel, M.P. 1976. **Estatística**. McGraw-Hill, São Paulo.
- Stephenson, N.L. & van Mantgem, P.J. 2005. Forest turnover rates follow global and regional patterns of productivity. **Ecology Letters** **8**: 524-531.
- Strasberg, D.; Faloya, V. & Lepar, J. 1995. Patterns of tree mortality in an island tropical rainforest subjected to recurrent windstorms. **Acta Oecologica** **16**: 237-248.
- Thonicke, K.; Venevsky, S.; Sitch, S. & Gramer, W. 2001. The role of fire disturbance for global vegetation dynamics: coupling fire into a dynamic global vegetation model. **Global Ecology and Biogeography** **10**: 661-677.
- Toniato, M.T.Z.; Leitão-Filho, H.F. & Rodrigues, R.R. 1998. Fitossociologia de um remanescente de floresta higrófila (mata de brejo) em Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica** **21**: 197-210.
- Uhl, C.; Clark, K.; Dezzeo, N. & Maquirino, P. 1988. Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. **Ecology** **69**: 751-763.
- Wittmann, F.; Anhof, D. & Junk, W.J. 2002. Tree species distribution and community structure of Central Amazonian várzea forests by remote-sensing techniques. **Journal of Tropical Ecology** **18**: 805-820.
- Wittmann, F.; Junk, W.J. & Piedade, M.T.F. 2004. The várzea forests in Amazonia: flooding and the highly dynamic geomorphology interact with natural forest succession. **Forest Ecology and Management** **196**: 199-212.

Apêndice 1

Normas gerais da revista científica utilizada para redação e submissão dos artigos que compõe a presente dissertação.

O Artigo 1 será submetidos à revista Flora – morphology, distribution, functional ecology of plants, cuja normas estão disponíveis no seguinte endereço eletrônico:

http://www.elsevier.com/wps/find/journaldescription.cws_home/701764/authorinstructions

O Artigo 2 será submetido à revista Plant Ecology & Diversity, cuja normas estão disponíveis no seguinte endereço eletrônico:

<http://www.tandf.co.uk/journals/authors/tpedauth.asp>