



# A UTILIZAÇÃO DA ESTRUTURA DE TAMANHO PARA AVALIAR O IMPACTO DO PASTEJO DE GADO E DA MONOCULTURA DE EUCALIPTO SOBRE POPULAÇÕES DE ESPÉCIES ARBÓREAS

Iliane Freitas de Souza

Alexandre Fadigas de Souza; Gislene Maria da Silva Ganade; Marco Aurélio Pizo Ferreira

Universidade do Vale do Rio dos Sinos-UNISINOS, Centro de Ciências da Saúde, Laboratório de Ecologia de Populações Vegetais, Avenida Unisinos, 950, Bairro Cristo Rei, 93.022 - 000, São Leopoldo, Rio Grande do Sul, Brasil, ilianesouza@yahoo.com.br.

## INTRODUÇÃO

A fragmentação florestal produz uma grande variedade de mudanças físicas e biológicas nos habitats remanescentes, principalmente nas bordas dos fragmentos (Lovejoy *et al.*, 1986, Murcia 1995). Estas mudanças incluem alterações nas condições microambientais e na incidência de ventos (Kapos 1989), aumentando a mortalidade de árvores (Laurance *et al.*, 1998b) e a formação de clareiras (Laurance *et al.*, 1998a, Souza e Martins 2005). Contudo, fatores externos como a estrutura da vegetação da matriz que circunda o fragmento mediam os efeitos de borda (Janzen 1983, Saunders *et al.*, 1991) e podem exercer uma forte influência sobre a dinâmica das populações presentes nos remanescentes florestais (Janzen 1986, Laurance 1990). Evidências apontam para o fato de que quando a matriz é estruturalmente similar ao habitat original (agressividade da matriz, Gascon *et al.*, 2000), os efeitos de borda nos fragmentos são menos proeminentes (Laurance e Yensen 1991, Mesquita *et al.*, 1999).

A pecuária parece exercer um impacto relativamente forte sobre as populações presentes nos remanescentes florestais. O gado é conhecido por compactar o solo (Martinez e Zinck 2004) e alterar significativamente a estrutura e a distribuição espacial da vegetação em nível de paisagem (Riginos e Hoffman 2003). Utiliza os fragmentos florestais para se abrigar, forragear (Torres 1983) e beber água (Squires 1974). O pisoteio e a herbivoria pelos ungulados pode ter um importante impacto na estrutura de tamanho e de idade das populações (Johnson e Fryer 1989, Santos e Souza 2007). A presença de gado reduz a sobrevivência das plantas jovens no interior do fragmento (Alverson *et al.*, 1988) e pode ter um impacto negativo sobre o crescimento das plântulas (Gómez - Aparicio *et al.*, 2004). O resultado desses efeitos pode ser a redução do crescimento e do tamanho da população (García *et al.*, 1999).

Nos últimos anos, a plantação de espécies arbóreas exóticas, principalmente eucalipto, tem aumentado nas paisagens latino - americanas e vem substituindo parcialmente a

pecuária como principal atividade de uso da terra na qual os fragmentos florestais estão inseridos (Ceccon e Martínez - Ramos 1999). No Brasil, cerca de 5,4 milhões de hectares estão cobertos por plantações florestais de tempo de rotação reduzido. Estas plantações ocupam principalmente áreas previamente usadas para pastagens ou agricultura em larga escala, devido ao baixo custo para a abertura de clareiras. As plantações de eucalipto têm merecido atenção por terem consequências socioeconômicas (Teixeira Filho 2008) e ambientais indesejáveis devido à simplificação da estrutura e da composição da floresta nativa (Caine e Marion 1991), redução dos nutrientes do solo e inibição do crescimento de outras espécies de plantas das proximidades pela competição por água e efeitos alelopáticos (Ceccon e Martínez - Ramos 1999). Entretanto, em paisagens onde a floresta é a cobertura natural, as plantações florestais podem partilhar alguns dos efeitos que a vegetação secundária tem sobre os fragmentos remanescentes (Mesquita *et al.*, 1999), representando uma matriz de baixo contraste. Além disso, o reflorestamento de terras agrícolas pode auxiliar na conservação por fornecer um habitat florestal complementar, protegendo dos efeitos de borda, e aumentando a conectividade.

## OBJETIVOS

Neste trabalho perguntamos se (1) populações em fragmentos inseridos em pastagens apresentam indícios consistentes de falha no recrutamento em sua estrutura de tamanho, (2) populações em fragmentos inseridos em plantações florestais de eucalipto apresentam poucas mudanças identificáveis em sua estrutura de tamanho quando comparadas com populações em fragmentos circundados por pastagens, e (3) populações expostas ao pastejo ou às plantações de eucalipto apresentam alteração em sua estrutura de tamanho em relação às populações presentes em grandes e bem conservadas áreas florestais.

As análises foram realizadas em duas escalas nos fragmentos

de florestas ripárias do sul do Brasil. Em escala local, consideramos as populações em fragmentos circundados por pastagens ou por plantações de eucalipto, e em escala regional consideramos também grandes áreas florestais, tomadas como áreas de referência.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo e espécies

Os dados de campo foram coletados em dez fragmentos de floresta ripária, com até 1 hectare de tamanho, localizados no município de Eldorado do Sul, estado do Rio Grande do Sul, região sul do Brasil (30°09'S, 51°36'W; 46 m de altitude).

Entre os dez fragmentos florestais selecionados para este estudo, cinco estão inseridos em 740 hectares de pastagens, com cerca de 400 bovinos, e cinco estão inseridos em 1941,8 hectares de plantações de eucalipto, que se estabeleceram no final da década de 1980 em áreas que anteriormente eram pastagens (estas duas categorias de matrizes serão referidas como manejos a partir de agora). As florestas estudadas ocorrem ao longo de pequenos rios.

Entre setembro de 2007 e agosto de 2008, etiquetamos, medimos a altura e o diâmetro à altura do peito (DAP) e identificamos a nível de espécie todos os indivíduos estabelecidos (DAP >1,6 cm) nas 10 parcelas de 10 x 10 m de cada um dos dez fragmentos estudados. Os indivíduos com mais de 1,0 m de altura e com DAP < 1,6 cm foram amostrados em subparcelas de 5 x 5 m centralizadas no interior das parcelas de 10 x 10 m. As plântulas (indivíduos entre 0,1 e 1,0 m) foram amostradas em subparcelas circulares de 3,12 m<sup>2</sup> localizadas em um dos cantos da subparcela de 5 x 5 m. Em cada fragmento florestal, as parcelas estavam localizadas ao longo de um transecto de 100 m, paralelo ao rio.

A partir dos dados coletados, selecionamos para análise, espécies com pelo menos cinco indivíduos amostrados por área, em pelo menos três diferentes áreas de cada categoria de manejo. Quatro espécies atenderam os critérios de seleção: *Campomanesia rhombea*

Berg. (Myrtaceae), *Diospyros inconstans* Jacq. (Ebenaceae), *Myrciaria cuspidata* O. Berg. (Myrtaceae) e *Sebastiania commersoniana* (Baill.) L. B. Sm. & Downs. (Euphorbiaceae).

### Análise dos dados

As análises foram realizadas em duas escalas distintas. A análise em escala local destinou-se a responder as questões 1 e 2 e envolveu comparações dos dados obtidos nos 10 fragmentos florestais que estudamos. Esta análise incluiu os indivíduos amostrados de todas as classes de tamanhos e exigiu que a densidade dos indivíduos amostrados nas subparcelas de 5 x 5 m e nas circulares fosse redimensionada para 100 m<sup>2</sup>. A análise em escala regional destinou-se a responder a questão 3 e envolveu comparações entre os dados dos 10 fragmentos florestais estudados e de fragmentos maiores e bem conservados. Estes consistem em dados de 13 outros fragmentos florestais que foram obtidos a partir do Inventário Florestal Contínuo do Rio Grande do Sul (IFCRS). Devido às diferenças nos critérios utilizados para amostragem dos indivíduos menores entre nossos 10 fragmentos florestais e o IFCRS, a seleção foi restrita aos

indivíduos com DAP >1,6 cm. Dados de duas espécies reuniram os critérios acima mencionados e permitiram a comparação da estrutura de tamanho das populações expostas ao pastejo de gado ou às plantações de eucalipto com as populações de maiores e bem conservados fragmentos florestais (IFCRS): *Diospyros inconstans* e *Sebastiania commersoniana*.

## RESULTADOS

### Resultados

#### Análises em escala local

A densidade média aumentou consistentemente de *Campomanesia rhombea* (média + SD = 24,0 + 21,2 indivíduos ha<sup>-1</sup>) para *Sebastiania commersoniana* (374,0 + 275,9 indivíduos ha<sup>-1</sup>). Os indivíduos estabelecidos das quatro espécies estudadas nesta escala apresentaram diferentes alturas (split plot ANOVA, F = 5,4; df = 3; P = 0,008). *Diospyros inconstans* apresentou maior altura que *Myrciaria cuspidata*, com *Campomanesia rhombea* e *Sebastiania commersoniana* apresentando alturas intermediárias. A simetria da distribuição de tamanho diferiu entre as duas categorias de manejo (F = 8,025; df = 1; P = 0,009). Houve uma interação marginalmente significativa entre o manejo e as espécies (F = 2,933; df = 3; P = 0,054). Estes resultados descrevem o fato de que as espécies (*Campomanesia rhombea*, *Myrciaria cuspidata* e *Sebastiania commersoniana*) apresentaram simetria maior (ou seja, predomínio de plantas pequenas) em fragmentos inseridos em monoculturas de eucalipto em relação às áreas expostas ao gado, enquanto que *Diospyros inconstans* apresentou padrão oposto. Além disso, a intensidade destas diferenças variou entre as espécies estudadas.

#### Análises em escala regional

A simetria da distribuição de tamanho da população (indivíduos DAP > 1,6 cm) diferiu significativamente entre as categorias de manejo (two-way ANOVA, F = 4,349; df = 2, P = 0,024), mas não entre espécies (F = 0,972; df = 1; P = 0,334). A interação não foi significativa (F = 1,361; df = 2; P = 0,275). As populações em fragmentos circundados por pastagens apresentaram simetria maior (ou seja, predomínio de plantas pequenas) do que as populações presentes nas áreas de referência. As populações presentes em fragmentos inseridos em monoculturas de eucalipto apresentaram simetria intermediária.

### Discussão

Análises da distribuição de plantas estabelecidas (DAP > 1,6 cm) das áreas de referência indicaram que em populações de *Diospyros inconstans* e *Sebastiania commersoniana* houve predomínio de indivíduos grandes (valores de g1 baixos), com relativa escassez de plantas pequenas. Isto sugere que as áreas de referência do IFCRS (de pelo menos 1 hectare), apesar de estarem localizadas em propriedades particulares, estejam em estágios sucessionais maduros o suficiente de modo a dificultar o recrutamento das espécies pioneiras e secundárias iniciais.

Em escala local, a análise da distribuição de tamanho de toda a população (incluindo as plântulas) revelou que para três das quatro espécies, a regeneração foi mais predominante em fragmentos florestais circundados por plantações

de eucalipto do que nos fragmentos expostos à atividade do gado. O forrageio, a herbivoria e o pisoteio são as causas mais prováveis desta falha na regeneração das áreas expostas ao gado.

Nossos resultados sugerem um gradiente de valor para conservação das populações de espécies arbóreas em florestas subtropicais semidecíduas, com florestas de pelo menos 1 hectare representando um melhor cenário do que fragmentos pequenos, quando ambos estão inseridos em pastagens. Isto afirma a pecuária como uma atividade econômica que produz matrizes muito agressivas, no que diz respeito à conservação dos remanescentes florestais. Este fato sugere que os efeitos negativos do gado sobre a regeneração das populações arbóreas em remanescentes florestais são dependentes do tamanho do fragmento, variando de muito fortes em pequenos fragmentos a mais fracos, em fragmentos de pelo menos 1 hectare. Isso ressalta a importância dos fragmentos florestais com pelo menos 1 hectare em paisagens severamente degradadas. Por outro lado, os pequenos fragmentos florestais inseridos em plantações de eucalipto parecem estar melhor conservados do que aqueles expostos ao gado, reforçando a ideia de que as plantações têm maior valor para a conservação de ecossistemas florestais do que outras atividades econômicas de uso da terra.

## CONCLUSÃO

Com as informações atuais não é possível saber se as populações em recuperação nos fragmentos circundados por plantações são capazes de atingir distribuições de tamanho comparadas com aquelas presentes nas florestas de pelo menos 1 hectare. Dados de dinâmica são necessários para melhor avaliar a consistência do processo de recuperação. Se confirmado, este cenário questiona seriamente a atual legislação no que diz respeito à conservação de florestas ripárias. Ele indica que a maioria dos fragmentos de floresta ripária do sul do Brasil não são capazes de resistir à agressividade dos efeitos de borda causados pela pecuária. A legislação Brasileira estabelece que entre 30 m ou 50 m de extensão de vegetação ripária devem ser preservados nas margens de cursos d'água com 50 m ou mais de largura, respectivamente (BRASIL 1965). Além desta distância, a pecuária e o corte de madeira são permitidos. Isto caracteriza a atual legislação como concebida para a conservação de bacias hidrográficas, mas não para a conservação da biodiversidade da vegetação ripária. De modo geral, nossos resultados, juntamente com os trabalhos citados indicam que florestas ripárias maiores, bem como, restrições em sua utilização são necessárias a fim de conservar a estrutura das populações arbóreas em paisagens intensamente desenvolvidas.

## REFERÊNCIAS

Alverson, W.S.; Waller, D.M. & Solheim, S.L. 1988. Forest too deer: edge effects in Northern Wisconsin. *Conservation Biology* 2: 348 - 358.

Caine, L.A. & Marion, W.R. 1991. Artificial addition of snags and nest boxes to slash pine plantations. *Journal*

*Field Ornithology* 62: 97 - 106.

Ceccon, E. & Martínez - Ramos, M. 1999. Aspectos ambientales referentes al establecimiento de plantaciones de eucalipto de gran escala en áreas tropicales: aplicación al caso de México. *Interiencia* 24 (6): 352 - 359.

Couto, L. & Dubé, F. 2001. The status and practice of forestry in Brazil at the beginning of the 21st century: A review. *The Forestry Chronicle* 77 (5): 817 - 830.

García, D.; Zamora, R.; Hódar, J.A. & Gómez, J.M. 1999. Age structure of *Juniperus communis* L. in the Iberian peninsula: conservation of remnant population in Mediterranean mountains. *Biological Conservation* 87: 215 - 220.

Gascon, C.; Williamson, G.B. & Fonseca, G.A.B. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. *Science* 288(5470): 1356 - 1358.

Gómez - Aparicio, L.; Zamora, R.; Gómez, J.M.; Hódar, J.A.; Castro, J. & Baraza, E. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration in Mediterranean ecosystems: a meta - analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications* 14: 1128 - 1138.

Janzen, D.H. 1983. No park is an island: Increase in interference from outside as park size increases. *Oikos* 41: 402 - 410.

Janzen, D.H. 1986. The eternal external threat. In: Soulé, M.E. (Ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, pp. 286 - 303.

Johnson, E.A. & Fryer G.I. 1989. Population dynamics in lodgepole pine - Engelmann spruce forests. *Ecology* 70: 1335-1345.

Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 5: 173 - 185.

Laurance, W.F. 1990. Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. *Journal of Mammalogy* 71: 641 - 653.

Laurance, W.F.; Ferreira, L.V.; Gascon, C. & Lovejoy, T.E. 1998a. Biomass loss in Amazonian forest fragments. *Science* 282: 1611.

Laurance, W.F.; Ferreira, L.V.; Rankin - de - Merona, J.M. & Laurance, S.G. 1998b. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79: 2032 - 2040.

Laurance, W.F. & Yensen, E. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation* 55: 77 - 92.

Lovejoy, T.E.; Bierregaard Jr, R.O.; Rylands, A.B.; Malcolm, J.R.; Quintela, C.E.; Harper, L.H.; Brown Jr, K.S.; Powell, A.H.; Powell, G.V.N.; Schubart, H.O.R. & Hays, M. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: Soulé, M E (Ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates Inc, Sunderland, Massachusetts, pp. 257 - 285.

Martínez, L.J.; Zinck, J.A. 2004. Temporal variation of soil compaction and deterioration of soil quality in pasture areas of Colombian Amazonia. *Soil & Tillage Research* 75: 3 - 17.

- Mesquita, R.C.G.; Delamônica, P. & Laurance, W.F.** 1999. Effect of surrounding vegetation on edge - related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 91: 129 - 134.
- Murcia, C.** (1995) Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58 - 62.
- Riginos, C. & Hoffman, M.T.** 2003. Changes in population biology in two succulent shrubs along a grazing gradient. *Journal of Applied Ecology* 40: 615 - 625.
- Santos, S.F. & Souza, A.F.** 2007. Estrutura populacional de *Syagrus romanzoffiana* em uma floresta ripícola sujeita ao pastejo pelo gado. *Revista Brasileira de Biociências* 5(Supl. 1): 591 - 593.
- Saunders, D.A.; Hobbs, R.J. & Margules, C.R.** 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology* 5: 18 - 32.
- Souza, A.F. & Martins, F.R.** 2005. Spatial variation and dynamics of flooding, canopy openness, and structure in a Neotropical swamp forest. *Plant Ecology* 180: 161 - 173.
- Squires, V.R.** 1974. Grazing distribution and activity patterns of Merino sheep on a saltbush community in South-east Austrália. *Applied Animal Ethology* 1: 17 - 30.
- Teixeira Filho, A.** 2008. Eucaliptais: que Rio Grande do Sul desejamos? Pelotas, Edited by the authors.
- Torres, F.** 1983. Role of woody perennials in animal agroforestry. *Agroforestry System* 1: 131 - 163.