



MUDANÇAS NA IMPORTÂNCIA RELATIVA DAS SÍNDROMES DE DISPERSÃO DE SEMENTES APÓS INCÊNDIOS FLORESTAIS NA AMAZÔNIA

Roberta T S Cury - Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas, Universidade Estadual de Londrina (UEL). Rod Celso Garcia Cid, PR-445, Km 380, Campus Universitário, Londrina, Brasil/Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM). R. Horizontina, 104, Canarana, Mato Grosso, Brasil.

(rtscury@gmail.com);

Cândida L Mews - Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Universidade de Brasília (UnB). Av. L3, Asa Norte, Campus Universitário Darcy Ribeiro, Cx. Postal 4357, CEP 70910-900, DF-Brasil Alexandre D Bordignon - Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas, Universidade Estadual de Londrina (UEL). Rod Celso Garcia Cid, PR-445, Km 380, Campus Universitário, Londrina, Brasil José M D Torezan - Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas, Universidade Estadual de Londrina (UEL). Rod Celso Garcia Cid, PR-445, Km 380, Campus Universitário, Londrina, Brasil

INTRODUÇÃO

O fogo é uma das maiores ameaças às florestas tropicais devido às modificações na estrutura e composição da vegetação, bem como o empobrecimento da fauna de vertebrados (e.g.: três anos pós-fogo em floresta Amazônica incêndios reduzem espécies de mamíferos; Peres *et al.* 2003). Tais alterações influem de forma desconhecida nas interações entre os dispersores de sementes e as fontes de propágulos (Barlow & Peres, 2005), especialmente em florestas tropicais úmidas, onde a dispersão ocorre com maior frequência por mecanismos bióticos (e.g. cerca de 75% das espécies arbóreas são adaptadas ao consumo de aves e mamíferos; Howe & Smallwood, 1982). Assim, é relevante conhecer os padrões na dispersão de sementes que se estabelecem em áreas florestais após incêndios recorrentes.

OBJETIVOS

Este estudo teve como objetivo verificar alterações nas proporções das síndromes de dispersão biótica e abiótica atuantes na regeneração natural após diferentes frequências de incêndios.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo - O estudo foi realizado em uma reserva de floresta madura localizada no estado do Mato Grosso, Brasil (13°04 S; 52°23' W). A vegetação é classificada como Floresta Estacional Perenifólia, transição entre a floresta Amazônica e o Cerrado. O clima é tropical AW, segundo Köppen, com verões chuvosos e cerca de cinco meses de estiagem (Maio-Setembro; 25 °C; 66 % de umidade relativa). A precipitação anual chega a 1740 mm (Balch *et al.* 2008). A região tem sido degradada pela extração de madeira, pecuária e monocultura de soja.

Queimadas controladas - O experimento simulou incêndios florestais rasteiros em diferentes frequências. As queimadas foram conduzidas de 2004-10 (exceto 2008) sempre ao final da estação seca e em dias consecutivos. Foram queimados 50 ha (1 x 0,5 Km) anualmente (B5, queimado cinco vezes), 50 ha a cada três anos (B3, queimado três vezes) e 50 ha nunca queimados (B0, controle). Mais detalhes sobre o desenho experimental podem ser obtidos em Balch *et al.* (2008). Síndromes de dispersão – Dois anos após o último fogo foram estabelecidas 90 parcelas (0,5 x 1 m; 45 m²) em cada bloco (B0, B3 e B5) onde foram amostradas todas as espécies arbustivo-arbóreas regenerantes (< 1 cm de DAP). As espécies foram identificadas e classificadas quanto às síndromes de dispersão segundo Pijl (1982): (i) anemocóricas (dispersão pelo vento); (ii) autocóricas (deiscência explosiva); (iii) zoocóricas (dispersão por animais). Posteriormente foram agrupadas em bióticas (zoocóricas) e abióticas (anemocóricas e autocóricas). As plantas foram classificadas via observação em campo, registros fotográficos e comparação com literatura. Análise de dados – A abundância e a riqueza de espécies por síndromes de dispersão foram comparadas pelo teste de Mann-Whitney U. As proporções entre indivíduos bióticos e abióticos entre o controle e os tratamentos foram comparadas pelo teste de Qui-quadrado (Zar, 1999).

RESULTADOS

No total foram registrados 574 indivíduos de 53 espécies, sendo 316 indivíduos e 40 espécies em B0, 135 indivíduos e 35 espécies em B3 e 114 indivíduos e 13 espécies em B5. Nove indivíduos pequenos não foram identificados e, portanto, excluídos das análises. Ao comparar o controle com os tratamentos de fogo verificou-se uma redução na abundância de indivíduos e na riqueza de espécies bióticas (zoocóricas) quanto maior a frequência de fogo (Mann-Whitney U test; $p < 0,05$). Entretanto, as abióticas (anemocóricas e autocóricas) não apresentaram diferenças. Tanto o controle e quanto os tratamentos de fogo apresentaram maior registro de dispersão biótica tanto para a abundância, quanto para a riqueza de espécies, em detrimento das abióticas (Mann-Whitney U test; $p < 0,05$). Proporcionalmente não houve diferença entre as espécies bióticas e abióticas registradas entre controle e os tratamentos de fogo (X^2 total=1,80, g.l. = 2, $p < 0,05$). No entanto a proporção da abundância de indivíduos bióticos e abióticos foi diferente entre o controle e B3 ($X^2 = 14,55$, g.l. = 1, $p < 0,05$) e entre B3 e B5 ($X^2 = 15,63$, g.l. = 1, $p < 0,05$).

DISCUSSÃO

Em geral, o fogo pode levar a redução de diásporos devido a maior mortalidade de árvores (Balch *et al.*, 2011), redução do banco de sementes (Camargos, 2008) e diminuição do transito de animais dispersores (Peres *et al.* 2003) Assim, as queimadas podem aumentar a mortalidade de animais dispersores e também diminuir a quantidade de recursos disponíveis nestas áreas (Peres *et al.* 2003) havendo menor probabilidade de ocorrência de “chuva de sementes” dispersas por animais nas clareiras recentes. Tal fato pode ser agravado quando associado ao reduzido recrutamento de espécies em ambientes sob estresse microclimático. Apesar de não ocorrer inversão das proporções da riqueza de espécies de dispersão biótica e abiótica entre o controle e os tratamentos de fogo. Houve um aumento na proporção da abundância de indivíduos com dispersão abiótica na área queimada três vezes (B3) quando comparada ao controle. Isso sugere que a menor cobertura de dossel ocasionada pelos incêndios pode facilitar o aporte de diásporos anemocóricos (Augspurger & Franson, 1988) no qual a densidade de sementes dispersas pelo vento em clareiras pode ser até 1,6 vezes mais elevada do que nos sub-bosques. Em contrapartida, a similaridade nas proporções entre B0 e B5 pode ser resultante de um menor intervalo entre um incêndio e outro, demonstrando que o aumento da frequência das queimadas pode causar redução no recrutamento dos indivíduos de dispersão abiótica.

CONCLUSÃO

A incidência de fogo pode aumentar a abundância de espécies com dispersão abiótica e diminuir recrutamento de espécies de dispersão biótica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Balch, J.K., et al., 2008. Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. *Global Change Biology* 14, 2276–2287.

Balch, J.K., *et al.*, 2011. Size, species, and fire behavior predict tree and liana mortality from experimental burns in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 261, 68–77.

Barlow, J. and Peres, C.A., 2005. Effects of Single and Recurrent Wildfires on Fruit Production and Large Vertebrate Abundance in a Central Amazonian Forest. *Biodiversity and Conservation* 15, 985–1012.

Camargos, V.L. de, 2008. Impactos do fogo no estrato de regeneração e no banco de sementes do solo em um trecho de floresta Estacional Semidecidual, Viçosa MG. Doctor.

Howe, H.E. and Smallwood, J., 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13, 201–228.

Peres, C.A., Barlow, J. and Haugaasen, T., 2003. Vertebrate responses to surface wildfires in a central Amazonian forest. *Oryx* 37.

Zar, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, New Jersey.

Agradecimento

Este estudo faz parte do experimento “Savanização” desenvolvido pelo Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM) ao qual agradecemos pelo apoio logístico e financeiro.