



DINÂMICA DO ESTRATO DE REGENERAÇÃO DE UMA FLORESTA SEMIDECÍDUA PERTURBADA POR FOGO.

M. Sanchez

I. M. Faria¹; M. Sanchez^{1,3}; K. G. Facure²; P. N. Santos¹; F. Pedroni¹

1. Universidade Federal de Mato Grosso, Grupo Ecologia-UFMT - MT 100, km 3,5 Pontal do Araguaia - MT. 2. União Educacional Minas Gerais Ltda.-UNIMINAS Avenida dos Vinhedos, 1200 - Morada da Colina Uberlândia - MG - Fone (34) 3292 - 1900 CEP: 38411 - 159 3. Autor para correspondência: maryland@ufmt.br

INTRODUÇÃO

No Cerrado a ocorrência de queimadas é comum, especialmente nas fitofisionomias savânicas. No entanto, em anos de seca prolongada, o fogo atinge também as formações florestais. Nas florestas, processos que afetam indivíduos no estágio de plântula atuam como forte pressão seletiva que controla os padrões de recrutamento e influencia em última instância a composição da floresta (Harms *et al.*, 2000, Uriarte *et al.*, 2005, Wright *et al.*, 2005). A dinâmica das populações de plantas é determinada por taxas de estabelecimento das plântulas, mortalidade, sobrevivência, crescimento, reprodução sexual e vegetativa. O impacto do fogo pode ser severo o suficiente para alterar essas taxas vitais tendo implicações para a estrutura e dinâmica das populações e, conseqüentemente, da comunidade (Hoffman & Moreira 2002). Na vegetação florestal, uma das principais alterações causadas pelo fogo envolve a morte dos indivíduos menores, alteração nas densidades populacionais (Woods 1989) e alterações nas taxas de regeneração das espécies lenhosas (Hoffman 1998). As perturbações oriundas do fogo, quando recorrentes, podem causar a depleção de espécies e alterações permanentes em florestas tropicais (Cochrane & Schulze 1999). Além disso, se as queimadas são frequentes, os indivíduos pequenos podem ser incapazes de crescer e atingir classes maiores de tamanho permanecendo indefinidamente em estágios de tamanho reduzido e não reprodutivos (Rebertus *et al.*, 1993). As comunidades lenhosas do cerrado exibem um alto grau de resiliência dos indivíduos ao fogo (Felfili *et al.*, 2000), provavelmente devido à baixa mortalidade e rápido rebrotamento (Rutherford 1981, Sato & Miranda 1996, Trollope 1996). No entanto, espécies tipicamente florestais não apresentam características morfológicas, como casca espessa, que previnem danos causados pelo fogo e, por isso, são mais suscetíveis às injúrias provocadas pelas queimadas. Nós acompanhamos por um ano e comparamos a dinâmica de indivíduos regenerantes das sete espécies em áreas queimadas e não queimadas. Procuramos responder a seguinte per-

gunta: A passagem do fogo afeta a estrutura de tamanho e a dinâmica do estrato de regeneração da floresta? Se as espécies florestais são afetadas pelo fogo, esperamos encontrar, nas áreas queimadas, menor número de indivíduos nas classes de tamanho menores (que seriam mais suscetíveis ao fogo) e tamanhos (altura) menores para indivíduos com diâmetros similares nas áreas queimadas e não queimadas. Se por outro lado, as espécies apresentarem resiliência ao fogo, deve ocorrer nas áreas queimadas, maior proporção de indivíduos com rebrotas. Além disso, em função dos espaços abertos pelo fogo, a competição nas áreas queimadas pode ser reduzida e resultar em maiores taxas de recrutamento e sobrevivência nas áreas queimadas.

OBJETIVOS

Nós aproveitamos a ocorrência de um incêndio natural para avaliar o efeito do fogo na estrutura de tamanho e regeneração de populações das sete espécies arbóreas mais abundantes na floresta estacional semidecidual do Parque Estadual da Serra Azul, Estado do Mato Grosso. Nós acompanhamos por um ano e comparamos a dinâmica de indivíduos regenerantes das sete espécies em áreas queimadas e não queimadas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo.

O local de estudo corresponde a uma floresta estacional semidecidual que está localizada no Parque Estadual da Serra Azul (PESA), no município de Barra do Garças, estado de Mato Grosso (15°52'S e 51°16'W). O PESA ocupa uma área de 11.002 ha e apresenta altitude média de 560 m. De acordo com a classificação de Köppen, o clima dominante na região é do tipo tropical chuvoso, tipo AW-clima quente e úmido, com verão úmido e inverno seco, apresentando temperatura média de 22 °C e precipitação

média anual variando de 1.200 a 1.600 mm. As maiores precipitações pluviométricas são registradas no período de outubro a abril (FEMA, 2000). No final de setembro auge da estação seca, o Parque fica suscetível a queimadas que podem atingir, ocasionalmente, as formações florestais. A floresta do presente estudo é cortada por uma estrada que funcionou como aceiro, impedindo a propagação do fogo de 2005 em um de seus lados. Neste estudo foram incluídas as sete espécies arbóreas mais abundantes no estrato de regeneração (juntas perfazem 40% das plantas marcadas): *Anadenanthera falcata* (Fabaceae), *Aspidosperma subincanum* (Apocynaceae), *Campomanesia eugenioides* (Myrtaceae), *Coussarea hydrangeaefolia* (Rubiaceae), *Cupania vernalis* (Sapindaceae), *Myrcia falax* (Myrtaceae), *Protium heptaphyllum* (Burseraceae) daqui em diante chamadas apenas pelo gênero.

Desenho amostral

Para inventariar a comunidade arbórea, dois meses após a passagem do fogo em 2005, foram estabelecidas seis amostras de 3000 m² (blocos de 30 parcelas de 10 *imes* 10 m contíguas) sendo três em áreas queimadas (Q) e três em áreas não queimadas (NQ). No canto direito de cada parcela de 10 *imes* 10 m, foi estabelecida uma subparcela de 3 *imes* 3 m para amostrar o estrato de regeneração. Nas 180 subparcelas, todos os indivíduos com DAP \leq 5 cm (inclusive plântulas provenientes de sementes recém germinadas) foram marcados com plaquetas de alumínio numeradas e mensurados quanto a altura e diâmetro sendo anotado se eram plântulas ou rebrotas. A dinâmica foi descrita baseada em re - amostragem após um ano .

Análise dos dados.

Diferenças entre a área queimada e não queimada nas relações alométricas de cada espécie foram avaliadas por análise de covariância (ANCOVA) calculada no Programa Systat 10.2, com os dados transformados em logaritmos na base 10. Foram obtidos para cada espécie, considerando cada bloco de parcelas como unidade amostral, os seguintes parâmetros de dinâmica: número de indivíduos na primeira amostragem (N₀); número de indivíduos na segunda amostragem (N_t); número de indivíduos que morreram (D); e número de indivíduos que ingressaram (I). As taxas anuais de mortalidade (me) foram calculadas seguindo recomendações de Swaine & Lieberman (1987), de acordo com a equação $me = - \ln[(N_0 - D)/N_0] / \Delta t$. Através do valor da taxa anual de mortalidade, foi calculado o intervalo de tempo para que o número de indivíduos da comunidade seja reduzido pela metade, também chamado de meia - vida (t_{1/2}), caso a taxa anual de mortalidade seja mantida constante entre N₀ e N_t sendo $t(1/2) = \ln 0,5 / me$. O ingresso anual da comunidade (ic) foi calculado com base no número de indivíduos que ingressaram em N_t segundo modelo de Sheil & May (1996) onde $ic = (N_t / \Delta t) \cdot \ln[1 - (I/N_t)] / N_t$. Foram calculadas as taxas de incremento (r) para cada um dos blocos de acordo com a equação $r = [\ln(N_t/N_0)] / \Delta t$. Através do modelo adaptado de Korning e Balslev (1994) foi calculado o tempo necessário para dobrar o número de indivíduos da comunidade, ou seja, o tempo de duplicação (t₂) desde que a taxa de ingresso entre N₀ e N_t fossem mantidas sendo $t_2 = \ln(2) / \ln(1+ic)$. Foram calculados também os valores para a Reposição $R = (t_1/2 + t_2) / 2$ e Estabilidade

$$E = -t_{1/2} - t_2$$

RESULTADOS

Em T1, logo após o fogo, as três áreas queimadas apresentaram menor número de indivíduos jovens (total 868 - média por bloco $289,3 \pm 99,2$) quando comparado às áreas que não queimaram (total 1395 - média por bloco $465,0 \pm 108,3$). Essa diferença foi altamente significativa ($t = 2,23$ $p = 0,03$) e fortemente influenciada por *Coussarea* que apresentou 679 indivíduos (48,7% do total) nas áreas não queimadas e apenas 140 indivíduos nas áreas queimadas (16,1% do total). A proporção de indivíduos com rebrotas foi maior nas áreas queimadas (88,9%) do que nas áreas não queimadas (67,1%) ($p = 0,014$). Após um ano, as áreas que queimaram continuaram apresentando menor número de indivíduos ($Q = 905$ *imes* $NQ = 1566$) e maior proporção de indivíduos com rebrotas ($Q = 85,7\%$ *imes* $NQ = 65,0\%$). Nas análises de alometria, para todas as espécies, a relação entre o diâmetro e a altura foi altamente significativa ($p < 0,001$). Com exceção de *Campomanesia* em T1 e *Coussarea* em T2, todas as outras espécies apresentaram menor variabilidade na forma alométrica (maior r²) em NQ. Para *Campomanesia* em T1 ($F_{1;253} = 13,855$; $p < 0,001$), *Coussarea* em T1 ($F_{1;818} = 6,786$; $p = 0,009$) e T2 ($F_{1;867} = 5,256$; $p = 0,022$) e *Myrcia* em T1 ($F_{1;278} = 5,569$; $p = 0,019$) e T2 ($F_{1;352} = 10,210$; $p = 0,002$), os indivíduos da área Q apresentaram um maior aumento em altura por aumento em diâmetro em relação aos indivíduos de NQ. Para *Protium* em T2 ($F_{1;227} = 1,932$; $p = 0,166$) e *Cupania* T1 ($F_{1;312} = 4,505$; $p = 0,035$), os indivíduos da área NQ apresentaram um maior aumento em altura por aumento em diâmetro em relação aos indivíduos da área Q. Em T1, para *Anadenanthera* ($F_{1;213} = 0,543$; $p = 0,462$), *Aspidosperma* ($F_{1;224} = 1,853$; $p = 0,175$) e *Protium* ($F_{1;227} = 1,932$; $p = 0,166$), não houve diferença na inclinação, mas houve diferença na elevação ($F_{1;214} = 155,217$; $p < 0,001$; $F_{1;225} = 41,758$; $p < 0,001$; $F_{1;228} = 9,763$; $p = 0,002$, respectivamente), sendo que na área NQ os indivíduos apresentaram maiores valores de altura que os da área Q. Em T2, para *Aspidosperma*, *Campomanesia* e *Cupania*, não houve diferença nas inclinações ($F_{1;242} = 0,018$; $p = 0,893$; $F_{1;265} = 0,619$; $p = 0,432$; $F_{1;351} = 0,264$; $p = 0,608$ respectivamente) nem nas elevações entre as duas áreas ($F_{1;243} = 1,201$ $p = 0,274$; $F_{1;266} = 0,543$; $p = 0,462$; $F_{1;352} = 0,009$; $p = 0,925$ respectivamente). As sete espécies apresentaram comportamento dinâmico diferentes entre áreas Q e NQ. A mortalidade (me) em Q variou entre 0,0% (*Protium*) e 17,5% (*Anadenanthera*) e em NQ, entre 0,6% (*Cupania*) e 6,5% (*Aspidosperma*). As espécies *Anadenanthera*, *Campomanesia* e *Coussarea* apresentaram as maiores taxas de mortalidade nas áreas Q, enquanto *Aspidosperma*, e *Protium* nas áreas NQ. *Myrcia* e *Cupania* apresentaram taxas iguais de mortalidade entre Q e NQ (1,4% e 0,6% respectivamente). Para todas as espécies o recrutamento (ic) foi maior em NQ e variou entre 8,1% (*Coussarea*) e 27,7% (*Myrcia*) enquanto em Q variou entre 0,0% (*Campomanesia*) e 19,4% (*Myrcia*). Essas elevadas taxas de recrutamento nas áreas NQ contrariam o esperado. Aparentemente as taxas de recrutamento das espécies

podem estar associadas à época de dispersão das sementes e ao período de ocorrência da queimada. Nas áreas Q, o fogo pode ter destruído os diásporos já dispersos no solo, quando deveria ocorrer o subsequente recrutamento como foi observado na área NQ. Como esperado, nas áreas Q, a maioria das espécies foi mais dinâmica, exceto para *Campomanesia* e *Protium*, as demais espécies apresentaram menor tempo de reposição (R). Por outro lado, a estabilidade (E) foi maior nas áreas não queimadas para todas as espécies, exceto *Coussarea*.

Os resultados encontrados nesse estudo indicam que com a ocorrência frequente de fogo poucos indivíduos conseguem ser recrutados para as maiores classes de tamanho. Embora somente uma pequena fração das espécies presentes no estrato de regeneração foi estudada aqui, essas tendências parecem ser suportadas por observações para o nível de comunidade. Durante dois ciclos de intervalos bienais de ocorrência de fogo, Sato (1996) encontrou que em uma área com 1212 árvores com diâmetro maiores que 5 cm, somente 37 indivíduos foram recrutados neste critério de inclusão. Por outro lado, 277 indivíduos morreram dentro deste mesmo intervalo e um número maior de indivíduos regressou para classes de tamanho menor. Estes e outros efeitos do fogo repetido resultam em grandes mudanças na estrutura e composição de espécies (Moreira 2000). Nossos resultados sugerem que o rápido rebrotamento é importante para a regeneração em áreas que são atingidas por queimadas. Em trechos de floresta, muitas espécies com valores de importância altos são aquelas que apresentam vantagens associadas à regeneração por rebrotas (Castellani & Stubblebine 1993). Indivíduos que rebrotam não têm que alocar recursos para formação de raízes o que lhes confere vantagens competitivas em relação aos que colonizam a área através de sementes. Por exemplo, para *Anadenanthera*, que dispersou suas sementes logo após o fogo, os resultados indicam que em Q, o fogo abriu espaço para um vigoroso recrutamento inicial. Provavelmente por encontrarem maior disponibilidade de luz, devido à redução na cobertura vegetal causada pelo fogo, as plântulas em Q investem proporcionalmente menos no crescimento em altura. No entanto, a vantagem inicial não se refletiu em benefício para a população, já que a maioria das plântulas em Q não sobreviveu além de um ano.

CONCLUSÃO

O balanço entre mortalidade e recrutamento pode ser variável dependendo de como cada espécie responde ao fogo, principalmente em relação à capacidade de rebrotar. Depende também dos períodos de frutificação serem coincidentes com a ocorrência do fogo, o que pode afetar negativamente o recrutamento que deveria ser favorecido pelos espaços abertos pela queimada.

Os autores agradecem à SEMA - MT por permitir a realização do estudo no Parque Estadual da Serra Azul.

REFERÊNCIAS

- Carey, E.V.; Brown, S.; Gillespie, A.J.R. & Lugo, A.E. 1994. Tree mortality in mature lowland tropical moist and tropical lower montane moist forests of Venezuela. *Biotropica* 26: 255 - 265. Castellani, T.T & Stubblebine, W.H. 1993. Sucessão secundária inicial em uma mata tropical mesófila, após perturbação por fogo. *Revista Brasileira de Botânica* 16:181 - 203. 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. FEMA. Fundação Estadual do Meio Ambiente do Estado de Mato Grosso. 2000. Diagnóstico Ambiental do Parque Estadual da Serra Azul, Barra do Garças, MT. Felili, 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. Harms, K. E., Wright, S. J., Calderon, N. O., Hernandez, A. & Herre, E. A. 2000. Pervasive density - dependent recruitment enhances seedling diversity in a tropical forest. *Nature* 404:493-495. Hoffmann, W.A. 1998. Post - burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. *J. Appl. Ecol.* 35, 422-433. Hoffmann, W.A., Moreira, A.G. 2002., in press. The role of fire in population dynamics of woody plants. In: Oliveira, P.S., Marquis, R.J. (Eds.), *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. Columbia University Press, New York, p.159 - 177. Ivanauskas, N.M.; 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. Moreira, A. D. 2000. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. *Journal of Biogeography*, 27:1021 - 1029. Oliveira Filho, A. T. Carvalho, D.A. Fontes, M.A.L. Van Den Berg, E. Curi, N. E. 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. & 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. Rebertus, A.J., Williamson, G.B., Platt, W.J., 1993. Impact of temporal variation in fire regimes on savanna oaks and pines. In: Hermann, S.M. (Ed.), *Proceedings of the 18th Tall Timbers Fire Ecology Conference on the Longleaf Pine Ecosystem: Ecology, Restoration, and Management*. Tall Timbers Research Inc., Tallahassee, FL, pp. 215-225. Rutherford, M.C., 1981. Survival, regeneration and leaf biomass changes in woody plants following spring burns in *Burkea africana*-*Ochna pulchra* savanna. *Bothalia* 13, 531-552. Sato, M.N., 1996. Mortalidade de plantas lenhosas do cerrado sensu stricto submetidos a diferentes regimes de queima. Masters Thesis, Universidade de Brasília, Brasília, Brazil Sato, M.N.,

- Miranda, H.S., 1996.** Mortalidade de plantas lenhosas do cerrado sensu stricto submetidos a diferentes regimes de queima. In: Miranda, H.S., Saito, C.H., Dias, B.F.S. (Eds.), Impactos de Queimadas em Áreas de Cerrado e Restinga. Universidade de Brasília, Brasília, pp. 102–111.
- Sheil, D. & Burslem, D.F.R.P. 2003.** Disturbing hypotheses in tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 18(1): 18 - 26.
- Sheil, D. & May, R.M. 1996.** Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. *Journal of Ecology* 84: 91 - 100.
- 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 Botânica Brasílica* 19: 701 - 716.
- Souza, W.P. 1984.** The role of disturbance in natural communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 15: 353 - 391.
- Swaine, M.D. & Lieberman, D. 1987.** Note on the calculation of mortality rates. *Journal of Tropical Ecology* 3: ii - iii.
- Trollope, W.S.W. 1996.** Biomass burning in the savannas of Southern Africa with particular reference to the Kruger National Park in South Africa. In: Levine, J.S. (Ed.), *Global Biomass Burning*. MIT Press, Cambridge, MA, pp. 260–269.
- Uriarte, M., Canham, C. D., Thompson, J., Zimmerman, J. K. & Brokaw, N. 2005.** Seedling recruitment in a hurricane - driven tropical forest: light limitation, density - dependence and the spatial distribution of parent trees. *Journal of Ecology* 93:291–304.
- Wright, S. J., Muller - Landau, H. C., Calder ' On, O. & Hernandez, A. 2005.** Annual and spatial variation in seedfall and seedling recruitment in a neotropical forest. *Ecology* 86:848–860.
- Woods, P. 1989.** Effects of logging, drought and fire on structure and composition of forests in Sabah, Malaysia. *Biotropica* 21:290 - 298.