

SIMONE MATIAS DE ALMEIDA REIS



**EFEITO DE DIFERENTES DISTÚRBIOS SOBRE A DINÂMICA DA
VEGETAÇÃO LENHOSA EM CERRADÕES NA TRANSIÇÃO CERRADO-
FLORESTA AMAZÔNICA, LESTE DE MATO GROSSO**

**Nova Xavantina
Mato Grosso – Brasil
2013**

SIMONE MATIAS DE ALMEIDA REIS

**EFEITO DE DIFERENTES DISTÚRBIOS SOBRE A DINÂMICA DA
VEGETAÇÃO LENHOSA EM CERRADÕES NA TRANSIÇÃO CERRADO-
FLORESTA AMAZÔNICA, LESTE DE MATO GROSSO**

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

Orientador: Prof. Dr. Eddie Lenza de Oliveira

**Nova Xavantina
Mato Grosso - Brasil
2013**

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

Reis, Simone Matias de Almeida

R375e Efeito de diferentes distúrbios sobre a dinâmica da vegetação lenhosa em cerradões na transição Cerrado- Floresta Amazônica, leste de Mato Grosso [manuscrito] / Simone Matias de Almeida Reis. – 2013.

ix, 66 f.: il, figs., tabs.

Orientador: Prof. Dr. Eddie Lenza de Oliveira.

Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado de Mato Grosso, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, 2013.

Bibliografia.

Anexos.

1. Dinâmica florestal. 2. Sucessão ecológica. 3. Alterações florísticas. 4. Cerrado – Transição – Floresta Amazônica – Mato Grosso. I. Título.

CDU: 504.122(817.2)

**EFEITO DE DIFERENTES DISTÚRBIOS SOBRE A DINÂMICA DA
VEGETAÇÃO LENHOSA DE CERRADÕES NA TRANSIÇÃO CERRADO-
FLORESTA AMAZÔNICA, LESTE DE MATO GROSSO**

SIMONE MATIAS DE ALMEIDA REIS

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 22 de Março de 2013, pela BANCA EXAMINADORA:

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

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

Prof. Dr. José Roberto Rodrigues Pinto
Universidade de Brasília – UNB
Departamento de Engenharia Florestal
Membro Titular

Dr. Prof. Ricardo Keichi Umetsu
Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT
Departamento de Ciências Biológicas
Membro Suplente

*Aos meus avós, Alzira e Etevaldo e
a minha mãe Carmelita, dedico.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por ter me dado forças durante toda essa jornada.

Ao meu esposo, Paulo Sergio Morandi, pelo apoio, carinho e força que me deu durante todo esse percurso.

À minha filha Gabrielli pelo carinho e belo sorriso e, pelos momentos de descontração.

À minha mãe Carmelita Matias de Almeida, aos meus avós Etevaldo Matias de Almeida e Alzira Matias, aos meus irmãos Roni e Gabriel, que mesmo distantes sempre manifestaram apoio e incentivo.

À minha tia Divina Matias (minha segunda mãe), pelo amor e carinho, mas principalmente por acreditar em mim, acreditar que sempre posso chegar mais longe, muito obrigada.

Ao meu orientador, professor Eddie Lenza, pela orientação, paciência, confiança, ensinamentos ecológicos e amizade. Muito obrigada.

Ao Leandro, Paulo e Pedro, pelo auxílio nas análises estatísticas e pelas valiosas sugestões ao trabalho.

Aos professores Beatriz (Bia) e Ben Hur, pelas oportunidades, amizade, parceria e credibilidade. Muito obrigada pela confiança.

À Universidade do Estado de Mato Grosso, que por meio do Programa de Ecologia e Conservação proporcionou o desenvolvimento deste trabalho.

À CAPES, pelo apoio financeiro, através da concessão de bolsa de estudo. Ao PELD-CNPq (Transição Cerrado-Floresta Amazônica: bases ecológicas e sócio-ambientais para a conservação/Nº 558069/2009-6) e ao PROCAD UnB/UNEMAT (Projeto Nº 109/2007) pelo apoio financeiro para o desenvolvimento desse estudo.

Aos professores Pedro V. Eisenlohr, Ricardo K. Umetsu, José Roberto Pinto e Beatriz Schwantes Marimon pelas sugestões que contribuíram para a melhoria deste trabalho.

Aos meus amigos Letícia, Mônica, Eder, Fernando, Nadjarriny, Regiane, Josias, Bianca e Mariângela pelo valioso auxílio durante a coleta de dados.

À todos do Laboratório de Ecologia Vegetal, Mônica, Letícia (Pamonha), Claudinei (San), Leandro (Maraca), Edmar (Dinei), Henrique, Divino, Paulo, Oriales, Bianca (Bibica), Giovana (Gio), Mariângela, Regiane (Regis), Pábio, Josias (Jojô), Marcobruno, Josenilto, Fernando, Eder, Leonardo, Nadjarriny, Maria, Rose, Keyliane,

Ben Hur, Bia e Eddie, com os quais compartilhei muitos momentos de alegria, aprendizado, trabalho e amizade.

Aos mestrandos da turma de 2011/1, pela amizade, companheirismo e pela troca de experiência, pelos momentos de discussão sobre ciência e pelos bons e felizes momentos que passamos juntos. Valeu galera, muitas saudades de vocês, melhor turma do mundo.

Agradeço também a todos os brasileiros que financiaram os meus estudos por meio desta instituição e a todos que de alguma forma contribuíram para o meu crescimento profissional e realização desse estudo.

SUMÁRIO

Resumo geral.....	vii
Abstract general.....	viii
Formatação	ix
Introdução geral	1
Referências bibliográficas	3
ARTIGO 1 - EFEITO DO FOGO SOBRE A DINÂMICA DA VEGETAÇÃO LENHOSA EM CERRADÃO NA TRANSIÇÃO CERRADO-FLORESTA AMAZÔNICA.....	9
Resumo	9
Abstract	10
Introdução	11
Material e métodos	12
Resultados.....	15
Discussão.....	23
Agradecimentos	28
Referências bibliográficas	29
ARTIGO 2 - DINÂMICA SUCESSIONAL DA VEGETAÇÃO LENHOSA EM CERRADÃO, NA TRANSIÇÃO CERRADO-FLORESTA AMAZÔNICA, 36 ANOS PÓS-DISTÚRBIO.....	39
Resumo	39
Abstract	39
Introdução	40
Material e métodos	42
Resultados	46
Discussão	53
Agradecimentos	58
Referências bibliográficas	58
Conclusão geral	65
Apêndice 1	66

RESUMO GERAL

O cerrado apresenta alta diversidade de espécies, mesmo assim, essa fitofisionomia foi drasticamente reduzida, por estar localizada nas terras mais férteis e úmidas do bioma Cerrado, restando hoje apenas fragmentos. Dessa forma, estudos que avaliam o reestabelecimento da vegetação após distúrbio em áreas de cerrado são de extrema importância para sua manutenção. Assim, nosso objetivo foi analisar e comparar as mudanças na composição florística, diversidade de espécies, grupos ecológicos, estrutura e dinâmica do componente lenhoso, no período de quatro anos (2008 a 2012), entre cerrado queimado (CQ) e não queimado (CN) (capítulo 1) e entre cerrado preservado (CP) e em regeneração (CR) há 36 anos (capítulo 2), no município de Nova Xavantina, Mato Grosso, na região de transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica. Foram estabelecidas, entre janeiro e março de 2008, 181 parcelas permanentes (10 x 10 m). Em 100 parcelas todos os indivíduos lenhosos com diâmetro à altura do peito ≥ 10 cm foram medidos. Em setembro de 2008, 38 dessas parcelas amostradas foram queimadas acidentalmente, depois da queimada as parcelas foram divididas em dois sítios (CQ e CN). Nas outras 81 parcelas (50 no CR e 31 no CP), foram medidos todos os indivíduos vivos com diâmetro a altura do solo ≥ 5 cm. Em 2012 todos os indivíduos foram reamostrados e inclusos os recrutas. O CQ apresentou menor diversidade de espécies após a passagem do fogo, enquanto a área basal sofreu incremento significativo ($p < 0,05$) após esse distúrbio. Esse sítio também apresentou maior taxa de mortalidade ($5,07\% \text{ ano}^{-1}$) que o CN ($2,97\% \text{ ano}^{-1}$). No entanto, as taxas de recrutamento ($5,16$ e $3,60\% \text{ ano}^{-1}$) e de reposição de indivíduos ($23,38$ e $22,44\% \text{ ano}^{-1}$), foram estatisticamente iguais entre CQ e CN, respectivamente. O CR apresentou maior riqueza, diversidade de espécies de Shannon, equabilidade de Hurlbert, densidade de indivíduos, incremento periódico anual e taxa de mortalidade em relação ao CP. Porém os dois sítios (CR e CP) apresentam elevada similaridade florística, além de não apresentarem diferenças na distribuição das espécies entre os grupos ecológicos, dos indivíduos em classes diamétricas, área basal, taxa de recrutamento, tempo de meia-vida, duplicação e reposição. Dessa forma distúrbios como o fogo e a remoção da vegetação podem alterar a estrutura das comunidades lenhosas de cerrado.

PALAVRAS-CHAVE: conservação, mudanças estruturais e florísticas, diversidade, regeneração natural, sucessão ecológica.

ABSTRACT GENERAL

The savanna forest has a high diversity of species, yet this vegetation type was drastically reduced, as it is located in the most fertile land and humid biome, remaining today only fragments. Thus, studies evaluating the re-establishment of vegetation after disturbance in woodland areas are extremely important for their maintenance. Thus, our goal was to analyze and compare the changes in the floristic composition, species diversity, ecological groups, structure and dynamics of woody component in the four-year period (2008 to 2012), among savanna forest burned (CQ) and unburned (CN) (Chapter 1) and between savanna forest preserved (CP) and regeneration (CR) for 36 years (Chapter 2), in Nova Xavantina, Mato Grosso, in the transition region between the Cerrado and the Amazon Forest. Were made between January and March 2008, 181 permanent plots (10 x 10 m). 100 plots in all woody plants with diameter at breast height > 10 cm were measured. In September 2008, 38 of these plots sampled were burned accidentally after the plots were divided into two sites (CQ and CN). In the other 81 plots (50 in CR and 31 in CP), were measured all individuals living with diameter at ground height > 5 cm. In 2012 all individuals were resampled and included recruits. The CQ had lower species diversity after the passage of fire, while the basal area suffered significant increase ($p < 0.05$) after this disorder. This site also had higher mortality rates ($5.07\% \text{ yr}^{-1}$) than the CN ($2.97\% \text{ yr}^{-1}$). However, recruitment rates (5.16 and $3.60\% \text{ year}^{-1}$) and replacing individuals (23.38 and $22.44\% \text{ year}^{-1}$) were equal statistically between CQ and CN, respectively. The CR showed higher richness, species diversity, Shannon, Pielou Hurlbert, density of individuals, periodic increment and annual mortality rate compared to CP. But the two sites (CR and CP) exhibit high floristic similarity, besides not differ in species distribution among ecological groups, individuals in diameter classes, basal area, recruitment rate, half-life, duplication and replacement. Thus disturbances like fire and removal of vegetation can alter the extruded woody savanna forest communities.

KEY-WORDS: conservation, structural and floristic changes, diversity, natural regeneration, ecological succession.

FORMATAÇÃO

A presente dissertação está dividida em dois capítulos. No primeiro são analisadas e comparadas as mudanças na composição florística, na diversidade, na estrutura e dinâmica do componente lenhoso entre sítio de cerradão queimado e não queimado, no período de quatro anos (2008 a 2012) em Nova Xavantina, Mato Grosso, a fim de verificar os efeitos do fogo sobre a dinâmica dos parâmetros florísticos e estruturais da comunidade. No segundo capítulo são comparados os padrões de mudança florística, diversidade, riqueza, grupos ecológicos, estrutura e parâmetros de dinâmica do componente lenhoso entre um sítio de cerradão em regeneração e um sítio preservado no Parque Municipal do Bacaba, na transição entre o Cerrado e Floresta Amazônica, no período de quatro anos (2008 a 2012), investigando se a riqueza, diversidade, taxas de mortalidade e recrutamento, entre outros parâmetros estão relacionados com o estágio sucessional dos dois sítios.

INTRODUÇÃO GERAL

O Cerrado ocupava originalmente cerca de 2 milhões km² (Ribeiro & Walter 2008; Sano *et al.* 2010) e sua biodiversidade vegetal é considerada a maior dentre todas as savanas mundiais (Mendonça *et al.* 2008). Mesmo assim, este bioma vem sofrendo com os avanços da agropecuária e da exploração irracional (Sano *et al.* 2010; Fernandes & Pessôa 2011), que tem diminuído cada vez mais sua extensão original, principalmente nos estados de Mato Grosso e Goiás (Sano *et al.* 2010; Silva *et al.* 2012), transformando o Cerrado em um dos ecossistemas mais ameaçados do mundo (Myers *et al.* 2000; Ferreira *et al.* 2007). Os avanços da agropecuária sobre o Cerrado resultaram na eliminação da cobertura vegetal nativa e na fragmentação de habitats naturais, causando perdas elevadas de biodiversidade e de diversos outros serviços ambientais (Fernandes & Pessôa 2011; IBGE 2013), o que pode gerar desequilíbrio entre os ecossistemas (Fernandes & Pessôa 2011).

O Cerrado apresenta diversas fitofisionomias, entre elas o cerradão, que ocupava originalmente cerca de 1% do bioma (Ribeiro & Walter 2008). O cerradão é uma formação florestal que apresenta cobertura arbórea entre 50 e 90%, altura do estrato arbóreo variando de 8 a 15 m (Ribeiro & Walter 2008) e uma flora não exclusiva, ou seja, sua composição de espécies é uma mistura de espécies de formações savânicas (i.e. cerrado *latu sensu*, mas principalmente pertencente ao cerrado sentido restrito) e de outras formações florestais, como matas secas semidecíduas, matas de galeria e matas ciliares (Ribeiro & Walter 2008; Solórzano *et al.* 2012). O cerradão ocorre tanto em solos distróficos quanto mesotróficos e sua composição florística é variável conforme a fertilidade do solo (Ratter 1971; Ratter *et al.* 1973; 1977; Araújo & Haridasan 1988; Ratter *et al.* 2003).

Na região leste de Mato Grosso ocorrem dois tipos de cerradão, o primeiro está relacionado a solos com alta fertilidade (“cerradão mesotrófico”) e o segundo a solos com baixa fertilidade, denominado de “cerradão distrófico” (Ratter 1971; Ratter *et al.* 1973; Oliveira-Filho & Ratter 2002; Ribeiro & Walter 2008). Esta região está localizada na zona de transição entre os dois principais biomas brasileiros o Cerrado e a Floresta Amazônica (Ratter *et al.* 1973; Marimon *et al.* 2006) e no chamado “arco do desmatamento”, no qual o avanço da agricultura e da pecuária representa uma séria ameaça para a vegetação nativa (Nogueira *et al.* 2008; Domingues & Bermann 2012), principalmente depois da implantação do novo Código Florestal brasileiro (Lei nº

12.651, de 2012), onde as áreas naturais de proteção foram reduzidas significativamente (Silva *et al.* 2012), o que pode comprometer seriamente sua biodiversidade, principalmente em áreas de cerradão, muito visadas para a agricultura por coincidirem com os solos mais férteis do bioma Cerrado (Ratter 1971; Eiten 1972; Oliveira-Filho *et al.* 1994). Nesse sentido, estudos que visem subsidiar ações de conservação são de extrema importância.

Estudos vêm sendo realizados em áreas de cerradão e geralmente estão relacionados a levantamentos florísticos e fitossociológicos (Costa & Araújo 2001; Batalha *et al.* 2001; Pereira-Silva *et al.* 2004; Marimon-Junior & Haridasan 2005; Souza *et al.* 2008; Fina & Monteiro 2009; Silva 2009; Souza *et al.* 2010; Camilotti *et al.* 2011; Solórzano *et al.* 2012; Silva & Felfili 2012). Outros estudos ainda têm sido desenvolvidos para avaliar a regeneração e estabelecimento de algumas espécies típicas de cerradão, como *Copaifera langsdorffii* e *Emmotum nitens* (Azevedo 2006), além da diversidade funcional e distribuição das espécies (Viani 2010), do efeito de borda (Lima-Ribeiro 2008), da exclusão do fogo sobre algumas espécies (Moreira 2000) e dinâmica da vegetação (Franczak *et al.* 2011). No entanto, estudos que avaliem a dinâmica da comunidade de áreas de cerradão após um distúrbio, como o fogo ou a remoção da vegetação nativa, são escassos ou inexistentes.

Estudos de dinâmica da vegetação são importantes para compreendermos os processos de manutenção da comunidade florestal, pois permitem avaliar as taxas de mudanças na estrutura da comunidade e das populações ao longo do tempo, analisando-se do crescimento, recrutamento e mortalidade de indivíduos (Felfili 1995; Arce *et al.* 2000; Corrêa & Van Den Berg 2002; Silva & Araújo 2009). Esses estudos também têm possibilitado avaliar as respostas das comunidades vegetais após distúrbios antrópicos locais (Oliveira-Filho *et al.* 1997; Machado & Oliveira-Filho 2010) e alterações climáticas globais de origem antrópica (Laurance *et al.* 2009). Por sua vez, a compreensão das taxas de mudanças na estrutura florestal permite inferir sobre o passado e futuro da comunidade e o estado de regeneração da mesma (Harper 1977; Felfili & Silva Júnior 1988). As informações obtidas podem subsidiar ações de conservação em ambientes remanescentes e programas de recuperação de áreas degradadas (Aquino *et al.* 2007; Franczak *et al.* 2011) e avaliar as causas e consequências das mudanças ocorridas em função do tempo na estrutura das populações, permitindo ampliar o conhecimento disponível sobre as espécies e

maximizar o sucesso destas quando utilizadas na restauração de áreas degradadas (Schiavini *et al.* 1998; Lopes & Schiavini 2007).

Tendo em vista a importância de estudos de dinâmica para a biologia da conservação, nosso objetivo foi analisar e comparar, no período de quatro anos (2008 a 2012) as mudanças na composição florística, diversidade de espécies, grupos ecológicos, estrutura e dinâmica do componente lenhoso entre cerrado não queimado (CN) e queimado (CQ) (capítulo 1), bem como entre cerrado preservado (CP) e em regeneração (CR) há 36 anos, no município de Nova Xavantina, Mato Grosso, na região de transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aquino, F.G.; Walter, B.M.T.; Ribeiro, J.F. 2007. Woody community dynamics in two fragments of "cerrado" *stricto sensu* over a seven-year period (1995-2002), MA, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 30: 113-121.
- Araújo, G. M. & Haridasan, M. 1988. A comparison of the nutrients status of two forests on dystrophic and mesotrophic soils in the cerrado region of central Brazil. *Communications in Soil Science and plant analysis* 19: 1075-1089.
- Arce, J.E.; Felfili, J.M.; 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: Lombardi, I. (org.). *Colégio de ingenieros del Peru. Capítulos de Ingeniería florestal. Congresso Florestal Latino americano. Tomo III.*
- Azevedo, I.N.C. 2006. Regeneração e estabelecimento de *Copaifera langisodorffii* (Desf.) e *Emmotum nitens* (Benth.) Miers em condições naturais. Pp. 83. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília-DF.
- Batalha, M.A.; Mantovani, W. & Mesquita-Júnior, H.N. de. 2001. Vegetation structure in cerrado physiognomies in south-eastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 61(3): 475-483.
- Camilotti, D.C.; Pagotto, T.C.S. & Araujo, A.C. 2011. Análise da vegetação arbórea de um remanescente de Cerradão em Bandeirantes, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Iheringia* 66(1): 31-46.

- 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): 1-12.
- Costa, A.A. & Araújo, G.M. 2001. Comparação da vegetação arbórea de cerradão e de cerrado na Reserva do Panga, Uberlândia, Minas Gerais. *Acta Botanica Brasilica* 15(1): 63-72.
- Domingues, M.S. & Bermann, C. 2012. O arco de desflorestamento na Amazônia: da pecuária à soja. *Ambiente & Sociedade* 2: 1-22.
- Eiten, G. 1972. The Cerrado Vegetation of Brazil. *Botanical Review* 38: 201-341.
- Felfili, J.M. & Silva Júnior, M.C. 1988. Distribuição dos diâmetros numa faixa de cerrado na Fazenda Água Limpa (FAL) em Brasília-DF. *Acta Botanica Brasilica* 2: 85-104.
- Felfili, J.M. 1995. Diversity, Structure and Dynamics of a Gallery Forest in Central Brazil. *Vegetatio* 117: 1-15.
- Fernandes, P.A. & Pessôa, V.L.S. 2011. O Cerrado e Suas Atividades Impactantes: Uma Leitura Sobre o Garimpo, a Mineração e a Agricultura Mecanizada. *Revista Eletrônica de Geografia* 3(7): 19-37.
- Ferreira, M.E.; Ferreira Jr., L.G.; Ferreira, N.C.; Rocha, G.F. & Nemayer, M. 2007. Desmatamento no bioma Cerrado: uma análise temporal (2001-2005) com base nos dados MODIS-MOD13Q1. In: XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2007, Florianópolis. Anais... Florianópolis: URLibService, 2007. p. 3877-3883.
- Fina, B.G. & Monteiro, R. 2009. Estudo da estrutura da comunidade arbustivo-arbórea de uma área de cerradão, município de Pirassuninga (SP). *Neotropical Biology and Conservation* 4(1): 40-48.
- Franczak, D.D.; Marimon, B.S.; Marimon-Junior, B.H.; Mews, H.A.; Maracahipes, L. & Oliveira, E.A. 2011. Changes in the structure of a savanna forest over a six-year period in the Amazon-Cerrado transition, Mato Grosso state, Brazil. *Rodriguésia* 62(2): 425-436.
- Harper, J.L. 1977. *Population biology of plants*. Academic Press. London.
- IBGE 2013. Mapa de biomas do Brasil. <http://mapas.ibge.gov.br/tematicos>. 2004. (Acesso em 28-2-2013).

- Laurance, S.G.W.; Laurence, W.F.; Nascimento, H.E.M.; Andrade, A.; Fearnside, P.M.; Rebelo, E.R.G.; Condit, R. 2009. Long-term variation in Amazon forest dynamics. *Journal of Vegetation Science* 20: 323 -333.
- Lima-Ribeiro, M.S. 2008. Efeitos de borda sobre a vegetação e estruturação populacional em fragmentos de Cerradão no Sudoeste Goiano, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 22(2): 535-545.
- 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.
- Machado, E.L.M. & Oliveira-Filho, A.T. 2010. Spatial patterns of tree community dynamics are detectable in a small (4 ha) and disturbed fragment of the Brazilian Atlantic forest. *Acta Botanica Brasilica* 24: 250-261.
- 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-Junior, B.H. & Haridasan, M. 2005. Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado sensu stricto em áreas adjacentes em solos distróficos no leste de Mato Grosso, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19(4): 913-926.
- Mendonça, R. C.; Felfili, J.M.; Walter, B.M.T.; Silva-Júnior, M.C.; Rezende, A.V.; Filgueiras, T.S. & Nogueira, P.E. 2008. Flora Vascular do Cerrado. In: Sano, S.M. & Almeida, S.P. (eds). *Cerrado: ambiente e flora*. Planaltina, EMBRAPA-CPAC, pp. 289-556.
- Moreira, A.G. 2000. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. *Journal of Biogeography* 27: 1021-1029.
- Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B.; Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Nogueira, E.M.; Fearnside, P.M.; Nelson, B.W.; Barbosa, R.I. & Keizer, E.W.H. 2008. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: new allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. *Forest Ecology and Management* 256: 1853-1857.

- Oliveira-Filho, A.T. & Ratter, J.A. 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado Biome. In: Oliveira, P.S. & Marquis, R.J. (eds.) *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna*. Columbia University Press, New York, cap. 6, pp. 91-120.
- Oliveira-Filho, A.T.; Mello, J.M. & Scolforo, J.R. 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). *Plant Ecology* 131: 45-66.
- Oliveira-Filho, A.T.; Vilela, E.A.; Carvalho, D.A.; Gavilanes, M.L. 1994. Effects of soils and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. *Journal Tropical Ecology* 10: 483-508.
- Pereira-Silva, E.F.L.; Santos, J.E.; Kageyama, P.Y. & Hardt, E. 2004. Florística e fitossociologia dos estratos arbustivo e arbóreo de um remanescente de cerradão em uma Unidade de Conservação do Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Botânica* 27(3): 533-544.
- Ratter, J.A. 1971. Some notes on two types of cerradão occurring in northeastern Mato Grosso. In: Ferri, M.G. (ed.). *III Simpósio Sobre o Cerrado*. EDUSP/Edgard Blücher, São Paulo. Pp. 110-112.
- Ratter, J.A., Ribeiro, J.F., Bridgewater, S. 1997. The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Ann. Bot.* 80:223-230.
- Ratter, J.A.; Bridgewater, S. & Ribeiro, J.F. 2003. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation III: comparison of the woody vegetation of 376 areas. *Edinburgh Journal of Botany* 60: 57-109.
- Ratter, J.A.; Richards, P.W.; Argent, G. & Gifford, D.R. 1973. Observations on the vegetation of the northeastern Mato Grosso. I. The woody vegetation types of the Xavantina-Cachimbo Expedition area. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 266: 449-492.
- Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. 2008. As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. Pp.151-212. In: Sano, S.M.; Almeida, S.P. & Ribeiro, J.F. (eds.). *Cerrado: ecologia e flora*. EMBRAPA-CPAC, Planaltina.
- Sano, E.E.; Rosa, R.; Brito, J.L.S.; Ferreira Jr., L.G. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* 166: 113-124, 2010.

- Schiavini, I.; Resende, J.C.F. & Aquino, F.G. de. 1998. Dinâmica de espécies arbóreas em Mata de Galeria e Mata Mesófila na margem do Ribeirão Panga, MG. Pp. 267-299. In: Sano, S. M. & Almeida, S. P. (eds.). Cerrado: ambiente e flora. EMBRAPA-CPAC, Planaltina-DF.
- Silva, J.A.A.; Nobre, A.D.; Manzatto, C. V.; Joly, C. A.; Rodrigues, R. R.; Skorupa, L.A.; Nobre, C.; Ahrens, S.; May, P.H.; Sa, T.D.A.; Cunha, M.C. & Rech-Filho, E.L. 2012. O código florestal e a ciência: contribuições para o diálogo. 2ª. ed. São Paulo: Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência (SBPC) e Academia Brasileira de Ciências (ABC), v. 1. 124 p.
- Silva, J.S. 2009. Diversidade alfa, florística e fitossociologia na Arie do cerradão, na APA Gama e Cabeça de Veado, DF. Pp. 142. Dissertação de Mestrado. Departamento de Botânica, Universidade de Brasília, Brasília-DF.
- Silva, J.S.S. & Felfili, J.M. 2012. Distribuição de diâmetros de um cerradão distrófico no Distrito Federal (DF), Brasil. *Pesquisa Florestal Brasileira* 32(72): 463-470.
- 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.
- Solórzano, A.; Pinto, J.R.R.; Felfili, J.M. & Hay, J.D.V. 2012. Perfil florístico e estrutural do componente lenhoso em seis áreas de cerradão ao longo do bioma Cerrado. *Acta Botanica Brasilica* 26(2): 328-341.
- Souza, P.B.; Alves, J.A.; Silva, A.F. & Souza, A.L. 2008. Composição florística da vegetação arbórea de um remanescente de cerração, paraopeba, MG. *Revista Árvore* 32(4): 781-790.
- Souza, P.B.; Saporetti-Junior, A.W.; Soares, M.P.; Viana, R.H.O.; Camargos, V.L. & Meira-Neto, J.A.A. 2010. Florística de uma área de cerradão na floresta nacional de Paraopeba - Minas Gerais. *Cerne* 16(1): 86-93.
- Viani, R.A.G. 2010. Atributos funcionais e a distribuição de espécies do cerradão e da floresta estacional semidecidual. Pp. 145. Tese de Doutorado. Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas-SP.

ARTIGO 1: EFEITO DO FOGO SOBRE A DINÂMICA DA VEGETAÇÃO LENHOSA EM CERRADÃO NA TRANSIÇÃO CERRADO-FLORESTA AMAZÔNICA

Será submetido para a revista Acta Botanica Brasilica (Apêndice 1)

EFEITO DO FOGO SOBRE A DINÂMICA DA VEGETAÇÃO LENHOSA EM CERRADÃO NA TRANSIÇÃO CERRADO-FLORESTA AMAZÔNICA

RESUMO

(Efeito do fogo sobre a dinâmica da vegetação lenhosa em cerradão na transição Cerrado-Floresta Amazônica). O fogo pode alterar a composição florística e a estrutura da vegetação, causando mudanças nas taxas de crescimento e de mortalidade. Nosso objetivo foi analisar e comparar as mudanças na composição florística, diversidade de espécies, estrutura e dinâmica do componente lenhoso entre um cerradão queimado (CQ) e outro não queimado (CN), em um período de quatro anos (2008 a 2012), em Nova Xavantina, Mato Grosso, na região de transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica. Foram estabelecidas em janeiro de 2008, 100 parcelas permanentes (10 x 10 m) onde todos os indivíduos lenhosos com diâmetro à altura do peito ≥ 10 cm foram medidos. Em setembro de 2008, 38 dessas foram queimadas acidentalmente. Em janeiro de 2012 todos os indivíduos foram reamostrados e incluídos os recrutas. O CQ apresentou maior incremento de área basal ($p < 0,05$), menor diversidade de espécies e maior taxa de mortalidade ($5,07\% \text{ ano}^{-1}$) que o CN ($2,97\% \text{ ano}^{-1}$). A taxa de mortalidade em área basal foi significativa e negativamente correlacionada com o diâmetro ($R^2 = 0,6999$; $p < 0,05$) no CQ. Os resultados indicam que o fogo altera a dinâmica, a diversidade de espécies e a estrutura do cerradão, excluindo espécies menos tolerantes e indivíduos de menor porte. *Tachigali vulgaris* foi considerada um espécie-chave na recuperação da biomassa do cerradão após o distúrbio, por ter aumentado a área basal quatro anos após a queimada.

Palavras-chave: conservação, diversidade, mortalidade, mudanças estruturais e florísticas.

ABSTRACT

(Effect of fire on the dynamics of woody vegetation in savanna forest in the Cerrado-Amazon Forest transition). Fire can change the floristic composition and structure of vegetation, causing changes in growth rates and mortality. Our objective was to analyze and compare the changes in the floristic composition, species diversity, structure and dynamics of woody component between a savanna forest burned (CQ) and other unburned (CN), in a period of four years (2008-2012) in new Xavantina, Mato Grosso, in the transition region between the Cerrado and Amazon Forest. Were established in January 2008, 100 permanent plots (10 x 10 m) where all woody plants with diameter at breast height > 10 cm were measured. In September 2008, 38 of these were accidentally burned. In January 2012, all individuals were resampled and included recruits. The CQ presented higher basal area increment ($p < 0.05$), lower species diversity and higher mortality rate ($5.07\% \text{ yr}^{-1}$) than the CN ($2.97\% \text{ yr}^{-1}$). The mortality rate in basal area was significantly and negatively correlated with the diameter ($R^2 = 0.6999$, $p < 0.05$) in CQ. The results indicate that fire alters the dynamics, species diversity and structure of the cerrado, excluding species less tolerant individuals and smaller. *Tachigali vulgaris* was considered a keystone species in the Cerrado biome recovery after disturbance, having increased basal area four years after the fire.

Key-words: conservation, diversity, mortality, structural and floristic changes.

Introdução

Estudos que visam entender os efeitos do fogo em florestas tropicais são recentes (Melo & Durigan 2010) e a maioria tem investigado o papel das queimadas sobre as emissões de gases causadores de efeito estufa (Fearnside 1990) e sobre as consequências à biodiversidade (Cochrane 2003). O fogo, um fenômeno característico e histórico do bioma Cerrado (Salgado-Labouriau *et al.* 1998; Miranda *et al.* 2002; Salgado-Labouriau 2005), pode alterar a composição florística, estrutura e dinâmica da vegetação (Hodgkinson 1998; Medeiros & Miranda 2005; Libano & Felfili 2006). As queimadas podem provocar, ainda, redução na densidade de espécies lenhosas (Miranda *et al.* 1996; Silva *et al.* 1996; Moreira 2000), mudanças nas taxas de crescimento e no sucesso reprodutivo das plantas (Frost & Robertson 1985; Oliveira & Silva 1993; Hoffmann 1999) e diminuir a riqueza vegetal (Hoffmann *et al.* 2012), pois promovem a exclusão de algumas espécies sensíveis ao fogo (Moreira 2000).

Formações florestais localizadas na zona de transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica apresentam alta suscetibilidade em relação ao fogo (Alencar *et al.* 2004; Balch *et al.* 2008), por apresentarem estrutura aberta (Alencar *et al.* 2004), principalmente quando esse ocorre em períodos de secas mais intensas (Balch *et al.* 2008; Elias *et al.* no prelo). Além disso, essa região está inserida no “arco do desmatamento”, onde o avanço da agricultura e da pecuária representa séria ameaça para a vegetação nativa (Alencar *et al.* 2004; Nogueira *et al.* 2008). Apesar da maior suscetibilidade ao fogo (Balch *et al.* 2008), as formações florestais da transição Cerrado/Floresta Amazônica parecem sofrer menos com as queimadas (Balch *et al.* 2011) do que florestas da área *core* da Floresta Amazônica (Barlow *et al.* 2003; Haugaasen *et al.* 2003), por apresentarem menor quantidade de material inflamável (Balch *et al.* 2011) e espécies típicas de savana e portanto mais adaptadas a esse distúrbio (Hoffmann 2000; Pinheiro & Monteiro 2006; Hoffmann *et al.* 2012).

Características morfológicas adaptativas das plantas, como a elevada suberização dos troncos, que promovem o isolamento térmico dos tecidos internos, permitem que plantas de espécies de Cerrado resistam à passagem do fogo (Coutinho 1990; Miranda *et al.* 1996; Miranda *et al.* 2002; Ivanauskas *et al.* 2003; Hoffmann *et al.* 2012). Todavia, algumas espécies lenhosas de fitofisionomias florestais do Bioma Cerrado e borda sul da Floresta Amazônica, como o cerradão, não apresentam tais adaptações, tornando-se mais vulneráveis aos efeitos do fogo (Moreira 2000; Hoffmann

& Moreira 2002), o que resulta em altas taxas de mortalidade (Hoffmann & Moreira 2002) e possíveis interferências na dinâmica da vegetação. No entanto, pouco se sabe sobre a dinâmica da vegetação dessa fitofisionomia e até o momento os estudos que avaliam a dinâmica da vegetação em áreas de cerradões em resposta às queimadas são escassos (Elias *et al. no prelo*) e pouco conclusivos.

Estudos dessa natureza possibilitam o monitoramento e a predição dos processos de transformação na estrutura da comunidade e das populações ao longo do tempo (Harper 1977; Felfili & Silva Júnior 1988; Higuchi *et al.* 2008). As informações obtidas podem ainda subsidiar ações de conservação em ambientes remanescentes (Aquino *et al.* 2007; Franczak *et al.* 2011), além de ampliar o conhecimento sobre as espécies e maximizar o sucesso destas quando utilizadas na restauração de áreas degradadas (Schiavini *et al.* 1998; Lopes & Schiavini 2007).

Nesse sentido, nosso objetivo foi analisar e comparar as mudanças na composição florística, diversidade de espécies, estrutura e dinâmica do componente lenhoso entre um cerradão queimado (CQ) e outro não queimado (CN), no período de quatro anos (2008 a 2012), a fim de verificar os efeitos do fogo sobre os parâmetros florísticos e estruturais da comunidade ao longo do tempo. Partiu-se da premissa de que o cerradão apresenta baixa resiliência ao distúrbio provocado pelo fogo. Testamos a hipótese de que a queimada diminui a diversidade de espécies, altera a composição florística e a estrutura da vegetação, aumentando as taxas de mortalidade e reduzindo as taxas de recrutamento e a área basal.

Material e métodos

O estudo foi conduzido em uma área de cerradão bem preservada localizada no Parque Municipal do Bacaba (14°42'02,3"S e 52°21'02,6"W), município de Nova Xavantina, Mato Grosso, na região de transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica. O Parque está localizado em altitude média de 250 m (Abad & Marimon 2008) e o solo da área de estudo foi classificado como Latossolo Amarelo, ácido (pH 5,0) e distrófico (Ca^{2+} 0,4 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$), com altos teores de alumínio trocável (Al^{3+} 1,3 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$) e textura argilosa (Marimon-Junior & Haridasan 2005). O clima da região é do tipo Aw de acordo com a classificação de Köppen (Silva *et al.* 2008), com duas estações bem definidas, uma seca e fria e outra quente e chuvosa. A precipitação média anual é de 1.500 mm e a temperatura média mensal é de 25°C (Marimon *et al.* 2010).

Em março de 2008 foram estabelecidas pela equipe do Projeto TROBIT (*Tropical Biomes in Transition*), 25 parcelas permanentes e contíguas de 20 x 20 m, totalizando 1 ha (Feldpausch *et al.* 2011), nas quais todos os indivíduos vivos com diâmetro à altura do peito ($DAP_{1,30\text{ m}} \geq 10\text{ cm}$) foram amostrados, identificados, etiquetados e tiveram seus diâmetros medidos.

Após queimada acidental, ocorrida em setembro de 2008, a área amostral foi vistoriada para identificar quais parcelas haviam sido atingidas pelo fogo, sendo que a área amostral foi dividida em 100 parcelas de 10 x 10 m. Em 38 parcelas todos os indivíduos lenhosos com $DAP \geq 10\text{ cm}$ foram atingidos pelo fogo, em 61 nenhum indivíduo foi queimado e em uma parcela, excluída das análises, parte dos indivíduos foram atingidos pelo fogo, totalizando 99 parcelas de 10 m x 10 m (Fig. 1) que foram avaliadas no presente estudo. Em janeiro de 2012, 40 meses após a queimada, todos os indivíduos lenhosos sobreviventes foram remedidos, usando os mesmos critérios adotados em 2008, e os indivíduos que atingiram o critério mínimo de inclusão (recrutas) foram incluídos na amostragem.

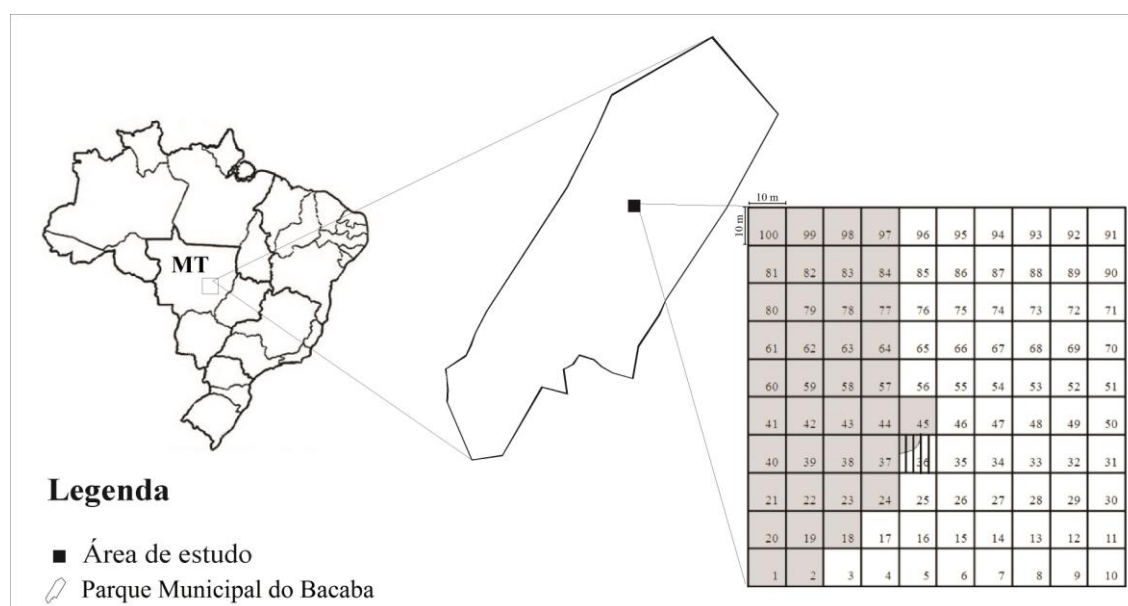


Figura 1. Localização do cerrado no Parque Municipal do Bacaba em Nova Xavantina, no estado de Mato Grosso, e a disposição das parcelas queimadas (■) e não queimadas (□) por fogo acidental ocorrido em setembro de 2008. ▨ = parcela excluída das análises.

Foram coletadas amostras de material botânico no interior das parcelas para posterior identificação e inclusão do material reprodutivo no Herbário NX, da

Universidade do Estado de Mato Grosso, *Campus* de Nova Xavantina. As espécies foram identificadas por consultas a especialistas ou por comparações no Herbário (NX). Para a classificação das famílias foi adotado o sistema de classificação sugerido pelo APG III (2009), com revisão e atualização de nomenclatura dos táxons por meio da Lista de Espécies da Flora do Brasil 2012 (*in* <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012>).

A diversidade foi obtida a partir do índice de Shannon (H' , base neperiana) (Magurran 2004) e a equabilidade a partir do índice de Hurlbert-PIE (Probabilidade de Encontros Interespecíficos). O índice Hurlbert-PIE calcula a probabilidade em que dois indivíduos amostrados ao acaso, representem duas espécies diferentes (Hurlbert 1971). As comparações de riqueza, diversidade e de equabilidade entre os dois sítios (cerradão queimado e não queimado) foram feitas utilizando o método de rarefação, empregando 1000 aleatorizações com uso do programa EcoSim 7.0 (Gotelli & Entsminger 2001) e em seguida, a partir da média e variância, foi aplicado o teste Z (Zar 2010) utilizando o pacote *vegan* (Oksanen *et al.* 2010) no programa R 2.13 (R Development Core Team 2011). Para não gerar viés, os testes foram empregados com base em dados de abundância, seguindo Hortal *et al.* (2006).

Os valores de densidade e área basal dos indivíduos foram calculados por parcela e comparados dentro dos sítios, antes e depois da queimada, por meio do teste t para amostras dependentes (Zar 2010). A homogeneidade de variâncias foi checada pelo teste de Levene (Zar 2010). Foram elaborados histogramas de distribuições de indivíduos empregando intervalos fixos de classes diamétricas. Para comparar as distribuições de indivíduos pelas classes de diâmetros entre os sítios em 2008 e 2012 foi realizado teste de Kolmogorov-Smirnov (Zar 2010).

A partir dos dados dos censos de 2008 e 2012, foram calculadas, com base no número de indivíduos, as taxas anuais médias de mortalidade ($M = \{1 - [(N_0 - N_m)/N_0]^{1/t}\} \times 100$), recrutamento ($R = [1 - (1 - N_r/N_t)^{1/t}] \times 100$) (Sheil *et al.* 1995; 2000), tempos de meia-vida ($T_{1/2} = \text{Ln}(1/2)/\text{Ln}[(N_0 - N_m)/N_0]^{1/t}$), de duplicação ($T_2 = \text{Ln}(2)/\text{Ln}[(N_0 + N_r)/N_0]^{1/t}$) (Swaine & Lieberman 1987), de estabilidade ($E = (T_{1/2} - T_2)$) e de reposição ($\text{Rep} = (T_{1/2} + T_2)/2$) (*turnover*) (Korning & Balslev 1994), onde t é o tempo transcorrido entre os dois inventários, N_0 e N_t são o número inicial e final de indivíduos, N_m e N_r e são o número de mortos e recrutas, respectivamente, e Ln é o logaritmo natural da função.

Foram calculados os valores de área basal para os dois sítios antes e depois da queimada e a partir de tais valores foram calculadas as taxas anuais médias de 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), onde AB_0 e AB_t são área basal inicial e final, AB_m e AB_r são área basal morta e dos recrutados, AB_d e AB_g são a área basal do decréscimo e do incremento, respectivamente.

As estimativas das taxas calculadas acima podem diminuir com o aumento do intervalo entre amostragens, tornando-se inviável a comparação entre comunidades com diferentes amplitudes de amostragens (Lewis *et al.* 2004). Dessa forma, a fim de corrigir o viés associado à variação de intervalos entre amostragens, possibilitando comparações entre intervalos distintos, foi aplicado o fator de correção segundo a fórmula proposta por Lewis *et al.* (2004), $\lambda_{corr} = \lambda \times t^{0,08}$, onde: λ é a taxa e t é a amplitude do intervalo em anos.

Foi aplicada análise de regressão linear simples a fim de verificar a significância das relações entre a mortalidade de indivíduos, perda e ganho em área basal (variáveis respostas) em relação às classes diamétricas (variável preditora). Os valores das taxas anuais médias de mortalidade, recrutamento, ganho e perda, tempo de meia-vida e duplicação, taxa de reposição e tempo de estabilidade foram calculados para cada parcela e comparados entre os sítios CN e CQ com uso do teste t para amostras independentes (Zar 2010). Para testar a homogeneidade das variâncias, foi utilizado o teste de Levene (Zar 2010). Quando os dados não apresentaram homocedasticidade foi utilizado o teste t para variâncias separadas (Zar 2010). Estas análises foram realizadas usando o programa R 2.13 (R Development Core Team 2011). Em todas as análises realizadas nesse estudo, foi adotado o nível de significância de 5%.

Resultados

Considerando o mesmo número de indivíduos ($n = 563$) pelo método de rarefação, a riqueza de espécies no CN foi maior, tanto em 2008 quanto em 2012 (Tab. 1). Em 2012, essa diferença entre os dois sítios aumentou, com a redução na riqueza de espécies após a passagem do fogo no CQ e aumento no CN (Tab.1). O índice de diversidade de Shannon (H') em 2008 no CN foi significativamente inferior, enquanto que em 2012 o CN apresentou maior H' (Tab. 1). A equabilidade de Hurlbert (PIE) do

CQ foi superior em 2008, enquanto que em 2012 a PIE foi semelhante entre os sítios (Tab. 1).

Tabela 1. Características da vegetação lenhosa ($DAP \geq 10$ cm) nos sítios de cerradão não queimado (CN) e queimado (CQ) amostrados no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina-MT em 2008 (6 meses antes da queimada) e 2012 (40 meses após a queimada). Riqueza, diversidade e equabilidade estão baseadas na análise de rarefação considerando o mesmo número de indivíduos. Z = estatística do teste Z para amostras independentes, t = estatística do teste t para amostras independentes, ** = $p < 0,01$, * = $p < 0,05$, n.s. = não significativo.

Parâmetros	Sítio		Teste
	CN	CQ	
Riqueza 2008	47	43	$Z = 35,42^{**}$
Riqueza 2012	49	40	$Z = -86,14^{**}$
Diversidade Shannon (H') 2008	2,94	3,02	$Z = -4,49^{**}$
Diversidade Shannon (H') 2012	2,97	2,93	$Z = -4,10^{**}$
Equabilidade de Hurlbert (PIE) 2008	0,90	0,92	$Z = -18,38^{**}$
Equabilidade de Hurlbert (PIE) 2012	0,90	0,91	$Z = 1,36^{n.s.}$
Parâmetros	Ano		Teste
	2008	2012	
Densidade média por parcela no CN	5,53	6,00	$t = -3,17^{**}$
Densidade média por parcela no CQ	6,05	5,73	$t = 1,58^{n.s.}$
Área basal média por parcela no CN	0,10	0,11	$t = -2,46^*$
Área basal média por parcela no CQ	0,11	0,12	$t = -2,84^{**}$

Em ambos os sítios houve pequena variação líquida na composição florística entre os anos, mas com mudanças mais evidentes no CQ. No CN duas novas espécies foram registradas (*Alchornea discolor* e *Cordia myrciifolia*), enquanto no CQ seis espécies desapareceram (*Qualea grandiflora*, *Guapira graciliflora*, *Byrsonima coccolobifolia*, *Mezilaurus crassiramea*, *Alchornea discolor*, *Andira cujabensis*) e três surgiram (*Machaerium acutifolium*, *Vochysia haenkeana* e *Tabebuia aurea*) (Tab. 2).

Tabela 2. Espécies lenhosas (DAP \geq 10 cm) amostradas em cerradão no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina-MT, com suas respectivas densidade de indivíduos (ind.ha⁻¹) e área basal (m².ha⁻¹). As espécies estão dispostas em ordem decrescente do número de indivíduos de CN08. CN08 e CN12 = cerradão não queimado amostrado em 2008 e 2012; CQ08 e CQ12 = cerradão queimado em 2008 (6 meses antes da passagem de fogo) e 2012 (40 meses após a passagem de fogo).

Espécie	Família	Densidade Absoluta (nº.ha ⁻¹)				Área basal (m ² .ha ⁻¹)			
		CN08	CN12	CQ08	CQ12	CN08	CN12	CQ08	CQ12
<i>Hirtella glandulosa</i> Spreng.	Chrysobalanaceae	147	146	125	127	2,71	2,85	2,83	3,05
<i>Tachigali vulgaris</i> L.G.Silva & H.C.Lima	Fabaceae	56	70	92	92	1,34	1,29	1,82	2,79
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	Annonaceae	56	48	44	19	0,76	0,67	0,67	0,35
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Anacardiaceae	36	46	14	5	0,76	1,03	0,20	0,08
<i>Emmotum nitens</i> (Benth.) Miers	Icacinaceae	32	31	39	35	0,94	0,83	1,04	1,05
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Myrtaceae	25	20	53	51	0,39	0,33	0,69	0,72
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	Fabaceae	22	26	8	14	0,41	0,49	0,14	0,21
<i>Chaetocarpus echinocarpus</i> (Baill.) Ducke	Peraceae	14	20	6	8	0,15	0,21	0,10	0,15
<i>Aspidosperma multiflorum</i> A.DC.	Apocynaceae	14	16	14	22	0,17	0,21	0,20	0,30
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	Sapindaceae	12	16	8	8	0,14	0,19	0,13	0,15
<i>Eriotheca gracilipes</i> (K.Schum.) A.Robyns	Malvaceae	12	11	36	30	0,54	0,54	0,84	0,81
<i>Heisteria ovata</i> Benth.	Olacaceae	8	8	8	8	0,08	0,08	0,18	0,18
<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. & Hook.f.	Opiliaceae	8	8	--	--	0,14	0,14	--	--
<i>Curatella americana</i> L.	Dilleniaceae	8	5	6	8	0,12	0,09	0,07	0,09
<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart. & Zucc.) A.Robyns	Malvaceae	7	8	6	5	0,07	0,08	0,08	0,09
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Burseraceae	7	7	8	8	0,08	0,09	0,09	0,10
<i>Vochysia haenkeana</i> Mart.	Vochysiaceae	5	8	--	5	0,06	0,21	--	0,06
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	Anacardiaceae	5	5	3	3	0,05	0,05	0,05	0,05
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Fabaceae	5	5	3	5	0,07	0,09	0,02	0,07

Espécie	Família	Densidade Absoluta (n°.ha ⁻¹)				Área basal (m ² .ha ⁻¹)			
		CN08	CN12	CQ08	CQ12	CN08	CN12	CQ08	CQ12
<i>Pterodon pubescens</i> (Benth.) Benth.	Fabaceae	5	5	14	14	0,15	0,18	0,29	0,32
<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.	Apocynaceae	5	5	--	--	0,06	0,05	--	--
<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	Polygonaceae	5	5	--	--	0,05	0,05	--	--
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	5	3	3	--	0,08	0,07	0,05	--
<i>Roupala montana</i> Aubl.	Proteaceae	5	3	11	5	0,09	0,03	0,16	0,09
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Euphorbiaceae	3	7	6	3	0,03	0,08	0,08	0,06
<i>Sorocea klotzschiana</i> Baill.	Moraceae	3	5	3	3	0,03	0,06	0,05	0,06
<i>Guapira</i> sp.	Nyctaginaceae	3	5	6	5	0,05	0,07	0,05	0,05
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Fabaceae	3	3	6	5	0,11	0,10	0,05	0,05
<i>Dipteryx alata</i> Vogel	Fabaceae	3	3	6	5	0,08	0,09	0,16	0,19
<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	Nyctaginaceae	3	3	6	5	0,03	0,02	0,10	0,09
<i>Luetzelburgia praecox</i> (Harms) Harms	Fabaceae	3	3	14	14	0,04	0,04	0,18	0,18
<i>Vochysia rufa</i> Mart.	Vochysiaceae	3	3	--	--	0,03	0,03	--	--
<i>Guapira graciliflora</i> (Mart. ex Schmidt) Lundell	Nyctaginaceae	3	2	3	--	0,13	0,03	0,03	--
<i>Annona coriacea</i> Mart.	Annonaceae	3	2	--	--	0,03	0,02	--	--
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Siparunaceae	3	2	--	--	0,04	0,02	--	--
<i>Diospyros sericea</i> A.DC.	Ebenaceae	2	3	--	--	0,04	0,07	--	--
<i>Hirtella gracilipes</i> (Hook.f.) Prance	Chrysobalanaceae	2	2	3	3	0,02	0,02	0,02	0,03
<i>Magonia pubescens</i> A.St.-Hil.	Sapindaceae	2	2	3	3	0,02	0,02	0,05	0,06
<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth	Malpighiaceae	2	2	3	--	0,02	0,02	0,03	--
<i>Mezilaurus crassiramea</i> (Meisn.) Taub. ex Mez	Lauraceae	2	2	3	--	0,02	0,01	0,13	--
<i>Strychnos pseudoquina</i> A.St.-Hil.	Loganiaceae	2	2	6	3	0,05	0,05	0,17	0,12
<i>Terminalia argentea</i> Mart.	Combretaceae	2	2	8	8	0,03	0,03	0,12	0,12
<i>Buchenavia tomentosa</i> Eichler	Combretaceae	2	2	11	8	0,02	0,02	0,20	0,19

Espécie	Família	Densidade Absoluta (n°.ha ⁻¹)				Área basal (m ² .ha ⁻¹)			
		CN08	CN12	CQ08	CQ12	CN08	CN12	CQ08	CQ12
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	Fabaceae	2	2	--	3	0,02	0,02	--	0,02
<i>Antonia ovata</i> Pohl	Loganiaceae	2	2	--	--	0,02	0,02	--	--
<i>Cardiopetalum calophyllum</i> Schltl.	Annonaceae	2	2	--	--	0,02	0,02	--	--
<i>Chaunochiton kappleri</i> (Sagot ex Engl.) Ducke	Olacaceae	2	2	--	--	0,06	0,07	--	--
<i>Alchornea discolor</i> Poepp.	Euphorbiaceae	--	3	6	--	--	0,03	0,05	--
<i>Cordia myrciifolia</i> (K.Schum.) C.H.Perss. & Delprete	Rubiaceae	--	2	--	--	--	0,01	--	--
<i>Ficus</i> sp.	Moraceae	--	--	3	3	--	--	0,03	0,04
<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart.) Engl.	Ochnaceae	--	--	3	3	--	--	0,05	0,04
<i>Qualea multiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	--	--	3	3	--	--	0,04	0,04
<i>Andira cujabensis</i> Benth.	Fabaceae	--	--	3	--	--	--	0,02	--
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	Fabaceae	--	--	6	5	--	--	0,12	0,14
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	Vochysiaceae	--	--	6	5	--	--	0,09	0,09
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart.	Apocynaceae	--	--	11	11	--	--	0,13	0,17
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	Bignoniaceae	--	--	--	3	--	--	--	0,02
Total		563	590	622	573	10,32	10,80	11,61	12,45

Entre as 10 espécies de maior densidade no CQ em 2008, cabe destacar a evidente redução na densidade de *Xylopia aromatica* (58,5%) e *Tapirira guianensis* (64,8%) após a passagem do fogo, sendo que essa última teve sua densidade aumentada em 28,1% no CN, no mesmo intervalo de tempo. Por outro lado, *Aspidosperma multiflorum* foi beneficiada com a passagem do fogo, visto que essa espécie teve sua densidade reduzida em 14,8% no CN e aumentada em 57,6% no CQ. Outras espécies, como *Hirtella glandulosa*, *Tachigali vulgaris*, *Luetzelburgia praecox* e *Pterodon pubescens*, foram igualmente densas antes e após o fogo (Tab. 2). Apesar da densidade de *Tachigali vulgaris* no CQ ter sido mantida após a queimada, a densidade dessa espécie aumentou em 26% no CN entre 2008 e 2012.

A densidade média de indivíduos no CN aumentou de 2008 para 2012, o que refletiu em maior área basal média em 2012 em relação a 2008 (Tab. 1). No CQ a densidade média de indivíduos não diferiu entre os anos de 2008 e 2012, porém a área basal média de 2012 foi significativamente superior àquela registrada em 2008 (Tab. 1). Na ausência de *Tachigali vulgaris* o CQ apresentaria perda líquida de área basal em vez de ganho no período de estudo (Tab. 2). Ainda, essa espécie apresentou o dobro de incremento médio anual em área basal no CQ em relação ao CN ($t = 3,860$; g.l. = 52; $p < 0,001$, dados não apresentados). No CN a área basal média dos indivíduos mortos no intervalo de quatro anos, foi similar à área basal média dos recrutas, refletindo em taxa média de perda em área basal similar à taxa média de ganho (Tab. 3). No CQ, a área basal média dos mortos foi superior a dos recrutas, porém a taxa média de perda em área basal foi similar à de ganho (Tab. 3).

Em 2008, os dois sítios apresentaram distribuição de indivíduos entre classes diamétricas similares (KS, $\chi^2 = 0,090$, $p = 0,223$), porém em 2012 essas distribuições diferiram entre os dois sítios (KS, $\chi^2 = 0,159$, $p = 0,002$), devido a reduções de frequências de indivíduos na menor classe e aumento nas classes subsequentes no CQ e aumento de frequências de indivíduos na menor classe no CN (Fig. 2).

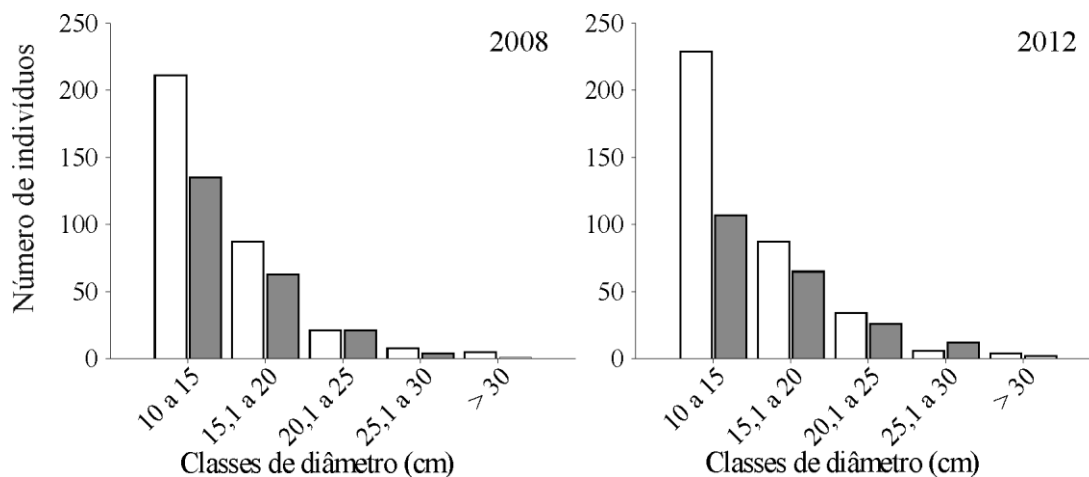


Figura 2. Distribuição dos indivíduos lenhosos ($DAP \geq 10$ cm) em classes de diâmetros para os anos de 2008 e 2012 no cerradão não queimado (□) e queimado (■) amostrados no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina-MT.

No CQ, a perda em área basal apresentou correlação negativa e significativa com as classes de diâmetro ($R^2 = 0,6999$; $p < 0,05$), sendo que a primeira classe (10 a 15 cm) apresentou a maior perda em área basal (Fig. 3A). Já no CN, não houve correlação entre perda em área basal e classes diamétricas ($R^2 = -0,2523$; $p = 0,688$) apesar de ter sido registrada grande perda em área basal na última classe (Fig. 3A). Em ambos os sítios, a maior taxa de ganho em área basal foi observada na primeira classe de diâmetro, devido a maior taxa de recrutamento nesta classe (Fig. 3B), refletindo em correlação negativa e significativa com as classes de diâmetro ($R^2 = 0,6868$; $p = 0,05$ no CN; $R^2 = 0,7988$; $p = 0,02$ no CQ).

A maioria dos parâmetros médios de dinâmica da vegetação não apresentaram diferenças significativas entre os sítios CN e CQ (Tab. 3), com exceção de que o CN apresentou taxa anual média de mortalidade de indivíduos significativamente inferior àquela registrada no CQ (Tab. 3), de forma que, a frequência de indivíduos mortos, durante os quatro anos, foi de 17% no CQ e 10,2% no CN. Adicionalmente, a taxa anual média de recrutamento, em termos de número de indivíduos, foi superior à taxa anual média de mortalidade no CN ($t = -2,247$; g.l. = 76; $p = 0,027$). Já no CQ a taxa anual média de mortalidade e de recrutamento não diferiram ($t = -0,426$; g.l. = 72; $p = 0,671$). Nesse sentido, o CN levaria 28,67 anos para reduzir pela metade o número de indivíduos e 18,09 anos para duplicar, caso as taxas de recrutamento continuassem superiores às taxas de mortalidade. Por outro lado, o CQ reduziria seus indivíduos pela metade em apenas 16,66 anos e levaria 28,21 anos para duplicar sua população (Tab. 3).

Por fim, o tempo médio para recuperar/alcançar a estabilidade foi semelhante entre os sítios (Tab. 3).

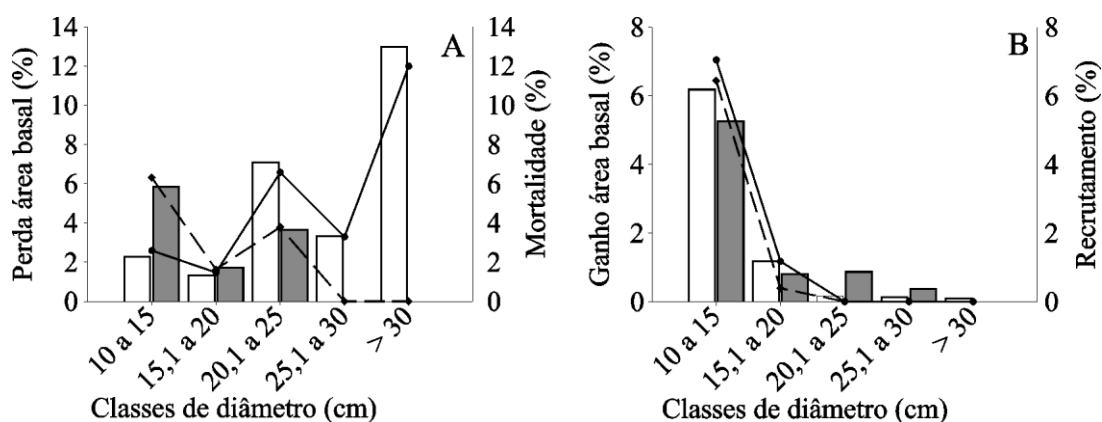


Figura 3. Mudanças estruturais da vegetação lenhosa (DAP ≥ 10 cm) entre os anos de 2008 e 2012 por classes de diâmetros no cerradão não queimado (□) e queimado (■) amostrados no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina-MT. A e B= Taxa anual média de perda e ganho em área basal e taxa anual média de mortalidade e recrutamento no cerradão não queimado (—◆—) e queimado (--◆--), respectivamente.

Tabela 3. Parâmetros de dinâmica da vegetação lenhosa (DAP ≥ 10 cm) no cerradão não queimado (CN) e queimado (CQ) amostrados no Parque Municipal do Bacaba, Nova Xavantina-MT. Valores médios entre parênteses. Médias seguidas de letras iguais não se diferem significativamente entre si pelo teste *t* para amostras independentes.

Parâmetros	CN _{62parcelas}	CQ _{37parcelas}
	Número indivíduos	
Taxa anual de mortalidade (% ano ⁻¹)	2,97 (2,87 ^b)	5,07 (5,20 ^a)
Taxa anual de recrutamento (% ano ⁻¹)	5,16 (7,58 ^a)	3,60 (6,63 ^a)
Tempo de meia-vida (anos)	28,67 (15,55 ^a)	16,66 (12,48 ^a)
Tempo de duplicação (anos)	18,09 (14,89 ^a)	28,21 (16,30 ^a)
Taxa de reposição (% ano ⁻¹)	23,38 (16,28 ^a)	22,44 (13,61 ^a)
Estabilidade (anos)	10,58 (2,42 ^a)	11,54 (5,45 ^a)
Área basal (m².ha⁻¹)		
Área basal morta x Área basal recrutada (m ² .ha ⁻¹) CN	0,85 (0,01 ^a)	0,73 (0,01 ^a)
Área basal morta x Área basal recrutada (m ² .ha ⁻¹) CQ	0,61 (0,02 ^a)	0,29 (0,01 ^b)
Perda x Ganho (% ano ⁻¹) CN	3,64 (3,07 ^a)	3,08 (5,93 ^a)
Perda x Ganho (% ano ⁻¹) CQ	3,89 (4,28 ^a)	2,10 (6,53 ^a)

Discussão

A ausência de fogo proporcionou balanço positivo para a comunidade de cerrado, com o ganho de duas novas espécies. Em outros estudos, em comunidades livres do efeito do fogo também foi observado ganho de espécies, como Sanquetta *et al.* (2000) em floresta ombrófila mista, no período de três anos (uma espécie), Paula *et al.* (2002) em floresta estacional semidecidual, no período de 14 anos (quatro espécies) e por Franczak *et al.* (2011), na mesma área de estudo, no período de sete anos (ganho de sete espécies entre 2002 e 2008). O aumento na riqueza e diversidade no CN pode estar relacionado à abertura de clareiras provocadas pela morte de árvores de grande porte, favorecendo o surgimento de espécies pioneiras como *Alchornea discolor* e *Cordia myrciifolia*, como observado por Pinto & Ray (2005) em floresta de vale e por Franczak *et al.* (2011) na mesma área de estudo em anos anteriores ao do presente estudo.

Por outro lado, a perda líquida de três espécies no CQ resultou em reduções na riqueza, diversidade e equabilidade de espécies. Exclusões de espécies lenhosas após a passagem do fogo também foram observadas em diferentes fitofisionomias por Lima *et al.* (2009) e Felfili *et al.* (2000) em áreas de cerrado sentido restrito, por Ivanauskas *et al.* (2003) em floresta estacional perenifólia e por Moreira (2000) em diferentes fitofisionomias de Cerrado no Distrito Federal, incluindo o cerrado. Assim, o fogo pode conduzir as comunidades vegetais a se tornarem menos ricas e diversas. A redução na diversidade pode ser explicada pela menor equabilidade em função do aumento na dominância de algumas espécies após a passagem do fogo. Por outro lado, as queimadas podem favorecer o surgimento de espécies exigentes de luz, como *Machaerium acutifolium*, *Tabebuia aurea* e *Vochysia haenkeana* (Pinto & Oliveira-Filho 1999; Pinto & Ray 2005), como observado por Holdsworth & Uhl (1997) na Floresta Amazônica. Estas alterações podem resultar em perturbação do ciclo silvigenético da comunidade, como proposto por Machado & Oliveira-Filho (2010), favorecendo a entrada de espécies exigentes de luz na comunidade, devido a aberturas de clareiras no dossel da floresta.

As reduções nas densidades de *Xylopia aromatica* e *Tapirira guianensis* após a queimada demonstram que essas espécies são intolerantes ao fogo (Elias *et al. no prelo*). Por outro lado, *Aspidosperma multiflorum* se revelou mais adaptada a esse distúrbio, visto que aumentou sua densidade. Outras espécies foram indiferentes à passagem do fogo, como *Hirtella glandulosa*, *Tachigali vulgaris*, *Luetzelburgia*

praecox e *Pterodon pubescens*, que mantiveram as densidades semelhantes às observadas antes da queimada.

Xylopia aromatica é pioneira típica de ambientes perturbados (Almeida *et al.* 1998) e aumentou sua densidade após a passagem do fogo em área de cerrado sentido restrito com frequência quinquenal de fogo (Ribeiro *et al.* 2012), padrão distinto do observado no cerradão do presente estudo. *Tachigali vulgaris*, classificada por Moreira (2000) como sensível ao fogo, não apresentou redução em sua densidade e, além disso, sofreu acelerado incremento em área basal após a passagem do fogo. Dessa forma, fica evidente que diferentes espécies respondem de diferentes maneiras ao fogo.

O aumento da área basal no CN sugere que a comunidade tende a acumular mais biomassa com o tempo. Segundo Marimon *et al.* (2006), formações florestais na transição Cerrado/Floresta Amazônica (região de estudo) estariam avançando sobre as formações savânicas e, com isso, a comunidade tende a acumular mais biomassa. Como o cerradão é uma formação florestal de transição entre Cerrado e Floresta Amazônica, com o passar do tempo esta vegetação tende a se transformar em floresta estacional (Ratter 1992). Portanto, efeitos de aumento de porte do cerradão são esperados na região de estudo, como registrado por Franczak *et al.* (2011). Os autores observaram no cerradão estudado que a área basal tende a aumentar com o tempo. Por outro lado, o aumento em densidade no CN não era esperado, visto que, conforme a comunidade se torna mais florestal, a densidade tende a diminuir (Franczak *et al.* 2011). Neste caso, parece que o cerradão estudado ainda está em fase de “construção inicial” do ciclo silvigenético, onde ocorrem mudanças líquidas positivas tanto na densidade como na área basal da comunidade, como proposto por Marimon *et al.* (2006) e Machado & Oliveira-Filho (2010).

Apesar da densidade ter diminuído no CQ, houve aumento na área basal após a queimada. Geralmente após um distúrbio, como o fogo, em áreas de cerrado muitos indivíduos são excluídos, resultando em perda de área basal, assim como observado por Lima *et al.* (2009) e por Hoffmann (1999). Os resultados inesperados encontrados no presente estudo deve-se ao aumento evidente na área basal de *Tachigali vulgaris* ($1 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$), que parece ser uma espécie-chave para a recuperação da biomassa e da estrutura florestal da comunidade de cerradão até quatro anos após a queimada. Deste modo, é possível concluir que na ausência dessa espécie e de outra que a substituísse na presente comunidade poderia ocorrer perda líquida de área basal. Esse fenômeno

merece atenção em novos estudos sobre efeitos de queimadas na dinâmica de comunidades onde essa espécie ocorre.

É possível sugerir também que, apesar da densidade dessa espécie não ter aumentado após a queimada, os indivíduos sobreviventes encontraram uma situação adequada para investir em aumento da biomassa, mantendo assim a biomassa total da comunidade. Segundo Lima *et al.* (2009), a redução na densidade de indivíduos após a passagem do fogo pode diminuir a competição por luz e nutrientes do solo, favorecendo o incremento dos indivíduos sobreviventes. Além disso, após o incêndio, em consequência da lixiviação acelerada de bases provenientes da mineralização da camada de serapilheira, ocorre aumento significativo de nutrientes no solo, o que favorece o desenvolvimento das plantas (Ivanauskas *et al.* 2003). O carvão vegetal formado após o fogo pode ainda beneficiar o incremento em área basal de *T. vulgaris*, conforme demonstrou Souchie *et al.* (2011). Os autores testaram mudas dessa espécie em casa de vegetação e observaram maior acúmulo de biomassa e melhor desenvolvimento sob elevadas concentrações de biochar (carvão vegetal), fenômeno que pode se estender para os indivíduos adultos. Esse parece ser um mecanismo compensatório, no qual a morte de indivíduos é compensada pelo aumento na biomassa dos indivíduos sobreviventes (inferida a partir do ganho de área basal individual).

O significativo aumento na densidade na comunidade entre 2008 e 2012 no CN pode ser atribuído ao aumento no número de densidade de algumas espécies, entre elas *Tachigali vulgaris* (n = 15), *Tapirira guianensis* (n = 10) e *Chaetocarpus echinocarpus* (n = 6), tendência já observada na mesma área de estudo por Franczak *et al.* (2011) entre os anos de 2002 e 2008. Além disso, a menor taxa de mortalidade em relação ao recrutamento nesse sítio permitiu aumento na densidade da comunidade. Assim, na ausência do fogo ocorreu maior taxa de recrutamento e estabelecimento de espécies lenhosas, gerando aumento na densidade e biomassa total da comunidade, como observado por Sanquetta *et al.* (2003).

Por outro lado, a mortalidade de indivíduos no CQ pode estar relacionada com o efeito do fogo, visto que foi significativamente relacionada com as menores classes de diâmetro. Padrão semelhante foi observado em floresta estacional perenifólia (Ivanauskas *et al.* 2003) e cerrado sentido restrito (Lima *et al.* 2009) no Mato Grosso e em floresta estacional semidecidual em Minas Gerais (Silva *et al.* 2005). Assim, o fogo pode alterar severamente a estrutura vertical de florestas tropicais, atingindo

principalmente os indivíduos de menor porte (Ivanauskas *et al.* 2003). Para Hoffmann *et al.* (2012) as maiores taxas de mortalidade em indivíduos com menor diâmetro devem-se ao fato desses apresentarem cascas menos espessas e por isso menos resistentes às queimadas.

O recrutamento, tanto em número de indivíduos quanto em área basal, foi registrado quase que unicamente na primeira classe diamétrica em ambos os sítios. No entanto, o fato das taxas de recrutamento na primeira classe serem maiores no CN sugere que o fogo diminuiu as densidades e a área basal nas menores classes de duas maneiras: i) elevando as taxas de mortalidade e ii) impedindo a entrada de novos indivíduos nessa classe. Esse fato fica evidente pela correlação negativa entre perda de área basal e aumento na classe diamétrica no CQ, enquanto no CN essa correlação não ocorreu. Segundo Hoffmann *et al.* (2009), indivíduos lenhosos de menor porte podem não sobreviver ou serem incapazes de crescer e atingir classes de tamanho maiores, o que pode se refletir em menor taxa de recrutamento. Assim, a elevada proporção de espécies heliófilas como *Tachigali vulgaris*, segunda espécie de maior densidade, contribui para o elevado ganho em área basal nas classes inferiores de diâmetro no CN e nas classes superiores no CQ. O efeito conjugado do fogo sobre os indivíduos com diferentes diâmetros e da resposta de espécies-chave, como *T. vulgaris* no presente estudo, alterou a estrutura diamétrica do cerradão estudado.

As taxas de recrutamento não diferiram entre os sítios CN e CQ e foram próximas àquelas encontradas em florestas sem histórico de fogo, por Enquist & Enquist (2011) em floresta tropical da Costa Rica (3,05% ano⁻¹); por Gomes *et al.* (2003) em floresta montana no Sudeste do Brasil (3,46%) e por Oliveira-Filho *et al.* (1997) em floresta estacional semidecidual (3,67%) e superiores ao registrado por Felfili (1995) em mata de galeria no Brasil Central (2,67%). Por outro lado, o fogo aumentou a taxa de mortalidade no cerradão estudado, mesmo que essa fitofisionomia apresente muitas espécies típicas de áreas mais abertas de Cerrado (Ratter *et al.* 1973; Oliveira-Filho & Ratter 1995; Ribeiro & Walter 2008, Solórzano *et al.* 2012) e portanto mais adaptadas a esse tipo de distúrbio (Coutinho 1990; Miranda *et al.* 1996; Miranda *et al.* 2002; Ivanauskas *et al.* 2003; Hoffmann *et al.* 2012). Dessa forma, espécies dessa fitofisionomia, mesmo também ocorrentes em cerrado sentido restrito (Waibel 1948), não desenvolveram mecanismos de adaptação ao fogo, como as típicas de savana, por sofrerem menor pressão de seleção para suportar tal distúrbio (Walter & Ribeiro 2010).

A taxa de mortalidade registrada no CQ (5,07% ano⁻¹ ou 17% no intervalo de quatro anos) foi inferior às registradas na Floresta Amazônica sob ação de queimadas (Kauffman 1991; Holdsworth & Uhl 1997; Pinard *et al.* 1999; Barlow *et al.* 2003; Haugaasen *et al.* 2003), cujas frequências variaram de 27 a 68,8% após a passagem do fogo. Porém, foi similar à taxa anual de mortalidade registrada por Balch *et al.* (2008) (4,8% ano⁻¹) na borda sul-Amazônica, na região de transição entre o Cerrado e a Floresta Amazônica. Assim, o fogo parece apresentar menor impacto sobre as taxas de mortalidade nas comunidades florestais localizadas na região de transição entre Cerrado e Floresta Amazônica do que sobre nas regiões mais centrais da Amazônia. Esta menor taxa de mortalidade pós-queimada pode estar relacionada com a ocorrência de espécies de savana (Ratter *et al.* 1973; Oliveira-Filho & Ratter 1995; Ribeiro & Walter 2008, Solórzano *et al.* 2012) e com a menor intensidade do fogo, devido a uma menor quantidade de material inflamável acumulado, quando comparado com as florestas do leste da Amazônia (Balch *et al.* 2008).

As taxas de meia-vida registradas no presente estudo para ambos os sítios (16,66 e 28,67 anos) estão abaixo das encontradas por Oliveira-Filho *et al.* (1997) em cinco setores de floresta semidecidual, que variaram de 34,5 a 64,79 anos e por Mews *et al.* (2011a) em área de cerrado sentido restrito próximo da área de estudo (58,15 anos). Isso indica que a comunidade estudada apresenta elevada dinâmica, padrão que pode ser reforçado pela elevada taxa de reposição de indivíduos mortos (em torno de 23 anos para ambos os sítios), similar ao observado em floresta semidecidual (Mews *et al.* 2011b) com 23,62 anos, em mata de galeria (Miguel *et al.* 2011) entre 10,13 a 29,12 anos e em floresta de vale (Pinto & Hay 2005) com 23,61 anos, todas em Mato Grosso. Ainda, no intervalo de quatro anos, o aumento no tempo de duplicação e a redução no tempo de meia-vida promovido pelo fogo podem levar ao desenvolvimento de uma vegetação mais aberta e menos florestal, caso a frequência de queimadas seja elevada.

Em florestas estacionais foi observado equilíbrio entre o tempo de meia-vida e de duplicação (Oliveira-Filho *et al.* 1997; Paiva *et al.* 2007; Silva & Araújo 2009). Porém, no cerradão do presente estudo e em um cerrado sentido restrito adjacente (Mews *et al.* 2001a) não foi observado tal equilíbrio, o que pode ser atribuído ao desbalanceamento entre as taxas de mortalidade e recrutamento. Por outro lado, o menor tempo de meia-vida observado no CQ em relação ao CN pode estar relacionado aos efeitos negativos do fogo, visto que o CQ apresentou balanço negativo entre

mortalidade e recrutamento. Ribeiro *et al.* (2012) observaram que em áreas de cerrado sentido restrito, conforme aumenta a frequência do fogo diminui o tempo de meia vida da comunidade. Em função da diferença entre o tempo de meia-vida e o tempo de duplicação, ambos os sítios apresentaram baixa estabilidade, em torno de dez anos. Segundo Korning & Balslev (1994), para que a floresta esteja em estado silvigênico de equilíbrio é necessário que haja estabilidade nas taxas de mortalidade, recrutamento, tempos de meia-vida e de duplicação, padrão não observado no presente estudo.

Dessa forma, concluímos que o fogo diminuiu a riqueza e a diversidade de espécies, alterou a composição florística e a estrutura da vegetação, por aumentar as taxas de mortalidade, particularmente dos indivíduos de menor porte. Esses resultados corroboram parcialmente com a hipótese testada, pois o aumento em área basal no CQ não era esperado. *Tachigali vulgaris* parece ser espécie-chave no cerradão para a recuperação da biomassa florestal da comunidade após a passagem do fogo, visto que os indivíduos sobreviventes investem significativamente em biomassa após esse distúrbio. Assim, queimadas frequentes nesse cerradão poderão alterar as características da flora e da vegetação vigentes.

O fogo também alterou a dinâmica do cerradão, de modo que após a passagem do fogo a vegetação do CQ precisaria do dobro de tempo para duplicar sua população, em comparação com o CN. Além disso, após a queimada, o tempo de meia-vida, ou seja, o tempo que a comunidade leva para diminuir à metade o número de indivíduos foi reduzido, o que pode conduzir a comunidade para uma vegetação mais aberta e menos florestal em termos estruturais. Dessa forma, tendo em vista a elevada importância das florestas de transição para a manutenção da biodiversidade regional (Ratter *et al.* 1973; Marimon *et al.* 2006), medidas para reduzir as queimadas na região do “arco do desmatamento” devem ser tomadas, a fim de garantir que a biodiversidade dessas comunidades seja mantida.

Agradecimentos

À equipe do Laboratório de Ecologia Vegetal de Nova Xavantina, pela valiosa ajuda de campo. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e aos projetos PELD (Projeto Transição Cerrado-Floresta Amazônica: bases ecológicas e sócioambientais para a conservação, processo nº 558069/2009-6), PROCAD UnB/UNEMAT (Programa Nacional de Cooperação Acadêmica,

Universidade de Brasília e Universidade do Estado do Mato Grosso, processo n° 109/2007), ao Projeto Biochar (CNPq n° 575019/2008) e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio logístico e financeiro.

Referências bibliográficas

- Abad, J.C.S. & Marimon, B.S. 2008. Caracterização e diagnóstico ambiental do Parque Municipal do Bacaba (Nova Xavantina, MT). Pp. 23-56. In: Santos, J.E. & Galbiati, C. (Orgs.). **Gestão e educação ambiental: água, biodiversidade e cultura**. São Carlos-SP, RiMA.
- 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.
- Almeida, S.P.; Proença, C.E.; Sano, S.M. & Ribeiro, J.F. 1998. **Cerrado: espécies vegetais úteis**. Planaltina, Embrapa.
- APG III – Angiosperm Phylogeny Group. 2009. Angiosperm Phylogeny Group. 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.
- Aquino, F.G.; Walter, B.M.T. & Ribeiro, J.F. 2007. Woody community dynamics in two fragments of "cerrado" *stricto sensu* over a seven-year period (1995-2002), MA, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** **30**: 113-121.
- 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.C.; Curran, L.M.; Brando, P.M.; Portela, O.; Guilherme, P.; Reuning-Scherer, 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.
- 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.
- Cochrane, M.A. 2003. Fire science for rainforests. **Nature** **42**: 913-919.

- Coutinho, L.M. 1990. Fire ecology of the Brazilian cerrado. Pp. 82-105. In: Goldammer, J.G. (Ed.). **Fire in the tropical biota**. Berlin: Springer-Verlag.
- Elias, F.; Marimon, B.S.; Gomes, L.; Forsthofer, M.; Abreu, M.F.; Reis, S.A.; Lenza, E.; Franczak, D.D. & Marimon-Junior, B.H. 2013. Resiliência de um cerrado submetido a perturbações intermediárias na transição Cerrado-Amazônia. **Biotemas** **26** (no prelo).
- 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.
- Fearnside, P.M. 1990. Deforestation in Brazilian Amazonia. **Conservation Biology** **4**: 459-460.
- Feldpausch, T.R.; Banin, L.; Phillips, O.L.; Baker, T.R.; Lewis, S.L.; Quesada, C.A.; Affum-Baffoe, K.; Arets, E.J.M.M.; Berry, N.J.; Bird, M.; Brondizio, E.S.; de Camargo, P.; Chave, J.; Djagbletey, G.; Domingues, T.F.; Drescher, M.; Fearnside, P.M.; Franca, M.B.; Fyllas, N.M.; Lopez-Gonzalez, G.; Hladik, A.; Higuchi, N.; Hunter, M.O.; Iida, Y.; Salim, K.A.; Kassim, A.R.; Keller, M.; Kemp, J.; King, D.A.; Lovett, J.C.; Marimon, B.S.; Marimon-Junior, B.H.; Lenza, E.; Marshall, A.R.; Metcalfe, D.J.; Mitchard, E.T.A.; Moran, E.F.; Nelson, B.W.; Nilus, R.; Nogueira, E.M.; Palace, M.; Patino, S.; Peh, K.S.H.; Raventos, M.T.; Reitsma, J.M.; Saiz, G.; Schrod, F.; Sonke, B.; Taedoumg, H.E.; Tan, S.; White, L.; Woll, H. & Lloyd, J. 2011. Height-diameter allometry of tropical forest trees. **Biogeosciences** **8**: 1081-1106.
- Felfili, J.M. & Silva Júnior, M.C. 1988. Distribuição dos diâmetros numa faixa de cerrado na Fazenda Água Limpa (FAL) em Brasília-DF. **Acta Botanica Brasilica** **2**: 85-104.
- Felfili, J.M. 1995. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period (1985-1991). **Journal of Tropical Ecology** **11**: 67-83.
- Felfili, J.M.; Hilgert, L.F.; Franco, A.C.; Sousa-Silva, J.C.; Rezende, A.V. & Nogueira, M.V.P. 1999. Comportamento de plântulas de *Sclerolobium paniculatum* Vog. var. *rubiginosum* (Tul.) Benth. sob diferentes níveis de sombreamento, em viveiro. **Revista Brasileira de Botânica** **22**: 297-301.

- Felfili, J.M.; Rezende, A.V.; Silva-Júnior, M.C. & Silva, M.A. 2000. Changes in the floristic composition of cerrado *sensu stricto* in Brazil over a nine-year period. **Journal of Tropical Ecology** **16**: 579-590.
- Franczak, D.D.; Marimon, B.S.; Marimon-Junior, B.H.; Mews, H.A.; Maracahipes, L. & Oliveira, E.A. 2011. Changes in the structure of a savanna forest over a six-year period in the Amazon-Cerrado transition, Mato Grosso state, Brazil. **Rodriguésia** **62**: 425-436.
- Frost, P.G.H. & Robertson, F. 1985. The ecological effects of fire in savannas. Pp. 93-140. In: Walker, B.H. (Ed.). **Determinants of tropical savannas**. IUBS Monograph Series N. 3 ICSU Press.
- 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.
- Gotelli, N.J. & Entsminger, G.L. 2001. **EcoSim: Null models software for ecology**. Version: 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear.
- 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.
- Harper, J.L. 1977. **Population biology of plants**. Academic Press.
- Haugsaasen, 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.
- Higuchi, P.; Oliveira-Filho, A.T.; Silva, A.C.; Machado, E.L.M.; Santos, R.M. & Pifano, D.S. 2008. Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em lavras, Minas Gerais, em diferentes classes de solos. **Revista Árvore** **32**: 417-426.
- Hodgkinson, K.C. 1998. Sprouting success of shrubs after fire: height-dependent relationships for different strategies. **Oecologia** **115**:64-72.
- Hoffmann, W.A. & Moreira, A.G. 2002. The Role of Fire Population Dynamics of Woody Plants. Pp. 159-177. In: Oliveira, P.S. & Marquis, R.J, (Eds.). **The Cerrados of Brasil**. New York, Columbia University Press.

- Hoffmann, W.A. 1999. Fire and population dynamics of woody plants in a neotropical savana: matrix model projections. **Ecology** **80**: 1354-1369.
- 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.; Adasme, R.; Haridasan, M.; Carvalho, M.T.; Geiger, E.L.; Pereira, M.A.B.; Gotsch, S.G. & Franco, A.C. 2009. Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savana-forest boundaries under frequent fire in central Brazil. **Ecology** **90**: 1326-1337.
- Hoffmann, W.A.; Geiger, E.L.; Gotsch, S.G.; Rossatto, D.R.; Silva, L.C.R.; Lau, O.L.; Haridasan, M. & Franco, A.C. 2012. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. **Ecology Letters** **15**: 759-768.
- Holdsworth, A.R. & Uhl, C. 1997. Fire in Amazonian selectively logged rain forest and the potential for fire reduction. **Ecological Applications** **7**: 713-725.
- Hortal, J.; Borges, P.A.V. & Gaspar, C. 2006. Evaluating the performance of species richness estimators: sensitivity to sample grain size. **Journal of Animal Ecology** **75**: 274-287.
- Hurlbert, S.H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. **Ecology** **52**: 578-586.
- Ivanauskas, N.M.; Monteiro, R.; Rodrigues, R.R. 2003. Alterations following a fire in a Forest community of Alto Rio Xingu (Mato Grosso, Brazil). **Forest Ecology and Management** **184**: 239-250.
- Kauffman, J.B. 1991. Survival by sprouting following fire in tropical forest of the eastern Amazon. **Biotropica** **23**: 219-224.
- Korning, J. & Balslev, H. 1994. Growth rates and mortality patterns of tropical lowland tree species and the relation to forest structure in Amazonian Ecuador. **Journal of Tropical Ecology** **10**: 151-166.
- Lewis, S.L.; Phillips, O.L.; Sheil, D.; Vinceti, B.; Baker, T.R.; Brown, S.; Graham, A.W.; Higuchi, N.; Hilbert, D.W.; Laurance, W.F.; Lejoly, J.; Malhi, Y.; Monteagudo, A.; Vargas, P.N.; Sonké, B.; Supardi, N.; Terborgh, J.W. & Martínez, R.V. 2004. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. **Journal of Ecology** **92**: 929-944.

- 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.
- Lima, E.S.; Lima, H.S. & Ratter, J.A. 2009. Mudanças pós-fogo na estrutura e composição da vegetação lenhosa, em um cerrado mesotrófico, no período de cinco anos (1997-2002) em Nova Xavantina-MT. **Cerne 15**: 468-480.
- Lista de Espécies da Flora do Brasil 2012**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012/>. Acessado em 20 de maio de 2012.
- 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.
- Machado, E.L.M. & Oliveira-Filho, A.T. 2010. Spatial patterns of tree community dynamics are detectable in a small (4 ha) and disturbed fragment of the Brazilian Atlantic forest. **Acta Botanica Brasilica 24**: 250-261.
- Magurran, A.E. 2004. **Measuring biological diversity**. Oxford, Blackwell Science.
- Marimon, B.S.; Felfili, J.M.; Lima, E.S.; Duarte, W.M.G. & Marimon-Junior, B.H. 2010. Environmental determinants for natural regeneration of gallery forest at the Cerrado/Amazonia boundaries in Brazil. **Acta Amazonica 40**: 107-118.
- 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-Junior, B.H. & Haridasan, M. 2005. Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado *sensu stricto* em áreas adjacentes em solos distróficos no leste de Mato Grosso, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 19**: 913-926.
- 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.
- Melo, A.C.G. & Durigan, G. 2010. Impacto do fogo e dinâmica da regeneração da comunidade vegetal em borda de Floresta Estacional Semidecidual (Gália, SP, Brasil). **Revista Brasileira de Botânica 33**: 37-50.

- Mews, H.A.; Marimon, B.S.; Maracahipes, L.; Franczak, D.D. & Marimon-Junior. 2011a. Dinâmica da comunidade lenhosa de um cerrado típico na região nordeste do estado de Mato Grosso, Brasil. **Biota Neotrópica** **11**: 73-82.
- Mews, H.A.; Marimon, B.S.; Pinto, J.R.R & Silvério, D.V. 2011b. Dinâmica estrutural da comunidade lenhosa em Floresta Estacional Semidecidual na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **25**: 845-857.
- Miranda, H.M.; Bustamante, M.M.C. & Miranda, A.C. 2002. The Fire Factor. Pp. 51-68. In: Oliveira, P.S. & Marquis, R.J. (Eds.). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York, Columbia University Press.
- Miranda, H.S.; Rocha e Silva, E.P. & Miranda, A.C. 1996. Comportamento do fogo em queimadas de campo sujo. Pp. 1-10. In: Miranda, H.S.; Dias, B.F.S. & Saito, C.H. (Orgs.). **Impacto de Queimadas em Área de Cerrado e Restinga**. Brasília, ECL/Universidade de Brasília.
- Moreira, A.G. 2000. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. **Journal of Biogeography** **27**: 1021-1029.
- Nogueira, E.M.; Fearnside, P.M.; Nelson, B.W.; Barbosa, R.I. & Keizer, E.W.H. 2008. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: new allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. **Forest Ecology and Management** **256**: 1853-1857.
- Oksanen, J.; Blanchet, F.G.; Kindt, R.; Legendre, P.; O'Hara, R.B.; Simpson, G.L.; Solymos, P.; Stevens, M.H.H. & Wagner, H. 2010. Vegan: Community Ecology Package. **R package version 1.17-2**. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Oliveira, P.E. & Silva, J.C.S. 1993. Reproductive biology of two species of *Kielmeyera* (guttiferae) in the cerrados of Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology** **9**: 67-79.
- 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.
- Oliveira-Filho, A.T.; Mello, J.M. & Scolforo, J.R. 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern 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.
- Paula, A.; 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.
- 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.
- Pinheiro, M.H.O. & Monteiro, R. 2006. Contribution of forest species to the floristic composition of a forested savanna in southeastern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology** **49**: 763-774.
- 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.
- Pinto, J.R.R. & Oliveira-Filho, A.T. 1999. Perfil florístico da comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** **22**: 53-67.
- R Development Core Team (2011). R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**. Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Ratter, J.A. 1992. Transitions between cerrado and forest-savanna boundaries. Pp. 417-427. In: Furley, P.A.; Proctor, J. & Ratter, J.A. (Eds.). **Nature and dynamics of Forest-Savanna Boundaries**. Chapman e Hall London.
- Ratter, J.A.; Richards, P.W.; Argent, G. & Gifford, D.R. 1973. Observations on the vegetation of the northeastern Mato Grosso. I. The woody vegetation types of the Xavantina-Cachimbo Expedition area. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B** **266**: 449-492.
- Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. 2008. As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. Pp.151-212. In: Sano, S.M.; Almeida, S.P. & Ribeiro, J.F. (Eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. Planaltina, Embrapa.
- Ribeiro, M.N.; Sanchez, M.; Pedroni, F. & Peixoto, K.S. 2012. Fogo e dinâmica da comunidade lenhosa em cerrado sentido restrito, Barra do Garças, Mato Grosso. **Acta Botanica Brasilica** **26**: 203-217.

- Salgado-Labouriau, M.L. 2005. Alguns aspectos sobre a Paleocologia dos Cerrados. Pp. 107-118. In: Scariot, A.; Sousa-Silva, J.C. & Felfili, J.M. (Eds.). **Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.
- 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.
- Sanquetta, C.R.; Pizzatto, W.; Péllico Netto, S. & Figueiredo Filho, A. 2000. Dinâmica da composição florística de um fragmento de floresta ombrófila mista no centro-sul do Paraná. **Revista Ciências Exatas e Naturais 2**: 77-88.
- 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: Sano, S.M. & Almeida, S.P. (Eds.). **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina, Embrapa.
- Sheil, D.; Burslem, D.F.R.P. & Alder, D. 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. **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.
- Silva, F.A.M.; Assad, E.D. & Evangelista, B.A. 2008. Caracterização climática do Bioma Cerrado. Pp. 69-88. In: Sano, S.M.; Almeida, S.P. & Ribeiro, J.F. (Eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. Planaltina, Embrapa.
- Silva, J.M.C.S.; Uhl, C. & Murray, G. 1996. Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned Amazonian pastures. **Conservation Biology 10**: 491-503.
- 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.
- Silva, V.F.; Oliveira-Filho, A.T.; Venturin, N.; Carvalho, N.; Caldas, W.A. & 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.
- Solórzano, A.; Pinto, J.R.R.; Felfili, J.M. & Hay, J.D.V. 2012. Perfil florístico e estrutural do componente lenhoso em seis áreas de cerradão ao longo do bioma Cerrado. **Acta Botanica Brasilica 26**: 328-341.

- Souchie, F.F.; Marimon-Junior, B.H.; Petter, F.A.; Madari, B.E.; Marimon, B.S. & Lenza, E. 2011. Carvão pirogênico como condicionante para substrato de mudas de *Tachigali vulgaris* L.G. Silva & H.C. Lima. **Ciência Florestal** **21**: 811-821.
- Swaine, M.D. & Lieberman, D. 1987. Note on the calculation of mortality rates. **Journal of Tropical Ecology** **3**: 2-3.
- Walter, B.M.T. & Ribeiro, J.F. 2010. Diversidade fitofisionômica e o papel do fogo no bioma Cerrado. Pp. 59-76. In: Miranda, H.S. (Org.). **Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de cerrado: resultados do projeto fogo**. Brasília, Ibama.
- Waibel, L.H. 1948. Vegetação e uso da terra no Planalto Central do Brasil. **Revista Brasileira de Geografia** **10**: 335-370.
- Zar, J.H. 2010. **Biostatistical analysis**. New Jersey, Prentice Hall.

ARTIGO 2: DINÂMICA SUCESSIONAL DA VEGETAÇÃO LENHOSA EM CERRADÃO, NA TRANSIÇÃO CERRADO-FLORESTA AMAZÔNICA, 36 ANOS PÓS-DISTÚRBIO

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

Dinâmica sucessional da vegetação lenhosa em cerrado, na transição Cerrado-Floresta Amazônica, 36 anos pós-distúrbio

Resumo – (Dinâmica sucessional da vegetação lenhosa em um cerrado, na transição Cerrado-Floresta Amazônica, 36 anos pós-distúrbio). Estudos que avaliam o reestabelecimento da vegetação em áreas degradadas são de extrema importância para subsidiar as ações de manejo e restauração. Objetivou-se com o presente estudo comparar os padrões de mudanças florísticas, riqueza de espécies, grupos ecológicos, estrutura e parâmetros de dinâmica do componente lenhoso em duas áreas de cerrado com diferentes estágios de sucessão, uma em regeneração (CR) há 36 anos e outra preservada (CP). Foram amostradas em 2008, 81 parcelas permanentes (10 x 10 m), sendo 50 no CR e 31 no CP, dentro das quais, foram medidos todos os indivíduos vivos com diâmetro a altura do solo ≥ 5 cm. Em 2012 todos os indivíduos foram reamostrados e inclusos os recrutas. O CR apresentou maior riqueza, diversidade de espécies, equabilidade, densidade de indivíduos, incremento periódico anual, taxa de mortalidade. Porém, as duas áreas apresentam elevada similaridade florística, além de não apresentarem diferenças na distribuição das espécies entre os grupos ecológicos, área basal, taxa de recrutamento, tempo de meia-vida, duplicação e reposição. Ainda, diferenças na densidade e riqueza entre os dois sítios diminuíram no intervalo de quatro anos. Esses resultados permitem sugerir que os dois sítios se encontram em diferentes estágios sucessionais, porém, as mudanças florísticas e estruturais do CR estão o tornado mais semelhante ao CP.

Palavras-chave: áreas degradadas, regeneração natural, riqueza de espécies, sucessão ecológica.

Abstract – (Successional dynamics of woody vegetation in a savanna forest, in the Cerrado-Amazon Forest, 36 years post-disturbance). Studies on the re-establishment of vegetation in degraded areas are extremely important to support the actions of management and restoration. The objective of the present study was to compare the patterns of floristic change, species richness, ecological groups, structure and dynamics parameters of woody component in two savanna forest areas under different stages of succession, one in regeneration (CR) for 36 years and other preserved (CP). Were sampled in 2008, 81 permanent plots (10 x 10 m), 50 in CR and 31 in CP, within which

were measured all individuals living with diameter to height ≥ 5 cm. In 2012 all individuals were resampled and included recruits. The CR showed higher richness, species diversity, evenness, density of individuals, periodic increment annual, mortality rate. However, the two areas have high floristic similarity, besides not presenting differences in species distribution among ecological groups, basal area, recruitment rate, half-life, duplication and replacement. Furthermore, differences in density and richness between the two sites decreased in the range of four. These results suggest that the two sites are in different successional stages, however, floristic and structural changes of the CR are becoming more similar to CP.

Key-words: degraded areas, natural regeneration, species richness, ecological succession.

Introdução

A vegetação nativa do bioma Cerrado vem sendo convertida de forma acelerada em áreas de pastagens e agricultura, principalmente nos estados de Mato Grosso e Goiás (Ratter et al., 2006; Sano et al., 2010), causando imenso prejuízo à biodiversidade (Bueno et al., 2005) e tornando cada vez mais necessária a recuperação de áreas degradadas. Para tanto, é fundamental o desenvolvimento de estudos que avaliem o reestabelecimento da flora e da vegetação após distúrbio. Estudos dessa natureza podem contribuir para a elaboração de projetos de manejo e restauração de áreas degradadas, além de ajudarem a esclarecer aspectos importantes da dinâmica sucessional (Aide et al., 1995; 1996).

A classificação das espécies vegetais em grupos ecológicos é também de extrema importância para a compreensão do processo de sucessão ecológica (Paula et al., 2004). Após distúrbio, com a remoção parcial ou total da vegetação, inicia-se a sucessão secundária, onde indivíduos de espécies heliófilas (pioneiras e clímax exigentes de luz) se estabelecem, crescem, reproduzem e morrem (Whitmore, 1989) e na sequência, conforme a sucessão avança, ocorre o estabelecimento de espécies mais tolerantes a sombra (Schorn & Galvão, 2009). Assim, ao longo do processo sucessional ocorre tanto a substituição das espécies quanto o papel funcional dessas na comunidade.

A forma e a velocidade das mudanças temporais dependem da capacidade de regeneração natural das espécies e, essa depende do banco de sementes presentes no solo no momento do distúrbio, da entrada de sementes e propágulos pós-distúrbio, da

brotação de troncos e raízes, da intensidade e tempo de duração do distúrbio (Aide et al., 1995; Uhl et al., 1988).

O monitoramento de comunidades arbóreas ao longo do tempo permite avaliar a estabilidade e as mudanças na composição florística e na estrutura da vegetação (Felfili, 1995; Arce et al., 2000; Corrêa & Van Den Berg, 2002), fornecendo informações sobre a substituição (*turnover*) de espécies, taxas de crescimento, ingresso e mortalidade de indivíduos e o funcionamento da comunidade diante a distúrbios ocasionais (Libano & Felfili, 2006). Com base nesses estudos de dinâmica da vegetação é possível avaliar a efetividade do tamanho de uma área de conservação e indicar espécies que podem ser utilizadas em programas de recuperação e manejo (Libano & Felfili, 2006), bem como entender a resiliência da comunidade pós-distúrbio (Melo & Durigan, 2010).

Diferentes estudos de dinâmica em florestas secundárias indicam que as taxas de mortalidade e de recrutamento são maiores nos estágios iniciais e diminuem gradativamente com o desenvolvimento da vegetação (Schorn & Galvão, 2009). As maiores taxas de mortalidade e de recrutamento em estágios iniciais refletem em uma dinâmica mais acelerada, que por sua vez, pode resultar em comunidades mais ricas e diversificadas (Phillips et al., 1994). A riqueza de espécies pode aumentar ou simplesmente se manter constante no decorrer da sucessão, podendo apresentar maior pico na fase intermediária de sucessão, devido à sobreposição de espécies primárias e tardias (Horn, 1974; Vaccaro et al., 1999; Howard & Lee, 2003; Bruelheide et al., 2011). Entretanto, em algumas situações a riqueza pode diminuir ao longo do tempo (Phillips et al., 1994). Desse modo, as mudanças na riqueza de espécies pós-distúrbio, parece não ser uma questão resolvida e pode depender tanto do regime e do tipo de distúrbio, quanto da resposta específica das comunidades ao distúrbio.

A taxa de acumulação de biomassa é maior nos estágios iniciais de sucessão e declina com o passar do tempo devido à substituição de espécies pioneiras (Uhl et al., 1988). Além disso, a densidade de indivíduos tende a diminuir enquanto a biomassa tende a aumentar conforme o processo de sucessão avança (Aide et al., 1995; 1996). Apesar de vários estudos já terem sido desenvolvidos em florestas secundárias tropicais, se desconhece estudos que avaliem a sucessão em áreas de cerrado.

Tendo em vista a importância de florestas secundárias para a manutenção da biodiversidade (Aide et al., 1995) e a carência de estudos em comunidades na transição entre o Cerrado e a Floresta Amazônica, o presente estudo teve como objetivo avaliar as

mudanças florísticas, riqueza de espécies, grupos ecológicos, estrutura e parâmetros de dinâmica do componente lenhoso entre um cerradão em regeneração (36 anos após corte raso) e outro preservado no Parque Municipal do Bacaba, na transição entre o Cerrado e Floresta Amazônica, no período de quatro anos (2008 a 2012).

Material e métodos

O estudo foi realizado em duas áreas de cerradão em diferentes estágios de sucessão, no Parque Municipal do Bacaba, município de Nova Xavantina, região leste de Mato Grosso (Figura 1). As comunidades avaliadas estão localizadas na zona de tensão ecológica entre o Cerrado e a Floresta Amazônica, a uma altitude média de 250 m (Marimon-Junior & Haridasan, 2005; Abad & Marimon, 2008) e relevo plano a suave-ondulado. O solo predominante é do tipo Latossolo Vermelho-Amarelo (RADAMBRASIL, 1981), ácido (pH 5,0) e distrófico (Ca^{2+} 0,4 cmolc kg⁻¹) com altos teores de alumínio trocável (Al^{3+} 1,3 cmolc kg⁻¹) e textura argilosa (Marimon-Junior & Haridasan, 2005). A vegetação predominante da região é de cerrado sentido restrito e está em contato com extensas áreas de florestas e manchas de cerradão (Marimon-Junior & Haridasan, 2005). O clima é do tipo Aw de acordo com a classificação de Köppen (Silva et al., 2008), caracterizado por duas estações bem definidas, uma seca e fria e outra quente e chuvosa. A temperatura média fica em torno de 25°C e a precipitação média anual é de 1.500 mm (Marimon et al., 2010).

No passado, as duas áreas de cerradão formavam uma área contínua que foi fragmentada para a construção da Base da Força Aérea Brasileira (FAB), na década de 1950. As áreas de estudo estão localizadas no Parque Municipal do Bacaba, criado em 1995 (Abad & Marimon, 2008), distam 700 metros entre si e apresentam diferentes estágios sucessionais. A primeira (cerradão preservado = CP) é bem preservada (Marimon-Junior & Haridasan, 2005; Franczak et al., 2011) (Figura 1) e a segunda (cerradão em regeneração = CR) sofreu corte raso, remoção de raízes e queimada entre 1971 e 1973 (comunicação pessoal, Francisca O. Viana, que reside na área desde 1964). Após o corte da vegetação nativa, nesta área foi plantado capim colômbio (*Panicum maximum* Jacq) e em seguida colocado gado, o qual foi removido cerca de 2 anos depois. Desde então, com a pastagem abandonada, há aproximadamente 36 anos, a área encontra-se em regeneração e apresenta atualmente estrutura florestal (cerradão).

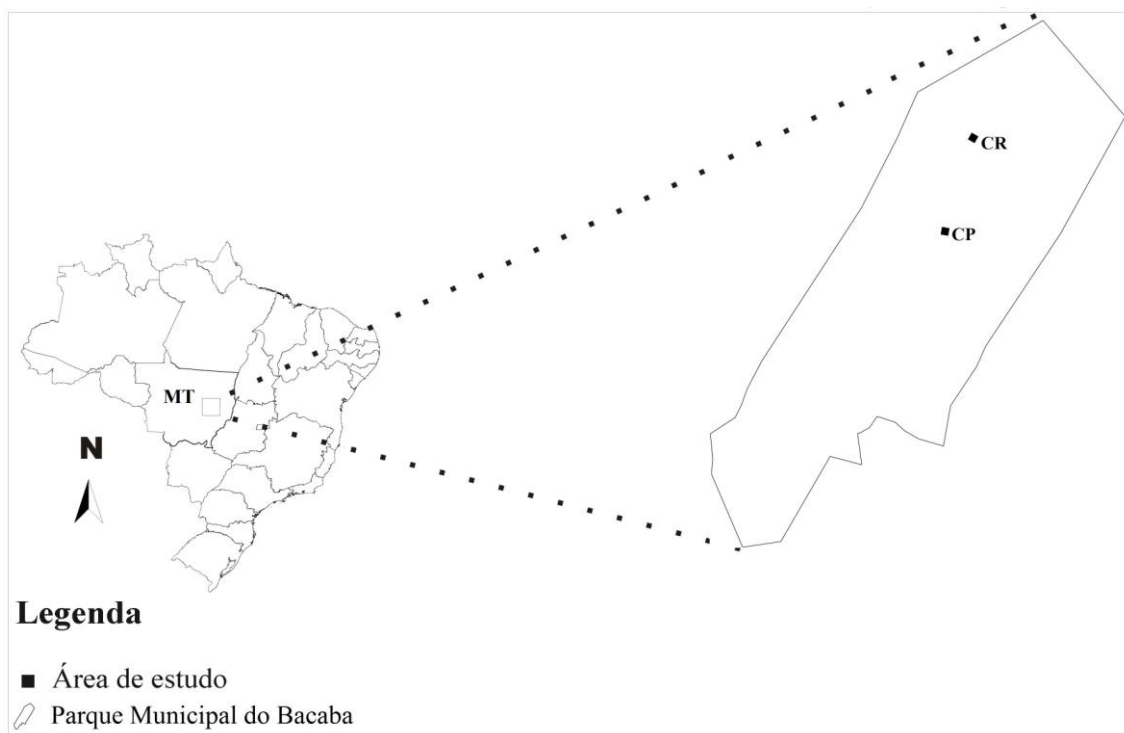


Figura 1. Localização das duas áreas de estudo no Parque Municipal do Bacaba, em Nova Xavantina, no estado de Mato Grosso. CR = cerradão em regeneração e CP = cerradão preservado.

Foram estabelecidas 50 parcelas permanentes de 10 x 10 m em cada área, onde foram amostrados todos os indivíduos lenhosos vivos com $DAS_{30\text{ cm}}$ (diâmetro à altura do solo, mensurado à 30 cm) ≥ 5 cm. O cerradão preservado foi amostrado pela primeira vez em janeiro de 2002 (Marimon-Junior & Haridasan, 2005), onde todos os indivíduos foram etiquetados com placas de alumínio, identificados e medidos o diâmetro. Em janeiro de 2005, 2008 (Franczak et al., 2011) e 2012 (presente estudo) todos os indivíduos sobreviventes foram remedidos e os que atingiram o critério mínimo de inclusão (recrutas) foram incluídos na amostragem. No presente estudo foram utilizados os dados inventariados nos anos de 2008 (Franczak et al., 2011) e 2012. Usando os mesmos critérios, o cerradão em regeneração foi amostrado em janeiro de 2008 e janeiro de 2012.

Parte das parcelas amostradas em 2008 no cerradão preservado sofreu queimada acidental em setembro do mesmo ano. Após a queimada, a área foi vistoriada para identificar quais parcelas haviam sido atingidas pelo fogo (capítulo 1). A fim de comparar o cerradão em regeneração com o cerradão preservado as parcelas atingidas

pelo fogo foram excluídas, restando 31 parcelas. Para a análise de dados foram consideradas 31 parcelas do cerradão preservado e 50 do cerradão em regeneração.

As espécies foram identificadas por meio de consultas a especialistas ou por comparações com o acervo do Herbário NX. As amostras férteis, após a identificação, foram inseridas na coleção do Herbário NX da Universidade do Estado de Mato Grosso, *Campus* de Nova Xavantina. Para a classificação das famílias foi adotado o sistema sugerido por APG III (2009), com revisão e atualização de nomenclatura dos táxons através da Lista de Espécies da Flora do Brasil 2012 (*in* <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012>).

A diversidade foi obtida a partir do índice de Shannon (H' , base neperiana) (Magurran, 2004) e a equabilidade a partir do índice de Hurlbert-PIE (Probabilidade de Encontros Interespecíficos). O índice Hurlbert-PIE calcula a probabilidade em que dois indivíduos amostrados ao acaso, representem duas espécies diferentes (Hurlbert, 1971). As comparações de riqueza, diversidade e de equabilidade entre as duas áreas (CR e CP) foram feitas utilizando o método de rarefação, empregando 1000 aleatorizações, com o programa EcoSim 7.0 (Gotelli & Entsminger, 2001) e em seguida, a partir da média e variância, foi aplicado o teste Z (Zar 2010) utilizando o pacote vegan (Oksanen *et al.*, 2010) no programa R 2.13 (R *Development Core Team*, 2011). Para não gerar viés, os testes foram empregados com base em dados de abundância, seguindo Hortal *et al.* (2006).

A similaridade florística entre as áreas foi avaliada através do índice de Sørensen (CCs) (Brower & Zar, 1977) e de Morisita (Magurran, 1988). Para comparar a frequência de espécies comuns e exclusivas às duas áreas foi utilizado o teste qui-quadrado (Zar, 2010). Utilizando os mesmos índices citados acima, também foi avaliada a similaridade florística entre as duas áreas de cerradão (CP e CR) e duas áreas de cerrado típico localizadas no Parque Municipal do Bacaba (dados cedidos gentilmente por Letícia Gomes – cerrado típico 1 e Beatriz Schwantes Marimon – cerrado típico 2).

Para avaliar o estágio sucessional das duas comunidades, as espécies foram classificadas em três grupos ecológicos (P = pioneira, CL = clímax exigente de luz, CS = clímax tolerante a sombra), considerando as características apresentadas pelos indivíduos jovens e adultos e por meio de revisão à bibliografia especializada (*e.g.* Pinto & Oliveira-Filho, 1999; Werneck *et al.*, 2000; Miguel *et al.*, 2011; Mews *et al.*, 2012). Para comparar a frequência das espécies, bem como a frequência de indivíduos dos três

grupos ecológicos entre as áreas de cerradão, utilizou-se o teste do qui-quadrado (χ^2) (Zar, 2010) e para comparar a frequência das espécies, bem como a frequência de indivíduos dos três grupos ecológicos entre os anos de 2008 e 2012 em cada área, utilizou-se a Análise de Variância ANOVA de medidas repetidas, seguida do teste *post hoc* de Tukey (Zar, 2010).

A densidade média de indivíduos por parcela da comunidade e a área basal, foi comparada entre as duas áreas, em ambos os censos (2008 e 2012), utilizando o teste *t* para amostras independentes (Zar, 2010). Para testar a homogeneidade das variâncias, foi utilizado o teste de Levene (Zar, 2010). Os diâmetros dos indivíduos foram comparados entre as duas áreas, em cada um dos dois censos, utilizando o teste *t* para amostras independentes (Zar, 2010). Estas análises foram realizadas usando o pacote “*stats*” do programa R 2.13 (R Development Core Team, 2011).

Com os dados dos inventários de 2008 e 2012 de todos os indivíduos foram calculados para a comunidade, o incremento periódico anual (IPA) (Encinas et al., 2005), as taxas anuais médias de mortalidade ($M = \{1 - [(N_0 - N_m)/N_0]^{1/t}\} \times 100$), recrutamento ($R = \{1 - [(1 - N_r/N_t)]^{1/t}\} \times 100$) (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 dos tempos de meia-vida ($T_{1/2} = \text{Ln}(1/2)/\text{Ln}[(N_0 - N_m)/N_0]^{1/t}$), de duplicação ($T_2 = \text{Ln}(2)/\text{Ln}[(N_0 + N_r)/N_0]^{1/t}$) (Swaine & Lieberman, 1987), de estabilidade ($E = (T_{1/2} - T_2)$) e de reposição ($\text{Rep} = (T_{1/2} + T_2)/2$) (*turnover*) (Korning & Balslev, 1994), onde *t* é o tempo transcorrido entre os dois inventários, N_0 e N_t são o número inicial e final de indivíduos, N_m e N_r são o número de mortos e recrutas, AB_0 e AB_t são área basal inicial e final, AB_m e AB_r são área basal morta e dos recrutas, AB_d e AB_g são a área basal do decremento e do incremento, respectivamente.

As estimativas das taxas calculadas acima podem diminuir com o aumento do intervalo entre amostragens, tornando-se inviável a comparação entre comunidades com diferentes amplitudes de amostragens (Lewis et al., 2004). Dessa forma, a fim de corrigir o viés associado à variação de intervalos entre amostragens, possibilitando comparações entre intervalos distintos, foi aplicado o fator de correção segundo a fórmula proposta por Lewis et al. (2004), $\lambda_{corr} = \lambda \times t^{0,08}$, onde: λ é a taxa e *t* é a amplitude do intervalo em anos.

Os valores do IPA, das taxas anuais médias de mortalidade, recrutamento, tempo de meia-vida e duplicação, taxa de reposição, estabilidade, taxa de ganho e perda,

incremento e decréscimo em área basal e, área basal dos mortos e recrutas foram calculadas para cada parcela. Por meio desses valores foram realizadas comparações entre o CR e o CP, através do teste *t* para amostras independentes (Zar, 2010). Em todos os casos onde foi utilizado o teste *t* foi utilizado o teste de Levene para testar a homogeneidade das variâncias (Zar, 2010). Quando os dados não apresentaram homocedasticidade foi utilizado o teste *t* para variâncias separadas (Zar, 2010). Estas análises foram realizadas usando o programa R 2.13 (R *Development Core Team*, 2011). Em todas as análises realizadas foi adotado nível de significância de 5%.

Resultados

Controlando o efeito do número de indivíduos pelo método de rarefação, o CR apresentou riqueza de espécies, índice de diversidade de espécies (H') e de equabilidade de Hurlbert (PIE) significativamente superiores, tanto em 2008 quanto em 2012 (Tabela 1).

As duas áreas apresentaram elevada similaridade florística em 2008 e 2012 (Tabela 1). Em 2008, das 125 espécies amostradas nas duas áreas, 60 (48%) estavam presentes em ambas, 45 (36%) foram exclusivas do CR e 20 (16%) do CP. Em 2012 foram amostradas 117 espécies, destas 59 (51%) estavam presentes nos dois, 40 (34%) apenas no CR e 18 (15%) no CP (Tabela 2). Dessa forma o CR apresentou maior frequência de espécies exclusivas, tanto em 2008 ($\chi^2 = 6,35, p = 0,01$) como em 2012 ($\chi^2 = 5,68, p = 0,02$). Das 40 espécies exclusivas do CR em 2012, 11 (27,5%) eram pioneiras, 27 (67,5%) clímax exigentes de luz e apenas duas (5,0%) clímax tolerantes a sombra. Das 18 espécies exclusivas do CP, três (16,6%) eram pioneiras, 11 (61,1%) clímax exigentes de luz e quatro (22,2%) clímax tolerantes a sombra, de modo que a frequência de espécies exclusivas em cada grupo ecológico diferiram entre as duas áreas ($\chi^2 = 13,89, p = 0,001$).

A similaridade florística entre as duas áreas de cerradão (CR e CP) e duas outras áreas de cerrado típico estudadas por outros autores no Parque do Bacaba (ver material e métodos), foi alta pelo índice de Sørensen, porém, baixa pelo índice de Morisita (Tabela 1). Assim, o CR apresentou maior similaridade florística com as duas áreas de cerrado típico do que o CP, tanto em termos qualitativos como quantitativos.

Tabela 1. Características da vegetação lenhosa ($DAS_{30\text{ cm}} \geq 5\text{ cm}$) em dois cerradões em diferentes estágios de sucessão amostrados na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Nova Xavantina, MT. Riqueza, diversidade e equabilidade baseadas na análise de rarefação considerando o mesmo número de indivíduos. CR = cerradão em regeneração, CP = cerradão preservado, CT = cerrado típico, DP = desvio padrão, Z = estatística do teste Z para amostras independentes, t = estatística do teste t para amostras independentes, * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, n.s. = não significativo.

Parâmetros	Sítio		Teste
	CR±DP	CP	
Riqueza de espécies 2008	90±8,01	80	$Z = -3,634^{**}$
Riqueza de espécies 2012	86±7,88	77	$Z = -3,211^{**}$
Diversidade Shannon (H') 2008	3,80±0,001	3,60	$Z = -5,838^{**}$
Diversidade Shannon (H') 2012	3,80±0,001	3,50	$Z = -8,953^{**}$
Equabilidade de Hurlbert (PIE) 2008	0,96±0,001	0,95	$Z = -8,210^{**}$
Equabilidade de Hurlbert (PIE) 2012	0,96±0,001	0,95	$Z = -3,211^{**}$
Densidade média 2008	24,48	21,26	$t = 2,413^*$
Densidade média 2012	22,48	19,97	$t = 2,166^*$
Área basal média 2008	0,24	0,25	$t = \text{n.s.}$
Área basal média 2012	0,24	0,25	$t = \text{n.s.}$
Diâmetro médio (cm) 2008	9,86	10,73	$t = -3,306^{**}$
Diâmetro médio (cm) 2012	10,20	11,01	$t = -2,772^{**}$
Similaridade florística	Sørensen	Morisita	
CR2008 e CN2008	0,65	0,60	
CR2012 e CN2012	0,67	0,62	
CR e CT1	0,60	0,13	
CR e CT2	0,66	0,26	
CN e CT1	0,51	0,06	
CN e CT2	0,60	0,13	

Tabela 2. Densidade de indivíduos de espécies lenhosas ($DAS_{30\text{ cm}} \geq 5\text{ cm}$) amostradas em 2008 e 2012 em dois cerradões em diferentes estágios de sucessão amostrados na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Nova Xavantina, MT. Espécies estão dispostas em ordem decrescente do número de indivíduos de CR08; CR08 e CR12 = cerradão em regeneração 2008 e 2012; CP08 e CP12 = cerradão preservado 2008 e 2012, respectivamente. ♦ = Liana.

Espécies	Famílias	GE	Densidade Absoluta (ind./ha)			
			CR08	CR12	CP08	CP12
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	Fabaceae	CL	248	234	55	48
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	Sapindaceae	CL	206	176	74	71
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	Annonaceae	P	160	94	135	84
<i>Heisteria ovata</i> Benth.	Olacaceae	CL	130	58	55	42
<i>Hirtella glandulosa</i> Spreng.	Chrysobalanaceae	CL	106	148	284	297
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Bursaceae	CL	104	112	16	19
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Anacardiaceae	P	80	88	97	116
<i>Aspidosperma multiflorum</i> A.DC.	Apocynaceae	CL	74	60	55	52
<i>Terminalia argentea</i> Mart.	Combretaceae	P	66	50	6	6
<i>Roupala montana</i> Aubl.	Proteaceae	P	56	50	42	29
<i>Mezilaurus crassiramea</i> (Meisn.) Taub. ex Mez	Lauraceae	CS	52	42	6	3
<i>Buchenavia tomentosa</i> Eichler	Combretaceae	CL	46	40	13	6
<i>Syagrus flexuosa</i> (Mart.) Becc.	Arecaceae	CL	46	42	13	13
<i>Eriotheca gracilipes</i> (K.Schum.) A.Robyns	Malvaceae	CL	44	40	32	6
<i>Cordia sessilis</i> (Vell.) Kuntze	Rubiaceae	CL	42	46	16	26
<i>Emmotum nitens</i> (Benth.) Miers	Icacinaceae	CL	40	40	26	26
<i>Diplopteryx pubipetala</i> (A.Juss.) W.R.Anderson & C.C.Davis♦	Malpighiaceae	P	38	34	135	135
<i>Luetzelburgia praecox</i> (Harms) Harms	Fabaceae	CL	38	38	10	3
<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A.Rich.	Rubiaceae	P	36	50	26	26
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Myrtaceae	CL	34	30	65	45
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Siparunaceae	CS	34	74	48	77
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	Anacardiaceae	CL	30	26	13	13
<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart. & Zucc.) A.Robyns	Malvaceae	CL	30	30	23	19
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	Fabaceae	CS	28	32	3	3
<i>Ouratea hexasperma</i> (A.St.-Hil.) Baill.	Ochnaceae	CL	24	12	--	--
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	Apocynaceae	CL	24	18	--	--
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	P	24	20	19	3
<i>Cardiopetalum calophyllum</i> Schlttdl.	Annonaceae	CL	24	24	--	--
<i>Euplassa inaequalis</i> (Pohl) Engl.	Proteaceae	P	22	6	6	--
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	Caryocaraceae	CL	22	14	--	--
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	Lythraceae	CL	22	14	--	--
<i>Curatella americana</i> L.	Dilleniaceae	CL	22	22	10	13
<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	Nyctaginaceae	CL	20	10	13	6

Espécies	Famílias	GE	Densidade Absoluta (ind./ha)			
			CR08	CR12	CP08	CP12
<i>Tachigali vulgaris</i> L.G.Silva & H.C.Lima	Fabaceae	CL	20	20	152	135
<i>Guapira graciliflora</i> (Mart. ex Schmidt) Lundell	Nyctaginaceae	CL	20	20	16	3
<i>Antonia ovata</i> Pohl	Loganiaceae	CL	18	14	10	10
<i>Dipteryx alata</i> Vogel	Fabaceae	CL	18	18	10	10
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart.	Apocynaceae	CL	16	14	--	--
<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart.) Engl.	Ochnaceae	CL	14	6	6	6
<i>Vochysia rufa</i> Mart.	Vochysiaceae	CL	14	6	6	6
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	Bignoniaceae	CL	14	12	--	--
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	Vochysiaceae	CL	14	14	16	16
<i>Mouriri elliptica</i> Mart.	Melastomataceae	CL	14	14	--	--
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Euphorbiaceae	CL	14	18	35	48
<i>Couepia grandiflora</i> (Mart. & Zucc.) Benth.	Chrysobalanaceae	CL	12	12	6	6
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	Fabaceae	CL	12	12	3	3
<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	Polygonaceae	P	12	16	29	29
<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schldtl.) K.Schum.	Rubiaceae	CL	12	16	--	--
<i>Connarus suberosus</i> Planch.	Connaraceae	CL	10	6	--	--
<i>Alchornea discolor</i> Poepp.	Euphorbiaceae	CL	10	10	32	32
<i>Cordia</i> cf. <i>glabrata</i> (Mart.) A.DC.	Boraginaceae	P	8	2	--	--
<i>Erythroxylum daphnites</i> Mart.	Erythroxylaceae	CS	8	6	19	6
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Fabaceae	CL	8	6	13	13
<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.	Apocynaceae	CL	8	8	13	13
<i>Licania humilis</i> Cham. & Schldtl.	Chrysobalanaceae	CL	8	8	6	3
<i>Magonia pubescens</i> A.St.-Hil.	Sapindaceae	P	8	8	3	3
<i>Aspidosperma nobile</i> Müll.Arg.	Apocynaceae	CL	8	8	3	3
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	Sapotaceae	CL	8	8	--	--
<i>Amphilophium crucigerum</i> (L.) L.G.Lohmann♦	Bignoniaceae	P	8	14	--	--
<i>Forsteronia rufa</i> Müll.Arg.♦	Apocynaceae	P	8	22	--	--
<i>Psidium</i> sp.	Myrtaceae	P	6	2	3	3
<i>Serjania caracasana</i> (Jacq.) Willd.♦	Sapindaceae	P	6	4	--	3
<i>Plenckia populnea</i> Reissek	Celastraceae	CL	6	4	--	--
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	Moraceae	P	6	6	6	3
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	Melastomataceae	P	6	6	--	--
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	Fabaceae	P	6	6	--	--
<i>Pterodon pubescens</i> (Benth.) Benth.	Fabaceae	CL	6	8	3	10
<i>Doliocarpus dentatus</i> (Aubl.) Standl.♦	Dilleniaceae	CL	6	20	13	23
<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth	Malpighiaceae	CL	6	--	3	3
<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.	Dilleniaceae	P	6	--	--	--
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	Fabaceae	P	4	2	--	--
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	Fabaceae	CL	4	2	--	--
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	Bignoniaceae	CL	4	4	6	6
<i>Coussarea platyphylla</i> Müll.Arg.	Rubiaceae	CL	4	4	--	--

Espécies	Famílias	GE	Densidade Absoluta (ind./ha)			
			CR08	CR12	CP08	CP12
<i>Eriotheca</i> sp.	Malvaceae	CL	4	4	--	--
<i>Qualea multiflora</i> Mart.	Vochysiaceae	CL	4	8	6	6
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	Myrtaceae	CL	4	8	--	--
<i>Secondatia densiflora</i> A.DC.♦	Apocynaceae	CL	4	8	--	--
<i>Chaetocarpus echinocarpus</i> (Baill.) Ducke	Peraceae	CL	4	12	97	106
<i>Styrax camporum</i> Pohl	Styracaceae	CL	4	--	3	--
<i>Byrsonima pachyphylla</i> A.Juss.	Malpighiaceae	CL	4	--	--	--
<i>Erythroxylum</i> sp.	Erythroxylaceae	CL	4	--	--	--
<i>Mimosa laticifera</i> Rizzini & A.Mattos	Fabaceae	P	2	2	6	3
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Fabaceae	CL	2	2	6	6
<i>Strychnos pseudoquina</i> A.St.-Hil.	Loganiaceae	CL	2	2	3	6
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	Fabaceae	P	2	2	--	--
<i>Luehea</i> cf. <i>grandiflora</i> Mart. & Zucc.	Malvaceae	P	2	2	--	--
<i>Tachigali aurea</i> Tul.	Fabaceae	P	2	2	--	--
<i>Anacardium occidentale</i> L.	Anacardiaceae	CL	2	2	--	--
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	Bignoniaceae	CL	2	2	--	--
<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	Myrtaceae	CL	2	2	--	--
<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schltl.	Rubiaceae	CL	2	2	--	--
<i>Hancornia speciosa</i> Gomes	Apocynaceae	CL	2	2	--	--
<i>Himatanthus sucuuba</i> (Spruce ex Müll.Arg.) Woodson	Apocynaceae	CL	2	2	--	--
<i>Myrcia camapuanensis</i> N.Silveira	Myrtaceae	CL	2	2	--	--
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	Rhamnaceae	CL	2	2	--	--
<i>Virola sebifera</i> Aubl.	Myristicaceae	CL	2	2	--	--
<i>Callisthene fasciculata</i> Mart.	Vochysiaceae	CS	2	2	--	--
<i>Psychotria</i> sp.	Rubiaceae	CS	2	4	--	--
<i>Salvertia convallariodora</i> A.St.-Hil.	Vochysiaceae	CL	2	6	3	3
<i>Annona coriacea</i> Mart.	Annonaceae	CL	2	--	3	3
<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	Clusiaceae	P	2	--	--	--
<i>Hirtella gracilipes</i> (Hook.f.) Prance	Chrysobalanaceae	CL	2	--	--	--
Liana NI♦	Desconhecida	-	2	--	--	--
<i>Lacistema aggregatum</i> (P.J.Bergius) Rusby	Lacistemataceae	CS	--	2	35	23
<i>Erythroxylum suberosum</i> A.St.-Hil.	Erythroxylaceae	CL	--	2	--	--
Fabaceae NI♦	Fabaceae	-	--	2	--	3
<i>Sorocea klotzschiana</i> Baill.	Moraceae	CS	--	--	94	106
<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. & Hook.f.	Opiliaceae	CL	--	--	39	39
<i>Guapira</i> sp.	Nyctaginaceae	CL	--	--	29	29
<i>Vochysia haenkeana</i> Mart.	Vochysiaceae	CL	--	--	19	26
<i>Syagrus comosa</i> (Mart.) Mart.	Arecaceae	CL	--	--	13	3
<i>Strychnos</i> sp.♦	Loganiaceae	P	--	--	10	10
<i>Machaerium</i> sp.	Fabaceae	CL	--	--	6	--
<i>Coccoloba</i> sp.	Polygonaceae	P	--	--	3	3
<i>Securidaca</i> sp.♦	Polygalaceae	P	--	--	3	3

Espécies	Famílias	GE	Densidade Absoluta (ind./ha)			
			CR08	CR12	CP08	CP12
<i>Byrsonima basiloba</i> A.Juss.	Malpighiaceae	CL	--	--	3	--
<i>Diospyros sericea</i> A.DC.	Ebenaceae	CL	--	--	3	3
<i>Eugenia gemmiflora</i> O.Berg	Myrtaceae	CL	--	--	3	--
<i>Ficus enormis</i> Mart. ex Miq.	Moraceae	CL	--	--	3	3
<i>Ficus</i> sp.	Moraceae	CL	--	--	3	3
<i>Pouteria gardneri</i> (Mart. & Miq.) Baehni	Sapotaceae	CL	--	--	3	3
<i>Rudgea viburnoides</i> (Cham.) Benth.	Rubiaceae	CL	--	--	3	3
<i>Peltogyne confertiflora</i> (Mart. ex Hayne) Benth.	Fabaceae	CS	--	--	3	3
<i>Tapura amazonica</i> Poepp. & Endl.	Dichapelataceae	CS	--	--	3	3
<i>Secondatia</i> sp.♦	Apocynaceae	-	--	--	3	--
<i>Chaunochiton kappleri</i> (Sagot ex Engl.) Ducke	Olacaceae	CS	--	--	--	3
Total			2.448	2.248	2.126	1.997

Em 2008 as três espécies com maiores densidades no CR foram *Vatairea macrocarpa*, *Matayba guianensis* e *Xylopia aromatica* enquanto que em 2012 as duas primeiras espécies se mantiveram e a terceira foi substituída por *Hirtella glandulosa* (Tabela 2). No CP as três espécies mais abundantes em 2008 foram *Hirtella glandulosa*, *Tachigali vulgaris* e *Xylopia aromatica* e em 2012 o terceiro lugar foi ocupado por uma liana (*Diplopterys pubipetala*) (Tabela 2).

Das espécies amostradas nas duas áreas em 2008 e 2012, a maioria foi classificada como clímax exigentes de luz, seguidas pelas pioneiras e clímax exigentes de sombra (Tabela 3). Não houve diferenças nas frequências das espécies dos três grupos ecológicos entre as duas áreas, tanto em 2008 quanto em 2012 (Tabela 3), porém foi observado que a densidade de indivíduos em cada grupo ecológico entre as duas áreas, tanto em 2008 e 2012 diferiram (Tabela 3), de modo que o CP apresentou maior frequência de indivíduos de espécies clímax tolerantes à sombra (Tabela 3). Dentro do intervalo de tempo avaliado, ambas as áreas mantiveram a frequência de espécies e de indivíduos por grupo ecológico (Tabela 3) e, todas as espécies que desapareceram eram pioneiras ou clímaces exigentes de luz (Tabela 2).

A densidade média de indivíduos por parcela na comunidade foi superior no CR tanto em 2008 como em 2012 (Tabela 1). Porém, a área basal média dos indivíduos por parcela das duas áreas foi semelhante nos dois censos (Tabela 1) e o diâmetro médio do CR foi inferior em 2008 e 2012 (Tabela 1).

Tabela 3. Número de espécies e de indivíduos por grupo ecológico de espécies lenhosas ($DAS_{30\text{ cm}} \geq 5\text{ cm}$) em dois cerradões em diferentes estágios de sucessão amostrados na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Nova Xavantina, MT. GE = grupo ecológico: P = pioneira, CL = clímax exigente de luz, CS = clímax tolerante à sombra e NI = não identificada, CR08 e CR12 = cerradão em regeneração 2008 e 2012, CP08 e CP12 = cerradão preservado 2008 e 2012, respectivamente. Valores entre () representam as porcentagens. ** = $p < 0,01$, n.s. = não significativo.

GE	Número de espécies				Indivíduos/ha ⁻¹			
	CR08	CP08	CR12	CP12	CR08	CP08	CR12	CP12
P	26(24,8)	16(20,0)	24(24,2)	16(20,8)	576(23,5)	532(25,0)	488(21,7)	461(23,1)
CL	72(68,6)	55(68,7)	67(67,7)	51(66,2)	1.744(71,2)	1.377(64,8)	1.596(71,0)	1.303(65,3)
CS	6(5,7)	8(10,0)	7(7,1)	9(11,7)	126(5,2)	213(10,0)	162(7,2)	229(11,5)
NI	1(0,9)	1(1,3)	1(1,0)	1(1,3)	2(0,1)	3(0,2)	2(0,1)	3(0,1)
Teste χ^2	CR08 x CN08 - n.s.		CN08 x CN12 - n.s.		CR08 x CR12 - 44,84**		CN08 x CN12 - 27,19**	
Anova	CR08 x CR12 - n.s.		CN08 x CN12 - n.s.		CR08 x CR12 - n.s.		CN08 x CN12 - n.s.	

A taxa de mortalidade foi superior no CR, porém as duas áreas não diferiram quanto à taxa anual média de recrutamento, tempo de meia-vida, tempo de duplicação, taxa de reposição dos indivíduos e taxa de estabilidade (Tabela 4), assim, as duas áreas se assemelham em termos de dinâmica de indivíduos. No entanto, quando se trata da área basal, o CP apresentou maior taxa de mortalidade de biomassa (Tabela 4) e o CR apresentou dinâmica mais acelerada, com menor tempo de reposição em área basal, refletindo em menor tempo de meia-vida (Tabela 4).

As duas áreas diferiram marcadamente quanto ao incremento periódico anual médio, que foi quase três vezes maior no CR (Tabela 4), de modo que nessa área houve menor decremento em área basal e tendência a maior área basal de recrutas (Tabela 4). Assim, há maior acúmulo de biomassa (inferida em função da área basal dos indivíduos) no CR em virtude do maior crescimento e menor decremento em área basal dos indivíduos sobreviventes entre os dois censos e da entrada de novos indivíduos e, conseqüentemente, biomassa nesse sítio (Tabela 4).

Tabela 4. Parâmetros de dinâmica da vegetação lenhosa ($DAS_{30\text{ cm}} \geq 5\text{ cm}$) em dois cerradões em diferentes estágios de sucessão amostrados na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Nova Xavantina, MT. CR = cerradão regeneração e CP = cerradão preservado; * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, n.s. = não significativo. Valores entre () são as médias. Médias seguidas de letras iguais não se diferem significativamente entre si pelo teste t para amostras independentes.

Parâmetros	Número indivíduos		Área Basal	
	CR(50)	CP(31)	CR(50)	CP(31)
Taxa de mortalidade (NI e AB, % ano ⁻¹)	5,64(5,16 ^a)	4,36(3,86 ^b)	0,73(3,91 ^a)	0,93(2,30 ^b)
Taxa de recrutamento (NI e AB, % ano ⁻¹)	3,35(3,15 ^a)	2,67(2,60 ^a)	0,84(0,007 ^a)	0,64(0,006 ^a)
Tempo de meia vida (NI e AB, anos)	14,96(19,50 ^a)	19,45(22,24 ^a)	19,70(32,76 ^b)	32,97(69,49 ^b)
Tempo de duplicação (NI e AB, anos)	30,92(34,45 ^a)	37,34(39,65 ^a)	105,96(122,03 ^a)	140,48(151,90 ^a)
Taxa de reposição (NI e AB, % ano ⁻¹)	22,94(23,60 ^a)	28,40(23,50 ^a)	62,84(64,44 ^b)	86,72(84,36 ^a)
Estabilidade (NI e AB, anos)	15,97(15,26 ^a)	17,89(19,11 ^a)	86,27(88,52 ^a)	107,51(84,40 ^a)
Taxa de ganho (AB, % ano ⁻¹)			1,27(1,28 ^a)	1,06(1,19 ^a)
Taxa de perda (AB, % ano ⁻¹)			4,34(3,94 ^a)	2,69(2,41 ^b)
Incremento em área basal (m ² ha ⁻¹)			0,21(0,004 ^a)	0,13(0,004 ^a)
Decremento em área basal (m ² ha ⁻¹)			0,02(0,0003 ^b)	0,03(0,0008 ^a)
Área basal de recrutadas (m ² ha ⁻¹)			0,40(0,007 ^a)	0,19(0,006 ^a)
Área basal dos mortos (m ² ha ⁻¹)			1,95(0,035 ^a)	0,78(0,024 ^a)
Incremento periódico anual (m ² ha ⁻¹ ano ⁻¹)			0,43(0,0004 ^a)	0,16(0,0002 ^b)

Discussão

A maior riqueza, diversidade (H') e equabilidade (PIE) de espécies observadas no cerradão em regeneração (CR), nos dois censos, podem estar relacionadas à existência de mosaicos sucessionais, composto por espécies primárias e tardias, típico de ambientes em fases intermediárias de sucessão (Horn, 1974; Vaccaro et al., 1999; Neves & Peixoto, 2008), bem como ao maior tombamento de árvores, ocasionado pela maior taxa de mortalidade, resultando em maior heterogeneidade espacial (Hubbel et al., 1999).

Em adição, a maior heterogeneidade de habitats ocasionada por distúrbios intermediários, como queda de árvores e consequente abertura de clareiras, permite o estabelecimento de novas espécies especialistas, elevando assim a riqueza e a diversidade de espécies (Pinto & Hay, 2005; Puig, 2008). De fato, as maiores taxas de mortalidade no CR do presente estudo podem propiciar maior heterogeneidade ambiental devido à abertura de clareiras, garantindo alta riqueza de espécies e impedindo o domínio numérico de algumas poucas espécies, como é o caso de

ecossistemas florestais com menores índices de distúrbios (Sá, 2002; Carvalho & Felfili, 2011; Souza et al., 2012).

Segundo Bruelheide et al. (2011), a menor riqueza e diversidade em comunidades em estágios mais avançados de sucessão se deve à competição por recursos que se tornam mais escassos à medida que processo de sucessão avança. Esses autores afirmam ainda que a redução na densidade, conforme estes aumentam de tamanho, também pode contribuir para menor riqueza e diversidade. Esse fenômeno se aplica às áreas estudadas, uma vez que, nos dois anos de estudo, foi observada maior densidade de indivíduos no CR, os quais apresentaram menores diâmetros médios.

A despeito das diferenças na riqueza e diversidade, as duas áreas apresentaram elevada similaridade florística. Similaridade florística entre fragmentos em estágios sucessionais distintos também foi observada em floresta subtropical (Bruelheide et al., 2011). A similaridade florística entre os dois cerradões pode estar sendo influenciada pela proximidade geográfica entre eles (\simeq 700 metros), uma vez que a semelhança na composição de espécies entre duas comunidades diminui com a distância conforme proposto por Hubbell (2001). Sendo assim, o fornecimento de propágulos do CP para o CR, pode explicar a semelhança florística entre eles. Além do mais, a elevada capacidade de rebrota de espécies lenhosas de cerrado (Coutinho, 1990; Miranda et al., 1996) pode ter contribuído para a reconstituição autóctone das espécies existentes no CR antes do distúrbio. Ainda, no decorrer dos quatro anos (2008-2012) a similaridade florística entre as duas áreas aumentou e *Hirtella glandulosa*, espécie de maior destaque no CP, passou a ocupar a terceira posição de destaque no CR, confirmando que a similaridade pode aumentar com o tempo entre comunidades próximas, como sugerido por Horn (1974).

A maior frequência de espécies exclusivas registrada no CR sugere que a flora desse sítio pode ser ainda representada por espécies de comunidades savânicas e, portanto mais abertas, fato confirmado pela maior similaridade florística entre o CR e duas áreas de cerrado típico do Parque Municipal do Bacaba. Desse modo, a maior exclusividade de espécies no CR parece estar relacionada com seu estágio sucessional, uma vez que, das espécies exclusivas apenas 5% eram clímax tolerantes a sombra, enquanto no CP essas representaram 22,2%. Ainda, as maiores densidades de indivíduos de espécies clímax tolerantes à sombra no CP, confirma o estágio mais avançado de sucessão dessa área. Segundo Paula et al. (2004) e Souza et al. (2012)

conforme o processo sucessional avança aumenta a densidade de espécies clímax tolerante à sombra ou secundárias tardias.

As duas áreas apresentaram maior frequência de espécies clímax exigente de luz. Assim como no presente estudo, Silva et al. (2010) encontraram maior proporção de espécies clímax exigentes de luz em fragmento de floresta ombrófila secundária densa, fato este que é característico de florestas perturbadas, de modo que em florestas tropicais maduras esse grupo ocorre em baixas densidades (Hubbell et al., 1999). Paula et al. (2004) encontraram 30,6% de espécies clímax tolerantes à sombra em floresta estacional semidecidual secundária com 75 anos em regeneração, valor bem superior ao encontrado, tanto no CR (entre 5,7% e 7,1%) quanto no CP (entre 10,0% e 11,7%). Franczak et al. (2011), estudando a mesma comunidade de cerradão entre 2002 e 2008, sugeriu que a elevada proporção de espécies heliófilas no CP, poderia ser explicado pela dinâmica acelerada ocasionada pela morte e queda de espécies pioneiras como *Tachigalli vulgaris*. Esse fenômeno parece se estender ao período de 2008 a 2012 para ambas as áreas, que apesar dos baixos níveis de perturbação antrópica possui elevada dinâmica (Franczak et al., 2011).

As duas áreas não apresentaram diferenças nas frequências de espécies dos três grupos ecológicos e todas as espécies que desapareceram eram pioneiras ou clímax de luz. Esses resultados sugerem que a redução na riqueza de espécies está relacionada diretamente com a exclusão de espécies heliófilas. Segundo Werneck et al. (2000) e Paula et al. (2004) o desaparecimento de espécies pioneiras é característico da mudança sucessional. Redução de espécies pioneiras foi também observada por Paula et al. (2004) em floresta estacional semidecidual com 75 anos de abandono. Segundo Werneck et al. (2000) a redução de espécies pioneiras pode estar relacionado com o ciclo de vida curto desse grupo, com alterações microclimáticas causadas pelo crescimento de espécies de dossel e ainda pela competição com espécies de grupos ecológicos mais tardios. Adicionalmente, as espécies pioneiras apresentam maior taxa de mortalidade, independentemente do estágio sucessional, o que se deve ao menor ciclo de vida e a elevada exigência por luz (Schorn & Galvão, 2009). Em adição, as espécies pioneiras competem excessivamente entre si na sucessão secundária (Horn, 1974), o que pode levar à redução por mortalidade desse grupo.

A maior densidade de indivíduos no CR demonstra que essa área se encontra em fase intermediária de sucessão, pois, à medida que o processo de sucessão avança, a

densidade de indivíduos tende a diminuir, enquanto que a área basal tende a aumentar, assim como observado por Ruschel et al. (2009) e Schorn & Galvão (2009) em florestas ombrófilas densas, por Vaccaro et al. (1999) e Werneck et al. (2000) em florestas estacionais decíduas e, por Fonseca & Rodrigues (2000) em floresta estacional semidecidual. Dessa forma, a maior densidade de indivíduos em estágios intermediários de sucessão é característico da fase de construção, onde espécies clímax exigentes de luz e tolerantes à sombra estão ingressando na comunidade e substituindo de forma gradativa as pioneiras (Schorn e Galvão, 2009). A menor densidade de indivíduos observada no CP pode ser explicada pelo autodesbaste da vegetação (Oliveira-Filho et al., 1997; Machado & Oliveira-Filho, 2010) em função da maior competição por recursos, como o espaço, em estágios mais avançados de sucessão (Puig, 2008). Dessa forma, muitas árvores acabam morrendo e poucos indivíduos conseguem sobreviver, acumulando biomassa, conforme a sucessão avança (Machado & Oliveira-Filho, 2010).

Por outro lado, a semelhança na área basal entre as duas comunidades mostra que o CR recuperou a área basal cerca de 36 anos após o distúrbio causado pela remoção da vegetação, indicando que essa fitofisionomia possui elevado potencial regenerativo da área basal na ausência de distúrbios antrópicos. Aide et al. (1996), estudando uma área de pastagem abandonada por 40 anos, originalmente ocupada por floresta subtropical, também registraram valores de área basal similares àqueles de florestas sem distúrbios. Além disso, essa área apresenta incremento periódico anual significativamente superior, o que pode agilizar sua recuperação após distúrbio.

Os maiores valores médios de diâmetro no CP indicam que o sítio de cerrado em estágio mais avançado de sucessão apresenta árvores de maior porte (diâmetro) em relação ao sítio em estágio de regeneração. Árvores de maior diâmetro também foram observadas por Cintra et al. (2011) em florestas primária e em estágios mais avançados de sucessão. O maior adensamento de árvores finas, ou seja, com menores diâmetros, como observado no CR, sugere que 36 anos não foram suficientes para as populações alcançarem diâmetros maiores e estariam ainda, em fase de restabelecimento, assim como sugerido por Silva-Júnior & Silva (1988) ao estudar uma área de cerrado sentido restrito em Paraopeba, Minas Gerais, 30 anos após corte raso da vegetação.

As maiores taxas de mortalidade, em termos de indivíduo, registradas no CR indicam que este é mais dinâmico em função de apresentar indivíduos com menor diâmetro e, portanto mais sensíveis à mortalidade (Braga & Rezende, 2007). A maior

mortalidade observada no CR pode ainda, ser consequência das maiores densidades nesse sítio, gerando maior competição por espaço e recursos entre os indivíduos (Schorn & Galvão, 2009). Além disso, a competição por recursos, como espaço, luz, nutrientes e água, ocorre com maior intensidade entre os indivíduos de menor porte (Braga & Rezende, 2007) e a redução na disponibilidade de luz, assim como ocorre no decorrer da sucessão, pode ser um dos mais importantes agentes da mortalidade entre indivíduos de menor porte (Felfili, 1995). Finalmente, a maior frequência no CP de indivíduos de espécies clímax tolerantes à sombra, que apresentam ciclo de vida mais longo, também pode explicar a menor mortalidade nesse sítio no intervalo de tempo estudado.

A forte semelhança dos parâmetros de dinâmica entre as duas áreas sugere que as propriedades dinâmicas do CR estão se aproximando da condição anterior ao distúrbio, ocorrido há cerca de quatro décadas. Segundo Reiners et al. (1994), Uhl et al. (1988) e Cain et al. (2011) quanto maior o tempo de duração e a intensidade do distúrbio maior o tempo necessário para a recuperação da comunidade vegetal. Assim, no presente estudo, a rápida regeneração do CR pode estar relacionada com o curto período (dois anos) de cobertura por pastagens e baixa intensidade de pisoteio do gado. No entanto, as maiores taxas de mortalidade de indivíduos, menor taxa de reposição e tempo de meia-vida e maior taxa anual de perda de área basal observados no CR indicam que alguns processos funcionais ainda não foram completamente reestabelecidos, sendo necessário maior tempo de proteção desse sítio para recuperação das propriedades anteriores ao desmatamento.

Em termos florísticos, o CR apresentou maior riqueza de espécies em relação ao CP, embora a composição de espécies tenha sido muito semelhante entre as duas áreas. Foi registrada semelhança em termos de parâmetros de dinâmica e grupos ecológicos entre as duas áreas, no entanto diferiram quanto à frequência de indivíduos de espécies clímax tolerantes à sombra, maior no CP. As diferenças mais marcantes entre as duas áreas foram notadas em termos estruturais, uma vez que o CR apresentou maiores densidades e indivíduos de menor diâmetro. Em geral, os resultados, ora semelhantes, ora diferentes entre as duas áreas evidenciam a complexidade das respostas de comunidades arbóreas de cerradão ao desmatamento, carecendo assim da condução de novos estudos para elucidação dos processos envolvidos na recuperação das suas propriedades intrínsecas.

Agradecimentos

À equipe do Laboratório de Ecologia Vegetal de Nova Xavantina, pela valiosa ajuda de campo. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e aos projetos PELD (Projeto Transição Cerrado-Floresta Amazônica: bases ecológicas e sócioambientais para a conservação, processo nº 558069/2009-6) e PROCAD UnB/UNEMAT (Programa Nacional de Cooperação Acadêmica, Universidade de Brasília e Universidade do Estado do Mato Grosso, processo nº 109/2007) e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio logístico e financeiro. À dona Francisca pela paciência e carinho durante as entrevistas.

Referências

- Abad, J.C.S. & Marimon, B.S. 2008. Caracterização e diagnóstico ambiental do Parque Municipal do Bacaba (Nova Xavantina, MT). In: Santos, J.E. & Galbiati, C. (orgs.). Gestão e educação ambiental: água, biodiversidade e cultura, São Carlos-SP, pp. 23-56.
- Aide, T.M.; Zimmerman, J.K.; Herrera, L.; Rosario, M. & Serrano, M. 1995. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. *Forest ecology and management* 77: 77-86.
- Aide, T.M.; Zimmerman, J.K.; Rosario, M. & Marcano, H. 1996. Forest recovery in abandoned cattle pastures along an elevational gradient in northeastern Puerto Rico. *Biotropica* 28: 537-548
- APG III – Angiosperm Phylogeny group. 2009. Angiosperm Phylogeny Group. 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.
- 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: Lombardi, I. (org.). Colégio de ingenieros del Peru. Capítulos de Ingenieria florestal. Congresso Florestal Latinoamericano. Tomo III.
- Braga, F.M.S. & Rezende, A.V. 2007. Dinâmica da vegetação arbórea da mata de galeria do Catetinho, Brasília, DF. *Cerne* 13(2): 138-148.
- Brower, J.E. & Zar, J.H. 1977. *Field and laboratory methods for general ecology*. Iowa, United States of America: W.C. Brown Co.

- Bruelheide, H; Böhnke, M; Both, S; Fang, T; Assmann, T; Baruffol, M; Bauhus, J; Buscot, F; Chen, X Y; Ding, B Y; Durka, W; Erfmeier, A; Fischer, M; Geißler, C; Guo, D; Guo, L D; Härdtle, W; He, J S; Hector, A; Kröber, W; Kühn, P; Lang, A C; Nadrowski, K; Pei, K; Scherer-Lorenzen, M; Shi, X; Scholten, T; Schuldt, A; Trogisch, S; Von Oheimb, G; Welk, E; Wirth, C; Wu, Y T; Yang, X; Zeng, X; Zhang, S; Zhou, H; Ma, K; Schmid, B. 2011. Community assembly during secondary forest succession in a Chinese subtropical Forest. *Ecological Monographs* 81(1): 25-41.
- Bueno, L.F.; Galbiatti, J.A. & Borges, M.J. 2005. Monitoramento de variáveis de qualidade da água do Horto Ouro Verde, Conchal - SP. *Engenharia Agrícola* 25(3): 742-748.
- Cain, M.L.; Bowman, W.D. & Hacker, S.D. 2011. *Ecologia*. Artmed. 640 p.
- Carvalho, F.A. & Felfili, J.M. 2011. Variações temporais na comunidade arbórea de uma floresta decidual sobre afloramentos calcários no Brasil Central: composição, estrutura e diversidade florística. *Acta Botanica Brasilica* 25(1): 203-214.
- Cintra, D.P.; Rego, L.F.G. & Oliveira, R.R. 2011. Classifying successional forest stages using ikonos in atlantic forest of Rio de Janeiro. *Revista Geográfica Acadêmica* 5(1): 21-33.
- 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): 1-12.
- Coutinho, L.M. 1990. Fire ecology of the Brazilian cerrado. In: GOLDAMMER, J.G. *Fire in the tropical biota* Berlin: Springer-Verlag, p.82-105.
- Encinas, J.M.I.; Silva, G.F. & Pinto, J.R.R. 2005. Idade e crescimento das árvores. *Comunicações Técnicas Florestais da UnB* 7(1): 1-40.
- Felfili, J.M. 1995. Diversity, Structure and Dynamics of a Gallery Forest in Central Brazil. *Vegetatio* 117: 1-15.
- Fonseca, R.C.B. & Rodrigues, R.R. 2000. Análise estrutural e aspectos do mosaico sucessional de uma floresta semidecídua em Botucatu, SP. *Scientia Forestalis* 57: 27-43.
- Franczak, D.D.; Marimon, B.S.; Marimon-Junior, B.H.; Mews, H.A.; Maracahipes, L. & Oliveira, E.A. 2011. Changes in the structure of a savanna forest over a six-year

- period in the Amazon-Cerrado transition, Mato Grosso state, Brazil. *Rodriguésia* 62(2): 425-436.
- Gotelli, N.J. & Entsminger, G.L. 2001. *EcoSim: Null models software for ecology*. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear [7.0].
- 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.
- Horn, H.S. 1974. The ecology of secondary succession. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5: 25-37.
- Hortal, J.; Borges, P.A.V. & Gaspar, C. 2006. Evaluating the performance of species richness estimators: sensitivity to sample grain size. *Journal of Animal Ecology* 75: 274-287.
- Howard, L.F. & Lee, T.D. 2003. Temporal patterns of vascular plant diversity in southeastern New Hampshire forests. *Forest Ecology and Management* 185:5-20.
- Hubbell, S.P. 2001. *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. New Jersey: Princeton University Press. 375 p.
- Hubbell, S.P.; Foster, R.B.; O'Brien, S.T.; Harms, K.E.; Condit, R.; Wechsler, B.; Wright, S.J. & S. Loo De Lao. 1999. Light gap-disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. *Science*, 283: 554-557.
- Hurlbert, S.H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52(4): 577-586.
- Kent, M. & Coker, P. 1992. *Vegetation description and analysis*. John Wiley & Sons, London.
- Korning, J. & Balslev, H. 1994. Growth rates and mortality patterns of tropical lowland tree species and the relation to forest structure in Amazonian Ecuador. *Journal of Tropical Ecology* 10: 151-166.
- Lewis, S.L.; Phillips, O.L.; Sheil, D.; Vinceti, B.; Baker, T.R.; Brown, S.; Graham, A.W.; Higuchi, N.; Hilbert, D.W.; Laurance, W.F.; Lejoly, J.; Malhi, Y.; Monteagudo, A.; Vargas, P.N.; Sonké, B.; Supardi, N.; Terborgh, J.W. & Martínez, R.V. 2004. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. *Journal of Ecology* 92: 929-944.

- 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.
- Lista de Espécies da Flora do Brasil 2012. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. *in* <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012/>> (Acesso em: 12/06/2012).
- Machado, E.L.M. & Oliveira-Filho, A.T. 2010. Spatial patterns of tree community dynamics are detectable in a small (4 ha) and disturbed fragment of the Brazilian Atlantic forest. *Acta Botanica Brasilica* 24 (1): 250-261.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. London, England: Croom Helm. 179 p.
- Magurran, A.E. 2004. *Measuring biological diversity*. Oxford: Blackwell Science.
- Marimon, B.S.; Felfili, J.M.; Lima, E.S.; Duarte, W.M.G. & Marimon-Junior, B.H. 2010. Environmental determinants for natural regeneration of gallery forest at the Cerrado/Amazonia boundaries in Brazil. *Acta Amazonica* 40(1):107-118.
- Marimon-Junior, B.H. & Haridasan, M. 2005. Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado *sensu stricto* em áreas adjacentes em solos distróficos no leste de Mato Grosso, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19(4): 913-926.
- Melo, A.C.G. & Durigan, G. 2010. Impacto do fogo e dinâmica da regeneração da comunidade vegetal em borda de Floresta Estacional Semidecidual (Gália, SP, Brasil). *Revista Brasileira de Botânica* 33: 37-50.
- Mews, H.A.; Marimon, B.S. & Ratter, J.A. 2012. Observations on the vegetation of Mato Grosso, Brazil. V. Changes in the woody species diversity of a forest on the Cerrado-Amazonian Forest transition zone and notes on the forests of the region. *Edinburgh Journal of Botany* 69 (2): 239-253.
- 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(1): 53-61.
- Miranda, H.S.; Rocha E Silva, E.P.; Miranda, A.C. 1996. Comportamento do Fogo em Queimadas de Campo Sujo. In: Miranda, H. S.; Saito, C. H.; Dias, B. F. S. Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga. Brasília, pp. 1-10.

- Neves, G.M.S. & Peixoto, A.L. 2008. Florística e estrutura da comunidade arbustivo-arbórea de dois remanescentes em regeneração de floresta atlântica secundária na reserva biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, Rio de Janeiro. *Pesquisas, Botânica* 59: 71-112.
- Oksanen, J.; Blanchet, F.G.; Kindt, R.; Legendre, P.; O'hara, R.B.; Simpson, G.L.; Solymos, P.; Stevens, M.H.H. & Wagner, H. 2010. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 1.17-2. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Oliveira-Filho, A.T.; Mello, J.M. & Scolforo, J.R. 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). *Plant Ecology* 131: 45-66.
- Paula, A.; Silva, A.F.; Marco-Júnior, P. De; Santos, F.A.M. & Souza, A.L. 2004. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 18(3): 407-423.
- Phillips, O.L.; Hall, P.; Gentry, A.H.; Sawyer, S.A.; Vasquezet, R. 1994. Dynamics and Species Richness of Tropical Rain Forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 91(7): 2805-2809.
- 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.
- Pinto, J.R.R. & Oliveira-Filho, A.T. 1999. Perfil florístico da comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 22: 53-67.
- Puig, H., 2008. *A floresta tropical úmida*. UNESP: Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo.
- R Development Core Team (2011). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- RADAMBRASIL. 1981. Levantamento de Recursos Naturais. Ministério das Minas e Energia 25, Folha SD-22/Goiás. 636 p.
- Ratter, J.A.; Bridgewater, S. & Ribeiro, J.F. 2006. Biodiversity patterns of woody vegetation of the Brazilian Cerrado. In *Neotropical Savannas and Seasonally Dry*

- Forests: Plant Diversity, Biogeography and Conservation (R.T. Pennington; G.P. Lewis & J.A. Ratter. eds.). Boca Raton: CRC Press-Taylor & Francis, p. 31-66.
- Reiners, W.A.; Bouwman, A.F.; Parsons, W.F.J. & Keller, M. 1994. Tropical rain forest conversion to pasture: changes in vegetation and soil properties. *Ecological Applications* 4(2): 363-377.
- Ruschel, A.R.; Mantovani, M.; Reis, M.S. & Nodari, R.O. 2009. Caracterização e dinâmica de duas fases sucessionais em floresta secundária da mata atlântica. *Revista Árvore* 33(1): 101-115.
- Sá, C.F.C. de. 2002. Regeneração de um trecho de floresta de restinga na Reserva Ecológica Estadual de Jacarepiá, Saquarema, Estado do Rio de Janeiro: II - Estrato arbustivo. *Rodriguésia* 53 (82): 5-23.
- Sano, E.E.; Rosa, R.; Brito, J.L.S.; Ferreira Jr., L.G. 2010. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* 166: 113-124.
- Schorn, L.A. & Galvão, F. 2009. Dinâmica do estrato arbóreo em três estádios sucessionais de uma floresta ombrófila densa em Blumenau, SC. *Cerne* 159(2): 221-235.
- Sheil, D.; Burslem, D.F.R.P. & Alder, D. 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. *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.
- Silva-Júnior, M.C. & Silva, A.F. 1988. Distribuição de diâmetros dos troncos das espécies mais importantes do Cerrado na Estação Florestal de Experimentação de Paraopeba (EFLEX)-MG. *Acta Botanica Brasilica* 2: 107-126.
- Silva, F.A.M.; Assad, E.D. & Evangelista, B.A. 2008. Caracterização climática do Bioma Cerrado. In: Sano, S.M.; Almeida, S.P. & Ribeiro, J.F. (eds.). *Cerrado: ecologia e flora*. EMBRAPA-CPAC, Planaltina, pp. 69-88.
- Silva, R.K.S.; Feliciano, A.L.P.; Marangon, L.C. & Lima, R.B.A. 2010. Florística e sucessão ecológica da vegetação arbórea em área de nascente de um fragmento de Mata Atlântica, Pernambuco. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias* 5(4): 550-559.

- Souza, P.B.; Souza, A.L. & Meira-Neto, J.A.A. 2012. Estrutura diamétrica dos estratos e grupos ecológicos de uma área de floresta estacional semidecidual, em Dionísio, MG. *Revista Árvore* 36(1):151-160.
- Swaine, M.D. & Lieberman, D. 1987. Note on the calculation of mortality rates. *Journal of Tropical Ecology* 3: 2-3.
- Uhl, C.; Buschbacher, R. & Serrao, E.A.S. 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. *The Journal of Ecology* 76: 663-681.
- Vaccaro, S.; Longhi, S.J. & Brena, D.A. 1999. Aspectos da composição florística e categorias sucessionais do estrato arbóreo de três subseres de uma floresta estacional decidual, no município de Santa Tereza - RS. *Ciência Florestal* 9(1): 1-18.
- 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 Botânica* 23(4): 401-413.
- Withmore, T.C. 1989. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology* 70(3): 536-538.
- Zar, J.H. 2010. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, New Jersey.

Conclusão geral

Considerando os resultados analisados podemos concluir que distúrbios, como o fogo e a remoção da vegetação, alteram a composição florística, a riqueza de espécies, a estrutura da vegetação e, conseqüentemente, a dinâmica do componente lenhoso de cerrado. Distúrbios dessa natureza aumentam a taxa de mortalidade, por excluir espécies menos tolerantes e favorecer o estabelecimento e crescimento de espécies mais resistentes à esses distúrbios e de espécies dependentes de luz, por abrir o dossel da floresta. Esses distúrbios também podem alterar a estrutura da vegetação, pois, promove a redução na densidade e biomassa da comunidade. Assim, o efeito do fogo e da remoção da vegetação, pode alterar fitofisionomias florestais do bioma Cerrado, como o cerrado. Dessa forma, a fim de manter a biodiversidade de espécies em áreas de cerrado, distúrbios como o fogo e a remoção da vegetação, comuns na região localizada no “arco do desmatamento”, devem ser evitados, antes que espécies sejam extintas e não passem mais a compor a flora dessas comunidades.

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 Acta Botânica Brasílica, cuja normas estão disponíveis no seguinte endereço eletrônico:

<http://www.scielo.br/revistas/abb/pinstruc.htm>

O Artigo 2 será submetidos à revista Flora – morphology, distribution, functional ecology of plants, cuja normas estão disponíveis no seguinte endereço eletrônico:

<http://www.elsevier.com/journals/flora/0367-2530/guide-for-authors>