

Fogo e dinâmica da comunidade lenhosa em cerrado sentido restrito, Barra do Garças, Mato Grosso¹

Michele Novaes Ribeiro², Maryland Sanchez^{3,5}, Fernando Pedroni³ e Karine da Silva Peixoto⁴

Recebido em 1/09/2010. Aceito em 7/02/2012

RESUMO

(Fogo e dinâmica da comunidade lenhosa em cerrado sentido restrito, Barra do Garças, Mato Grosso). Estudos sobre a dinâmica e estrutura da vegetação lenhosa após incêndios naturais ocorridos no Parque Estadual da Serra Azul mostram que as queimadas afetam a sobrevivência e o crescimento das plantas sendo o impacto dependente da intensidade, frequência e duração dos incêndios. Dez parcelas (20 × 50 m) queimaram em 2002 e 2007 (Área 1) e outras 10 (Área 2) queimaram em 2002, 2005 e 2007. Em janeiro de 2009, a Área 1 apresentou menor mortalidade (2,0%) e maior recrutamento (3,7%) que a Área 2 (4,3% e 0,05% respectivamente). A mortalidade decresceu com o aumento das classes de diâmetro. O tamanho médio (altura e diâmetro) dos indivíduos decresceu na Área 2. O padrão de rebrotas após o fogo foi relacionado ao tamanho dos indivíduos. As rebrotas ocorreram na base dos indivíduos pertencentes às menores classes de tamanho e na copa daqueles pertencentes às maiores classes de tamanho. Os estimadores Jackknife e Chao 2 indicaram redução da riqueza na Área 2 submetida a maior frequência de queimadas. A longevidade das árvores adultas e a persistência de indivíduos menores através das rebrotas podem determinar a manutenção da comunidade lenhosa no cerrado se os intervalos entre queimadas não forem inferiores a cinco anos.

Palavras-chave: estabilidade, meia-vida, mortalidade de árvores, recrutamento de árvores, savanas neotropicais

ABSTRACT

(Fire and dynamics of a woody community in the cerrado of Barra do Garças, Mato Grosso, Brazil). Studies on the dynamics and structure of woody vegetation after natural fires in Parque Estadual da Serra Azul have shown that fire affects plant survival and growth. The response of vegetation to fire depends on intensity, frequency and duration of burning. Ten plots (20 × 50 m) (Area 1) were burned in 2002 and 2005. Another ten plots (Area 2) were burned in 2002, 2005 and 2007. In January 2009, in Area 1, tree mortality was lower (2.0%) and recruitment (3.7%) higher than that observed Area 2 (4.3% and 0.05% respectively). Plant mortality decreased with increasing size class. In Area 2, there was a reduction in plant size (height and diameter). The resprouting pattern after fire was related to plant size. Smaller size classes had higher proportions of resprouting at the base of the stem while the larger size classes had more resprouts at the tree crown. In Area 2, species richness was reduced (estimated by Jackknife and Chao 2). Our results suggest that the tolerance of adult trees and smaller plants due to resprouting may explain the persistence of the woody cerrado community submitted to a fire regime interval over five years.

Key words: half-life, Neotropical savannas, stability, tree mortality, tree recruitment

¹ Parte da dissertação de Mestrado da primeira Autora

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

³ Universidade Federal de Mato Grosso, Campus Universitário do Araguaia, Pontal do Araguaia, Araguaia, MT, Brasil

⁴ Universidade Federal de Goiás, Instituto Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Goiânia, GO, Brasil

⁵ Autor para correspondência: maryland@ufmt.br

Introdução

Mudanças temporais na composição florística e na estrutura das comunidades podem ser entendidas por estudos de dinâmica, os quais avaliam os resultados das interações entre fatores bióticos e abióticos, em função do tempo, sendo expressos por flutuações nos valores de mortalidade, recrutamento e crescimento dos indivíduos amostrados (Swaine *et al.* 1987, Felfili 1995).

O fogo pode alterar a estrutura, a composição florística e o recrutamento de plantas (Woods 1989), causando uma redução da densidade de árvores (Medeiros & Miranda 2005). No Cerrado, o fogo é um distúrbio comum durante a estação seca, podendo ocorrer naturalmente ou ter origem antrópica. Tanto a ocorrência de queimadas quanto a exclusão do fogo causam alterações na estrutura e composição da vegetação apesar da resiliência do cerrado frente aos distúrbios (Felfili *et al.* 2000, Hoffmann *et al.* 2009).

As queimadas afetam diretamente a sobrevivência, o crescimento e a reprodução das plantas. Mas as respostas aos impactos do fogo variam conforme a intensidade, a frequência e a duração dos incêndios (Hoffmann & Moreira 2002; Fiedler *et al.* 2004). Queimadas frequentes podem reduzir as taxas de recrutamento, diminuir a frequência e a densidade de espécies lenhosas, aumentar o entouceiramento e diminuir a diversidade de espécies (Fiedler *et al.* 2004). Se as queimadas são frequentes, os indivíduos arbóreos pequenos podem não sobreviver ou ser incapazes de crescer e atingir classes de tamanho maiores. Até mesmo indivíduos grandes podem estar sujeitos à morte da copa ou da biomassa aérea “topkill” (Williams *et al.* 1999; Hoffmann *et al.* 2009) e retrocederem para classes de tamanho menores de forma irreversível (Coutinho 1990). Além disso, a passagem do fogo tem sido citada como responsável tanto pela exclusão de algumas espécies sensíveis a esse distúrbio como pela redução no número de indivíduos da comunidade, levando a uma progressiva simplificação da composição florística e da estrutura da comunidade ao longo do tempo (Líbano & Felfili 2006).

Assim, após a passagem do fogo, a eliminação da parte aérea das árvores e a taxa de rebrota podem controlar mudanças na florística e estrutura de muitas savanas tropicais (Bond & Midgley 2000; Higgins *et al.* 2000; Higgins *et al.* 2007). Por outro lado, quando as queimadas são excluídas, têm sido observado o estabelecimento de espécies sensíveis ao fogo e regeneração de muitas espécies lenhosas pelo aumento da densidade e área basal decorrentes de taxas de recrutamento superiores as de mortalidade (Moreira 2000, Henriques & Hay 2002; Libano & Felfili 2006).

Vários estudos têm sido realizados sobre a dinâmica das comunidades do cerrado (Silberbauer-Gottsberger & Eiten 1987, Felfili *et al.* 2000), especialmente avaliando as consequências do fogo na dinâmica das populações e comunidades vegetais do cerrado (Sato & Miranda 1996b, Hoffmann 1999, Henriques & Hay 2002, Hoffmann &

Solbrig 2003, Fiedler *et al.* 2004, Aquino *et al.* 2007b e Roitman *et al.* 2008) e de outras savanas tropicais (Williams *et al.* 1999, Higgins *et al.* 2007). No estado de Mato Grosso, esse é o primeiro estudo que avalia os efeitos do fogo sobre a dinâmica da comunidade lenhosa em cerrado sentido restrito.

As principais perguntas relacionadas a esse estudo foram: 1) As taxas de dinâmica diferem entre áreas com diferentes frequências de queimadas? 2) Quais as tendências de mudanças estruturais (densidade e tamanho) nessas áreas? Se o impacto do fogo é suficientemente severo para afetar as taxas vitais das populações de plantas tendo implicações para a dinâmica da comunidade, como sugerido por Hoffmann & Moreira (2002), nós esperamos que áreas sujeitas à ocorrência de queimadas frequentes apresentem menores taxas de recrutamento e maiores de mortalidade, principalmente dos indivíduos menores (independente da espécie), levando a uma redução da densidade da vegetação lenhosa. Além disso, pequenos intervalos entre as queimadas impedem que os indivíduos alcancem o tamanho necessário para que a parte aérea resista ao fogo (Hoffmann *et al.* 2009), ocasionando redução no tamanho dos indivíduos e alterações na estrutura final da comunidade (Higgins *et al.* 2007). 3) A riqueza e a diversidade da comunidade foram afetadas pelo fogo no período de estudo? Se algumas espécies são sensíveis ao fogo a ponto de serem excluídas da comunidade ou muitos indivíduos morrem afetando a equidade, a riqueza e diversidade devem ser reduzidas com a ocorrência de queimadas. 4) A taxa de mortalidade observada na comunidade logo após o fogo, tende a aumentar com o tempo? Nem todas as árvores suscetíveis aos danos causados pelo fogo morrem imediatamente após a queimada, uma vez que a ação do fogo pode resultar na morte não pela ação direta da chama, mas como um resultado da desidratação da copa como consequência das elevadas temperaturas (Ivanauskas *et al.* 2003). 5) A mortalidade dos indivíduos é maior nas menores classes de tamanho? De forma geral, a mortalidade é maior em indivíduos de menor porte por estarem expostos à zona de alta temperatura durante a queimada e por apresentarem características morfológicas como cascas menos espessas, as quais não protegem o caule dos danos causados pelo fogo. Assim, o efeito do fogo sobre as populações e, conseqüentemente, sobre a comunidade, depende de sua estrutura de tamanho (Hoffmann & Moreira 2002). 6) O padrão de rebrotamento está relacionado ao tamanho dos indivíduos? Os indivíduos grandes podem perder somente as folhas e ramos finos devido ao alto aquecimento provocado pelas chamas (Hoffmann & Moreira 2002), podendo rebrotar a partir das gemas dormentes da copa. Por outro lado, indivíduos pequenos podem perder grande parte da sua copa ou biomassa aérea (topkill) apresentando rebrotamento a partir de gemas no nível do solo ou até mesmo de outras estruturas subterrâneas (Miranda *et al.* 2002).

Material e métodos

O presente estudo foi desenvolvido em duas áreas de cerrado sentido restrito (Área 1 e Área 2) localizadas no Parque Estadual da Serra Azul (PESA), o qual está situado no perímetro urbano do município de Barra do Garças, nas coordenadas 15°51'11,04" S e 52°15'69,19" W, com altitude média de 535 m. O PESA com 11.002 ha apresenta diversas fitofisionomias do Cerrado brasileiro como florestas de galeria, florestas semidecíduas, cerrado típico e, predominantemente, cerrado rupestre (FEMA 2000). De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Aw, com duas estações bem definidas, sendo o período seco de abril até outubro e o chuvoso de novembro a março (Pirani *et al.* 2009). Ocasionalmente, durante a estação seca, ocorrem incêndios que atingem extensões variáveis do Parque. As queimadas mais recentes ocorreram em 2002, 2005 e 2007, sendo que a última queimou o Parque inteiramente. A Área 1 é circundada por pequenas estradas que funcionam como aceiros durante as queimadas e tem sido submetida a uma frequência quinquenal (2002 e 2007) de fogo, enquanto a Área 2 à uma frequência trienal ou bienal (2002, 2005 e 2007).

Em 2003, foi demarcada uma área de 1 ha para realização de estudo florístico e fitossociológico (Barbosa 2006), chamada no nosso estudo de Área 1. Essa área foi subdividida em 10 parcelas de 20 × 50 m. Em 2006 foram instaladas outras 10 parcelas de 20 × 50 m (1 ha), com distância mínima de 100 m entre as amostras, chamado neste estudo de Área 2. O primeiro inventário (T1) ocorreu, na Área 1, entre dezembro/2003 e janeiro/2005 e na Área 2, entre junho e setembro/2006, antes da passagem do fogo de setembro/2007. O segundo inventário (T2) foi realizado em novembro/2007, pouco depois da passagem do fogo nas duas Áreas, quando as plantas já apresentavam rebrotamento expressivo. O terceiro inventário (T3) foi realizado nas duas Áreas em janeiro/2009, pouco mais de um ano após a passagem do fogo de setembro/2007.

Nas duas áreas, em T1, foram incluídos todos os indivíduos vivos ou mortos (que ainda estavam em pé) com perímetro a altura do solo (PAS) ≥ 15 cm (medido a 30 cm acima do solo). Todos foram marcados com plaquetas de alumínio numeradas, tiveram seus perímetros medidos com fita métrica, alturas estimadas visualmente por comparação com uma vara de comprimento conhecido (vários estágios da tesoura de alta poda), com precisão de 0,5 m. Amostras de ramos vegetativos, floríferos e/ou frutíferos dos espécimes foram coletadas, prensadas e secas em estufa de acordo com os procedimentos usuais de herborização. O material testemunho de todas as espécies foi incorporado ao acervo do Herbário UFMT - Unidade do Campus Universitário do Araguaia. Foi adotado o sistema de classificação segundo o Angiosperm Phylogeny Group II (APG II 2003).

Em T2, dois meses após a queimada, todos os indivíduos vivos (Área 1 e 2) foram remeidos e os indivíduos

mortos foram contabilizados. Ainda em T2, para estudar o padrão de rebrotamento após o fogo, todos os indivíduos vivos nas duas Áreas foram classificados em três categorias de rebrotamento: rebrota na base (até 30 cm de altura do solo), rebrota da copa (apenas nas gemas apicais) e rebrota da copa e base. Todos os indivíduos que não apresentaram nenhum tipo de rebrota foram registrados como sem folhas, sendo que seis meses depois, foram reavaliados para confirmar se realmente estavam mortos. Em T3 (janeiro/2009), foi realizada a remeidação dos indivíduos vivos e anotados os indivíduos que morreram após T2. Nas Áreas 1 e 2, os indivíduos novos que alcançaram o critério de inclusão (recrutadas) foram amostrados e marcados seguindo os mesmos critérios adotados no primeiro levantamento (T1).

Para cada Área, foram obtidos os seguintes valores por parcela: número de indivíduos (e respectiva área basal total) na primeira (N1) e na última amostragem (N3), número de indivíduos que morreram (D) e que ingressaram (I). Assim, foram calculados as médias dos seguintes parâmetros de dinâmica: taxa de mortalidade (me), ingresso (ic), incremento (r), meia-vida ($t_{1/2}$), tempo de duplicação (t_2), reposição (R) e estabilidade (E). O tempo médio transcorrido entre o primeiro (T1) e último inventário (T3) foi 4,5 anos para a Área 1 (2003/2009) e 2,5 anos para a Área 2 (2006/2009). Para testar a hipótese que as taxas de recrutamento e mortalidade, bem como os demais parâmetros da dinâmica diferem entre áreas com distintas frequências de queimadas, foi utilizado o teste t e quando os pressupostos do teste não foram atendidos foi usado o teste de Mann-Whitney (Zar 2009).

A taxas anuais de mortalidade da comunidade (me) foram calculadas usando o modelo exponencial, de acordo com a equação: $me = -\{\ln[(N1-D)/N1]\}/\Delta t$, onde Δt é o intervalo de tempo (em anos) transcorrido entre as amostragens (Swaine & Lieberman 1987). Através do valor da taxa anual de mortalidade, foi possível calcular a meia-vida ($t_{1/2}$), ou seja, o intervalo de tempo para que o número de indivíduos da comunidade seja reduzido pela metade, mantida constante a atual taxa de mortalidade: $t_{1/2} = \ln 0,5/me$ (Korning & Balslev 1994). O ingresso anual para a comunidade (ic) foi calculado com base no número de indivíduos que cresceram, atingindo o PAS mínimo de inclusão. As taxas de ingresso anuais foram estimadas de acordo com Sheil & May (1996): $ic = \{(N3/\Delta t) \cdot \ln[1 - (1 - ic/N3)]\}/Nt$. Quando o cálculo foi realizado utilizando valores de área basal, o ic foi substituído pelo valor do acréscimo de área basal (Abg). Foi calculada a taxa de incremento (r) de acordo com a equação: $r = [\ln(N3/N1)]/\Delta t$.

Através do modelo adaptado de Korning & Balslev (1994) foi calculado o tempo necessário para dobrar o número de indivíduos da comunidade, ou seja, o tempo de duplicação (t_2) considerando que as taxas de ingresso entre N1 e N3 fossem mantidas: $t_2 = \ln(2)/\ln(1+ic)$. Foram calculados também os valores para a reposição ($R = (t_{1/2} + t_2)/2$), que indica o quanto dinâmica é a comunidade, ou seja, quanto

menor o valor mais dinâmica é a comunidade; e estabilidade ($E = |t_{1/2} - t_2|$), que pressupõe maior instabilidade quanto maior a diferença entre meia-vida e tempo de duplicação, ou seja, menores valores de E indicam uma comunidade mais estável, conforme proposto por Korning & Balslev (1994).

Para avaliar as tendências de mudanças estruturais na comunidade lenhosa sob diferentes frequências de queimadas, foi utilizado o teste t pareado para comparar a densidade, área basal e altura média entre T1 e T3 nas Áreas 1 e 2. Além disso, para verificar se a distribuição de indivíduos vivos em classes de tamanho (diâmetro e altura) diferiu entre T1 e T3, foi aplicado o teste de Kolmogorov-Smirnov (Zar 2009). Para definição dos intervalos, de classes de diâmetro e altura utilizou-se a seguinte fórmula: $I = A/K$, onde I é o incremento entre classes ou intervalo, A representa a amplitude dos valores e K indica uma constante definida pelo algoritmo de Sturges, que consiste em: $1 + 3,3 \times \log_{10} n$, onde n é o número total de indivíduos amostrados (Siegel 1975)..

Foram utilizados estimadores não paramétricos de riqueza (Jackknife e Chao de segunda ordem) para testar a hipótese de diminuição da riqueza e diversidade com a ocorrência de queimadas. As estimativas foram feitas o programa EstimateS 7.5 considerando 100 reamostragens aleatórias dos dados (Colwell 2005). O Jackknife2 é um dos estimadores menos influenciados pelo tamanho amostral (Colwell & Coddington 1994) enquanto o Chao2 é pouco influenciado pelo grau de agregação espacial das espécies nas amostras (Chao 1987). Além disso, foram calculados os índices de Shannon-Wiener (H') e equabilidade de Pielou (J) (Magurran 1988). A diversidade (H') foi comparada entre os levantamentos (T1 e T3) através do teste t (Hutcheson 1970).

Para verificar se a mortalidade aumentou com o tempo após a passagem do fogo, foi utilizado o teste t pareado (Zar 2009) para comparar a taxa média de mortalidade encontrada em T2 (2 meses após a ocorrência do fogo de 2007) e em T3 (16 meses após a ocorrência do fogo de 2007).

Foi utilizado o teste de Kolmogorov-Smirnov (Zar 2009) para comparar a distribuição de indivíduos mortos por classes de tamanho (diâmetro e altura) em T1 e T3 a fim de avaliar se a mortalidade foi dependente do tamanho. Além disso, para testar se houve relação entre a mortalidade e tamanho foi ajustada uma regressão linear entre as taxas de mortalidade e os diâmetros médios das espécies mais abundantes (com mais de 10 indivíduos) nas duas áreas estudadas.

Para testar a hipótese de que o padrão de rebrota depende do tamanho do indivíduo, foi utilizado o teste χ^2 (Zar 2009), para as Áreas 1 e 2.

Resultados

Todos os parâmetros de dinâmica, considerando número de indivíduos, foram diferentes significativamente entre as Áreas 1 e 2 (Tab. 1). Na Área 1 (fogo quinquenal), foram observadas maiores taxas de ingresso (ic) ($U = 2,00$, $p < 0,001$),

incremento (r) ($t = -5,68$; $p < 0,001$) e meia-vida ($t_{1/2}$) ($t = -2,88$; $p = 0,009$). Enquanto na Área 2 (fogo mais frequente) a mortalidade (me) foi maior que aquela observada na Área 1 ($U = 16,50$; $p = 0,011$), o que também foi observado para tempo de duplicação (t_2) ($U = 2,00$, $p = 0,002$), reposição (R) ($U = 11,0$; $p = 0,039$) e estabilidade (E) ($U = 0,1$; $p < 0,001$). O mesmo padrão emergiu considerando a área basal, exceto para taxas de mortalidade (me) e meia-vida ($t_{1/2}$), que não foram diferentes significativamente entre as duas áreas ($U = 33,0$; $p = 0,19$ e $t = -1,05$; $p = 0,3$ respectivamente). Ingresso (ic) ($U = 3,0$, $p < 0,001$) e incremento (r) ($U = 12,0$; $p = 0,004$) apresentaram maiores taxas na Área 1 enquanto tempo de duplicação (t_2), reposição (R) e estabilidade (E) apresentaram maiores taxas na Área 2 ($U = 3,0$; $p = 0,003$; $U = 9,0$; $p = 0,020$; $U = 3,0$; $p = 0,003$ respectivamente) (Tab. 1).

Na Área 1, tanto em T1 quanto em T3, as espécies mais abundantes em ordem decrescente de número de indivíduos foram *Buchenavia tomentosa*, *Ouratea spectabilis*, *Davilla elliptica*, *Myrcia multiflora*, *Byrsonima coccolobifolia*, *Mouriri elliptica* e *Mezilaurus crassiramea*. Na Área 2 (T1 e T3), as mais abundantes foram *Davilla elliptica*, *Miconia albicans*, *Myrcia lanuginosa*, *Licania humilis*, *Mezilaurus crassiramea*, *Myrcia multiflora* e *Ouratea spectabilis* (Tab. 2).

Apenas quatro espécies somaram 45,4% da mortalidade total observada na Área 1, sendo que *Myrcia multiflora* apresentou maior número de indivíduos mortos (17,6%) seguida por *Ouratea spectabilis* (11,1%), *Kielmeyera rubriflora* (10,2%) e *Buchenavia tomentosa* (6,5%). Os demais indivíduos mortos (54,6%) distribuíram-se entre 31 espécies. Na Área 2, *Davilla elliptica* foi a espécie que mais contribuiu para a mortalidade da comunidade, totalizando 16,5% dos indivíduos mortos, além de *Myrcia lanuginosa* (11,4%), *Miconia albicans* (6,8%), *Ouratea spectabilis* e *Myrcia multiflora* (5,7% cada). Os demais indivíduos mortos (53,9%) distribuíram-se entre 39 espécies (Tab. 2).

Na Área 1, 50 espécies apresentaram indivíduos recrutados, podendo se destacar cinco espécies que foram responsáveis por 37,4% do recrutamento total: *Byrsonima coccolobifolia* que apresentou maior número de indivíduos recrutados (15,9%), seguida por *Diptychandra aurantiaca* (7,1%) e *Davilla elliptica*, *Miconia albicans*, *Mouriri elliptica* (4,8% cada). Os outros 62,6% indivíduos recrutados ficaram distribuídos em 45 espécies. De maneira similar, na Área 2, foram recrutados indivíduos de 18 espécies, sendo que 43,5% do recrutamento ocorreu em quatro espécies: *Kielmeyera coriacea* (17,4%) seguida por *Myrcia lanuginosa*, *Byrsonima coccolobifolia* e *Roupala montana* (8,7% cada). Os outros recrutados (56,5%) foram distribuídos em 13 espécies (Tab. 2). Em ambas as áreas, as espécies mais abundantes apresentaram baixos valores de r ($\leq 0,09$). As espécies com menor abundância (< 20 indivíduos) apresentaram valores extremos de r destacando-se *Xylopia aromatica* (Área 1) com o maior incremento populacional ($r = 0,15$) e *Guapira noxia* e *Himatanthus obovatus* (Área 2) com os maiores decréscimos populacionais ($r = -0,28$ cada) (Tab. 2).

Tabela 1. Dinâmica da comunidade lenhosa baseada no número de indivíduos e área basal no cerrado sentido restrito do Parque Estadual da Serra Azul, Barra do Garças, MT, Brasil. ns= o valor de p não foi significativo.

Parâmetros da dinâmica	Número de indivíduos			Área basal (m ²)		
	Área 1	Área 2	p	Área 1	Área 2	p
Tempo médio transcorrido (anos)	4,5	2,5		4,5	2,5	
Número de indivíduos T1 (N1)	122,5±14,3	171,1±26,3	<0,001	1,72±0,22	1,86±0,22	ns
Número de indivíduos T3 (N3)	134,4±13,2	155,8±22,1	0,017	1,93±0,24	1,85±0,22	ns
Mortos (T1 e T3) (D)	10,8±5,0	17,6±11,9	ns	0,12±0,06	0,12±0,08	<0,001
Recrutadas (T1 e T3) (I)	22,7±8,2	2,3±2,6	<0,001	0,06±0,02	0,01±0,01	<0,001
Mortalidade anual (%) (me)	2,08±0,01	4,36±0,03	0,011	1,59±0,01	2,80±0,02	ns
Ingresso (%) (ic)	3,74±0,01	0,55±0,01	<0,001	0,81±0,01	0,10±0,001	<0,001
Incremento (r)	0,02±0,02	-0,04±0,03	<0,001	0,02±0,01	-0,001±0,021	0,004
Meia vida (anos) (t _{1/2})	40,97±17,95	21,70±11,04	0,009	72,87±62,04	46,20±50,89	ns
Tempo de duplicação (anos) (t ₂)	21,80±15,71	98,05±63,06	0,002	129,66±121,68	633,70±625,41	0,003
Reposição (anos) (R)	31,38±12,54	59,95±37,67	0,039	101,27±74,49	341,71±344,24	0,020
Estabilidade (anos) (E)	19,17±22,56	76,19±50,80	<0,001	56,79±122,94	583,97±562,99	0,003

A densidade aumentou significativamente entre T1 e T3 ($t = -4,11$; $p = 0,002$) na Área 1. Por outro lado, na Área 2, a densidade diminuiu entre T1 e T3 ($t = 4,254$; $p = 0,002$) (Tab. 1). Na Área 1, as mudanças de área basal e altura entre T1 e T3 foram significativas sendo que a comunidade aumentou tanto em área basal ($t = -7,20$; $p < 0,001$) como em altura ($3,6 \pm 0,4$ m - T1 e $4,0 \pm 0,5$ m - T2) ($t = -2,86$; $p = 0,018$). Na Área 2, a área basal não diferiu significativamente entre T1 e T3 ($t = 0,35$; $p = 0,730$). Por outro lado, a altura média aumentou entre T1 e T3 ($3,3 \pm 0,26$ m e $3,6 \pm 0,3$ m, respectivamente) ($t = -3,31$; $p = 0,009$).

Nas duas áreas amostradas, as distribuições dos indivíduos vivos em classes de diâmetro apresentaram o padrão J invertido e não diferiram entre T1 e T3 (Área 1 - $D = 0,02$; $p = 0,64$; Área 2 - $D = 0,04$; $p = 0,054$) (Fig. 1A e B). No entanto, as distribuições dos indivíduos em classes de altura foram diferentes significativamente entre T1 e T3 (Área 1 - $D = 0,14$; $p < 0,01$; Área 2 - $D = 0,085$; $p < 0,01$) ocorrendo uma redução de aproximadamente 10% dos indivíduos na primeira classe de altura até 2,5 m (Fig. 1C e D).

Foi observado, na Área 1, um acréscimo de 6,3% de espécies devido ao ingresso dos indivíduos de *Erythroxylum deciduum*, *Heteropteryx byrsonimifolia*, *Maprounea guianensis*, *Qualea multiflora*, *Stryphnodendron adstringens* e *Vochysia rufa*. Por outro lado, na Área 2, houve uma redução de 2,4% no número de espécies como resultado da morte dos indivíduos de *Andira paniculata* e *Virola sebifera* (Tab. 2). Considerando os estimadores não paramétricos, na Área 1, a riqueza variou entre 79 (observada) e 96,8 espécies (Jackknife2) em T1 aumentando para 84 (observada) e 108,7 espécies (Jackknife2) em T3 (Tab. 3). Porém, na Área 2, a riqueza decresceu após o fogo, variando de 82 (observada) a 108,7 espécies (Jackknife 2) em T1 e de 80 (observada) a 96,7 espécies (Jackknife 2) em T3 (Tab. 3). Apesar dessas variações de riqueza nas duas áreas entre T1 e T3, a equa-

bilidade não variou e os índices de diversidade (H') não foram significativamente diferentes (Área 1 - $t = 0,75$; $p = 0,45$; Área 2 - $t = 0,11$; $p = 0,90$) (Tab. 3).

Na Área 1, a taxa média de mortalidade anual não diferiu significativamente entre os intervalos T1-T2 (1,8%) e T2-T3 (1,7%) ($t = 1,49$; $p = 0,17$). Por outro lado, na Área 2, a taxa média de mortalidade anual diminuiu com o tempo e foi aproximadamente seis vezes maior logo após o fogo de 2007 (T1-T2: 12,5%) do que um ano após o fogo (2007) (T2-T3: 2,2%) ($t = 4,88$; $p < 0,001$).

Nas duas áreas, a maioria dos indivíduos mortos ocorreu na menor classe de diâmetro (4,7 a 9,0 cm) e nas duas menores classes de altura (0,5 a 4,5 m) (Fig. 2). Na Área 1, a distribuição de indivíduos mortos em classes diamétricas não diferiu entre T1 e T3 ($D = 0,3$; $p = 0,86$) (Fig. 2A) e a distribuição em classes de altura revelou um decréscimo de 38,6% de indivíduos mortos na primeira classe de tamanho entre T1 e T3 ($D = 22,2$; $p < 0,001$) (Fig. 2C). No entanto, o impacto do fogo foi mais intenso sobre os indivíduos menores do que sobre os indivíduos maiores, especialmente na Área 2, onde a frequência de queimadas é maior. Em T3, a proporção de indivíduos mortos aumentou na primeira classe de tamanho tanto em diâmetro, aproximadamente 19% ($D = 7,2$; $p = 0,03$) (Fig. 2B) quanto em altura, aproximadamente 18% ($D = 6,8$; $p = 0,03$) (Fig. 2D).

O diâmetro foi significativa e negativamente relacionado com a taxa média de mortalidade considerando as espécies mais abundantes e, embora os coeficientes de regressão tenham sido baixos ($r^2 = 0,089$, $p = 0,03$), a mortalidade decresceu com o aumento do diâmetro. Entre as espécies com maiores diâmetros e menores taxas de mortalidade pode-se destacar *Buchenavia tomentosa* e *Emmotum nitens*, enquanto *Myrcia lanuginosa* e *Diospyrus hispida* apresentaram diâmetros menores e maiores taxas de mortalidade (Fig. 3).

Tabela 2. Dinâmica das espécies lenhosas no cerrado sentido restrito do PESA, Barra do Garças, MT. Número de indivíduos: N1=inicial; D=mortos, I=recrutadas, N3=final. Parâmetros da dinâmica baseado no número de indivíduos: r=incremento populacional, me=taxa de mortalidade, ic=ingresso anual. A1= área 1, A2= área 2. *= somente na área 1, **= somente na área 2.

Famílias	Espécies	N1		D		I		N3		r		me (%)		ic (%)	
		A1	A2	A1	A2	A1	A2	A1	A2	A1	A2	A1	A2	A1	A2
Anacardiaceae	1 <i>Astronium fraxinifolium</i> Schott ex Spreng.	22	7	0	1	5	0	27	6	0,05	-0,06	0	6	5	0
Annonaceae	2 <i>Annona coriacea</i> Mart.	3	9	0	0	1	0	4	9	0,06	0	0	0	6	0
	3 <i>Annona crassiflora</i> Mart.	2	13	0	2	1	0	3	11	0,09	-0,07	0	7	9	0
	4 <i>Duguetia furfuracea</i> (A. St.-Hil.) Saff.**		1		0		0		1		0		0		0
	5 <i>Duguetia marcgraviana</i> Mart.*	1		0		0		1		0		0		0	
	6 <i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	10	10	0	1	9	0	19	9	0,14	-0,04	0	4	14	0
Apocynaceae	7 <i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
	8 <i>Aspidosperma nobile</i> Müll. Arg.**		1		0		0		1		0		0		0
	9 <i>Aspidosperma multiflora</i> A. DC.**		1		0		0		1		0		0		0
	10 <i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	9	31	1	2	1	1	9	30	0	-0,01	3	3	2	1
	11 <i>Hancornia speciosa</i> Gomes	11	33	1	5	6	0	16	28	0,08	-0,07	2	7	10	0
	12 <i>Himatanthus obovatus</i> (Müll. Arg.) Woodson	2	8	1	4	2	0	3	4	0,09	-0,28	15	28	15	0
Araliaceae	13 <i>Schefflera macrocarpa</i> (Cham. & Schltdl.)*	2		0		0		2		0		0		0	
Arecaceae	14 <i>Syagrus flexuosa</i> Becc.**		2		0		0		2		0		0		0
Asteraceae	15 <i>Piptocarpha rotundifolia</i> (Less.) Baker	3	5	1	0	0	0	2	5	-0,09	0	8	0	0	0
Bignoniaceae	16 <i>Tabebuia aurea</i> Benth. & Hook. f. ex S. Moore	2	9	0	1	1	0	3	8	0,09	-0,05	0	5	9	0
	17 <i>Tabebuia ochracea</i> (Cham.) Standl.	4	2	0	0	0	0	4	2	0	0	0	0	0	0
Burseraceae	18 <i>Protium heptaphyllum</i> March.*	1		0		0		1		0		0		0	
Caryocaraceae	19 <i>Caryocar brasiliense</i> A. St.-Hil.	6	4	0	0	0	0	6	4	0	0	0	0	0	0
Celastraceae	20 <i>Salacia crassifolia</i> (Mart) G. Don	7	6	3	0	0	0	4	6	-0,12	0	13	0	0	0
	21 <i>Salacia</i> sp.*	2		1		0		1		-0,15		16		0	
Chrysobalanaceae	22 <i>Couepia grandiflora</i> Benth.	5	4	0	0	0	0	5	4	0	0	0	0	0	0
	23 <i>Licania humilis</i> Cham. & Schltdl.	45	83	4	7	2	0	43	76	-0,01	-0,04	2	4	1	0
Clusiaceae	24 <i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	18	53	2	5	3	4	19	52	0,01	-0,01	3	4	3	3
	25 <i>Kielmeyera rubriflora</i> Cambess.	50	33	11	0	5	1	44	34	-0,03	0,01	5	0	2	1
Combretaceae	26 <i>Buchenavia tomentosa</i> Eichler	106	45	7	1	3	1	102	45	-0,01	0	1	1	1	1
Connaraceae	27 <i>Connarus suberosus</i> Planch.	4	7	0	0	1	0	5	7	0,05	0	0	0	5	0
	28 <i>Rourea induta</i> Planch.	9	24	1	3	2	0	10	21	0,02	-0,05	3	5	4	0
Dilleniaceae	29 <i>Curatella americana</i> L.	19	27	1	0	4	0	22	27	0,03	0	1	0	4	0
	30 <i>Davilla elliptica</i> A. St.-Hil.	69	161	6	29	11	1	74	133	0,02	-0,08	2	8	3	0
Ebenaceae	31 <i>Diospyros hispida</i> A. DC.	9	14	2	5	1	0	8	9	-0,03	-0,18	6	18	2	0
Erythroxylaceae	32 <i>Erythroxylum deciduum</i> A. St.-Hil.	0	4	0	0	1	0	1	4	-	0	-	0	-	0
Euphorbiaceae	33 <i>Maprounea guianensis</i> (Aubl.) M. Agr.*	0		0		1		1		-		-		-	
Fabaceae	34 <i>Acosmium dasycarpum</i> (Vogel) Yakovlev**		9		2		0		7		-0,1		10		0
	35 <i>Andira cuyabensis</i> Benth.	29	22	0	1	0	0	29	21	0	-0,02	0	2	0	0

Continua.

Tabela 2. Continuação

Famílias	Espécies	N1		D		I		N3		r		me (%)		ic (%)	
		A1	A2	A1	A2	A1	A2	A1	A2	A1	A2	A1	A2	A1	A2
Fabaceae	36 <i>Andira paniculata</i> Benth.	21	2	2	2	0	0	19	0	-0,02	-	2	-	0	0
	37 <i>Andira vermifuga</i> Mart. ex Benth.**		15		0		0		15		0		0		0
	38 <i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	6	3	0	0	0	0	6	3	0	0	0	0	0	0
	39 <i>Copaifera langsdorffii</i> Trécul*	1		0		0		1		0		0		0	
	40 <i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.*	1		0		0		1		0		0		0	
	41 <i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	4	8	1	1	4	0	7	7	0,12	-0,05	6	5	15	0
	42 <i>Dipteryx alata</i> Vogel	5	1	0	0	0	0	5	1	0	0	0	0	0	0
	43 <i>Diptychandra aurantiaca</i> Tul.	20	1	0	0	16	0	36	1	0,13	0	0	0	13	0
	44 <i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J. F. Macbr.*	1		0		0		1		0		0		0	
	45 <i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	16	38	1	6	0	0	15	32	-0,01	-0,07	1	7	0	0
	46 <i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	2	3	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0
	47 <i>Pterodon pubescens</i> Benth.	5	9	0	1	3	1	8	9	0,1	0	0	5	10	4
	48 <i>Sclerolobium paniculatum</i> Vogel	7	25	2	4	1	2	6	23	-0,06	-0,03	14	7	5	3
	49 <i>Stryphnodendron adstringens</i> Coville	0	3	0	0	2	0	2	3	-	0	-	0	-	0
	50 Fabaceae 1**		6		0				6		0		0		0
	51 Fabaceae 2**		1		0				1		0		0		0
	52 <i>Vatairea macrocarpa</i> Ducke	2	5	0	1	1	0	3	4	0,09	-0,09	0	9	9	0
Icacinaceae	53 <i>Emmotum nitens</i> Miers	11	4	1	0	4	0	14	4	0,05	0	2	0	7	0
Lauraceae	54 <i>Mezilaurus crassiramea</i> Taub. ex Mez	46	62	1	4	5	0	50	58	0,02	-0,03	0	3	2	0
Lecythidaceae	55 <i>Eschweilera nana</i> Miers	27	15	0	0	0	0	27	15	0	0	0	0	0	0
Loganiaceae	56 <i>Strychnos pseudoquina</i> A. St.-Hil.	10	6	0	0	2	0	12	6	0,04	0	0	0	4	0
Lythraceae	57 <i>Lafoensia pacari</i> A. St.-Hil.	12	7	2	1	2	0	12	6	0	-0,06	4	6	3	0
Malpighiaceae	58 <i>Byrsonima basiloba</i> A. Juss.*	5		1		0		4		-0,05		5		0	
	59 <i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth	61	32	4	0	36	2	93	34	0,09	0,02	1	0	10	2
	60 <i>Byrsonima pachyphylla</i> Griseb.	14	29	0	1	5	1	19	29	0,07	0	0	1	7	1
	61 <i>Byrsonima verbascifolia</i> Rich. ex Juss.	10	16	1	2	1	0	10	14	0	-0,05	2	5	2	0
	62 <i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A. Juss*	0		0		1		1		-		-		-	
Malvaceae	63 <i>Eriotheca gracilipes</i> (K. Schum.) A. Robyns	13	10	0	0	3	0	16	10	0,05	0	0	0	5	0
	64 <i>Eriotheca pubescens</i> Schott & Endl.	2	1	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0
	65 <i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart. & Zucc.) A. Robyns**		3		2				1		-0,45		45		0
Marcgraviaceae	66 <i>Norantea guianensis</i> Aubl.*	3		0		0		3		0		0		0	
Melastomataceae	67 <i>Miconia albicans</i> Schott ex Spreng.	33	142	0	12	11	0	44	130	0,06	-0,04	0	4	6	0
	68 <i>Mouriri elliptica</i> Mart.	54	34	3	0	11	0	62	34	0,03	0	1	0	4	0
Moraceae	69 <i>Ficus catapifolia</i> Kunth & Bouche*	1		0		0		1		0		0		0	
	70 <i>Ficus insipida</i> Willd.**		1		0				1		0		0		0
Myristicaceae	71 <i>Virola sebifera</i> Aubl.**		1		1				0		-		-		0
Myrsinaceae	72 <i>Myrsine</i> sp.*	1		1		0		0		-		-		0	

Continua.

Tabela 2. Continuação

Famílias	Espécies	N1		D		I		N3		r		me (%)		ic (%)		
		A1	A2	A1	A2	A1	A2	A1	A2	A1	A2	A1	A2	A1	A2	
Myrtaceae	73	<i>Calytranthes lucida</i> Mart. ex DC.**		1		0		0		1		0		0		0
	74	<i>Eugenia aurata</i> O. Berg	9	16	1	4	0	0	8	12	-0,03	-0,12	3	12	0	0
	75	<i>Eugenia dysenterica</i> DC.	11	7	0	0	0	0	11	7	0	0	0	0	0	0
	76	<i>Eugenia</i> sp.**		3		0		0		3		0		0		0
	77	<i>Myrcia camapauensis</i> N. Silveira	16	21	2	0	2	1	16	22	0	0,02	3	0	3	2
	78	<i>Myrcia lanuginosa</i> Nied.	16	97	5	20	4	1	15	78	-0,01	-0,09	8	10	5	0
	79	<i>Myrcia multiflora</i> DC.	67	75	19	10	9	1	57	66	-0,04	-0,05	7	6	3	1
	80	<i>Myrcia variabilis</i> DC.	14	7	0	2	4	0	18	5	0,06	-0,14	0	14	6	0
	81	<i>Psidium myrsinoides</i> O. Berg	36	41	1	2	6	0	41	39	0,03	-0,02	1	2	3	0
	82	<i>Psidium pohlianum</i> O. Berg*	1		0		0		1		0		0		0	
	83	Myrtaceae 1	4	18	0	1	0	0	4	17	0	-0,02	0	2	0	0
Nyctaginaceae	84	<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell**		6		3		0		3		-0,28		29		0
	85	<i>Guapira oposita</i> (Vell.) Reitz*	1		0		0		1		0		0		0	
	86	<i>Guapira</i> sp.*	2		1		0		1		-0,15		16		0	
Ochnaceae	87	<i>Ouratea hexasperma</i> Baill.	24	36	2	3	2	1	24	34	0	-0,02	2	4	2	1
	88	<i>Ouratea spectabilis</i> Engl.	91	58	12	10	6	0	85	48	-0,01	-0,08	3	8	1	0
Proteaceae	89	<i>Roupala montana</i> Aubl.	3	9	0	0	1	2	4	11	0,06	0,08	0	0	6	8
Rubiaceae	90	<i>Palicourea rigida</i> Kunth	4	4	3	1	0	0	1	3	-0,3	-0,12	8	12	0	0
	91	<i>Tocoyena formosa</i> K. Schum.	2	3	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0
Salicaceae	92	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	8	7	0	1	1	0	9	6	0,03	-0,06	0	6	3	0
Sapotaceae	93	<i>Pouteria ramiflora</i> Radlk.	23	46	0	0	9	0	32	46	0,07	0	0	0	7	0
Simaroubaceae	94	<i>Simarouba versicolor</i> A. St.-Hil.**		4		0		0		4		0		0		0
Urticaceae	95	<i>Cecropia pachystachya</i> *	1		0		0		1		0		0		0	
Velloziaceae	96	<i>Vellozia flavicans</i> Mart.**		7		3		0		4		-0,23		23		0
Vochysiaceae	97	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	24	49	0	1	3	1	27	49	0,03	0	0	1	3	1
	98	<i>Qualea multiflora</i> Mart.	0	21	0	3	3	0	3	18	-	-0,06	-	6	-	0
	99	<i>Qualea parviflora</i> Mart.	22	30	0	4	8	1	30	27	0,07	-0,04	0	6	7	1
	100	<i>Salvertia convallariaeodora</i> A. St.-Hil.	1	7	0	0	0	0	1	7	0	0	0	0	0	0
	101	<i>Vochysia rufa</i> Mart.	0	26	0	1	1	1	1	26	-	0	-	2	-	2
		Totais	1225	1711	108	176	227	23	1344	1558	0,02	-0,038	0,02	0,04	0,03	0,005

Tabela 3. Mudanças na riqueza, diversidade e equabilidade da comunidade das áreas de cerrado sentido restrito do Parque Estadual da Serra Azul, Barra do Garças, MT, Brasil. H' = índice de diversidade de Shannon-Wiener, J' = equabilidade de Pielou.

Estimadores	T1		T3	
	Área 1	Área 2	Área 1	Área 2
Riqueza observada	79	82	84	80
Jackknife 2	93,84	99,42	108,77	96,71
Chao 2	86,76±4,95	93,60±7,79	99,44±9,03	90,47±6,79
H'	3,71	3,76	3,74	3,76
J'	0,84	0,85	0,84	0,85

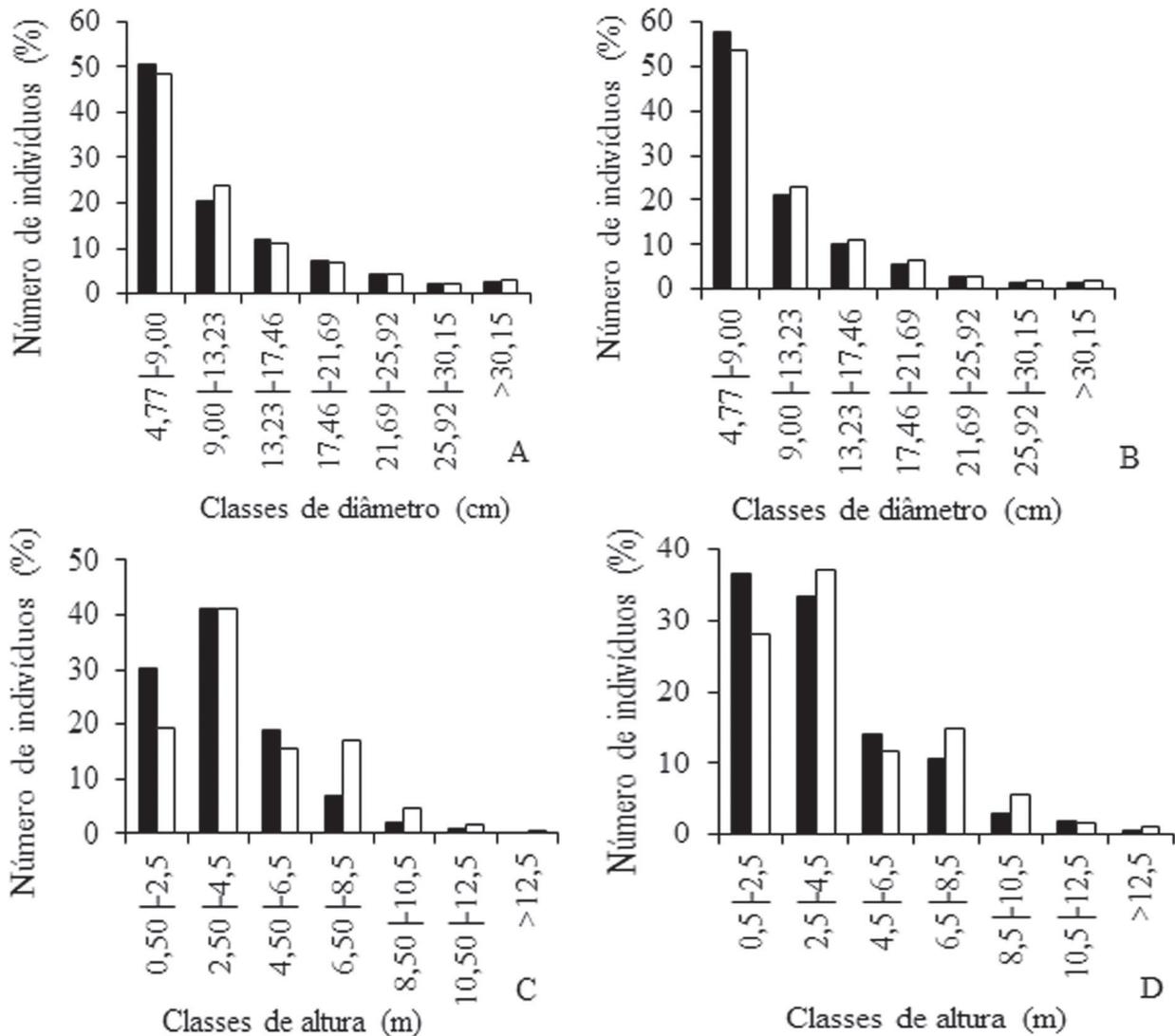


Figura 1. Distribuição dos indivíduos vivos em classes de tamanho no cerrado sentido restrito do PESA, Barra do Garças, MT. A. Distribuição em classes de diâmetro (Área 1). B. Distribuição em classes de diâmetro (Área 2). C. Distribuição em classes de altura (Área 1). D. Distribuição em classes de altura (Área 2). (■ = T1 (2003) na Área 1; □ = T1 (2006) na Área 2; ▒ = T3 (2009) para as duas áreas).

O padrão de rebrotamento foi dependente do tamanho e diferente entre as duas áreas amostradas. Na Área 1, em todas as classes de diâmetro ocorreu maior proporção de indivíduos rebrotando da copa (84,8 a 91%) ($\chi^2 = 37,1$; $p < 0,001$) (Fig. 4A). Por outro lado, na Área 2, na primeira classe de diâmetro, a maior parte dos indivíduos (55,6%) rebrotaram da base sendo que essa proporção diminuiu com o tamanho dos indivíduos e a proporção de rebrota pela copa aumentou com o tamanho ($\chi^2 = 278,7$; $p < 0,001$) (Fig. 4 B).

Discussão

As taxas de dinâmica diferiram entre áreas com diferentes frequências de queimadas. Na Área 1, com queimadas menos frequentes, a mortalidade média foi inferior aos

valores comumente encontrados no cerrado, sugerindo o menor impacto do fogo nessa taxa vital. Sato *et al.* (1998) observaram taxas de mortalidade de indivíduos lenhosos (≥ 5 cm de diâmetro) variando entre 6,4 e 13% em áreas de cerrado sentido restrito. Hoffmann & Moreira (2002) indicaram que a mortalidade dos indivíduos adultos na comunidade pode variar entre 5 e 19% após o fogo. Na Área 2, apesar da mortalidade ter sido próxima desses valores, o balanço negativo entre mortalidade e recrutamento sugere forte influência do fogo.

A relação entre frequência de queimadas e a modificação da comunidade pode ser observada pela comparação da meia-vida observada na Área 1 (≈ 41 anos), que queimou com menor frequência no período estudado, com a encontrada (35 anos) por Roitman *et al.* (2008) em um cerrado protegido do fogo. Por outro lado, na área com maior

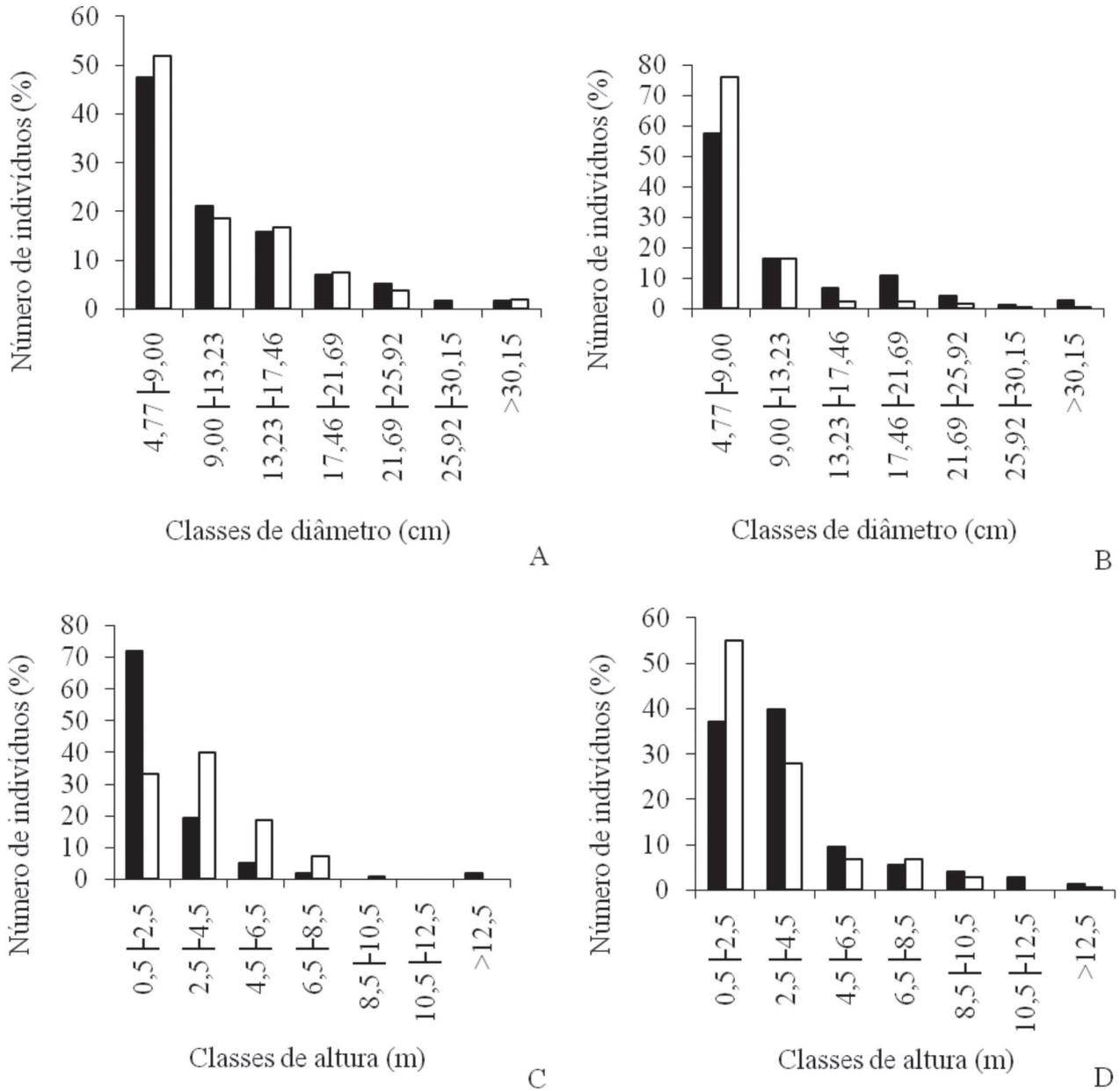


Figura 2. Proporção de indivíduos mortos no primeiro inventário (T1) e um ano após o fogo de 2007 (T3) no cerrado sentido restrito do PESA, Barra do Garças, MT. A. Distribuição em classes de diâmetro (Área 1). B. Distribuição em diâmetro (Área 2). C. Distribuição em classes de altura (Área 1). D. Distribuição em classes de altura (Área 2). (■ = T1 (2003) na Área 1; ■ = T1 (2006) na Área 2; □ = T3 (2009) para as duas áreas).

frequência de fogo (Área 2) os valores de meia-vida foram similares aos observados por Aquino *et al.* (2007b) (14 a 25 anos) em cerrado com queimadas bienais no Maranhão, indicando que as taxas de mortalidade aumentam com o aumento da frequência de queimadas. Além disso, nossos resultados indicam que a Área 1 foi mais estável (manteve aproximadamente o mesmo número de indivíduos e área basal durante o período) e dinâmica, apresentando menor tempo de reposição do que a Área 2. Essa observação é coerente com os dados obtidos por Roitman *et al.* (2008) em cerrado com exclusão de fogo por 18 anos, no qual encontraram tempo de duplicação ($t_2 = 35$ anos), estabilidade

($E = 16$ anos) e reposição ($R = 27,4$ anos) similares aos registrados na Área 1, ao passo que Aquino *et al.* (2007b) encontraram em áreas de cerrado com queimadas bienais tempo de duplicação ($t_2 = 22$ e 12 anos), estabilidade ($E = 3$ e 2 anos) e reposição ($R = 23,5$ e 13 anos) similares aos registrados na Área 2.

A maior taxa de mortalidade encontrada na área Área 2 associada à reduzida taxa de recrutamento e tempo de meia-vida apontam para a tendência de redução da densidade e mudanças na estrutura da vegetação lenhosa do cerrado sentido restrito, caso a frequência do distúrbio se mantenha. Estudos em savanas, especialmente no cerrado

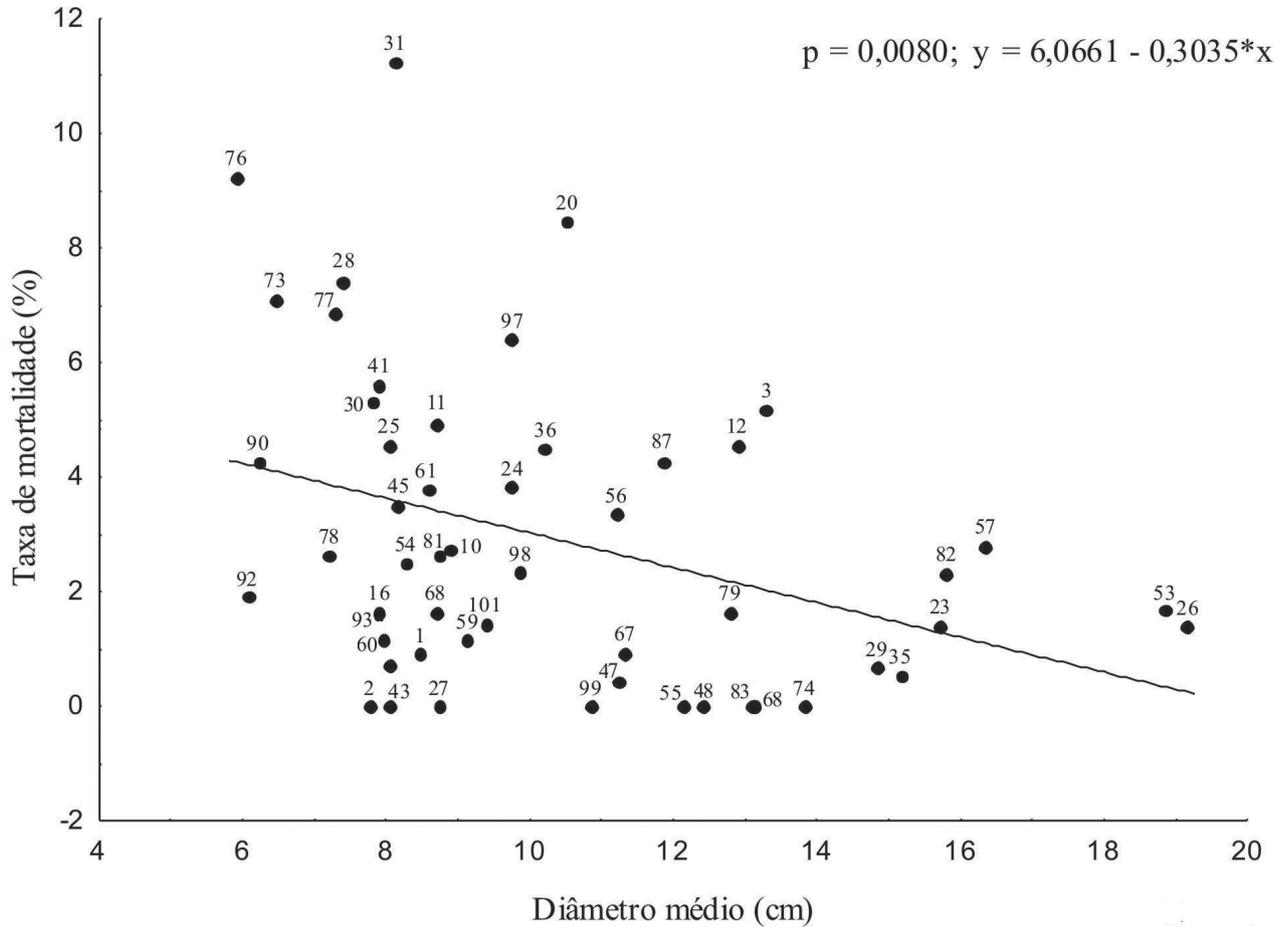


Figura 3. Relação entre taxa de mortalidade e diâmetro médio de 52 espécies (apenas populações com mais de 10 indivíduos) no cerrado sentido restrito, Barra do Garças, MT. O número das espécies seguem a mesma legenda da tabela 2.

brasileiro, têm demonstrado a diminuição da densidade arbórea e área basal, além do aumento das taxas de mortalidade em resposta a maior frequência do fogo (Hoffmann 1999; Williams *et al.* 1999; Aquino *et al.* 2007a, Lima *et al.* 2009). Em contraposição, em áreas protegidas do fogo, tem sido registrado o aumento da densidade e área basal e taxas de recrutamento maiores que as de mortalidade (Roitman *et al.* 2008). Nossos resultados estão de acordo com essas tendências. Nesse contexto, no cerrado brasileiro, queimadas frequentes podem modificar as fisionomias do cerrado *lato sensu* para formas mais abertas, com predomínio do componente herbáceo graminoso, o que favore queimadas mais intensas e frequentes (Miranda *et al.* 2002), enquanto, em áreas protegidas do fogo pode ocorrer aumento da densidade de espécies lenhosas e de espécies intolerantes ao fogo (Henriques & Hay 2002, Moreira 2000).

Na Área 1, onde as queimadas foram menos frequentes, um maior número de espécies apresentou recrutas do que na Área 2. Como esperado, um maior número de espécies perderam indivíduos após o fogo na Área 2. Apesar dessas diferenças, as taxas de incremento populacional observadas para maioria das espécies, especialmente para aquelas mais

abundantes, foram reduzidas, revelando que as populações arbóreas do cerrado no PESA estão estáveis com tendência à redução, principalmente na área com maior número de queimadas. Esses resultados concordam com o padrão observado por Henriques & Hay (2002) que encontraram maior recrutamento que mortalidade para maioria das espécies em cerrado protegido do fogo em Brasília.

Entre os inventários observamos aumento de riqueza na Área 1 e diminuição no número de espécies na Área 2. Esses achados são consistentes com a hipótese de que o fogo pode produzir um impacto negativo sobre a diversidade de espécies lenhosas do cerrado (Hoffmann 1999). Moreira (2000), comparando duas áreas de cerrado no Brasil Central, encontrou que a exclusão das queimadas permitiu o estabelecimento de espécies sensíveis ao fogo sendo que, de sete espécies ingressantes num período de 16 anos, cinco foram significativamente mais abundantes na área protegida, ou seja, positivamente afetadas pela exclusão do fogo e duas negativamente afetadas pela exclusão do fogo. Em Brasília, Henriques & Hay (2002) monitoraram no intervalo de três anos um cerrado protegido do fogo por 16 anos e registraram o acréscimo de oito espécies sem que nenhuma

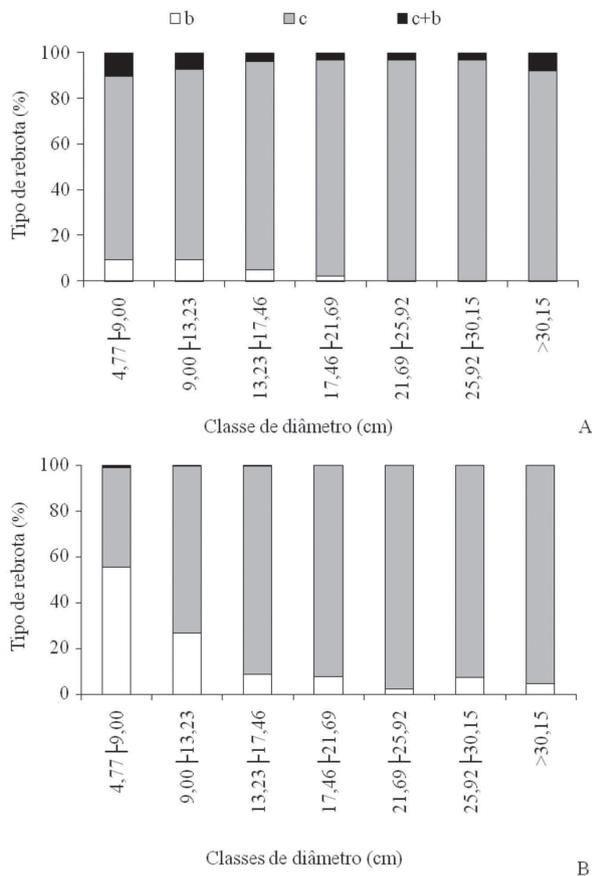


Figura 4. Distribuição dos padrões de rebrota (b= base, c= copa e b+c= base e copa), em classe de diâmetro nas duas áreas de cerrado sentido restrito, Barra do Garças, MT. A. Área 1. B. Área 2.

espécie emigrasse da comunidade durante o período de estudo. Libano & Felfili (2006), na Fazenda Água Limpa (DF), encontraram, em nove anos sem fogo, nove espécies que ingressaram na comunidade.

A manutenção da equidade e da diversidade nas duas áreas do nosso estudo sugere que as variações de riqueza observadas estão associadas principalmente às espécies menos abundantes da comunidade. De fato, vários estudos têm demonstrado que o cerrado é muito resiliente em termos de mudanças florísticas, apesar da ocorrência de queimadas. Felfili *et al.* (2000), por exemplo, estudando um cerrado *sensu stricto* em Brasília, verificaram uma redução de apenas quatro espécies (6,5%) do número original em um período de nove anos, sendo que todas eram representadas por indivíduos pequenos, mais sujeitos à mortalidade e exclusão da comunidade. De maneira similar, Ratter *et al.* (2003) remediram uma área de cerrado no Distrito Federal depois de 20 anos e registraram 68 das 69 espécies anteriormente encontradas, bem como Lima *et al.* (2009), amostraram 71 das 72 espécies do primeiro inventário, no cerrado em Nova Xavantina, MT. Mesmo estudos que registraram maiores proporções de mudanças temporais na riqueza (Libano & Felfili 2006) também indicaram que as mudanças ocorreram em função de espécies pouco abundantes (no máximo três

indivíduos.ha⁻¹). Essas comparações sugerem que, apesar de algumas espécies de cerrado apresentarem até 100% de mortalidade após a queima (Sato & Miranda 1996a, Hoffmann 1998), os descritores de riqueza e diversidade não refletem acuradamente o impacto do fogo na estrutura da comunidade. As mudanças na riqueza e diversidade estão mais associadas a eventos estocásticos, sendo variações transitórias porque qualquer morte pode eliminar uma espécie pouco abundante da amostra (Aquino *et al.* 2007b). Considerando que as taxas de emigração e imigração na comunidade foram reduzidas e influenciadas por espécies pouco numerosas, podemos prever que as mudanças na composição florística e riqueza de espécies na comunidade, mantidas as tendências atuais, ocorrerão lentamente.

As taxas de mortalidade nas duas áreas não aumentaram com o tempo decorrido após o fogo. Na Área 1 não diferiu entre os intervalos de tempo e, na Área 2, foi maior logo após o fogo. Sendo assim nossos dados não confirmaram a tendência da mortalidade aumentar com o tempo, em claro contraste com o que tem sido observado em formações florestais queimadas. Ivanauskas *et al.* (2003), estudando uma floresta de transição em Gaúcha do Norte, MT, encontraram um aumento de 13% (logo após o fogo) para 48% (um ano após o fogo) dos indivíduos mortos na comunidade. Cochrane (2003) registrou que o fogo elimina 23-44% das árvores com DAP ≥ 10 cm em florestas tropicais no prazo de um ano após o incêndio. Isto, em parte, pode ser explicado pela menor sensibilidade ao fogo apresentada pelas espécies do cerrado em função das árvores apresentarem cascas com maior espessura. Essas diferenças estão associadas ao tamanho dos indivíduos e às características intrínsecas de cada espécie e podem ser fundamental na determinação de qual tipo de vegetação pode sobreviver melhor ao fogo (Hoffmann *et al.* 2009).

Como esperado, a maior mortalidade ocorreu nas menores classes de tamanho (diâmetro e de altura) e foi também influenciada pelo regime de fogo. Nossos resultados referentes à Área 1 sugerem que, com intervalos maiores entre as queimadas, a distribuição de tamanho final da comunidade pode não ser alterada. Enquanto os dados da Área 2 indicam as tendências de aumento na proporção de indivíduos mortos na primeira classes de tamanho mediante intervalos menores entre as queimadas. Hoffmann & Solbrig (2003) encontraram relação significativa entre diâmetro do caule e mortalidade em populações de cinco espécies do cerrado em Brasília (DF). Fiedler *et al.* (2004), também encontraram maior mortalidade nos indivíduos de menor porte com diâmetro variando de 3 a 5 cm. Medeiros & Miranda (2005), monitorando os efeitos do fogo sobre as taxas de mortalidade após três queimadas prescritas anuais num campo sujo em Brasília (DF), encontraram maior número de indivíduos mortos na classe de diâmetro entre 2 e 3 cm e altura entre 1 e 2 m. Segundo Frost & Robertson (1987) e Miranda *et al.* (1993), indivíduos menores possuem cascas menos espessas e por

isso são mais susceptíveis às altas temperaturas causadas pelo fogo. Assim, mesmo plantas que não são muito altas poderiam permanecer na comunidade caso o diâmetro do caule apresente um limite mínimo que favoreça a sobrevivência. No cerrado, plantas lenhosas com mais de 3 m de altura tendem a sobreviver mais ao fogo, por estarem além da zona de chama (Frost & Robertson 1987, Higgins *et al.* 2000). Miranda *et al.* (1993) concluíram que o calor despreendido pelo fogo durante as queimadas afeta, principalmente, os indivíduos situados na faixa de 60 cm de altura, onde ocorre a zona crítica de temperatura. Assim, indivíduos com altura inferior a 2,0 m têm maior exposição da copa às maiores temperaturas. Nossos resultados confirmaram essa tendência já que, as árvores mais afetadas pelo fogo apresentaram tanto menores diâmetros (4,77 a 9,00 cm) como menores alturas (0,5 a 2,5 m).

Outra tendência que emergiu dos nossos dados foi o aumento da proporção de indivíduos nas menores classes de tamanho na Área 2. A análise da distribuição de diâmetros dos indivíduos vivos, a qual apresentou a forma de “J reverso”, tanto em T1 como em T3, aliada ao fato de não ter havido mudanças no padrão de distribuição diamétricas nas duas áreas estudadas, demonstra a resiliência do cerrado frente aos distúrbios causados pelo fogo e que o diâmetro dos caules é um parâmetro mais conservador na avaliação das mudanças da vegetação. No entanto, a distribuição dos sobreviventes em classes de altura denota a alteração no tamanho final da comunidade. Hoffmann & Moreira (2002) observaram que, em uma população de *Roupala montana* sujeita a queimadas trienais, os indivíduos grandes sobreviveram e emitiram muitos perfilhos resultando num aumento da densidade populacional nos dois primeiros ciclos de fogo. Contudo, depois de queimadas recorrentes, a população se caracterizou pela dominância de indivíduos pequenos que não foram capazes de produzir perfilhos para contrabalançar a mortalidade, ocorrendo o declínio populacional. Dados obtidos do monitoramento, durante quarenta anos, de quatro diferentes savanas africanas demonstraram que a densidade dos indivíduos arbóreos não foi afetada pela frequência do fogo, mas que a dominância relativa de indivíduos pequenos foi altamente relacionada com o regime de fogo. Queimadas anuais ou bienais aumentaram a dominância de indivíduos pequenos enquanto queimadas trienais ou exclusão do fogo reduziram a dominância de árvores pequenas (Higgins *et al.* 2007).

O padrão de rebrotamento após o fogo no cerrado do PESA foi relacionado com a frequência de queimadas e com o tamanho dos indivíduos, sendo que o rebrotamento foi proporcionalmente maior na base dos indivíduos pertencentes às menores classes de tamanho e na copa do indivíduos das maiores classes de tamanho. Esses resultados podem ser interpretados como uma resposta diferencial das plantas aos danos que o fogo promoveu nos caules. Caules maiores e menos danificados foram capazes de repor a

folhagem nas copas sem ter que investir em produção de novos rametas ou perfilhos das gemas subterrâneas ou no nível do solo. Por outro lado, os caules menores que tiveram a sua biomassa aérea destruída (topkill) durante o fogo, mas sobreviveram, provavelmente utilizaram os recursos estocados nos órgãos subterrâneos para restabelecer suas estruturas aéreas, no entanto permanecendo em menores classes de tamanho. Muitas espécies do cerrado apresentam forte suberização nos caules e ramos, o que resulta no efetivo isolamento térmico dos tecidos durante o fogo e permite que mesmo árvores pequenas sobrevivam a queimadas repetidas (Miranda *et al.* 2002). A habilidade de rebrota dos caules que são danificados ou destruídos durante a queimada é uma característica chave da história de vida, a qual promove a persistência das árvores na savana (Higgins *et al.* 2000). Apesar da morte da parte aérea das árvores (topkill) representar a redução do tamanho das plantas e ter consequências para o crescimento das populações (Hoffmann & Moreira 2002; Hoffmann & Solbrig 2003), as mudas das árvores podem persistir como jovens suprimidos por muitos anos porque os caules continuam a rebrotar repetidamente após terem sido queimados por fogos anteriores (Higgins *et al.* 2000). Assim, o componente lenhoso do cerrado só deve ser eliminado sob queimadas anuais de alta intensidade (Gardner 2006).

Nossos dados comparando duas áreas com frequências diferentes de fogo apontam evidências sobre as respostas da vegetação a esse distúrbio e revelam a resiliência demográfica do cerrado em contrapartida das alterações estruturais, especialmente densidade e estrutura de tamanho da comunidade. Essas tendências se encaixam no modelo demográfico “bottleneck” (Higgins *et al.* 2000) o qual propõe que a estrutura da savana é definida pela probabilidade das árvores escaparem das classes de tamanho sensíveis ao fogo. Assim, a frequência e intensidade do fogo explicam grande parte da variação na estrutura da vegetação. Árvores das savanas somente recrutam indivíduos para a população adulta quando eles escapam da zona de maior influência do fogo. Caules maiores e mais grossos e caules com cascas mais espessas tem maior chance de sobreviver ao fogo de uma dada intensidade.

A resiliência do cerrado frente ao fogo decorre da capacidade de muitas espécies rebrotarem depois de queimadas e das taxas de mortalidade serem altas apenas para indivíduos pequenos (< 2 m de altura) e baixas para indivíduos maiores (Higgins *et al.* 2000, Hoffmann & Solbrig 2003). Enquanto indivíduos grandes são virtualmente imunes aos danos causados pelo fogo, queimadas repetidas podem manter indivíduos menores com tamanhos pequenos, sendo que eles raramente morrem. A longevidade das árvores adultas do cerrado e a persistência dos indivíduos menores através do rebrotamento podem determinar a manutenção da comunidade lenhosa no cerrado, desde que os intervalos entre as queimadas não sejam menores que cinco anos.

Agradecimentos

À CAPES pela bolsa de mestrado concedida à primeira autora. À Profa Dra Beatriz Marimon e ao Prof. Dr Frederico A. Guilherme pela leitura crítica do manuscrito. Ao Domingos Pedroni pela revisão do abstract. À Secretaria de Estado do Meio Ambiente de Mato Grosso (SEMA) pela permissão para realização de estudos no PESA.

Referências

- APG II. 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. **Botanical Journal of the Linnean Society** **141**: 399-436.
- Aquino, F.G.; Walter, B.M.T. & Ribeiro, J.F. 2007a. Dinâmica de populações de espécies lenhosas de cerrado, Balsas, Maranhão. **Revista Árvore** **31**: 793-803.
- Aquino, F.G.; Walter, B.M.T. & Ribeiro, J.F. 2007b. Woody community dynamics in two fragments of "cerrado" *stricto sensu* over a seven-year period (1995-2002), MA, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** **30**: 113-121.
- Barbosa, M.M. 2006. **Florística e fitossociologia de cerrado sentido restrito no Parque Estadual da Serra Azul, Barra do Garças, MT**. Dissertação de Mestrado. Cuiabá, Universidade Federal de Mato Grosso.
- Bond, W.J. & Midgley, G.F. 2000. A proposed CO₂-controlled mechanism of woody plant invasion in grasslands and savannas. **Global Change Biology** **6**: 865-969.
- Chao, A. 1987. Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. **Biometrics** **43**: 783-791.
- Cochrane, M.A. 2003. Fire science for rainforests. **Nature** **42**: 913-919.
- Colwell, R.K. & Coddington, J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transactions of the Royal Society (Series B)** **345**: 101-118.
- Colwell, R.K. 2005. **Estimates: Statistical estimation of species richness and shared species from samples**. Version 7.5. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Coutinho, L.M. 1990. Fire in the ecology of the Brazilian cerrado. Pp. 82-105. In: Goldammer, J.G. (Ed.) **Fire in the Tropical biota**. Berlin, Springer-Verlag.
- Felfili, J.M. 1995. Growth and recruitment 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.; Rezende, A.V.; Silva Junior, 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.
- FEMA - Fundação Estadual do Meio Ambiente - MT. 2000. **Diagnóstico Ambiental do Parque Estadual da Serra Azul**. Barra do Garças, SEMA.
- Fiedler, N.C.; Azevedo, I.N.C.; Resende, A.V.; Medeiros, M.B. & Venturoli, F. 2004. Efeito de incêndios florestais na estrutura e composição florística de uma área de cerrado *sensu stricto* na Fazenda Água Limpa - DF. **Revista Árvore** **28**: 129-138.
- Frost, P.G.H. & Robertson, F. 1987. The ecological effects of fire in savannas. Pp. 93-140. In: Walker, B.H. (Ed.) **Determinants of Tropical Savannas**. Oxford, IRL Press.
- Gardner, T.A. 2006. Tree-grass coexistence in the Brazilian cerrado: demographic consequences of environmental instability. **Journal of Biogeography** **33**: 448-463.
- Henriques, R.P.B. & Hay, J.D. 2002. Patterns and dynamics of plant populations. Pp. 140-158. In: Oliveira, P.S. & Marquis, R.J. (Eds.). **Cerrados of Brazil**. New York, Columbia University Press.
- Higgins, S.I.; Bond, W.J. & Trollope, W.S.W. 2000. Fire, resprouting and variability, a recipe for grass-tree coexistence in savanna. **Journal of Ecology** **88**: 213-229.
- Higgins, S.I.; Bond, W.J.; February, E.C.; Bronn, A.; Euston-Brown, D.I.W.; Enslin, B.; Govender, N.; Rademan, L.; O'Regan, S.; Potgieter, A.L.F.; Schiter, S.; Sowry, R.; Trollope, L. & Trollope, M.J. 2007. Effects of four decades of fire manipulation on woody vegetation structure in savanna. **Ecology** **88**: 1119-1125.
- Hoffmann, W.A. 1998. Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. **Journal of Applied Ecology** **35**: 422-433.
- 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. & Moreira, A.G. 2002. The role of fire in population dynamics of woody plants. Pp. 159-177. In: Oliveira, P.S. & Marquis, R.J. (Eds.). **Cerrados of Brazil**. New York, Columbia University Press.
- Hoffmann, W.A. & Solbrig, O.T. 2003. The role of topkill in the differential response of savanna woody species to fire. **Forest Ecology and Management** **180**: 273-286.
- Hoffmann, W.A.; Adams, R.; Haridasan, M.; Carvalho, M.T.; Geiger, E.L.; Pereira, M.A.B.; Gotsch, S.G. & Franco, A.C. 2009. Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna-forest boundaries under frequent fire in central Brazil. **Ecology** **90**: 1326-1337.
- Hutcheson, K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. **Journal of theoretical Biology** **29**: 151-154.
- Ivanauskas, N.; Monteiro, R. & Rodrigues, R.R. 2003. Alterations following a fire in a Forest community of Alto Rio Xingu. **Forest Ecology and Management** **184**: 239-250.
- Korning, J. & Balslev, H. 1994. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. **Journal of Vegetation Science** **4**: 77-86.
- Libano A.M. & Felfili, J.M. 2006. Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de um cerrado *sensu stricto* do Brasil Central em um período de 18 anos (1985-2003). **Acta Botanica Brasilica** **20**: 927-936.
- Lima, E.S.; Lima, H.S. & Ratter, J.A. 2009. Mudanças pós-fogo na estrutura e composição da vegetação lenhosa em um cerrado mesotrófico no período de cinco anos (1997-2002) em Nova Xavantina - MT. **Cerne** **15**: 468-480.
- Magurran, A.E. 1988. **Ecological diversity and its measurements**. New Jersey, Princeton University.
- 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.
- Miranda, A.C.; Miranda, H.S.; Dias, I.F.O. & Dias, B.F.S. 1993. Soil and air temperatures during prescribed Cerrado fires in Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology** **9**: 313-320.
- Miranda, H.S.; Bustamante, M.M.C. & Miranda, A.C. 2002. The fire factor. Pp. 51-68. In: Oliveira, P.S. & Marquis, R.J. (Eds.). **Cerrados of Brazil**. New York, Columbia University Press.
- Moreira, A.G. 2000. Effects of fire protection on savanna structure in central Brazil. **Journal of Biogeography** **27**: 1021-1029.
- 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.
- Ratter, J.A.; Bridgewater, S. & Ribeiro, J.F. 2003. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation III: comparison of the woody vegetation of 376 areas. **Edinburgh Journal of Botany** **60**: 57-109.
- Roitman, I.; Felfili, J.M. & Rezende, A.V. 2008. Tree dynamics of a fire-protected cerrado *sensu stricto* surrounded by forest plantations, over a 13-year period (1991-2004) in Bahia, Brazil. **Plant Ecology** **197**: 255-267.
- Sato, M.N. & Miranda, H.S. 1996a. Mortalidade de plantas lenhosas do cerrado *sensu stricto* submetidos a diferentes regimes de queima. Pp. 102-111. In: Miranda, H.S.; Saito, C.H. & Dias, B.F.S. (Eds.). **Impactos de Queimadas em Áreas de Cerrado e Restinga**. Brasília, Universidade de Brasília.
- Sato, M.N. & Miranda, H.S. 1996b. Mortalidade de plantas lenhosas do cerrado após duas queimadas prescritas. Pp. 204-207. In: Pereira, R.C. & Nasser, L.C.B. (Eds.). **Simpósio sobre o cerrado: Biodiversidade e**

- produção sustentável de alimentos e fibras nos cerrados.** Planaltina, Embrapa Cerrados.
- Sato, M.N.; Garda, A.A. & Miranda, H.S. 1998. Fire effects in the mortality rate of woody vegetation in Central Brazil. Pp. 1777-1784. In: Viegas, D.X. (Ed.). **Proceedings of the 3rd International Conference on Forest Fires Research**, Coimbra.
- Sheil, D. & May, R.M. 1996. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. **Journal of Ecology** **84**: 91-100.
- Siegel, S. 1975. **Estatística não paramétrica para as ciências do comportamento**. São Paulo, McGraw-Hill do Brasil Ltda.
- Silberbauer-Gottsberger, I. & Eiten, G. 1987. A hectare of cerrado: I. General aspects of the trees and thick-stemmed shrubs. **Phyton** **27**: 55-91.
- 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. 1987. The dynamics of tree populations forest: a review. **Journal of Tropical Ecology** **3**: 359-366.
- Williams, R.J.; Cook, G.D.; Gill, A.M. & Moore, P.H.R. 1999. Fire regime, fire intensity and tree survival in a tropical savanna in northern Australia. **Journal of Ecology** **24**: 50-59.
- 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. 2009. **Biostatistical analysis**. New Jersey, Prentice-Hall.