



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução

Karine da Silva Peixoto

**Dinâmica da comunidade arbórea em uma floresta estacional
semidecidual sob queimadas recorrentes**

Goiânia-GO
Março de 2010

Karine da Silva Peixoto

**Dinâmica da comunidade arbórea em uma floresta estacional
semidecidual sob queimadas recorrentes**

**Dissertação apresentada ao Programa de
Pós Graduação em Ecologia e Evolução
do Instituto de Ciências Biológicas da
Universidade Federal de Goiás, como
parte dos requisitos para a obtenção do
título de Mestre em Ecologia e Evolução.**

Orientador: Prof. Dr. Frederico Augusto Guimarães Guilherme

**Goiânia-GO
Março de 2010**

Karine da Silva Peixoto

**Dinâmica da comunidade arbórea em uma floresta estacional semidecidual
sob queimadas recorrentes**

Aprovada em 05 / 03 / 2020.



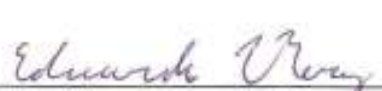
Prof. Dr. Frederico Augusto Guimarães Guilherme
Universidade Federal de Goiás



Prof. Dr. Maryland Sanchez
Universidade Federal de Mato Grosso



Prof. Dr. Ivan Schiavini
Universidade Federal de Uberlândia



Prof. Dr. Eduardo van den Berg
Universidade Federal de Lavras

Prof. Dr. Marcus Vinicius Cianciaruso (suplente)
Universidade Federal de Goiás

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço aos meus pais Pedro e Marinei pelo esforço em proporcionar aos filhos uma boa educação. Tudo que sou hoje devo a vocês.

Aos meus irmãos pelo apoio incondicional.

Aos meus primos Iaciara, Roberto, Juninho e Sônia pelo carinho durante o tempo em que estive em Goiânia.

A professora Maryland Sanchez pela identificação das plantas e aos professores Fernando Pedroni e Frederico Guilherme pela ajuda na análise dos dados. Todos contribuíram com importantes sugestões.

A professora Vera Lucia Gomes-Klein e à galera do Laboratório de Morfologia e Taxonomia Vegetal pela amizade. Como foi bom ter a companhia de vocês!

A Kátia Facure e Leandro Juem pelo auxílio nas análises estatísticas. Fico feliz por poder contar com vocês!

A Flávia Richelli Pirani pela revisão do abstract e pela amizade nos momentos difíceis.

A Michele, Weslainy e Fábio pela ajuda nos trabalhos de campo.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) pela concessão da bolsa de mestrado.

A Secretaria de Estado do Meio Ambiente de Mato Grosso (SEMA) pela permissão da realização dos trabalhos no Parque Estadual da Serra Azul (PESA) e também pelo apoio no campo, garantindo maior segurança.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	v
RESUMO.....	vii
ABSTRACT	viii
1. INTRODUÇÃO	1
2. MATERIAL E MÉTODOS	2
2.1. ÁREA DE ESTUDO	2
2.2. PROCEDIMENTO DE CAMPO	3
2.3. ANÁLISE DOS DADOS	5
3. RESULTADOS	8
4. DISCUSSÃO	20
5. CONCLUSÃO.....	25
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	25

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Dinâmica das espécies lenhosas amostradas na floresta semidecídua do Parque Estadual da Serra Azul, Barra do Garças, MT. N_0 = número de indivíduos vivos no primeiro levantamento (T1); N_t = número de indivíduos vivos no segundo levantamento (T2); N_m = número de indivíduos mortos entre T1 e T2; N_r = número de indivíduos recrutados entre T1 e T2; Q1 = parcelas queimadas uma vez; Q2 = parcelas queimadas duas vezes; M = taxa de mortalidade; R = taxa de recrutamento **12**
- Tabela 2.** Parâmetros de dinâmica calculados com base no número de indivíduos e na área basal da comunidade arbórea da floresta semidecídua do Parque Estadual da Serra Azul, Barra do Garças, MT. Q1 = área queimada uma vez; Q2 = área queimada duas vezes; T1 = primeiro levantamento (realizado entre outubro/2006 e maio/2007); T2 = segundo levantamento (realizado em março/2009); ns = diferenças entre Q1 e Q2 não significativa..... **17**
- Tabela 3.** Dinâmica por classes de diâmetro do componente arbóreo da floresta semidecídua localizada no Parque Estadual da Serra Azul, Barra do Garças, MT. Q1 = área queimada uma vez; Q2 = área queimada duas vezes; T1 = primeiro levantamento (outubro/2006 a maio/2007); T2 = segundo levantamento (março/2009); Esp. 1 = frequência esperada de indivíduos ou de área basal dos vivos em T2; Mort. = número de indivíduos ou área basal dos mortos entre T1 e T2; Esp. 2 = frequência esperada de indivíduos ou de área basal dos mortos entre T1 e T2; Imi. = imigrantes; Rec. = número de indivíduos ou de área basal dos recrutados entre T1 e T2; Ing. = ingressantes (recrutas + imigrantes); Emi. = emigrantes; Egr. = egressos (mortos + emigrantes); Obs. = observado..... **18**

Tabela 4. Dinâmica por classes de altura do componente arbóreo da floresta semidecídua localizada no Parque Estadual da Serra Azul, Barra do Garças, MT. Q1 = área queimada uma vez; Q2 = área queimada duas vezes; T1 = primeiro levantamento (outubro/2006 a maio/2007); T2 = segundo levantamento (março/2009); Esp. 1 = frequência esperada de indivíduos vivos em T2; Mort. = número de indivíduos dos mortos entre T1 e T2; Esp. 2 = frequência esperada de indivíduos mortos entre T1 e T2; Imi. = imigrantes; Rec. = número de indivíduos recrutados entre T1 e T2; Ing. = ingressantes (recrutas + imigrantes); Emi. = emigrantes; Egr. = egressos (mortos + emigrantes); Obs. = observado.....**19**

RESUMO

Os efeitos do fogo sobre a mortalidade de árvores podem alterar a composição e estrutura da vegetação, dependendo da intensidade, frequência e duração das queimadas. Nós monitoramos áreas de floresta sujeitas à diferentes frequências de fogo: 0,9 ha queimaram em 2007 (Q1) e 0,9 ha em 2005 e 2007 (Q2). A dinâmica foi referente ao intervalo médio de 2,03 anos entre T1 (outubro/2006-maio/2007) e T2 (março/2009), considerando indivíduos com PAP ≥ 15 cm. A diversidade (H') e riqueza de espécies (estimada por Jackknife) foram maiores em Q2, nos dois levantamentos (T1 e T2). Ocorreu a diminuição na densidade em Q1 e Q2. No entanto, a proporção de indivíduos que morreram foi maior em Q1. Os parâmetros da dinâmica baseados no número de indivíduos e na área basal não diferiram entre Q1 e Q2, exceto mudança (por número de indivíduos) que foi maior em Q1. O aumento na diversidade na área sujeita a maior frequência de queimadas pode ser explicada pela hipótese de distúrbio intermediário. Por outro lado, apesar da mortalidade e recrutamento não terem diferido entre Q1 e Q2, as altas taxas de mudanças, independentes da frequência, do fogo sugerem futuras mudanças florísticas e estruturais na floresta caso as queimadas continuem ocorrendo na área.

Palavras-chave: distúrbios, incêndios florestais, mortalidade

ABSTRACT

The effects of fire on tree mortality can change the floristic and structure of forest depending on intensity, frequencies and duration of burnt. Besides should play a fundamental role in vegetation dynamics. Areas of semideciduous forest subject to different frequencies of fire were monitored: 0.9 ha burned in 2007 (Q1) and 0.9 ha in 2005 and 2007 (Q2). The dynamics was based the average interval of 2.03 years between T1 (outubro/2006-maio/2007) and T2 (March/2009), including individuals with PAP ≥ 15 cm. Diversity (H') and species richness (estimated by Jackknife) were higher in Q2, both at T1 and T2. The decrease on tree density between surveys was significant for Q1 and Q2. The proportion of deaths was higher in Q1. With exception of change (based number of individuals) that was higher in Q1, there were no differences in the dynamic parameters between Q1 and Q2 considering both the number of individuals and basal area. The increase of diversity in Q2 may be partially explained by the hypothesis of intermediate disturbance. On the other hand, despite the recruitment and mortality did not differ between Q1 and Q2, the high turnover rates independent of fire frequency suggests future changes in forest if the fire continuing frequent in the area.

Key words: disturbances, forest fires, mortality

1. INTRODUÇÃO

O fogo pode alterar a estrutura, a composição florística e o recrutamento de plantas (Woods 1989; Cochrane & Schulze 1999), causando redução da densidade de árvores (Medeiros & Miranda 2005). Mesmo que algumas espécies apresentem um elevado grau de resistência aos incêndios, devido à baixa mortalidade e rápida rebrota, tais características não são suficientes para garantir a persistência das comunidades florestais quando esses distúrbios são frequentes (Hoffmann & Solbrig 2003).

A recuperação da vegetação, após o fogo, pode levar mais ou menos tempo, dependendo da intensidade e duração do incêndio (Keeley *et al.* 2003). Mesmo incêndios de baixa intensidade podem causar grandes impactos na vegetação, favorecendo o estabelecimento de espécies exóticas e inibindo o ciclo de regeneração da floresta (Kennard *et al.* 2002; Laurance 2003; Otterstrom & Schwartz 2006). Ao passo que distúrbios de intensidade intermediária podem ser importantes para a manutenção de um grande número de espécies (Hubbell *et al.* 1999), uma vez que provoca a reversão das comunidades a estados sucessionais iniciais, nos quais espécies previamente excluídas por competição, voltam a se estabelecer (Sheil & Burslem 2003).

Estudos de longo prazo acompanham as mudanças que ocorrem continuamente na comunidade florestal e auxiliam no entendimento dos processos ecológicos relacionados ao crescimento, recrutamento e mortalidade (Swaine *et al.* 1990; Braga & Rezende 2007; Silva & Araújo 2009). Embora esses monitoramentos sejam difíceis de serem mantidos, eles são essenciais para o desenvolvimento e testes de hipóteses sobre os processos e as taxas de recuperação após perturbações, tanto antrópicas como naturais (Taylor *et al.* 2008). Como o fogo é um dos fatores que mais contribui para as mudanças temporais na densidade de plantas, torna-se fundamental a análise de seus efeitos em diferentes fisionomias vegetacionais (Hoffmann 1999; Hoffmann & Solbrig 2003).

A dinâmica das florestas tropicais tem sido avaliada por diversos trabalhos (Lang & Knight 1983, Lieberman *et al.* 1985, Denslow 1987, Swaine *et al.* 1990, Korning & Balslev 1994, Sheil & May 1996, Laurance *et al.* 1998, Holl 1999, DeWalt *et al.* 2003 e Lewis *et al.* 2004). Especificamente no Brasil, florestas semidecíduais, têm sido estudadas com relativa frequência (Oliveira-Filho *et al.* 1997; Nascimento *et al.* 1999; Chagas *et al.* 2001; Guilherme *et al.* 2004; Appolinário *et al.* 2005; Oliveira-Filho *et al.* 2007; Paiva *et al.* 2007; Higuchi *et al.* 2008; Silva & Araujo 2009). No entanto, são raros os estudos que analisam alterações estruturais e monitoram o desenvolvimento pós-fogo (Melo *et al.* 2007; Balch *et al.* 2009) e são escassas as informações sobre o potencial de tolerância das espécies arbóreas às queimadas (Uhl & Kauffman 1990, Hoffmann 1999).

O objetivo desse estudo foi avaliar os possíveis impactos de incêndios florestais na diversidade, estrutura e dinâmica da comunidade arbórea na floresta estacional semidecidual do Parque Estadual da Serra Azul e responder à seguinte pergunta: a frequência do fogo interfere na diversidade e nos parâmetros da dinâmica florestal? Baseado na hipótese de que o fogo causa um severo impacto nas espécies florestais, nós esperamos encontrar maiores taxas de mortalidade e menores de recrutamento e crescimento arbóreo nas áreas que são mais frequentemente afetadas pelas queimadas, o que deve influenciar conseqüentemente a diversidade, a composição florística e dinâmica florestal.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A fisionomia florestal do presente estudo está localizada no Parque Estadual da Serra Azul (PESA), município de Barra do Garças, estado de Mato Grosso. O PESA ocupa uma área de 11.000 ha e apresenta altitude média de 560 m. O clima da região caracteriza-se por

duas estações bem definidas: uma chuvosa (outubro a abril) e outra seca (maio a setembro). A precipitação média anual é 1528 mm, e a temperatura média 25,5 °C. (Pirani *et al.* 2009).

O cerrado rupestre e o cerrado sentido restrito são as principais formações presentes no PESA, no entanto, existem também fisionomias campestres, florestas de galeria e semidecíduas. O local de estudo corresponde a uma floresta estacional semidecidual (15°51'07,9''S e 52°14'19,6''W) que apresenta relevo com inclinação entre 10° e 30° e localiza-se nas partes mais altas do PESA (648 m). Essa floresta, bem como as demais fitofisionomias do parque, é ocasionalmente atingida por incêndios, sendo que as queimadas mais recentes ocorreram em setembro de 2005 e outubro de 2007. O fogo oriundo das atividades humanas tem origem principalmente nas propriedades localizadas na divisa do parque e são decorrentes da queima de pastagens na área rural e de lixo no perímetro urbano (FEMA 2000).

O trecho de floresta estacional estudado é cortado por uma estrada que no incêndio de 2005 funcionou como um aceiro, impedindo a propagação do fogo em um dos lados da floresta. No entanto, no incêndio de 2007, devido à prolongada estação seca e o conseqüente acúmulo de serapilheira, a estrada não foi suficiente para evitar a propagação do fogo, o qual atingiu toda a floresta.

2.2. Procedimentos de campo

Para a realização do estudo foram demarcadas 180 parcelas permanentes de 10 × 10 m agrupadas em seis blocos com 30 parcelas cada, totalizando uma área amostral de 1,8 ha. Três blocos (0,9 ha) estão localizados no trecho da floresta que pegou fogo apenas em 2007 e foram tratados no nosso estudo como Q1. Os outros três blocos (0,9 ha) estão localizados no trecho da floresta que pegou fogo em 2005 e 2007 e foram tratados como Q2. Segundo fazendeiros que antes de 2008 ocupavam áreas no PESA, a parte da floresta correspondente a

Q2, por estar posicionada em continuidade com as divisas de propriedades adjacentes ao parque, queimou mais vezes ao longo dos anos que a área correspondente a Q1.

No primeiro levantamento (T1), realizado entre outubro de 2006 e maio de 2007, foram incluídos todos os indivíduos que apresentavam perímetro à altura do peito (PAP) igual ou superior a 15 cm. Indivíduos com caules múltiplos foram incluídos quando pelo menos uma de suas ramificações possuísse $PAP \geq 15$ cm. Nestes casos foram anotadas as circunferências de todas as ramificações para o cálculo da área basal. Os indivíduos foram marcados com plaquetas de alumínio numeradas, tiveram os perímetros de seus caules medidos com fita métrica, altura máxima da copa estimada visualmente por comparação com uma vara de comprimento conhecido (vários estágios da tesoura de poda) e material botânico coletado para identificação. O material testemunho foi incorporado ao acervo do Herbário UFMT – Unidade do Campus Universitário do Araguaia. A identificação do material botânico foi realizada através de comparação com exsicatas já existentes em herbários, consultas à literatura e especialistas.

No segundo levantamento (T2), realizado em março de 2009, foram adotados os mesmos critérios utilizados em T1. Os indivíduos vivos que atingiram o critério de inclusão entre o primeiro e segundo levantamento, receberam plaqueta de alumínio numerada, tiveram seus perímetros medidos, altura da copa estimada e material botânico coletado para identificação. Indivíduos registrados em T1 e não encontrados em T2 foram considerados mortos.

O intervalo de tempo (t) transcorrido entre as amostragens variou entre 895 dias (2,45 anos) e 655 dias (1,79 anos), dependendo da parcela analisada, sendo que a média entre T1 e T2 foi 2,03 anos. Dessa forma, para os parâmetros de dinâmica, o intervalo de tempo foi calculado de duas maneiras: tempo por parcela, onde foi considerado o intervalo de tempo entre T1 e T2 para cada uma das 180 parcelas inventariadas; tempo por espécie, onde foi

calculado o tempo médio considerando as datas de coletas de dados para todos os indivíduos de uma dada espécie.

2.3. Análise dos dados

A diversidade foi calculada pelo índice de diversidade de Shannon (H') (Magurran 1988), sendo comparados entre os tratamentos (Q1 e Q2) e entre os levantamentos (T1 e T2) através do teste t (Hutcheson 1970). A riqueza de espécies esperada para Q1 e Q2 e para T1 e T2, foi calculada usando o estimador de riqueza Jackknife de primeira ordem, que prevê o número de espécies em uma área com base na frequência das espécies encontradas nela, ou seja, projeta o número total de espécies a partir da heterogeneidade da amostra (Chiarucci *et al.* 2003).

Para o cálculo dos parâmetros de dinâmica considerando o número de indivíduos foi obtido: N_0 = número de indivíduos inicial (indivíduos vivos presentes no primeiro levantamento); N_t = número de indivíduos final (indivíduos vivos presentes no segundo levantamento); N_r = número de indivíduos recrutados entre o primeiro e o segundo levantamento; N_m = número de indivíduos mortos entre o primeiro e o segundo levantamento. Para o cálculo dos parâmetros de dinâmica considerando a área basal foi obtido: AB_0 = área basal inicial (área basal dos indivíduos vivos no primeiro levantamento); AB_t = área basal final (área basal dos indivíduos vivos no segundo levantamento); AB_m = área basal dos indivíduos que morta entre o primeiro e o segundo recrutamento; AB_d = área basal decrescida entre o primeiro e o segundo levantamento (área basal perdida por meio de quebra ou perda parcial do tronco); AB_g = área basal ganha entre o primeiro e o segundo levantamento (incremento em área basal das árvores sobreviventes); AB_r = área basal recrutada entre o primeiro e o segundo levantamento (área basal dos recrutas).

As densidades e áreas basais médias por parcela foram comparadas entre os tratamentos (Q1 e Q2) usando o teste t para duas amostras independentes e a variação

temporal na densidade e na área basal foi avaliada pelo teste t pareado (Zar 1998). Diferenças entre os tratamentos na relação entre os valores iniciais e finais de densidade e de área basal foram testadas através de Análise de Covariância (ANCOVA) usando os valores iniciais como co-variável e os tratamentos como fator fixo (Zar 1998). As densidades de plantas por parcela foram transformadas em raiz quadrada antes das análises para alcançar os pressupostos de distribuição normal e homogeneidade de variâncias dos testes paramétricos (Zar 1998). As proporções de indivíduos que morreram entre os tempos T1 e T2 foram comparadas entre os tratamentos Q1 e Q2 pelo teste de Qui-quadrado (Zar 1998). A normalidade dos dados foi avaliada através do teste para normalidade de Shapiro-Wilk e a homogeneidade de variâncias pelo teste de F (Zar 1998). Para ambos os testes, foi usado o pacote estatístico R versão 2.10.1 (R Development Core Team 2009). As demais análises foram feitas no programa SYSTAT 10 (SPSS 2000).

Foram calculados para a área total, Q1 e Q2 os seguintes parâmetros de dinâmica: taxas anuais médias de mortalidade $M = \{1 - [(N_0 - N_m) / N_0]^{1/t}\} \times 100$ e recrutamento $R = [1 - (1 - N_r / N_t)^{1/t}] \times 100$ de árvores individuais e as taxas anuais médias de perda $P = \{1 - [(AB_0 - AB_m - AB_d) / AB_0]^{1/t}\} \times 100$ e ganho $G = \{1 - [1 - (AB_r + AB_g) / AB_t]^{1/t}\} \times 100$ de área basal por meio das expressões exponenciais, segundo Sheil *et al.* (2000); as taxas de mudança líquida tanto para número de indivíduos $Ch_N = [(N_t / N_0)^{1/t} - 1] \times 100$ como para área basal $Ch_{AB} = [(AB_t / AB_0)^{1/t} - 1] \times 100$, conforme Korning e Balslev (1994); e as taxas de rotatividade (“turnover”) para número de indivíduos ($T_N = (M + R) / 2$) e para área basal ($T_{AB} = (P + G) / 2$) sugeridas por Oliveira-Filho *et al.* (1997). As comparações dos parâmetros de dinâmica entre Q1 e Q2 foram feitas através de teste t (Zar 1998).

A dinâmica nas diferentes classes diamétricas foi avaliada considerando tanto o número de indivíduos como a área basal, os quais foram distribuídos em intervalos de classe com amplitudes crescentes, o que é comumente adotado em estudos de dinâmica florestal com

a finalidade de compensar o acentuado decréscimo da densidade nas classes de tamanho maiores (Appolinário *et al.* 2005; Oliveira-Filho *et al.* 2007; Guimarães *et al.* 2008). A dinâmica nas classes de altura foi avaliada para número de indivíduos. Nesse caso, foram elaborados histogramas de frequência com intervalos de classes calculados de acordo com a fórmula $IC = A/K$ sugerida por Bonini & Bonini (1972), onde “IC” representa o intervalo de classe, “A” representa a amplitude dos valores de altura e “K” é uma constante definida pelo algoritmo de Sturges $1+3,3.\log_{10}n$ em que “n” é o número total de indivíduos amostrados. Para verificar se houve diferenças significativas na frequência de indivíduos (por classes de diâmetro e altura) e área basal (por classes de diâmetro) entre Q1 e Q2 e entre os levantamentos (T1 e T2) foi aplicado o teste de Kolmogorov-Smirnov (D) (Zar 1998).

Para descrever as variações temporais ocorridas em cada classe de diâmetro e altura, foram consideradas as seguintes categorias: imigrantes (número de árvores ou área basal que foram adicionados em cada classe); recrutas (número de árvores ou área basal recrutada em cada classe); emigrantes (número de árvores ou área basal que saiu de cada classe); mortos (número de árvores ou área basal morta em cada classe); ingressantes (entrada de indivíduos ou área basal: recrutas + imigrantes); egressos (saída de indivíduos ou área basal: mortos + emigrantes) (Lieberman *et al.* 1985).

Foram calculadas ainda as frequências esperadas de indivíduos mortos e de indivíduos vivos no segundo levantamento, utilizando-se a fórmula: $N_{\text{esp}}\text{classe} = (N_0\text{classe} / N_0\text{total}) \times N_t\text{total}$. Onde: $N_{\text{esp}}\text{classe}$ é o número de indivíduos esperado por classe diamétrica; $N_0\text{classe}$ é a contagem inicial de árvores na classe diamétrica; $N_0\text{total}$ é a contagem inicial total (número de indivíduos inicial ou N_0); e $N_t\text{total}$ é a contagem final total (número de indivíduos final ou N_t) (Guimarães *et al.* 2008). Para verificar se as frequências observadas em T2 foram diferentes das esperadas, utilizou-se o teste de qui-quadrado (χ^2).

3. RESULTADOS

No primeiro levantamento (T1), foram encontradas 102 espécies, distribuídas em 87 gêneros e 41 famílias. No segundo levantamento (T2), devido à morte dos únicos indivíduos de *Diospyros sericea* e *Miconia albicans*, ambos localizados em Q2, a riqueza total diminuiu para 100 espécies, as quais foram distribuídas em 86 gêneros e 40 famílias (Tab 1). Mesmo com a perda de duas espécies entre T1 e T2, o índice de diversidade (H') obtido para a área total não variou com o tempo, mantendo-se em $3,77 \text{ nats.ind.}^{-1}$ em ambos os levantamentos ($t = 0,03$; $p = 0,96$). O mesmo ocorreu em Q1 ($t = 0,08$; $p = 0,92$) e em Q2 ($t = 0,08$; $p = 0,93$), onde o índice de diversidade também não sofreu alterações no intervalo de tempo considerado (Tab. 2). Comparando-se as duas áreas, a diversidade (H') foi significativamente maior em Q2 do que em Q1, tanto em T1 ($t = 4,76$; $p < 0,001$) como em T2 ($t = 4,46$; $p < 0,001$) (Tab. 2). A riqueza de espécies estimada também foi maior em Q2 (T1: Jackknife $111,8 \pm 7,8$; T2: Jackknife $109,8 \pm 8,8$) quando comparada com Q1 (T1: Jackknife $96,9 \pm 7,7$; T2: Jackknife $93,9 \pm 7,2$) em ambos os levantamentos. Dentre as espécies que contribuíram para a maior riqueza em Q2, podem ser destacadas *Amaioua guianensis*, *Buchenavia tomentosa*, *Micropholis rigida* e *Pseudobombax tomentosum* com apenas um indivíduo cada, e *Guazuma ulmifolia*, *Guetarda viburnioides*, *Maytenus robusta* e *Myracrodruon urundeuva* com 10 ou mais indivíduos (Tab. 1)

O número de árvores amostradas em T1 e T2 foi 2331 e 2144 indivíduos, respectivamente. Portanto, houve uma perda líquida de 187 indivíduos, como resultado da morte de 212 indivíduos e ingresso de apenas 25 árvores (Tab. 2). A densidade inicial de plantas foi maior no tratamento Q2 ($14 \pm 5,75 \text{ ind.parcela}^{-1}$) do que em Q1 ($11,9 \pm 5,14 \text{ ind.parcela}^{-1}$) ($t = -2,632$; $gl = 178$; $p = 0,009$). A diminuição na densidade de plantas entre T1 e T2 foi significativa tanto para Q1 ($t = 5,309$; $g.l. = 89$; $p < 0,001$) como para Q2 ($t = 6,867$; $g.l. = 89$; $p < 0,001$). Houve ainda uma interação significativa entre a densidade inicial e o

tratamento ($F_{1;176} = 7,708$; $p = 0,006$), indicando que a relação entre densidade inicial e final diferiu entre Q1 e Q2. A proporção de indivíduos que morreram foi maior no tratamento Q1 do que no tratamento Q2 ($\chi^2 = 12,101$; g.l. = 1; $p < 0,001$).

Em T1, a área basal total da comunidade foi $43,58 \text{ m}^2$ e em T2, $43,96 \text{ m}^2$, sendo constatado um acréscimo de $0,38 \text{ m}^2$ devido ao crescimento dos sobreviventes e recrutamento de alguns indivíduos (Tab. 2). A área basal inicial não diferiu entre Q1 e Q2 ($t = 0,599$; gl = 178; $p = 0,55$). Considerando apenas os indivíduos presentes em T1 e T2 (sobreviventes), houve um acréscimo de área basal no tratamento Q2 ($t = -2,747$; g.l. = 89; $p = 0,007$), mas não em Q1 ($t = -1,320$; g.l. = 89; $p = 0,190$). A relação entre a área basal inicial e final foi similar em Q1 e Q2 ($F_{1;176} = 0,121$; $p = 0,729$, tratamento $F_{1;177} = 0,533$; $p = 0,466$).

A comparação entre Q1 e Q2 das taxas de mortalidade (t para variâncias separadas = 1,09; gl = 156 ; $p = 0,27$) , recrutamento (t para variâncias separadas = 1,57; gl = 105 ; $p = 0,13$), mudança ($t = 0,14$; gl = 178 ; $p = 0,88$) e rotatividade (t para variâncias separadas = 1,77; gl = 142; $p = 0,08$) para número de indivíduos e das taxas de perda ($t = 0,11$; gl = 178 ; $p = 0,90$), ganho (t para variâncias separadas = 0,96; gl = 109 ; $p = 0,33$), mudança ($t = 0,66$; gl = 178 ; $p = 0,50$) e rotatividade (t para variâncias separadas = 0,59; gl = 145; $p = 0,56$) para área basal não mostraram diferenças significativas (Tab 2).

Na distribuição do número de indivíduos por classes de diâmetro, não houve diferenças entre T1 e T2 tanto em Q1 (D para duas amostras: $\chi^2 = 2,85$; gl = 2; $p = 0,24$) como em Q2 (D para duas amostras: $\chi^2 = 2,10$; gl = 2; $p = 0,34$). No entanto, houve diferenças significativas entre Q1 e Q2 em T1 (D para duas amostras: $\chi^2 = 12,22$; gl = 2; $p = 0,002$) e T2 (D para duas amostras: $\chi^2 = 14,11$; gl = 2; $p = 0,0009$). As comparações referentes às distribuições da área basal em classes de diâmetro não apontaram diferenças entre T1 e T2 em Q1 (D para duas amostras: $\chi^2 = 0,03$; gl = 2; $p = 0,98$) e em Q2 (D para duas amostras: $\chi^2 = 0,03$; gl = 2; $p = 0,98$), bem como não houve diferenças significativas entre Q1 e Q2 em T1

(D para duas amostras: $\chi^2 = 1,27$; gl = 2; p = 0,52) e em T2 (D para duas amostras: $\chi^2 = 1,28$; gl = 2; p = 0,52). Por outro lado, a distribuição do número de indivíduos por classes de altura foi diferente entre T1 e T2 em Q1 (D para duas amostras: $\chi^2 = 30,00$; gl = 2; p < 0,0001) e Q2 (D para duas amostras: $\chi^2 = 41,22$; gl = 2; p < 0,0001), mas não houve diferenças significativas entre Q1 e Q2 em T1 (D para duas amostras: $\chi^2 = 5,07$; gl = 2; p = 0,07) e T2 (D para duas amostras: $\chi^2 = 5,11$; gl = 2; p = 0,07) (Tab. 3).

Em Q1 não houve diferenças significativas entre a frequência de indivíduos vivos observada em T2 e a frequência de indivíduos vivos esperada (Esp. 1) ($\chi^2 = 3,27$; gl = 4; p = 0,51), no entanto, a frequência de indivíduos mortos observada e a frequência de indivíduos mortos esperada (Esp. 2) foram significativamente diferentes ($\chi^2 = 15,50$; gl = 3; p = 0,001). Similarmente à Q1, em Q2 não houve diferenças significativas entre a frequência de indivíduos vivos observada em T2 e a frequência de indivíduos vivos esperada ($\chi^2 = 2,41$; gl = 3; p = 0,49), enquanto que a frequência de indivíduos mortos observada em T2 e a frequência de indivíduos mortos esperada foram significativamente diferentes ($\chi^2 = 19,71$; gl = 3; p = 0,0002) (Tab. 3).

Na distribuição da área basal por classes de diâmetro não houve diferenças entre a frequência de área basal viva observada em T2 e a área basal viva esperada tanto em Q1 ($\chi^2 = 0,05$; gl = 4; p = 0,99) como em Q2 ($\chi^2 = 0,05$; gl = 3; p = 0,99), bem como não houve diferenças entre a área basal morta encontrada em T2 e a área basal morta esperada (Q1: $\chi^2 = 0,24$; gl = 4; p = 0,99; Q2: $\chi^2 = 0,31$; gl = 3; p = 0,95) (Tab. 3).

Já na distribuição do número de indivíduos por classes de altura, o número de indivíduos vivos encontrado em T2 foi significativamente diferente do número de indivíduos vivos esperado, tanto em Q1 ($\chi^2 = 85,90$; gl = 8; p > 0,0001) como em Q2 ($\chi^2 = 145,84$; gl = 8; p > 0,0001). Ao passo que a frequência de indivíduos mortos encontrada em T2 foi diferente

da frequência de indivíduos mortos esperada apenas em Q2 ($\chi^2 = 17,64$; gl = 8; p = 0,02) e não em Q1 ($\chi^2 = 13,22$; gl = 8; p = 0,10) (Tab. 4).

Tabela 1. Dinâmica das espécies lenhosas amostradas na floresta semidecídua do Parque Estadual da Serra Azul, Barra do Garças, MT. N_0 = número de indivíduos vivos no primeiro levantamento (T1); N_t = número de indivíduos vivos no segundo levantamento (T2); N_m = número de indivíduos mortos entre T1 e T2; N_r = número de indivíduos recrutados entre T1 e T2; Q1 = parcelas queimadas uma vez; Q2 = parcelas queimadas duas vezes; M = taxa de mortalidade; R = taxa de recrutamento.

Tempo (anos)	Espécies	Número de indivíduos								Parâmetros de dinâmica			
		Q1				Q2				M (%)		R (%)	
		N_0	N_m	N_r	N_t	N_0	N_m	N_r	N_t	Q1	Q2	Q1	Q2
2,44	<i>Acacia polyphylla</i> DC.	1	0	0	1	4	2	0	0	0,00	24,73	0,00	0,00
1,80	<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.	-	-	-	-	3	0	0	3	-	0,00	-	0,00
1,89	<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. & Hook. f.	12	0	0	12	2	0	0	2	0,00	0,00	0,00	0,00
2,14	<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A. Rich. ex DC.	2	0	0	2	4	0	0	4	0,00	0,00	0,00	0,00
1,89	<i>Amaioua guianensis</i> Hemsl.	-	-	-	-	1	0	0	1	-	0,00	-	0,00
2,15	<i>Anadenanthera falcata</i> (Benth.) Speg.	39	3	1	37	29	2	0	27	3,65	3,27	1,27	0,00
1,84	<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) J.F. Macbr.	3	0	0	3	3	0	0	3	0,00	0,00	0,00	0,00
2,04	<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	8	0	0	8	11	1	0	10	0,00	4,56	0,00	0,00
2,18	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr.	46	18	0	28	37	3	0	34	20,37	3,80	0,00	0,00
1,94	<i>Leptolobium araguaiense</i> Sch.Rodr. & AM.G.Azevedo	15	1	1	15	18	1	0	17	3,49	2,90	3,49	0,00
2,04	<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart. ex A. DC.	71	6	2	67	120	6	0	114	4,24	2,48	1,47	0,00
2,17	<i>Astrocaryum</i> sp.	2	0	0	2	1	0	0	1	0,00	0,00	0,00	0,00
1,93	<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott ex Spreng.	17	0	0	17	29	0	0	29	0,00	0,00	0,00	0,00
1,98	<i>Bauhinia longifolia</i> D. Dietr.	21	2	3	22	29	3	0	26	4,93	5,37	7,14	0,00
1,80	<i>Buchenavia tomentosa</i> Eichler	-	-	-	-	1	0	0	1	-	0,00	-	0,00
1,96	<i>Byrsonima sericea</i> DC.	4	0	0	4	5	0	1	6	0,00	0,00	0,00	8,88
1,90	<i>Callisthene fasciculata</i> Mart.	3	0	0	3	5	1	0	4	0,00	11,08	0,00	0,00
1,98	<i>Calypttranthes lucida</i> Mart. ex DC.	21	3	0	18	72	5	0	67	7,49	3,57	0,00	0,00

continua

Tabela 1 (continuação)

Tempo (anos)	Espécies	Número de indivíduos								Parâmetros de dinâmica			
		Q1				Q2				M (%)		R (%)	
		N ₀	N _m	N _r	N _t	N ₀	N _m	N _r	N _t	Q1	Q2	Q1	Q2
1,94	<i>Campomanesia eugenioides</i> (Cambess.) D. Legrand	20	1	1	20	38	2	0	36	2,61	2,75	2,61	0,00
1,93	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	4	0	0	4	4	1	0	3	0,00	13,85	0,00	0,00
1,93	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	2	1	0	1	1	0	0	1	30,17	0,00	0,00	0,00
2,38	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	3	0	0	3	2	1	0	1	0,00	25,27	0,00	0,00
1,95	<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers) A.C. Sm.	7	0	0	7	10	0	1	11	0,00	0,00	0,00	4,77
1,95	<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	-	-	-	-	7	3	0	4	-	24,95	-	0,00
2,07	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	3	0	0	3	7	0	0	7	0,00	0,00	0,00	0,00
2,10	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	140	16	0	124	86	12	0	74	5,62	6,91	0,00	0,00
1,99	<i>Coussarea hydrangeifolia</i> (Benth.) Benth. & Hook. f.	135	15	2	123	115	13	2	104	5,70	5,85	0,82	0,97
1,85	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	6	1	0	5	1	0	0	1	9,39	0,00	0,00	0,00
1,94	<i>Curatella americana</i> L.	1	0	0	1	2	0	0	2	0,00	0,00	0,00	0,00
1,80	<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	3	0	0	3	1	0	0	1	0,00	0,00	0,00	0,00
2,02	<i>Dilodendron bipinnatum</i> Radlk.	-	-	-	-	9	1	0	8	-	5,66	-	0,00
2,02	<i>Diospyros brasiliensis</i> Mart. ex Miq.	4	0	0	4	5	1	0	4	0,00	10,46	0,00	0,00
1,89	<i>Diospyros sericea</i> A. DC.	1	1	0	0	-	-	-	-	100,00	0,00	0,00	0,00
1,80	<i>Dipteryx alata</i> Vogel	2	0	0	2	3	0	0	3	0,00	0,00	0,00	0,00
1,80	<i>Diptychandra aurantiaca</i> Tul.	2	0	0	2	1	0	0	1	0,00	0,00	0,00	0,00
2,04	<i>Duguetia lanceolata</i> A. St.-Hil.	3	1	0	2	2	0	0	2	18,03	0,00	0,00	0,00
1,94	<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	52	2	1	51	12	0	1	13	2,00	0,00	1,2	4,04
2,10	<i>Ephedranthus</i> sp.	23	2	0	21	24	1	1	24	4,24	2,01	0,00	2,01
1,93	<i>Erythroxylum deciduum</i> A. St.-Hil.	9	1	0	8	4	0	0	4	5,92	0,00	0,00	0,00
2,09	<i>Eugenia</i> sp.	6	1	0	5	1	1	0	0	8,35	100,00	0,00	0,00
2,00	<i>Eugenia stictopetala</i> DC.	5	0	0	5	4	0	1	5	0,00	0,00	0,00	10,56
1,89	<i>Guatteria</i> sp.	1	1	0	0	2	0	0	2	100	0,00	0,00	0,00
1,97	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	-	-	-	-	11	1	0	10	-	4,72	-	0,00

continua

Tabela 1 (continuação)

Tempo (anos)	Espécies	Número de indivíduos								Parâmetros de dinâmica			
		Q1				Q2				M (%)		R (%)	
		N ₀	N _m	N _r	N _t	N ₀	N _m	N _r	N _t	Q1	Q2	Q1	Q2
2,06	<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schltdl.	-	-	-	-	10	0	0	10	-	0,00	-	0,00
1,85	<i>Himatanthus sucuuba</i> (Spruce ex Müll. Arg.) Woodson	7	0	1	8	6	0	0	6	0,00	0,00	6,96	0,00
1,89	<i>Hirtella glandulosa</i> Spreng.	-	-	-	-	2	0	0	2	-	0,00	-	0,00
2,08	<i>Hirtella</i> sp.	2	0	0	2	2	0	0	2	0,00	0,00	0,00	0,00
1,91	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	17	0	0	17	42	3	0	39	0,00	3,81	0,00	0,00
2,00	Indeterminada 01	1	0	0	1	4	0	0	4	0,00	0,00	0,00	0,00
1,89	Indeterminada 02	-	-	-	-	3	0	0	3	-	0,00	-	0,00
2,09	<i>Inga cylindrica</i> (Vell.) Mart.	19	5	0	14	15	4	0	11	13,59	13,79	0,00	0,00
2,18	<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	2	0	0	2	1	1	0	0	0,00	100,00	0,00	0,00
1,80	<i>Jacaranda brasiliana</i> (Lam.) Pers.	2	0	0	2	1	0	0	1	0,00	0,00	0,00	0,00
1,89	<i>Licania kunthiana</i> Hook. f.	-	-	-	-	3	1	0	1	-	19,31	-	0,00
2,07	<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	36	3	1	34	27	2	0	25	4,12	3,65	1,43	0,00
1,88	<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	1	0	0	1	-	-	-	-	0,00	-	0,00	-
1,96	<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	16	2	0	14	37	1	0	36	6,59	1,39	0,00	0,00
1,94	<i>Magonia pubescens</i> A. St.-Hil.	2	0	0	2	3	0	0	3	0,00	0,00	0,00	0,00
1,96	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	2	0	0	2	26	4	0	22	0,00	8,17	0,00	0,00
1,98	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	11	1	0	10	11	2	0	9	4,70	9,64	0,00	0,00
1,90	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	8	2	0	6	1	0	0	1	14,05	0,00	0,00	0,00
1,96	<i>Maytenus robusta</i> Reissek	-	-	-	-	11	0	1	12	-	0,00	-	4,34
2,38	<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	1	1	0	0	-	-	-	-	100	-	0,00	-
1,89	<i>Micropholis rigida</i> Pierre	-	-	-	-	1	0	0	1	-	0,00	-	0,00
1,92	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	-	-	-	-	10	0	0	10	-	0,00	-	0,00
1,91	<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.	-	-	-	-	2	1	1	2	-	30,43	-	30,43

continua

Tabela 1 (continuação)

Tempo (anos)	Espécies	Número de indivíduos								Parâmetros de dinâmica			
		Q1				Q2				M (%)		R (%)	
		N ₀	N _m	N _r	N _t	N ₀	N _m	N _r	N _t	Q1	Q2	Q1	Q2
2,06	<i>Nectandra grandiflora</i> Nees & C. Mart. ex Nees	4	1	0	3	7	2	0	5	13,03	15,07	0,00	0,00
2,00	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	40	5	0	35	25	4	0	21	6,46	8,35	0,00	0,00
1,93	<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	9	1	0	8	11	1	0	10	5,92	4,82	0,00	0,00
1,95	<i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) Engl.	5	0	0	5	2	0	0	2	0,00	0,00	0,00	0,00
1,93	<i>Physocalymma scaberrimum</i> Pohl	27	2	1	26	25	0	0	25	3,91	0,00	2,01	0,00
2,06	<i>Platypodium elegans</i> Vogel	22	0	1	23	32	1	0	31	0,00	1,53	2,13	0,00
1,95	<i>Pouteria pachycalyx</i> T.D. Penn.	14	1	0	13	23	2	1	22	3,73	4,56	0,00	2,36
1,96	<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	14	1	0	13	16	0	0	16	3,73	0,00	0,00	0,00
1,90	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	22	3	0	19	33	1	0	32	7,43	1,61	0,00	0,00
1,91	<i>Pseudobombax tomentosum</i> (Mart. & Zucc.) Robyns	-	-	-	-	1	0	0	1	-	0,00	-	0,00
1,91	<i>Pseudolmedia laevigata</i> Trécul	10	1	0	9	5	1	0	4	5,37	11,03	0,00	0,00
1,84	<i>Qualea dichotoma</i> (Mart.) Warm.	2	0	0	2	4	0	0	4	0,00	0,00	0,00	0,00
1,97	<i>Qualea multiflora</i> Mart.	6	0	0	6	10	1	0	9	0,00	5,21	0,00	0,00
1,97	<i>Qualea parviflora</i> Mart.	1	0	0	1	-	-	-	-	0,00	-	0,00	-
2,01	<i>Rapanea umbellata</i> (Mart.) Mez	2	0	0	2	1	0	0	1	0,00	0,00	0,00	0,00
1,89	<i>Roupala montana</i> Aubl.	2	1	0	1	1	0	0	1	30,70	0,00	0,00	0,00
1,97	<i>Rudgea viburnoides</i> (Cham.) Benth.	9	0	0	9	19	2	0	17	0,00	5,49	0,00	0,00
1,80	<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	3	0	0	3	2	0	0	2	0,00	0,00	0,00	0,00
1,87	<i>Sclerolobium paniculatum</i> (Mart. ex Tul.) Benth.	2	0	0	2	2	0	0	2	0,00	0,00	0,00	0,00
1,89	<i>Sclerolobium</i> sp.	1	0	0	1	-	-	-	-	0,00	-	0,00	-
2,09	<i>Simarouba versicolor</i> A. St.-Hil.	-	-	-	-	7	0	0	7	0,00	-	0,00	-
1,89	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	1	0	0	1	-	-	-	-	0,00	-	0,00	-
2,00	<i>Sterculia striata</i> A. St.-Hil. & Naudin	2	0	0	2	5	0	0	5	0,00	0,00	0,00	0,00
1,91	<i>Swartzia macrostachya</i> Benth.	1	0	0	1	14	0	0	14	0,00	0,00	0,00	0,00

continua

Tabela 1 (continuação)

Tempo (anos)	Espécies	Número de indivíduos								Parâmetros de dinâmica			
		Q1				Q2				M (%)		R (%)	
		N ₀	N _m	N _r	N _t	N ₀	N _m	N _r	N _t	Q1	Q2	Q1	Q2
1,96	<i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart. ex DC.) Standl.	11	1	0	10	9	0	0	9	4,75	0,00	0,00	0,00
1,93	<i>Tabebuia ochracea</i> A.H. Gentry	5	0	0	5	4	1	0	3	0,00	13,85	0,00	0,00
1,85	<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith	2	0	0	2	17	1	0	16	0,00	3,22	0,00	0,00
2,17	<i>Tabebuia vellosi</i> Toledo	2	0	0	2	2	0	0	2	0,00	0,00	0,00	0,00
1,84	<i>Tapura amazonica</i> Poepp.	2	1	0	1	-	-	-	-	31,39	-	0,00	-
2,34	<i>Terminalia argentea</i> Mart.	-	-	-	-	3	2	0	1	-	37,47	-	0,00
2,00	<i>Terminalia brasiliensis</i> (Cambess. ex A. St.- Hil.) Eichler	3	0	0	3	9	1	0	8	0,00	5,72	0,00	0,00
2,09	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	4	0	0	4	1	0	0	1	0,00	0,00	0,00	0,00
1,92	<i>Unonopsis guatterioides</i> (A. DC.) R.E. Fr.	-	-	-	-	4	0	0	4	-	0,00	-	0,00
1,97	<i>Virola sebifera</i> Aubl.	12	4	0	8	8	0	0	8	18,60	0,00	0,00	0,00
2,24	<i>Vitex polygama</i> Cham.	2	0	0	2	2	0	0	2	0,00	0,00	0,00	0,00
1,86	<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	4	0	0	4	12	0	0	12	0,00	0,00	0,00	0,00
2,02	Total	1071	112	15	974	1260	100	10	1170	5,30	3,99	0,76	0,42

Tabela 2. Parâmetros de dinâmica calculados com base no número de indivíduos e na área basal da comunidade arbórea da floresta semidecídua do Parque Estadual da Serra Azul, Barra do Garças, MT. Q1 = área queimada uma vez; Q2 = área queimada duas vezes; T1 = primeiro levantamento (realizado entre outubro/2006 e maio/2007); T2 = segundo levantamento (realizado em março/2009).

	Amostra Total	Q1	Q2
Número de indivíduos			
Número de espécies inicial (T1)	102	84	95
Número de espécies final (T2)	100	81	93
Diversidade de Shannon (H') T1	3,77	3,56	3,80
Diversidade de Shannon (H') T2	3,77	3,57	3,80
Número de indivíduos inicial (T1)	2331	1071	1260
Número de indivíduos final (T2)	2144	974	1170
Indivíduos sobreviventes	2119	959	1160
Indivíduos mortos	212	112	100
Indivíduos recrutados	25	15	10
Mortalidade (M) %	4,59	5,30	3,99
Recrutamento (R) %	0,58	0,76	0,42
Mudança (Ch _N) %	-4,04	-4,57	-3,58
Rotatividade (T _N) %	3,42	3,25	3,60
Área basal (m²)			
Área basal inicial (T1) (m ²)	43,58	22,33	21,25
Área basal final (T2) (m ²)	43,96	22,56	21,40
Área basal morta (m ²)	1,73	0,94	0,79
Área basal decrescida (m ²)	1,06	0,40	0,66
Área basal ganha (m ²)	3,11	1,53	1,58
Área basal recrutada (m ²)	0,06	0,04	0,02
Perda (P) %	3,22	3,00	3,44
Ganho (G) %	3,63	3,49	3,76
Mudança (Ch _{AB}) %	0,43	0,50	0,33
Rotatividade (T _{AB}) %	2,58	3,02	2,20

Tabela 3. Dinâmica por classes de diâmetro do componente arbóreo da floresta semidecídua localizada no Parque Estadual da Serra Azul, Barra do Garças, MT. Q1 = área queimada uma vez; Q2 = área queimada duas vezes; T1 = primeiro levantamento (outubro/2006 a maio/2007); T2 = segundo levantamento (março/2009); Esp. 1 = frequência esperada de indivíduos ou de área basal dos vivos em T2; Mort. = número de indivíduos ou área basal dos mortos entre T1 e T2; Esp. 2 = frequência esperada de indivíduos ou de área basal dos mortos entre T1 e T2; Imi. = imigrantes; Rec. = número de indivíduos ou de área basal dos recrutados entre T1 e T2; Ing. = ingressantes (recrutas + imigrantes); Emi. = emigrantes; Egr. = egressos (mortos + emigrantes); Obs. = observado.

Número de indivíduos																				
Classes (cm)	Vivos						Mortos				Imig.		Rec.		Ing.		Emi.		Egr.	
	Q1			Q2			Q1		Q2		Q1	Q2	Q1	Q2	Q1	Q2	Q1	Q2	Q1	Q2
	T1	T2	Esp.1	T1	T2	Esp.1	Obs	Esp.2	Obs	Esp.2										
4,7-10	437	361	397	502	438	446	70	46	67	40	8	14	15	10	23	24	29	21	99	88
10-20	446	419	406	612	577	568	37	47	32	49	30	31	0	0	30	31	20	34	57	66
20-40	171	177	156	135	142	125	5	18	1	11	13	21	0	0	13	21	2	13	7	14
40-80	16	16	15	11	13	10	0	2	0	1	0	3	0	0	0	3	0	1	0	1
> 80	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	1071	974	974	1260	1170	1170	112	112	100	100	51	69	15	10	66	79	51	69	163	169
Área basal (m²)																				
Classes (cm)	Vivos						Mortos				Imig.		Rec.		Ing.		Emi.		Egr.	
	Q1			Q2			Q1		Q2		Q1	Q2	Q1	Q2	Q1	Q2	Q1	Q2	Q1	Q2
	T1	T2	Esp.1	T1	T2	Esp.1	Obs.	Esp.2	Obs.	Esp.2										
4,7-10	1,88	1,61	1,90	2,23	2,00	2,24	0,26	0,10	0,27	0,08	0,05	0,09	0,04	0,02	0,09	0,11	0,48	0,17	0,73	0,44
10-20	7,03	6,76	7,11	9,90	9,60	9,97	0,46	0,36	0,46	0,37	0,29	0,42	0	0	0,29	0,42	0,57	0,79	1,03	1,25
20-40	9,43	10,06	9,53	6,84	7,13	6,89	0,21	0,48	0,06	0,25	0,52	0,71	0	0	0,52	0,71	0,05	0,66	0,25	0,72
40-80	2,96	3,00	2,99	2,29	2,66	2,31	0,21	0,15	0	0,09	0,22	0,41	0	0	0,22	0,41	0	0,01	0,21	0,01
> 80	1,02	1,13	1,03	0	0	0	0,00	0,05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00	0
Total	22,3	22,5	22,5	21,2	21,4	21,4	1,14	1,14	0,79	0,79	1,08	1,63	0,04	0,02	1,12	1,65	1,09	1,63	2,23	2,42

Tabela 4. Dinâmica por classes de altura do componente arbóreo da floresta semidecídua localizada no Parque Estadual da Serra Azul, Barra do Garças, MT. Q1 = área queimada uma vez; Q2 = área queimada duas vezes; T1 = primeiro levantamento (outubro/2006 a maio/2007); T2 = segundo levantamento (março/2009); Esp. 1 = frequência esperada de indivíduos vivos em T2; Mort. = número de indivíduos dos mortos entre T1 e T2; Esp. 2 = frequência esperada de indivíduos mortos entre T1 e T2; Imi. = imigrantes; Rec. = número de indivíduos recrutados entre T1 e T2; Ing. = ingressantes (recrutas + imigrantes); Emi. = emigrantes; Egr. = egressos (mortos + emigrantes); Obs. = observado.

Classes (m)	Número de indivíduos																			
	Vivos						Mortos				Imig.		Rec.		Ing.		Emi.		Egr.	
	Q1			Q2			Q1		Q2		Q1	Q2	Q1	Q2	Q1	Q2	Q1	Q2	Q1	Q2
	T1	T2	Esp.1	T1	T2	Esp.1	Obs.	Esp.2	Obs.	Esp.2										
1,5-4,0	21	19	19	30	16	28	5	2	9	2	1	4	12	7	13	11	10	16	15	25
4,0-6,5	160	110	146	124	110	115	30	17	22	10	32	60	2	3	34	63	54	55	84	77
6,5-9,0	254	214	231	337	270	313	34	27	23	27	87	131	1	0	88	131	94	175	128	198
9,0-11,5	204	130	186	300	186	279	19	21	22	24	71	125	0	0	71	125	126	217	145	239
11,5-14,0	221	191	201	249	273	231	14	23	14	20	112	214	0	0	112	214	128	176	142	190
14,0-16,5	108	112	98	80	126	74	5	11	7	6	98	113	0	0	98	113	89	60	94	67
16,5-19,0	54	144	49	53	161	49	2	6	3	4	125	152	0	0	125	152	33	41	35	44
19,0-21,5	16	43	15	34	26	32	2	2	0	3	41	24	0	0	41	24	12	32	14	32
>21,5	33	11	30	53	2	49	1	3	0	4	6	2	0	0	6	2	27	53	28	53
Total	1071	974	974	1260	1170	1170	112	112	100	100	573	825	15	10	588	835	573	825	685	925

4. DISCUSSÃO

Na fisionomia florestal do PESA, pode-se considerar que a diversidade encontrada é semelhante à obtida em outras florestas semidecíduas do Brasil, cujos índices variam entre 2,72 e 4,19 nats/indivíduo (Espírito-Santo *et al.* 2002; Fonseca & Rodrigues 2000; Oliveira-Filho *et al.* 2004; Paiva *et al.* 2007). Além disso, a maior riqueza e diversidade de Q2, quando esta área é comparada com Q1, pode representar um indício de que queimadas repetidas tenham favorecido o aumento da riqueza de espécies. No entanto, o maior número de indivíduos encontrados em Q2 também pode ter contribuído para que a riqueza e diversidade fossem maiores nesta área. Para Molino & Sabatier (2001), o aumento da riqueza frente a algum distúrbio, pode estar relacionado com as alterações na iluminação do local, já que locais que não sofrem distúrbios possuem dossel fechado o que implica em pouca penetração de luz e acaba impedindo que espécies colonizadoras se estabeleçam. Dessa maneira, é possível que incêndios repetidos tenham ocasionado grandes aberturas no dossel, aumentando a incidência de luz e, conseqüentemente, contribuindo para que Q2 possuísse maior riqueza e diversidade.

De acordo com Sheil & Burslem (2003), a maior riqueza de espécies ocorre quando a perturbação permite a manutenção de diversos estágios sucessionais dentro de uma mesma vegetação. Embora o fogo possa ocasionar a eliminação de espécies sensíveis às chamas e promover a progressiva simplificação da composição florística, como conseqüência da morte de indivíduos (Felfili *et al.* 2000; Medeiros & Miranda 2005), ele também pode promover um aumento na riqueza de espécies, o qual estaria relacionado à abertura de clareiras que favorece o recrutamento de espécies pioneiras e secundárias (Paula *et al.* 2004).

Embora o aumento da riqueza e diversidade frente a distúrbios de intensidade moderada seja defendido por muitos autores, esse assunto ainda causa bastante desconforto, haja vista que resultados contrapostos estão sendo encontrados. Silva *et al.* (2005), por

exemplo, ao avaliar os impactos causados pelo fogo em uma floresta semidecídua em Ibituruna-MG, observaram que houve incremento de diversidade após o fogo. Já Nascimento *et al.* (1999), ao estudarem a estrutura e dinâmica de populações arbóreas também em florestas semidecíduais, observaram que fragmentos perturbados por fogo apresentaram cerca de 50% menos espécies que fragmentos sem grandes perturbações.

Para Connel (1978) o modelo sucessional que envolve a riqueza das comunidades depende do tempo, da frequência e da intensidade da perturbação. Nesse caso, a sucessão sem a influência de distúrbio levaria à dominância de algumas espécies e a baixa riqueza e diversidade. Já distúrbios pequenos e com frequência moderada permitiriam a coexistência de espécies iniciais e tardias, resultando em alta riqueza. Já nos casos onde os distúrbios são muito graves ou muito sincronizados, ou ainda ausentes (ativando a exclusão competitiva), espécies podem ser perdidas resultando em uma queda da riqueza e diversidade (Sheil & Burslem 2003). Tem sido demonstrado que abertura de clareiras, causadas principalmente pela queda de árvores desempenham papel fundamental na manutenção de uma grande quantidade de espécies arbóreas em florestas tropicais (Denslow 1987). Sendo assim, nossos resultados indicam que o fogo também pode corroborar a hipótese de distúrbio intermediário.

No PESA, a redução da densidade de árvores teve como consequência o grande número de indivíduos mortos contraposto com o baixo recrutamento. Sabe-se que as comunidades naturais são sistemas dinâmicos e, por isso, as densidades mudam com o tempo (Connel & Souza 1983). Mesmo quando as condições físicas do ambiente são relativamente uniformes, as oportunidades de recrutamento, crescimento e sobrevivência variam espacialmente e refletem a intensidade das interações biológicas, disponibilidade de recursos, condições microclimáticas e ocorrência de perturbações (Sousa 1984). Mas, mesmo que a presença de árvores mortas possa ser considerada característica natural das florestas, o número de indivíduos mortos encontrados no PESA deve estar relacionado, em parte, ao

incêndio de 2007 que ocorreu entre o primeiro e o segundo levantamento. Embora se saiba que no Cerrado, várias espécies resistem à ocorrência do fogo ou são até mesmo favorecidas por ele (Oliveira Filho & Ratter 2002), as espécies florestais são bem mais sensíveis a esse tipo de perturbação. Mudanças na umidade do solo, intensidade de luz e regime de perturbações podem resultar em muitas substituições de espécies. Como tais fatores estão sujeitos a alterações em todo o tempo e podem se agravar mediante ao fogo, extinções locais podem ser consideradas comuns (Condit *et al.* 1992).

Neste estudo esperava-se ainda encontrar menor densidade em trechos com dois eventos de fogo do que em nos trechos com apenas uma queimada. No entanto, o trecho queimado uma vez apresentou maior proporção de mortos que o trecho queimado duas vezes. Em locais onde ocorrem queimadas repetidas, a inflamabilidade da floresta tende a diminuir em função do consumo do material combustível acumulado, especialmente serapilheira. Sob essas circunstâncias, um evento de fogo em local queimado recentemente pode causar menor mortalidade do que um incêndio que ocorre num local que há muito tempo não queima. Balch *et al.* (2008), ao verificarem os efeitos de incêndios sucessivos em uma floresta amazônica, observaram que parcelas submetidas a queimadas anuais ao longo de três anos, apresentaram uma diminuição da quantidade de serapilheira após a segunda queimada, o que contribuiu para que a intensidade do fogo e a área atingida por ele fossem menor. Esses mesmos autores confirmaram essa hipótese quando detectaram um aumento na quantidade de combustível, intensidade do fogo e área queimada em parcelas que tiveram apenas um ou nenhum evento de fogo durante os três anos de experimento.

No atual estudo, embora o recrutamento tenha sido baixo e a densidade tenha diminuído no período considerado, a floresta apresentou pequeno acréscimo de área basal como consequência do crescimento dos indivíduos sobreviventes. O acréscimo de área basal, associado ao decréscimo na densidade, já foi observado em outras florestas. Guilherme *et al.*

(2004) encontraram um decréscimo de 10,96% da densidade e um acréscimo de 33,71% na área basal e Werneck *et al.* (2000) verificaram uma diminuição significativa da densidade (10,2%) decorrente das elevadas taxas de mortalidade, em contraponto com um aumento de 1,5% da área basal. Salomão *et al.* (2002) também observaram um incremento em área basal de 0,9 m²/ha em apenas um ano de monitoramento em uma floresta na Amazônia. Para Crow (1980) o aumento da área basal atrelado ao decréscimo da densidade em florestas tropicais estão relacionadas às formas de recuperação pós distúrbio da comunidade.

A taxa de mortalidade e perda encontradas no PESA podem ser consideradas altas, uma vez que em outras florestas do Brasil esse índice não superou a marca de 3,7%. Um exemplo é o trabalho desenvolvido por Higuchi *et al* (2008) em um fragmento de floresta semidecídua localizado em Lavras, onde após por 19 anos de monitoramento, a taxa de mortalidade não ultrapassou 3,29% e a taxa de perda 2,74%. Em uma floresta semidecídua na Serra da Mantiqueira, em Minas Gerais, Oliveira Filho *et al* (2007) encontraram taxa de mortalidade de 2,5% e perda de 1,5% . Já Apolinário *et al.* (2005), em uma floresta semidecídua em Bom Sucesso, encontraram taxa de mortalidade de 3,7% e perda de 2,4%.

No PESA, mesmo não observando diferenças significativas nas taxas anuais de mortalidade e recrutamento entre trechos queimados uma vez e trechos com queimadas recorrentes, os resultados indicaram uma disparidade entre essas taxas e sugerem a ocorrência de uma grande instabilidade, a qual pode ser decorrente dos eventos de fogo que tem atingido essa vegetação. Esse padrão também já foi observado em florestas que sofreram outros tipos de perturbação. Oliveira-Filho *et al.* (2007) encontraram taxa de mortalidade significativamente maior do que a taxa de recrutamento em uma floresta fragmentada na Serra da Mantiqueira. Appolinário *et al.* (2005) e Guilherme *et al.* (2004) também registraram taxas de mortalidade superiores as taxas de recrutamento em florestas estacionais semidecíduais que passaram por inundações periódicas. De acordo com Oliveira-Filho *et al.* (1997), essa

desproporção entre as taxas de recrutamento e mortalidade pode ser associada ao estágio de regeneração avançado da floresta após o distúrbio. No entanto, é necessário o conhecimento detalhado dos distúrbios (frequência, intensidade e duração) que atingem a floresta para que tais parâmetros da dinâmica possam ser interpretados de forma correta (Braga & Rezende 2007). Em florestas tropicais não perturbadas, prevalece o balanço entre as taxas de mortalidade e recrutamento e as taxas de perda e ganho de área basal, o que mantém as populações numericamente constantes e a comunidade em equilíbrio dinâmico (Swaine *et al.* 1987; Lieberman *et al.* 1985; Lopes & Schiavini 2007).

Nos dois levantamentos foi observado maior número de indivíduos na classe de menor diâmetro e uma redução gradativa do número de indivíduos nas classes seguintes. Esse processo é comum em florestas tropicais, pois as árvores com menor diâmetro tendem a possuir maior população (Hartshorn 1980). Esperava-se que o trecho com duas queimadas tivesse menos indivíduos nas primeiras classes de diâmetro do que o trecho com uma queimada, uma vez que o fogo recorrente poderia ter ação deletéria sobre os indivíduos mais jovens. No entanto, o trecho queimado duas vezes apresentou maior número de indivíduos pequenos quando comparado com o trecho queimado uma vez, podendo ser um resultado da mortalidade de árvores e a conseqüente formação de clareiras. Esses processos dinâmicos favorecem o recrutamento, contribuindo para a ocorrência de um acréscimo de indivíduos nas primeiras classes de diâmetro (Silva & Araujo 2009).

Assim como no PESA, o maior impacto do fogo sobre os estratos mais baixos da comunidade também foi observado em outras florestas tropicais. A mortalidade em função do fogo é muito maior entre árvores de menor porte, uma vez que árvores maiores são mais resistentes ao contato com as chamas (Woods 1989; Nascimento *et al.* 2000; Guimarães *et al.* 2008). Alguns autores sugerem que indivíduos jovens apresentam casca mais fina em relação às árvores maiores, o que pode ser uma das causas da mortalidade nessa classe (Uhl &

Kauffmann 1990; Hoffmann & Solbrig 2003). Qualquer fonte adicional de estresse pode aumentar as taxas de mortalidade entre as árvores menores (Appolinário *et al.* 2005), dessa forma a ocorrência de queimadas em intervalos curtos impede que muitos indivíduos alcancem classes de tamanho capazes de resistir à morte (Hoffmann & Solbrig 2003). De acordo com Swaine *et al.* (1987), esse é mais um indicativo de que a floresta está em processo de recuperação pós distúrbio, uma vez que o esperado em florestas não perturbadas seria a mortalidade independente do tamanho.

5. CONCLUSÃO

Oscilações na frequência dos distúrbios podem provocar mudanças na riqueza e diversidade de espécies. Além disso, a redução na densidade de árvores, devido às altas taxas de mortalidade e baixas taxas de ingresso, pode ter sido consequência dos eventos de fogo sofrido por essa vegetação, já que esse distúrbio torna as árvores mais suscetíveis a novas quedas provocadas por vento e outros fatores.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Appolinário, V.; Oliveira-Filho, A.T. & Guilherme, F.A.G. 2005. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. **Revista Brasileira de Botânica** **28**: 347-360.
- Balch, J.; 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 Change Biology** **14**: 2276–2287.
- Braga, F.M.S. & Rezende, A.V. 2007. Dinâmica da vegetação arbórea da mata de galeria do Catetinho, Brasília-DF. **Revista Cerne** **13**: 138-148.
- Chagas, R.K.; Oliveira-Filho, A.T.; Van Den Berg, E. & Scolforo, J.R.S. 2001. Dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional semidecidual Montana em Lavras, Minas Gerais. **Revista Árvore** **25**: 39-57.

- Chiarucci, A.; Enright, N. J.; Perry, G. L. W.; Miller, B. P. B. & Lamont, B. 2003. Performance of nonparametric species richness estimators in a high diversity plant community. **Diversity and Distributions** **9**: 283–295
- Cochrane, M.A. & Schulze, M.D. 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. **Biotropica** **31**: 2–16.
- Condit R.; Hubbell S.P. & Foster R.B. 1995. Mortality rates of 205 Neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. **Ecological Monographs** **65**: 419–439.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science** **199**: 1302–1310.
- Connell, J.H. & Sousa, W.P. 1983. On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. **Am. Nat.** **121**: 789–824.
- Crow, T.R. 1980. A rainforest chronicle: a 30-year record of change in structure and composition at El Verde, Puerto Rico. **Biotropica** **12**: 42–55.
- Denslow, J.S. 1987. Tropical rainforests gaps and tree species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics** **18**: 431–451.
- DeWalt, S.J.; Maliakal, S.K. & Denslow, J.S. 2003. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. **Forest Ecology and Management** **6227**: 1–13.
- Espírito Santo, F.D.B.; Oliveira Filho, A.T.; Machado, E.L.M.; Souza, J.S.; Fontes, M.A.L. & Marques, J.J.G.S.M. 2002. Variáveis ambientais e a distribuição de espécies arbóreas em um remanescente de floresta estacional semidecidual Montana no campus da Universidade Federal de Lavras, MG. **Acta Botanica Brasilica** **16**: 331–356.
- FEMA. 2000. Fundação Estadual do Meio Ambiente do Estado de Mato Grosso. **Diagnóstico Ambiental do Parque Estadual da Serra Azul, Barra do Garças, MT.**
- Felfili, J.M.; Rezende, A.V.; Silva Júnior, M.C. & Silva, M.A. 2000. Changes in the floristic composition of cerrado *sensu stricto* in Brazil over a nine-year period. **Journal of Tropical Ecology** **16**: 579–590.
- Fonseca, R.C.B. & Rodrigues, R.R. 2000. Análise estrutural e aspectos do mosaico sucessionar de uma floresta semidecídua em Botucatu, SP. **Scientia Forestalis** **57**: 27–43.
- Guilherme, F.A.G.; Oliveira-Filho, A.T.; Appolinário, V. & Bearzoti, E. 2004. Effects of flooding regime and woody bamboos on tree community dynamics in a section of tropical semideciduous forest in South-Eastern Brazil. **Plant Ecology** **174**: 19–36.

- Guimarães, J.C.C.; Van Den Berg, E.; Castro, G.C.; Machado, E.L.M. & Oliveira-Filho, A.T. 2008. Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta de galeria aluvial no planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** **31**: 621-632.
- Hartshorn, G.S. 1980. Neotropical forest dynamics. **Biotropica** **12**: 23-30.
- 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.
- Hoffmann, W.A. 1999. Fire and population dynamics of woody plants in a neotropical savanna: matrix model projections. **Ecology** **80**: 1354-1369.
- Hoffmann, W.A. & Solbrig, O.T. 2003. The role of topkill in the differential response of savanna woody species to fire. **Forest Ecology and Management** **180**: 273- 286.
- Holl, K.D. 1999. Tropical forest recovery and restoration. **Tree** **14**: 378-379.
- Hubbell, S.P.; Foster, R.B.; O'Brien, S.T.; Harns, K.E.; Condit, R.; Wechsler, B.; Wright, S.J. & Loo-de-Lao, S. 1999. Light-gap disturbance, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. **Science** **283**: 554-557.
- Hutcheson, K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. **Journal of theoretical Biology** **29**: 151-154
- Keeley, J.E.; Lubin, D. & Fotheringham, C.J. 2003. Fire and grazing impacts on plant diversity and alien plant invasions in the southern Sierra Nevada. **Ecological Applications** **13**: 1355-1374.
- Kennard, D.K.; Gould, K.; Putz, F.E.; Fredericksen, T.S. & Morales, F. 2002. Effects of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. **Forest Ecology and Management** **162**: 197-208.
- Korning, J. & Balslev, H. 1994. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. **Journal of Vegetation Science** **4**: 77-86
- Lang, G.E. & Knight, D.H. 1983. Tree growth, mortality, recruitment, and canopy gap formation during a 10-year period in a tropical moist forest. **Ecology** **64**: 1075-1080.
- Laurance, W.F.; Ferreira, L.V.; Merona, J.M.R. & Laurance, S.G. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology** **79**: 2032-2040.
- Laurance, W.F. 2003. Slow burn: the insidious effects of surface fires on tropical forests. **Trends in Ecology and Evolution** **18**: 209-212.

- Lewis, S.L.; Phillips, O.L.; Sheil, D.; Vinceti, B.; Baker, T.R.; Brown, S.; Graham, A.W.; Higuchi, N.; Hilbert, D.W.; Laurance, W.F.; Lejoly, J.; Malhi, Y.; Monteagudo, A.; Vargas, P.N.; Sonké, B.; Nur Supardi, M.N.; Terborgh, J.W. & Martínez, R.V. 2004. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. **Journal of Ecology** **92**: 929-944.
- Lieberman, D.; Lieberman, M.; Peralta, R. & Hartshorn, G.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**: 249-261.
- Magurran, A.E. 1988. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton University, Princeton.
- Medeiros, M.B. & Miranda, H.S. 2005. Mortalidade pós-fogo em espécies lenhosas de campo sujo submetido a três queimadas prescritas anuais. **Acta Botanica Brasilica** **19**: 493-500.
- Melo, A.C.G.; Durigan, G. & Gorenstein, M.R. 2007. Efeito do fogo sobre o banco de sementes em faixa de borda de floresta estacional semidecidual, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **21**: 927-934.
- Molino, J.F. & Sabatier, D. 2000. Tree diversity in tropical rain forests: a validation of the intermediate disturbance hypothesis. **Science** **294**: 1702-1704.
- Nascimento, H.E.M.; Dias, A.S.; Tabanez, A.A.J. & Viana, V.M. 1999. Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Biologia** **59**: 329-342.
- Nascimento, M.T.; Felfili, J.M.; Oliveira-Filho, A.T.; Fontes, M.A.; França, J.T.; Hay, J.D & Gribel, R. 2000. Efeitos do fogo nas florestas: as queimadas em Roraima. **Ciência Hoje** **27**: 40-43.
- Oliveira-Filho, A.T.; Mello, J.M. & Scolforo, J.R.S. 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five year period (1987-1992). **Plant Ecology** **131**:45-66.
- Oliveira Filho, A.T. & Ratter, J.A. 2002. **Vegetation Physiognomies and Woody Flora of the Cerrado Biome**. In: Oliveira, P. S. & Marquis, R. J. The cerrados of Brazil: ecology

- and natural history of a neotropical savanna, Columbia University Press. New York, p.91-120.
- Oliveira Filho, A.T.; Carvalho, D.A.; Fontes, M.A.L.; Van Den Berg, E.; Curi, N. & Carvalho, W.A.C. 2004. Variações estruturais do compartimento arbóreo de uma floresta semidecídua alto-montana na Chapada das Perdizes, Carrancas, MG. **Revista Brasileira de Botânica** 27: 291-309.
- Oliveira-Filho, A.T.; Carvalho, W.A.C.; Machado, E.L.M.; Higuchi, P.; Appolinário, V.; Castro, G.C.; Silva, A.C.; Santos, R.M.; Borges, L.F.; Corrêa, B.S. & Alves, J.M. 2007. Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1999-2004). **Revista Brasileira de Botânica** 30: 149-161.
- Otterstrom, S.M. & Schwartz, M.W. 2006. Responses to fire in selected tropical dry forest trees. **Biotropica** 38: 592-598.
- Paiva, L.V.; Araújo, G.M. & Pedroni, F. 2007. Structure and dynamics of a woody plant community of a tropical semi-deciduous seasonal forest in the “Estação Ecológica do Panga”, municipality of Uberlândia, Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** 30: 365-373.
- Paula, A.; Silva, A.F.; De Marco JR, P.; Santos, F.A.M. & Souza, A.L. 2004. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 18: 407-423.
- Pirani, F.R.; Sanchez, M. & Pedroni, F. 2009. Fenologia de uma comunidade arbórea em cerrado sentido restrito, Barra do Garças, MT. **Acta Botanica Brasilica** 23: 1096-1109.
- R Development Core Team. 2007. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Salomão, R.P.; Matos, A.H. & Rosa, N.A. 2002. Dinâmica do sub-bosque e do estado arbóreo de floresta tropical primária fragmentada na Amazônia oriental. **Acta Amazônica** 32: 387-419.
- 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.
- Sheil, D. & Burslem, D.F.R.P. 2003. Disturbing hypotheses in tropical forests. **Trends in Ecology and Evolution** 18:18-26.
- Sheil, D. & May, R.M. 1996. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. **Journal of Ecology** 84: 331-333.

- Silva, V.F.; Oliveira Filho, A.T.; Venturin, N.; Carvalho, W.A.C. & Gomes, J.B.V. 2005. Impacto do fogo no componente arbóreo de uma floresta estacional semidecídua no município de Ibituruna, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **19**: 701-716.
- Silva, M.R. & Araújo, G.M. 2009. Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta semidecidual em Uberlândia, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** **23**: 49-56.
- Sousa, W.P. 1984. The role of disturbance in natural communities. **Ann. Rev. Ecol. Syst.** **15**: 353-391.
- SPSS. 2000. Systat, version 10. SPSS Inc., San Francisco, CA.
- Swaine, M.D.; Lieberman, D. & Hall, J.B. 1990. Structure and dynamics a tropical dry forest in Ghana. **Vegetation** **88**: 31-51.
- Swaine, M.D. & Lieberman, D. 1987. Note on the calculation of mortality rates. **Journal of Tropical Ecology** **3**: 289-290.
- 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.
- Taylor, D.; Hamilton, A.C.; Lewis, S.L. & Nantale, G. 2008. Thirty-eight years of change in a tropical Forest: plot data from Mpanga Forest Reserve, Uganda. **African Journal of Ecology** **46**: 655-667.
- Uhl, C.; Clark, K.; Dezzio, N. & Maquirino, P. 1998. Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. **Ecology** **69**:751-763.
- Uhl, C. & Kauffman, J.B. 1990. Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in eastern Amazon. **Ecology** **71**: 437-449.
- 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**: 401-413.
- Woods, P. 1989. Effects of logging, drought and fire on structure and composition of forests in Sabah, Malaysia. **Biotropica** **21**: 290-298.
- Zar, J.H. 1998. **Biostatistical analysis**. Prentice-Hall International Editions, New Jersey. 4ª edição. 930pp.