

UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS – UNISINOS
UNIDADE ACADÊMICA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA
NÍVEL MESTRADO

ILIANE FREITAS DE SOUZA

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

São Leopoldo

2009

ILIANE FREITAS DE SOUZA

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

Dissertação apresentada como requisito parcial
para obtenção do título de Mestre, pelo Programa
de Pós-Graduação em Biologia: Diversidade e
Manejo da Vida Silvestre da Universidade do
Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS).

Orientador: Dr. Alexandre Fadigas de Souza

São Leopoldo

2009

Ficha catalográfica

S729u Souza, Iliane Freitas de

A utilização da estrutura de tamanho para avaliar o impacto do pastejo de gado e da monocultura de eucalipto sobre populações de espécies arbóreas / por Iliane Freitas de Souza. --2009.

40 f. : il. ; 30cm.

Dissertação (mestrado) - Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Biologia, 2009.

“Orientação: Prof. Dr. Alexandre Fadigas de Souza, Ciências da Saúde”.

1. Floresta ripária. 2. Espécie arbórea. 3. Pastejo de gado.
4. Monocultura de eucalipto. I. Título.

CDU 630

Resumo

Este estudo foi realizado em dez fragmentos de floresta ripária localizados no sul do Brasil (30°09'S, 51°36'W; 46 m de altitude). Entre as dez florestas ripárias selecionadas, cinco estavam circundadas por pastejo de gado e as outras cinco estavam circundadas por plantações de eucalipto. Foi avaliada a sustentabilidade de *Campomanesia rhombea*, *Diospyros inconstans*, *Myrciaria cuspidata* e *Sebastiania commersoniana* através de análises da estrutura de tamanho, as quais foram realizadas em duas escalas. Em escala local, foram consideradas as populações presentes nos fragmentos circundados por pastejo de gado ou por plantações de eucalipto e, em escala regional considerou-se também áreas florestais maiores, tomadas como referência (Inventário Florestal Contínuo do Rio Grande do Sul). Em escala local, nas populações presentes em fragmentos circundados por plantações de eucalipto, prevaleceram indivíduos de pequenas classes de tamanho, e em áreas expostas ao pastejo de gado, as mesmas espécies apresentaram uma falha recorrente de indivíduos pequenos. A análise em escala regional incluiu apenas indivíduos estabelecidos com DAP (diâmetro à altura do peito) $\geq 1,6$ cm. Nesta escala, as populações em fragmentos circundados por pastagens apresentaram simetria maior (predomínio de plantas pequenas) do que as populações presentes nas áreas de referência, e as populações presentes em fragmentos inseridos em monoculturas de eucalipto apresentaram simetria intermediária. Isso reforça a idéia de que as plantações têm maior valor para a conservação de ecossistemas florestais do que outras atividades econômicas de uso da terra, como a pecuária.

Palavras-chave: Espécies arbóreas. Estrutura de tamanho. Fragmentos de floresta ripária. Pastejo de gado. Monocultura de eucalipto.

Abstract

This study was carried out in ten riparian forest fragments located in southern Brazil. Of the ten riparian forests selected for study, five were embedded in pasturelands and five in eucalyptus plantations. We assessed the population sustainability of *Campomanesia rhombea*, *Diospyros incontans*, *Myrciaria cuspidata* and *Sebastiania commersoniana* through analyses of size structure, which were carried out at two scales. At a local scale, we consider populations in fragments surrounded by pastures or eucalyptus forest plantations, and at a regional scale we also consider larger forest tracts taken as reference areas (Rio Grande do Sul Forest Inventory databank). At local scale, the populations in fragments embedded by eucalyptus plantations prevailed small size classes individuals, and in areas exposed to cattle ranching, the same species seem to have a recurring failure of small individuals. Regional analyses included only established individuals with DBH ≥ 1.6 cm. In this scale, populations in fragments surrounded by pastures presented larger skewness (prevalence of small plants) than populations presents in reference areas, and populations surrounded by eucalyptus plantations presented intermediate skewness. This strengthens the idea that plantations have a higher conservation value for forest ecosystems than other economically land uses, like cattle ranching.

Key words: Cattle ranching. Eucalyptus plantations. Riparian forest fragments. Size structure. Woody species.

A utilização da estrutura de tamanho para avaliar o impacto do pastejo de gado e da monocultura de eucalipto sobre as populações de espécies arbóreas¹

¹ Trabalho formatado segundo as normas da revista Biodiversity and Conservation

Introdução

De acordo com os paradigmas de pequenas populações e de populações em declínio (Caughley 1994), as populações reduzidas em tamanho pela destruição e fragmentação de habitat e pela contínua exposição a ameaças externas como extração de madeira e pastejo de gado têm elevada probabilidade de extinção (Morris e Doak 2002), levando à erosão da biodiversidade em nível de paisagem (Tilman et al. 1994, Meffe e Carroll 1997, Fahrig 2003, mas veja Lawson et al. 2008). 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, Souza e Martins 2005, revisado em Ewers e Didham 2006). Estas mudanças incluem alterações nas condições microambientais e na incidência de ventos (Kapos 1989), aumentando a mortalidade de árvores (Laurance et al. 1998b), a formação de clareiras (Laurance et al. 1998a, Souza e Martins 2005) e a representação de espécies pioneiras e não-florestais (Lovejoy et al. 1986, Ewers e Didham 2006). Contudo, os fatores externos parecem ser tão importantes quanto os processos relacionados à borda. A altura e estrutura da vegetação da matriz que circunda o fragmento mediam os efeitos de borda (Janzen 1983, 1986, Saunders et al. 1991, Murcia 1995, Laurance et al. 1998a, b, Didham e Lawton 1999, Andresen 2003). De fato, a matriz age como um filtro seletivo, no qual o tipo de vegetação determina o tamanho do poro para a movimentação dos dispersores de sementes (Malcolm 1991) e pode 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).

Entre as atividades econômicas que impactam a agressividade da matriz, 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, Tobler et al. 2003, Tasker e Bradstok 2006). O gado utiliza os fragmentos florestais para se abrigar, forragear (Torres 1983) e beber água (Squires 1974). Embora os impactos do gado sobre a vegetação de savana tenham recebido considerável atenção (Jeltsch et al. 1997, Wiegand et al. 2000, Tobler et al. 2003, Courtois et al. 2004), e apesar de esta ser uma atividade difundida na região Neotropical, poucos estudos têm procurado avaliar os impactos da pecuária sobre as populações arbóreas presentes em remanescentes florestais subtropicais e tropicais. 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, Sullivan et al. 1995, Gómez-Aparicio et al. 2004, Abrams et al. 1995, Zackrisson et al. 1995, Santos e Souza 2007). A presença de gado reduz a sobrevivência das plantas jovens no interior do fragmento (Alverson et al. 1988, García et al. 2000, Berry et al. 2007) e pode ter um impacto negativo sobre o crescimento das plântulas (Gómez-Aparicio et al. 2004, Pollock et al. 2005, Sullivan et al. 1995). O resultado desses efeitos pode ser a redução do crescimento e do tamanho da população (García et al. 1999, Hunt 2001, Berry et al. 2007).

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, Couto e Dubé 2001). No Brasil, cerca de 5,4 milhões de hectares (55% de eucalipto) estão cobertos por plantações florestais de tempo de rotação reduzido (Brockerhoff et al. 2008). Estas plantações ocupam principalmente áreas

previamente usadas para pastagens ou agricultura em larga escala, devido ao baixo custo para a abertura de clareiras (Couto e Dubé 2001). As plantações de eucalipto têm merecido atenção por terem conseqüências 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 ou efeitos alelopáticos (Florence 1986, 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 (Norton 1998, Denyer et al. 2006), e aumentando a conectividade (revisado em Brockerhoff et al. 2008).

Neste trabalho perguntamos se a história de manejo da matriz altera o status de conservação de quatro populações de espécies arbóreas nativas, usando a distribuição de tamanho como indicadora do status de conservação. 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.

A interpretação da dinâmica populacional pela estrutura de tamanho pode ser problemática já que a configuração da estrutura de tamanho é influenciada por interações de sobrevivência de um tamanho específico, crescimento e também fecundidade, estas levam a taxas de crescimento populacional que são raramente correlacionadas com a configuração de estrutura de tamanho (Condit et al. 1998, Case 2000). Contudo, as dificuldades de

interpretação da distribuição de tamanho da população podem ser reduzidas pela análise comparativa de um grande número de populações (Wright et al. 2003, Souza e Martins 2004, Gómez-Aparicio et al. 2005, Souza 2007, Read et al. 2008). Um recente trabalho sobre este assunto (Wright et al. 2003) revelou padrões interpretáveis na estrutura de tamanho de espécies florestais arbóreas. Basicamente, a distribuição de tamanho com muitos indivíduos grandes e uma longa cauda de raros indivíduos pequenos caracteriza espécies dependentes da abertura de clareiras, com grande fecundidade, mortalidade de sementes e plântulas, altas taxas de crescimento e mortalidade de indivíduos jovens e alta proporção de recrutas concentrados na clareira. A distribuição de tamanho com muitos indivíduos pequenos e uma longa cauda de raros indivíduos grandes caracteriza espécies tolerantes à sombra, com características opostas (veja Souza 2007 para uma maior discussão sobre este tópico). Deste modo, na falta de dados a longo prazo sobre a dinâmica populacional, a análise comparativa da estrutura de populações pode ser uma ferramenta útil para avaliar o status de conservação das populações, desde que existam populações em áreas menos impactadas que sirvam de referência.

Especificamente, 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.

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, Figura 1). A temperatura média anual é de 19,16°C e a precipitação anual é de 1445,8 mm (Figura 2). A vegetação natural é composta por um mosaico de remanescentes florestais subtropicais semidecíduos e decíduos e pastagens seminaturais (Veloso et al. 1991). As atividades econômicas dominantes na região são a pecuária e a agricultura (principalmente plantações de arroz). Os remanescentes florestais são em sua maioria ripários (Figura 2) e as espécies mais comuns são *Sebastiania commersoniana* (Baill.) L.B. Sm. & Downs, *Myrciaria cuspidata* O. Berg, *Lithraea brasiliensis* L. Marchand e *Myrcianthes pungens* (O. Berg) Legrand.

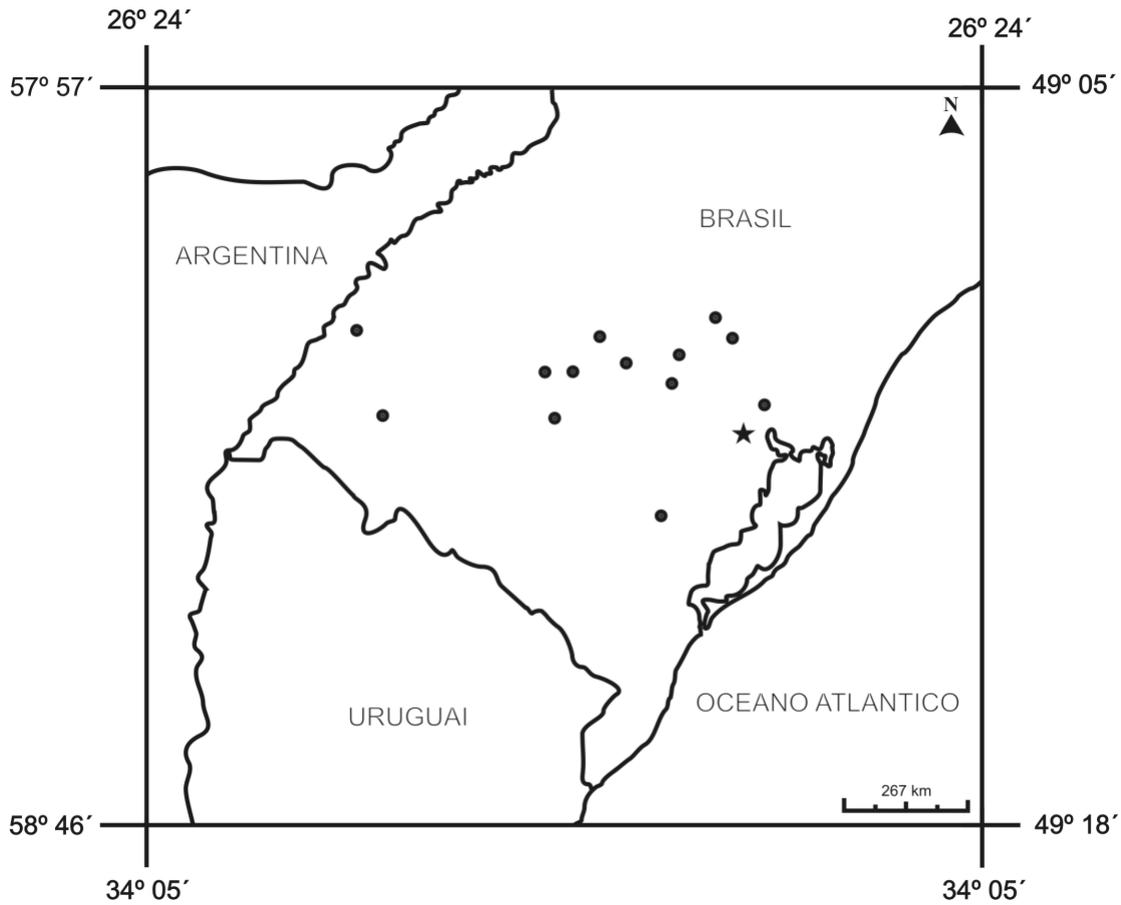


Figura 1: Localização das áreas de estudo. Área de coleta dos dados de campo (estrela) e áreas do banco de dados do Inventário Florestal do Rio Grande do Sul (pontos).

Os dados apresentados neste trabalho são parte de um projeto maior que tem o objetivo de avaliar a sustentabilidade da vegetação nativa em face de distintas atividades humanas. 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 (estas duas categorias de matrizes serão referidas como manejos a partir de agora, Figura 2). As florestas estudadas ocorrem ao longo de pequenos rios (em média 2,5 metros de largura), estão separadas por distâncias entre 600 e 7800 m, e têm em média $57,6 \pm 25,2$ m de largura ($N = 10$). As plantações são compostas por *Eucalyptus saligna* e híbridos de *Eucalyptus urograndis* e de *Eucalyptus globulus*. Estas plantações se estabeleceram no final da década de 1980 (Maurem K. L. Alves, *comunicação pessoal*) em áreas que anteriormente eram pastagens. Atualmente o tempo de rotação é de 7

anos e o espaçamento de plantio é de 3,5 x 2,15 m. A plantação tem certificação da PEFC (Program for the Endorsement of Forest Certification Schemes) e as práticas de manejo relacionadas aos remanescentes florestais nativos incluem a orientação da queda dos eucaliptos para o lado oposto ao da floresta nativa e o tráfego de máquinas preferencialmente sobre os resíduos da colheita (pontas e galhos), para evitar a compactação do solo. Herbicidas são utilizados no primeiro ano de plantio.

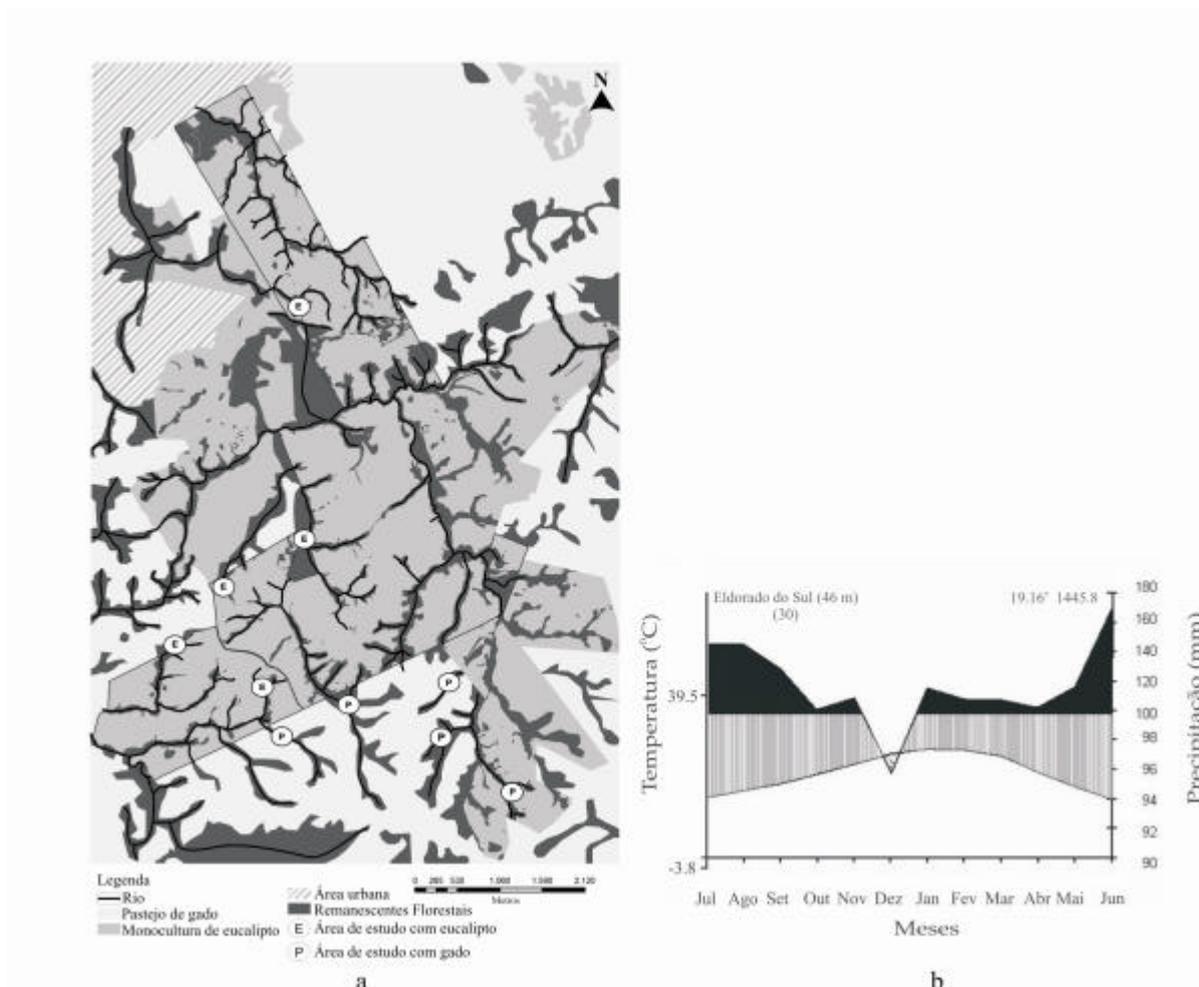


Figura 2: Área de estudo (a) e diagrama climático (Walter 1985) (b).

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 \geq 1,6 cm) nas 10 parcelas de 10 x 10 m (0,1 ha) de cada um dos dez fragmentos estudados (área total de 1 ha). 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 m² 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). Estas espécies apresentam diferentes características ecológicas que indicam distintas histórias de vida (Tabela 1). *Sebastiania commersoniana* é pioneira e ocorre em altas densidades em florestas ripárias no sul do Brasil (Smith et al. 1988). *Diospyros inconstans* e *Myrciaria cuspidata* são espécies de sucessão secundária inicial e *Campomanesia rhombea* é de sucessão tardia (Tiago C. Marchi, *comunicação pessoal*).

Tabela 1: Espécies estudadas e características ecológicas correspondentes (Silveira 2008).

Espécies	Densidade da madeira (g cm ⁻³)	Peso da semente (g)	Peso máximo (m)	AFE ¹ (m ² g ⁻¹)
<i>Campomanesia rhombea</i>	0,90	–	15,0	23,03
<i>Diospyros inconstans</i>	0,83	0,42	12,0	19,96
<i>Myrciaria cuspidata</i>	0,95	0,75	3,0	17,40
<i>Sebastiania commersoniana</i>	0,77	0,01 ²	15,0	18,28

1 – Área foliar específica. 2 – Lorenzi (1992).

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 m². 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).

O IFCRS contém registros de 330 parcelas localizadas ao longo de todo o estado do Rio Grande do Sul, coletados entre 1999 e 2001, usando protocolo padrão. As parcelas ou tinham 1,0 ha ou 0,1 ha de tamanho e estavam localizadas em fragmentos florestais de diferentes tamanhos após a estratificação pelo tipo de vegetação e região geográfica. O diâmetro (DAP) à 1,3 m de altura de todos os indivíduos $\geq 9,6$ cm de DAP presentes em cada parcela foram medidos e cada indivíduo foi identificado com uma etiqueta numerada, presa em seu caule. Os indivíduos juvenis ($4,8 \leq \text{DAP} < 9,6$ cm) foram amostrados dentro de subparcelas de 10 x 10 m escolhidas aleatoriamente, cobrindo 10% de cada área amostrada (0,1 ha em 1 ha de área amostral). Dentro de cada uma das subparcelas usadas para amostrar os indivíduos juvenis, as plântulas ($1,0 \leq \text{DAP} < 4,8$ cm) foram amostradas em uma subparcela de 3,16 m x 3,16 m (10 m²). Uma completa descrição do projeto e protocolos de amostragem podem ser encontrados no site do IFCRS (<http://coralx.ufsm.br/ifcrs/>). Neste amplo banco de dados, pesquisamos as populações das espécies da Tabela 1 em que haviam pelo menos cinco indivíduos em pelo menos três parcelas de 1,0 ha de floresta decídua ou semidecídua. 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 $\geq 1,6$ 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*.

As densidades dos indivíduos estabelecidos (DAP $\geq 1,6$ cm) das espécies estudadas foram comparadas entre as diferentes alternativas de manejo de matriz usando procedimentos de permutação de multi-resposta (MRPP, McCune e Grace 2002), com a distância de Sorensen e ponderação natural entre os grupos. MRPP é uma análise multivariada não-paramétrica usada para testar a hipótese de não haver diferença entre dois ou mais grupos, e pode ser considerada uma MANOVA não-paramétrica. A distância de Sorensen foi usada porque mostra os resultados bem similares aos da distância Euclidiana, mas com pouca ênfase de outliers (McCune e Mefford 1997). A estatística A é produzida junto com um valor de p e descreve a homogeneidade dentro de um grupo. Em dados ecológicos, valores de A são comumente abaixo de 0,1 (McCune e Grace 2002). O número de indivíduos por hectare de cada espécie encontrada em cada área de estudo foi usado. MRPP foi feita no PC-ORD versão 3.11 (McCune e Mefford 1997).

A influência do manejo da matriz sobre a altura de indivíduos estabelecidos das espécies arbóreas estudadas foi avaliada usando a análise de variância split plot, usando as alturas dos indivíduos transformadas em logaritmo neperiano como nossas unidades observacionais (Sokal e Rohlf 1995). As florestas estudadas foram consideradas como um fator aleatório, as categorias de manejo de matriz (plantação de eucalipto, pastejo de gado ou área de referência) representaram os tratamentos entre as florestas e as espécies estudadas representaram os tratamentos dentro das florestas (SYSTAT 2004).

Usamos a simetria da distribuição de tamanho como uma medida sintética da estrutura de tamanho das populações. Seguindo Wright et al. (2003), usamos o logaritmo da altura para

quantificar o tamanho das árvores, e o coeficiente da simetria (g_1 , Zar 1996) para sumarizar a simetria de uma distribuição lognormal truncada. Um g_1 significativamente igual a zero indica uma distribuição simétrica. Um g_1 significativamente menor que zero indica uma distribuição desviada para a esquerda (predomínio de plantas altas), enquanto que um g_1 significativamente maior que zero indica uma distribuição desviada para a direita (predomínio de plantas pequenas, Zar 1996). A ANOVA fatorial foi usada para comparar a simetria da distribuição de tamanho das espécies nas diferentes categorias de manejo, com as espécies e o manejo da matriz como fatores com quatro e dois níveis, respectivamente, e as populações como réplicas. A Análise Multivariada não foi utilizada para comparar as simetrias porque as espécies estudadas não estavam presentes em todas as florestas.

Resultados

Análises em escala local

A densidade dos indivíduos estabelecidos das quatro espécies estudadas em escala local variou consideravelmente, mas a densidade média aumentou consistentemente de *Campomanesia rhombea* (média \pm SD = 24,0 \pm 21,2 indivíduos ha^{-1}) para *Sebastiania commersoniana* (374,0 \pm 275,9 indivíduos ha^{-1}). Esta diferença entre as espécies e sua abundância geral não se alterou entre as populações nas duas categorias de manejo (plantações de eucalipto ou pastejo pelo gado) (MRPP: $A = -0,006$; $P = 0,496$) (Figura 3).

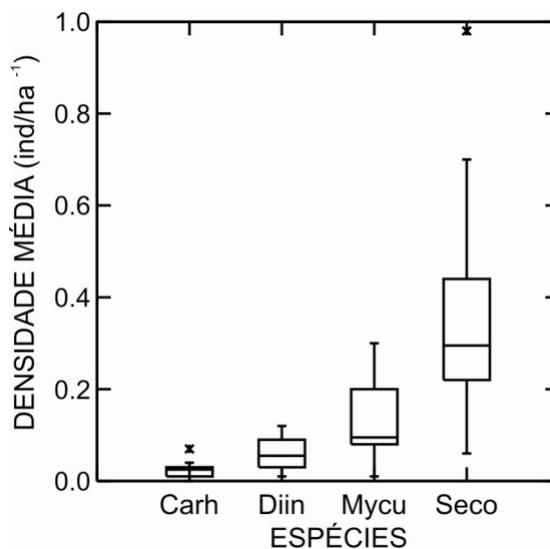


Figura 3: Densidade média dos indivíduos estabelecidos das quatro espécies estudadas em escala local em fragmentos circundados por plantações de eucalipto e por pastagens. Os dados foram agrupados porque não houve diferença significativa entre as duas categorias de manejo. Carh = *Campomanesia rhombea*, Diin = *Diospyros inconstans*, Mycu = *Myrciaria cuspidata*, Seco = *Sebastiania commersoniana*. As barras centrais horizontais representam as medianas; as barras superiores e inferiores representam o quarto e o primeiro quartil, respectivamente; as barras verticais conectam o mínimo e o máximo valores medidos. * representa um valor extremo.

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 (Figura 4). Mais importante, nem a média de altura das árvores, nem as diferenças relativas entre as espécies mudaram entre os fragmentos inseridos em monoculturas de eucalipto ou em pastagens ($F = 1,5$; $df = 1$; $P = 0,264$). A interação entre o tipo de manejo da matriz e as espécies presentes nos fragmentos florestais não foi significativa ($F = 0,4$; $df = 3$; $P = 0,770$).

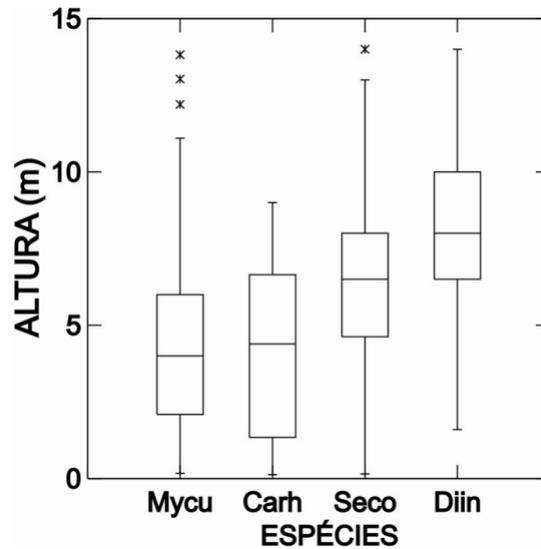


Figura 4: Altura das espécies arbóreas selecionadas para comparação entre populações em fragmentos inseridos em plantações de eucalipto e em pastagens. Os dados das populações presentes em fragmentos circundados por plantações de eucalipto e por pastagens foram agrupados porque não houve diferença significativa entre os dois (veja o texto para mais detalhes). Carh = *Campomanesia rhombea*, Diin = *Diospyros inconstans*, Mycu = *Myrciaria cuspidata*, Seco = *Sebastiania commersoniana*. O símbolo (o) representa valores extremos.

Para ilustração, a figura 5 apresenta distribuições de tamanho contrastantes de três das populações estudadas. A inspeção visual sugere que a distribuição do logaritmo da altura variou entre as populações. A simetria da distribuição de tamanho diferiu entre as duas categorias de manejo ($F = 8,025$; $df = 1$; $P = 0,009$) (Figura 6). 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 três 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 (Figura 6).

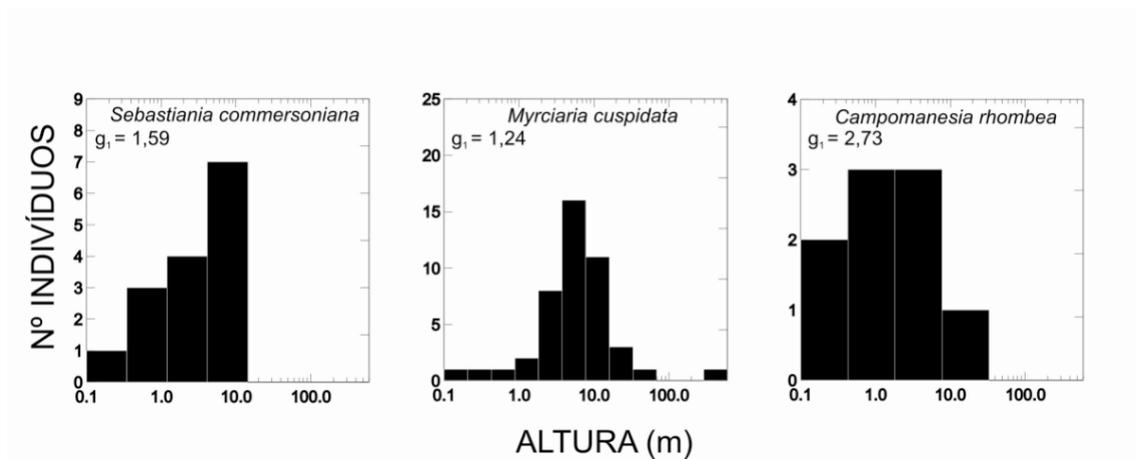


Figura 5: Exemplos de distribuições de tamanho com formatos contrastantes e valores de simetria correspondentemente diferentes encontrados entre as populações de espécies arbóreas estudadas em fragmentos circundados por monoculturas de eucalipto.

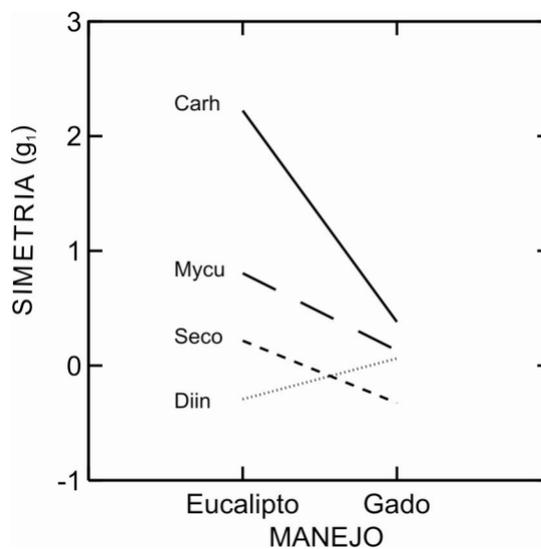


Figura 6: Simetria da distribuição de tamanho das espécies selecionadas (Carh, Diin, Mycu e Seco) em fragmentos circundados por plantações de eucalipto e por pastagens de gado. Houve diferença significativa entre os dois manejos e a interação também foi significativa.

Análises em escala regional

A densidade dos indivíduos estabelecidos das duas espécies estudadas em escala regional variou consideravelmente, mas *Diospyros inconstans* foi consistentemente menos abundante (média \pm SD = $104,3 \pm 270,9$ indivíduos ha^{-1}) do que *Sebastiania commersoniana* ($310,5 \pm 418,6$ indivíduos ha^{-1}), de acordo com os resultados obtidos em escala local. Esta

diferença entre a abundância absoluta das espécies não ocorreu entre as populações inseridas nas três categorias de manejo: monoculturas de eucalipto, pastagens de gado e áreas de referência (MRPP: $A = 0,040$; $P = 0,122$).

A altura dos indivíduos estabelecidos das duas espécies (*Diospyros inconstans*: média \pm SD = $4,6 \pm 2,0$ m, *Sebastiania commesoniana*: $7,2 \pm 2,7$) não foi significativamente diferente (split plot ANOVA, $F = 0,2$; $df = 1$; $P = 0,633$). A altura também não diferiu entre as três categorias de manejo (áreas de referência, monocultura de eucalipto e pastagens de gado, $F = 0,4$; $df = 2$; $P = 0,713$). A interação entre as categorias de manejo e as espécies não apresentou diferença significativa ($F = 0,3$; $df = 2$; $P = 0,756$).

A simetria da distribuição de tamanho da população (indivíduos DAP $\geq 1,6$ cm) diferiu significativamente entre as categorias de manejo (two-way ANOVA, $F = 4,349$; $df = 2$, $P = 0,024$), mas não entre espécies ($F = 0,972$; $df = 1$; $P = 0,334$, Figura 7). 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 (Figura 7).

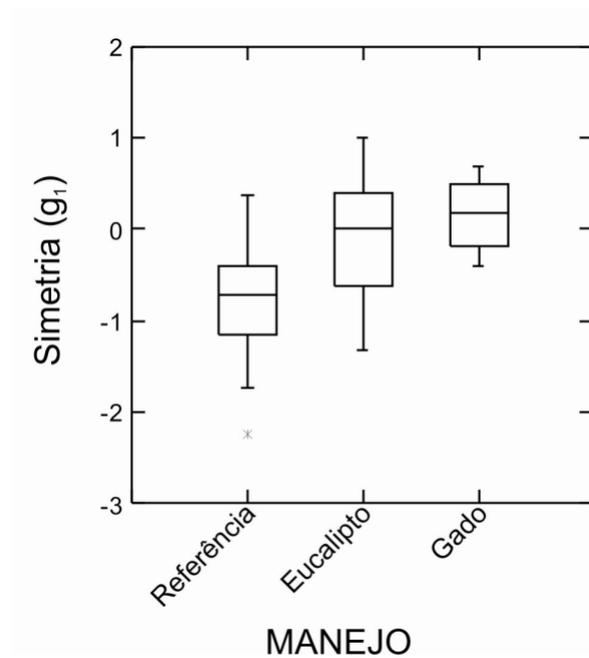


Figura 7: Simetria da distribuição de tamanho das espécies selecionadas (*Diospyros inconstans* e *Sebastiania commersoniana*) nas áreas de referência (IFCRS), nos fragmentos circundados por plantações de eucalipto e nos circundados por pastagens. Houve diferença significativa de simetria entre os três manejos, mas não entre as espécies, por isso os dados foram agrupados por categoria de manejo.

Discussão

Os resultados mostraram que três diferentes espécies arbóreas apresentaram padrões semelhantes de regeneração sob a influência de diferentes práticas de manejo, em escala local. O mais interessante é que estas respostas foram consistentes em toda a paisagem e divergiram dos padrões encontrados nas áreas de referência. Existem diferenças de histórias de vida entre as espécies, mas em geral, estas são ignoradas pelos efeitos do manejo da matriz circundante. Diferenças relativas na altura e densidade entre as espécies estudadas foram notavelmente constantes ao longo das áreas estudadas em ambas escalas, local e regional. Isso reforça os resultados relacionados à regeneração e estrutura de tamanho da população, os quais poderiam ser confundidos pelas diferenças de altura e densidade entre as populações.

A interpretação dos nossos resultados depende de algumas premissas. A primeira é que as distribuições de tamanhos das populações estudadas são representativas das médias das distribuições a longo prazo. Como mencionado anteriormente, a estrutura de tamanho da população é estática, e uma distribuição similar pode ser produzida por distintos processos de sobrevivência, crescimento e fecundidade (Case 2000, Souza 2007). Além disso, diferentes combinações de taxas demográficas produzem distintas distribuições de tamanhos estáveis (Case 2000, Souza e Martins 2004), as quais são independentes das taxas de crescimento populacional (Condit et al. 1998). A análise comparativa de um grande número de populações, contudo, diminui estas dificuldades e torna interpretáveis os dados estáticos de distribuição de tamanho, através da detecção de padrões recorrentes nas populações em ambientes contrastantes (Souza 2007), e têm sido úteis em uma série de recentes estudos (Wright et al. 2003, Souza e Martins 2004, Gómez-Aparicio et al. 2005, Souza 2007, Read et al. 2008). A comparação entre as áreas amostradas e as de referência é baseada na premissa de que as distribuições de tamanho nas áreas de referência não mudaram significativamente em nove anos, e não estão correlacionadas com qualquer gradiente ambiental que pode estar presente na região geográfica em que estão distribuídas. Isso ocorre porque os dados das áreas de referência foram obtidos a partir da base de dados do IFCRS, os quais foram coletados nove anos antes da nossa amostragem nos fragmentos circundados por monoculturas de eucalipto e pastagens de gado, e foram distribuídos através de uma paisagem muito maior. Apesar destas desvantagens, acreditamos que a comparação destas duas bases de dados (IFCRS e nosso banco de dados local) pode ser útil. Isso porque a sobrevivência e o crescimento de árvores subtropicais semidecíduas são mais dinâmicos entre os indivíduos menores do que entre os do tamanho limite ($DAP \geq 1,6$ cm) que utilizamos para fazer as comparações. Além disso, por causa do período de crescimento reduzido, o crescimento individual em florestas decíduas e semidecíduas é cerca de metade do encontrado em florestas

úmidas (Murphy e Lugo 1986). Este fato pode minimizar as diferenças devidas à dinâmica estocástica entre os dados do IFCRS e os nossos dados. Também, diferenças sucessionais poderiam confundir nossas análises, mas as florestas sucessionais foram excluídas dos dados do IFCRS antes das análises. A estabilidade das densidades relativas das espécies estudadas através de todas as parcelas estudadas confirmou que as florestas analisadas eram aproximadamente similares sucessionalmente. Afinal, nenhuma das florestas analisadas foi exposta a qualquer mudança significativa na política de manejo aplicada em seus arredores nas últimas décadas. Isso reduz as chances de nossas análises detectarem padrões emergentes de dinâmicas espúrias e transientes.

Análises da distribuição de plantas estabelecidas ($DAP \geq 1,6$ cm) das áreas de referência indicaram que em populações de *Diospyros inconstans* e *Sebastiania commersoniana* houve predomínio de indivíduos grandes (valores de g_1 baixos), com relativa escassez de plantas pequenas. A comparação da distribuição de tamanho de populações arbóreas de espécies co-ocorrendo em florestas bem conservadas (Poorter et al. 1996, Kohira e Ninomiya 2003, Wright et al. 2003, Souza 2007) tem revelado que a uma distribuição com muitos indivíduos grandes e uma longa cauda de relativamente raros, pequenos indivíduos, caracteriza espécies dependentes da abertura de clareiras, com alta fecundidade, mortalidade de sementes e plântulas, altas taxas de crescimento e mortalidade de indivíduos jovens e grande proporção de recrutas localizados nas clareiras. Estas características estão de acordo com as histórias de vida de *Diospyros inconstans* e *Sebastiania commersoniana* como espécies de sucessão secundária inicial e pioneira, respectivamente, em florestas semidecíduas subtropicais do Brasil (Carvalho Jr. 2002, SEMA 2002, Tiago C. Marchi, *comunicação pessoal*). 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.

A comparação destas distribuições sugere que os fragmentos de floresta ripária têm poucas árvores grandes. Vários fatores podem contribuir para esta situação. A demografia das espécies arbóreas nativas de fragmentos florestais pode ser alterada de muitas maneiras (Joshi et al. 2006). Grandes árvores, em fragmentos florestais, são vulneráveis por sua altura e tronco relativamente espesso e inflexível, podendo estar propensas ao desenraizamento e quebra próximo às bordas do fragmento, onde a turbulência do vento é maior (Laurance et al. 2000). Além disso, as árvores grandes e velhas são particularmente suscetíveis à infestação por lianas, as quais aumentam próximo às bordas e reduzem a sobrevivência das árvores (Laurance et al. 2001b). Próximo da borda, a copa das árvores grandes está exposta à intensa radiação solar e evaporação, tornando-as vulneráveis à dessecação (Kapos 1989). O aumento da mortalidade de árvores nos fragmentos altera a dinâmica de clareira (Ferreira e Laurance 1997, Laurance et al. 1998b), influenciando a estrutura, composição e diversidade da floresta (Brokaw 1985).

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. Este resultado está na mesma linha dos trabalhos sobre a savana (Jeltsch et al. 1997, Wiegand et al. 2000, Tobler et al. 2003, Courtois et al. 2004) e regiões florestais (Motta 2003, Weisberg and Bugmann 2003), que apontam efeitos deletérios do gado sobre a sustentabilidade da vegetação. A falha na regeneração detectada em nosso estudo pode ser resultado dos efeitos diretos do forrageio, como herbivoria e pisoteio (Torres 1983, Augustine e McNaughton 1998), ou dos efeitos indiretos, como aumento das mudanças microclimáticas pela formação de bordas abruptas de pastagens (Murcia 1995). Contudo, dada

a história de vida de sucessão inicial das espécies estudadas, é improvável que o aumento dos efeitos abióticos na borda seja responsável por uma falha consistente na regeneração. Os efeitos diretos do gado sobre sobrevivência das plântulas e de indivíduos jovens são a causa mais provável. A presença do gado diminui a sobrevivência de plantas jovens no interior do fragmento (Alverson et al. 1988, García et al. 2000, Berry et al. 2007) e pode ter um impacto negativo sobre o crescimento das plântulas (Gómez-Aparicio et al. 2004, Pollock et al. 2005, Sullivan et al. 1995). Na maioria dos casos, estes efeitos demográficos do gado têm produzido estruturas populacionais de tamanho ou idade com poucos indivíduos nas classes intermediárias (Johnson e Fryer 1989, Sullivan et al. 1995, Gómez-Aparicio et al. 2004, Abrams et al. 1995, Zackrisson et al. 1995, Santos e Souza 2007).

Embora os resultados finais destes efeitos possam ser o reduzido crescimento e tamanho populacional (García et al. 1999, Hunt 2001, Berry et al. 2007), as densidades dos adultos não foram diferentes entre as populações circundadas pelas matrizes compostas por plantações de eucalipto ou por pastagens. As espécies pioneiras são caracterizadas pela alta produção de sementes e crescimento de indivíduos jovens (Wright et al. 2003). Ao mesmo tempo, o pastejo de gado é espacialmente heterogêneo, dependendo da qualidade nutricional da pastagem, disponibilidade de água e densidade de animais (Tobler et al. 2003, Pollock et al. 2005). Considerando que a densidade de animais em nosso estudo não é muito alta, é possível que as espécies pioneiras mantenham a densidade de adultos através do balanço entre um recrutamento ocasional (promovido pela alta produção de sementes e heterogeneidade espacial do pastejo) e redução de competição pelas espécies de sucessão tardia, impedidas de aumentar em densidade pela baixa produção de sementes combinada com os efeitos do gado sobre o recrutamento.

As populações em remanescentes florestais circundados por plantações de eucalipto apresentaram maior regeneração em relação às populações expostas ao gado. Considerando

que os remanescentes florestais que estudamos eram anteriormente circundados por pastagens, podemos concluir que o aumento na regeneração observado nestas áreas indica que as espécies estudadas são capazes de retomar os processos populacionais prejudicados com a pressão do pastejo. Dois processos paralelos podem contribuir para esta recuperação. Em primeiro lugar, a simples interrupção das atividades de forrageamento do gado provavelmente permite que as plantas jovens cresçam e sobrevivam até as maiores classes de tamanho. Adicionalmente, as plantações de eucalipto podem diminuir os efeitos abióticos de borda. Estas plantações são conhecidas por formar bordas suaves, com condições microclimáticas tamponadas (Norton 1998, Denyer et al. 2006). Nossos resultados sugerem que há uma interação do processo de recuperação com as características de história de vida das espécies. Espécies iniciais como *Sebastiania commersoniana* e *Myrciaria cuspidata* parecem retomar a regeneração com menos intensidade que *Campomanesia rhombea*, de sucessão secundária (veja Figura 6). Isto está de acordo com o fato de que ambientes de dossel fechado favorecem espécies de sucessão média e tardia devido à grande competição por luminosidade. É improvável, contudo, que a competição mediada pela sucessão siga rumo a uma distribuição estável entre as espécies, devido ao corte cíclico das plantações. Em nossas áreas de estudo, o ciclo das plantações de cerca de 7 anos interrompe o efeito tampão exercido sobre os remanescentes florestais, expondo as bordas temporariamente a influências externas (Norton 1998) e provavelmente produz flutuações na disponibilidade de água (Florence 1986). Uma vez que as preocupações relacionadas ao consumo de água pelas plantações são maiores em ambientes semi-áridos e campestres (Florence 1986, Van Dijk e Keenan 2007), acreditamos que a abundância relativa de espécies com contrastantes histórias de vida em fragmentos florestais inseridos em plantações de eucalipto sejam mediadas por ciclos de disponibilidade de luz ditados pelos ciclos silviculturais.

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, como apontado por Turner e Corlett (1996) e Chiarello (2000). Por outro lado, os pequenos fragmentos florestais inseridos em plantações de eucalipto parecem estar melhor conservados do que aqueles expostos ao gado, reforçando a idéia de que as plantações têm maior valor para a conservação de ecossistemas florestais do que outras atividades econômicas de uso da terra (Brockerhoff et al. 2001). 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. O aumento da regeneração pode ser produzido pela combinação de processos demográficos envolvendo altas taxas de sobrevivência e baixo crescimento dos indivíduos jovens (Condit et al. 1998, Case 2000), mas isso não necessariamente se traduz em taxas de crescimento populacional positivas (Condit et al. 1998).

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. Fragmentos com formas complexas têm uma maior proporção de borda (Laurance e Yensen, 1991), acentuando as mudanças microclimáticas (Collinge 1996, Game 1980). 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.

Agradecimentos

Agradecemos à ARACRUZ Celulose, pelo auxílio financeiro e pela permissão para trabalhar em suas áreas. Ao Sr. Clóvis Batistela, pela permissão para trabalhar em suas áreas. À Maurem K. L. Alves e Elias da ARACRUZ Celulose, pelo apoio e informações sobre as áreas de estudo. À Cristiane Forgiarini, Mirela Motta, Daniele Uarte e Cristina Matzenbacher, do Laboratório de Ecologia de Populações Vegetais, pelo auxílio na coleta de dados em campo. Ao Tiago Closs de Marchi, pela identificação das espécies e auxílio em campo. À Theomaris da Silveira e à Professora Gislene Maria da Silva Ganade, pela disponibilização dos dados de história de vida das espécies. À Professora Lúcia Dillenburg e ao Gilson Schlindwein pela ajuda na busca de bibliografias para a caracterização das espécies.

Referências bibliográficas

- Abrams M D, Orwing D A, Demeo T E (1995) Dendroecological analysis of successional dynamics for a pre-settlement-origin whitepine-mixed-oak forest in the southern Appalachian, USA. *Journal of Ecology* 83: 123–133.
- Alverson W S, Waller D M, Solheim S L (1988) Forest too deer: edge effects in Northern Wisconsin. *Conservation Biology* 2: 348-358.
- Andresen E (2003) Effect of forest fragmentation on dung beetle communities and functional consequences for plant regeneration. *Ecography* 26: 87-97.
- Augustine D J, McNaughton S J (1998) Ungulate effects on the functional species composition of plant communities: herbivore selectivity and plant tolerance. *Journal of Wildlife Manage* 62: 1165 – 1183.
- Berry E J, Gorchov D L, Endress A, Stevens M H H (2007) Source-sink dynamics within a plant population: the impact of substrate and herbivory on palm demography. *Population Ecology* 50: 63-77.
- BRASIL. Lei Nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Código Florestal Brasileiro. Diário Oficial da União, Brasília, 16 de setembro de 1965.
- Brokaw N V L (1985) Gap-phase regeneration in a tropical forest. *Ecology* 66: 682-687.
- Brockhoff E G, Ecroyd C E, Langer E R (2001) Biodiversity in New Zealand plantation forests: policy trends, incentives, and the state of our knowledge. *New Zealand Journal* 46: 31-37.
- Brockhoff E G, Jactel H, Parrotta J A, Quine C P, Sayer J (2008) Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation* 17: 925-951.
- Caine L A, Marion W R (1991) Artificial addition of snags and nest boxes to slash pine plantations. *Journal Field Ornithology* 62: 97-106.

- Carvalho Junior L A (2002) Estágios iniciais de sucessão da vegetação do estado do Rio Grande do Sul: caracterização florística, fitossociológica e biométrica. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria.
- Case T J (2000) An illustrated guide to theoretical ecology. Oxford, Oxford University Press.
- Ceccon E, Martínez-Ramos M (1999) Aspectos ambientales referentes al establecimiento de plantaciones de eucalipto de gran escala em áreas tropicales: aplicación al caso de México. *Interciencia* 24 (6): 352-359.
- Chiarello A G (2000) Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. *Rev. Bras. Biol.*, v. 60, n. 2.
- Collinge S K (1996) Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning* 36: 59-77.
- Condit R, Sukumar R, Hubbell S P, Foster R B (1998) Predicting Population Trends from Size Distributions: A Direct Test in a Tropical Tree Community. *The American Naturalist* 152: 495-509.
- Courtois D R, Perryman B L, Hussein H S (2004) Vegetation change after 65 years of grazing and grazing exclusion. *Journal of Range Management* 57: 574-582.
- 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.
- Denyer K, Burns B, Ogden J (2006) Buffering of native forest edge microclimate by adjoining tree plantations. *Austral Ecology* 31: 478-489.
- Didham R K, Lawton J H (1999) Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* 31: 17-30.
- Ewers R M, Didham R K (2006) Confounding factors in the detection of species to habitat fragmentation. *Biol. Rev.* 81: 117-142.

- Fahrig L (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487-515.
- Ferreira L V, Laurance W F (1997) Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in central Amazonia. *Conservation Biology* 11: 797-801.
- Florence R G (1986) Cultural problems of eucalyptus as exotics. *Commonwealth Forestry Review* 65 (2): 141-163.
- Game M (1980) Best shape for nature reserves. *Nature* 287: 630-632.
- 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.
- García D, Zamora R, Hódar J A, Gómez J M, Castro J (2000) Yew (*Taxus baccata* L.) regeneration is facilitated by fleshy-fruited shrubs in Mediterranean environments. *Biological Conservation* 95: 31-38.
- 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.
- Gómez-Aparicio L, Zamora R, Gómez J M (2005) The regeneration status of the endangered *Acer opalus* subsp. *granatense* throughout its geographical distribution in the Iberian Peninsula. *Biological Conservation* 121: 195-206.
- Hunt L P (2001) Heterogeneous grazing causes local extinction of edible perennial shrubs: a matrix analysis. *Journal of Applied Ecology* 38: 238-252.
- 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.
- Jeltsch F, Milton S J, Dean W R J, Van Rooyen N (1997) Analysing shrub encroachment in the southern Kalahari: a grid-based modelling approach. *Journal of Applied Ecology* 34: 1497-1508.
- Johnson E A, Fryer G I (1989) Population dynamics in lodgepole pine-Engelmann spruce forests. *Ecology* 70: 1335–1345.
- Joshi J, Stoll P, Rusterholz H-S, Schmid B, Dolt C, Baur B (2006) Small-scale experimental habitat fragmentation reduces colonization rates in species-rich grasslands. *Oecologia* 148: 144–152.
- Kapos V (1989) Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 5: 173-185.
- Kohira M e Ninomiya I (2003) Detecting tree populations at risk for forest conservation management: using singleyear vs. long-term inventory data. *For. Ecol. Manage.* 174: 423–435.
- Laurance W F (1990) Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. *Journal of Mammalogy* 71: 641-653.
- Laurance W F, Yensen E (1991) Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation* 55: 77-92.
- 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, Delamônica P, Laurance S G, Vasconcelos H L, Lovejoy T E (2000) Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature* 404: 836.
- Laurance W F, Perez-Salicrup D, Delamonica P, Fearnside P M, D'Angelo S, Jerozolinski A, Pohl L, Lovejoy T E (2001b) Rain Forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. *Ecology* 82: 105-116.
- Lawson D M, Lamar C K, Schwartz M W (2008) Quantifying plant population persistence in human-dominated landscapes. *Conservation Biology* 22(4): 922–928.
- Lorenzi H (1992). *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Nova Odessa, Plantarum.
- 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.
- Malcolm J R (1991) The small mammals of Amazonian forest fragments: Pattern and process. Ph.D. thesis, University of Florida, Gainesville.
- 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.
- McCune B, Mefford M J (1997) *PC-ORD for Windows: multivariate analysis of ecological data*. Version 3.11. MJM Software, Gleneden Bea
- McCune B, Grace J B (2002) *Analysis of ecological communities*. Gleneden Beach, MJM Software.
- Meffe G K, Carroll C R (1997) Genetics, conservation of diversity within species. In: Meffe G K, Carroll C R (eds) *Principles of Conservation Biology*. 2nd edn. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, pp. 269–304.

- 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.
- Morris W F, Doak D (2002) *Quantitative conservation biology: theory and practice of population viability analysis*. Sunderland, Sinauer Associates.
- Motta R (2003) Ungulate impact on rowan (*Sorbus aucuparia* L.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) height structure in mountain forests in the eastern Italian Alps. *Forest Ecology and Management* 181: 139 – 150.
- Murcia C (1995) Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.
- Murphy P G, Lugo A E (1986) Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 67-88.
- Norton D A (1998) Indigenous biodiversity conservation and plantation forestry: options for the future. *New Zealand* 43 (2): 34-39.
- Pollock M L, Milner J M, Waterhouse A, Holland J P, Legg C J (2005) Impacts of livestock in regenerating upland birch woodlands in Scotland. *Biological Conservation* 123(4): 443-452.
- Poorter L, Bongers F, van Rompaey S A R R, de Klerk M (1996) Regeneration of canopy tree species at five sites in West African moist forest. *For. Ecol. Manage.* 84: 61–69.
- Read J, Sanson G D, Burd M, Jaffre T (2008) Mass flowering and parental death in the regeneration of *Cerberiopsis candelabra* (Apocynaceae), a long-lived monocarpic tree in New Caledônia. *American Journal of Botany* 95: 558-567.
- 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.
- SEMA (2002) Inventário florestal contínuo do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, SEMA-RS Governo do Estado. Secretaria Estadual do Meio Ambiente.
- Silveira T R (2008) Grupos funcionais de árvores em florestas ripárias do sul do Brasil. Dissertação, Universidade do Vale do Rio dos Sinos
- Smith L B, Downs J, Klein R M (1988) Euforbiáceas. In: Reitz, P. R. (Ed.). *Flora Ilustrada Catarinense*. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues.
- Sokal R R, Rohlf F J (1995) *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. Nova York, W.H. Freeman.
- Souza A F, Martins F R (2004) Population structure and dynamics of a neotropical palm in fire-impacted fragments of the Brazilian Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation* 13: 1611–1632.
- 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.
- Souza A F (2007) Ecological interpretation of multiple population size structures in trees: The case of *Araucaria angustifolia* in South America. *Austral Ecology* 32: 524-533.
- 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.
- Sullivan S, Konstant T L, Cunningham A B (1995) The impact of utilization of palm products on the population structure of the vegetable ivory palm (*Hyphaene petersiana*, *Arecaceae*) in north-central Namibia. *Economic Botany* 49(4): 357-370.

- SYSTAT 11 (2004) para Windows. Versão 11. Systat Software, Inc. Califórnia.
- Tasker E M, Bradstok R A (2006) Influence of cattle grazing practices on forest understorey structure in north-eastern New South Wales. *Austral Ecology* 31: 490-502.
- Teixeira Filho A (2008) *Eucaliptais: que Rio Grande do Sul desejamos?* Pelotas, Edited by the authors.
- Tilman D, May R M, Lehman CL, Nowak MA (1994) Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65-66.
- Tobler M W, Cochard R, Edwards P J (2003) The impact of cattle ranching on large-scale vegetation patterns in a coastal savanna in Tanzania. *Journal of Applied Ecology* 40: 430-444.
- Torres F (1983) Role of woody perennials in animal agroforestry. *Agroforestry System* 1: 131-163.
- Turner I M, Corlett R T (1996) The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology and Evolution* 11(8): 330-333.
- Van Dijk A I J M, Keenan R J (2007) Planted forests and water in perspective. *Forest Ecology and Management* 251: 1-9.
- Veloso H P, Rangel Filho A L R, Lima J C A (1991) *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro, IBGE.
- Walter H (1985) *Vegetation of the Earth and ecological systems of the geo-biosphere*. Berlin, Springer-Verlag
- Weisberg P J, Bugmann H (2003) Forest dynamics and ungulate herbivory: from leaf to landscape. *Forest Ecology and Management* 181: 1-12.
- Wiegand A, Ward D, Thulke H H, Jeltsch F (2000) From snapshot information to long-term population dynamics of Acacias by a simulation model. *Plant Ecology* 150: 97-114.

Wright S J, Muller-Landau H C, Condit R, Hubbell SP (2003) Gap-dependent recruitment, realized vital rates, and size distributions of tropical trees. *Ecology* 84: 3174 – 3185.

Zackrisson O, Nilsson M C, Steijlen I, Hörnberg G (1995) Regeneration pulses and climate–vegetation interactions in nonpyrogenic boreal Scots pine stands. *Journal of Ecology* 83: 469–483.

Zar J H (1996) *Bioestatistical Analysis*. Prentice Hall, Englewood Cliffs