

HENRIQUE AUGUSTO MEWS



**DINÂMICA DA COMUNIDADE LENHOSA DE UMA
FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL NA
TRANSIÇÃO CERRADO-FLORESTA AMAZÔNICA,
LESTE DE MATO GROSSO, BRASIL**

**NOVA XAVANTINA
MATO GROSSO - BRASIL**

2010

HENRIQUE AUGUSTO MEWS

**DINÂMICA DA COMUNIDADE LENHOSA DE UMA
FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL NA
TRANSIÇÃO CERRADO-FLORESTA AMAZÔNICA,
LESTE DE MATO GROSSO, BRASIL**

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

Orientadora: Dra. Beatriz Schwantes Marimon

**NOVA XAVANTINA
MATO GROSSO - BRASIL
2010**

Mews, Henrique Augusto.

M611d Dinâmica da comunidade lenhosa de uma floresta estacional semidecidual na transição Cerrado-Floresta Amazônica, leste de Mato Grosso, Brasil. Henrique Augusto Mews. Nova Xavantina, MT: 2010.
79 p. tab.

Tese para obtenção de mestrado no Programa de Pós - Graduação Ecologia e Conservação, sob orientação da Dra. Beatriz Schwantes Marimon.

1. Cerrado 2. Amazônia 3. Florestas tropicais 4. Alterações florísticas 5. Ecologia. I. Título.

CDU: 630

**DINÂMICA DA COMUNIDADE LENHOSA DE UMA
FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL NA
TRANSIÇÃO CERRADO-FLORESTA AMAZÔNICA,
LESTE DE MATO GROSSO, BRASIL**

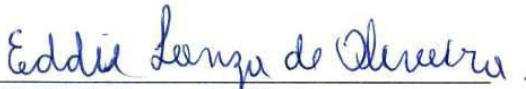
Henrique Augusto Mews

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 10 de março de 2010, pela BANCA EXAMINADORA:



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



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



Dr. José Roberto Rodrigues Pinto
Universidade de Brasília - UnB
Depto. de Engenharia Florestal
Membro Titular



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

*Aos meus pais, Elio & Marli
e às irmãs Cândida e Carina,
dedico.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Universidade do Estado de Mato Grosso e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, pela oportunidade.

À CAPES pelo importante suporte da bolsa de estudo.

Ao Sr. Jairo Machado por autorizar a execução deste estudo na Fazenda Vera Cruz, no município de Nova Xavantina-MT.

À minha prestativa orientadora, a professora Beatriz Schwantes Marimon (Bia), pela orientação correta e segura, pela paciência, pelo respeito, pela dedicação de seu disputado tempo e, principalmente, pela confiança e amizade.

Aos professores Dr. Eddie Lenza de Oliveira, Dr. Fernando Pedroni e Dr. José Roberto Rodrigues Pinto, pelas correções e sugestões que certamente enriqueceram meu trabalho.

Aos amigos (e pesquisadores) Leandro, Edmar (Dinei), Pábio e Claudinei (San) pelo importante auxílio durante as etapas de campo.

Agradeço a todas as pessoas que trabalharam no Laboratório de Biologia Vegetal e/ou no Herbário NX da UNEMAT durante este período, especialmente ao Leandro, Divino, Edmar (Dinei), Claudinei (San), Pábio, Paulo, Letícia, Lucélia, Bianca, Oriales, Ben Hur, Bia e Eddie pela convivência, por me ensinarem a trabalhar em grupo e, principalmente, pela amizade.

Aos amigos (as) e companheiros (as) de mestrado (turma 2008/01), os pesquisadores Uly, Divino, Josenilton, Moisés, Elias, Michele e Carla, pela companhia durante as disciplinas, pelos acampamentos durante as aulas de campo (que não foram poucos), pelas experiências trocadas e pelos bons momentos compartilhados.

Aos meus pais Elio & Marli Marta Mews pelo investimento em minha educação, pelo grande apoio em todas as minhas escolhas, pelo amor a mim dedicado e por me ensinarem tantos valores.

Às minhas irmãs Carina Marciela Mews e Cândida Lahís Mews (Tita), pelo apoio em todas as ocasiões, pelos conselhos dados, pela paciência, pela compreensão, pela sinceridade e pelo carinho que tem por mim.

À minha querida namorada Keila, que esteve ao meu lado presenciando parte desta “loucura” que é o mestrado. Obrigado pela paciência, compreensão, por ser tão carinhosa e tão boa comigo.

Aos meus amigos e amigas pelas cervejadas, pelas partidas de sinuca e de futebol, pelo convívio e pelo apoio.

Ao amigo Eddie por ter criado a “quarta-feira da cerveja”. Muito obrigado!!!

À todos os brasileiros, que financiaram os meus estudos por meio desta instituição pública de ensino.

Enfim, agradeço a todos que direta ou indiretamente contribuíram para meu crescimento pessoal e profissional durante esta etapa e que, de uma forma ou de outra, me auxiliaram na realização deste estudo.

SUMÁRIO

RESUMO.....	VII
ABSTRACT	VIII
FORMATAÇÃO.....	IX
INTRODUÇÃO GERAL	1
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	4
ARTIGO 1 - MUDANÇAS NA COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E NA DIVERSIDADE DE ESPÉCIES LENHOSAS EM UMA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL NO PERÍODO DE CINCO ANOS (2003-2008) NA TRANSIÇÃO CERRADO-FLORESTA AMAZÔNICA, MATO GROSSO, BRASIL	9
INTRODUÇÃO	11
MATERIAL E MÉTODO.....	12
RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	15
CONCLUSÕES	24
AGRADECIMENTOS.....	24
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	24
ARTIGO 2 - MUDANÇAS TEMPORAIS NAS DISTRIBUIÇÕES DE DIÂMETROS E DE ALTURAS DO COMPONENTE LENHOSO EM UMA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL NA TRANSIÇÃO CERRADO-FLORESTA AMAZÔNICA, LESTE DE MATO GROSSO, BRASIL.....	31
INTRODUÇÃO	33
MATERIAL E MÉTODOS	35
RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	36
CONCLUSÕES	46
AGRADECIMENTOS.....	47
BIBLIOGRAFIA CITADA	47
ARTIGO 3 - DINÂMICA DA COMUNIDADE LENHOSA EM UMA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL NA TRANSIÇÃO CERRADO-FLORESTA AMAZÔNICA, MATO GROSSO, BRASIL.....	52
INTRODUÇÃO	54
MATERIAL E MÉTODOS	55
RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	57
AGRADECIMENTOS.....	69
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	70
CONCLUSÕES GERAIS	76
APÊNDICES	78

RESUMO

As florestas estacionais semidecíduais de Mato Grosso, especialmente as que ocorrem na área de transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica, no Vale do Araguaia, tiveram sua área de cobertura original drasticamente reduzida. No entanto, os estudos que visam o seu conhecimento e preservação são ainda modestos e normalmente baseados em um único momento. Avaliou-se a dinâmica da comunidade lenhosa de uma floresta estacional semidecidual em Nova Xavantina-MT (14°49'32" S e 52°06'20" W), em um período de cinco anos (2003 a 2008). Foram estabelecidas 60 parcelas permanentes de 10 x 10 m onde todos os indivíduos com diâmetro a altura do peito ≥ 5 cm foram identificados e medidos quanto ao diâmetro e a altura. Avaliaram-se as mudanças na composição florística, riqueza, diversidade de espécies e nos grupos ecológicos, bem como na estrutura e dinâmica da comunidade e das principais espécies. As mudanças na composição florística foram pequenas e as perdas e ganhos se limitaram às espécies de baixa abundância. A riqueza, a diversidade de espécies e os grupos ecológicos mudaram pouco no período. A estrutura da floresta também apresentou poucas alterações no período avaliado, com reduções na densidade de indivíduos (6%) e na área basal (9,5%), apesar das distribuições de diâmetros e alturas não terem diferido entre 2003 e 2008. O recrutamento (2,76% ao ano) não compensou a mortalidade (3,95% ao ano) e o ganho de área basal (0,54% ao ano) não superou a perda (3,77% ao ano). Em função deste desbalanceamento, o tempo de meia vida (17,3 anos) foi menor que o tempo de duplicação (29,9 anos), resultando em baixa estabilidade (12,6 anos) e reposição (23,6) em relação a outras florestas tropicais. Apesar da aparente estabilidade florística e estrutural, os padrões de dinâmica da comunidade e das principais espécies sugerem que a floresta está passando por lentas mudanças, caracterizadas principalmente pela substituição de algumas espécies pioneiras e pela retração da densidade e biomassa. No entanto, tal condição parece estar relacionada a uma fase particular do ciclo rítmico florestal, sendo que em inventários posteriores um padrão oposto poderá ser observado. Destaca-se a queda parcial ou total de árvores, em função da elevada mortalidade, como um dos principais fatores moduladores da dinâmica da floresta estudada, resultando em perdas imediatas e consideráveis de biomassa, acompanhadas de redução da densidade de indivíduos.

Palavras-chave: Cerrado, Amazônia, florestas tropicais, alterações temporais.

ABSTRACT

The semideciduous seasonal forests within the state of Mato Grosso, particularly those occurring in the transitional area between the Cerrado and the Amazon forest biomes in the Araguaia valley, had its original cover area drastically reduced. However, studies aiming the knowledge and preservation of these forests are still modest and generally based on a single period of time. The woody community dynamics of a semideciduous seasonal forest in Nova Xavantina-MT (14°49'32'' S and 52°06'20'' W) was evaluated over a five-year period (2003 to 2008). It was established sixty 10 x 10 m permanent plots where all individuals with diameter at breast height ≥ 5 cm were identified and measured for diameter and height. Changes in the floristic composition, ecological groups, richness and species diversity, as well as in the community structure and dynamics and in the main species were evaluated. The changes in the floristic composition were minor, and gain and losses were limited to low-abundance species. Richness, species diversity and the ecological groups changed slightly over the period. The forest structure also presented little changes over the studied period, with reductions in the individual density (6%) and the basal area (9.5%), although height and diameter distributions did not differ between 2003 and 2008. Recruitment (2.76% per year) did not compensate mortality (3.95% per year), and the gain (0.54% per year) did not exceed the basal area loss (3.77% per year). Due to this unbalance, the half-life (17.3 yrs) was lower than the doubling time (29.9 yrs), resulting in low stability (12.6 yrs) and replacement (23.6 yrs) in relation to other tropical forests. In spite of the apparent structural and floristic stability the patterns of community and species dynamics suggest that the forest is undergoing slow changes, characterized mainly by the replacement of some pioneer species and by the density and biomass reduction. However, such condition seems to be related to a certain phase of the forest cyclic rhythm, and then an opposite pattern could be observed in future surveys. The partial or whole tree fall due to the elevated mortality is highlighted as one of the main modulating factors of the forest dynamics, resulting in immediate and considerable biomass losses, followed by the reduction in the individual density.

Key words: Cerrado, Amazon, tropical forests, temporal changes.

FORMATAÇÃO

A presente dissertação está dividida em três artigos científicos. O primeiro trata da análise nas mudanças temporais ocorridas na composição florística, diversidade de espécies e nos grupos ecológicos em uma floresta estacional semidecidual localizada na transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica, no período de cinco anos (2003-2008). Além disso, o artigo sugere o estágio sucessional da floresta e se propõe a avaliar as mudanças na riqueza de espécies no período, verificando se a Floresta Amazônica, em função da proximidade geográfica, está influenciando na composição florística da comunidade.

O segundo artigo objetivou analisar as mudanças estruturais ocorridas na vegetação lenhosa em uma floresta estacional semidecidual ao longo de cinco anos (2003-2008), tomando por base as distribuições de diâmetros e de alturas na comunidade e de diâmetros das espécies mais importantes (considerando as cinco primeiras em VI com $N > 20$). Adicionalmente, o artigo se propõe a fornecer informações sobre o balanceamento das distribuições e sua variação durante o período avaliado, além de embasar inferências sobre o passado e o futuro da comunidade e das principais populações estudadas na área.

O terceiro e último artigo visa analisar a dinâmica da comunidade lenhosa em uma floresta estacional semidecidual, no período de cinco anos (2003-2008), fornecendo informações relativas às taxas de mortalidade e de recrutamento, perda e ganho em área basal, tempo de meia vida, de duplicação, taxas de reposição e de estabilidade, incremento periódico anual e taxa de mudança. Além disso, o artigo se propõe a fornecer informações da dinâmica das principais espécies e contribuir no embasamento de iniciativas de recuperação, manejo e conservação deste tipo florestal na região. Por último, objetiva uma comparação da dinâmica da floresta estudada com outras florestas estacionais semidecíduais brasileiras, já que este é um trabalho inédito em floresta estacional semidecidual em área de transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica.

INTRODUÇÃO GERAL

As Matas Secas são formações florestais do bioma Cerrado sem associação com cursos de água, ocorrendo nos interflúvios e caracterizando-se por apresentar diversos níveis de caducifolia. Em função do tipo de solo, da composição florística e da queda de folhas, as Matas Secas podem ser divididas em Mata Seca Sempre Verde, Mata Seca Decídua e, a mais comum, a Mata Seca Semidecídua (Ribeiro & Walter, 2008).

De acordo com Veloso *et al.* (2001), as Matas Secas Semidecíduas ou Florestas Estacionais Semidecíduais são formações florestais fisionomicamente variáveis, constituídas por elementos arbóreos, arbustivos, palmeiras, lianas e epífitas, sendo relacionadas a um clima de duas estações bem definidas, uma chuvosa e outra seca. Os referidos autores ressaltam ainda que essas características climáticas são apontadas como fatores determinantes da forte estacionalidade foliar dos elementos arbóreos dominantes, especialmente como resposta ao período de deficiência hídrica.

No estado de Mato Grosso, a maioria das Matas Secas (especialmente as Sempre-Verdes e Semidecíduas) se concentra na região centro-norte do estado, que é caracterizada pela tensão ecológica entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica e por apresentar um mosaico vegetacional de florestas com domínio de fitofisionomias savânicas (Ratter *et al.*, 1973; Ivanauskas *et al.*, 2004; Marimon *et al.*, 2006). Esta região é abrangida pelo “arco do desmatamento” (Fearnside, 2005; Nogueira *et al.*, 2008), o que tem levado tais florestas a uma redução drástica de sua área de cobertura original, uma vez que sua ocorrência coincide, geralmente, com solos férteis e, portanto, bastante visados pela agricultura (Eiten, 1994).

Originalmente, as florestas estacionais decíduas e semidecíduas do Cerrado cobriam 5% do território de Mato Grosso, dos quais apenas 14% estão em áreas protegidas, enquanto as frágeis e ameaçadas florestas estacionais que ocorrem na área de transição entre o Cerrado e a Floresta Amazônica cobriam 41%, com apenas 17% protegidos (Alencar *et al.*, 2004). Além dos desmatamentos, os incêndios florestais e a exploração madeireira, em função da expansão das atividades agrícolas e pecuárias, também constituem importantes causas da perda de área nativa, tanto das florestas de transição, na borda da Amazônia (Alencar *et al.*, 2004), quanto das florestas estacionais semidecíduas que ocorrem nos domínios do Cerrado (Silva & Araújo, 2009).

As florestas estacionais semidecíduais brasileiras tem sido estudadas em relação a sua estrutura e florística (Paula *et al.*, 2004; Meira-Neto *et al.*, 2005; Kinoshita *et al.*, 2006; Rodrigues *et al.*, 2007; Yamamoto *et al.*, 2007; Pinheiro & Monteiro, 2008) e regeneração (Martins *et al.*, 2002; Higuchi *et al.*, 2006; Batista-Neto *et al.*, 2007; Viani & Rodrigues, 2008), com a grande maioria dos estudos concentrada na região Sudeste, particularmente nos estados de Minas Gerais (Botrel *et al.*, 2002; Silva *et al.*, 2003; Ribas *et al.*, 2003; Santos Silva *et al.*, 2004; Machado *et al.*, 2004; Meira Neto *et al.*, 2005) e São Paulo (Rodrigues, 1999; Santos & Kinoshita, 2003). Em contrapartida, no estado de Mato Grosso, apesar da grande devastação a que estão submetidas, poucos estudos foram realizados em tais florestas (Ratter *et al.*, 1973; Marimon & Felfili, 2000; Marimon *et al.*, 2001a, b; 2006). Além disso, tais estudos são baseados em dados obtidos em um único momento, desconsiderando as alterações temporais na composição florística, estrutura e dinâmica da vegetação, como observado por Pinto & Hay (2005).

Estudos de longo prazo que enfocam a dinâmica das comunidades florestais foram conduzidos em florestas estacionais por Nascimento *et al.* (1999), Werneck *et al.* (2000), Appolinário *et al.* (2005), Paiva *et al.* (2007), Oliveira-Filho *et al.* (2007), Higuchi *et al.* (2008) e por Silva e Araújo (2009). Estes trabalhos destacam a importância do desenvolvimento de pesquisas de longo prazo para detectar as causas e consequências das alterações florísticas e estruturais em tais florestas.

Os estudos relacionados à dinâmica florestal geralmente baseiam-se em inventários realizados em pelo menos dois momentos distintos, quando a melhor alternativa é a utilização de parcelas permanentes (Felfili *et al.*, 2005; Teixeira *et al.*, 2007). Os levantamentos em parcelas permanentes, realizados tanto com intervalos curtos quanto longos, são indispensáveis para a compreensão dos processos de mudança pelos quais a comunidade passa (Felfili, 1995). Conhecer a dinâmica de comunidades florestais é extremamente importante, uma vez que estas sofrem mudanças contínuas ao longo do tempo, tanto em relação aos indivíduos quanto às populações, mesmo quando elas são consideradas estáveis devido ao balanço entre crescimento, recrutamento e mortalidade (Felfili, 1995).

A partir de tais informações, pode-se realizar uma avaliação detalhada dos padrões espaciais de mortalidade, recrutamento, crescimento e regeneração, que embasarão o entendimento dos processos ecológicos que ocorrem na comunidade (Arce

et al., 2000; Corrêa & Van Den Berg, 2002), assim como as estratégias de vida adotadas pelas populações vegetais (Schiavini *et al.*, 1998).

Nesse sentido, o desenvolvimento de estudos de dinâmica de comunidades arbóreas é muito importante para subsidiar trabalhos de conservação, manejo e recuperação de áreas degradadas, pois permitem uma avaliação das causas e consequências das mudanças ocorridas ao longo do tempo na estrutura das populações, além de ampliar o conhecimento disponível sobre as espécies e maximizar o sucesso destas quando utilizadas na restauração de áreas florestais perturbadas (Korning & Balslev, 1994; Schiavini *et al.*, 1998; Silva *et al.*, 2002; Lopes & Schiavini, 2007).

Sabendo que as florestas estacionais semidecíduais da região de transição entre o Cerrado e a Floresta Amazônica possuem um grande, porém pouco conhecido valor ecológico (Alencar *et al.*, 2004) e que praticamente não há estudos nestas formações, o presente estudo foi conduzido com o objetivo de descrever as alterações na composição florística, estrutura e dinâmica da comunidade lenhosa de uma floresta estacional semidecidual em Nova Xavantina, na área de transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica, entre 2003 e 2008. Ademais, este estudo procurou fornecer informações inéditas visando o subsídio de futuras iniciativas relacionadas à conservação, manejo e restauração deste tipo florestal na região.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alencar, A.; Nepstad, D.; McGrath, D.; Moutinho, P.; Pacheco, P.; Diaz, M.C.V.; Soares Filho, B. 2004. **Desmatamento na Amazônia: indo além da “emergência crônica”**. Belém, IPAM.
- Appolinário, V.; Oliveira-Filho, A.T.; Guilherme, F.A.G. 2005. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. **Revista Brasileira de Botânica** 28(2): 347-360.
- Arce, J.E.; Felfili, J.A.; Gaiad, D.; Rezende, A.V.; Sanquetta, C. R. 2000. Avaliação do crescimento da vegetação arbórea em uma área de cerrado *sensu stricto*, em Brasília, DF. In: I. Lombardi (Ed.). **Colégio de ingenieros del Peru. Capítulos de Ingenieria forestal**. Congresso Forestal Latinoamericano, 2000. Tomo III.
- Batista Neto, J.P.; Reis, M.G.F.; Reis, G.G.; Silva, A.F.; Cacau, F.V. 2007. Banco de sementes do solo de uma floresta estacional semidecidual, em Viçosa, Minas Gerais. **Ciência Florestal** 17(4): 311-320.
- Botrel, R.T.; Oliveira-Filho, A.T.; Rodrigues, L.A.; Curi, N. 2002. Influência do solo e topografia sobre as variações na composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. **Revista Brasileira de Botânica** 25(2): 195-213.
- 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.
- Eiten, G. 1994. Vegetação do Cerrado. Pp. 17-74. In: M.N. Pinto (ed.). **Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas**. Brasília, UnB.
- Fearnside, P.M. 2005. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e conseqüências. **Megadiversidade** 1(1): 113-123.
- 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.; Carvalho, F.A.; Haidar, R.F. 2005. **Manual para o monitoramento de parcelas permanentes nos biomas Cerrado e Pantanal**. Brasília, Universidade de Brasília.

- Higuchi, P.; Reis, M.G.F.; Reis, G.G.; Pinheiro, A.L.; Silva, C.T.; Oliveira, C.H.R. 2006. Composição florística da regeneração natural de espécies arbóreas ao longo de oito anos em um fragmento de floresta estacional semidecidual em Viçosa, MG. **Revista Árvore** 30(6): 893-904.
- 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.
- Ivanauskas, N.M.; Monteiro, R.; Rodrigues, R.R. 2004. Composição florística de trechos florestais na borda sul-amazônica. **Acta Amazonica** 34(3): 399-413.
- Kinoshita, L.S.; Torres, R.B.; Forni-Martins, E.R.; Spinelí, T.; Ahn, Y.J.; Constâncio, S.S. 2006. Composição florística e síndromes de polinização e de dispersão da mata do Sítio São Francisco, Campinas, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 20(2): 313-327.
- 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.
- 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(2): 249-261.
- Machado, E.L.M.; Oliveira-Filho, A.T.; Carvalho, W.A.C.; Santos Souza, J.; Borém, R.A.T.; Botezelli, L. 2004. Análise comparativa da estrutura e flora do compartimento arbóreo-arbustivo de um remanescente florestal na Fazenda Beira Lago, Lavras, MG. **Revista Árvore** 28(4): 499-516.
- Marimon, B.S. & Felfili, J.M. 2000. Distribuição de diâmetros e Alturas na floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. na Reserva Indígena Areões, Água Boa-MT, Brasil. **Revista Árvore** 24(2): 143-150.
- Marimon, B.S., Felfili, J.M.; Haridasan, M. 2001a. Studies in monodominant forests in eastern Mato Grosso, Brazil: I. A forest of *Brosimum rubescens* Taub. **Edinburgh Journal of Botany** 58(1): 123-137.
- Marimon, B.S., Felfili, J.M.; Haridasan, M. 2001b. Studies in monodominant forests in eastern Mato Grosso, Brazil: II. A forest in the Areões Xavante Indian Reserve. **Edinburgh Journal of Botany** 58(3): 483-497.

- 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. Na analysis of the Cerrado-Amazonian Forest ecotone. **Edinburgh Journal of Botany** 63(2,3): 323-341.
- Martins, S.V.; Ribeiro, G.A.; Silva, W.M.; Nappo, M.E. 2002. Regeneração pós-fogo em um fragment de floresta estacional semidecidual no município de Viçosa, MG. **Ciência Florestal** 12(1): 11-19.
- Meira Neto, J.A.A.; Martins, F.R.; Souza, A.L. 2005. Influência da cobertura e do solo na composição florística do sub-bosque em uma floresta estacional semidecidual em Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 19(3): 473-486.
- Nascimento, H.E.M.; Dias, A.S.; Tabanez, A.A.J.; Viana, V.M. 1999. Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragment de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Biologia** 59(2): 329-342.
- Nogueira, E.M.; Nelson, B.W.; Fearnside, P.M.; França, M.B.; Oliveira, A.C.A. 2008. Tree height in Brazil's "arc of deforestation": shorter trees in south and southwest Amazonia imply lower biomass. **Forest Ecology and Management** 255: 2.963-2.972.
- Oliveira-Filho, A.T.; Carvalho, W.A.C.; Machado, E.L.M.; Higuchi, P.; Appolinário, V.; Castro, G.C.; Silva, A.C.; Santos, R.M.; Borges, L.F.; Corrêa, B.M.; Alves, J.M.; 2007. Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1999-2004). **Revista Brasileira de Botânica** 30(1): 149-161.
- 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(3): 365-373.
- Paula, A.; Silva, A.F.; De Marco Jr.; Santos, F.A.M.; Souza, A.L. 2004. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma floresta estacional semidecidual em Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 18(3): 407-423.
- Pinheiro, M.H.O. & Monteiro, R. 2008. Florística de uma Floresta Estacional Semidecidual, localizada em ecótono savânico-florestal, no município de Bauru, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 22(4): 1085-1094.

- 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(3): 523-539.
- 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** 266: 449-492.
- Ribas, R.F.; Meira Neto, J.A.A.; Silva, A.F.; Souza, A.L. 2003. Composição florística de dois trechos em diferentes etapas serais de uma floresta estacional semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore** 27(6): 821-830.
- Ribeiro, J.F.; Walter, B.M.T. 2008. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. Pp.151-212. In: S.M. Sano; S.P. Almeida; J.F. Ribeiro (eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. Brasília, Embrapa Informação Tecnológica.
- Rodrigues, R.R. 1999. A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno. **Circular Técnica IPEF**, 189.
- Rodrigues, L.A.; Carvalho, D.A.; Oliveira-Filho, A.T.; Curi, N. 2007. Efeitos de solos e topografias sobre a distribuição de espécies arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual, em Luminárias, MG. **Revista Árvore** 31(1): 25-35.
- Santos, K. & Kinoshita, L.S. 2003. Flora arbustivo-arbórea do fragmento de floresta estacional semidecidual do Ribeirão Cachoeira, Município de Campinas, SP. **Acta Botanica Brasilica** 17(3): 325-341.
- Santos Silva, N.R.; Martins S.V.; Meira Neto, J.A.A.; Souza, A.L. 2004. Composição florística e estrutura de uma floresta estacional semidecidual montana em Viçosa, MG. **Revista Árvore** 28(3): 397-405.
- Schiavini, I.; Resende, J.C.F. & Aquino, F.G. 1998. Dinâmica de espécies arbóreas em Mata de Galeria e Mata Mesófila na margem do Ribeirão Panga, MG. Pp. 267-299. In: S.M. Sano & S.P. Almeida (eds.). **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina, EMBRAPA-CPAC.
- Silva, R.P.; Santos, J.; Tribuzy, E.S.; Chambers, J.Q.; Nakamura, S. & Higuchi, N. 2002. Diameter increment and growth patterns for individual tree growing in Central Amazon, Brazil. **Forest Ecology and Management** 166: 295-301.

- Silva, A.F.; Oliveira, R.V.; Santos, N.R.L.; Paula, A. 2003. Composição florística e grupos ecológicos das espécies de um trecho de floresta semidecídua submontana da Fazenda São Geraldo, Viçosa-MG. **Revista Árvore** 27(3): 311-319.
- Silva, M.R. & Araújo, G.M. 2009. Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta semidecidual em Uberlândia, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 23(1): 49-56.
- Teixeira, L.M.; Chambers, J.Q.; Silva, A.R.; Lima, A.J.N.; Carneiro, V.M.C.; Santos, J.; Higuchi, N. 2007. Projeção da dinâmica da floresta natural de Terra-firme, região de Manaus-AM, com o uso da cadeia de transição probabilistic de Markov. **Acta Amazonica** 37(3): 377-384.
- Veloso, H.P.; Rangel-Filho, A.L.R.; Lima, J.C.A. 2001. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro, IBGE.
- Viani, R.A.G. & Rodrigues, R.R. 2008. Impacto da remoção de plântulas sobre a estrutura da comunidade regenerante de floresta estacional semidecidual. **Acta Botanica Brasilica** 22(4): 1015-1026.
- Werneck, M.S.; Franceschinelli, E.V.; Tameirão Neto, E. 2000. Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante um period de quarto anos (1994-1998), na região do Triângulo Mineiro, MG. **Revista Brasileira de Botânica** 23(4): 401-413.
- Yamamoto, L.F.; Kinoshita, L.S.; Martins, F.R. 2007. Síndromes de polinização e de dispersão em fragmentos da Floresta Estacional Semidecídua, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 21(3): 553-573.

ARTIGO 1 - MUDANÇAS NA COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E NA DIVERSIDADE DE ESPÉCIES LENHOSAS EM UMA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL NO PERÍODO DE CINCO ANOS (2003-2008) NA TRANSIÇÃO CERRADO-FLORESTA AMAZÔNICA, MATO GROSSO, BRASIL

**MUDANÇAS NA COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E NA DIVERSIDADE DE
ESPÉCIES LENHOSAS EM UMA FLORESTA ESTACIONAL
SEMIDECIDUAL NO PERÍODO DE CINCO ANOS (2003-2008) NA
TRANSIÇÃO CERRADO-FLORESTA AMAZÔNICA, MATO GROSSO,
BRASIL¹**

CHANGES IN THE FLORISTIC COMPOSITION AND WOOD SPECIES
DIVERSITY IN A SEASONAL SEMIDECIDUOUS FOREST OVER FIVE YEARS
(2003-2008) IN THE CERRADO-AMAZONIAN FOREST TRANSITION ZONE,
MATO GROSSO, BRAZIL¹

Henrique Augusto Mews² & Beatriz Schwantes Marimon³

Submetido à revista Ciência Florestal (Apêndice 1)

RESUMO

Foram avaliadas as mudanças na composição florística, riqueza, diversidade de espécies e nos grupos ecológicos de uma floresta estacional semidecidual (14°49'32'' S e 52°06'20'' W) na transição Cerrado-Floresta Amazônica, em Nova Xavantina, leste de Mato Grosso, entre os anos de 2003 e 2008. Foram estabelecidas 60 parcelas permanentes de 10 x 10 m onde os indivíduos com diâmetro a altura do peito ≥ 5 cm foram registrados e identificados. As mudanças na composição florística foram pequenas e as perdas e ganhos se limitaram às espécies de baixa abundância. A riqueza e diversidade de espécies não mudaram no período e a caracterização sucessional indicou que a floresta está em um estágio intermediário de sucessão e em uma condição de estabilidade sucessional. A aparente estabilidade florística observada nesta floresta não a caracteriza como comunidade estática, pois mudanças estão ocorrendo lentamente ao longo do tempo.

Palavras-chave: Alterações florísticas; mudanças temporais; floresta de transição.

1. Parte da dissertação de mestrado do primeiro autor. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT, Caixa Postal 08, 78690-000, Nova Xavantina (MT).

2. Biólogo, mestrando em Ecologia e Conservação, UNEMAT (henriquemews@gmail.com).

3. Engenheira Florestal, Doutora em Ecologia, Professora do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da UNEMAT (biamarimon@hotmail.com).

ABSTRACT

This study evaluates the changes in the species richness, diversity and ecological groups of a seasonal semideciduous forest (14°49'32" S and 52°06'20" W) in the Cerrado-Amazonian forest transition zone, in Nova Xavantina, eastern Mato Grosso, between the years 2003 and 2008. It were established 60 permanent plots of 10 x 10 m and all individuals with diameter at breast height ≥ 5 cm were recorded and identified. Changes in floristic composition were small, and losses and gains were restricted to low-abundance species. The richness and species diversity did not change in the period and the successional characterization indicated that this forest is in an intermediate stage of succession and in a condition of successional stability. The apparent floristic stability observed in this forest does not characterize it as a static community, since changes are occurring slowly over the time.

Key words: floristic alterations; temporal changes; transition forest.

INTRODUÇÃO

As Matas Secas constituem um tipo de formação florestal do bioma Cerrado que ocorre nos interflúvios, não possuindo associação com cursos de água (RIBEIRO e WALTER, 2008). Em função da composição florística, do grau de decíuidade e do tipo de solo, as Matas Secas são subdivididas em Mata Seca sempre verde, Mata Seca decídua e, a mais comum, a Mata Seca semidecídua (RATTER *et al.*, 1973; RIBEIRO e WALTER, 2008). As Matas Secas semidecíduas, também chamadas de florestas estacionais semidecíduas, são formações que apresentam estacionalidade foliar das árvores dominantes, relacionada a um clima de duas estações bem definidas - uma chuvosa e outra seca - ou então a uma acentuada variação térmica (VELOSO *et al.*, 2001; RIBEIRO e WALTER, 2008).

Em Mato Grosso, a maioria das Matas Secas, especialmente as sempre-verdes e semidecíduas, se concentra na região centro-norte do estado, que é caracterizada pela tensão ecológica entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica e por apresentar um mosaico vegetacional de florestas com domínio de fitofisionomias savânicas (RATTER *et al.*, 1973; IVANAUSKAS *et al.*, 2004; MARIMON *et al.*, 2006). De acordo com Fearnside (2005) e Nogueira *et al.* (2008), as florestas estacionais mato-grossenses estão localizadas na região conhecida como o “arco do desmatamento” e estão sendo drasticamente reduzidas, uma vez que sua ocorrência coincide com solos mais férteis e

úmidos e, portanto, mais visados pela agricultura, sendo os tipos florestais mais ameaçados do estado (ALENCAR *et al.*, 2004).

De acordo com Alencar *et al.* (2004), as florestas estacionais decíduais e semidecíduais do Cerrado cobriam, originalmente, 5% do território de Mato Grosso, sendo que apenas 14% estão em áreas protegidas, enquanto as florestas estacionais que ocorrem na área de transição entre o Cerrado e a Floresta Amazônica cobriam 41% do estado, com apenas 17% protegidos. Apesar de ameaçadas, essas florestas ainda são pouco conhecidas e os seus remanescentes frequentemente compõe a reserva legal de várias propriedades privadas, o que os deixa vulneráveis a contínuos distúrbios (SANTOS SILVA *et al.*, 2004). Além disso, no Cerrado as florestas estacionais não são reconhecidas como formações significativas do bioma, ao contrário de outras florestas protegidas por lei (FELFILI, 2003).

Os estudos realizados em florestas estacionais semidecíduais de Mato Grosso são ainda escassos e pouco difundidos (RATTER *et al.*, 1973; MARIMON *et al.*, 2001a; MARIMON *et al.*, 2006). No Brasil, a maioria dos estudos focados nos aspectos florísticos de tais florestas foi realizada na região sudeste, particularmente nos estados de Minas Gerais (BOTREL *et al.*, 2002; SILVA *et al.*, 2003; RIBAS *et al.*, 2003; SANTOS SILVA *et al.*, 2004; MEIRA NETO *et al.*, 2005) e São Paulo (SANTOS e KINOSHITA, 2003), normalmente registrando um único momento e sem considerar os aspectos relacionados às mudanças florísticas e estruturais das comunidades ao longo do tempo (WERNECK *et al.*, 2000).

Nesse sentido, o objetivo do presente estudo foi avaliar as alterações na composição florística, riqueza, diversidade e nos grupos ecológicos da comunidade lenhosa em uma floresta estacional semidecidual no período de cinco anos (2003-2008). Tomou-se como premissa a teoria do distúrbio intermediário, que enuncia que a riqueza da flora em florestas tropicais é influenciada pela abertura de clareiras de pequeno porte, em intensidade moderada, o que permite a coexistência de diferentes grupos ecológicos em uma mesma comunidade (CONNELL, 1978).

MATERIAL E MÉTODO

O estudo foi realizado em uma floresta estacional semidecidual localizada na Fazenda Vera Cruz, retiro Pau Brasil (14°49'32'' S e 52°06'20'' W), município de Nova Xavantina, região leste de Mato Grosso. O trecho de floresta selecionado para o estudo

compreende parte da reserva legal da fazenda, que ao todo ocupa uma área contínua de 5.000 hectares preservados, sem vestígios de queimadas ou extração seletiva de madeira (MARIMON, 2005). O clima da região é do tipo tropical úmido (*Aw* de Köppen), com estações seca e chuvosa bem definidas (SILVA *et al.*, 2008) e precipitação média anual de 1.500 mm (MARIMON, *et al.*, 2001b). O solo é do tipo Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico, com textura média, bem drenado, relevo plano, com elevada acidez, elevados níveis de Al trocável, baixos níveis de Ca e Mg, níveis intermediários de K e elevada concentração de Fe e cascalho (MARIMON, 2005).

A região onde se encontra a floresta estudada foi desbravada em dezembro de 1943 pela Expedição Roncador-Xingu, que tinha como objetivo ocupar áreas geograficamente isoladas no centro do Brasil. De acordo com os registros dos expedicionários, a travessia dessas florestas teria sido extenuante e trabalhosa devido à ocorrência de “uma vegetação espessa, onde para abrir caminho foi preciso derrubar árvores colossais” (CARPENTIERI, 2008). Atualmente a região é ocupada por fazendas cuja atividade econômica se baseia na pecuária de corte e agricultura de grãos, sendo que as áreas florestadas representam as reservas legais destas propriedades.

Na área de estudo foram estabelecidas 60 parcelas permanentes de 10 x 10 m, conforme proposto por Philip (1994) e Felfili *et al.* (2005). No primeiro inventário (2003), todos os indivíduos com diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 5 cm receberam placas de alumínio numeradas e foram registrados e identificados (MARIMON, 2005). Em 2008 as parcelas foram reavaliadas, os indivíduos foram reamostrados e os recrutas (indivíduos que atingiram o critério mínimo de inclusão) foram plaqueados, registrados e identificados.

Foram coletadas amostras de material botânico das espécies para identificação e inclusão no Herbário NX, Universidade do Estado de Mato Grosso, *Campus* de Nova Xavantina. A identificação ocorreu por meio de comparações em herbários (NX e UB) e por consultas às bibliografias e especialistas. O sistema de classificação botânica adotado foi o “Angiosperm Phylogeny Group” (APG II, 2003) e a revisão e atualização dos nomes dos táxons foram realizadas a partir do banco de dados do “Missouri Botanical Garden” (MOBOT, 2009).

O número potencial de espécies da área foi estimado, para ambos os inventários, por meio do estimador MMruns, empregando-se o programa EstimateS 8.0 (COLWELL, 2008). A escolha do estimador foi realizada com base em uma avaliação

de desempenho de alguns estimadores (ICE, Chao 2, Jackknife 1, Jackknife 2, Bootstrap e MMruns), a partir da análise de regressão dos valores observados e estimados para a área, sendo a medida de precisão do estimador baseada no valor do r^2 da regressão e na medida do viés (bias), baseada no Scaled Mean Error, SME (BROSE *et al.*, 2003). As análises de regressão foram efetuadas a partir do programa R 2.10.1 (www.R-project.org). A riqueza de espécies entre os dois inventários foi comparada pelo método de rarefação de espécies a partir do programa EcoSim 7.0 (GOTELLI e ENTSMINGER, 2001), com 1.000 randomizações e intervalo de confiança de 95%. A partir da média da espécie e variância foi calculado o valor de P , com base no teste Z de distribuição normal (ZAR, 1999).

A diversidade de espécies foi determinada através do índice de Shannon-Wiener (H') (MAGURRAN, 1988) e a equabilidade por meio do índice de Pielou (J) (LUDWING e REYNOLDS, 1988), empregando-se o programa FITOPAC 1 (SHEPHERD, 1994). Os valores de H' das duas amostragens (2003 e 2008) foram comparados utilizando-se o Teste t de Hutcheson (ZAR, 1999).

A similaridade florística foi avaliada entre as duas amostragens (2003 e 2008) e entre a floresta estudada e outras formações florestais de Mato Grosso, Minas Gerais e Distrito Federal (MARIMON *et al.*, 2001b; SANTOS SILVA *et al.*, 2004; PINTO e HAY, 2005; MARIMON *et al.*, 2006; BRAGA e REZENDE, 2007; KUNZ *et al.*, 2008). Para a análise, foram utilizados os índices de Jaccard (S_J), Sørensen (CC_S) e Morisita (I_M) (BROWER e ZAR, 1977; KENT e COKER, 1992).

Para avaliar o estágio sucessional da floresta estudada, procedeu-se à classificação das espécies em categorias sucessionais (grupos ecológicos). Considerando a densidade e as características apresentadas pelos indivíduos jovens e adultos identificou-se o grupo ecológico de cada espécie e a categoria predominante no estrato arbóreo da floresta (SWAINE e WHITMORE, 1988; IVANAUSKAS *et al.*, 2002; PINTO e HAY, 2005). A síndrome de dispersão de cada espécie foi determinada a partir das características dos diásporos (frutos e sementes), observações em campo e informações bibliográficas (VAN DER PIJL, 1982; BULLOCK, 1995; BARROSO *et al.*, 1999; SILVA JÚNIOR, 2005; YAMAMOTO *et al.*, 2007).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As mudanças no número de espécies, gêneros e famílias foram pequenas entre os anos inventariados. No primeiro inventário (2003) foram registradas 84 espécies, 67 gêneros e 35 famílias, ao passo que em 2008 foram registradas 82 espécies, 67 gêneros e 33 famílias (Tabela 1). O padrão caracterizado por pequenas alterações no número de espécies, gêneros e famílias ao longo do tempo também foi observado em outros estudos em florestas semidecíduais, decíduais e de galeria, como o de Paula *et al.* (2002) em Viçosa-MG, num período de 14 anos, o de Werneck *et al.* (2000) no Triângulo Mineiro, num período de quatro anos e o de Miguel e Marimon (2008), em Nova Xavantina-MT, no intervalo de sete anos.

De acordo com Swaine *et al.* (1987), as florestas tropicais livres de grandes distúrbios ou interferências antrópicas geralmente mudam pouco em relação à composição florística, como observado na floresta estudada. Neste caso, a presença de distúrbios intermediários, como a abertura de clareiras em função da queda natural de árvores, pode constituir um mecanismo de manutenção da riqueza da área, como também observaram Oliveira-Filho *et al.* (1997) em floresta semidecidual na região sudeste do Brasil.

Apesar das pequenas mudanças ocorridas no período, a composição florística não está se mantendo estática, pois seis espécies registradas em 2003 (MARIMON, 2005) desapareceram em 2008 (*Cecropia pachystachya*, *Guarea guidonia*, *Hirtella sprucei*, *H. hispidula*, *Byrsonima crispera* e *Miconia cuspidata*), com a perda de três gêneros e duas famílias. Por outro lado, no segundo inventário foram registradas quatro novas espécies (*Guatteria* sp., *Sapium* sp., *Eugenia* sp. e *Serjania* sp.), com três novas ocorrências de gêneros (Tabela 1).

Na floresta estudada, os percentuais de espécies desaparecidas (cerca de 7% do total) e novas (c. 4%) estão dentro dos limites registrados em outras formações vegetais brasileiras (PINTO e HAY, 2005). Para esses autores, o desaparecimento de espécies em formações florestais, considerando inventários recorrentes em uma mesma área, geralmente está entre 0 e 8% e o registro de novas espécies entre 3 e 13%. Na floresta estudada, a grande sobreposição entre as porcentagens de espécies desaparecidas e novas indica manutenção temporal da riqueza, com pequenas alterações na composição florística no período.

Com exceção de *Guatteria* sp. (dois indivíduos), todas as espécies que desapareceram ou surgiram no segundo inventário apresentavam um indivíduo. O registro de novas espécies ou o desaparecimento de outras, em inventários recorrentes, normalmente está relacionado às espécies localmente pouco abundantes (WERNECK *et al.*, 2000). De acordo com Swaine *et al.* (1987) tais espécies podem sofrer extinção local devido à flutuações ambientais e reaparecer em outros levantamentos, pelo recrutamento a partir do banco de sementes e plântulas ou pelo crescimento de jovens que não atingiram o critério mínimo de inclusão no levantamento anterior.

No presente estudo, 33 espécies foram registradas com apenas um indivíduo em ambos os inventários, o que representou 39,2% e 40,2% de todas as espécies registradas em 2003 e 2008, respectivamente (Tabela 1). A elevada proporção de espécies registradas com baixa abundância corroborou a proposição de Felfili e Felfili (2001) para ambientes tropicais. De acordo com as referidas autoras, em tais ambientes o número de espécies é elevado, mas a distribuição é desigual, onde normalmente encontram-se poucas espécies com muitos indivíduos e muitas espécies poucos indivíduos. De acordo com Martins (1991), as espécies representadas por apenas um indivíduo podem ser classificadas como espécies raras, sendo que a elevada proporção de tais espécies seria uma característica comum em florestas tropicais (SWAINE *et al.*, 1987), como é o caso da floresta estudada.

Apesar de as pequenas mudanças na composição florística da comunidade terem se limitado às espécies de baixa abundância, foram constatadas alterações na densidade de algumas espécies mais representativas. *Arrabidaea candicans*, *Forsteronia rufa*, *Paragonia pyramidata* e *Uncaria guianensis* aumentaram sua densidade populacional, ao passo que outras como *Jacaranda copaia*, *Nectandra cuspidata*, *N. hihua* e *Unonopsis lindmanii* tiveram sua densidade reduzida (Tabela 1). Neste caso, tais mudanças indicam que a estrutura fitossociológica da floresta possui um caráter dinâmico, sendo que as espécies dominantes podem ser alteradas ao longo do tempo (FELFILI, 1994), o que poderá resultar em mudanças mais evidentes na composição florística em levantamentos posteriores.

Na floresta estudada, as famílias com os maiores números de espécies mudaram pouco de posição entre os levantamentos. Em ambos os inventários, as famílias com maior riqueza de espécies foram Fabaceae (incluindo Faboideae, Mimosoideae e Caesalpinioideae) (10,7% e 10,9% do total em 2003 e 2008, respectivamente),

Annonaceae (7,1% e 6%), Apocynaceae (5,9% e 6%), Bignoniaceae (5,9% e 6%) e Chrysobalanaceae (8,3% e 6%) (Tabela 1). Os principais gêneros também foram os mesmos nos dois inventários, sendo *Hirtella* com cinco espécies em 2003 e três em 2008, *Aspidosperma* e *Pouteria* com três espécies cada e *Arrabidaea*, *Cordia*, *Forsteronia*, *Inga*, *Licania*, *Nectandra*, *Pera* e *Xylopia* com duas espécies cada em ambos os levantamentos (Tabela 1).

TABELA 1: Famílias e espécies registradas na floresta estacional semidecidual amostrada em Nova Xavantina-MT em 2003 (MARIMON, 2005) e 2008. GE = Grupo Ecológico, P = Pioneira, ST = Secundária Tardia, CL = Clímax Exigente de Luz, CS = Clímax Tolerante à Sombra, Disp. = Dispersão, Ane = Anemocórica, Aut = Autocórica, Zoo = Zoocórica, DA = Densidade Absoluta (indivíduos.ha⁻¹), * = amostrada apenas em 2003, ** = amostrada apenas em 2008.

TABLE 1: Families and species recorded in a seasonal semideciduous forest sampled in Nova Xavantina-MT in 2003 (MARIMON, 2005) and 2008. GE = Ecological Group, P = Pioneer, ST = Late Secondary, CL = Light-demanding Climax, CS = Shade-tolerant Climax, Disp. = Dispersion, Ane = Anemochoric, Aut = Autochoric, Zoo = Zoochoric, DA = Absolute Density (individuals.ha⁻¹), * = sampled only in 2003, ** = sampled only in 2008.

Espécies	Famílias	GE	Disp.	DA	DA
				2003	2008
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	Rubiaceae	CL	Zoo	126,7	113,3
<i>Anthodon decussatum</i> Ruiz & Pav.	Celastraceae	ST	Ane	11,7	8,3
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr.	Fabaceae	CL	Ane	3,3	3,3
<i>Arrabidaea candicans</i> (Rich.) DC.	Bignoniaceae	P	Ane	3,3	16,7
<i>Arrabidaea</i> sp.	Bignoniaceae	P	Ane	16,7	15,0
<i>Aspidosperma discolor</i> A. DC.	Apocynaceae	CS	Ane	5,0	5,0
<i>Aspidosperma quirandy</i> Hassl.	Apocynaceae	CS	Ane	1,7	1,7
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart. ex A. DC.	Apocynaceae	CL	Ane	1,7	1,7
<i>Bauhinia coronata</i> Benth.	Fabaceae	ST	Aut	10,0	11,7
<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	Moraceae	CL	Zoo	43,3	41,7
<i>Buchenavia capitata</i> (Vahl) Eichler	Combretaceae	ST	Zoo	3,3	1,7
<i>Byrsonima crispa</i> A. Juss.*	Malpighiaceae	ST	Zoo	1,7	-
<i>Callichlamys cf. latifolia</i> (Rich.) K. Schum.	Bignoniaceae	ST	Ane	10,0	13,3
<i>Caraipa</i> sp.	Clusiaceae	CL	Ane	6,7	3,3
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul*	Urticaceae	P	Zoo	1,7	-
<i>Chaetocarpus echinocarpus</i> (Baill.) Ducke	Peraceae	CL	Aut	45,0	45,0
<i>Chaunochiton kappleri</i> (Sagot ex Engl.) Ducke	Olacaceae	ST	Ane	1,7	1,7
<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers) A.C. Sm.	Celastraceae	CS	Zoo	206,7	198,3
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Fabaceae	CL	Zoo	1,7	1,7
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	Boraginaceae	ST	Zoo	13,3	8,3
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	Boraginaceae	CL	Ane	3,3	3,3
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Sapindaceae	CL	Zoo	5,0	5,0

<i>Diospyros sericea</i> A. DC.	Ebenaceae	CL	Zoo	3,3	1,7
<i>Duguetia marcgraviana</i> Mart.	Annonaceae	CS	Zoo	3,3	3,3
<i>Enterolobium schomburgkii</i> (Benth.) Benth.	Fabaceae	CL	Zoo	1,7	1,7
<i>Ephedranthus parviflorus</i> S. Moore	Annonaceae	CL	Zoo	26,7	30,0
<i>Eugenia florida</i> DC.	Myrtaceae	ST	Zoo	3,3	3,3
<i>Eugenia</i> sp.**	Myrtaceae	ST	Zoo	-	1,7
<i>Ficus</i> sp.	Moraceae	CL	Zoo	1,7	1,7
<i>Forsteronia</i> cf. <i>rufa</i> Müll. Arg.	Apocynaceae	P	Ane	1,7	6,7
<i>Forsteronia</i> sp.	Apocynaceae	P	Ane	1,7	3,3
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer*	Meliaceae	ST	Zoo	1,7	-
<i>Guatteria</i> sp.**	Annonaceae	ST	Zoo	-	3,3
<i>Heteropterys eglandulosa</i> A. Juss.	Malpighiaceae	P	Ane	33,3	40,0
<i>Hippocratea volubilis</i> L.	Celastraceae	ST	Ane	11,7	13,3
<i>Hirtella burchellii</i> Britton	Chrysobalanaceae	CL	Zoo	1,7	1,7
<i>Hirtella glandulosa</i> Spreng.	Chrysobalanaceae	CL	Zoo	5,0	5,0
<i>Hirtella gracilipes</i> (Hook. f.) Prance	Chrysobalanaceae	CL	Zoo	3,3	1,7
<i>Hirtella hispidula</i> Miq.*	Chrysobalanaceae	CL	Zoo	1,7	-
<i>Hirtella sprucei</i> Benth. ex Hook. f.*	Chrysobalanaceae	CL	Zoo	1,7	-
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Fabaceae	CS	Zoo	15,0	15,0
<i>Inga heterophylla</i> Willd.	Fabaceae	CL	Zoo	31,7	38,3
<i>Inga</i> sp.	Fabaceae	CL	Zoo	3,3	3,3
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D. Don	Bignoniaceae	P	Ane	6,7	1,7
<i>Licania apetala</i> (E. Mey.) Fritsch	Chrysobalanaceae	CS	Zoo	1,7	1,7
<i>Licania kunthiana</i> Hook. f.	Chrysobalanaceae	CS	Zoo	1,7	1,7
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	Euphorbiaceae	P	Aut	80,0	71,7
<i>Mascagnia lasiandra</i> (A. Juss.) Nied.	Malpighiaceae	ST	Ane	3,3	3,3
<i>Miconia cuspidata</i> Mart. ex Naudin*	Melastomataceae	ST	Zoo	1,7	-
<i>Miconia holosericea</i> (L.) DC.	Melastomataceae	P	Zoo	1,7	1,7
<i>Minquartia guianensis</i> Aubl.	Olacaceae	CS	Zoo	13,3	10,0
<i>Mollia lepidota</i> Spruce ex Benth.	Malvaceae	CS	Aut	1,7	1,7
<i>Mouriri apiranga</i> Spruce ex Triana	Melastomataceae	CL	Zoo	50,0	50,0
<i>Myrcia amazonica</i> DC.	Myrtaceae	CS	Zoo	1,7	1,7
<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg	Myrtaceae	ST	Zoo	8,3	8,3
<i>Nectandra cuspidata</i> Nees	Lauraceae	P	Zoo	18,3	5,0
<i>Nectandra hihua</i> (Ruiz & Pav.) Rohwer	Lauraceae	P	Zoo	65,0	23,3
<i>Neea hermaphrodita</i> S. Moore	Nyctaginaceae	ST	Zoo	1,7	1,7
<i>Ocotea</i> aff <i>hoehnii</i> Vattimo	Lauraceae	CS	Zoo	6,7	6,7
<i>Oenocarpus distichus</i> Mart.	Arecaceae	CL	Zoo	1,7	1,7
<i>Paragonia pyramidata</i> (Rich.) Bureau	Bignoniaceae	ST	Ane	5,0	15,0
<i>Pera coccinea</i> (Benth.) Müll. Arg.	Peraceae	P	Zoo	1,7	1,7
<i>Pera schomburgkiana</i> (Klotzsch) Müll. Arg.	Peraceae	CL	Zoo	1,7	1,7
<i>Peritassa laevigata</i> (Hofmanns. ex Link) A.C. Sm.	Celastraceae	ST	Zoo	1,7	1,7
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	Fabaceae	ST	Ane	1,7	1,7
<i>Pouteria cuspidata</i> (A. DC.) Baehni	Sapotaceae	CL	Zoo	3,3	3,3
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	Sapotaceae	CL	Zoo	1,7	1,7
<i>Pouteria</i> sp.	Sapotaceae	CL	Zoo	3,3	3,3

<i>Protium pilosissimum</i> Engl.	Burseraceae	CS	Zoo	45,0	43,3	
<i>Quiina parvifolia</i> Lanj. & Heerdt	Quiinaceae	ST	Zoo	5,0	6,7	
<i>Sacoglottis guianensis</i> Benth.	Humiriaceae	CS	Zoo	5,0	3,3	
<i>Sapium</i> sp.**	Euphorbiaceae	CL	Aut	-	1,7	
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerl. & Frodin	Araliaceae	P	Zoo	6,7	8,3	
<i>Tachigali paniculata</i> Aubl.	Fabaceae	ST	Ane	10,0	8,3	
<i>Serjania</i> sp.**	Sapindaceae	ST	Ane	-	1,7	
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	Simaroubaceae	ST	Zoo	1,7	1,7	
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Siparunaceae	CS	Zoo	6,7	5,0	
<i>Sloanea sinemariensis</i> Aubl.	Elaeocarpaceae	CL	Aut	6,7	5,0	
<i>Tapura amazonica</i> Poepp.	Dichapetalaceae	CS	Zoo	3,3	5,0	
<i>Terminalia</i> sp.	Combretaceae	CS	Ane	3,3	1,7	
<i>Tetragastris altissima</i> (Aubl.) Swart	Burseraceae	CS	Zoo	65,0	56,7	
<i>Trattinnickia</i> sp.	Burseraceae	CL	Zoo	1,7	1,7	
<i>Uncaria guianensis</i> (Aubl.) J.F. Gmel.	Rubiaceae	P	Ane	6,7	15,0	
<i>Unonopsis lindmanii</i> R.E. Fr.	Annonaceae	CS	Zoo	5,0	1,7	
<i>Virola sebifera</i> Aubl.	Myristicaceae	ST	Zoo	1,7	1,7	
<i>Vitex panshiniana</i> Moldenke	Lamiaceae	ST	Zoo	1,7	1,7	
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	Annonaceae	P	Zoo	1,7	3,3	
<i>Xylopia sericea</i> A. St.-Hil.	Annonaceae	ST	Zoo	1,7	1,7	
				Total	1.141	1.072

Goodland (1979) considerou Fabaceae (Leguminosae), a principal família em termos de número de espécies neste estudo, como uma das mais importantes no bioma Cerrado, onde o seu predomínio seria justificado por sua capacidade de fixação de nitrogênio, o que poderia conferir-lhe uma vantagem competitiva nos solos predominantemente distróficos do bioma. Annonaceae e Chrysobalanaceae foram consideradas por Pinto e Oliveira-Filho (1999), Ivanauskas *et al.* (2004) e Kunz *et al.* (2008) como famílias comuns na Amazônia. Neste caso, a localização da floresta estudada na zona de transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica justificaria a representatividade florística das referidas famílias. Os gêneros apontados como mais importantes em número de espécies no presente estudo foram destacados por Mendonça *et al.* (2008) como de grande representatividade em número de espécies no bioma Cerrado e por Ribeiro *et al.* (1999) e Ivanauskas *et al.* (2004) como importantes na Floresta Amazônica.

A riqueza de espécies registrada na floresta estudada (84 em 2003 e 82 em 2008) foi menor do que a encontrada em outras áreas de floresta estacional semidecidual amostradas em Minas Gerais (SILVA *et al.*, 2003; PAULA *et al.*, 2004; SANTOS SILVA *et al.*, 2004), que variou de 94 a 124 espécies. Por outro lado, foi semelhante à

registrada em florestas estacionais semidecíduais no estado do Piauí e no Distrito Federal (HAIDAR, 2008), variando de 78 a 80 espécies. É importante salientar que não foram encontrados estudos neste tipo de formação florestal no estado de Mato Grosso e a maioria das florestas comparadas foi amostrada no sudeste do Brasil, nos domínios da Mata Atlântica, onde as condições climáticas, edáficas, topográficas e paisagísticas divergem da região onde o presente estudo foi realizado. Ademais, a falta de padronização metodológica na amostragem de tais florestas ressalta a importância da interpretação cautelosa dos resultados de tais comparações.

Observou-se que 80% das espécies encontradas no presente estudo apresentaram registro para o bioma Cerrado (MENDONÇA *et al.*, 2008) e 65% também foram registradas na Amazônia (IVANAUSKAS *et al.*, 2004; KUNZ *et al.*, 2008; MOBOT, 2009; NYBG, 2009). Pinto e Oliveira-Filho (1999) estudaram uma floresta de Vale em Chapada dos Guimarães-MT e também registraram forte influência da vegetação de outros biomas. De acordo com Oliveira-Filho e Ratter (1995), a riqueza florística das florestas do Brasil Central pode ser atribuída, pelo menos em parte, à forte contribuição de várias tipologias vegetacionais, em especial da Floresta Amazônica, Atlântica e da Caatinga. No caso do presente estudo, a Floresta Amazônica, em função da proximidade geográfica, parece ter contribuído significativamente para a riqueza de espécies da floresta estudada. Entretanto, sugere-se que a presença de espécies tipicamente amazônicas não foi maior na área de estudo pelo fato da floresta estudada estar localizada próxima à periferia do bioma Floresta Amazônica, visto que há uma tendência de redução da riqueza de espécies conforme a área amostral é afastada da Amazônia Central e é aproximada dos extremos (IVANAUSKAS *et al.*, 2004; KUNZ *et al.*, 2008).

Em ambos os inventários a riqueza estimada de espécies, de acordo com o melhor estimador, foi consideravelmente similar à observada, visto que a amostragem contemplou aproximadamente 90% do número potencial de espécies da área em 2003 e 2008. Este resultado indica que o esforço amostral foi suficiente para contemplar a maioria das espécies do ambiente em todo período de estudo. A pequena diferença entre a riqueza observada e estimada pode ser atribuída, neste caso, a uma comunidade com elevada proporção de espécies raras (cerca de 40% no período), que podem apresentar alterações em suas abundâncias devido a fatores aleatórios, como uma limitação em sua capacidade de distribuição (HUBBELL e FOSTER, 1986).

A riqueza de espécies de ambos os inventários, considerando o mesmo número de indivíduos para efeito de ajuste do esforço amostral, apontou um registro de 82 espécies para 2003 e 2008, não diferindo entre os anos inventariados ($Z = 0$; $p > 0,05$). Este resultado sugere que a floresta estudada não apresentou variação temporal na riqueza de espécies, sendo que a maior riqueza observada no primeiro inventário (2003) pode estar relacionada ao maior número de indivíduos amostrados em relação ao segundo (2008).

Os valores de H' calculados para as duas amostragens (2003 = 3,34 nats.ind.⁻¹ e 2008 = 3,37 nats.ind.⁻¹) não diferiram estatisticamente e a equabilidade praticamente não mudou (2003 = 0,75 e 2008 = 0,76). A equabilidade apontou uma distribuição medianamente uniforme dos indivíduos entre as espécies, caracterizada pela dominância ecológica de algumas espécies, como *Cheiloclinium cognatum* (Tabela 1). Kunz *et al.* (2008) encontraram 49 espécies em uma floresta estacional perenifolia na borda sul da Amazônia, próxima à área do presente estudo, e afirmaram que algumas espécies podem ser representadas por grandes populações, padrão que também ocorreu na floresta estudada.

Outros estudos também constataram mudanças pequenas na diversidade de espécies ao longo do tempo, como o de Pinto e Hay (2005) em floresta de vale em um período de três anos, Werneck *et al.* (2000) em floresta decídua durante quatro anos e Miguel e Marimon (2008) em mata de galeria ao longo de sete anos. Neste caso, o padrão caracterizado por pequenas mudanças na diversidade de espécies ao longo do tempo está relacionado às baixas alterações nas densidades das espécies tropicais em áreas isentas de grandes distúrbios, como destacado por Werneck *et al.* (2000).

A similaridade florística avaliada entre os dois inventários realizados na floresta estudada foi elevada (Jaccard = 0,90, Sørensen = 0,95 e Morisita = 0,82), evidenciando as pequenas alterações temporais ocorridas. Por outro lado, a similaridade florística avaliada entre a floresta estudada e outras formações florestais de Mato Grosso, Minas Gerais e Distrito Federal foi muito baixa (valores < 0,14 para Jaccard, < 0,25 para Sørensen e < 0,18 para Morisita), indicando que as florestas estacionais semidecíduais que ocorrem na transição Cerrado-Floresta Amazônica possuem uma composição florística consideravelmente peculiar que pode ser importante para a manutenção da riqueza e diversidade de espécies de ambos os biomas. Para Oliveira-Filho e Ratter (1995), a localização geográfica de uma formação florestal que ocorre no Cerrado pode

explicar, pelo menos em parte, a riqueza de sua flora, já que o Cerrado localiza-se predominantemente no Brasil Central, sendo circundado por formações florestais de outros biomas. Portanto, é esperado que a floresta estudada apresente significativa influência da Amazônia, já que as matas de galeria da região conectam as formações florestais de ambos os biomas.

Na floresta estudada, as espécies estão distribuídas de forma desigual entre os diferentes grupos ecológicos. No inventário de 2003, o grupo das pioneiras foi representado por 15 espécies (17,8%) e em 2008 por 14 espécies (17%). Por outro lado, o grupo das secundárias tardias por 23 (27,4%) e 23 (28%), das climax exigentes de luz por 28 (33,3%) e 27 (33%) e das climax tolerantes à sombra por 18 (21,5%) e 18 (22%) (Tabela 2). A baixa proporção de espécies pioneiras em relação às secundárias tardias e climáticas, em ambos os inventários, sugere que a floresta estudada se encontra em um estágio intermediário de sucessão, padrão semelhante ao observado por Paula *et al.* (2004) analisando a sucessão ecológica em uma floresta estacional semidecidual no sudeste do Brasil.

Apesar do surgimento de quatro novas espécies e do desaparecimento de outras seis no segundo inventário (Tabela 1), o número de espécies em cada grupo ecológico praticamente não se alterou no período observado (Tabela 2), indicando uma condição de estabilidade sucessional. É importante salientar que tal condição sugerida para a floresta estudada não expressa, necessariamente, uma situação de comunidade estática, pois ocorreram pequenas alterações na densidade de cada grupo ecológico no período (Tabela 2). As espécies secundárias tardias aumentaram e os demais grupos ecológicos reduziram o número de indivíduos entre os inventários (Tabela 2).

De acordo com Werneck *et al.* (2000) e Paula *et al.* (2004), em ambientes tropicais preservados normalmente observa-se redução das espécies pioneiras ao longo do tempo. Werneck *et al.* (2000) destacaram que a redução do grupo das pioneiras, tanto em riqueza quanto em densidade, indica que a comunidade está se recuperando de algum distúrbio, através da regeneração natural. No caso da floresta estudada, a redução em densidade das espécies pioneiras demonstra o bom estado de conservação da floresta e indica que tal grupo está se restringindo à abertura de clareiras, como também observado por Ivanauskas *et al.* (1999) e Paula *et al.* (2004) em florestas estacionais. Assim, tal redução sugere que com o passar do tempo maiores mudanças poderão ser constatadas, ocasião na qual será possível registrar o desaparecimento de algumas

espécies pioneiras, caracterizando uma evolução sucessional (WERNECK *et al.*, 2000; PAULA *et al.*, 2004). Além disso, a redução das espécies pioneiras reforça a inferência de que a comunidade estudada encontra-se em um estágio intermediário de sucessão, como também observaram Paula *et al.* (2004).

TABELA 2: Número e percentual de espécies e de indivíduos por grupo ecológico das espécies registradas na floresta estacional semidecidual em Nova Xavantina-MT em 2003 (MARIMON, 2005) e 2008.

TABLE 2: Number and percentage of species and individuals per ecological group for the species recorded in a seasonal semideciduous forest in Nova Xavantina-MT in 2003 (MARIMON, 2005) and 2008.

Grupos ecológicos	N° Espécies		% Espécies		Ind.ha ⁻¹		% Indivíduos	
	2003	2008	2003	2008	2003	2008	2003	2008
Pioneiras	15	14	17,8	17,0	246,9	213,3	21,7	19,9
Secundárias tardias	23	23	27,4	28,0	113,6	121,7	10,0	11,4
Clímax exigentes de luz	28	27	33,3	33,0	388,6	373,5	34,0	34,8
Clímax tolerantes à sombra	18	18	21,5	22,0	391,9	363,5	34,3	33,9
TOTAL	84	82	100,0	100,0	1.141	1.072	100,0	100,0

Entre os anos inventariados, aproximadamente 46,6% das espécies pioneiras apresentaram dispersão anemocórica, 46,66% são zoocóricas e 6,66% são autocóricas (Tabela 2). Entre as espécies secundárias tardias, a maior proporção de espécies foi zoocórica (61,5%), seguida da anemocórica (34,6%) e da autocórica (3,84%). As espécies climáticas tolerantes à sombra e exigentes de luz apresentaram maior proporção de espécies zoocóricas (77,77% e 75,8%, respectivamente), seguida de anemocóricas (16,66% e 13,79%) e de autocóricas (5,55% e 10,34%) (Tabela 2). De forma geral, observou-se uma redução da proporção de espécies anemocóricas e um aumento da proporção de espécies zoocóricas conforme avançam as categorias sucessionais (sentido pioneiras - climáticas), o que está relacionado ao fato de que espécies pioneiras apresentam, predominantemente, dispersão do tipo anemocórica, ao passo que em espécies climáticas predomina a dispersão zoocórica (RICKLEFS, 2003).

Considerando somente as síndromes de dispersão da floresta estudada, constatou-se predominância de espécies zoocóricas (68% e 65% em 2003 e 2008, respectivamente), seguida de anemocóricas (26% e 28%) e de autocóricas (6 e 7%). Com relação ao número de indivíduos, as proporções também foram similares aos resultados registrados para as espécies em cada síndrome de dispersão e em cada ano. Estas proporções foram apontadas por Martins *et al.* (2007) como um padrão

comumente encontrado nos ambientes tropicais, o que confirma a importância dos agentes bióticos no fluxo gênico em formações florestais (BUDKE *et al.*, 2005), especialmente se considerarmos que tais florestas normalmente são remanescentes em uma extensa área de atividades agropastoris.

CONCLUSÕES

As mudanças na composição florística entre os inventários foram pequenas e a perda e o ganho de espécies se limitaram às de baixa abundância na área ($N < 2$). O pequeno desbalanceamento verificado no número de espécies observadas em 2003 e em 2008 não refletiu em alterações significativas na riqueza e diversidade de espécies e nos grupos ecológicos durante o período de estudo. Os resultados indicam que a floresta estudada está, atualmente, em uma condição de equilíbrio dinâmico em relação à sua composição florística.

Apesar disso, a floresta estudada não pode ser caracterizada como uma comunidade floristicamente estática, pois pequenas mudanças estão ocorrendo lentamente, padrão típico das constantes mudanças sucessionais que as comunidades florestais estão sujeitas ao longo do tempo. A dinâmica de clareiras de pequeno porte parece ter sido o principal mecanismo de manutenção da riqueza e da composição florística da floresta estudada no período.

AGRADECIMENTOS

Ao Sr. Jairo Machado por autorizar a execução deste estudo na Fazenda Vera Cruz. Aos Professores Dr. Eddie Lenza, Dr. Fernando Pedroni e Dr. José Roberto R. Pinto pela leitura crítica do manuscrito. Aos biólogos Edmar A. Oliveira, Leandro Maracahipes, Pábio H. Porto e Claudinei O. dos Santos pela ajuda no campo. À CAPES pela concessão da bolsa de estudo ao primeiro autor.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALENCAR, A.; NEPSTAD, D. *et al.* **Desmatamento na Amazônia: indo além da “emergência crônica”**. Belém, Brasil: IPAM, 2004. 85 p.
- APG II-Angiosperm Phylogeny Group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group Classification for the orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 141, p. 399-436, 2003.

- BARROSO, G.M.; MORIM, M.P. *et al.* **Frutos e sementes**. Viçosa, Brasil: UFV, 1999. 443 p.
- BOTREL, R.T.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. *et al.* Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingai, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 2, p. 195-213, 2002.
- BRAGA, F.M.S.; REZENDE, A.V. Dinâmica da vegetação arbórea da mata de galeria do Catetinho, Brasília-DF. **Cerne**, Lavras, v. 13, n. 2, p. 138-148, 2007.
- BROSE, U.; MARTINEZ, N.D. *et al.* Estimating species richness: sensitivity to sample coverage and insensitivity to spatial patterns. **Ecology**, New York, v. 84, p. 2.364-2.377, 2003.
- BROWER, J.E.; ZAR, J.H. **Field and laboratory methods for general ecology**. Iowa, United States of America: W.C. Brown Co. Pub., 1977.
- BUDKE, J.C.; ATHAYDE, E.A. *et al.* Composição florística e estratégias de dispersão de espécies lenhosas em uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, Brasil. **Iheringia**, Porto Alegre, v. 60, n. 1, p. 17-24, 2005.
- BULLOCK, S.H. **Plant reproduction in neotropical dry forests**. In: Seasonally dry tropical forests. Bullock, S.H.; Mooney, H.A.; Medina, E. (Eds.). 1995. Cambridge, England: Cambridge University Press, 1995. p. 277-303.
- CARPENTIERI, A. **O Portal do Roncador - História de região do Roncador e de Nova Xavantina-MT**. Cuiabá, Brasil: SEC-MT, 2008.
- COLWELL, R. K. **EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples**. Version 8.0, 2008. Disponível em: <(http://www.purl.oclc.org/estimates)> Acesso em: 28 de março de 2009.
- CONNELL, J.H. Diversity in Tropical Rain Forest and Coral Reefs. **Science**, v. 199, p. 1302-1310, 1978.
- FEARNSIDE, P.M. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e conseqüências. **Megadiversidade**, [S.l.], v. 1, n. 1, p. 113-123. 2005.
- FELFILI, J.M. Floristic composition and phytosociology of the gallery forest alongside the Gama stream in Brasília, DF, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 17, p. 1-11, 1994.

FELFILI, M.C.; FELFILI, J.M. Diversidade alfa e beta no cerrado *sensu stricto* da Chapada Pratinha, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 15, n. 2, p. 243-254, 2001.

FELFILI, J.M. **Fragmentos de florestas estacionais do Brasil Central: diagnóstico e proposta de corredores ecológicos**. In: Fragmentação florestal e alternativas de desenvolvimento rural na região Centro-Oeste. Costa, R.B.C. (Org.). 2003. Campo Grande, Brasil: UCDB, 2003. p. 139-160.

FELFILI, J.M.; CARVALHO, F.A. *et al.* **Manual para o monitoramento de parcelas permanentes nos biomas Cerrado e Pantanal**. Brasília, Brasil: Universidade de Brasília, 2005.

GOODLAND, R.J. **Análise ecológica da vegetação do cerrado**. In: Ecologia do Cerrado. Goodland, R.J. (Ed.). 1979. São Paulo, Brasil: USP, 1979. p. 61-171.

GOTELLI, N.J.; ENTSMINGER, G.L. **EcoSim: Null models software for ecology**, Version 7.0., Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear, 2001.

Haidar, R.F. **Fitossociologia, diversidade e sua relação com variáveis ambientais em florestas estacionais do bioma Cerrado no Planalto Central e Nordeste do Brasil**. Brasília: UnB, 2008. 254 f.. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade de Brasília, 2008.

HUBBELL, S.; FOSTER, R. **Commonness and rarity in a neotropical forest: implications for tropical tree conservation**. In: Conservation Biology: the Science of Scarcity and Diversity. Soulé, M. (Org.). 1986. Sunderland, United States of America: Sinauer Assoc. Inc., 1986. p. 205-231.

IVANAUSKAS, N.M.; RODRIGUES, R.R. *et al.* Fitossociologia de um trecho de floresta estacional semidecidual em Itatinga, São Paulo, Brasil. **Scientia Forestalis**, [S.l.], n. 56, p. 83-99, 1999.

IVANAUSKAS, N.M.; RODRIGUES, R.R. *et al.* Fitossociologia de um remanescente de floresta estacional semidecidual em Itatinga-SP, para fins de restauração de áreas degradadas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 26, p. 43-57, 2002.

IVANAUSKAS, N.M.; MONTEIRO, R. *et al.* Composição florística de trechos florestais na borda sul-amazônica. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 34, n. 3, p. 399-413, 2004.

KENT, M.; COKER, P. **Vegetation description and analysis; a practical approach**. London, England: Bealhaven Press, 1992. 363 p.

- KUNZ, S.H.; IVANAUSKAS, N.M. *et al.* Aspectos florísticos e fitossociológicos de um trecho de floresta estacional perenifólia na Fazenda Trairão, Bacia do Rio das Pacas, Querência-MT. **Acta Amazonica**, Manaus, v.38, n. 2, p. 245-254, 2008.
- LUDWING, J.A.; REYNOLDS, J.E. **Statistical ecology - a primer on methods and computing**. New York, United States of America: J. Wiley & Sons, 1988. 337 p.
- MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. London, England: Croom Helm., 1988. 179 p.
- MARIMON, B.S.; FELFILI, J.M. *et al.* Studies in monodominant forests in eastern Mato Grosso, Brazil: I. A forest of *Brosimum rubescens* Taub. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v. 58, n. 1, p. 123-137, 2001a.
- MARIMON, B.S.; FELFILI, J.M. *et al.* Distribuições de circunferências e alturas em três porções da Mata de Galeria do Córrego Bacaba, Nova Xavantina-MT. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 25, n. 3, p. 335-343, 2001b.
- MARIMON, B.S. **Dinâmica de uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. e comparação com uma floresta mista em Nova Xavantina-MT**. Brasília: UnB, 2005. 262 f.. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de Brasília, 2005.
- MARIMON, B.S.; LIMA, E.S. *et al.* Observations on the vegetation of northeastern Mato Grosso, Brazil. IV. An analysis of the Cerrado-Amazonian Forest ecotone. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v. 63 n. 2,3, p. 323-341, 2006.
- MARTINS, F.R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Campinas, Brasil: Editora da UNICAMP, 1991. 246 p.
- MARTINS, M.; ZANZINI, A.C.S. *et al.* Síndromes de dispersão em formações florestais do bioma Cerrado no estado do Tocantins. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 1, p. 807-809, 2007.
- MEIRA NETO, J.A.A.; MARTINS, F.R. *et al.* Influência da cobertura e do solo na composição florística do sub-bosque em uma floresta estacional semidecidual em Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 19, n. 3, p. 473-486, 2005.
- MENDONÇA, R.C.; FELFILI, J.M. *et al.* **Flora vascular do bioma Cerrado: Check list com 12.356 espécies**. In: Cerrado: ecologia e flora. Sano, S.M.; Almeida, S.P.; Ribeiro, J.F. (Eds.). 2008. Brasília, Brasil: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. p. 421-1.181.

MIGUEL, A.; MARIMON, B. S. **Mudanças na composição florística e na biodiversidade de espécies em três áreas da mata de galeria do Córrego Bacaba (Nova Xavantina-MT)**. In: Gestão e educação ambiental: água, biodiversidade e cultura. Santos, J.E. e Galbiati, C. (Eds.). 2008. São Carlos, Brasil: Rima, 2008. p. 93-116.

MOBOT - Missouri Botanical Garden. **W3 Tropicos**. Disponível em: <(http://www.mobot.org/)> Acesso em: 23 de julho de 2009.

NOGUEIRA, E.M.; NELSON, B.W. *et al.* Tree height in Brazil's "arc of deforestation": shorter trees in south and southwest Amazonia imply lower biomass. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 255, p. 2.963-2.972, 2008.

NYBG - The New York Botanical Garden. Disponível em: (http://www.nybg.org/) > Acesso em 23 de julho de 2009.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; RATTER, J.A. A study of the origin of Central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v. 52, n. 2, p. 141-194, 1995.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; MELLO, J.M. *et al.* Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamic within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 131, p. 45-66, 1997.

PAULA, A.; SILVA, A.F. *et al.* Alterações florísticas ocorridas num período de quatorze anos na vegetação arbórea de uma floresta estacional semidecidual em Viçosa-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 26, n. 6, p. 743-749, 2002.

PAULA, A.; SILVA, A.F. *et al.* Sucessão ecológica da vegetação arbórea de uma floresta estacional semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 18, n. 3, p. 407-423, 2004.

PHILIP, M.S. **Measuring trees and forests**. Cambridge, England: University Press, 1994.

PINTO, J.R.R.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Perfil florístico e estrutura da comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 22, n. 1, p. 53-67. 1999.

PINTO, J.R.R.; HAY, J.D.V. 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**, São Paulo, v. 28, n. 3, p. 523-539, 2005.

R DEVELOPMENT CORE TEAM (2009). **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. Disponível em: <(http://www.R-project.org)> Acesso em: 05 de janeiro de 2010.

RATTER, J.A.; RICHARDS, P.W. *et al.* 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**, London, v. 266, p. 449-492, 1973.

RIBAS, R.F.; MEIRA NETO, J.A.A. *et al.* Composição florística de dois trechos em diferentes etapas serais de uma floresta estacional semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, n. 6, p. 821-830, 2003.

RIBEIRO, J.E.L.S.; HOPKINS, M.J.G.; *et al.* **Flora da Reserva Ducke: guia de identificação das plantas vasculares de uma Floresta de Terra-Firme na Amazônia Central**. Manaus, Brasil: DFID/INPA, 1999.

RIBEIRO, J.F.; WALTER, B.M.T. **As principais fitofisionomias do bioma Cerrado**. In: Cerrado: ecologia e flora. Sano, S.M.; Almeida, S.P.; Ribeiro, J.F. (Eds.). 2008. Brasília, Brasil: Embrapa Informação Tecnológica, 2008, p. 151-213.

RICKLEFS, R.E. **A economia da Natureza**. Rio de Janeiro, Brasil: Guanabara Koogan, 2003.

SANTOS, K.; KINOSHITA, L.S. Flora arbustivo-arbórea do fragmento de floresta estacional semidecidual do Ribeirão Cachoeira, município de Campinas, SP. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 17, n. 3, p. 325-341. 2003.

SANTOS SILVA, N.R.; MARTINS, S.V. *et al.* Composição florística e estrutura de uma floresta estacional semidecidual montana em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n. 3, p. 397-405. 2004.

SHEPHERD, G.J. **FITOPAC 1 - Manual do Usuário**. Campinas, Brasil: UNICAMP, 1994. 88 p.

SILVA, A.F.; OLIVEIRA, R.V. *et al.* Composição florística e grupos ecológicos das espécies de um trecho de floresta semidecídua submontana da Fazenda São Geraldo, Viçosa-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, n. 3, p. 311-319. 2003.

SILVA, F.A.M.; ASSAD, E.D. *et al.* **Caracterização Climática do Bioma Cerrado**. In: Cerrado: ecologia e flora. Sano, S.M.; Almeida, S.P.; Ribeiro, J.F. (Eds.). 2008. Brasília, Brasil: Embrapa Informação Tecnológica, 2008, p. 69-88.

- SILVA JÚNIOR, M.C. **100 Árvores do Cerrado: guia de campo**. Brasília, Brasil: Rede de Sementes do Cerrado, 2005, 278 p.
- SWAINE, M.D.; LIEBERMAN, D. *et al.* The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 3, p. 359-366. 1987.
- SWAINE, M.D.; WHITMORE, T.C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, [S.l.], v. 75, p. 81-86. 1988.
- VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. New York, United States of America: Springer Verlag, 1982.
- VELOSO, H.P.; RANGEL-FILHO, A.L.R. *et al.* **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro, Brasil: IBGE, 2001.
- WERNECK, M.S.; FRANCESCHINELLI, E.V. *et al.* 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**, São Paulo, v. 23, n. 4, p. 401-413. 2000.
- YAMAMOTO, L.F.; KINOSHITA, L.S. *et al.* Síndromes de polinização e de dispersão em fragmentos de Floresta Estacional Semidecídua Montana, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 21, n. 3, p. 553-573. 2007.
- ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. New Jersey, United States of America: Prentice Hall, 1999. 663 p.

ARTIGO 2 - MUDANÇAS TEMPORAIS NAS DISTRIBUIÇÕES DE DIÂMETROS E DE ALTURAS DO COMPONENTE LENHOSO EM UMA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL NA TRANSIÇÃO CERRADO-FLORESTA AMAZÔNICA, LESTE DE MATO GROSSO, BRASIL

Mudanças temporais nas distribuições de diâmetros e de alturas do componente lenhoso em uma floresta estacional semidecidual na transição Cerrado-Floresta Amazônica, leste de Mato Grosso, Brasil

Henrique Augusto MEWS¹, Beatriz Schwantes MARIMON², Edmar Almeida de OLIVEIRA³ & Leandro MARACAHIPES⁴

Será submetido à revista Acta Amazonica (Apêndice 1)

RESUMO

Foram analisadas as mudanças temporais nas distribuições de diâmetros e alturas de uma floresta estacional semidecidual (14°49'32" S e 52°06'20" W), na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Nova Xavantina-MT, entre os anos de 2003 e 2008. Foram estabelecidas 60 parcelas permanentes de 10 x 10 m onde todos os indivíduos com diâmetro a altura do peito ≥ 5 cm receberam placas de alumínio numeradas, foram identificados e medidos quanto a altura e o diâmetro. Os intervalos ideais de classe foram calculados e elaborados histogramas. As distribuições de diâmetro da comunidade e das principais espécies não diferiram no período, bem como a distribuição de alturas da comunidade, caracterizando uma situação de manutenção temporal das distribuições. Apesar da ausência de alterações temporais, a comunidade estudada não é estruturalmente estática, pois entre 2003 e 2008 constatou-se redução do número de indivíduos (6%) e uma discrepância dos valores do quociente "q" entre as sucessivas classes diamétricas, determinadas por variações nas condições ambientais ou em resposta aos distúrbios naturais, como a abertura de clareiras. As distribuições diamétricas das principais espécies sugerem que Cheilochlinium cognatum, Tetragastris altissima e Brosimum rubescens manterão ou eventualmente aumentarão suas densidades populacionais, enquanto Amaioua guianensis e Chaetocarpus echinocarpus possivelmente terão suas populações reduzidas no futuro.

PALAVRAS-CHAVE: Distribuição vertical, distribuição horizontal, alterações estruturais, florestas tropicais.

¹ Universidade do Estado de Mato Grosso, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação (PPG-EC), 78690-000, Nova Xavantina-MT. E-mail: henriquemews@gmail.com

² Universidade do Estado de Mato Grosso, docente do PPG-EC. E-mail: biamarimon@hotmail.com

³ Universidade do Estado de Mato Grosso, discente do PPG-EC. E-mail: edmardinei@hotmail.com

⁴ Universidade do Estado de Mato Grosso, discente do PPG-EC. E-mail: lmaracahipes@gmail.com

Temporal changes in height and diameter distributions the in wood species in a semi-deciduous seasonal forest in the Cerrado-Amazon forest transition, East Mato Grosso, Brazil

ABSTRACT

The temporal changes in height and diameter distributions in a semideciduous seasonal forest (14°49'32" S and 52°06'20" W), in the Cerrado-Amazon Forest transition, Nova Xavantina-MT, were analyzed between the years 2003 and 2008. It was established 60 permanent plots of 10 x 10 m in which all individuals with diameter at breast height ≥ 5 cm were tagged with numbered aluminum tags, identified and measured for height and diameter. The optimal class intervals were calculated and then the histograms were constructed. The diameter distributions of the community and the main species did not differ over the period, as well as the community height distribution, characterizing a situation of temporal maintenance of the distributions. Even though the absence of temporal changes, the community studied is not structurally static since between 2003 and 2008 it was noted a reduction in the number of individuals (6%) and a discrepancy in the "q" quotient values between the successive diameter classes, determined by variations in the environmental conditions or in response to natural disturbances, such as gaps opening. The diameter distributions of the main species suggest that Cheilochlinium cognatum, Tetragastris altissima and Brosimum rubescens will maintain or eventually increase their population densities, whereas Amaioua guianensis and Chaetocarpus echinocarpus possibly will have their populations reduced in the future.

KEY WORDS: *Vertical distribution, horizontal distribution, structural changes, tropical forests.*

INTRODUÇÃO

Muitos estudos são conduzidos em florestas tropicais e, de forma geral, a maioria é enfocada nas florestas úmidas, com menor atenção às sazonalmente secas (Mooney *et al.*, 1995). No Brasil, dentre os poucos estudos desenvolvidos em florestas secas, vários têm considerado a distribuição de diâmetros e alturas das árvores em suas análises estruturais (Oliveira-Filho *et al.*, 1994; Marimon & Felfili, 2000; Andrade & Rodal, 2004; Paula *et al.*, 2004; Haidar, 2008).

Nos ecossistemas tropicais, a medição dos diâmetros dos troncos permite uma estimativa da idade das árvores e da estrutura de tamanho das populações, a partir das quais é possível realizar previsões sobre a produção dos recursos florestais (Harper, 1977). Além disso, pode auxiliar no processo de compreensão da sucessão ecológica (Paula *et al.*, 2004) e organização do componente arbóreo de uma floresta (Marimon & Felfili, 2000).

A medição dos diâmetros e alturas das árvores pode retratar os acontecimentos pelos quais uma determinada floresta passou, além de permitir inferências sobre o seu futuro (Felfili & Silva Júnior, 1988; Silva Júnior & Silva, 1988; Scolforo *et al.*, 1998). De acordo com Schiavini *et al.* (2001), as perturbações sofridas ficam impressas na estrutura das populações e, conseqüentemente, são refletidas na distribuição de diâmetros e alturas da comunidade. Assim, este parâmetro é considerado relevante na compreensão da dinâmica florestal (Felfili, 1997).

Nas frágeis e ameaçadas florestas estacionais do leste do estado de Mato Grosso, na área de contato entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica, poucos estudos têm sido conduzidos (Marimon *et al.*, 2001a, b). Além disso, nesta região os estudos estão relacionados aos aspectos florísticos e estruturais das comunidades (Ratter *et al.*, 1973; Ivanauskas *et al.*, 2004; Marimon *et al.*, 2006) e à ecologia do fogo (Balch *et al.*, 2008), destacando a escassez de estudos que avaliaram a distribuição de diâmetros e alturas, especialmente os que consideraram as alterações temporais em tais parâmetros. É importante salientar que tais florestas estão localizadas na região conhecida como o “arco do desmatamento” (Fearnside, 2005; Nogueira *et al.*, 2008) e estão sendo drasticamente reduzidas pelo avanço da ocupação antrópica, sendo atualmente os tipos florestais mais ameaçados do estado (Alencar *et al.*, 2004).

Nesse sentido, o objetivo deste estudo foi caracterizar a distribuição dos diâmetros e das alturas da comunidade lenhosa e dos diâmetros das principais espécies (considerando as cinco primeiras em valor de importância - VI com $N \geq 20$ indivíduos), avaliando as alterações ocorridas nestas distribuições em um período de cinco anos (2003-2008). Tomou-se como premissa a teoria da estabilidade estrutural das comunidades, que enuncia que florestas tropicais preservadas tendem a apresentar uma estrutura razoavelmente balanceada ao longo do tempo (Swaine *et al.*, 1987).

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado em uma floresta estacional semidecidual localizada na Fazenda Vera Cruz, Retiro Pau Brasil, situada a 14°49'32'' S e 52°06'20'' W a uma altitude de 250 m. O trecho de floresta selecionado para o estudo é bem preservado, não apresenta vestígios de extração de madeira ou entrada de fogo e compreende parte da reserva legal da fazenda, que ao todo ocupa uma área contínua de 5.000 hectares (Marimon, 2005).

O clima predominante na região é do tipo tropical continental úmido e sempre quente (*Aw* de Köppen), com uma estação seca e uma chuvosa bem definidas, inverno seco e chuvas máximas de verão (Silva *et al.*, 2008), com precipitação média anual de 1.500 mm (Marimon *et al.*, 2001a). O solo da área estudada é do tipo Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico, com textura média, bem drenado, relevo plano, elevada acidez, elevados níveis de Al trocável, baixos níveis de Ca e Mg, níveis intermediários de K e elevada concentração de Fe e cascalho (Marimon *et al.*, 2001b; Marimon, 2005).

A cobertura vegetal da região do Médio Araguaia mato-grossense se caracteriza pela ocorrência de florestas de transição da pré-Amazônia (Ratter *et al.*, 1973; Ivanauskas *et al.*, 2004; Marimon *et al.*, 2006), com elevada ocorrência de espécies tipicamente amazônicas (Veloso *et al.*, 2001). A área estudada é circundada por um mosaico de formações florestais, entre as quais se destacam uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. (Marimon *et al.*, 2001b; Marimon, 2005) e uma floresta de galeria pantanosa (Felfili *et al.*, 1998).

Para a execução deste estudo foram estabelecidas 60 parcelas permanentes de 10 x 10 m onde foram amostrados todos os indivíduos vivos e mortos em pé que apresentaram diâmetro a 1,3 m de altura do solo (DAP) \geq 5 cm. Na ocasião do primeiro inventário, em 2003, todos os indivíduos receberam placas de alumínio numeradas, foram identificados e tiveram a altura total e o DAP medidos (Marimon, 2005). Em 2008 as parcelas foram reavaliadas, os indivíduos foram remedidos e os recrutas (indivíduos que atingiram o critério mínimo de inclusão) foram incluídos. Os indivíduos que apresentavam ramificações desde a base tiveram todos os ramos medidos e os DAP's determinados através da raiz quadrada da soma quadrática dos valores de DAP (Scolforo, 1993).

Foram calculadas, para ambos os inventários, as distribuições de diâmetros da comunidade e das principais espécies (considerando aquelas com mais de 20 indivíduos

amostrados: *Cheilochlinium cognatum* (Miers) A.C. Sm. – Celastraceae; *Amaioua guianensis* Aubl. – Rubiaceae; *Tetragastris altissima* (Aubl.) Swart – Burseraceae; *Chaetocarpus echinocarpus* (Baill.) Ducke – Peraceae e *Brosimum rubescens* Taub. - Moraceae), com relação ao número de indivíduos e à área basal, além da distribuição de alturas da comunidade. A separação do espaço vertical da floresta em estratos inferior (espécies suprimidas), intermediário (co-dominantes) e superior (dominantes) foi baseada na classificação proposta por Felfili (1994).

Os intervalos ideais de classes foram determinados a partir de Bonini & Bonini (1972), por meio da fórmula: A/K , onde A representa a amplitude dos valores de diâmetro e K representa uma constante definida pelo algoritmo de Sturges, cuja fórmula é: $1+3,3 \times \log_{10}n$, onde n é o número total de indivíduos amostrados. Para avaliar se houve diferença nas distribuições de diâmetros e de alturas entre 2003 e 2008 foi aplicado o teste de Kolmogorov-Smirnov (KS) (Siegel & Castellan-Júnior, 1988). Para verificar a existência de associação entre a mortalidade (número de indivíduos e área basal morta) e as classes diamétricas foi aplicada correlação de Spearman (Zar, 1999). O cálculos foram realizados por meio do programa BioEstat 5.0 (Ayres *et al.*, 2007).

O quociente “q” de Liocourt foi utilizado para avaliar o recrutamento e o balanceamento das distribuições dos diâmetros da comunidade e das principais espécies nos dois inventários, conforme adotado por Carvalho & Nascimento (2009). Este parâmetro é um modelo baseado em uma progressão geométrica que estabelece que a razão entre o número de indivíduos em sucessivas classes de diâmetro seria constante em florestas naturais balanceadas, pois nessas florestas, o recrutamento seria compensado pela mortalidade (Leak, 1964).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

DISTRIBUIÇÃO DE DIÂMETROS DA COMUNIDADE

A distribuição de diâmetros da comunidade, em ambos os inventários (2003 e 2008), apresentou poucos indivíduos de grande porte e muitos indivíduos menores (cerca de 60% na primeira classe), seguindo o padrão de J-reverso, típico de florestas tropicais inequianas e heterogêneas (Oliveira-Filho *et al.*, 1994) (Figura 1). Este padrão de distribuição sugere que a comunidade é constituída por muitos indivíduos de pequeno porte (Harper, 1977) ou em fase inicial de estabelecimento (Silva Júnior &

Silva, 1988), apontando um grande potencial de autorregeneração (Assunção & Felfili, 2004) e um recrutamento contínuo.

A distribuição da área basal nas diferentes classes de diâmetros apresentou um padrão semelhante a do número de indivíduos, com os maiores valores registrados nas classes iniciais em ambos os inventários (Figura 1). Certamente este padrão está relacionado ao elevado número de indivíduos jovens ou de pequeno porte, principalmente de *Cheiloclinium cognatum*, que somados superam a área basal dos indivíduos das classes maiores.

A distribuição diamétrica apresentou classes ininterruptas e com números similares de indivíduos em ambos os inventários, resultando em pequenas mudanças na densidade de cada classe (Figura 1). A ausência de classes vazias constitui um padrão típico de florestas bem preservadas, pois sugere uma comunidade com grande produção de sementes, altas taxas de germinação e taxa de mortalidade decrescente nas idades mais avançadas (Silva Júnior & Silva, 1988). Tal condição indica ainda que o ciclo de vida das espécies está se completando (Felfili & Silva Júnior, 1988), fato geralmente relacionado com a ausência de perturbações ambientais, como é o caso da floresta estudada (Marimon, 2005).

A distribuição de diâmetros da comunidade não diferiu no período de cinco anos, tanto para o número de indivíduos (KS, $\chi^2=0,8432$, $p>0,05$) quanto para a área basal (KS, $\chi^2=0,0336$, $p>0,05$), apesar do número total de indivíduos da comunidade (684 em 2003 e 643 em 2008) ter sofrido uma redução de 6% entre os inventários. A ausência de alterações temporais na distribuição diamétrica demonstra que a floresta manteve o mesmo padrão de distribuição registrado no primeiro inventário. No entanto, este fato não deve ser interpretado como uma condição de estabilidade ou de estagnação estrutural da comunidade, pois a estrutura da floresta não é estática, sendo determinada por variações nas condições ambientais e/ou em resposta aos distúrbios naturais (Pinto & Hay, 2005), como a abertura de clareiras resultante da queda de árvores (Pinto & Oliveira-Filho, 1999; Marimon & Felfili, 2006). No presente estudo, a redução no número de indivíduos entre os inventários pode ser um indicativo destas condições.

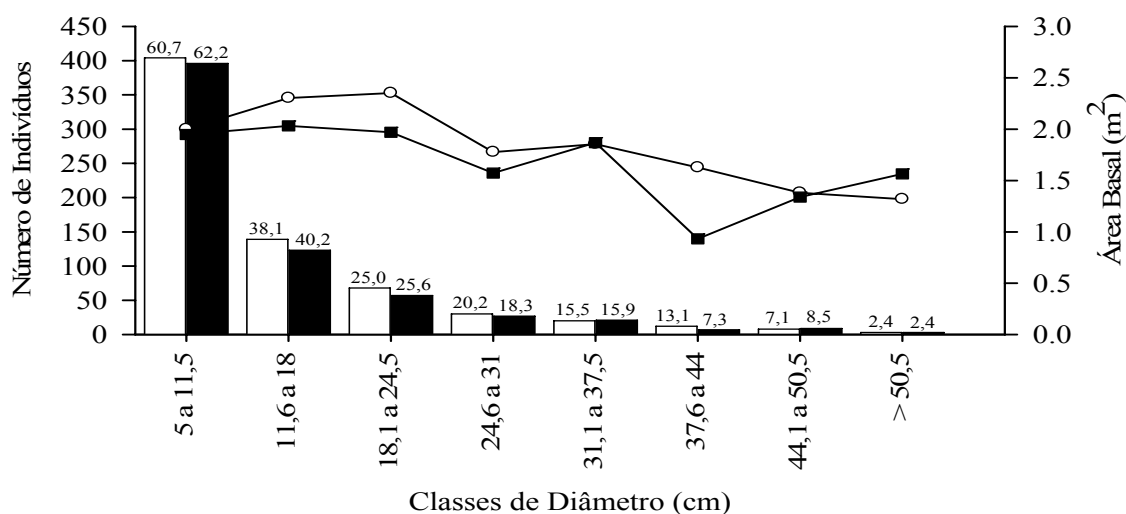


Figura 1 - Distribuição diamétrica dos indivíduos vivos da comunidade lenhosa da floresta estacional semidecidual amostrada em Nova Xavantina-MT em 2003 (Marimon, 2005) e em 2008, considerando o número de indivíduos (\square = 2003 e \blacksquare = 2008) e a área basal ($-o-$ = 2003 e $-■-$ = 2008). Valores sobre as barras representam a porcentagem de espécies.

Outro resultado que confirma que a comunidade estudada não é estruturalmente estática é o fato de os valores do quociente “q” terem variado entre as sucessivas classes diamétricas (Tabela 1), apontando um desbalanceamento das distribuições de ambos os inventários e corroborando a descrição de Harper (1977) para florestas tropicais heterogêneas. No entanto, a pequena discrepância entre os valores do quociente “q” nas menores classes sugere uma tendência de constância ou de balanceamento (Felfili & Silva Júnior, 1988; Felfili, 1997; Marimon *et al.*, 2001a; Ivanauskas *et al.*, 2004), enquanto a evidente variação nos valores deste parâmetro nas maiores classes pode ser atribuída, principalmente, ao reduzido número de indivíduos de grande porte (Leak, 1964). O valor de “q₁” foi menor que o valor médio de “q” nos dois inventários, enquanto os valores de “q₂” e “q₃” foram mais próximos ao valor médio (Tabela 1), sugerindo um elevado recrutamento e uma regeneração natural satisfatória para a floresta estudada, como observaram Carvalho & Nascimento (2009) em um remanescente de Floresta Atlântica submontana.

Tabela 1 - Quociente “q” calculado para a comunidade e para as principais espécies da floresta estacional semidecidual amostrada em Nova Xavantina-MT em 2003 (T1) (Marimon, 2005) e em 2008 (T2). q_m = valor médio do quociente “q”. CO = Comunidade, Cc = *Cheilochinium cognatum*, Ag = *Amaioua guianensis*, Ta = *Tetragastris altissima*, Ce = *Chaetocarpus echinocarpus* e Br = *Brosimum rubescens*.

Classes de DAP (cm)			CO	Cc	Ag	Ta	Ce	Br
11,6 a 18 / 5 a 11,5	q ₁	T1	0,34	0,90	1,69	0,60	0,75	0,20
		T2	0,31	1,10	1,46	0,75	0,40	0,21
18,1 a 24,5 / 11,6 a 18	q ₂	T1	0,48	0,72	0,63	1,66	1,66	1,00
		T2	0,46	0,63	0,63	1,50	2,50	0,66
24,6 a 31 / 18,1 a 24,5	q ₃	T1	0,44	0,95	0,78	0,30	1,00	0,66
		T2	0,47	0,81	0,91	0,11	1,00	1,50
31,1 a 37,5 / 24,6 a 31	q ₄	T1	0,66	0,30	0,81	2,66	1,40	0,50
		T2	0,77	0,41	0,63	8,00	1,20	0,00
37,6 a 44 / 31,1 a 37,5	q ₅	T1	0,60	1,83	0,55	0,25	0,42	2,00
		T2	0,33	0,85	0,57	0,25	0,66	0,00
44,1 a 50,5 / 37,6 a 44	q ₆	T1	0,66	0,27	0,40	-	-	-
		T2	1,28	0,50	0,50	-	-	-
> 50,5 / 44,1 a 50,5	q ₇	T1	0,37	0,66	-	-	-	-
		T2	0,33	0,66	-	-	-	-
-	q _m	T1	0,51	0,80	0,81	1,09	1,04	0,87
		T2	0,56	0,71	0,78	2,12	1,15	0,47

O número de indivíduos mortos em pé aumentou de 33 no primeiro inventário para 95 no segundo (Figura 2). A mortalidade de indivíduos apresentou correlação negativa com as classes diamétricas ($r^2 = -0,939$; $p = 0,0005$), sendo mais elevada nas classes iniciais e diminuindo com o aumento do diâmetro. Este padrão também foi constatado por Oliveira-Filho *et al.* (1994), Marimon & Felfili (2000) e Pinto (2002) em florestas semidecidual em Minas Gerais, monodominante em Mato Grosso e de Vale em Mato Grosso, respectivamente. Os referidos autores relacionaram tal fato à maior suscetibilidade de indivíduos de menor porte aos efeitos da competição, uma vez que a densidade diminui conforme aumenta o diâmetro. Outro fator que pode ter contribuído para a elevada mortalidade de indivíduos de menor porte é o maior sombreamento a que estes estão sujeitos, como também observaram Oliveira-Filho *et al.* (1997) e Pinto (2002).

A distribuição da área basal morta não apresentou correlação com as classes diamétricas ($r^2 = -0,428$; $p = 0,289$), visto que esta foi mais elevada nas primeiras e nas últimas classes. Neste caso, o elevado número de indivíduos jovens ou de pequeno porte

que morreu entre os inventários incrementou a área basal morta nas classes iniciais, enquanto nas maiores classes a área basal morta está relacionada à elevada biomassa de alguns poucos indivíduos de grande porte que morreram entre 2003 e 2008.

Diferentemente do que foi registrado para os indivíduos mortos, o número e a área basal dos indivíduos vivos praticamente não sofreram alteração entre os dois inventários (Figura 1). Neste caso, os mortos registrados no segundo inventário (Figura 2) são representados por recrutas que ingressaram nas três primeiras classes, reforçando o aspecto da maior vulnerabilidade dos indivíduos jovens.

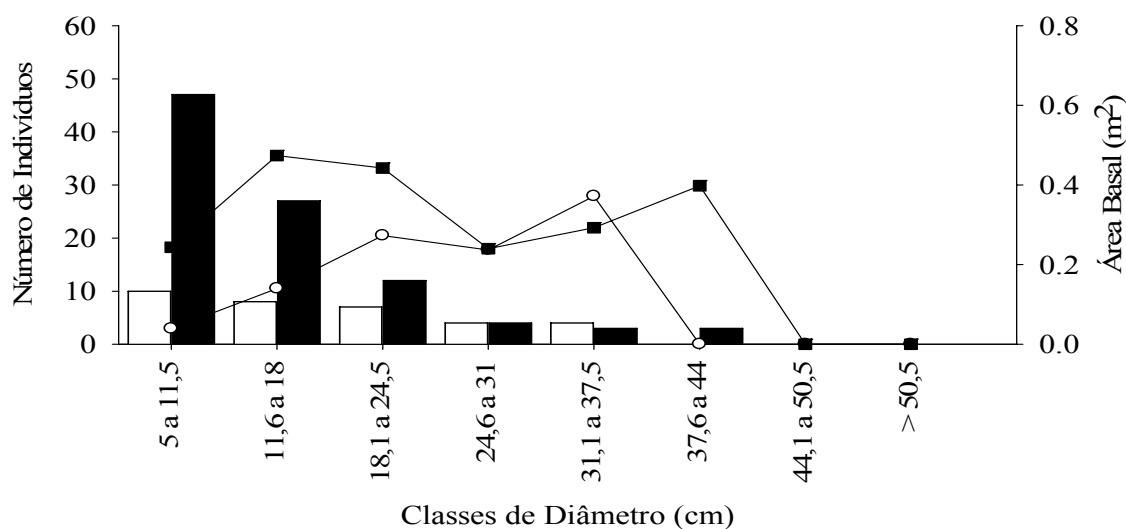


Figura 2 - Distribuição diamétrica dos indivíduos mortos da comunidade lenhosa da floresta estacional semidecidual amostrada em Nova Xavantina-MT em 2003 (Marimon, 2005) e em 2008, considerando o número de indivíduos (\square = 2003 e \blacksquare = 2008) e a área basal ($-\circ-$ = 2003 e $-■-$ = 2008).

DISTRIBUIÇÃO DE DIÂMETROS PARA AS PRINCIPAIS ESPÉCIES

As cinco espécies aqui estudadas apresentaram distribuições de diâmetros distintas e em nenhuma o padrão de J-reverso foi constatado (Figura 3). Considerando as distribuições diamétricas em termos do número de indivíduos, as espécies corroboraram o padrão descrito por Oliveira-Filho *et al.* (1994) e Carvalho *et al.* (1995) para uma floresta estacional montana e uma floresta ripária, respectivamente. De acordo com os referidos autores, são esperadas distribuições diamétricas particulares a cada espécie, provavelmente como reflexo das diferentes estratégias de cada uma em resposta à dinâmica dos estratos de uma formação florestal.

Cheiloclinium cognatum apresentou, nos dois inventários, um elevado número de indivíduos nas duas primeiras classes com queda gradativa nas classes seguintes

(Figura 3A), sendo que as distribuições diamétricas não diferiram no período (KS, $\chi^2=0,4830$, $p>0,05$). A área basal foi maior nas maiores classes e não diferiu entre os inventários (KS, $\chi^2=0,0078$, $p>0,05$). Neste caso, as distribuições podem estar relacionadas à sua estratégia de vida, pois as espécies climáticas tolerantes à sombra, como é o caso de *C. cognatum* (Artigo 1), completam o seu ciclo de vida no sub-dossel da floresta e por tal motivo a maioria dos indivíduos pode apresentar um pequeno porte (Carvalho *et al.*, 1995). De acordo com Scolforo *et al.* (1998), a potencialidade genética de uma espécie em apresentar pequeno porte pode resultar em um acúmulo de indivíduos nas menores classes, como parece ser o caso de *C. cognatum* no presente estudo.

A espécie *Amaioua guianensis* apresentou uma distribuição diamétrica com o maior número de indivíduos na segunda classe, entre 8,6 e 12 cm de diâmetro (Figura 3B), com um baixo recrutamento no período (poucos indivíduos na primeira classe) que sugere problemas com a regeneração natural da espécie. As distribuições diamétricas dos indivíduos (KS, $\chi^2=0,0581$, $p>0,05$) e da área basal (KS, $\chi^2=0,0021$, $p>0,05$) não diferiram entre os inventários. Marimon (2005) relacionou este padrão a uma população madura e desbalanceada, onde o recrutamento não compensou a mortalidade durante certo período. Knight (1975) também observou que espécies com menos indivíduos na primeira classe em comparação com a segunda estariam apresentando problemas de regeneração em comparação a períodos passados. Em longo prazo, se o padrão de distribuição observado for mantido, a permanência da referida espécie na floresta pode ser comprometida, pois poucos são os indivíduos jovens que irão repor os senis, como observaram Carvalho & Nascimento (2009).

A distribuição de *Tetragastris altissima*, em ambos os inventários, caracterizou-se principalmente pela alternância de classes representadas por um elevado e por um reduzido número de indivíduos, sem grandes alterações nas densidades das classes no período (Figura 3C) e não diferindo entre 2003 e 2008 (KS, $\chi^2=0,1033$, $p>0,05$). A área basal também apresentou um padrão de distribuição bastante semelhante, sem alterações entre os inventários (KS, $\chi^2=0,0115$, $p>0,05$). De acordo com Marimon (2005), o fato de a distribuição ter apresentado picos irregulares em algumas classes pode indicar que algum distúrbio passado afetou os indivíduos das classes anteriores. No entanto, Bongers *et al.* (1988) e Oliveira-Filho *et al.* (1994) afirmaram que uma distribuição com picos irregulares entre as classes indicaria que esta espécie apresenta boa reprodução,

mas recrutamento descontínuo. Na floresta estudada, *T. altissima* apresenta concentração sazonal de sementes, com curtos períodos de dispersão (Marimon & Felfili, 2006), podendo resultar em recrutamento episódico de indivíduos (Clark & Clark, 1987). A regularidade com que o número de indivíduos variou nas sucessivas classes sugere que o padrão de recrutamento supracitado é inerente à espécie e ocorre em resposta às suas características reprodutivas.

Em ambos os inventários a distribuição diamétrica de *Chaetocarpus echinocarpus* apresentou elevada densidade nas classes intermediárias (Figura 3D), sugerindo que a espécie em questão apresentou elevado número de indivíduos jovens no passado, provavelmente em função da abertura de clareiras, como observado por Felfili & Silva Júnior (1988). Entretanto, as distribuições de indivíduos em classes de diâmetro não diferiram no período de cinco anos (KS, $\chi^2=0$, $p>0,05$). É possível que a proporção de indivíduos jovens de *C. echinocarpus* em ambos os inventários tenha sido menor em comparação com períodos anteriores em resposta à redução da incidência de luz no sub-dossel, já que esta se trata de uma espécie clímax exigente de luz (Artigo 1), resultando em um menor estabelecimento de indivíduos em relação ao passado. Como reflexo da redução de indivíduos jovens, a área basal foi maior nas maiores classes diamétricas, porém não diferindo entre 2003 e 2008 (KS, $\chi^2=0,0077$, $p>0,05$).

A distribuição de diâmetros de *Brosimum rubescens* caracterizou-se por apresentar muitos indivíduos na primeira classe e um declínio acentuado nas classes subsequentes (Figura 3E), mantendo-se entre os anos de 2003 e 2008 (KS, $\chi^2=0,1160$, $p>0,05$). Este padrão pode ser reflexo da produção maciça de sementes de *B. rubescens* nos períodos desfavoráveis para a maioria das espécies, acarretando na formação de um abundante banco de plântulas que são capazes de sobreviver no sub-dossel até encontrarem condições favoráveis de luminosidade para continuar seu crescimento (Marimon & Felfili, 2000, 2006; Marimon *et al.*, 2008). Considerando se tratar de uma espécie clímax exigente de luz (Marimon *et al.*, 2008), em tais condições *B. rubescens* pode apresentar um recrutamento episódico, ou seja, relacionado a episódios de abertura de clareiras (Marimon & Felfili, 2000). Tais características inerentes à espécie e associadas à sua estratégia de vida garantiram uma grande concentração de indivíduos jovens, que incrementaram a primeira classe diamétrica no presente estudo. No entanto, a área basal da referida espécie foi mais elevada nas maiores classes, não diferindo entre

2003 e 2008 (KS, $\chi^2=0,0222$, $p>0,05$) e evidenciando o grande acúmulo de biomassa nos indivíduos de maior porte.

Ao contrário da distribuição de diâmetros observada no presente estudo, Marimon *et al.* (2001b; 2008) registraram padrão tipicamente unimodal para *B. rubescens* em uma floresta monodominante, relacionando tal fato a redução da incidência de luz pelo fechamento do dossel, com conseqüente redução de indivíduos jovens. Tais resultados reforçam a ideia de que *B. rubescens* apresenta recrutamento episódico de indivíduos e indicam que a floresta estudada apresenta dossel irregular e com a presença de clareiras, onde indivíduos jovens de *B. rubescens* ainda estão se estabelecendo e crescendo.

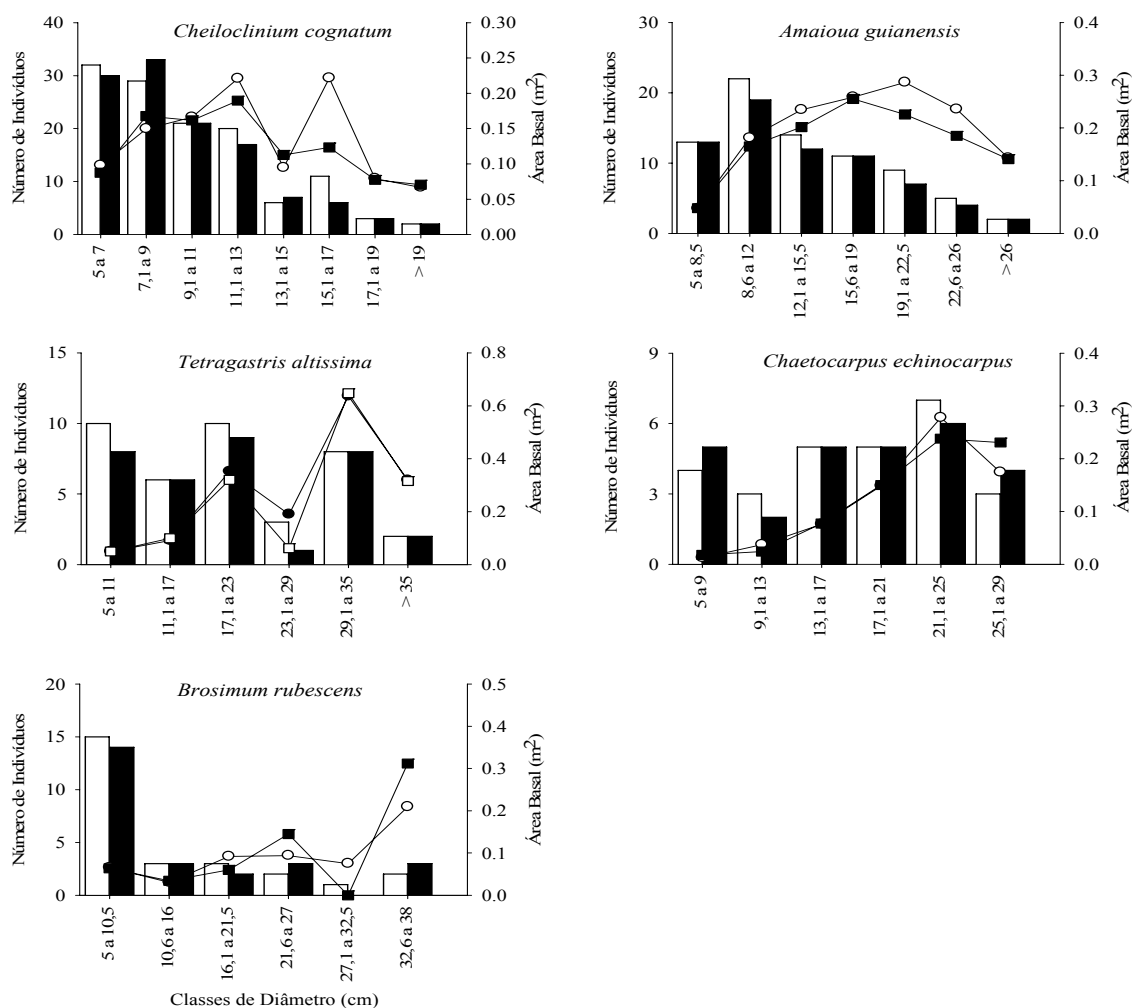


Figura 3 - Distribuição diamétrica das principais espécies lenhosas em uma floresta estacional semidecidual, Nova Xavantina-MT, entre 2003 (Marimon, 2005) e 2008, considerando o número de indivíduos (\square = 2003 e \blacksquare = 2008) e área basal ($-o-$ = 2003 e $-■-$ = 2008).

Os valores do quociente “q” das cinco espécies analisadas se apresentaram bastante discrepantes entre as sucessivas classes nos dois inventários, com variações mais acentuadas em *Cheilochlinium cognatum*, *Tetragastris altissima* e *Brosimum rubescens* (Tabela 1). *T. altissima*, *Chaetocarpus echinocarpus* e *B. rubescens* apresentaram o valor de “q₁” menor que o valor médio (q_m). Os valores de “q₂” a “q₄” próximos ao q_m foram observados em *C. cognatum*, *Amaioua guianensis* e *C. echinocarpus* (Tabela 1).

Apesar de não apresentarem alterações significativas nas distribuições de diâmetro entre os dois inventários, as variações nos valores do quociente “q” das principais espécies (Tabela 1) indicam taxas de recrutamento e mortalidade variáveis, refletindo as diferentes estratégias de vida entre essas espécies e o sucesso diferenciado em se estabelecer na comunidade. Assim, a manutenção da estrutura das populações dependerá, entre outros fatores, do sucesso da regeneração natural das mesmas (Marimon, 2005). De modo geral, os resultados apontam populações desbalanceadas, sugerindo possíveis alterações nos níveis de densidade no futuro. *C. cognatum*, *T. altissima* e *B. rubescens* apresentaram distribuições que sugerem uma condição de manutenção ou, possivelmente, de aumento das densidades populacionais, enquanto *A. guianensis* e *C. echinocarpus* provavelmente terão no futuro suas populações reduzidas na floresta estudada.

As mudanças nas estruturas diamétricas das principais espécies evidenciaram o potencial de *Cheilochlinium cognatum*, *Tetragastris altissima* e *Brosimum rubescens* para serem usadas na restauração de áreas de florestas estacionais semideciduais alteradas. Estas espécies mantiveram um elevado número de indivíduos jovens durante todo período, o que pode estar relacionado com uma boa taxa de germinação, bom estabelecimento das plantas jovens e com a elevada taxa de sobrevivência, características desejáveis para espécies a serem indicadas para recuperação de áreas degradadas.

DISTRIBUIÇÃO DE ALTURAS NA COMUNIDADE

As alturas da comunidade, considerando os dois inventários, variaram entre 1,7 e 28 m e a maioria dos indivíduos ficou situada nas classes intermediárias (limite de 15,5 m) (Figura 4A), caracterizando um padrão de distribuição unimodal. A distribuição de alturas da comunidade corroborou o padrão apontado por Pinto & Oliveira-Filho (1999)

e Marimon *et al.* (2001a) como natural e típico de florestas tropicais heterogêneas que estão se autorregenerando. Na floresta estudada, a abertura de clareiras no dossel pode ter sido um fator determinante para a grande concentração de indivíduos nas classes intermediárias, como verificado por Pinto & Oliveira-Filho (1999) e Marimon *et al.* (2008). Neste contexto, os resultados sugerem que muitas clareiras foram abertas em um passado recente, pela queda total ou parcial de árvores mortas, resultando em grande concentração de indivíduos nas classes intermediárias no presente.

O espaço vertical da floresta estudada foi separado em três estratos distintos, caracterizando uma distribuição irregular (Figuras 4A e 4B). O estrato inferior foi formado por espécies com alturas até 8 m, compondo o sub-bosque (espécies suprimidas), o estrato intermediário foi formado por espécies com alturas entre 8,1 e 12 m, compondo o sub-dossel (co-dominantes) e o estrato superior, representado por espécies com alturas entre 12,1 e 18 m, compôs o dossel da floresta estudada (dominantes). Os indivíduos com alturas superiores a 18 m compuseram o grupo dos emergentes (Figura 4B). O padrão de distribuição de alturas observado no presente estudo permite inferir que a comunidade apresenta indivíduos, independentemente da espécie, ocupando de forma diferenciada o espaço vertical em função da forma de vida e/ou do grupo ecológico que pertençam tais espécies, como destacado por Pinto & Hay (2005).

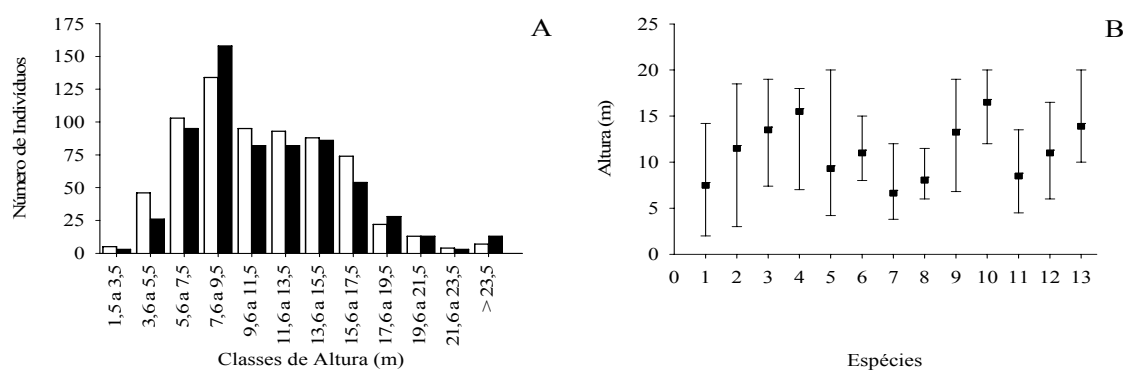


Figura 4 - Distribuição das alturas da comunidade lenhosa (□ = 2003 e ■ = 2008) (A) e alturas mínimas, medianas e máximas das espécies com $N > 10$ (B) da floresta estacional semidecidual amostrada em Nova Xavantina-MT. Espécies em ordem decrescente de VI, sendo: 1- *Cheilochlinium cognatum*, 2- *Amaioua guianensis*, 3- *Tetragastris altissima*, 4- *Chaetocarpus echinocarpus*, 5- *Brosimum rubescens*, 6- *Mabea fistulifera* Mart., 7- *Mouriri apiranga* Spruce ex Triana, 8- *Protium pilosissimum* Engl., 9- *Ephedranthus parviflorus* S. Moore, 10- *Heteropterys eglandulosa* A. Juss., 11- *Inga heterophylla* Willd., 12- *Nectandra hihua* (Ruiz & Pav.) Rohwer e 13- *Arrabidaea candicans* (Rich.) DC..

A redução de 6% no número total de indivíduos da comunidade entre 2003 e 2008 foi refletida nos estratos inferior e superior, com percentuais de perda em torno de 11% para ambos. Neste caso, a redução da densidade de indivíduos do estrato inferior da floresta reforça novamente a maior vulnerabilidade e consequente mortalidade dos indivíduos de menor porte, enquanto a redução em densidade do estrato superior pode estar relacionada à mortalidade de indivíduos de maior porte, que estão mais senis (Braga & Rezende, 2007) e com o seu ciclo de vida sendo encerrado. O estrato intermediário manteve o mesmo número de indivíduos no período e o grupo dos emergentes aumentou em aproximadamente 23%. Apesar disso, a distribuição de alturas não diferiu entre os inventários (KS, $\chi^2=1,3831$, $p>0,05$) e as mudanças na densidade de cada classe foram pequenas (Figura 4A).

Tal como verificado com os diâmetros, a manutenção da distribuição das alturas da comunidade no período estudado indica uma floresta autossustentável, com pequenas alterações ocorrendo de forma muito lenta. Ressalta-se a necessidade de constante monitoramento da floresta no sentido de fornecer informações que aumentem o entendimento da dinâmica e contribuam para ações de conservação, manejo e restauração de áreas que tenham sido degradadas.

CONCLUSÕES

As distribuições dos diâmetros da comunidade e das principais espécies, considerando tanto os indivíduos como a área basal, não diferiram entre os anos inventariados, bem como a distribuição de alturas da comunidade, caracterizando uma situação de manutenção temporal das distribuições e indicando uma razoável estabilidade estrutural para a floresta estudada. Neste caso, o processo de formação e regeneração de clareiras parece ser o principal mecanismo de manutenção e reposição estrutural da floresta estudada. Apesar disso, a comunidade estudada não é estruturalmente estática, pois mudanças estão ocorrendo lenta e continuamente ao longo do tempo, possivelmente em resposta às variações nas condições ambientais ou aos distúrbios naturais, como a abertura de clareiras.

As distribuições diamétricas das principais espécies sugerem que *Cheiloclinium cognatum*, *Tetragastris altissima* e *Brosimum rubescens* manterão ou eventualmente terão suas densidades populacionais aumentadas, enquanto *Amaioua guianensis* e

Chaetocarpus echinocarpus possivelmente sofrerão redução em densidade em suas populações no futuro, caso os padrões observados sejam mantidos.

AGRADECIMENTOS

Ao Sr. Jairo Machado por autorizar a execução deste estudo na Fazenda Vera Cruz. Aos Professores Dr. Eddie Lenza, Dr. Fernando Pedroni e Dr. José Roberto Rodrigues Pinto pela leitura crítica do manuscrito. Aos biólogos Pábio H. Porto e Claudinei O. Santos pela ajuda no campo. À CAPES pela concessão da bolsa de estudo ao primeiro autor.

BIBLIOGRAFIA CITADA

- Alencar, A.; Nepstad, D.; McGrath, D.; Moutinho, P.; Pacheco, P.; Diaz, M.C.V.; Soares Filho, B. 2004. *Desmatamento na Amazônia: indo além da “emergência crônica”*. IPAM, Belém, PA, Brasil. 85pp.
- Andrade, K.V.S.A.; Rodal, M.J.N. 2004. Fisionomia e estrutura de um remanescente de floresta estacional semidecidual de terras baixas no nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, 27(3): 463-474.
- Assunção, S.L.; Felfili, J.M. 2004. Fitossociologia de um fragmento de cerrado *sensu stricto* na APA do Paranoá, DF, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 18(4): 903-909.
- Ayres, M.; Ayres Jr. M.; Ayres, D.L.; Santos, A.A.S. 2007 *BioEstat 5.0: Aplicações estatísticas na área das ciências bio-médicas*. Sociedade Civil de Mamirauá, Belém, PA, Brasil. 364pp.
- Balch, J.K.; Nepstad, D.C.; Brando, P.M.; Curran, L.M.; Portela, O.; Carvalho Jr., O.; Lefebvre, P. 2008. Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. *Global Changes Biology*, 14: 1-12.
- Bongers, F.; Popma, J.; Meave Del Castillo, J.; Carabias, J. 1988. Structure and floristic composition of the lowland rain forest of Los Tuxtlas, México. *Vegetatio*, 74: 55-80.
- Bonini, E.E.; Bonini, S.E. 1972. *Estatística teórica e exercícios*. Editora Loyola, São Paulo, SP, Brasil.
- 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.

- Carvalho, D.A.; Vilela, E.A.; Oliveira-Filho, A.T.; Gavilanes, M.L. 1995. Estrutura diamétrica e vertical de uma floresta ripária no alto Rio Grande (Bom Sucesso - estado de Minas Gerais). *Revista Árvore*, 19(4): 572-586.
- Carvalho, F.A.; Nascimento, M.T. 2009. Estrutura diamétrica da comunidade e das principais populações arbóreas de um remanescente de floresta atlântica submontana (Silva Jardim-RJ, Brasil). *Revista Árvore*, 33(2): 327-337.
- Clark, D.A.; Clark, D.B. 1987. Análisis de la regeneración de árboles del dosel em bosque muy húmedo tropical: aspectos teóricos y prácticos. *Revista de Biología Tropical*, 35(supl. 1): 41-54.
- Fearnside, P.M. 2005. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e conseqüências. *Megadiversidade*, 1(1): 113-123.
- 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(1-2): 85-104.
- Felfili, J.M. 1994. Floristic composition and phytosociology of the gallery forest alongside the Gama stream in Brasília, DF, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, 17: 1-11.
- Felfili, J.M. 1997. Diameter and height distributions in a gallery forest tree community and some of its main species in central Brazil over a six-year period (1985-1991). *Revista Brasileira de Botânica*, 20(2): 155-162.
- Felfili, J.M., Silva Júnior, M.C.; Nogueira, P.E. 1998. Levantamento da vegetação arbórea na região de Nova Xavantina, MT. *Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer*, 3: 63-81.
- Haidar, R.F. 2008. *Fitossociologia, diversidade e sua relação com variáveis ambientais em florestas estacionais do bioma Cerrado no Planalto Central e Nordeste do Brasil*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal, Brasília, Distrito Federal. 254pp.
- Harper, J.L. 1977. *Population biology of plants*. Academic Press, London, England. 892pp.
- Ivanauskas, N.M.; Monteiro, R.; Rodrigues, R.R. 2004. Estrutura de um trecho de floresta Amazônica na bacia do alto Rio Xingu. *Acta Amazonica*, 34(2): 275-299.
- Knight, D.H. 1975. A phytosociological analysis of species-rich tropical forest on Barro Colorado Island, Panamá. *Ecological Monographs*, 45: 259-284.

- Leak, W.B. 1964. An expression of diameter distribution for unbalanced uneven-aged stands and forests. *Forest Science*, 10: 39-50.
- Marimon, B.S.; Felfili, J.M. 2000. Distribuição de diâmetros e alturas na floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. na reserva indígena Areões, Água Boa-MT, Brasil. *Revista Árvore*, 24(2): 143-150.
- Marimon, B.S. Felfili, J.M.; Lima, E.S.; Rodrigues, A.J. 2001a. Distribuições de circunferências e alturas em três porções da Mata de Galeria do Córrego Bacaba, Nova Xavantina-MT. *Revista Árvore*, 25(3): 335-343.
- Marimon, B.S., Felfili, J.M.; Haridasan, M. 2001b. Studies in monodominant forests in eastern Mato Grosso, Brazil: I. A forest of *Brosimum rubescens* Taub. *Edinburgh Journal of Botany*, 58(1): 123-137.
- Marimon, B.S. 2005. *Dinâmica de uma floresta monodominante de Brosimum rubescens Taub. e comparação com uma floresta mista em Nova Xavantina-MT*. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, Departamento de Ecologia, Brasília, Distrito Federal. 262pp.
- 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. Na analysis of the Cerrado-Amazonian Forest ecotone. *Edinburgh Journal of Botany*, 63(2,3): 323-341.
- Marimon, B.S.; Felfili, J.M. 2006. Chuva de sementes em uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. e em uma floresta mista adjacente no Vale do Araguaia, MT, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 20(2): 423-432.
- Marimon, B.S.; Felfili, J.M.; Marimon Junior, B.H.; Franco, A.C. & Fagg, C.W. 2008. Desenvolvimento inicial e partição de biomassa de *Brosimum rubescens* Taub. (Moraceae) sob diferentes níveis de sombreamento. *Acta Botanica Brasilica*, 22: 941-953.
- Mooney, H.A.; Bullock, S.H.; Medina, E. 1995. Introduction. In: Bullock S.H.; Mooney, H.A.; Medina, E. (Eds). *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge University Press, Cambridge. p. 1-8.
- Nogueira, E.M.; Nelson, B.W.; Fearnside, B.W.; França, M.B.; Oliveira, A.C.A. 2008. Tree height in Brazil's "arc of deforestation": shorter trees in south and southwest Amazonia imply lower biomass. *Forest Ecology and Management*, 255: 2.963-2.972.

- Oliveira-Filho, A.T.; Scolforo, J.R.S.; Mello, J.M. 1994. Composição florística e estrutura comunitária de um remanescente de floresta semidecídua montana em Lavras, MG. *Revista Brasileira de Botânica*, 17(2): 167-182.
- 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.; De Marco Jr.; Santos, F.A.M.; Souza, A.L. 2004. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma floresta estacional semidecidual em Viçosa, MG, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 18(3): 407-423.
- Pinto, J.R.R. 2002. *Dinâmica da comunidade arbóreo-arbustiva em uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso*. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, Departamento de Ecologia, Brasília, Distrito Federal. 105pp.
- 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(3): 523-539.
- Pinto, J.R.R.; Oliveira-Filho, A.T. 1999. Perfil florístico e estrutura 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.
- 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*, 266: 449-492.
- Schiavini, I.; Resende, J.C.F.; Aquino, F.G. 2001. Dinâmica de populações de espécies arbóreas em Mata de Galeria e Mata Mesófila na margem do Ribeirão Panga, MG. In: Ribeiro, J.F.; Fonseca, C.E.L.; Sousa-Silva, J.C. (Eds). *Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria*. Embrapa Cerrados, Planaltina, Distrito Federal. p. 267-299.
- Scolforo, J.R.S. 1993. *Mensuração florestal 5: Crescimento florestal 1*. ESAL/FAEPE, Lavras, MG, Brasil.

- Scolforo, J.R.S.; Pulz, F.A.; Melo, J.M. 1998. Modelagem da produção, idade das florestas nativas, distribuição espacial das espécies e a análise estrutural. *In*: Scolforo, J.R.S. (Ed). *Manejo Florestal*. UFLA/FAEPE, Lavras, MG. p. 189-246.
- Siegel, S.; Castellan-Júnior, N.T. 1988. *Nonparametric statistics for the behavioral sciences*. McGraw-Hill, New York, USA.
- 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 Informação Tecnológica, Brasília, Distrito Federal. p. 69-88.
- Silva Júnior, M.C.; Silva, A.F. 1988. Distribuição dos diâmetros dos troncos das espécies mais importantes do cerrado na estação florestal de experimentação de Paraopeba (EFLEX)-MG. *Acta Botanica Brasílica*, 2(1-2): 107-126.
- Swaine, M.D.; Lieberman, D.; Putz, F.E. 1987. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. *Journal of Tropical Ecology*, 3: 359-366.
- Veloso, H.P.; Rangel-Filho, A.L.R.; Lima, J.C.A. 2001. *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. IBGE, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- Zar, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, New Jersey, United States of America. 663pp.

ARTIGO 3 - DINÂMICA DA COMUNIDADE LENHOSA EM UMA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL NA TRANSIÇÃO CERRADO-FLORESTA AMAZÔNICA, MATO GROSSO, BRASIL

Dinâmica da comunidade lenhosa em uma floresta estacional semidecidual na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil

Henrique Augusto Mews^{1,3} e Beatriz Schwantes Marimon²

Será submetido à revista Acta Botanica Brasilica (Apêndice 1)

RESUMO - (Dinâmica da comunidade lenhosa em uma floresta estacional semidecidual na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil). O objetivo do estudo foi avaliar as mudanças ocorridas na comunidade lenhosa em um período de cinco anos. Foram estabelecidas 60 parcelas permanentes de 10 x 10 m onde foram amostrados todos os indivíduos com diâmetro à altura do peito ≥ 5 cm em 2003 e em 2008. No primeiro inventário foram registradas 84 espécies, 684 indivíduos e área basal de 14,61 m². No segundo levantamento, foram 82 espécies, 643 indivíduos e área basal de 13,22 m². Seis espécies desapareceram e quatro surgiram no período, não resultando em alterações significativas na riqueza. O recrutamento (2,76% ao ano) não compensou a mortalidade (3,95% ao ano) e o ganho de área basal (0,54% ao ano) não superou a perda (3,77% ao ano). Em função de tal desequilíbrio, a meia vida (17,3 anos) foi menor que o tempo de duplicação (29,9 anos), resultando em uma baixa estabilidade (12,6 anos) e reposição (23,6 anos) em relação a outras florestas estacionais. Apesar da aparente estabilidade florística e estrutural, os parâmetros de dinâmica da comunidade e das principais espécies sugerem que a floresta está passando por lentas mudanças, caracterizadas principalmente pela substituição de algumas espécies pioneiras e pela retração da densidade e biomassa, em resposta à expressiva mortalidade em relação ao recrutamento de indivíduos, representando uma fase particular do ciclo florestal rítmico.

Palavras-chave: dinâmica florestal, floresta tropical, incremento, mortalidade, recrutamento

ABSTRACT - (Woody community dynamics in a semi-deciduous seasonal forest in the Cerrado-Amazon forest transition, Mato Grosso, Brazil). The aim of this study was to assess the changes occurred in the woody plant community over a period of five years. It was established 60 permanent plots of 10 x 10 m in which all individuals with

¹ Curso de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação

² Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT, PPG-EC, 78690-000, Nova Xavantina-MT, Brasil

³ Autor para correspondência: henriquemews@gmail.com

diameter at breast height ≥ 5 cm were sampled in 2003 and 2008. In the first survey it was recorded 84 species, 684 individuals and a basal area of 14.61 m². In the second survey it was recorded 82 species, 643 individuals and a basal area of 13.22 m². Six species disappeared and 4 appeared in the period, without resulting in significant changes in the species richness. Recruitment (2.76% per year) did not compensate mortality (3.95% per year) and the basal area gain (0.54% per year) did not exceed the loss (3.77% per year). Because of this unbalance the half-life (17.3 years) was lower than the doubling time (29.9 years), resulting in low stability (12.6 yrs) and replacement (23.6 yrs) in relation to other tropical forests. In spite of the apparent structural and floristic stability the parameters of community and species dynamics suggest that the forest is undergoing slow changes, characterized mainly by the replacement of some pioneer species and by the density and biomass reduction, in response to the expressive mortality in relation to the recruitment of individuals, representing a particular phase of the forest cyclic rhythm.

Key words: Forest dynamics, tropical forest, increment, mortality, recruitment

Introdução

As florestas estacionais decíduais e semidecíduais do Cerrado cobriam, originalmente, 5% (49,95 km²) do território de Mato Grosso, sendo que deste total 41% já foram desmatados e apenas 14% estão em áreas protegidas, enquanto as florestas estacionais que ocorrem na área de transição entre os biomas Cerrado e Floresta Amazônica cobriam 41% (362,53 km²) do estado, com 21% já desmatados e apenas 17% protegidos (Alencar *et al.* 2004). O desmatamento em função das atividades agrícolas, pecuárias e de extração seletiva de madeira constitui a principal causa da perda de área florestada no estado (Fearnside 2005), considerando tanto as florestas estacionais de transição, na borda da Amazônia (Alencar *et al.* 2004), quanto as florestas estacionais semidecíduais do Cerrado (Silva & Araújo 2009).

A acelerada perda de área concedeu, às florestas estacionais que ocorrem na área de transição, o título de tipo florestal mais ameaçado do estado de Mato Grosso (Alencar *et al.* 2004). Apesar disso, poucos estudos foram realizados em tais ambientes (Ratter *et al.* 1973; Marimon *et al.* 2001, 2006; Ivanauskas *et al.* 2003, 2004a, 2004b, 2008; Balch *et al.* 2008; Silva *et al.* 2007, 2009), sendo a maioria baseados em dados

obtidos em um único momento, desconsiderando as alterações temporais na composição florística, estrutura e a dinâmica da vegetação.

Os estudos que enfocam a dinâmica de florestas tropicais geralmente são baseados em inventários realizados em pelo menos dois momentos distintos, quando a utilização de parcelas permanentes constitui uma boa alternativa (Durigan 2006; Teixeira *et al.* 2007). A partir disso, pode-se realizar uma avaliação detalhada dos padrões espaciais de mortalidade, recrutamento e crescimento, que permitem embasar o entendimento dos processos ecológicos de uma comunidade (Arce *et al.* 2000; Corrêa & Van Den Berg 2002), as estratégias de vida adotadas pelas populações vegetais (Schiavini *et al.* 2001) e a detecção de oscilações populacionais e alterações na comunidade decorrentes de perturbações ou de transformações sucessionais (Durigan 2006). Dessa maneira, os estudos de dinâmica são úteis para subsidiar iniciativas de conservação, manejo e restauração de áreas degradadas, proporcionando ampliação do conhecimento disponível sobre as espécies e maximizando o sucesso das mesmas quando utilizadas na restauração de áreas florestais perturbadas (Rolim *et al.* 1999; Schiavini *et al.* 2001; Lopes & Schiavini 2007; Aquino *et al.* 2007).

O objetivo deste estudo foi avaliar a dinâmica de uma floresta estacional semidecidual no município de Nova Xavantina-MT, na área de transição Cerrado-Floresta Amazônica, em um período de cinco anos (2003-2008). Procurou-se verificar se a dinâmica da floresta estudada se encaixa no padrão descrito por Felfili (1995a), o qual enuncia que algumas florestas tropicais alcançam o equilíbrio por meio da alternância entre períodos com desbalanço a favor da mortalidade e períodos a favor do recrutamento, caracterizando uma situação de estabilidade dinâmica.

Material e métodos

Área de estudo - O estudo foi conduzido em uma floresta estacional semidecidual localizada na Fazenda Vera Cruz, Retiro Pau Brasil, situada a 14°49'32'' S e 52°06'20'' W a uma altitude de 250 m. O trecho de floresta selecionado é bem preservado, não apresenta vestígios de extração de madeira ou de incêndio florestal e compreende parte da reserva legal da propriedade, cuja área total soma 5.000 hectares contínuos de floresta (Marimon 2005; Marimon & Felfili 2006).

O clima predominante na região é do tipo tropical continental úmido e sempre quente (*Aw* de Köppen), com uma estação seca e uma chuvosa bem definidas, inverno

seco e chuvas máximas de verão (Silva *et al.* 2008). A precipitação média anual é de 1.500 mm (Marimon *et al.* 2001) e o solo da área estudada é do tipo Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico, com textura média, bem drenado, relevo plano, com elevada acidez, elevados níveis de Fe e Al trocável, baixos níveis de Ca e Mg, níveis intermediários de K e elevada concentração de cascalho (Marimon 2005).

A cobertura vegetal da região do Médio Araguaia mato-grossense se caracteriza pela ocorrência de florestas de transição da Pré-Amazônia (Ratter *et al.* 1973; Ivanauskas *et al.* 2004a), com elevada ocorrência de espécies tipicamente amazônicas (Veloso *et al.* 2001). A área estudada é circundada por um mosaico de formações florestais, entre as quais se destacam a floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. e a floresta de galeria pantanosa (Felfili *et al.* 1998; Marimon 2005).

Inventários da vegetação arbórea - Na floresta estudada foram estabelecidas 60 parcelas permanentes de 10 x 10 m, onde foram amostrados todos os indivíduos vivos e mortos em pé que apresentaram diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 5 cm. No primeiro inventário (2003), todos os indivíduos receberam placas de alumínio numeradas, foram identificados e tiveram a altura total e o DAP medidos (Marimon 2005). Em 2008 as parcelas foram reavaliadas, os indivíduos sobreviventes e mortos em pé foram remedidos e os indivíduos que atingiram o critério mínimo de inclusão foram incluídos (recrutas).

Foram coletadas amostras de material botânico das espécies registradas para identificação e inclusão no Herbário NX, Universidade do Estado de Mato Grosso, *Campus* de Nova Xavantina. A identificação do material botânico foi realizada por meio de comparações em herbários (UB e NX) e consultas a bibliografias e especialistas. O sistema de classificação adotado foi o APG II (2003) e a revisão e atualização dos nomes dos táxons foram realizadas a partir de Mobot (2009).

Análise dos dados - Com os dados provenientes de ambos os inventários, foram calculadas a área basal (Müeller-Dombois & Ellemberg 1974) para cada espécie e para a comunidade, o incremento periódico anual (IPA) (Encinas *et al.* 2005) e as taxas anuais médias de Mortalidade ($M = \{1 - [(N_0 - m) / N_0]^{1/t}\} \times 100$), Recrutamento ($R = [1 - (1 - r / N_t)^{1/t}] \times 100$), Perda ($P = \{1 - [(AB_0 - AB_m + AB_d) / AB_0]^{1/t}\} \times 100$) e Ganho ($G = \{1 - [1 - (AB_r + AB_g) / AB_t]^{1/t}\} \times 100$) de área basal para as principais espécies ($N > 20$) e para a comunidade, onde t é o tempo transcorrido entre os dois levantamentos, N_0 e N_t são as contagens inicial e final de indivíduos, m e r são o número de indivíduos mortos e

recrutas, AB_0 e AB_t são as áreas basais inicial e final, AB_m e AB_r são as áreas basais dos indivíduos mortos e dos recrutas, AB_d é o decremento (quebra ou perda parcial de tronco) e AB_g é o incremento em área basal dos sobreviventes (Oliveira-Filho *et al.* 1997, adaptado de Sheil *et al.* 1995; 2000).

Adicionalmente, foi calculada a Taxa de Mudança Líquida para as classes diamétricas, considerando o número de indivíduos ($Ch_N = [(N_t/N_0)^{1/t} - 1] \times 100$) e a área basal ($Ch_{AB} = [(AB_t/AB_0)^{1/t} - 1] \times 100$), além das taxas de Reposição ($R = (T_{1/2} + T_2)/2$) (Korning & Balslev 1994), Tempo de Meia Vida, Tempo de Duplicação (Swaine & Lieberman 1987) e Estabilidade (Korning & Balslev 1994) da comunidade, em número de indivíduos e em área basal. As variações temporais observadas nas classes de diâmetro foram determinadas contabilizando-se o número de indivíduos que permaneceu, morreu, recrutou, imigrou (*ingrowth*) e emigrou (*outgrowth*) na classe (Lieberman *et al.* 1985).

Os intervalos de classes para a confecção dos histogramas de distribuição de freqüências em diâmetro foram calculados de acordo com Bonini & Bonini (1972), por meio da fórmula: A/K , onde A representa a amplitude dos valores de diâmetro e K representa uma constante definida pelo algoritmo de Sturges, cuja fórmula é: $1 + 3,3 \times \log_{10} n$, onde n é o número total de indivíduos amostrados. Para todas as classes de diâmetro foram elaboradas distribuições de indivíduos e de área basal e calculados os valores absolutos e as taxas anuais médias de mortalidade, recrutamento, perda e ganho em área basal, além do ingresso, egresso, IPA e mudança. Para verificar a existência de associação entre a mortalidade (número de indivíduos e área basal morta) e as classes diamétricas e entre o IPA e as classes de diâmetro foram aplicadas correlações de Spearman (Zar, 1999), sendo os cálculos realizados por meio do programa BioEstat 5.0 (Ayres *et al.*, 2007).

Resultados e discussão

Composição florística e diversidade de espécies - Em 2003 foram registradas 84 espécies, 67 gêneros e 35 famílias (Marimon 2005) e em 2008 foram 82 espécies, 67 gêneros (Tab. 1) e 33 famílias (Artigo 1), resultando em pequenas alterações na composição florística durante o período estudado. Seis espécies registradas em 2003 desapareceram em 2008, com perda de três gêneros e duas famílias e quatro novas espécies foram registradas na ocasião do segundo inventário, com três novas

ocorrências de gêneros (Tab. 1) (Artigo 1). Os valores do índice de diversidade de espécies de Shannon-Wiener (H') calculados para as duas amostragens (2003 = 3,34 nats.ind.⁻¹ e 2008 = 3,37 nats.ind.⁻¹) não diferiram estatisticamente ($p > 0,05$) e a equabilidade praticamente não mudou no período (2003 = 0,75 e 2008 = 0,76) (Artigo 1).

Neste estudo, o aparecimento e o desaparecimento de espécies se limitou às pouco abundantes ($N \leq 2$ indivíduos), como também observaram Werneck *et al.* (2000) e Silva & Araújo (2009), em florestas estacionais no estado de Minas Gerais e Pinto e Hay (2005) em floresta de vale no estado de Mato Grosso. Swaine *et al.* (1987a) destacaram que espécies de baixa densidade podem desaparecer de um local em função de flutuações ambientais e reaparecer em inventários posteriores por meio de recrutamento a partir do crescimento de indivíduos que não atingiram o diâmetro mínimo de inclusão em inventários anteriores (Artigo 1).

Tabela 1. Estrutura e dinâmica das espécies lenhosas, expressa em número de indivíduos e em área basal em uma floresta estacional semidecidual, Nova Xavantina-MT. Espécies dispostas em ordem decrescente do número de indivíduos em N2. Número de indivíduos: N1 = inicial (2003); Nm = mortos; Nr = recrutas; N2 = final (2008). Área basal: AB1 = inicial (2003); ABm = mortos; ABr = recrutas; AB2 = final (2008). * = amostradas apenas em 2003 (Marimon 2005); ** = amostradas apenas em 2008; ▲ = espécies de lianas; AB2 foi calculada apenas para indivíduos vivos.

Espécies	Número de Indivíduos				Área Basal			
	N1	Nm	Nr	N2	AB1	ABm	ABr	AB2
<i>Cheilochlinium cognatum</i> (Miers) A.C. Sm.	124	12	7	119	1,096	0,150	0,016	0,990
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	76	10	2	68	1,386	0,153	0,005	1,221
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	48	8	3	43	0,371	0,060	0,010	0,368
<i>Tetragastris altissima</i> (Aubl.) Swart	39	5	0	34	1,636	0,181	0,000	1,493
<i>Mouriri apiranga</i> Spruce ex Triana	30	2	2	30	0,197	0,017	0,008	0,203
<i>Chaetocarpus echinocarpus</i> (Baill.) Ducke	27	1	1	27	0,726	0,012	0,002	0,738
<i>Protium pilosissimum</i> Engl.	27	6	5	26	0,119	0,034	0,012	0,107
<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	26	1	0	25	0,565	0,007	0,000	0,614
<i>Heteropterys eglandulosa</i> A. Juss. ▲	20	0	4	24	0,179	0,000	0,015	0,213
<i>Inga heterophylla</i> Willd.	19	5	9	23	0,125	0,030	0,027	0,139
<i>Ephedranthus parviflorus</i> S. Moore	16	1	3	18	0,337	0,002	0,006	0,364
<i>Nectandra hihua</i> (Ruiz & Pav.) Rohwer	39	25	0	14	0,481	0,334	0,000	0,144
<i>Arrabidaea candicans</i> (Rich.) DC. ▲	2	1	9	10	0,014	0,009	0,023	0,027
<i>Paragonia pyramidata</i> (Rich.) Bureau ▲	3	0	6	9	0,013	0,000	0,015	0,037
<i>Uncaria guianensis</i> (Aubl.) J.F. Gmel. ▲	4	0	5	9	0,038	0,000	0,021	0,068
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	9	0	0	9	1,943	0,000	0,000	2,090
<i>Arrabidaea</i> sp. ▲	10	1	0	9	0,046	0,004	0,000	0,027

<i>Callichlamys cf. latifolia</i> (Rich.) K. Schum. ▲	6	3	5	8	0,018	0,009	0,013	0,025
<i>Hippocratea volubilis</i> L. ▲	7	1	2	8	0,033	0,005	0,007	0,040
<i>Bauhinia coronata</i> Benth. ▲	6	3	4	7	0,064	0,018	0,016	0,075
<i>Minuartia guianensis</i> Aubl.	8	3	1	6	0,494	0,282	0,002	0,205
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerm. & Frodin	4	0	1	5	0,053	0,000	0,003	0,091
<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg	5	0	0	5	0,052	0,000	0,000	0,052
<i>Sclerolobium paniculatum</i> Vogel	6	1	0	5	0,118	0,002	0,000	0,199
<i>Anthodon decussatum</i> Ruiz & Pav. ▲	7	3	1	5	0,027	0,104	0,002	0,023
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	8	3	0	5	0,275	0,140	0,000	0,144
<i>Forsteronia cf. rufa</i> Müll. Arg. ▲	1	0	3	4	0,002	0,000	0,016	0,016
<i>Quina parvifolia</i> Lanj. & Heerdt	3	0	1	4	0,077	0,000	0,002	0,085
<i>Ocotea aff. hoehnii</i> Vattimo	4	0	0	4	0,237	0,000	0,000	0,252
<i>Tapura amazonica</i> Poepp.	2	0	1	3	0,014	0,000	0,002	0,017
<i>Aspidosperma discolor</i> A. DC.	3	0	0	3	0,179	0,000	0,000	0,198
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	3	0	0	3	0,022	0,000	0,000	0,015
<i>Hirtella glandulosa</i> Spreng.	3	0	0	3	0,109	0,000	0,000	0,113
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	4	2	1	3	0,017	0,004	0,002	0,017
<i>Sloanea sinemariensis</i> Aubl.	4	1	0	3	0,032	0,007	0,000	0,026
<i>Nectandra cuspidata</i> Nees	11	8	0	3	0,097	0,087	0,000	0,028
<i>Guatteria</i> sp.**	0	0	2	2	-	-	0,004	0,004
<i>Forsteronia</i> sp. ▲	1	0	1	2	0,002	0,000	0,004	0,006
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	1	0	1	2	0,002	0,000	0,003	0,007
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr.	2	0	0	2	0,251	0,000	0,000	0,256
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	2	0	0	2	0,083	0,000	0,000	0,115
<i>Duguetia marcgraviana</i> Mart.	2	0	0	2	0,062	0,000	0,000	0,064
<i>Eugenia florida</i> DC.	2	0	0	2	0,014	0,000	0,000	0,016
<i>Inga</i> sp.	2	0	0	2	0,005	0,000	0,000	0,007
<i>Mascagnia lasiandra</i> (A. Juss.) Nied. ▲	2	0	0	2	0,019	0,000	0,000	0,019
<i>Pouteria cuspidata</i> (A. DC.) Baehni	2	0	0	2	0,009	0,000	0,000	0,019
<i>Pouteria</i> sp.	2	0	0	2	0,229	0,000	0,000	0,247
<i>Sacoglottis guianensis</i> Benth.	3	1	0	2	0,226	0,124	0,000	0,108
<i>Caraipa</i> sp.	4	2	0	2	0,078	0,028	0,000	0,052
<i>Eugenia</i> sp.**	0	0	1	1	-	-	0,002	0,002
<i>Sapium</i> sp.**	0	0	1	1	-	-	0,002	0,002
<i>Serjania</i> sp.**	0	0	1	1	-	-	0,003	0,003
<i>Aspidosperma quirandy</i> Hassl.	1	0	0	1	0,051	0,000	0,000	0,065
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart. ex A. DC.	1	0	0	1	0,002	0,000	0,000	0,002
<i>Chaunochiton kappleri</i> (Sagot ex Engl.) Ducke	1	0	0	1	0,037	0,000	0,000	0,039
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	1	0	0	1	0,157	0,000	0,000	0,157
<i>Enterolobium schomburgkii</i> (Benth.) Benth.	1	0	0	1	0,165	0,000	0,000	0,168
<i>Ficus</i> sp.	1	0	0	1	0,002	0,000	0,000	0,020
<i>Hirtella burchellii</i> Britton	1	0	0	1	0,034	0,000	0,000	0,032
<i>Licania apetala</i> (E. Mey.) Fritsch	1	0	0	1	0,012	0,000	0,000	0,012

<i>Licania kunthiana</i> Hook. f.	1	0	0	1	0,075	0,000	0,000	0,078
<i>Miconia holosericea</i> (L.) DC.	1	0	0	1	0,005	0,000	0,000	0,005
<i>Mollia lepidota</i> Spruce ex Benth.	1	0	0	1	0,055	0,000	0,000	0,065
<i>Myrcia amazonica</i> DC.	1	0	0	1	0,005	0,000	0,000	0,010
<i>Neea hermaphrodita</i> S. Moore	1	0	0	1	0,005	0,000	0,000	0,005
<i>Oenocarpus distichus</i> Mart.	1	0	0	1	0,026	0,000	0,000	0,027
<i>Pera coccinea</i> (Benth.) Müll. Arg.	1	0	0	1	0,145	0,000	0,000	0,153
<i>Pera schomburgkiana</i> (Klotzsch) Müll. Arg.	1	0	0	1	0,135	0,000	0,000	0,139
<i>Peritassa laevigata</i> (Hofmanns. ex Link) A.C. Sm.	1	0	0	1	0,007	0,000	0,000	0,002
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	1	0	0	1	0,141	0,000	0,000	0,137
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	1	0	0	1	0,102	0,000	0,000	0,106
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	1	0	0	1	0,029	0,000	0,000	0,031
<i>Trattinnickia</i> sp.	1	0	0	1	0,011	0,000	0,000	0,012
<i>Virola sebifera</i> Aubl.	1	0	0	1	0,086	0,000	0,000	0,090
<i>Vitex panshiniana</i> Moldenke	1	0	0	1	0,036	0,000	0,000	0,038
<i>Xylopia sericea</i> A. St.-Hil.	1	0	0	1	0,016	0,000	0,000	0,020
<i>Buchenavia capitata</i> (Vahl) Eichler	2	1	0	1	0,288	0,041	0,000	0,249
<i>Diospyros sericea</i> A. DC.	2	1	0	1	0,212	0,100	0,000	0,087
<i>Hirtella gracilipes</i> (Hook. f.) Prance	2	1	0	1	0,004	0,002	0,000	0,003
<i>Terminalia</i> sp.	2	1	0	1	0,009	0,009	0,000	0,003
<i>Unonopsis lindmanii</i> R.E. Fr.	3	2	0	1	0,007	0,004	0,000	0,002
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D. Don	4	3	0	1	0,482	0,464	0,000	0,024
<i>Byrsonima crispa</i> A. Juss.*	1	1	0	0	0,017	0,023	-	-
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul*	1	1	0	0	0,023	0,024	-	-
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer*	1	1	0	0	0,002	0,002	-	-
<i>Hirtella hispidula</i> Miq.*	1	1	0	0	0,002	0,008	-	-
<i>Hirtella sprucei</i> Benth. ex Hook. f.*	1	1	0	0	0,006	0,006	-	-
<i>Miconia cuspidata</i> Mart. ex Naudin*	1	1	0	0	0,005	0,004	-	-
Total	684	125	84	643	14,61	2,490	0,243	13,22

A manutenção temporal da diversidade também foi constatada em florestas estacionais por Werneck *et al.* (2000), Appolinário *et al.* (2005) e Paiva *et al.* (2007) e em florestas de vale (Pinto & Hay 2005) e de galeria (Miguel & Marimon 2008). A ausência de mudanças temporais na diversidade pode estar relacionada às baixas alterações nas densidades das espécies tropicais, como destacaram Werneck *et al.* (2000), indicando, segundo Swaine *et al.* (1987a), uma aparente estabilidade da diversidade em florestas tropicais livres de grandes distúrbios ou interferências antrópicas (Artigo 1).

Número de indivíduos e área basal - Foi registrada uma perda líquida de 6% entre 2003 e 2008, como resultado da morte de 125 e do recrutamento de 84 indivíduos,

o que refletiu em maior área basal total da comunidade em 2003 (Tab. 1). Os indivíduos mortos e o decréscimo (troncos quebrados ou perda parcial dos sobreviventes) da comunidade representaram perdas líquidas de 2,49 m² e 0,05 m², respectivamente, refletindo em uma taxa anual média de perda de área basal de 3,77% (Tabs. 1 e 2). O recrutamento e o incremento em área basal dos sobreviventes contribuíram com 0,24 m² e 0,10 m², respectivamente, para o aumento líquido de área basal da comunidade, proporcionando uma taxa anual média de ganho de 0,54% (Tabs. 1 e 2). De acordo com Silva & Araújo (2009), os fragmentos de florestas semidecíduais tropicais normalmente encontram-se em desequilíbrio quanto às taxas de mortalidade e de recrutamento, bem como de perda e ganho de biomassa, como também constatado na floresta estudada e nas florestas amostradas por Appolinário *et al.* (2005), Braga & Rezende (2007), Oliveira-Filho *et al.* (2007) e Higuchi *et al.* (2008).

Tabela 2. Parâmetros de dinâmica da comunidade lenhosa, expressa em número de indivíduos e em área basal, em uma floresta estacional semidecidual, Nova Xavantina-MT.

Parâmetros	Número de Indivíduos	Área Basal (m ²)
Taxa Anual de Mortalidade (%)	3,95	2,35
Taxa Anual de Recrutamento (%)	2,76	0,38
Taxa Anual de Perda (%)	-	3,77
Taxa Anual de Ganho (%)	-	0,54
Tempo de Meia Vida (anos)	17,32	18,41
Tempo de Duplicação (anos)	29,92	200,02
Estabilidade (anos)	12,6	181,62
Reposição (anos)	23,62	109,22
Incremento periódico anual (cm.ano ⁻¹)	-	0,1484

No presente estudo, o desequilíbrio no número de indivíduos entre 2003 e 2008 deve-se principalmente à redução em densidade de algumas espécies, principalmente do grupo das pioneiras (Tab. 1), provavelmente como resposta à redução da disponibilidade de luz na floresta ou ao ciclo de vida relativamente curto (Werneck *et al.* 2000), resultando em elevado número de indivíduos mortos no período. Do mesmo modo, algumas das espécies de maior densidade na floresta estudada também apresentaram taxa de perda superior à de ganho de área basal (Tab. 3), contribuindo para a redução líquida da biomassa total da comunidade.

Tabela 3. Taxas anuais médias de Mortalidade (M), Recrutamento (R), Perda (P) e Ganho (G) em área basal e Incremento Periódico Anual (IPA) para as principais espécies lenhosas ($N > 20$ indivíduos) em uma floresta estacional semidecidual, Nova Xavantina-MT.

Espécie	M (%)	R (%)	P (%)	G (%)	IPA (cm.ano ⁻¹)
<i>Amaioua guianensis</i>	2,78	0,59	2,32	0,09	0,033
<i>Brosimum rubescens</i>	0,78	0,00	0,25	0,05	0,138
<i>Heteropterys eglandulosa</i>	0,00	3,58	0,01	1,63	0,139
<i>Mabea fistulifera</i>	3,58	1,43	3,46	0,78	0,165
<i>Mouriri apiranga</i>	1,37	1,37	1,84	0,97	0,092
<i>Protium pilosissimum</i>	4,90	4,18	6,50	2,50	0,100
<i>Cheiloclinium cognatum</i>	2,01	1,20	2,97	0,46	0,071
<i>Tetragastris altissima</i>	2,70	0,00	2,32	0,03	0,140
<i>Chaetocarpus echinocarpus</i>	0,75	0,75	0,33	0,08	0,074

A taxa anual média de perda em área basal variou pouco nas primeiras classes de diâmetro, com o maior valor registrado na sexta classe (37,6 a 44 cm), provavelmente como resultado da representativa biomassa dos indivíduos de grande porte que ficaram senescentes e encerraram o seu ciclo de vida, como observado por Braga & Rezende (2007). A partir desta classe, a comunidade não apresentou taxa de perda de área basal (Fig. 1A), o que pode ser atribuído ao reduzido número de indivíduos nas classes maiores. A primeira classe diamétrica foi a mais expressiva em termos da taxa anual média de ganho de área basal (Fig. 1B), devido ao fato da mesma ter incluído todos os indivíduos recrutados no período.

Mortalidade e recrutamento - Dos 684 indivíduos amostrados no inventário de 2003, 125 morreram até 2008, resultando em uma taxa anual média de mortalidade de 3,95% (Tab. 2). O valor registrado foi semelhante aos encontrados por Paiva *et al.* (2007) e Silva & Araújo (2009) em florestas semidecíduas de Minas Gerais (4,01% e 4,1% ao ano, respectivamente), superior ao valor registrado para a floresta monodominante de *Brosimum rubescens* em área adjacente à do presente estudo (1,88% ao ano) (Marimon 2005) e maior que os valores normalmente esperados para florestas tropicais maduras e em condições naturais de distúrbios, entre 1 e 2% ao ano, de acordo com Swaine *et al.* (1987a). Dos 643 indivíduos registrados no segundo inventário, 84 eram recrutas, o que resultou em uma taxa anual média de recrutamento de 2,76% (Tab. 2). Este valor está entre os encontrados por Higuchi *et al.* (2008), Appolinário *et al.* (2005), Oliveira-Filho *et al.* (1997) e Silva & Araújo (2009) em florestas estacionais semidecíduais do sudeste do Brasil e por Marimon (2005) na floresta monodominante adjacente, que variaram entre 1,4% e 4,5% ao ano.

Entre 2003 e 2008, a taxa de mortalidade da comunidade foi superior à de recrutamento (Tab. 2), padrão também observado por Braga & Rezende (2007) e Miguel (2008) em matas de galeria do Distrito Federal e Mato Grosso e por Oliveira-Filho *et al.* (2007) e Higuchi *et al.* (2008) em florestas estacionais de Minas Gerais. Ao contrário, Marimon (2005) registrou taxa de mortalidade inferior à de recrutamento na floresta monodominante adjacente à floresta do presente estudo, relacionando tal fato a uma fase de “construção” do ciclo silvigenético e sugerindo que períodos de maior mortalidade ocorreram em épocas anteriores.

O desbalanceamento constatado no presente estudo diferiu, pelo menos em parte, da teoria de que em florestas tropicais preservadas a mortalidade é normalmente balanceada pelo recrutamento (Richards 1996; Rolim *et al.* 1999). Por outro lado, Manokaran & Kochummen (1987), Felfili (1995a) e Sheil *et al.* (2000) observaram que períodos de instabilidade ou desbalanceamento entre mortalidade e recrutamento podem fazer parte dos ciclos rítmicos de algumas florestas não perturbadas, que alcançam um balanço por meio de períodos com elevada mortalidade ou perda de biomassa, alternados com períodos de elevado recrutamento ou ganho de biomassa. Nestes casos, o desbalanceamento entre mortalidade e recrutamento é atribuído ao processo natural, uma vez que a mortalidade ocorre primeiro, sendo sucedida pelo recrutamento (Felfili 1995b; Pinto 2002). Nesse contexto, é possível que a floresta estudada esteja atualmente em uma fase particular do ciclo florestal rítmico, onde o desbalanceamento entre a mortalidade e o recrutamento está ocorrendo a favor da mortalidade, resultando em redução da densidade e da área basal, sendo que em anos posteriores o processo poderá ou não se reverter a favor do recrutamento.

O desbalanceamento a favor da mortalidade pode ter ocorrido na floresta estudada em resposta à forte pressão da competição interespecífica, pois de acordo com Higuchi *et al.* (2008), este tipo de interação entre árvores que estão se desenvolvendo em uma mesma área, seja em uma floresta preservada ou uma alterada, pode ocasionar grande mortalidade de indivíduos e reduzir a densidade, caracterizando uma situação de autodesbaste da floresta. Nesse sentido, após o período de elevada mortalidade constatado no presente estudo, a queda das árvores mortas ocasionará a abertura de novas clareiras, fornecendo condições favoráveis para o recrutamento de novos indivíduos e iniciando uma nova fase do ciclo florestal rítmico, tal como observado por Felfili (1995b; Pinto 2002). Segundo Sheil *et al.* (2000), nestes casos a queda de

árvores, em função da elevada mortalidade, pode constituir o principal fator modulador do processo de dinâmica florestal em curtos períodos, ocasionando perdas imediatas e consideráveis de biomassa, acompanhadas de redução da densidade de indivíduos.

Na floresta estudada, a mortalidade de indivíduos apresentou correlação negativa com as classes de diâmetro ($r^2 = -0,939$; $p = 0,0005$), sendo mais elevada nas classes iniciais e diminuindo com o aumento do diâmetro, ao passo que a área basal morta não apresentou correlação com as classes de diâmetro (Artigo 2). Este padrão indica que a redução em densidade de indivíduos, provavelmente resultante do processo de autodesbaste, ocorreu preferencialmente nas classes de menor diâmetro. De acordo com Braga & Rezende (2007), este padrão de distribuição dos indivíduos mortos evidencia que a competição por recursos, como espaço, luz, nutrientes e água, é mais intensa para indivíduos jovens e/ou de menor porte. Entre os recursos pelos quais as plantas competem em ambientes florestais, o estresse por redução na disponibilidade de luz pode constituir um dos mais importantes agentes de mortalidade (Felfili 1995b). Além do incremento das árvores de grande porte, o aumento da densidade de lianas que ocupam as suas copas também pode estar contribuindo para a redução da quantidade de luz que penetra no dossel da floresta e para a mortalidade de indivíduos de pequeno porte, visto que no primeiro inventário a relação de árvores por liana era de 9:1 e no segundo inventário foi de 5,6:1.

Apesar do grande número de indivíduos mortos e da elevada área basal morta nas classes iniciais, a maior taxa anual média de mortalidade foi registrada na sexta classe de diâmetros (37,6 a 44 cm) (Fig. 1A), o que pode ser atribuído ao reduzido número de indivíduos com tal diâmetro, de modo que a morte de alguns represente uma elevada taxa anual média de mortalidade. Por outro lado, a maior taxa anual média de recrutamento foi registrada na primeira classe diamétrica (Fig. 1B), devido ao fato de que todos os recrutas e toda a área basal recrutada (Figs. 1C e 1D) concentraram-se na mesma, provavelmente em resposta ao curto período de observação da floresta.

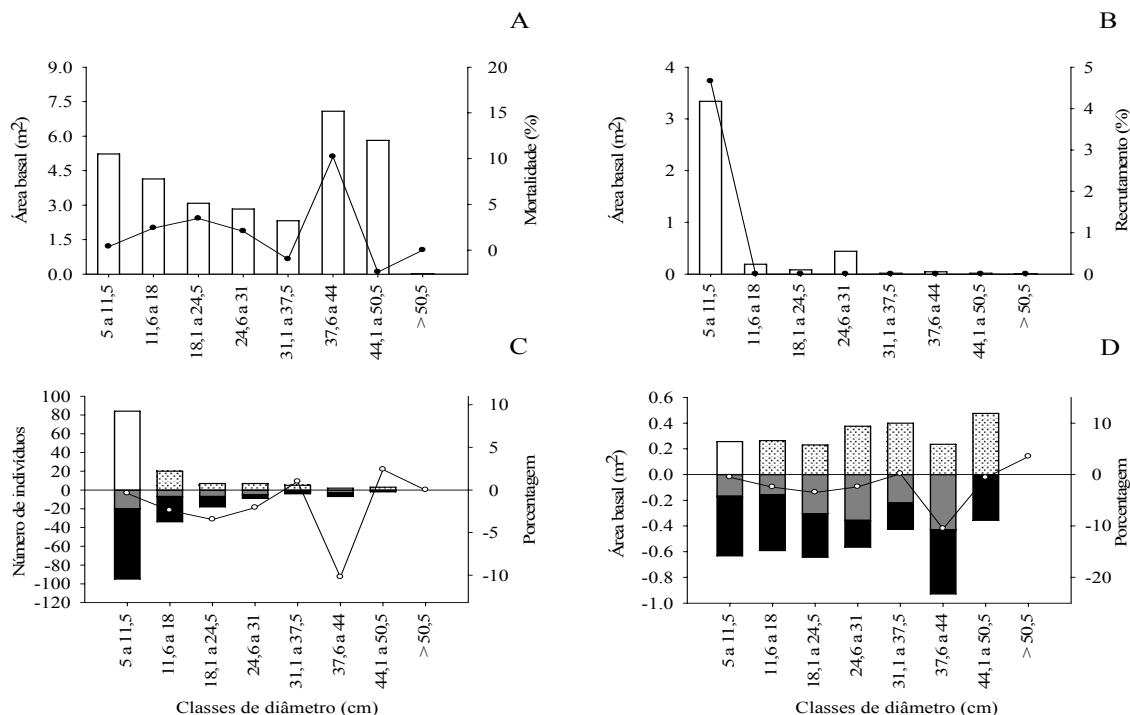


Figura 1. Mudanças estruturais e dinâmica da comunidade lenhosa por classe de diâmetro em uma floresta estacional semidecidual, Nova Xavantina-MT. A = Taxa anual média de perda de área basal (\square) e taxa anual média de mortalidade ($-\blacklozenge-$); B = Taxa anual média de ganho de área basal (\square) e taxa anual média de recrutamento ($-\blacklozenge-$); C = Parâmetros de dinâmica em número de indivíduos e D = Parâmetros de dinâmica em área basal (\blacksquare = Egresso, \blacksquare = Morto, \boxplus = Ingresso, \square = Recruta e $-\blacklozenge-$ = Mudança).

Das 84 espécies registradas em 2003, 37 (44%) apresentaram mortalidade, 28 (33,3%) apresentaram recrutamento e 40 (47,6%) mantiveram o número de indivíduos inalterado no intervalo de cinco anos (Tab. 1). Apenas 14 espécies (16,6%) apresentaram número de recrutas superior ao de mortos, (Tab. 1), evidenciando mais uma vez o desequilíbrio entre mortalidade e recrutamento no período estudado.

Entre as espécies com os maiores números de indivíduos mortos estão algumas pioneiras, como *Nectandra hihua*, *N. cuspidata* e *Mabea fistulifera* (Tab. 1), destacando as diferenças na longevidade de tal grupo em relação às climácicas, como destacado por Manokaran & Kochummen (1987). De acordo com Swaine & Whitmore (1988), as espécies pioneiras investem mais energia em reprodução e crescimento rápido do que em habilidade competitiva, fato que pode resultar em oscilações de suas abundâncias relativas ao longo do tempo, como constatado no presente estudo. No período de 2003 a 2008, as espécies com os maiores números de recrutas foram *Inga heterophylla* (9 indivíduos), *Arrabidaea candicans* (9), *Cheiloclinium cognatum* (7) e *Paragonia*

pyramidata (6) (Tab. 1). É importante destacar que entre as 14 espécies com número de recrutas superior ao de mortos, nove são lianas (*Heteropterys eglandulosa*, *Arrabidaea candicans*, *Paragonia pyramidata*, *Uncaria guianensis*, *Callichlamys latifolia*, *Hippocratea volubilis*, *Bauhinia coronata*, *Forsteronia rufa* e *Forsteronia* sp.), destacando novamente o aumento da densidade desta guilda na floresta estudada.

Analisando-se a relação entre as taxas de mortalidade e de recrutamento das espécies, verificou-se que as maiores diferenças proporcionais a favor da mortalidade ocorreram em *Mabea fistulifera*, *Amaioua guianensis*, *Tetragastris altissima* e *Brosimum rubescens*, enquanto a maior diferença a favor do recrutamento foi registrada para *Heteropterys eglandulosa* (Tab. 3). As outras espécies avaliadas não apresentaram um desbalanceamento entre as taxas de mortalidade e recrutamento, ou este foi reduzido (Tab. 3). Na floresta monodominante adjacente, em período anterior (1996 a 2004), o desbalanceamento a favor da mortalidade foi mais evidente em *A. guianensis*, *B. rubescens* e *H. eglandulosa*, enquanto *Protium pilosissimum* foi a espécie com maior recrutamento em relação à mortalidade. *Cheiloclinium cognatum* e *T. altissima* não apresentaram grande desbalanceamento entre mortalidade e recrutamento (Marimon 2005). Neste caso, as diferenças na relação mortalidade/recrutamento das espécies, registradas nas duas florestas adjacentes, podem ter ocorrido em função das mesmas se encontrarem em diferentes fases do ciclo florestal. Além disso, na floresta monodominante a competição interespecífica entre a espécie dominante (*B. rubescens*) e as demais pode alterar o padrão de mortalidade e de recrutamento da maioria das espécies, resultando em diferenças na relação mortalidade/recrutamento quando comparada com florestas heterogêneas.

Com exceção de *Heteropterys eglandulosa*, que apresentou mudanças positivas no período, e de *Mouriri apiranga* e *Chaetocarpus echinocarpus*, que mantiveram suas taxas de mortalidade e de recrutamento balanceadas (Tab. 3), as principais espécies da floresta estudada apresentaram mudanças populacionais negativas, sendo um indicativo de instabilidade, pois o efeito líquido disto será uma clara mudança na composição das espécies da floresta a médio e/ou longo prazo, como destacou Marimon (2005). Estudos de longo prazo permitirão avaliar não apenas a dinâmica das espécies de maior importância ecológica nesta floresta, mas também será possível avaliar se *Brosimum rubescens*, que é dominante na floresta adjacente, também se tornará dominante na floresta estudada.

Mudança e incremento periódico anual - A maioria das classes diamétricas apresentou mudanças negativas entre 2003 e 2008, considerando tanto o número de indivíduos (Fig. 1C) quanto a área basal (Fig. 1D). Neste caso, este padrão pode ser atribuído às maiores taxas de mortalidade e de perda em relação às de recrutamento e de ganho em área basal na maioria das classes (Figs. 1A e 1B), pois segundo Pinto (2002), apenas a mortalidade e a perda (fatores negativos) e o recrutamento e o ganho de área basal (fatores positivos) resultam efetivamente em decréscimo e acréscimo de indivíduos e de área basal para a comunidade. Por outro lado, as mudanças discretamente positivas, observadas em duas classes de diâmetros (Figs. 1C e 1D), podem estar relacionadas à manutenção do número de indivíduos e à reduzida taxa de perda em área basal nas referidas classes ao longo do período de estudo, como reflexo da reduzida mortalidade.

O incremento periódico anual (IPA) da comunidade, considerando todos os indivíduos de todas as espécies no período de cinco anos, foi de $0,1484 \text{ cm.ano}^{-1}$ (Tab. 2). Este valor é semelhante aos registrados por Marimon (2005) e por Pinto (2002) em florestas monodominante ($0,17 \text{ cm.ano}^{-1}$) e de vale ($0,21 \text{ cm.ano}^{-1}$), respectivamente, no estado de Mato Grosso. O IPA da comunidade apresentou correlação positiva com as classes de diâmetro ($r^2 = 0,714$; $p = 0,0465$), sendo crescente ao longo das classes diamétricas e corroborando com o padrão de crescimento descrito por Swaine *et al.* (1987b). De acordo com os referidos autores, as árvores incluídas nas maiores classes de diâmetro tendem a apresentar maior crescimento em relação às de menor porte. Hubbell *et al.* (1999) destacaram que este padrão de crescimento pode ser atribuído ao fato de as árvores de grande porte ocuparem o dossel superior da floresta, tendo mais luz disponível e realizando maiores taxas de fotossíntese em relação à indivíduos de menor porte.

As principais espécies apresentaram valores de IPA que variaram entre $0,033$ a $0,165 \text{ cm.ano}^{-1}$ (Tab. 3). Marimon (2005) registrou valores de IPA semelhantes para as mesmas espécies em uma floresta monodominante adjacente, entre os anos de 1996 e 2004, indicando que tais espécies não apresentaram grandes variações no IPA entre as duas florestas, apesar das evidentes diferenças florísticas e estruturais das mesmas (Marimon 2005).

A evidente variação nos valores do IPA entre espécies com estratégias de vida em comum, como em *Amaioua guianensis* ($0,03 \text{ cm.ano}^{-1}$) e *Brosimum rubescens* ($0,13$

cm.ano⁻¹) (climáticas exigentes de luz) e *Tetragastris altissima* (0,14 cm.ano⁻¹) e *Cheilochlinium cognatum* (0,07 cm.ano⁻¹) (climáticas tolerantes à sombra) (Tab. 3) contrariou, pelo menos no período de estudo, o padrão geral de crescimento descrito por Whitmore (1990) e esperado para plantas de mesmos grupos ecológicos. Neste caso, de acordo com Marimon (2005), a peculiar taxa de crescimento da espécie, independentemente do grupo ecológico a que pertença, pode estar relacionada à capacidade de cada indivíduo em responder às condições ambientais a que está sujeito, ou ainda à sua genética.

A análise da dinâmica das principais espécies apontou *Heteropterys eglandulosa*, *Mouriri apiranga* e *Chaetocarpus echinocarpus* como espécies de reduzida mortalidade, recrutamento satisfatório e crescimento relativamente elevado. Neste caso, estas poderão ser utilizadas em estudos mais detalhados visando identificar espécies potenciais a serem empregadas em iniciativas de restauração e manejo das florestas estacionais da região. *Tetragastris altissima* e *Cheilochlinium cognatum* também apresentaram um crescimento relativamente elevado no período, no entanto, apresentaram uma expressiva mortalidade em relação ao recrutamento, indicando que mais estudos com suas populações são necessários antes de recomendações de uso destas espécies para estratégias de manejo e recuperação florestal.

Mabea fistulifera, que é uma espécie pioneira (Artigo 1), apesar de ter apresentado elevada mortalidade em relação ao recrutamento, foi a única a apresentar IPA superior à média da comunidade entre as espécies avaliadas. É importante destacar que a elevada mortalidade da referida espécie ocorreu em condições naturais, quando a floresta está passando por uma fase de redução da densidade de indivíduos, principalmente em espécies pioneiras (Artigo 1), reforçando a necessidade da realização de estudos mais detalhados testando o potencial de *M. fistulifera* para ser usada em plantios que visem revegetação imediata, visto que em tais condições a competição por luz e espaço no dossel tende a ser menor.

Tempo de meia vida, tempo de duplicação, estabilidade e reposição - Na floresta estudada, o tempo de meia vida (17,32 anos) foi menor que o tempo de duplicação (29,92 anos, Tab. 2), ao contrário do padrão observado por Oliveira-Filho *et al.* (1997), Paiva *et al.* (2007) e Silva & Araújo (2009) em florestas semidecíduais de Minas Gerais, cujos valores apresentaram-se equilibrados. O desequilíbrio nos valores do tempo de meia vida e de duplicação pode ser atribuído, neste caso, ao desbalanceamento

entre as taxas de mortalidade e recrutamento da floresta estudada, apontando ser esta uma floresta menos estável, pelo menos no período de estudo, que as outras florestas comparadas. De acordo com Korning & Balslev (1994), uma floresta com taxas de mortalidade, recrutamento, tempo de meia vida e de duplicação equilibradas está em estado silvigênico de equilíbrio, o que não ocorreu na floresta estudada entre os anos de 2003 e 2008.

A reposição da comunidade, considerando o número de indivíduos (23,6 anos) e a área basal (109,2 anos), indicou uma floresta com menor dinamismo que as amostradas por Oliveira-Filho *et al.* (1997), Paiva *et al.* (2007) e Silva & Araújo (2009) no estado de Minas Gerais, o que certamente está relacionado ao desequilíbrio entre as taxas de mortalidade e de recrutamento e de perda e ganho de área basal, ao contrário das florestas comparadas. Todavia, é importante salientar que as taxas de mortalidade e recrutamento podem variar entre diferentes períodos de observação da floresta, visto que no momento do inventário a mesma pode se encontrar em diferentes estádios do ciclo rítmico florestal. Além disso, a taxa de reposição (ou de rotatividade) pode ser influenciada pelos distúrbios naturais que ocorrem na floresta, como a formação de clareiras em função da queda parcial ou total de grandes árvores (Pinto & Hay 2005), como parece ser o caso da floresta estudada.

Os padrões de dinâmica da comunidade e das espécies lenhosas da floresta estacional semidecidual estudada sugerem que lentas mudanças estão ocorrendo na estrutura da comunidade, caracterizadas principalmente pela substituição de algumas espécies e pela retração da densidade de indivíduos e da biomassa. No entanto, acredita-se que tal condição esteja relacionada a uma fase particular do desenvolvimento da comunidade e que em inventários posteriores um padrão oposto poderá ser observado. Nesse sentido, para uma interpretação mais precisa dos processos que determinam a dinâmica florestal, destaca-se a importância da continuidade do monitoramento da floresta por longos períodos, com intervalos regulares entre as medições, como sugeriram Pinto & Hay (2005).

Agradecimentos

Ao Sr. Jairo Machado por autorizar a realização deste estudo na Fazenda Vera Cruz. Aos professores Dr. Eddie Lenza e Dr. José Roberto Rodrigues Pinto pela leitura crítica do manuscrito. Aos pesquisadores Edmar A. de Oliveira, Leandro Maracahipes,

Pábio H. Porto e Claudinei O. dos Santos pela ajuda no campo. À CAPES pela concessão da bolsa de estudos ao primeiro autor.

Referências bibliográficas

- Alencar, A.; Nepstad, D.; McGrath, D.; Moutinho, P.; Pacheco, P.; Diaz, M.C.V.; Soares Filho, B. 2004. **Desmatamento na Amazônia: indo além da “emergência crônica”**. Belém. Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia-IPAM.
- APG II - Angiosperm Phylogeny Group 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group Classification for the orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society** 141:399-436.
- Appolinário, V.; Oliveira-Filho, A.T.; Guilherme, F.A.G. 2005. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous Forest. **Revista Brasileira de Botânica** 28(2): 347-360.
- Aquino, F.G.; Walter, B.M.T.; Ribeiro, J.F. 2007. Dinâmica de populações de espécies lenhosas de Cerrado, Balsas, Maranhão. **Revista Árvore** 31(5): 793-803.
- Arce, J.E.; Felfili, J.A.; Gaiad, D.; Rezende, A.V.; Sanquetta, C. R. 2000. Avaliação do crescimento da vegetação arbórea em uma área de cerrado *sensu stricto*, em Brasília, DF. In: I. Lombardi (Ed.). **Colégio de ingenieros del Peru. Capítulos de Ingeniería forestal**. Congresso Forestal Latinoamericano, 2000. Tomo III.
- Ayres, M.; Ayres Jr. M.; Ayres, D.L.; Santos, A.A.S. 2007 **BioEstat 5.0: Aplicações estatísticas na área das ciências bio-médicas**. Belém. Sociedade Civil de Mamirauá.
- Balch, J.K.; Nepstad, D.C.; Brando, P.M.; Curran, L.M.; Portela, O.; Carvalho Jr., O.; Lefebvre, P. 2008. Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. **Global Changes Biology** 14: 1-12.
- Bonini, E.E. & Bonini, S.E. 1972. **Estatística teórica e exercícios**. São Paulo. Editora Loyola.
- 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.
- 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): 001-012.

- Durigan, G. 2006. Métodos para análise de vegetação arbórea. Pp. 455-471. In: L. Cullen Jr.; R. Rudran; C. Valladares-Padua. **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba. Universidade Federal do Paraná-UFPR.
- 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.
- Fearnside, P.M. 2005. Desmatamento na Amazônia brasileira: histórias, índices e conseqüências. **Megadiversidade** 1(1): 113-123.
- Felfili, J.M. 1995a. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery Forest in Central Brazil over six-year period (1985-1991). **Journal of Tropical Ecology** 11: 67-83.
- Felfili, J.M. 1995b. Diversity, structure and dynamic of gallery Forest in Central Brazil. **Vegetatio** 117: 1-15.
- Felfili, J.M., Silva-Júnior, M.C.; Nogueira, P. E. 1998. Levantamento da vegetação arbórea na região de Nova Xavantina, MT. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer** 3: 63-81.
- 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.
- Hubbell, S.P.; Foster, R.B.; O'Brien, S.T.; Harms, K.E.; Condit, R.; Wechsler, B.; Wright, S.; Lao, S.L. 1999. Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a Neotropical Forest. **Science** 283: 554-557.
- 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.
- Ivanauskas, N.M.; Monteiro, R.; Rodrigues, R.R. 2004a. Estrutura de um trecho de floresta amazônica na bacia do alto rio Xingu. **Acta Amazonica** 34(2): 281-305.
- Ivanauskas, N.M.; Monteiro, R.; Rodrigues, R.R. 2004b. Composição florística de trechos florestais na borda sul-amazônica. **Acta Amazonica** 34(3): 399-413.
- Ivanauskas, N.M.; Monteiro, R.; Rodrigues, R.R. 2008. Classificação fitogeográfica das florestas do Alto Rio Xingu. **Acta Amazonica** 38(3): 387-402.

- 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.
- Lieberman, D.; Lieberman, M.; Peralta, R.; Hartshorn, S. 1985. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. **Journal of Ecology** 73: 915-924.
- 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(2): 249-261.
- Manokaran, N. & Kochummen, K.M. 1987. Recruitment, growth and mortality of tree species in a lowland dipterocarp forest in Peninsular Malaysia. **Journal of Tropical Ecology** 3: 315-330.
- Marimon, B.S., Felfili, J.M.; Haridasan, M. 2001. Studies in monodominant forests in eastern Mato Grosso, Brazil: I. A forest of *Brosimum rubescens* Taub. **Edinburgh Journal of Botany** 58(1): 123-137.
- Marimon, B.S. 2005. Dinâmica de uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. e comparação com uma floresta mista em Nova Xavantina-MT. **Tese de Doutorado**. Brasília, Departamento de Ecologia, UnB.
- Marimon, B.S. & Felfili, J.M. 2006. Chuva de sementes em uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. e em uma floresta mista adjacente no Vale do Araguaia, MT, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 20(2): 423-432.
- Marimon, B.S.; Lima, E.S.; Duarte, T.G.; Chierogatto, 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(2,3): 323-341.
- Miguel, A. & Marimon, B.S. 2008. Mudanças na composição florística e na biodiversidade de espécies em três áreas da mata de galeria do Córrego Bacaba (Nova Xavantina-MT). Pp. 93-116. In: J.E. Santos & C. Galbiati (eds.). **Gestão e educação ambiental: água, biodiversidade e cultura**. São Carlos. Rima.
- Miguel, A. 2008. Dinâmica da comunidade arbustivo-arbórea de uma mata de galeria em Nova Xavantina, Mato Grosso. **Dissertação de Mestrado**. Cáceres, Unemat.
- Missouri Botanical Garden. 2009. **W3 Trópicos**. <http://www.mobot.org/w3t/search/vast.htm> (acesso em 15/12/2006).

- Muller-Dombois, D. & Ellemberg, H. 1974. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York. J. Wiley & Sons.
- 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.; Carvalho, W.A.C.; Machado, E.L.M.; Higuchi, P. Appolinário, V.; Castro, G.; Silva, A.C.; Santos, R.M.; Borges, L.F.; Corrêa, B.S.; Alves, J.M. 2007. Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1999-2004). **Revista Brasileira de Botânica** 30(1): 149-161.
- 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(3): 365-373.
- Pinto, J.R.R. 2002. Dinâmica da comunidade arbóreo-arbustiva em uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso. **Tese de Doutorado**. Brasília, Departamento de Ecologia, UnB.
- 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(3): 523-539.
- 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** 266: 449-492.
- Richards, P.W. 1996. **The tropical rainforests**. Cambridge. Cambridge University Press.
- Rolim, S.G.; Couto, H.T.Z.; Jesus, R.M. 1999. Mortalidade e recrutamento de árvores na Floresta Atlântica em Linhares (ES). **Scientia Forestalis** 55: 49-69.
- Schiavini, I.; Resende, J. C. F.; Aquino, F. G. 2001. Dinâmica de populações de espécies arbóreas em Mata de Galeria e Mata Mesófila na margem do Ribeirão Panga, MG. Pp. 267-299. In: J.F. Ribeiro; C.E.L. Fonseca & J.C. Sousa Silva

- (eds.). **Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria**. Planaltina. EMBRAPA Cerrados.
- Silva, C.J.; Sanches, L.; Bleich, M.E.; Lobo, F.A.; Nogueira, J.S. 2007. Produção de serrapilheira no Cerrado e Floresta de Transição Amazônia-Cerrado do Centro-Oeste Brasileiro. **Acta Amazonica** 37(4): 543-548.
- Silva, F.A.M.; Assad, E.D.; Evangelista, B.A. 2008. Caracterização Climática do Bioma Cerrado. Pp. 69-88. In: S.M. Sano; S.P. Almeida; J.F. Ribeiro (eds.). **Cerrado: ecologia e flora**. Brasília. Embrapa Informação Tecnológica.
- Silva, C.J.; Lobo, F.A.; Bleich, M.E.; Sanches, L. 2009. Contribuição de folhas na formação da serrapilheira e no retorno de nutrientes em floresta de transição no norte de Mato Grosso. **Acta Amazonica** 39(3): 591-600.
- Silva, M.R. & Araújo, G.M. 2009. Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta semidecidual em Uberlândia, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 23(1): 49-56.
- 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.
- Swaine, M.D. & Lieberman, D. 1987. Note on the calculation of mortality rates. **Journal of Tropical Ecology** 3: ii-iii.
- Swaine, M.D.; Lieberman, D.; Putz, F.E. 1987a. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology** 3: 359-366.
- Swaine, M.D.; Hall, J.B.; Alexander, I.J. 1987b. Tree populations dynamics of Kade, Ghana (1968-1982). **Journal of Tropical Ecology** 3: 331-345.
- Swaine, M.D. & Whitmore, T.C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio** 75: 81-86.
- Teixeira, L.M.; Chambers, J.Q.; Silva, A.R.; Lima, A.J.N.; Carneiro, V.M.C.; Santos, J.; Higuchi, N. 2007. Projeção da dinâmica da floresta natural de Terra-firme, região de Manaus-AM, com o uso da cadeia de transição probabilística de Markov. **Acta Amazonica** 37(3): 377-384.
- Veloso, H.P.; Rangel-Filho, A.L.R.; Lima, J.C.A. 2001. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro. IBGE.

- 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.
- Whitmore, T.C. 1990. Tropical Rain Forest dynamics and its implications for management. Pp.67-89. In: A. Gomespompa; T.C. Whitmore; M. Hadley (Eds.). **Rain forest regeneration and management**. Paris, UNESCO and The Part Eeonon Publishing Group.
- Zar, J.H. 1999. **Biostatistical Analysis**. New Jersey. Prentice Hall.

CONCLUSÕES GERAIS

Entre 2003 e 2008 as mudanças na composição florística da floresta estacional semidecidual estudada foram pequenas, com perdas e ganhos se limitando às espécies de baixa abundância. A perda de espécies (6) foi superior ao ganho (4), resultado em um desbalanceamento a favor da saída de alguns *taxa*. No entanto, tais mudanças não resultaram em diferenças na riqueza, diversidade e nos grupos ecológicos da floresta no período, indicando que a floresta estudada está em equilíbrio dinâmico em relação à sua composição florística.

A estrutura da floresta também se alterou pouco no período de cinco anos, sendo caracterizada principalmente pela redução em densidade de indivíduos (6%) e em área basal (9,5%). Apesar disso, as distribuições de diâmetros da comunidade e das principais espécies, bem como de alturas da comunidade não diferiram no período, caracterizando uma situação de razoável manutenção ou estabilidade da estrutura vertical e horizontal da floresta.

A taxa de mortalidade da comunidade superou a de recrutamento e foi semelhante à registrada em outras florestas estacionais do Brasil. O desbalanceamento entre mortalidade e recrutamento resultou em uma baixa estabilidade e dinamismo em relação a outras florestas tropicais brasileiras, causando mudanças negativas na grande maioria das classes de diâmetro.

A floresta estudada não pode ser caracterizada como uma comunidade florística e estruturalmente estática, pois mudanças estão ocorrendo lenta e continuamente ao longo do tempo, provavelmente em resposta às variações nas condições ambientais ou aos distúrbios naturais, como a abertura de clareiras. Além disso, a dinâmica e as alterações estruturais das espécies, avaliadas separadamente, indicam que mudanças mais evidentes poderão ser registradas na comunidade como um todo em medições futuras.

A dinâmica da floresta estacional semidecidual estudada parece estar relacionada a uma fase particular do ciclo florestal rítmico, caracterizada pela retração da densidade de indivíduos (em maior escala) e biomassa (menor escala), como um processo natural de autodesbaste da floresta. Este padrão indica, mais uma vez, que uma situação oposta pode ocorrer no futuro, destacando a importância da continuidade do monitoramento da

floresta para uma correta interpretação dos processos que determinam a dinâmica florestal.

APÊNDICES

APÊNDICE 1 - Normas gerais das revistas científicas utilizadas para redação e submissão dos artigos que compõe a presente dissertação.

O Artigo 1 foi submetido à revista Ciência Florestal, cujas normas estão disponíveis no seguinte endereço eletrônico:

<http://cascavel.ufsm.br/revistas/ojs-2.2.2/index.php/cienciaflorestal/about/submissions#authorGuidelines>

O Artigo 2 será submetido à revista Acta Amazonica, cujas normas estão disponíveis no seguinte endereço eletrônico:

<http://submission.scielo.br/index.php/aa/about/submissions#authorGuidelines>

O Artigo 3 será submetido à revista Acta Botanica Brasilica, cujas normas estão disponíveis no seguinte endereço eletrônico:

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