

UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS – UNISINOS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA

DIVERSIDADE E MANEJO DA VIDA SILVESTRE

NÍVEL DOUTORADO

ILIANE FREITAS DE SOUZA VIER

DINÂMICA DE COMUNIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM MANCHAS DE MATA
ATLÂNTICA COM MATRIZES DE PECUÁRIA E SILVICULTURA DE EUCALIPTO
NO EXTREMO SUL DO BRASIL

São Leopoldo

2013

Iliane Freitas de Souza Vier

DINÂMICA DE COMUNIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM MANCHAS DE MATA
ATLÂNTICA COM MATRIZES DE PECUÁRIA E SILVICULTURA DE EUCALIPTO
NO EXTREMO SUL DO BRASIL

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – Unisinos como um dos pré-requisitos para obtenção do título de Doutora em Biologia – Diversidade e Manejo da Vida Silvestre.

Orientador: Dr. Juliano Morales de Oliveira

São Leopoldo

2013

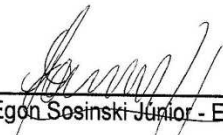
V665d Vier, Iliane Freitas de Souza
Dinâmica de comunidade de espécies arbóreas em manchas de Mata Atlântica com matrizes de pecuária e silvicultura de eucalipto no extremo sul do Brasil / por Iliane Freitas de Souza Vier. -- 2013.
87 f. : il. ; 30cm.
Inclui artigos.
Tese (Doutorado) -- Universidade do Vale do Rio dos Sinos - Unisinos. Programa de Pós-Graduação em Biologia, São Leopoldo, RS, 2013.
Orientador: Prof. Dr. Juliano Morales de Oliveira.
1. Biologia. 2. Mata Atlântica. 3. Pecuária. 4. Silvicultura - Eucalipto. 5. Mancha florestal. II. Oliveira, Juliano Morales de.
CDU 581.526

UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS - UNISINOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA
Área de Concentração: Diversidade e Manejo de Vida Silvestre

A tese intitulada '*Dinâmica de comunidade de espécies arbóreas em manchas de Mata Atlântica com matrizes de pecuária e silvicultura de eucalipto no extremo sul do Brasil*', elaborada por Iliane Freitas de Souza Vier, foi julgada adequada e aprovada por todos os membros da Banca Examinadora, para obtenção do título de DOUTORA EM BIOLOGIA, com área de concentração: Diversidade e Manejo de Vida Silvestre.

São Leopoldo, 27 de agosto de 2013.

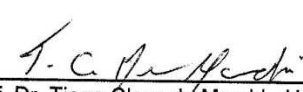
Membros da Banca Examinadora da Tese:



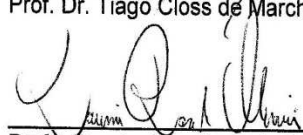
Prof. Dr. Enio Egon Sosinski Junior - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária



Prof. Dr. Gerhard Ernst Overbeck - Universidade Federal do Rio Grande do Sul



Prof. Dr. Tiago Closs de Marchi - Universidade do Vale do Rio dos Sinos



Prof. Dra. Larissa Rosa de Oliveira - Universidade do Vale do Rio dos Sinos

Aos meus pais e ao meu esposo, dedico.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Luiz e Dolores, pelo apoio e incentivo, e por compreenderem meus momentos de ausência. Agradeço ainda ao meu pai pela grande ajuda em campo.

Ao meu esposo, Jeferson, pelo amor, companheirismo, compreensão e pelas palavras de incentivo e apoio, nos momentos difíceis. Agradeço também, pela ajuda em campo e na edição das imagens desta Tese.

Ao Prof. Dr. Juliano Morales de Oliveira, por ter aceitado a orientação faltando pouco mais de meio ano para o término da Tese, pelas contribuições, pelos momentos de troca de ideias e pela dedicação a este trabalho.

Ao Prof. Dr. Alexandre Fadigas de Souza, pela orientação nos dois primeiros anos deste trabalho.

À Prof^a Dr^a Larissa Rosa de Oliveira, pela orientação por quase um ano e meio.

À Clarissa Moreira, Francine Maciel e Gerson Hennemann pela ajuda em campo e pelos bons momentos de risadas, que fizeram os campos ficarem menos cansativos.

Ao Prof. Dr. Tiago Closs de Marchi, pela ajuda em campo durante o primeiro levantamento de dados e pela identificação das espécies.

À Prof^a Dr^a Sandra Müller pela ajuda nas análises dos padrões de convergência e diversidade funcional.

À CMPC Celulose Riograndense S/A, pela concessão da bolsa de estudos.

Ao Sr. Clóvis, por permitir o levantamento de dados em sua propriedade, a Fazenda Eldorado.

Aos meus queridos amigos Eunice, Cassandra, Maria Lizete, Tiago, Daniel, Mara e Queli, pelos momentos de conversas e descontração.

Aos professores e colegas do PPG em Biologia, pelos momentos de conversas e troca de ideias ao longo destes quatro anos.

A todos, meus sinceros agradecimentos.

Dinâmica de comunidade de espécies arbóreas em manchas de Mata Atlântica com matrizes de pecuária e silvicultura de eucalipto no extremo sul do Brasil

RESUMO

A Mata Atlântica é um *hotspot* de biodiversidade. No sul do Brasil, este bioma inclui áreas de campos, formando mosaicos com as florestas. A vegetação do Rio Grande do Sul, constituída por formações florestais e campestres, tem seus campos inseridos em dois biomas distintos, o Pampa, que compreende os campos localizados na metade sul e oeste do Estado, e a Mata Atlântica, no qual estão inseridos os campos localizados a nordeste. No entanto, com o aumento da população humana ocorreram muitas alterações. A entrada de animais domésticos, como o gado bovino, a introdução de culturas, como o arroz e a soja, a silvicultura e a expansão urbana modificaram muito a fisionomia destas formações. Este estudo foi realizado no município de Eldorado do Sul, Rio Grande do Sul, em duas propriedades vizinhas, diferindo quanto ao histórico de manejo. A primeira é uma fazenda tradicional de criação extensiva de gado bovino, conhecida por Fazenda Eldorado. Ao norte da fazenda fica o Horto Terra Dura, uma propriedade da Celulose Riograndense S/A com 1942 hectares, que desde o final da década de 1980 destina-se à produção de eucaliptos (*Eucalyptus saligna* e híbridos de *E. urograndis* e *E. globulus*). Essa área destinava-se anteriormente à pecuária extensiva, tendo suas pastagens nativas sido convertidas em talhões de eucaliptos. Em cada propriedade foram escolhidas cinco manchas florestais, com até um hectare de área. Em cada uma das 10 manchas florestais foram demarcadas, com canos de PVC, 10 parcelas permanentes de 10 x 10 m, ao longo de uma transecção de 200 m paralela ao rio. Em cada parcela foram amostradas as plantas lenhosas (exceto lianas) com diâmetro do tronco à altura do peito (DAP) maior do que 5 cm. Em parcelas de 5 x 5 m, centralizadas no interior das parcelas de 10 x 10 m, foram amostradas as plantas lenhosas com DAP menor do que 5 cm. Os resultados mostraram que a mudança de manejo da matriz, da pecuária para a silvicultura de eucalipto, causa alterações sobre atributos autoecológicos das espécies arbóreas, influencia a estrutura florística e a produtividade primária da comunidade, além de levar à formação de grupos com diferentes atributos funcionais e aumentar a diversidade funcional da comunidade de espécies arbóreas no estrato regenerante. Dois processos paralelos levam a estas alterações, a retirada do gado, que exerce grande pressão sobre a vegetação, principalmente no estrato regenerante, pela herbivoria e pisoteio e, a introdução do eucalipto que por ser uma matriz estruturalmente mais similar à mancha florestal torna menos proeminentes os efeitos de borda.

Community dynamics of tree species in patches of Atlantic Rain Forest in livestock and eucalyptus plantations matrix in southern Brazil

ABSTRACT

The Atlantic Rain Forest is a biodiversity hotspot. In southern Brazil, this biome includes grasslands, forming mosaics with forests. The vegetation of the Rio Grande do Sul, consisting of forest and grassland formations, have entered their fields in two different biomes, the Pampa, which comprises the fields located in the southern half of the state and the west, and the Atlantic Rain Forest, in which are inserted the fields located northeast. However, with the increase in human population there have been many changes. The entry of domestic animals, such as cattle, the introduction of crops such as rice and soybeans, forestry and urban expansion changed the physiognomy of these formations. This study was conducted in Eldorado do Sul municipality, Rio Grande do Sul state, in two neighboring properties, differing as to management history. The first is a traditional farm extensive breeding of cattle, Fazenda Eldorado. North of the farm is the Horto Terra Dura, a property of Celulose Riograndense S/A, with 1942 hectares, which since the late 1980s intended to produce eucalyptus (*Eucalyptus saligna* and hybrids *E. urograndis* and *E. globulus*). This area was designed prior to extensive livestock, and their native grasslands have been converted into eucalyptus plantations. In each property were chosen five forest patches, with up to one hectare area. In each of the 10 forest patches were marked, with PVC pipes, 10 permanent plots of 10 x 10 m, along a 200 m transect parallel to the river. In each plot were sampled woody plants (excluding lianas) with trunk diameter at breast height (DBH) greater than 5 cm. In plots of 5 x 5 m, centered inside the plots of 10 x 10 m, were sampled woody plants with DBH less than 5 cm. The results showed that the management matrix change, livestock for eucalyptus plantations, cause changes on autoecological attributes of tree species, influences the community structure and primary productivity, lead to the formation of groups with different functional attributes and increase community functional diversity of tree species in regenerating strata. Two parallel processes lead to these changes, the removal of the cattle, which exerts great pressure on the vegetation, especially in the regenerating strata, by herbivory and trampling, and the introduction of eucalyptus, which is an matrix structurally more similar to patch forests, may lessen edge effects.

LISTA DE FIGURAS

Primeiro capítulo

Figura 1. Área de estudos localizada na região sul do Brasil (a), Rio Grande do Sul (b), município de Eldorado do Sul (c) e imagem de satélite (d) indicando as áreas de estudo localizadas no Horto Terra Dura (**E**) e as localizadas na Fazenda Eldorado (**P**) 28

Figura 2. Representação gráfica da Análise de Componentes Principais dos atributos autoecológicos (IAB: incremento em área basal; DEN: densidade de indivíduos; SOB: sobrevivência; ASS: coeficiente de assimetria; ALT: altura média; ALO: alometria) entre as espécies arbóreas (ver legenda das siglas no Apêndice I)..... 31

Segundo capítulo

Figura 1. Localização da área de estudo na região sul do Brasil (a), no estado do Rio Grande do Sul (b) e no município de Eldorado do Sul (c), e imagem de satélite (d) mostrando as manchas florestais amostradas em matriz de eucalipto no Horto Terra Dura (**E**) e de pecuária (**P**) na Fazenda Eldorado..... 49

Figura 2. Desenho amostral da distribuição das 10 parcelas permanentes demarcadas ao longo de uma transecção de 200 m, paralela ao arroio.....50

Figura 3. Modelos com as relações causais entre as variáveis uso da terra (M), estrutura florística (S_1 e S_2) e produtividade primária (G) de comunidades..... 51

Figura 4. Modelos que melhor explicaram as relações causais entre as variáveis (a) para o estrato arbóreo ($C = 0,02$; $P = 0,99$) e (b) para o estrato regenerante ($C = 2,57$; $P = 0,63$) 54

Figura 5. Análise de Coordenadas Principais das variáveis de estrutura da comunidade entre as espécies com maior coeficiente de correlação com os eixos 1 e 2, (a) estrato arbóreo e (b) estrato regenerante (▲: eucalipto, ●: pecuária)..... 54

Terceiro capítulo

Figura 1. (A) Área de estudos localizada na região sul do Brasil (a), estado do Rio Grande do Sul (b), município de Eldorado do Sul (c). E indica as 5 manchas florestais localizadas no Horto Terra Dura e P indica as manchas localizadas na Fazenda Eldorado. (B) Diagrama climático da região (Walter, 1985)..... 71

Figura 2: Análise de Coordenadas Principais dos 6 atributos pela comunidade (parcelas) de espécies arbóreas do estrato arbóreo (a) e do estrato regenerante (b) (al: altura, cf: comprimento foliar, sd: síndrome de dispersão, ts: tamanho da semente, sl: área foliar específica, dm: densidade da madeira, ▲: eucalipto, ●: pecuária) 74

Figura 3: Diversidade funcional de RAO (FD_Q) das espécies no estrato arbóreo (a) e regenerante (b) nas manchas florestais circundadas pela pecuária (P) e pela silvicultura de eucalipto (E) 75

LISTA DE TABELAS

Segundo capítulo

Tabela 1. Estatística C para os 12 modelos formulados para as espécies do estrato arbóreo.. 53

Tabela 2. Estatística C para os 12 modelos formulados para as espécies do estrato regenerante..... 53

LISTA DE APÊNDICES

Primeiro Capítulo

APÊNDICE A - Lista de espécies utilizadas nas análises.....	38
APÊNDICE B - Normas para publicação	39

Segundo Capítulo

APÊNDICE A - Lista de espécies do estrato arbóreo selecionadas para as análises	61
APÊNDICE B - Lista de espécies do estrato regenerante selecionadas para as análises.....	62
APÊNDICE C - Relações de independência utilizadas para calcular a estatística C.....	63

Terceiro Capítulo

APÊNDICE A - Lista de espécies do estrato arbóreo selecionadas para as análises	85
APÊNDICE B - Lista de espécies do estrato regenerante selecionadas para as análises.....	86

SUMÁRIO

Introdução geral	14
Capítulo 1. Impacto da mudança da matriz da paisagem sobre atributos autoecológicos de espécies arbóreas florestais no extremo sul da Mata Atlântica	22
Resumo	23
Abstract.....	23
1.1 Introdução.....	24
1.2 Material e métodos	27
1.2.1 Área de estudo	27
1.2.2 Atributos autoecológicos	29
1.2.3 Análise de dados.....	29
1.3 Resultados.....	30
1.4 Discussão.....	31
1.5 Referências Bibliográficas.....	33
Capítulo 2. Influência da mudança de uso da terra sobre a estrutura florística e a produtividade primária de comunidades florestais no sul do Brasil	43
Resumo	44
Abstract.....	45
2.1 Introdução.....	46
2.2 Material e Métodos.....	47
2.2.1 Área de estudo	47
2.2.2 Coleta de dados.....	48
2.2.3 Análise de dados	50
2.3 Resultados.....	52
2.4 Discussão	54
2.5 Referências Bibliográficas.....	56
Capítulo 3. Convergência e diversidade funcional na comunidade de espécies arbóreas em manchas de Mata Atlântica no extremo sul do Brasil	64
Resumo	65
Abstract.....	66

3.1 Introdução.....	67
3.2 Material e Métodos.....	70
3.2.1 Área de estudo.....	70
3.2.2 Coleta de dados.....	71
3.2.3 Análise de dados.....	72
3.3 Resultados.....	73
3.4 Discussão.....	76
3.5 Referências Bibliográficas.....	77
Conclusões gerais.....	87

INTRODUÇÃO GERAL

A Mata Atlântica é um dos 34 *hotspots* mundiais de biodiversidade, sendo a segunda maior floresta pluvial tropical do continente americano (Tabarelli et al., 2005). Este bioma, sensível a geadas, alcança seu limite sul de ocorrência no Brasil, estendendo-se como um cinturão ao longo da costa atlântica e sobre as escarpas leste da Serra Geral e da Serra do Mar (Klein, 1978; Por, 1992).

No sul do Brasil, o bioma Mata Atlântica inclui áreas de campos no Planalto Sul-Brasileiro, formando mosaicos com as florestas (Overbeck et al., 2007). A vegetação do Rio Grande do Sul, constituída por formações florestais e campestres, tem seus campos inseridos em dois biomas distintos, o Pampa, que compreende os campos sulinos localizados na metade sul e oeste do Estado, e a Mata Atlântica, no qual estão inseridos os campos localizados a nordeste. Registros palinológicos indicam que as formações campestres no Rio Grande do Sul ocorreram desde muito antes da expansão florestal, que segundo evidências de depósitos de pólen em sedimentos (Behling et al., 2005), deu-se a partir do Pleistoceno Tardio. No entanto, após a metade do Holoceno, com a mudança para um clima mais úmido, a expansão florestal sobre os campos tornou-se mais pronunciada, formando áreas maiores de cobertura florestal contínua sobre o planalto e de florestas ripárias nas planícies (Behling et al., 2004; 2005; 2007; Behling e Pillar, 2007).

No entanto, com o avanço da civilização e com o aumento da população humana ocorreram muitas alterações nestas formações. A entrada de animais domésticos, como o gado bovino, a introdução de culturas, como o arroz e a soja, a silvicultura e a expansão urbana modificaram grandemente a fisionomia observada nos dias de hoje (Boldrini, 2009).

O gado foi introduzido no Rio Grande do Sul pelos jesuítas, no século XVII (Porto, 1954) e desde então, foi se expandindo. O Estado é atualmente o sexto maior produtor de gado bovino do Brasil. De acordo com a Pesquisa Agrícola Municipal do IBGE, o Estado registrou em 2011 a produção de 14.478.312 cabeças. O rebanho bovino encontra-se concentrado no oeste e sul do Estado, associado principalmente à presença dos campos limpos (IBGE, 2011).

A pecuária extensiva afeta diretamente a vegetação através da remoção da biomassa e pisoteio (Pillar e Quadros, 1997), influenciando principalmente o estrato inferior da floresta (Toniato e Oliveira-Filho, 2004). A herbivoria por ungulados causa impactos sobre as plantas em nível autoecológico, populacional, de comunidade e de paisagem (Weisberg e Bugmann, 2003), exercendo influência sobre processos ecossistêmicos, que incluem a ciclagem de

nutrientes, produtividade primária e alterações nos regimes de perturbação (revisado em Hobbs, 1996). A atividade do gado leva, a longo prazo, a alterações na abundância, estrutura, composição, distribuição espacial e temporal das comunidades de espécies arbóreas florestais (Huntley, 1991; Gill, 1992; Augustine e McNaughton, 1998; Tasker e Bradstok, 2006), principalmente pela seletividade de forrageio (Danell et al., 2003; Rooney e Waller, 2003). O pastejo é, provavelmente, um dos principais fatores que impedem a expansão florestal em áreas campestres cujas condições climáticas são propícias ao desenvolvimento de vegetação florestal, formando um mosaico campo-floresta (Pillar et al., 2009).

O eucalipto foi introduzido no Rio Grande do Sul em 1868, com o objetivo de suprir as necessidades de lenha, postes e dormentes das estradas de ferro na Região Sudeste (Lima, 1993). Nos últimos seis anos, houve um aumento de 100.456 hectares em áreas de plantio de eucalipto, que é atualmente o principal tipo de plantio florestal no Estado (ABRAF, 2013), devido ao seu crescimento rápido, alta adaptabilidade ao ambiente e alta qualidade de fibras de celulose (Machado e Souza, 1990). Estes plantios ocupam principalmente áreas previamente utilizadas para a pecuária ou agricultura em larga escala, devido aos baixos custos para a abertura de clareiras (Couto e Dubé, 2001). As plantações de eucalipto são conhecidas por terem consequências ambientais indesejáveis, tais como, a redução da riqueza (del Moral e Muller, 1970; May e Ash, 1990; Khan et al., 2008), inibição da germinação, crescimento, estabelecimento de espécies vegetais nativas (Bacon et al., 1993; Barbier et al., 2008) e diminuição de serviços ambientais (Sangha e Jalota, 2005; Calviño-Cancela et al., 2012). Além disso, o eucalipto é conhecido por seu potencial alelopático (Tererai et al., 2013) e por causar alterações na ciclagem de nutrientes (del Moral e Muller, 1970; Gaertner et al., 2011). Contudo, onde a floresta é a matriz natural, as plantações florestais podem representar uma matriz menos agressiva que a pecuária, favorecendo a regeneração natural e contribuindo para o aumento da diversidade de espécies (Mochiutti et al., 2008; Bremer et al., 2010).

A perturbação, natural ou antrópica, pode levar a mudanças na abundância e composição das espécies vegetais presentes nas manchas florestais (Murcia, 1995; Laurance et al., 1998) e é uma importante força capaz de moldar a estrutura e a dinâmica da comunidade de plantas (Picket e White, 1985; Caswell e Cohen, 1991). Assim como a perturbação, a especialização das plantas a determinadas características do habitat e pressão de pragas e patógenos são fatores que favorecem a coexistência de espécies nos ambientes florestais (Leigh et al., 2004).

O estudo das características autoecológicas, estruturais, demográficas e funcionais das espécies (Clark e Clark, 1992; Turner, 2001) permite tanto discriminar os grupos funcionais

que formam a comunidade florestal, como também, as principais características que os distinguem, fornecendo assim, a compreensão dos processos ecológicos e dos mecanismos que levam à coexistência das espécies (Condit et al., 2006) frente às alterações de habitat ou das condições ambientais causadas pela mudança de uso da terra.

O objetivo geral desta tese é compreender como a mudança de manejo da matriz, da pecuária para a silvicultura de eucalipto, afeta a comunidade de espécies arbóreas em manchas de Mata Atlântica. Este tema foi abordado em três capítulos.

No primeiro, “*Impacto da mudança de manejo da matriz sobre atributos autoecológicos de espécies arbóreas florestais no extremo sul da Mata Atlântica*” foi analisado como atributos autoecológicos entre espécies arbóreas florestais variam segundo a mudança da matriz. No segundo, “*Influência da mudança de uso da terra sobre a estrutura florística e a produtividade primária de comunidades florestais no sul do Brasil*”, foram testados diferentes modelos causais do impacto da mudança de uso da terra sobre a estrutura florística e a produtividade primária da comunidade, sob a hipótese de que a mudança de uso da terra influencia mais fortemente a estrutura florística e a produtividade das espécies arbóreas no estrato regenerante do que no estrato arbóreo. No terceiro, “*Convergência e diversidade funcional na comunidade de espécies arbóreas em manchas de Mata Atlântica no extremo sul do Brasil*”, buscou-se identificar a existência de alterações funcionais nas comunidades. Por fim, os principais resultados foram analisados conjuntamente na *Conclusão Geral* da tese.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAF. **Anuário estatístico ano base 2012**. Brasília: ABRAF. 146pp., 2013.

AUGUSTINE, D.J.; MCNAUGHTON, S.J. Ungulate effects on the functional species composition of plant communities: herbivore selectivity and plant tolerance. **Journal of Wildlife Management**, v. 62, p. 1165–1183, 1998.

BACON, P.E.; STONE, C.; BINNS, D.L.; LESLIE, D.J.; EDWARDS, D.W. Relationships between water availability and *Eucalyptus camaldulensis* growth in a riparian forest. **Journal of Hydrology**, v. 150, p. 541–561, 1993.

BARBIER, S.; GOSSELIN, F.; BALANDIER, P. Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved – a critical review for temperate and boreal forests. **Forest Ecology and Management**, v. 254, p. 1–15, 2008.

BEHLING H.; PILLAR V.D. Late Quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on the southern Brazilian highland and their implication for conservation and management of modern Araucaria forest and grassland ecosystems. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B: Biological Sciences**, v. 362, p. 243–251, 2007.

BEHLING H.; PILLAR V.D.; MÜLLER S.C.; OVERBECK G.E. Late-Holocene fire history in a forest-grassland mosaic in southern Brazil: Implications for conservation. **Applied Vegetation Science**, v. 10, p. 81-90, 2007.

BEHLING H.; PILLAR V.D.; ORLÓCI L.; BAUERMANN S.G. Late Quaternary Araucaria forest, grassland (Campos), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambará do Sul core in southern Brazil. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 203, p. 277-297, 2004.

BEHLING H.; PILLAR V.D.; ORLÓCI L.; BAUERMANN S.G. Late Quaternary grassland (Campos), gallery forest, fire and climate dynamics, studied by pollen, charcoal and multivariate analysis of the São Francisco de Assis core in western Rio Grande do Sul (southern Brazil). **Review of Palaeobotany and Palynology**, v. 133, p. 235-248, 2005.

BOLDRINI, I.I. A flora dos campos do Rio Grande do Sul. In: PILLAR, V.P.; MÜLLER, S.C.; CASTILHOS, Z.M.S.; JACQUES, A.V.A. (eds.). **Campos Sulinos, conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: MMA, p. 63-77, 2009.

BREMER, L.L.; FARLEY, K.A. Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, p. 3893-3915, 2010.

CALVIÑO-CANCELA, M.; RUBIDO-BARÁ, M.; VAN ETTEN, E.J.B. Do eucalypt plantations provide habitat for native forest biodiversity? **Forest Ecology and Management**, v. 270, p. 153-162, 2012.

CASWELL, H.; COHEN, J. E. Disturbance, interspecific interaction and diversity in metapopulations. **Biological Journal of Linnean Society**, v. 42, p. 193-218, 1991.

CLARK, D.A.; CLARK, D.B. Life history diversity of canopy and emergent trees in a Neotropical Rain Forest. **Ecological Monographs**, v. 62, n. 3, p. 315-344, 1992.

CONDIT, R.; ASHTON, P.; BUNYAVEJCHEWIN, S.; DATTARAJA, H.S.; DAVIES, S.; ESUFALI, S.; EWANGO, C.; FOSTER, R.; GUNATILLEKE, I.A.; GUNATILLEKE, C.V.; HALL, P.; HARMS, K.E.; HART, T.; HERNANDEZ, C.; HUBBELL, S.; ITOH, A.; KIRATIPRAYOON, S.; LAFRANKIE, J.; DE LAO, S.L.; MAKANA, J.R.; NOOR, M.N.; KASSIM, A.R.; RUSSO, S.; SUKUMAR, R.; SAMPER, C.; SURESH, H.S.; TAN, S.; THOMAS, S.; VALENCIA, R.; VALLEJO, M.; VILLA, G.; ZILLIO, T. The importance of demographic niches to tree diversity. **Science**, v. 313, p. 98–101, 2006.

COUTO, L.; DUBÉ, F. The status and practice of forestry in Brazil at the beginning of the 21st century: A review. **The Forestry Chronicle**, v. 77, n. 5, p. 817-830, 2001.

DANELL, K.; BERGSTRÖM, R.; EDENIUS, L.; ERICSSON, G. Ungulates as drivers of tree population dynamics at module and genet levels. **Forest Ecology and Management**, v. 181, p. 67–76, 2003.

DEL MORAL, R.; MULLER, H.C. The allelopathic effects of *Eucalyptus camaldulensis*. **The American Midland Naturalist Journal**, v. 83, p. 254–282, 1970.

GAERTNER, M.; RICHARDSON, D.M.; PRIVETT, S.D.J. Effects of alien plants on ecosystem structure and functioning and implications for restoration: insights from three degraded sites in South African fynbos. **Journal of Environmental Management**, v. 48, p. 57–69, 2011.

GILL, R.M.A. A review of damage by mammals in north temperate forests. 3. Impact on trees and forests. **Forestry**, v. 65, p. 363–388, 1992.

HOBBS, N.T. Modification of ecosystems by ungulates. **Journal of Wildlife Management**, v. 60, p. 695–713, 1996.

HUNTLEY, N. Herbivores and the dynamics of communities and ecosystems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 22, p. 477-503, 1991.

IBGE. **Pesquisa da Pecuária Municipal 2011**. Rio de Janeiro: Diretoria de Pesquisas, Coordenação de Agropecuária, v.39, 60pp., 2011.

KHAN, M.A.; HUSSAIN, I.; KHAN, E.A. Allelopathic effects of *Eucalyptus (Eucalyptus camaldulensis L)* on germination and seedling growth of wheat (*Tricum aestivum L.*). **Pakistan Journal of Weed Science Research**, v. 14, p. 9–18, 2008.

KLEIN R.M. **Mapa fitogeográfico do estado de Santa Catarina**. Flora Ilustrada. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1978.

LAURANCE, W.F.; FERREIRA, L.V.; RANKIN-DE MERONA, J.M.; LAURANCE, S.G.; HUTCHINGS, R.W.; LOVEJOY, T.E. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. **Conservation Biology**, v. 12, p. 460-464, 1998

LEIGH, E.G.; DAVIDAR, P.; DICK, C.W.; PUYRAVAUD, J.P.; TERBORGH, J.; TER STEEGE, H.; WRIGHT, S.J. Why do some tropical forest have so many species of trees? **Biotropica**, v. 36, n. 4, p. 447-473, 2004.

LIMA, W.P. **Impactos ambientais do eucalipto**. 2ª ed. São Paulo: Edusp, 302pp., 1993.

MACHADO, C.C.; SOUZA, A.P. Impacto ambiental das estradas florestais no ecossistema: causas e controle. Viçosa: SIF. **Boletim Técnico**, v. 1, p. 1-12, 1990.

MAY, F.; ASH, J. An assessment of the allelopathic potential of *Eucalyptus*. **Australian Journal of Botany**, v. 38, p. 245-254, 1990.

MOCHIUTTI, S.; HIGA, A.R.; SIMON, A.A. Fitossociologia dos estratos arbóreo e de regeneração natural em um povoamento de acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.) na região da floresta estacional semidecidual do Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal**, v.18, n. 2, p. 207-222, 2008.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 10, p. 58-62, 1995.

OVERBECK, G. E.; MÜLLER, S.C.; FIDELIS, A.; PFADENHAUER, J.; PILLAR, V.D.; BLANCO, C.C.; BOLDRINI, I.I.; BOTH, R.; FORNECK, E.D. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 9, p. 101-116, 2007.

- PICKETT, S.T.A.; WHITE, P.S. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. In: PICKETT, S.T.A.; WHITE, P.S. (eds). **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. Orlando: Academic Press, p. 3–13, 1985.
- PILLAR V.D.; QUADROS F.L.F. Grassland-forest boundaries in Southern Brazil. **Coenoses**, v. 12, p. 119-126, 1997.
- PILLAR, V.D.; MÜLLER, S.C.; CASTILHOS, Z.; JACQUES, A.V.A. (Org.) **Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 403p., 2009.
- POR, F.D. **Sooretama the Atlantic rain forest of Brazil**. The Netherlands: SPB Academic Publishing The Hague, 130 p., 1992.
- PORTO, A. **História das Missões Orientais do Uruguai – Primeira Parte**. Porto Alegre: Livraria SEILBACH, Volume III, 434 p., 1954.
- ROONEY, T.P.; WALLER, D.M. Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. **Forest Ecology and Management**, v. 181, p. 165–176, 2003.
- SANGHA, K.K.; JALOTA, R.K. Value of ecological services of exotic *Eucalyptus tereticornis* and Native *Dalbergia sissoo* Tree Plantations of North-Western India. **Conservation and Society**, v. 3, p. 92-109, 2005.
- TABARELLI, M.; PINTO, L.P.; SILVA, J.M.C.; HIROTA, M.M.; BEDÊ, L.C. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, v. 1, p. 132-138, 2005.
- TASKER, E.M.; BRADSTOK, R.A. Influence of cattle grazing practices on forest understory structure in north-eastern New South Wales. **Austral Ecology**, v.31, p. 490-502, 2006.
- TERERAI, F.; GAERTNER, M.; JACOBS, S.M.; RICHARDSON, D.M. *Eucalyptus* invasions in riparian forests: Effects on native vegetation community diversity, stand structure and composition. **Forest Ecology and Management**, v. 297, p. 84–93, 2013.
- TONIATO, M.T.Z.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; Variations in tree community composition and structure in a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil related to different human disturbance histories. **Forest Ecology and Management**, v. 198, p. 319-339, 2004.

TURNER, I.M. **The Ecology of Trees in the Tropical Rain Forest**. New York: Cambridge University Press, 2001.

WEISBERG, P.J.; BUGMANN, H. Forest dynamics and ungulate herbivory: from leaf to landscape. **Forest Ecology and Management**, v. 181, p. 1-12, 2003.

Primeiro Capítulo

IMPACTO DA MUDANÇA DA MATRIZ DA PAISAGEM SOBRE ATRIBUTOS AUTOECOLÓGICOS DE ESPÉCIES ARBÓREAS FLORESTAIS NO EXTREMO SUL DA MATA ATLÂNTICA¹

¹ A formatação deste capítulo está de acordo com as normas da revista NEOTROPICAL BIOLOGY AND CONSERVATION, exceto pela distribuição das figuras ao longo do texto.

Impacto da mudança da matriz da paisagem sobre atributos autoecológicos de espécies
arbóreas florestais no extremo sul da Mata Atlântica

Impact of change in landscape matrix on autoecological attributes of forest tree species in
southern Atlantic Brazilian Rain Forest

Resumo

A vegetação do sul do Brasil é composta pelos biomas Pampa e Mata Atlântica. Nossas áreas de estudo situam-se próximo aos limites destes dois biomas, formando um mosaico campo-floresta. A pecuária e a silvicultura de eucalipto são atividades largamente difundidas ao longo destas formações. A mudança de manejo da matriz, da pecuária para a silvicultura de eucalipto, pode levar a alterações nas características autoecológicas de espécies arbóreas florestais. O estudo das características autoecológicas em ambientes com diferentes históricos de uso da terra pode ajudar a compreender como as espécies arbóreas respondem às alterações de habitat ou das condições ambientais. Este estudo objetiva analisar como atributos autoecológicos entre espécies arbóreas florestais variam segundo uma mudança de manejo da matriz no extremo sul da Mata Atlântica, de campos nativos com pecuária extensiva para plantações de eucaliptos sobre essas pastagens. De forma específica, pretende-se (i) determinar o efeito da mudança de manejo sobre atributos autoecológicos entre espécies, e havendo este efeito, (ii) que padrões de alteração autoecológica podem ser identificados entre espécies. De acordo com nossos resultados, a mudança de manejo da matriz da paisagem causou alterações nos padrões autoecológicos das espécies arbóreas. A amplitude destas variações foi diferente para cada espécie e dependeu de sua plasticidade fenotípica e das condições ambientais locais. A longo prazo, os padrões de alterações autoecológicas encontrados podem refletir uma mudança na composição de espécies em decorrência da mudança de manejo.

Palavras-chave: altura, alometria, área basal, densidade, sobrevivência, coeficiente de assimetria, pecuária, silvicultura de eucalipto, manchas florestais.

Abstract

The vegetation of southern Brazil is composed of Pampa and Atlantic Rain Forest biomes. Our study areas are located near the boundaries of these two biomes, forming a

grassland-forest mosaic. The livestock and eucalyptus plantations are widely diffused throughout these formations. The change of matrix management, of livestock for eucalyptus plantations, can lead to changes in the autoecological attributes of forest tree species. The study of the autoecological attributes in environments with different historical of land use can help to understand how tree species respond to changes in habitat or environmental conditions. This study aims to analyze how autoecological attributes between forest tree species varies as a consequence of change in management matrix at the southern Atlantic Rain Forest, of grasslands with extensive livestock for eucalyptus plantations on these pastures. Specifically, we intend to (i) determine the effect of changing management on autoecological attributes among species, and having this effect, (ii) what patterns of autoecological change can be identified between species. According to our results, the change in management of landscape matrix caused changes in autoecological patterns of tree species. The extent of these variations was different for each species and depended on their phenotypic plasticity and local environmental conditions. Long-term, patterns of autoecological change found may reflect a change in species composition due to the change in management of landscape matrix.

Keywords: height, allometry, basal area, density, survival, coefficient of skewness, livestock, eucalyptus plantations, forest patches.

1.1 Introdução

A vegetação do sul do Brasil é constituída por formações florestais e campestres. Os campos estão inseridos em dois biomas distintos, o Pampa, que compreende os campos localizados na metade sul e oeste do Rio Grande do Sul, e a Mata Atlântica, no qual estão inseridos os campos localizados a nordeste. Registros palinológicos indicam que as formações campestres na região Sul ocorreram desde muito antes da expansão florestal, que segundo evidências de depósitos de pólen em sedimentos (Behling et al., 2005), deu-se a partir do Pleistoceno Tardio. No entanto, após a metade do Holoceno, com a mudança para um clima mais úmido, a expansão florestal sobre os campos tornou-se mais pronunciada, formando áreas maiores de cobertura florestal contínua sobre o planalto e de florestas ripárias nas planícies (Behling et al., 2004; 2005; 2007; Behling e Pillar, 2007). Desde o início de sua ocorrência, a vegetação florestal passou por mudanças rápidas. Uma das causas destas mudanças foi a introdução do gado, no século XVII (Porto, 1954). A pecuária extensiva afeta diretamente a vegetação através da remoção da biomassa e pisoteio. O gado utiliza os

fragmentos florestais para se abrigar, forragear (Torres, 1983) e beber água (Squires, 1974), reduzindo a sobrevivência e crescimento de plantas jovens no interior das florestas (Relva e Veblen, 1998; Sullivan et al., 1995, García et al., 2000; Pollock et al., 2005) e conseqüentemente, alterando a estrutura e a distribuição espacial das espécies arbóreas em nível de paisagem (Tasker e Bradstok, 2006). Neste contexto, o pastejo é, provavelmente, um dos principais fatores que impedem a expansão florestal em áreas campestres cujas condições climáticas são propícias ao desenvolvimento de vegetação florestal, formando um mosaico campo-floresta (Pillar et al., 2009). O aumento da população humana levou a grande alteração da fisionomia original desta formação (Boldrini, 2009).

Além da pecuária, a silvicultura de eucalipto, atividade também largamente difundida no Estado, está entre os fatores responsáveis por estas alterações. O eucalipto foi introduzido no Rio Grande do Sul em 1868, com o objetivo de suprir as necessidades de lenha, postes e dormentes das estradas de ferro na Região Sudeste (Lima, 1993) e desde então, vem se expandindo. Nos últimos seis anos, houve um aumento de 100.456 hectares em áreas de plantio de eucalipto (ABRAF, 2013). Estes plantios ocupam principalmente áreas previamente utilizadas para a pecuária ou agricultura em larga escala devido aos baixos custos 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 competição por água e nutrientes e, pela liberação de compostos alelopáticos (Ceccon e Martínez-Ramos, 1999).

As paisagens, de acordo com Forman e Godron (1986), possuem uma estrutura comum e fundamental, composta pelos elementos: fragmento, matriz e corredor. A matriz da paisagem representa o tipo de elemento com maior conectividade e que ocupa a maior extensão na paisagem e, por esse motivo, tem maior influência no funcionamento dos outros ecossistemas (McGarigal e Marks, 1995).

Alterações nos fatores ambientais, como os originados pela mudança de manejo na matriz da paisagem, podem levar a mudanças das características funcionais e estruturais das plantas presentes nas manchas florestais. As alterações fenotípicas decorrentes das mudanças ambientais resultam na plasticidade fenotípica (Grime e Mackey, 2002). O estudo das características autoecológicas em ambientes com diferentes históricos de manejo pode ajudar a compreender como as espécies florestais respondem às alterações de habitat ou das condições ambientais.

A altura desempenha um papel fundamental no acesso à luz (Westoby, 1998; Poorter et al., 2005). As espécies com maior altura potencial têm maiores taxas de crescimento

porque, em média, interceptam mais luz que as espécies de menor porte (Poorter et al., 2008), tendo por consequência caules mais finos e madeira menos densa (Wright, et al. 2003).

A arquitetura das árvores pode favorecer o acesso à copa (Kohyama e Hotta, 1990). A alometria é um traço arquitetônico que descreve bem a relação altura-diâmetro para árvores de florestas tropicais (Brown et al., 1989). As espécies dependentes de luz, que são aquelas adaptadas a ambientes com alta incidência luminosa (Poorter et al., 2003), investem no crescimento em altura para acessar o dossel e atingir rapidamente seu tamanho reprodutivo. Ao contrário das espécies tolerantes à sombra, elas possuem altas taxas de crescimento vertical e baixas taxas de crescimento horizontal, por isso, apresentam caules finos (Thomas, 1996; Kohyama et al., 2003; Poorter et al., 2003) e longos.

A distribuição de tamanhos de uma população pode ser caracterizada pelo coeficiente de assimetria (Bendel et al., 1989). Basicamente, a distribuição de tamanho com muitos indivíduos grandes e uma longa cauda de raros indivíduos pequenos (g_1 negativo) caracteriza espécies dependentes da abertura de clareiras, com grande fecundidade e mortalidade de sementes e plântulas, altas taxas de crescimento e mortalidade de indivíduos jovens, e alta proporção de recrutas concentrados em clareiras. A distribuição de tamanho com muitos indivíduos pequenos e uma longa cauda de raros indivíduos grandes (g_1 positivo) caracteriza espécies tolerantes à sombra, com características opostas (Swaine et al., 1990; Poorter et al., 1996; Coomes et al., 2003; Kohira e Ninomiya, 2003; Wright et al., 2003).

A taxa de crescimento de uma planta é a resposta a uma série de fatores ecológicos e fundamenta os *trade-offs* entre a aquisição de recursos, atributos de defesa e alocação de recursos para a reprodução e armazenamento (Clark e Clark, 1999; Baker et al., 2003). A diferença nas taxas de mortalidade entre as espécies é um atributo que causa alterações, a longo prazo, na composição e estrutura da floresta (Harcombe, 1987). Espécies pioneiras podem apresentar o dobro da taxa de crescimento e maior taxa de mortalidade que espécies tolerantes à sombra (Swaine, 1994; Kobe et al., 1995). A densidade de indivíduos é uma medida de estrutura horizontal da floresta (Cain e Castro, 1959; Longhi et al., 2000).

Este estudo objetiva analisar como atributos autoecológicos entre espécies arbóreas florestais variam segundo uma mudança de manejo da matriz, de campos nativos com pecuária extensiva para plantações de eucaliptos sobre essas pastagens, no extremo sul da Mata Atlântica. De forma específica, pretende-se (i) determinar o efeito da mudança de manejo sobre atributos autoecológicos entre espécies, e havendo este efeito, (ii) que padrões de alteração autoecológica podem ser identificados entre espécies.

1.2 Material e Métodos

1.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no Município de Eldorado do Sul, região ecofisiográfica da Depressão Central (FEPAM, 2010), Estado do Rio Grande do Sul (30°05'21.72''S, 51°37'31.01''W; 46 m de altitude). A Depressão Central inclui uma larga faixa orientada de leste a oeste entre o Planalto Meridional e a Serra do Sudeste, situada na Bacia Hidrográfica do Rio Jacuí e seus afluentes. Caracteriza-se por apresentar amplas planícies e pequenas colinas, com relevo levemente ondulado (Brasil, 1973). De acordo com o sistema Köppen-Geiger, o clima nesta região é temperado, do tipo Cfa, (Peel et al., 2007) com temperatura média anual de 19,16°C e precipitação anual de 1445,8 mm. Os solos da região são de dois tipos, Argissolo Vermelho distrófico (Unidade São Jerônimo) e Neossolo Litólico distrófico (Unidade Pinheiro Machado) (Streck et al., 2008). A vegetação natural predominante na região consiste de campos herbáceos secos, com a presença de florestas de galeria junto aos cursos d'água e locais baixos (Moreno, 1961). Estas florestas desenvolvem-se a partir de nascentes de água e de arroios, onde predominam espécies provenientes da Floresta Estacional Decidual, limitando-se a um estreito cordão florestal ou faixas de largura variável, de acordo com as características do relevo (Marchiori, 2004).

Foram estudadas florestas ripárias em duas propriedades vizinhas (30°11'37.75''S, 51°36'54.18''O), diferindo quanto ao histórico de manejo. A primeira é uma fazenda tradicional de criação extensiva de gado bovino, conhecida por Fazenda Eldorado. Essa propriedade de 740 hectares tinha na época do estudo uma carga animal de 0,5 cabeça por hectare, aproximadamente. Ao norte da fazenda fica o Horto Terra Dura, uma propriedade da Celulose Riograndense S/A com 1942 hectares (22% de florestas ripárias), que desde o final da década de 1980 destina-se à produção de eucaliptos (*Eucalyptus saligna* e híbridos de *E. urograndis* e *E. globulus*). Essa área destinava-se anteriormente à pecuária extensiva, tendo suas pastagens nativas sido convertidas em talhões de eucaliptos. Os talhões têm ciclos de corte de aproximadamente 7 anos, e formam um mosaico de diferentes idades dentro do horto. Em cada propriedade foram escolhidas cinco manchas de florestas ripárias, com até um hectare de área. As florestas estudadas estavam às margens de pequenos rios (largura média de 2,5 m), tendo em média 58 m (± 25 DP) de largura, e estavam separadas por distâncias entre 600 e 7800 m (Figura 1).

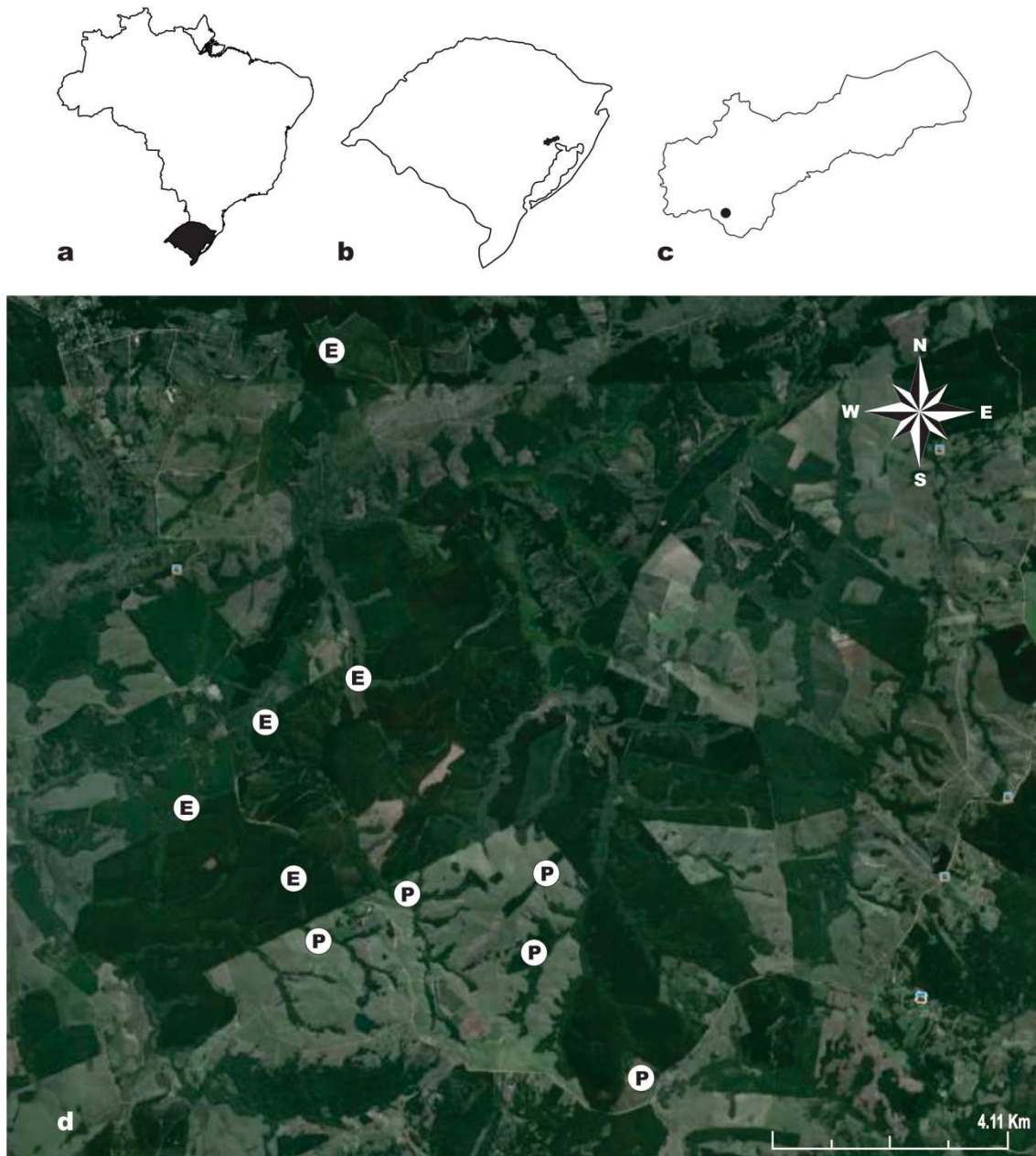


Figura 1: Área de estudos localizada na região sul do Brasil (a), Rio Grande do Sul (b), município de Eldorado do Sul (c) e imagem de satélite (d) indicando as áreas de estudo localizadas no Horto Terra Dura (E) e as localizadas na Fazenda Eldorado (P).

Figure 1: Study area located in south Brazil (a), Rio Grande do Sul state (b), Eldorado do Sul municipality (c) and satellite image (d) indicating the study areas located in the Horto Terra Dura (E) and the study areas located in Fazenda Eldorado (P).

1.2.2 Atributos autoecológicos

Em cada uma das 10 manchas florestais foram demarcadas, com canos de PVC, 10 parcelas permanentes de 10 x 10 m, ao longo de uma transecção de 200 m, paralela ao rio. Em cada parcela foram amostradas as plantas lenhosas (exceto lianas) com diâmetro do tronco à altura do peito (DAP) maior do que 5 cm. No primeiro levantamento, entre setembro de 2007 e agosto de 2008, todos indivíduos foram etiquetados, medidos quanto ao DAP e à altura, e identificados ao nível de espécie. Entre janeiro e fevereiro de 2011 todos os indivíduos foram revisitados para avaliar sua sobrevivência e crescimento em DAP. O tempo médio entre os levantamentos foi de 2,8 anos.

Todas as espécies com pelo menos quatro indivíduos amostrados e que ocorreram em ambos os manejos foram consideradas nas análises, totalizando 28 espécies (Apêndice A). Foram calculados para cada espécie, por manejo, os seguintes atributos autoecológicos: densidade (DEN) - número de indivíduos em relação à área amostrada em hectares; altura (ALT) - média dos indivíduos, em metros; alometria do tronco (ALO) - coeficiente de inclinação da relação linear da altura em função do DAP dos indivíduos, em metros por centímetro (Poorter et al, 2003); taxa de sobrevivência (SOB): complemento da taxa de mortalidade de Sheil et al. (1995; $m = 1 - (N1/N0)^{1/t}$); crescimento relativo (IAB) - média do incremento de área basal anual ponderado pela área basal inicial dos indivíduos (modificado de Wright et al. 2003; $IAB = \log AB_f - \log AB_i / \Delta t / \log AB_i$; onde AB_i corresponde à área basal medida no primeiro levantamento e AB_f , à área basal medida no segundo levantamento) e assimetria da distribuição de altura dos indivíduos (ASS):

$$g_1 = \frac{n \sum_i (x_i - \bar{x})^3}{(n - 1)(n - 2)s^3}$$

Onde n , x_i , \bar{x} e s representam o número de indivíduos, o logaritmo da altura por indivíduo i , a média de x_i e o desvio padrão de x_i , respectivamente (Bendel et al, 1989).

A alometria do tronco e o coeficiente de assimetria foram calculados no software SYSTAT 12 (SYSTAT Software, 2007).

1.2.3 Análise de dados

Após uma análise exploratória da distribuição das variáveis, optou-se por transformá-las em $\text{Log}(x+1)$ visando torná-las mais próximas à normal. Para a ASS, cujo valor mínimo

era negativo, os dados foram reescalados para um mínimo de 1 antes de serem transformados. Essa matriz dos seis atributos autoecológicos (variáveis) medidos nas 28 espécies em cada um dos dois manejos (56 unidades amostrais) foi submetida a uma Análise de Variância Multivariada (MANOVA) com teste de aleatorização, avaliando a hipótese nula de que a soma de quadrados observada entre manejos para uma mesma espécie não é maior do que o esperado ao acaso. A análise foi baseada na distância Euclidiana entre unidades amostrais, restringindo as permutações (1000) dentro de espécies para enfatizar o efeito do manejo na autoecologia das espécies, ou seja, controlando a variação entre manejos decorrente da variabilidade interespecífica.

Foi realizada uma ordenação para sintetizar os principais padrões de alteração nos atributos autoecológicos das espécies. Para tanto, foi criado um índice de diferença, calculado para cada atributo autoecológico por espécie, pela diferença entre o valor observado na pecuária e no eucalipto, dividida pelo valor na pecuária ($d = (a_e - a_p)/a_p$; onde a_e , valor do atributo no eucalipto e a_p , valor do atributo na pecuária). Essa matriz de 28 espécies descritas pelos seis índices de diferença foi submetida à uma Análise de Componentes Principais (PCA), baseada na correlação de Pearson entre variáveis.

As análises de variância e de ordenação foram realizadas no software MULTIV 2.74b (Pillar, 2007).

1.3 Resultados

O tipo de matriz da paisagem explicou mais de 60% da variação nos atributos autoecológicos entre espécies ($R^2=0,611$; $N=28$; $P=0,001$), indicando que a mudança de uma matriz de pecuária extensiva para silvicultura de eucaliptos afeta a autoecologia das espécies arbóreas em remanescentes florestais no extremo sul da Mata Atlântica.

A ordenação dos índices de diferença dos atributos autoecológicos revelou dois padrões de resposta entre as espécies. O primeiro eixo da PCA, representando 35% da variação dos dados, mostra que as espécies responderam à alteração da matriz com aumento da ALT ($r=0,81$) e ALO ($r=0,78$), como *Lithrea brasiliensis* e *Podocarpus lambertii*, ou aumentando o IAB ($r=-0,69$), como *Luehea divaricata*, *Trichilia claussenii* e *Gymnanthes concolor*. O segundo eixo, expressando 24% da variação total, revelou uma resposta de aumento da SOB ($r=0,81$), ASS ($r=0,54$) e DEN ($r=0,49$). *Eugenia uniflora* teve destacado

aumento desses atributos enquanto *Allophylus edulis* e *Campomanesia rhombea* tiveram forte diminuição (Figura 2).

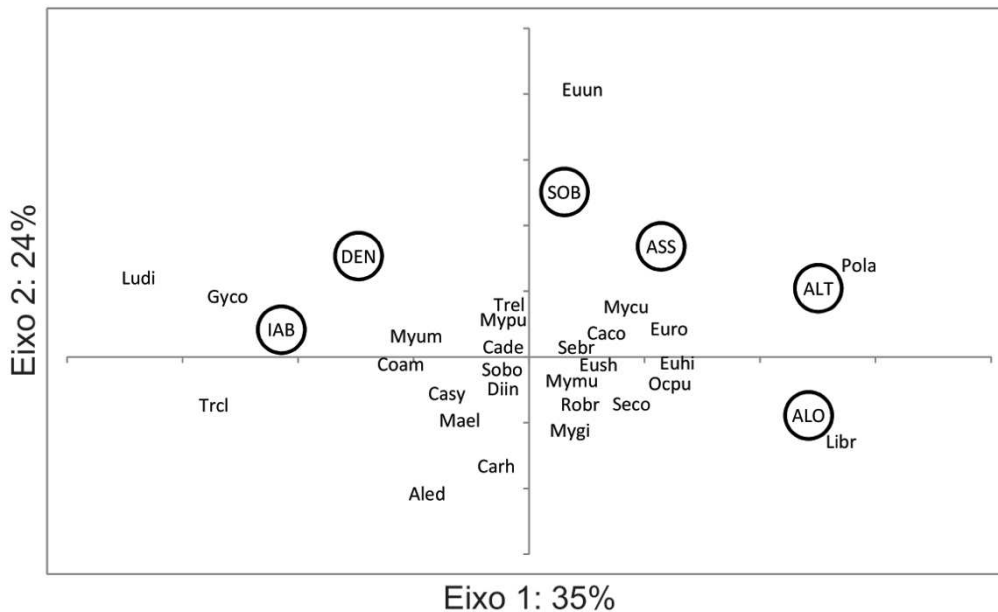


Figura 2: Representação gráfica da Análise de Componentes Principais dos atributos autoecológicos (IAB: incremento em área basal; DEN: densidade de indivíduos; SOB: sobrevivência; ASS: coeficiente de assimetria; ALT: altura média; ALO: alometria) entre as espécies arbóreas (ver legenda das siglas no Apêndice I).

Figure 2: Graphical representation of the Principal Component Analysis of autoecological attributes (IAB: basal area; DEN: individuals density; SOB: survival; ASS: coefficient of skewness; ALT: mean height; ALO: allometry) between tree species (see legend of acronyms in APPENDIX I).

1.4 Discussão

Os resultados mostram que a mudança de manejo da matriz, da pecuária extensiva para a silvicultura de eucalipto, afeta significativamente a autoecologia das espécies arbóreas presentes nas manchas de Mata Atlântica estudadas, revelando dois eixos de variação, entre os quais, *Lithraea brasiliensis*, *Podocarpus lambertii*, *Gymnanthes concolor*, *Trichilia claussenii* e *Luehea divaricata* ocupam os extremos do gradiente do primeiro eixo e, *Eugenia uniflora* ocupa o extremo do gradiente no segundo eixo de variação. O principal efeito detectado foi na escala de organismo, representado no Eixo 1 da ordenação como um *trade-off* entre crescimento apical e lateral. Espécies dependentes de luz, como *Lithraea brasiliensis* e *Podocarpus lambertii* apresentaram aumento da altura e alometria, características importantes no acesso à luz (Poorter et al., 2003). Isso ocorre devido ao aumento no sombreamento da

mancha florestal adjacente à plantação de eucalipto, que atingindo maior altura, leva ao aumento da competição por luz entre as espécies arbóreas nativas. Esta competição faz com que as espécies dependentes de luz tenham incremento nas características que otimizam a captação do recurso luminoso, através da alocação de biomassa no caule, o que resulta em uma maior eficiência no crescimento vertical e maior relação alométrica (Poorter et al., 2003). *Gymnanthes concolor* e *Trichilia claussenii*, espécies de interior de floresta, tolerantes à sombra, e *Luehea divaricata*, espécie de ampla distribuição, dependente de luz (Grings e Brack, 2009), além de apresentarem redução na altura média e alometria, tiveram incremento em diâmetro e aumento do número de indivíduos nas áreas circundadas pelas plantações de eucalipto, características que refletem melhor adaptação destas espécies às condições de sombreamento causadas pela mudança de manejo. O fato de *Luehea divaricata* ter apresentado padrão de alteração de características semelhante ao de espécies tolerantes à sombra, indica sua alta adaptabilidade às alterações ambientais.

O segundo efeito detectado foi na escala de população, representado no Eixo 2 como mudanças na demografia das espécies. *Eugenia uniflora* apresentou aumento nas taxas de sobrevivência e na simetria de tamanho. Espécies dependentes de luz investem menos em atributos de sobrevivência e defesa (Southwood et al., 1986; Coley, 1988), o que as torna mais palatáveis aos herbívoros (Bryant e Chapin, 1986; Southwood et al., 1986). Com a mudança de manejo, houve a retirada do gado e, conseqüentemente, a exclusão da pressão do pisoteio e da herbivoria, o que pode ter ocasionado as alterações que observamos para estas espécies, que passaram a ter maiores taxas de recrutamento e sobrevivência nas áreas circundadas pelas plantações de eucalipto. Este resultado está na mesma linha de outros trabalhos para regiões florestais (Motta, 2003; Weisberg e Bugmann, 2003), que apontam efeitos deletérios do gado sobre a sustentabilidade da vegetação. *Allophylus edulis*, também dependente de luz, apresentou padrão oposto de modificação de suas características demográficas, ou seja, teve menores taxas de sobrevivência e recrutamento nas áreas circundadas pelo eucalipto. Esta alteração pode ser consequência do maior sombreamento proporcionado pela plantação de eucalipto ou por seus efeitos alelopáticos (Ceccon e Martínez-Ramos, 1999), o que pode, a longo prazo, levar ao desaparecimento desta espécie nas manchas florestais estudadas.

Observamos que algumas espécies apresentaram alta plasticidade fenotípica, característica que lhes confere melhor adaptação às mudanças locais (Ackerly et al., 2000) ocorridas em consequência da mudança de manejo. Dessa forma, concluímos que, (i) os

atributos autoecológicos das espécies arbóreas variam com a mudança do manejo, da pecuária para a silvicultura de eucalipto. A amplitude destas variações é diferente para cada espécie e depende de sua plasticidade fenotípica e das condições ambientais locais, (ii) a longo prazo, os padrões de alterações autoecológicas encontrados podem refletir uma mudança na composição de espécies em decorrência da mudança de manejo.

1.5 Referências bibliográficas

ABRAF. 2013. Anuário estatístico ano base 2012. Brasília, 146pp.

ACKERLY, D.D.; DUDLEY, S.A.; SULTAN, S.E.; SCHMITT, J.; COLEMAN, J.S.; LINDER, C.R.; SANDQUIST, D.R.; GEBER, M.A.; EVANS, A.S.; DAWSON, T.E.; LECHOWICZ, M.J. 2000. The evolution of plant ecophysiological traits: recent advances and future directions. *BioScience*, **50** (11): 979-995.

BAKER, T.R.; SWAINE, M.D.; BURSLEM, D.F.R. 2003. Variation in tropical forest growth rates: combined effects of functional group composition and resource availability. Perspectives in Plant Ecology. *Evolution and Systematics*, **6**: 21–36.

BEHLING H.; PILLAR V.D. 2007. Late Quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on the southern Brazilian highland and their implication for conservation and management of modern Araucaria forest and grassland ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B: Biological Sciences*, **362**: 243–251.

BEHLING H.; PILLAR V.D.; MÜLLER S.C.; OVERBECK G.E. 2007. Late-Holocene fire history in a forest-grassland mosaic in southern Brazil: Implications for conservation. *Applied Vegetation Science*, **10**: 81-90.

BEHLING H.; PILLAR V.D.; ORLÓCI L.; BAUERMANN S.G. 2004. Late Quaternary Araucaria forest, grassland (Campos), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambará do Sul core in southern Brazil. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, **203**: 277-297.

BEHLING H.; PILLAR V.D.; ORLÓCI L.; BAUERMANN S.G. 2005. Late Quaternary grassland (Campos), gallery forest, fire and climate dynamics, studied by pollen, charcoal and multivariate analysis of the São Francisco de Assis core in western Rio Grande do Sul (southern Brazil). *Review of Palaeobotany and Palynology*, **133**: 235-248.

BENDEL, R.B.; HIGGINS, S.S; TEBERG, J.E.; PYKE, D.A. 1989. Comparison of skewness coefficient, coefficient of variation, and Gini coefficient as inequality measures within populations. *Oecologia* (Berlin), **78**: 394–400.

BOLDRINI, I.I. 2009. A flora dos campos do Rio Grande do Sul. In: PILLAR, V.P.; MÜLLER, S.C.; CASTILHOS, Z.M.S. & JACQUES, A.V.A. (eds.). *Campos Sulinos, conservação e uso sustentável da biodiversidade*. MMA, Brasília/DF: 63-77.

BRASIL. Ministério da Agricultura. 1973. *Levantamento de reconhecimento dos solos do estado do Rio Grande do Sul*. Recife. Boletim Técnico 30, 431 p.

- BROWN, S.; GILLESPIE A.J.R.; LUGO A.E. 1989. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. *Forest Science*, **35**: 881–902.
- BRYANT, J.P.; CHAPIN, F.S. III. 1986. Browsing-woody plant interactions during boreal forest plant succession. In: K. VAN CLEVE, F. S. CHAPIN III, P. W. FLANAGAN, L.A. VIERECK E C. R. DYRNESS (eds.), *Forest Ecosystems in the Alaskan Taiga*. New York, Springer, pp. 213-225.
- CAIN, S.A.; CASTRO, G.M.O. 1959. *Manual of vegetation analysis*. New York, Hafner Publishing Company, 325 p.
- 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.
- CLARK, D.A.; CLARK, D.B. 1999. Assessing the growth of tropical rain forest trees: issues for forest modelling and management. *Ecological Applications*, **9**: 981–997.
- COLEY, P.D. 1988. Effects of plant growth rate and leaf lifetime on the amount and type of anti-herbivore defense. *Oecologia*, **74**: 531-536.
- COOMES, D.A.; DUNCAN, R.; ALLEN, R.B.; TRUSCOTT, J. 2003. Disturbances prevent stem size-density distributions in natural forests from following scaling relationships. *Ecology Letters*, **6**: 980–989.
- 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.
- FEPAM. 2010. *Zoneamento ambiental da silvicultura. Diretrizes da Silvicultura por Unidade de Paisagem e Bacia Hidrográfica*. Porto Alegre, Fundação Estadual de Proteção Ambiental, 296p.
- FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. 1986. *Landscape ecology*. New York, John Wiley, 619 p.
- 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.
- GRIME, J.P.; MACKAY, J.M.L. 2002. The role of plasticity in resource capture by plants. *Evolutionary Ecology*, **16**: 299-307.
- GRINGS, M.; BRACK, P. 2009. Árvores na vegetação nativa de Nova Petrópolis, Rio Grande do Sul. *Iheringia*, **64**(1): 5-22.
- HARCOMBE, A. 1987. Tree life tables. *Bioscience*, **37**: 557–568.
- KOBE, R.K.; PACALA, S.W.; SILANDER, J.A.; CANHAM, C.D. 1995. Juvenile tree survivorship as a component of shade tolerance. *Ecological Applications*, **5**: 517–532.

- KOHIRA, M.; NINOMIYA I. 2003. Detecting tree populations at risk for forest conservation management: using single year vs. long-term inventory data. *Forest Ecology and Management*, **174**: 423–35.
- KOHYAMA, T.; HOTTA, M. 1990. Significance of allometry in tropical saplings. *Functional Ecology*, **4**: 515–521.
- KOHYAMA, T.; SUZUKI, E.; PARTOMIHARDJO, T.; YAMADA, T.; KUBO, T. 2003. Tree species differentiation in growth, recruitment and allometry in relation to maximum height in a Bornean mixed dipterocarp forest. *Journal of Ecology*, **91**: 797–806.
- LIMA, W.P. 1993. *Impactos ambientais do eucalipto*. 2. ed. São Paulo, Edusp, 302p.
- LONGHI, S.J.; ARAUJO, M.M.; KELLING, M.B.; HOPPE, J.M.; MÜLLER, I.; BORSOI, G.A. 2000. Aspectos fitossociológicos de fragmento de floresta Estacional Decidual, Santa Maria, RS. *Ciência Florestal*, **10**(2): 59-74.
- MARCHIORI, J.N.C. 2004. *Fitogeografia do Rio Grande do Sul: Campos Sulinos*. Porto Alegre, EST Edições, 110 p.
- MCGARIGAL, K; MARKS, B. J. 1995. *Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Portland: Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 122p.
- MORENO, J.A.; 1961. *Clima do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre, Secretaria da Agricultura do Rio Grande do Sul, 41 p.
- 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.
- PEEL, M.C.; FINLAYSON, B.L.; MCMAHON, T.A. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, **11**: 1633-1644.
- PILLAR, V.D.; 2007. MULTIV; multivariate exploratory analysis, randomization testing and bootstrap resampling. Porto Alegre, Departamento de Ecologia, UFRGS. (software e manual disponíveis em <http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br/ecoqua/software.html>) acesso em 08/01/2013.
- PILLAR, V.D.; MÜLLER, S.C.; CASTILHOS, Z.; JACQUES, A.V.A. (Org.) 2009. *Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade*. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, 403p.
- 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. *Forest Ecology and Management*, **84**: 61–69.

- POORTER, L.; BONGERS, F.; STERCK, F.J.; WÖLL, H. 2003. Architecture of 53 rain forest tree species differing in adult stature and shade tolerance. *Ecology*, **84**: 602-608.
- POORTER, L.; BONGERS F.; STERCK, F.J.; WÖLL, H. 2005. Beyond the regeneration phase: differentiation of height–light trajectories among tropical tree species. *Journal of Ecology*, **93**: 256–267.
- POORTER, L.; WRIGHT, S.J.; PAZ, H.; ACKERLY D.D.; CONDIT, R.; IBARRA-MANRÍQUEZ, G.; HARMS, K.E.; LICONA, J.C.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; MAZER, S.J.; MULLER-LANDAU, H.C.; PEÑA-CLAROS, M.; WEBB, C.O.; WRIGHT, I.J. 2008. Are functional traits good predictors of demographic rates? Evidence from five Neotropical forests. *Ecology*, **89**: 1908–1920.
- PORTO, A. 1954. *História das Missões Orientais do Uruguai – Primeira Parte*. Porto Alegre, Livraria SEILBACH, Volume III. 434 p.
- RELVA, M.A.; VEBLEN, T.T. 1998. Impacts of introduced large herbivores on *Austrocedrus chilensis* forest in northern Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management*, **108**: 27-40.
- SHEIL, D.; BURSLEM, D.F.R.; ALDER, D. 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. *Journal of Ecology*, **83**: 331- 333.
- SOUTHWOOD, T.R.E.; BROWN, V.K.; READER, P.M. 1986. Leaf palatability, life expectancy and herbivore damage. *Oecologia* (Berlin), **70**: 544-548.
- 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.
- STRECK, E.V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R.S.D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P.C.; SCHNEIDER, C.; GIASSON, E.; PINTO, L.F.S. 2008. Solos do Rio Grande do Sul. 2ª ed., Porto Alegre, EMATER/RS, 222p.
- 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.
- SWAINE, M.D. 1994. Long term studies of tropical forest dynamics. In: R. A. LEIGH; A. E. JOHNSTON (eds.), *Long Term Experiments in Agricultural and Ecological Sciences*. CABI, Wallingford, 428p.
- SWAINE, M.D.; LIEBERMAN, D.; HALL, J.B. 1990. Structure and dynamics of a tropical dry forest in Ghana. *Vegetatio*, **88**: 31–51.
- SYSTAT 12.0. 2007. Versão 12. Systat Standard Version. SPSS. Chicago.
- TASKER, E.M.; BRADSTOK, R.A. 2006. Influence of cattle grazing practices on forest understory structure in north-eastern New South Wales. *Austral Ecology*, **31**: 490-502.

TEIXEIRA FILHO, A. 2008. *Eucaliptais: qual Rio Grande do Sul desejamos?* Pelotas, Edited by the authors, 472p.

THOMAS, S.C. 1996. Asymptotic height as a predictor of growth and allometric characteristics in Malaysian rain forest trees. *American Journal of Botany*, **83**: 556–566.

TORRES, F. 1983. Role of woody perennials in animal agroforestry. *Agroforestry System*, **1**: 131-163.

WEISBERG, P.J.; BUGMANN, H. 2003. Forest dynamics and ungulate herbivory: from leaf to landscape. *Forest Ecology and Management*, **181**: 1-12.

WESTOBY M. 1998. A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. *Plant and Soil*, **199**: 213–27.

WRIGHT, S.J.; MULLER-LANDAU, H.C.; CONDIT, R., HUBBELL, S. 2003. Gap-dependent recruitment, realized vital rates, and size distributions of tropical trees. *Ecology*, **84**: 3174-3185.

APÊNDICE A - Lista de espécies utilizadas nas análises
 APPENDIX A - List of species used in the analyses

Família	Espécie	Código
Anacardiaceae	<i>Lithraea brasiliensis</i> March.	Libr
Boraginaceae	<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill	Coam
Ebenaceae	<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	Diin
Euphorbiaceae	<i>Gymnanthes concolor</i> Spreng.	Gyco
	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	Sebr
	<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.)L.B.Sm. & Downs	Seco
Lauraceae	<i>Ocotea pulchella</i> Mart.	Ocpu
Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i> Mart.	Ludi
Meliaceae	<i>Trichilia claussenii</i> C.DC.	Trel
	<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	Trel
Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i> (Bail.) Burg. Lanj. et Boer	Sobo
Myrsinaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Myum
Myrtaceae	<i>Calyptranthes concinna</i> DC.	Caco
	<i>Campomanesia rhombea</i> O.Berg	Carh
	<i>Eugenia hyemalis</i> Camb.	Euhi
	<i>Eugenia rostrifolia</i> D.Legrand	Euro
	<i>Eugenia schuechiana</i> O.Berg	Eush
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	Euun
	<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.)DC.	Mymu
	<i>Myrcianthes gigantea</i> (D.Legrand)D.Legrand	Mygi
	<i>Myrcianthes pungens</i> (O.Berg)D.Legrand	Mypu
	<i>Myrciaria cuspidata</i> Berg	Mycu
Podocarpaceae	<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	Pola
Proteaceae	<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	Robr
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Cade
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Casy
Sapindaceae	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Mael
	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.Hil.) Radlk.	Aled

APÊNDICE B - Normas para publicação

Neotropical Biology and Conservation

Diretrizes para Autores

A revista *Neotropical Biology and Conservation* esta permanentemente aberta à submissões.

São aceitos para a publicação somente trabalhos originais inéditos, e que não esteja sendo avaliado para publicação em outra revista.

Textos podem ser redigidos em português, inglês ou espanhol, sendo dada prioridade aos artigos redigidos em inglês.

Neotropical Biology and Conservation publica artigos originais abordando a descrição, a análise e a conservação da diversidade biológica, com ênfase na região Neotropical.

Artigos analisando a biologia e o comportamento de organismos terrestres e aquáticos são bem vindos.

Ênfase especial é dada a artigos demonstrando a aplicação de princípios conservacionistas ao manejo de recursos naturais e às políticas ambientais.

Além de artigos originais, o periódico publica notas científicas, artigos de revisão e comentários científicos.

Os artigos devem ser enviados eletronicamente, seguindo as etapas do sistema que tem por objetivo dar assistência à edição dos periódicos científicos em cada etapa do processo de editoração.

A publicação dos artigos está sujeita à aprovação prévia da Comissão Editorial da revista, após o que serão submetidos à avaliação do tipo peer review feita por, pelo menos, dois pareceristas externos.

A aceitação final dos artigos depende dos seguintes critérios:

- Recomendação dos pareceristas;
- Efetivação dos ajustes necessários pelo(s) autores(es);
- E aprovação da Comissão Editorial, cuja resolução contemplará seis diferentes avaliações:

1. Aceitar;
2. Correções obrigatórias;
3. Submeter novamente para avaliação;
4. Enviar para outra revista;
5. Rejeitar
6. Ver comentários

Aspectos éticos no processo de publicação

Os periódicos científicos têm lidado com um aumento significativo no número de casos de plágio.

Alguns exemplos desses casos são:

1. Cópia de parte significativa do trabalho de outro autor sem o registro da fonte das informações ou uso do trabalho de outro autor em seu nome;

1. Pesquisas fraudulentas;
2. Plágio de trabalhos próprios; dentre outros.

Assim, consideramos que monitorar aspectos éticos no processo de publicação é um dos principais pontos do processo de revisão por pares, bem como da editoração.

Nosso comprometimento com esse monitoramento inclui o uso do programa iThenticate desenvolvido pela empresa iParadigms. Esse programa possibilita a comparação de manuscritos com uma base de dados de pelo menos 30 milhões de artigos de mais de 200 editoras. Desejamos, dessa forma, contribuir para a ética na ciência.

Importante:

- A Neotropical Biology and Conservation não se responsabiliza por conceitos e opiniões emitidos pelos autores.
- " O envio espontâneo de qualquer submissão implica automaticamente a cessão integral dos direitos autorais à Universidade do Vale do Rio dos Sinos.

Recomendações:

- Extensão: O texto deverá ter extensão máxima de 20 a 22 páginas, com espaçamento de 1,5, incluídas referências bibliográficas e notas. O título (no idioma original e em Inglês) devem conter no máximo 240 caracteres incluindo espaços.

- Imagens: se o artigo contiver imagens fotográficas e/ou desenhos gráficos, esses deverão ser encaminhados em formato original (.jpeg, .png, .tiff) e em arquivos separados (não inseridos no interior do próprio texto), com resolução mínima de 300 dpi. No arquivo referente ao texto, deverá ser indicado através da inserção das legendas (no idioma do artigo e também em Inglês), o local aproximado onde devem ser inseridas as figuras, gráficos, tabelas e/ou quadros.

- Nomes científicos: todas as espécies analisadas devem ter menção ao autor e data da sua descrição, como, por exemplo, *Puma concolor* (Linnaeus 1771) na sua primeira citação no texto. Certifique-se da necessidade ou não de uso dos parênteses, de acordo com as normas do Código Internacional de Nomenclatura Zoológica. O nome do autor deve ser escrito em versalete para diferenciar das citações que serão inseridas nas referências bibliográficas.

- Citações: as citações no interior do texto devem obedecer às seguintes normas:

a. Um autor: (Leipnitz, 1987);

b. Dois autores: (Turner e Verhoogen, 1960);

c. Três ou mais autores: (Amaral et al., 1966);

d. Trabalhos com o(s) mesmo autor(es) e mesma data devem ser distinguidos por letras minúsculas logo após a data. Ex: (Amaral, 2008a) (Amaral, 2008b);

- Notas de rodapé: As notas de rodapé devem ser usadas de forma parcimoniosa. Somente são permitidas notas de rodapé explicativas e não são permitidas notas que contenham apenas referências. Estas deverão estar listadas, ao final do texto, no item 'Referências'.

- Não utilize as expressões op. cit; ibid; ibidem; id; idem

- Não utilize a expressão apud, dê preferência pelo emprego da expressão in;

A matéria dos originais deverá conter, na seguinte ordem:

- Título do texto: Título no idioma do artigo e em Inglês. Se o artigo for redigido em Inglês deve apresentar também o título em Português. Com no máximo 240 caracteres com espaço;

- Resumos: no idioma do artigo e em inglês, em um único parágrafo, com até 20 linhas, acompanhado de três palavras-chave. Nos casos em que o artigo é escrito em inglês, solicita-se também a apresentação de resumo e palavras-chave em português.

- Texto completo do artigo: formatado em Times New Roman, 12 pt, espaçamento 1,5;

•Referências: as referências bibliográficas e de outra natureza devem ser listadas ao final do texto, em ordem alfabética, em 12 pt, espaçamento simples, como nos modelos abaixo:

Artigos em periódico:

SOBRENOME, Inicial(is) do nome. Ano de publicação. Título do artigo. Título do periódico, volume(número/fascículo): pág inicial-pág final.

Ex.: SCOTT, J. 1995. Gênero: uma categoria útil de análise histórica. *Educação e Realidade*, 2(20):71-99.

Artigos relativos a eventos:

SOBRENOME, Inicial(is) do nome. Ano de publicação. Título do trabalho. In: Nome do Congresso (Encontro, Simpósio, etc.), nº, cidade, ano. Anais... Cidade, Sigla. volume:pág inicial-pág final.

Ex.: DUARTE, M.A. 2003. Televisão: entre a novela e o telejornal. In: Congresso Brasileiro de Ciências da Comunicação, XXVI, Minas Gerais, 2003. Anais...1:242-250.

Artigos em coletânea:

SOBRENOME, Inicial(is) do nome. Ano de publicação. Título do artigo. In: Inicial(is) do nome. SOBRENOME (org.), Título da coletânea. Cidade, Editora, p. pág inicial-pág final.

Ex.: GRANDO, A. 2003. Os reality shows. In: V. HOEWELL (org.), Coletânea GT Produção de sentido nas mídias. Pernambuco, UNICAD, p. 75-81.

Livros:

SOBRENOME, Inicial(is) do nome. Ano de publicação. Título do livro. ed., Cidade, Editora, total de páginas p.

Ex.: BRAGA, F. 2000. Fotos & imagens. São Leopoldo, Unisinos, 212 p.

Capítulos de livros:

SOBRENOME, Inicial(is) do nome. Ano de publicação. Título do capítulo. In: Inicial(is) do nome. SOBRENOME (ed.), Título do livro. Cidade, Editora, p. pág inicial-pág final.

Ex.: NEVES, G.B. 2003. As muitas faces do marketing. In: M. MENDES (org), Gestos: usos e significado. Porto, Universidade Fernando Pessoa, p. 41-50.

Dissertações e Teses:

SOBRENOME, Inicial(is) do nome. Ano de publicação. Título da tese. Cidade, Sigla do Estado. Tipo de tese (mestrado, doutorado). Universidade, número total de páginas p.

Ex.: PEREIRA, C.E.J. 2004. Produção televisiva: as diferentes funções estratégicas de entrevistas na configuração discursiva da notícia. São Leopoldo, RS. Tese de doutorado. Universidade do Vale do Rio dos Sinos, 803 p.

Citações de Sites e textos eletrônicos:

•Caso seja possível identificar os autores de textos eletrônicos, a referência deve ser feita do seguinte modo:

SOBRENOME, Inicial(is) do nome. Ano de publicação. Título do texto. Disponível em: <http://>. Acesso em: dd/mm/aaaa.

Ex.: LENKER, A.; RHODES, N. 2007. Foreign Language Immersion Programs: Features and Trends Over 35 Years. Disponível em: <http://www.cal.org/resources/digest/flimmersion.html>. Acesso em: 28/04/2007.

* Neste caso, no corpo do texto, a referência é identificada por (Lenker e Rhodes, 2007).

•Se não for possível identificar os autores de textos eletrônicos, deve-se fazer a referência do seguinte modo:

FONTE/SITE. Ano de publicação. Título do texto. Disponível em: <http://>. Acesso em: dd/mm/aaaa.

Ex.: GLOBO ONLINE, O. 2006. Brasil será o país com mais sedes do Instituto Cervantes. Disponível em: <http://oglobo.globo.com/cultura/mat/2006/10/25/286393283.asp>. Acesso em: 05/04/2008.

* No corpo do texto a citação será (O Globo Online, 2006).

Jornais e revistas, órgãos e instituições:

• Todos os textos de jornais e revistas devem constar nas referências bibliográficas. Caso haja autor explícito, a referência é feita pelo seu sobrenome:

SOBRENOME, Inicial(is) do nome. Ano de publicação. Título do texto. Fonte (Órgão, Instituição, etc.). Sessão (Coluna, etc.). Cidade, dia mês (abreviado).

Ex.: MICELLI, S. 1987. Um intelectual do sentido. Folha de S. Paulo. Caderno Mais! São Paulo, 7 fev.

* No corpo do texto, indica-se (Micelli, 1987).

• Caso não haja um autor e o texto seja de responsabilidade do órgão, faz-se a referência assim:

Fonte (Órgão, Instituição, etc.). Ano de publicação. Título do texto. Cidade, dia mês (abreviado), p. número da página.

Ex.: CORREIO DO POVO. 1945. Os métodos objetivos de verificação que empregamos no RS. Porto Alegre, 5 out., p. 14.

* No corpo do texto, indica-se (Correio do Povo, 1945).

Declaração de Direito Autoral

Concedo a Revista Neotropical Biology and Conservation o direito de primeira publicação da versão revisada do meu artigo, licenciado sob a Licença Creative Commons Attribution (que permite o compartilhamento do trabalho com reconhecimento da autoria e publicação inicial nesta revista).

Afirmo ainda que meu artigo não está sendo submetido a outra publicação e não foi publicado na íntegra em outro periódico e assumo total responsabilidade por sua originalidade, podendo incidir sobre mim eventuais encargos decorrentes de reivindicação, por parte de terceiros, em relação à autoria do mesmo.

Também aceito submeter o trabalho às normas de publicação da Revista Neotropical Biology and Conservation acima explicitadas.

Política de Privacidade

Os nomes e endereços informados nesta revista serão usados exclusivamente para os serviços prestados por esta publicação, não sendo disponibilizados para outras finalidades ou a terceiros.

Segundo Capítulo

INFLUÊNCIA DA MUDANÇA DE USO DA TERRA SOBRE A ESTRUTURA FLORÍSTICA E A PRODUTIVIDADE PRIMÁRIA DE COMUNIDADES FLORESTAIS NO SUL DO BRASIL¹

¹ A formatação deste capítulo está de acordo com as normas da ABNT.

Influência da mudança de uso da terra sobre a estrutura florística e a produtividade primária de comunidades florestais no sul do Brasil

RESUMO

O rápido desenvolvimento econômico, acompanhado do crescimento da população humana, levou à intensificação de atividades de uso da terra nas matrizes da paisagem. Entre estas atividades estão a pecuária e a silvicultura de eucalipto, largamente difundidas no sul do Brasil. O objetivo do presente estudo foi testar diferentes modelos causais do impacto da mudança de uso da terra, de pecuária extensiva para silvicultura de eucalipto, sobre a estrutura florística e a produtividade primária da comunidade de espécies arbóreas florestais, em manchas de Mata Atlântica no sul do Brasil. Trabalhamos com a hipótese de que, no estrato regenerante, a mudança de uso da terra influencia mais fortemente a estrutura florística e, no estrato arbóreo, a produtividade primária é mais fortemente influenciada. No estrato arbóreo, o manejo teve influência negativa sobre a produtividade e positiva sobre a estrutura da comunidade. No estrato regenerante, a estrutura da comunidade foi fortemente influenciada pelo manejo, a produtividade foi influenciada pelo manejo e pelas variáveis de estrutura da comunidade. Este estudo mostra que os estratos da floresta são influenciados de maneiras diferentes. No estrato arbóreo, a mudança de uso da terra influenciou mais fortemente a produtividade e, no estrato regenerante, a maior influência foi sobre a estrutura florística da comunidade de espécies arbóreas.

Palavras-chave: Mata Atlântica. Pecuária. Silvicultura de eucalipto. Estrutura florística. Produtividade.

ABSTRACT

The rapid economic development, accompanied by the growth of the human population has led to the intensification of land use activities in the landscape matrix. Among these activities are livestock and eucalyptus plantations, widely diffused in southern Brazil. The aim of this study was to test different models of the causal impact of changing land use, extensive pasture to eucalyptus plantations, on the floristic structure and primary productivity of the community forest tree species in patches of Atlantic Rain Forest in southern Brazil. We hypothesized that, in regenerating layer, the change of land use strongly influences the floristic structure and, on upper stratum, primary productivity is most strongly influenced. In the tree layer, the management had a negative influence on productivity and positive on the floristic structure. In regenerating layer, the floristic structure was strongly influenced by the management, productivity was influenced by management and the variables of floristic structure. This study shows that the strata of the forest are influenced in different ways. In tree layer, the change of land use more strongly influenced productivity and, in regenerating stratum, the greatest influence was on the floristic structure of tree community species.

Keywords: Atlantic Rain Forest. Livestock. Eucalyptus plantation. Floristic structure. Productivity.

2.1 INTRODUÇÃO

Florestas tropicais suportam uma grande diversidade de espécies arbóreas (Wright et al., 2003). Nas últimas décadas, o rápido desenvolvimento econômico, assim como o aumento da população humana levou à intensificação de atividades de uso da terra nas matrizes da paisagem (McIntyre e Hobbs, 1999). Florestas nativas têm sido convertidas em áreas para agricultura em larga escala (Bayliss-Smith et al., 2003; Furusawa et al., 2004), pecuária (Oliveira-Filho et al., 1994) e plantações de espécies arbóreas exóticas (Florence, 1986; Ceccon e Martínez-Ramos, 1999; Zhang e Fu, 2009), resultando em uma paisagem com manchas florestais circundadas por matrizes com diferentes usos econômicos. O uso do solo na matriz gera vários impactos sobre as manchas florestais, os quais levam a mudanças na estrutura, composição das comunidades de espécies arbóreas florestais (Murcia, 1995; Oliveira-Filho et al., 1997; Laurance et al., 1998; Kuijper et al., 2010; Burley et al., 2011) e redução da produtividade primária (Hobbs, 1996). Perturbações resultantes da atividade humana são as maiores responsáveis pela alteração da paisagem e, frequentemente, tendem a resultar na modificação do ecossistema e do habitat remanescente e na perda de espécies. Estas modificações incluem alterações na composição biótica e no funcionamento dos ecossistemas (McIntyre e Hobbs, 1999).

Entre as perturbações que causam estas alterações estão duas atividades de uso da terra largamente difundidas na região sul do Brasil, a pecuária e a silvicultura de eucalipto. Esta região, constituída por um mosaico campo-floresta, está inserida em dois biomas, o Pampa, no qual estão inseridos os campos localizados na metade sul e oeste do Estado, e a Mata Atlântica, no qual estão inseridos os campos localizados a nordeste (Behling et al., 2005).

O gado foi introduzido na região no século XVII e multiplicou-se rapidamente (Porto, 1954). A presença do gado na matriz adjacente à mancha florestal pode trazer consequências severas. O gado utiliza as manchas florestais para se abrigar, forragear (Torres, 1983) e beber água (Squires, 1974). É conhecido por compactar o solo (Martínez e Zinck, 2004) e alterar significativamente a estrutura e composição da vegetação em nível de paisagem (Augustine e McNaughton, 1998; Côté et al., 2004; Tasker e Bradstok, 2006; Didion et al., 2009; Laskurain et al., 2013) e por alterar a distribuição horizontal e vertical das árvores na floresta (Motta, 1999).

Nas últimas décadas, a plantação de espécies arbóreas exóticas em larga escala, principalmente do gênero *Eucalyptus*, vem aumentando nas paisagens latino-americanas e parcialmente substituindo a pecuária como a principal atividade de uso da terra na qual os fragmentos florestais estão inseridos (Ceccon e Martínez-Ramos, 1999; Couto e Dubé, 2001), devido ao seu rápido crescimento, grande adaptabilidade ao solo e ao clima e alta qualidade de fibras de celulose (Ceccon e Martínez-Ramos, 1999; Turnbull, 1999). Estas plantações ocupam principalmente áreas previamente utilizadas para pastagens ou agricultura em larga escala, devido aos baixos custos para a abertura de clareiras (Couto e Dubé, 2001). No Brasil, a área destinada às plantações de eucalipto supera 3,7 milhões de hectares e dobrou na última década (Hubbard et al., 2010). No entanto, as plantações de eucalipto são conhecidas por promoverem a simplificação da estrutura e composição da vegetação nativa (Caine e Marion, 1991; Bunn et al., 2010), redução dos nutrientes do solo e inibição do crescimento de outras espécies de plantas próximas ao plantio pela competição por água ou efeitos alelopáticos (Florence, 1986; Ceccon e Martínez-Ramos, 1999; Duarte et al., 2006).

O objetivo do presente estudo foi testar diferentes modelos causais do impacto da mudança de uso da terra, de pecuária extensiva para silvicultura de eucalipto, sobre a estrutura florística e a produtividade primária da comunidade de espécies arbóreas florestais, em manchas de Mata Atlântica no sul do Brasil. Considerando que tanto a pecuária, como a silvicultura de eucalipto causam alterações sobre a estrutura e composição de espécies arbóreas, trabalhamos com a hipótese de que a mudança de uso da terra influencia mais fortemente a estrutura florística e a produtividade das espécies arbóreas no estrato regenerante do que no estrato arbóreo, pois este último já estava estabelecido quando ocorreu a mudança de uso da terra, enquanto que o estrato regenerante estabeleceu-se após a mudança.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado no Município de Eldorado do Sul, região ecofisiográfica da Depressão Central (FEPAM, 2010), Estado do Rio Grande do Sul (30°05'21.72''S, 51°37'31.01''W; 46 m de altitude). A Depressão Central inclui uma larga faixa orientada de leste a oeste entre o Planalto Meridional e a Serra do Sudeste, situada na Bacia Hidrográfica do Rio Jacuí e seus afluentes. Caracteriza-se por apresentar amplas planícies e pequenas

colinas, com relevo levemente ondulado (Brasil, 1973). De acordo com o sistema Köppen-Geiger, o clima nesta região é temperado, do tipo Cfa, (Peel et al., 2007) com temperatura média anual de 19,16°C e precipitação anual de 1445,8 mm. Os solos da região são de dois tipos, Argissolo Vermelho distrófico (Unidade São Jerônimo) e Neossolo Litólico distrófico (Unidade Pinheiro Machado) (Streck et al., 2008). A vegetação natural predominante na região consiste de campos herbáceos secos, com a presença de florestas de galeria junto aos cursos d'água e locais baixos (Moreno, 1961). Estas florestas desenvolvem-se a partir de nascentes de água e de arroios, onde predominam espécies provenientes da Floresta Estacional Decidual, limitando-se a um estreito cordão florestal ou faixas de largura variável, de acordo com as características do relevo (Marchiori, 2004).

Foram estudadas florestas ripárias em duas propriedades vizinhas (30°11'37.75"S, 51°36'54.18"O), diferindo quanto ao histórico de uso da terra. A primeira é uma fazenda tradicional de criação extensiva de gado bovino, conhecida por Fazenda Eldorado. Essa propriedade de 740 hectares tinha na época do estudo uma carga animal de 0,5 cabeça por hectare, aproximadamente. Ao norte da fazenda fica o Horto Terra Dura, uma propriedade da Celulose Riograndense S/A com 1942 hectares (22% de florestas ripárias), que desde o final da década de 1980 destina-se à produção de eucaliptos (*Eucalyptus saligna* e híbridos de *E. urograndis* e *E. globulus*). Essa área destinava-se anteriormente à pecuária extensiva, tendo suas pastagens nativas sido convertidas em talhões de eucaliptos. Os talhões têm ciclos de corte de aproximadamente 7 anos, e formam um mosaico de diferentes idades dentro do horto. Em cada propriedade foram escolhidas cinco manchas de florestas ripárias, com até um hectare de área. As florestas estudadas estavam às margens de pequenos rios (largura média de 2,5 m), tendo em média 58 m (± 25 DP) de largura, e estavam separadas por distâncias entre 600 e 7800 m (Figura 1).

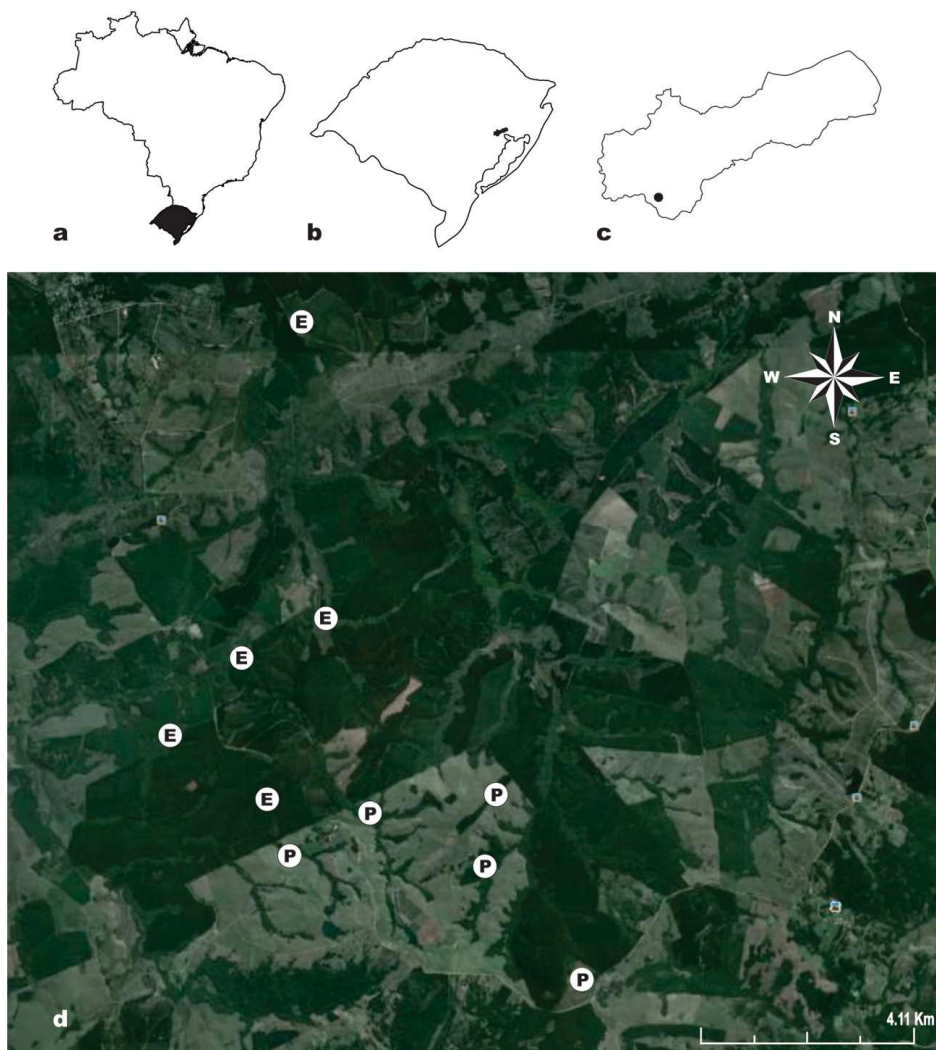
2.2.2 COLETA DE DADOS

Em cada uma das 10 manchas florestais foram demarcadas, com canos de PVC, 10 parcelas permanentes de 10 x 10 m, ao longo de uma transecção de 200 m paralela ao rio. Em cada parcela foram amostradas as plantas lenhosas (exceto lianas) com diâmetro do tronco à altura do peito (DAP) maior do que 5 cm (estrato arbóreo). Em parcelas de 5 x 5 m, centralizadas no interior das parcelas de 10 x 10 m, foram amostradas as plantas lenhosas com DAP menor do que 5 cm (estrato regenerante) (Figura 2). No primeiro levantamento, entre setembro de 2007 e agosto de 2008, todos indivíduos foram etiquetados, medidos quanto ao

DAP e à altura, e identificados ao nível de espécie. Entre janeiro e fevereiro de 2011 todos os indivíduos foram revisitados para avaliar sua sobrevivência e crescimento em DAP. O tempo médio entre os levantamentos foi de 2,8 anos.

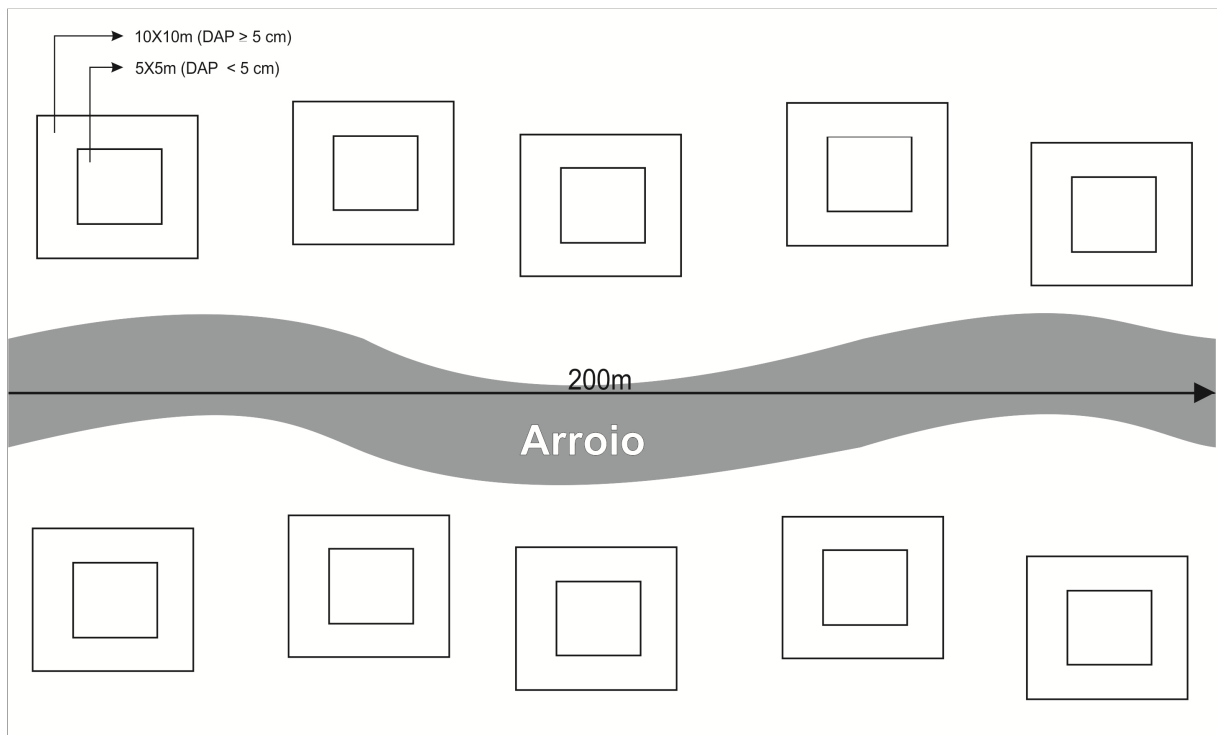
Deste conjunto de dados, selecionamos para as análises, espécies que ocorreram em pelo menos 5% das parcelas. Atenderam a este critério 37 espécies com DAP maior do que 5 cm, em 100 parcelas (Apêndice A) e 34 espécies com DAP menor que 5 cm, em 91 parcelas (Apêndice B).

Figura 1. Localização da área de estudo na região sul do Brasil (a), no estado do Rio Grande do Sul (b) e no município de Eldorado do Sul (c), e imagem de satélite (d) mostrando as manchas florestais amostradas em matriz de eucalipto no Horto Terra Dura (E) e de pecuária (P) na Fazenda Eldorado



Fonte: Elaborada pela autora.

Figura 2. Desenho amostral da distribuição das 10 parcelas permanentes demarcadas ao longo de uma transecção de 200 m, paralela ao arroio



Fonte: Elaborada pela autora.

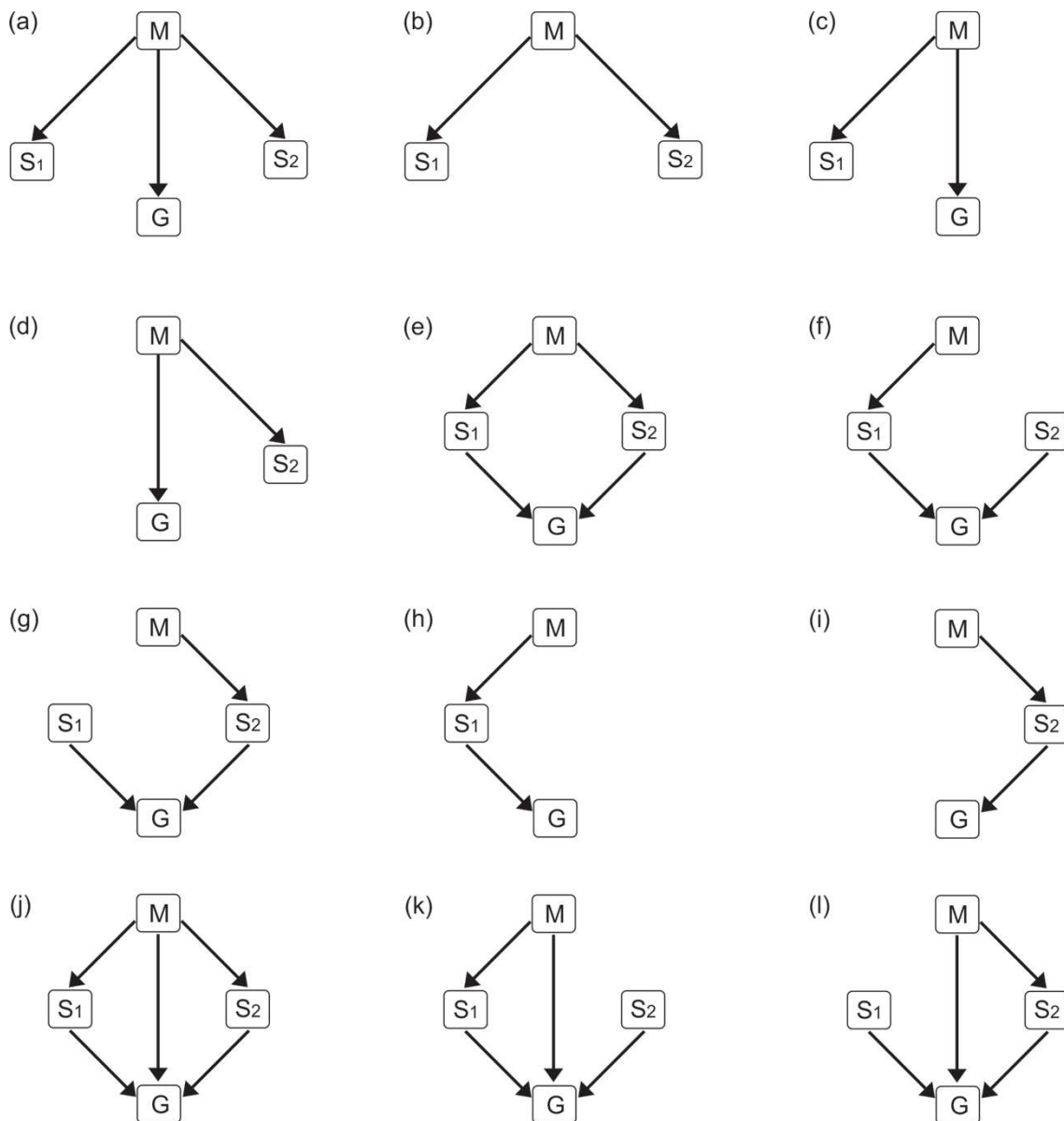
2.2.3 ANÁLISE DE DADOS

Para avaliar conexões causais entre uso da terra, estrutura florística e produtividade primária de comunidades, aplicamos Análise de Caminhos (Sokal e Rohlf, 1994; Legendre e Legendre, 1998; Shipley, 2000a), método que permite avaliar a força de relações causais entre mais de duas variáveis (simples ou múltiplas) pela decomposição da covariação entre pares de variáveis (Duarte et al., 2009). Realizamos análises em separado para cada estrato.

Como descritor da produtividade primária utilizamos o crescimento diamétrico médio das árvores por parcela (vetor G), informando sobre a variabilidade nas taxas de crescimento corrente entre comunidades. Como descritores da variação da estrutura florística das espécies arbóreas (vetores S_1 e S_2) utilizamos os escores do primeiro e segundo eixos de uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA), baseada na densidade de indivíduos por espécie nas parcelas. Para a análise utilizamos, como medida de semelhança, a distância de Corda entre parcelas (unidades amostrais). Por fim, utilizamos uma variável binária para identificar as parcelas quanto o tipo de matriz da paisagem (vetor M ; 1, eucalipto; 0, Pecuária).

Formulamos 12 diferentes modelos (Figura 3) estabelecendo as possíveis relações causais a partir de uma ordem hierárquica entre as variáveis. Consideramos M como a variável de maior ordem causal, ou seja, que não é determinada por nenhuma outra. S_1 e S_2 são independentes entre si e superiores à G , a variável com menor ordem causal, já que expressa o potencial corrente de produtividade.

Figura 3. Modelos com as relações causais entre as variáveis uso da terra (M), estrutura florística (S_1 e S_2) e produtividade primária (G) de comunidades



Fonte: Elaborada pela autora.

Para avaliar a significância dos modelos utilizamos o procedimento de d-separação, proposto por Shipley (2000b), baseado em matrizes de correlações parciais de Pearson entre

variáveis. Para cada modelo determinamos as relações independentes entre pares de variáveis, ou seja, aquelas que não têm relação direta (Apêndice C). O número de relações independentes (tamanho do conjunto base, k) é igual ao número total de pares menos o número de setas do diagrama causal. Em nosso estudo, o conjunto base variou de uma a três comparações de pares entre as variáveis (Figura 3). O tamanho do conjunto base pode ser determinado pelo número de variáveis (v) e de setas (a) entre as variáveis, segundo a fórmula (Shipley, 2000a):

$$k = \frac{v!}{2(v-2)!} - a$$

Por fim, a significância de cada modelo foi determinada através do teste de Fischer para probabilidades compostas (Sokal e Rohlf, 1994), chamado de *estatística C* por Shipley (2000 a, b):

$$C = -2 \sum_{i=1}^k \ln P_i$$

Onde P_i é a probabilidade resultante de correlações parciais para as relações independentes i . A estatística C segue a distribuição de Chi-Quadrado com $2k$ graus de liberdade (Shipley, 2000a, b). Para validar/rejeitar o modelo, o valor de P correspondente à estatística C foi usado. Assim, o modelo será aceito se P for maior que 0,1, indicando que os pressupostos de independência do conjunto base são verdadeiros. Todos os modelos em que $P > 0,1$ foram considerados válidos. Entre os modelos válidos, selecionamos como o mais plausível aquele que apresentava o maior valor de P para determinar o grau de dependência das ligações através de correlações parciais de Pearson.

2.3 RESULTADOS

Entre os 12 modelos testados para as espécies do estrato arbóreo, seis tiveram valores de P maiores que 0,1. Destes, o modelo d foi considerado o mais plausível, apresentando o maior valor de P (0,99; Tabela 1), onde a mudança de uso da terra (M), de pecuária para silvicultura, teve influência negativa sobre a produtividade (G) ($r = -0,40$), mostrando que há menor produtividade nas manchas florestais circundadas pelo eucalipto e, uma influência sobre a estrutura florística S_2 ($r = 0,31$), indicando uma mudança sobre a estrutura secundária da comunidade (Figura 4a e 5a).

No estrato regenerante, 9 modelos tiveram valores de P maiores que 0,1, e o modelo *k* foi o que apresentou o maior valor de P (0,63, Tabela 2). Neste modelo, a estrutura florística S_1 , foi fortemente influenciada pela mudança de uso da terra (M) ($r = -0,82$), indicando uma alteração na estrutura principal da comunidade. A produtividade (G) foi influenciada pela mudança de uso (M) ($r = -0,17$) e pelas variáveis de estrutura florística S_1 ($r = 0,13$) e S_2 ($r = 0,12$) (Figura 4b e 5b). Neste estrato, além da influência direta de M sobre S_1 e G , e de S_2 sobre G , há uma influência indireta de M sobre G através de S_1 , o que indica influência direta e indireta da mudança de uso da terra sobre a produtividade primária.

Tabela 1. Estatística C para os 12 modelos formulados para as espécies do estrato arbóreo

Modelo	Estatística C	gl	P
a	3,58	6	0,73
b	0,72	2	0,70
c	2,83	2	0,24
d	0,02	2	0,99
e	14,54	4	0,01
f	26,97	6	0,00
g	17,98	6	0,01
h	13,82	2	0,00
i	13,82	2	0,00
j	0,72	2	0,70
k	11,77	4	0,02
l	4,17	4	0,38

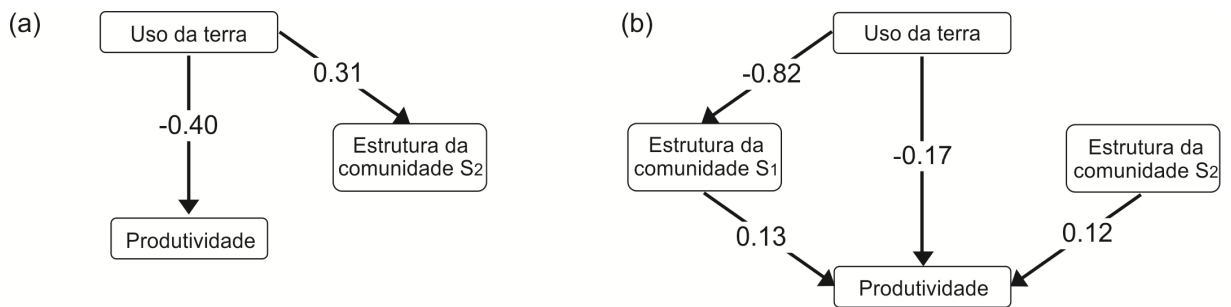
Fonte: Elaborada pela autora.

Tabela 2. Estatística C para os 12 modelos formulados para as espécies do estrato regenerante

Modelo	Estatística C	gl	P
a	6,52	6	0,37
b	1,54	2	0,46
c	2,41	2	0,30
d	2,57	2	0,28
e	4,89	4	0,30
f	5,92	6	0,43
g	18,71	6	0,00
h	2,92	2	0,23
i	13,82	2	0,00
j	1,54	2	0,46
k	2,57	4	0,63
l	15,36	4	0,00

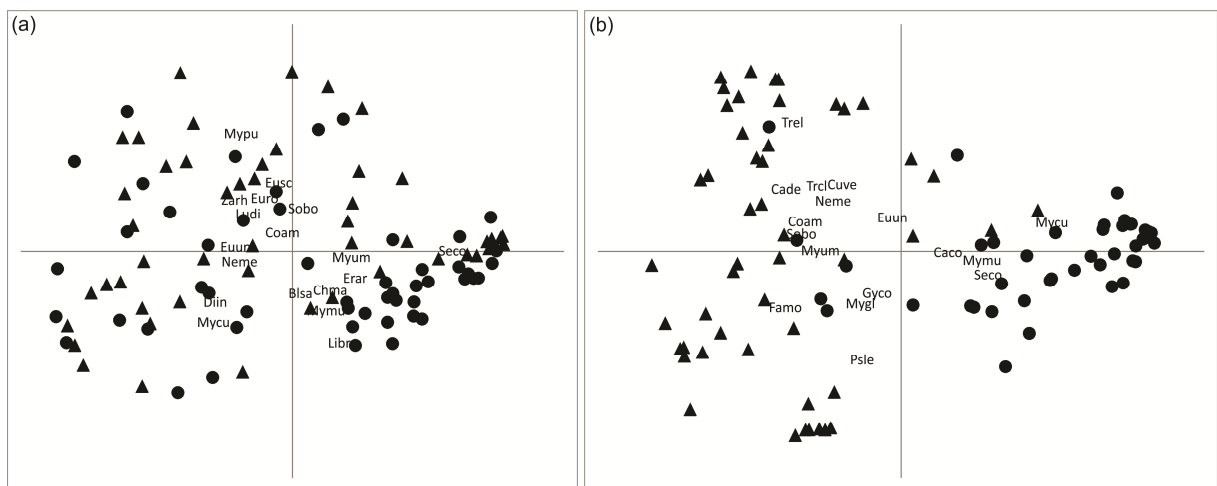
Fonte: Elaborada pela autora.

Figura 4. Modelos que melhor explicaram as relações causais entre as variáveis (a) para o estrato arbóreo ($C = 0,02$; $P = 0,99$) e (b) para o estrato regenerante ($C = 2,57$; $P = 0,63$)



Fonte: Elaborada pela autora.

Figura 5. Análise de Coordenadas Principais das variáveis de estrutura da comunidade entre as espécies com maior coeficiente de correlação com os eixos 1 e 2, (a) estrato arbóreo e (b) estrato regenerante (▲: eucalipto, ●: pecuária)



Fonte: Elaborada pela autora.

2.4 DISCUSSÃO

A mudança de uso da terra afetou a estrutura secundária da comunidade das espécies do estrato arbóreo. Há um pequeno grupo de espécies com alta densidade de indivíduos nas manchas circundadas pela pecuária, indicando a adaptação destas espécies a este tipo de manejo, e um grupo de espécies generalistas, que ocorrem tanto nas manchas circundadas pela matriz de pecuária, como naquelas circundadas por eucalipto.

O diâmetro do caule é um dos atributos mais sensíveis às alterações ambientais (Dobbertin, 2005). No estrato arbóreo, a mudança de uso da terra levou à redução da produtividade, que em nosso estudo foi estimada pelo diâmetro do caule. Isso ocorreu porque as áreas florestais adjacentes aos plantios de eucalipto são mais sombreadas, como consequência, as espécies presentes nestas áreas florestais tendem a crescer verticalmente, priorizando a captura do recurso luminoso, em detrimento do crescimento em diâmetro (Poorter et al., 2003).

No estrato regenerante, a mudança de uso da terra afetou a estrutura principal da comunidade, levando à formação de comunidades distintas nas duas categorias de uso da terra. A produtividade foi influenciada pela estrutura da comunidade e pelo uso da terra. O recurso luminoso é comumente considerado o fator que mais afeta a vegetação de sub-bosque (Yirdaw e Luukkanen, 2004; Barbier et al., 2008; Duan et al., 2010). O maior sombreamento nas manchas florestais adjacentes ao plantio de eucalipto leva a alterações na umidade do ar e na temperatura. Estes fatores estão correlacionados e contribuem para a determinação da composição da vegetação do estrato regenerante (Barbier et al., 2008). Os resultados indicam que as espécies do estrato regenerante, por terem se estabelecido após a mudança de uso da terra, são mais adaptadas às alterações das condições locais, o que reflete na menor influência direta do uso da terra sobre a produtividade, quando comparada com as espécies presentes no estrato arbóreo.

As mudanças na estrutura florística das comunidades encontradas neste estudo podem ocorrer por: (i) mudanças físicas e bióticas associadas com a mudança de uso da terra, incluindo a menor incidência de radiação solar, temperatura e velocidade do vento (Murcia, 1995) nas manchas florestais circundadas pela matriz de eucalipto, (ii) exclusão do gado que, através do forrageio seletivo (Motta, 1999) tem o potencial de causar alterações na composição de espécies arbóreas em florestas (Augustine e McNaughton, 1998; Côté et al., 2004), inibindo a regeneração da maioria das espécies palatáveis (Díaz et al., 2007), (iii) efeitos alelopáticos do eucalipto, largamente estudados (Del Moral e Muller, 1969; Willis, 1999; Sasikumar et al., 2002; Bajwa e Nazi, 2005; El-Khawas e Shehata, 2005), os compostos fenólicos e óleos voláteis liberados pelas folhas e cascas do eucalipto têm efeitos deletérios sobre outras espécies de plantas (Sasikumar et al., 2002; Florentine e Fox, 2003) impactando negativamente a germinação de sementes e o crescimento de espécies nativas (Everett, 2000; Duarte et al., 2006; Zhang e Fu, 2009), impedindo o seu desenvolvimento.

Este estudo mostra que a mais forte influência da mudança de uso da terra, de pecuária para a silvicultura de eucalipto, no estrato arbóreo é sobre a produtividade e, no estrato regenerante é sobre a estrutura florística da comunidade de espécies arbóreas, o que, a longo prazo, implica na modificação da fisionomia destas florestas.

2.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AUGUSTINE, D.J.; MCNAUGHTON, S.J. Ungulate effects on the functional species composition of plant communities: herbivore selectivity and plant tolerance. **Journal of Wildlife Management**, v. 62, p. 1165–1183, 1998.

BAJWA, R.; NAZI, I. Allelopathic effects of *Eucalyptus citriodora* on growth, nodulation and AM colonization of *Vigna radiata* (L.) Wilczek. **Allelopathy Journal**, v. 15, p. 237–246, 2005.

BARBIER, S.; GOSSELIN, F.; BALANDIER, P. Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved – a critical review for temperate and boreal forests. **Forest Ecology and Management**, v. 254, p. 1–15, 2008.

BAYLISS-SMITH, T.; HVIDING, E.; WHITMORE, T.C. Rainforest composition and histories of human disturbance in Solomon Islands. **Ambio**, v. 32, p. 346–352, 2003.

BEHLING H.; PILLAR V.D.; ORLÓCI L.; BAUERMANN S.G. Late Quaternary grassland (Campos), gallery forest, fire and climate dynamics, studied by pollen, charcoal and multivariate analysis of the São Francisco de Assis core in western Rio Grande do Sul (southern Brazil). **Review of Palaeobotany and Palynology**, v. 133, p. 235-248, 2005.

BRASIL. Ministério da Agricultura. **Levantamento de reconhecimento dos solos do estado do Rio Grande do Sul**. Recife: Boletim Técnico 30, 431 pp., 1973.

BUNN, W.A.; JENKINS, M.A.; BROWN, C.B.; SANDERS, N.J. Change within and among forest communities: the influence of historic disturbance, environmental gradients, and community attributes. **Ecography**, v. 33, p. 425–434, 2010.

BURLEY, A.L.; ENRIGHT, N.J.; MAYFIELD, M.M. Demographic response and life history of traditional forest resource tree species in a tropical mosaic landscape in Papua New Guinea. **Forest Ecology and Management**, v. 262, p. 750-758, 2011.

CAINE, L.A.; MARION, W.R. Artificial addition of snags and nest boxes to slash pine plantations. **Journal of Field Ornithology**, v. 62, p. 97–106, 1991.

CECCON, E.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. Aspectos ambientales referentes al establecimiento de plantaciones de eucalipto de gran escala em áreas tropicales: aplicación al caso de México. **Interciencia**, v. 24, n. 6, p. 352–359, 1999.

CÔTÉ, S.D.; ROONEY, T.P.; TREMBLAY, J.P.; DUSSAULT, C.; WALLER, D.M. Ecological impacts of deer overabundance. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 35, p. 113–147, 2004.

COUTO, L.; DUBÉ, F. The status and practice of forestry in Brazil at the beginning of the 21st century: a review. **The Forestry Chronicle**, v. 77, n. 5, p. 817–830, 2001.

DELMORAL, R.; MULLER, C.H. The Allelopathic effect of *Eucalyptus camaldulensis*. **American Midland Naturalist**, v. 83, p. 254–282, 1969.

DÍAZ, S.; LAVOREL, S.; MCINTYRE, S.; FALCZUK, V.; CASANOVES, F.; MILCHUNAS, D.G.; SKARPE, C.; RUSCH, G.; STERNBERG, M.; NOY-MEIR, I.; LANDSBERG, J.; ZHANG, W.; CLARK, H.; CAMPBELL, B.D. Plant trait responses to grazing – a global synthesis. **Global Change Biology**, v. 13, p. 313–341, 2007.

DIDION, M.; KUPFERSCHMID, A.D.; BUGMANN, H. Long-term effects of ungulate browsing on forest composition and structure. **Forest Ecology and Management**, v. 258S, p. S44–S55, 2009.

DOBBERTIN, M. Tree growth as indicator of tree vitality and of tree reaction to environmental stress: a review. **European Journal of Forest Research**, v. 124, p. 319–333, 2005.

DUAN, W.; REN, H.; FU, S.; WANG, J.; ZHANG, J.; YANG, L.; HUANG, C. Community comparison and determinant analysis of understory vegetation in six plantations in South China. **Restoration Ecology**, v. 18, p. 206–214, 2010.

DUARTE, L.S.; CARLUCCI, M.B.; PILLAR, V.D. Macroecological analyses reveal historical factors influencing seed dispersal strategies in Brazilian Araucaria forests. **Global Ecology and Biogeography**, v. 18, p. 314–326, 2009.

DUARTE, N.F.; BUCEK, E.U.; KARAM, D.; SA, N.; SCOTTI, M.R.M.; SCOTTI, M.R.M. Mixed field plantation of native and exotic species in semi-arid Brazil. **Australian Journal of Botany**, v. 54, p. 755–764, 2006.

EL-KHAWAS, S.A.; SHEHATA, M.M. The Allelopathic Potentialities of *Acacia nilotica* and *Eucalyptus rostrata* on Monocot (*Zea mays* L.) and Dicot (*Phaseolus vulgaris* L.) Plants. **Biotechnology**, v. 4, p. 23–34, 2005.

EVERETT, R.A. Patterns and pathways of biological invasions. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 15, p. 177–178, 2000.

FLORENCE, R.G. Cultural problems of eucalyptus as exotics. **Commonwealth Forestry Review**, v. 65, n. 2, p. 141–163, 1986.

FLORENTINE, S.K.; FOX, J.E.D. Allelopathic effects of *Eucalyptus victrix* L. on *Eucalyptus* species and grasses. **Allelopathy Journal**, v. 11, p. 77–83, 2003.

FURUSAWA, T.; PAHARI, K.; UMEZAKI, M.; OHTSUKA, R. Impacts of selective logging on New Georgia Island, Solomon Islands, evaluated using very-high-resolution satellite (IKONOS) data. **Environmental Conservation**, v. 31, p. 349–355, 2004.

HOBBS, N.T. Modification of ecosystems by ungulates. *Journal of Wildlife Management*, v. 60, p. 695–713, 1996.

HUBBARD R.M.; STAPE, J.; RYAN, M.G.; ALMEIDA, A.C.; ROJAS, J. Effects of irrigation on water use and water use efficiency in two fast growing *Eucalyptus* plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 259, p. 1714–1721, 2010.

KUIJPER, D.P.J.; JEDRZEJEWSKA, B.; BRZEZIECKI, B.; CHURSKI, M.; JEDRZEJEWSKI, W.; ZYBURA, H. Fluctuating ungulate density shapes tree recruitment in natural stands of the Bialowieza Primeval Forest, Poland. **Journal of Vegetation Science**, v. 21, p. 1082–1098, 2010.

LASKURAIN, N.A.; ALDEZABAL, A.; OLANO, J.M.; LOIDI, J.; ESCUDERO, A. Intensification of domestic ungulate grazing delays secondary forest succession: evidence from exclosure plots. **Journal of Vegetation Science**, v. 24, p. 320–331, 2013.

LAURANCE, W.F. Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. **Journal of Mammalogy**, v. 71, p. 641–653, 1990.

LAURANCE, W.F.; FERREIRA, L.V.; RANKIN-DE MERONA, J.M.; LAURANCE, S.G.; HUTCHINGS, R.W.; LOVEJOY, T.E. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. **Conservation Biology**, v. 12, p. 460–464, 1998.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**, 2^a ed. Elsevier, Amsterdam, 1998.

- MARCHIORI, J.N.C. **Fitogeografia do Rio Grande do Sul: Campos Sulinos**. Porto Alegre: EST Edições, 110 pp., 2004.
- MARTÍNEZ, L.J.; ZINCK, J.A. Temporal variation of soil compaction and deterioration of soil quality in pasture areas of Colombian Amazonia. **Soil & Tillage Research**, v. 75, p. 3–17, 2004.
- MCINTYRE, S.M.; HOBBS, R. A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. **Conservation Biology**, v. 13, n. 6, p. 1282-1292, 1999.
- MORENO, J.A. **Clima do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Secretaria da Agricultura do Rio Grande do Sul, 41 pp., 1961.
- MOTTA, R. Wild ungulate browsing, natural regeneration and silviculture in the Italian Alps. **Journal of Sustainable Forestry**, v. 8, p. 35–53, 1999.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 10, p. 58-62, 1995.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; MELLO, J.M.; SCOLFORO, J.R. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). **Plant Ecology**, v. 131, p. 45-66, 1997.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; VILELA, E.A.; GAVILANES, M.L.; CARVALHO, D.A. Comparison of the woody flora and soils of six areas of montane semideciduous forests in southern Minas Gerais, Brazil. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 51, n. 3, p. 335-389, 1994.
- PEEL, M.C., FINLAYSON, B.L., MCMAHON, T.A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 11, p. 1633-1644, 2007.
- POORTER, L.; BONGERS, F.; STERCK, F.J.; WÖLL, H. Architecture of 53 rain forest tree species differing in adult stature and shade tolerance. **Ecology**, v. 84, p. 602-608, 2003.
- PORTO, A. História das Missões Orientais do Uruguai – Primeira Parte. Porto Alegre: Livraria SEILBACH, v. 3, 434 p., 1954.
- SANGHA, K.K.; JALOTA, R.K. Value of ecological services of exotic *Eucalyptus tereticornis* and Native *Dalbergia sissoo* Tree Plantations of North-Western India. **Conservation and Society**, v. 3, p. 92-109, 2005.
- SASIKUMAR, K.; VIJAYALAKSHMI, C.; PARTHIBAN, K.T. Allelopathic effects of eucalyptus on blackgram (*Phaseolus mungo* L.). **Allelopathy Journal** 9, 205–214, 2002.

- SHIPLEY, B. **Cause and correlation in biology: a user's guide to path analysis, structural equations, and causal inference.** Cambridge University Press, Cambridge. 330 pp., 2000a.
- SHIPLEY, B. **A new inferential test for path models based on directed acyclic graphs.** *Structural Equation Modelling*, 7, 206–218, 2000b.
- SOKAL, R.R.; ROHLF, F.J. **Biometry**, 3^a ed. W.H. Freeman & Co., New York. 88 pp., 1994.
- SQUIRES, V.R. Grazing distribution and activity patterns of Merino sheep on a saltbush community in South-east Australia. **Applied Animal Ethology**, v. 1, p. 17–30, 1974.
- STRECK E.V., KÄMPF N., DALMOLIN R.S.D., KLAMT E., NASCIMENTO P.C., SCHNEIDER C., GIASSON E., PINTO L.F.S. **Solos do Rio Grande do Sul.** 2^a ed., Porto Alegre: EMATER/RS, 2008.
- TASKER, E.M.; BRADSTOK, R.A. Influence of cattle grazing practices on forest understorey structure in north-eastern New South Wales. **Austral Ecology**, v. 31, p. 490–502, 2006.
- TORRES, F. Role of woody perennials in animal agroforestry. **Agroforestry Systems**, v. 1, p. 131–163, 1983.
- TURNBULL, J.W. Eucalypt plantations. **New Forests**, v. 17, p. 37–52, 1999.
- WILLIS, R. Australian studies on allelopathy in eucalyptus: a review. In: Inderjit, DAKSHINI, K.M.M.; FOY, C.L. (Eds.), **Principles and Practices in Plant Ecology: Allelochemical Interactions.** CRC Press, 1999, p. 201–219.
- WRIGHT, S.J.; MULLER-LANDAU, H.C. The future of tropical forest species. **Biotropica**, v. 38, p. 287–301, 2006.
- WRIGHT, S.J.; MULLER-LANDAU, H.C.; CONDIT, R.; HUBBELL, S.P. Gap-dependent recruitment, realized vital rates, and size distributions of tropical trees. **Ecology**, v. 84, p. 3174–3185, 2003.
- YIRDAW, E.; LUUKKANEN, O. Photosynthetically active radiation transmittance of forest plantation canopies in the Ethiopian highlands. **Forest Ecology and Management**, v. 188, p. 17–24, 2004.
- ZHANG, C.; FU, S. Allelopathic effects of eucalyptus and the establishment of mixed stands of eucalyptus and native species. **Forest Ecology and Management**, v. 258, p. 1391–1396, 2009.

APÊNDICE A - Lista de espécies do estrato arbóreo selecionadas para as análises

Família	Espécie
Anacardiaceae	<i>Lithraea brasiliensis</i> March
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassm.
Boraginaceae	<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill
Ebenaceae	<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum argentinum</i> O.E. Shulz
Euphorbiaceae	<i>Gymnanthes concolor</i> Spreng. <i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng. <i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B.Sm. & Downs
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez <i>Ocotea pulchella</i> Mart.
Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i> Mart.
Meliaceae	<i>Trichilia claussenii</i> C.DC. <i>Trichilia elegans</i> A.Juss.
Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i> (Bail.) Burg. Lanj. et Boer
Myrsinaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.
Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg <i>Calypttranthes concinna</i> DC. <i>Campomanesia rhombea</i> O.Berg <i>Eugenia hyemalis</i> Camb. <i>Eugenia rostrifolia</i> D.Legrand <i>Eugenia schuechiana</i> O.Berg <i>Eugenia uniflora</i> L. <i>Myrcia glabra</i> (O. Berg) D. Legrand <i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC. <i>Myrcianthes gigantea</i> (D.Legrand) D.Legrand <i>Myrcianthes pungens</i> (O.Berg) D.Legrand <i>Myrciaria cuspidata</i> Berg
Podocarpaceae	<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.
Proteaceae	<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch
Rubiaceae	<i>Faramea montevidensis</i> Cham.
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq. <i>Casearia sylvestris</i> Sw.
Sapindaceae	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk. <i>Allophylus edulis</i> (A.St.Hil.) Radlk.
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. Et Arn.) Radlk. <i>Sideroxylon obtusifolium</i> (Roem. & Schult.) T.D. Penn.

APÊNDICE B - Lista de espécies do estrato regenerante selecionadas para as análises

Família	Espécie
Acanthaceae	<i>Justicia brasiliana</i> Roth
Anonaceae	<i>Rollinia sylvatica</i> (A.St.Hil.) Mart.
Boraginaceae	<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill
Ebenaceae	<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.
Euphorbiaceae	<i>Gymnanthes concolor</i> Spreng. <i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng. <i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B.Sm. & Downs
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez <i>Ocotea pulchella</i> Mart.
Loganiaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.
Meliaceae	<i>Trichilia clausenii</i> C.DC. <i>Trichilia elegans</i> A.Juss.
Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i> (Bail.) Burg. Lanj. et Boer
Myrsinaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.
Myrtaceae	<i>Calyptranthes concinna</i> DC. <i>Campomanesia rhombea</i> O.Berg <i>Eugenia hyemalis</i> Camb. <i>Eugenia rostrifolia</i> D.Legrand <i>Eugenia schuechiana</i> O.Berg <i>Eugenia uniflora</i> L. <i>Myrcia glabra</i> (O. Berg) D. Legrand <i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC. <i>Myrcianthes pungens</i> (O.Berg) D.Legrand <i>Myrciaria cuspidata</i> Berg
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz
Rubiaceae	<i>Faramea montevidensis</i> Cham. <i>Guettarda uruguensis</i> Cham. et Schtdl. <i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq. <i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. et Schtdl.
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq. <i>Casearia sylvestris</i> Sw.
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.

APÊNDICE C - Relações de independência utilizadas para calcular a estatística C

Modelo	Relações de independência
a	$S_1 \perp\!\!\!\perp G \mid M$
	$S_2 \perp\!\!\!\perp G \mid M$
	$S_1 \perp\!\!\!\perp S_2 \mid M$
b	$S_1 \perp\!\!\!\perp S_2 \mid M$
c	$S_1 \perp\!\!\!\perp G \mid M$
d	$S_2 \perp\!\!\!\perp G \mid M$
e	$S_1 \perp\!\!\!\perp S_2 \mid M$
	$M \perp\!\!\!\perp G \mid S_1 S_2$
	$M \perp\!\!\!\perp S_2$
f	$S_1 \perp\!\!\!\perp S_2 \mid M$
	$M \perp\!\!\!\perp G \mid S_1 S_2$
	$M \perp\!\!\!\perp S_1$
g	$S_1 \perp\!\!\!\perp S_2 \mid M$
	$M \perp\!\!\!\perp G \mid S_1 S_2$
	$M \perp\!\!\!\perp G \mid S_1$
h	$M \perp\!\!\!\perp G \mid S_2$
i	$S_1 \perp\!\!\!\perp S_2 \mid M$
j	$M \perp\!\!\!\perp S_2$
	$S_1 \perp\!\!\!\perp S_2 \mid M$
k	$M \perp\!\!\!\perp S_1$
	$S_1 \perp\!\!\!\perp S_2 \mid M$
l	$M \perp\!\!\!\perp S_1$
	$S_1 \perp\!\!\!\perp S_2 \mid M$

S_1 e S_2 : estrutura florística da comunidade, M : uso da terra, G : produtividade primária

Terceiro capítulo

CONVERGÊNCIA E DIVERSIDADE FUNCIONAL NA COMUNIDADE DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM MANCHAS DE MATA ATLÂNTICA NO EXTREMO SUL DO BRASIL¹

¹ A formatação deste capítulo está de acordo com as normas da ABNT.

Convergência e diversidade funcional na comunidade de espécies arbóreas em manchas de
Mata Atlântica no extremo sul do Brasil

RESUMO

Perturbações, como a mudança de manejo da terra, podem levar a mudanças na comunidade de plantas de espécies arbóreas florestais, levando à formação de grupos de espécies com diferentes características funcionais em cada manejo. O estudo dos atributos funcionais permite perceber como estas espécies arbóreas respondem às mudanças de manejo, que podem levar à convergência ou à diversidade funcional. Este estudo teve por objetivos identificar os tipos funcionais de plantas (PFTs) que ocorrem em manchas florestais circundadas pela pecuária e pela silvicultura de eucalipto, identificar os atributos funcionais que maximizam a convergência dos PFTs em cada categoria de manejo e detectar se a mudança de manejo, da pecuária para a silvicultura de eucalipto, leva à alteração da diversidade funcional das espécies arbóreas, nos estratos arbóreo e regenerante. Os atributos que maximizaram a convergência das espécies foram a altura e a densidade da madeira. Nas manchas florestais adjacentes à plantação de eucalipto, as espécies arbóreas apresentaram maior altura, atributo importante no acesso à luz, em resposta ao maior sombreamento causado pelo eucalipto. Nas manchas florestais adjacentes à pecuária, as espécies apresentaram maior densidade da madeira, atributo que confere maior resistência. A mudança de manejo, da pecuária para a silvicultura, levou ao aumento da diversidade funcional das espécies arbóreas do estrato regenerante. O aumento na diversidade funcional deve-se principalmente à retirada do gado, que causa efeitos diretos e indiretos sobre as espécies arbóreas presentes nestas manchas de Mata Atlântica.

Palavras-chave: Atributos funcionais. Tipos funcionais de plantas. Silvicultura de eucalipto. Pecuária.

ABSTRACT

Disturbances, such as changes in land use, can lead to changes in plant community of forest tree species, leading to the formation of groups with different functional characteristics in each management. The study of functional attributes allows to understand how tree species respond to these changes in land use, which may lead to convergence or functional diversity. This study aimed to identify plant functional types (PFTs) that occur in forest patches surrounded by livestock and eucalyptus plantations, identify the functional attributes that maximize the convergence of PFTs in each management category and detect whether the change management, to livestock for eucalyptus plantations, leads to alteration of functional diversity of tree species on tree and regenerating layer. The attributes that maximized the convergence of species were the height and wood density. In forest patches adjacent to eucalyptus plantations, tree species had higher height, important attribute in accessing light, in response to shading by eucalyptus. In forest patches adjacent to livestock, the species had higher wood density, attribute that confers greater resistance. The change in land use, to livestock for eucalyptus plantations, has led to increased functional diversity of tree species on juvenile stage. The increase in functional diversity is mainly due to the removal of cattle, that causing direct and indirect effects on the tree species present in these patches of Atlantic Rain Forest.

Keywords: Functional traits. Plant functional traits. Eucalyptus plantations. Livestock.

3.1 INTRODUÇÃO

Entender como as comunidades estão estruturadas no espaço e no tempo é uma questão central na ecologia. O agrupamento de espécies em uma comunidade envolve dois paradoxos: as espécies que colonizam um local com determinadas condições ambientais tendem a ser fenotipicamente muito similares, o que as leva à convergência (Keddy, 1992). No entanto, esta similaridade limita a coexistência, assim, a limitação da semelhança (McArthur e Levins, 1967) leva à divergência de atributos fenotípicos. A convergência de espécies resulta de processos da comunidade relacionados aos filtros ambientais (Keddy, 1992; Weiher e Keddy, 1995) e leva à formação de tipos funcionais (PFTs), que são grupos de plantas similares em relação aos atributos funcionais e em sua resposta a determinadas condições ambientais (Pillar e Orlóci; 1993; Pillar e Sosinski, 2003). A convergência é identificada quando locais próximos no gradiente ecológico contêm espécies com atributos similares e as mudanças nestes atributos estão relacionadas ao gradiente (Pillar et al., 2009). Possíveis filtros podem incluir inundações, secas, interações bióticas e perturbações como, mudança de manejo da terra e fogo (ter Sttege e Hammond, 2001). A diversidade funcional, importante na manutenção dos processos ecossistêmicos (Tilman et al., 1997), pode ser definida como uma variedade de atributos de história de vida apresentados por um conjunto de organismos (Mayfield et al., 2005; Fontaine et al., 2006). Ecossistemas com alta diversidade funcional apresentam maior eficiência no uso de água, nutrientes e luz, assim como, maior produtividade (Tilman et al., 1997; Hooper e Vitousek, 1997).

Perturbações, como a mudança de manejo da terra, afetam direta e indiretamente as espécies arbóreas em manchas florestais, podendo conduzir as comunidades arbóreas à convergência (Lugo e Scatena, 1997) e causar alterações sobre a diversidade funcional (Girão et al., 2007).

A Mata Atlântica suporta uma grande diversidade de espécies e é um dos cinco mais importantes hotspots do mundo, no entanto, está entre os mais ameaçados (Myers, 1988). No sul do Brasil, atividades de uso da terra como a pecuária e a silvicultura de eucalipto são largamente difundidas na matriz que circunda as manchas de Mata Atlântica.

Os impactos da herbivoria por ungulados sobre a comunidade de plantas têm sido largamente estudados (Putman, 1986; Naiman, 1988; Huntley, 1991; Bryant et al., 1991; Ammer, 1996). A herbivoria exerce impacto principalmente sobre as plantas jovens (Crawley, 1983; Hanley et al., 1998; Hanley e Lamont, 2001) e mais palatáveis (Leigh e Holgate, 1979). O pastejo seletivo pode levar à redução na diversidade de plantas (Risenhoover e Maass,

1987) e alterar a distribuição espacial e temporal da comunidade (Huntley, 1991; Gill, 1992), levando a mudança na composição da comunidade de plantas (Whelan e Main, 1979; Mills, 1986).

As plantações de eucalipto são conhecidas por terem consequências ambientais indesejáveis, tais como, redução da quantidade de nutrientes e disponibilidade de água no solo (Florence, 1986), impacto sobre a germinação e o crescimento de espécies nativas (Everett, 2000; Duarte et al., 2006), redução da diversidade de plantas do sub-bosque (DeBell et al., 1987; Turnbull, 1999; Forrester et al., 2006) e pelos efeitos alelopáticos sobre as espécies nativas (Gareca et al., 2007). Entretanto, em paisagens onde a floresta é a cobertura natural, as plantações florestais podem partilhar alguns dos efeitos que a vegetação secundária tem sobre estas manchas (Mesquita et al., 1999), representando uma matriz de baixo contraste.

O estudo das características funcionais pode ajudar a compreender como as espécies respondem às alterações locais causadas pelos diferentes manejos da matriz. Características funcionais são atributos das espécies que influenciam as taxas vitais (crescimento, sobrevivência e reprodução) e o fitness (Ackerly, 2003), e podem determinar a capacidade competitiva das espécies arbóreas, sua coexistência (Begon e Wall, 1987; Callaway et al., 2003) e a resistência a perturbações (Reusch et al., 2005; Gamfeldt e Kallstrom, 2007). Muitos estudos desenvolvidos em florestas tropicais tentam agrupar as espécies em grupos funcionais de acordo com estas características (Lieberman et al., 1985; Hubbell e Foster, 1986; Swaine e Whitmore, 1988; Condit et al., 1996; Hubbell et al., 1999; Wright et al., 2003; Easdale et al., 2007; Poorter et al., 2008). O estudo da variação interespecífica nas características das plantas tem gerado importantes percepções sobre a ocorrência de trade-offs (Grime et al., 1997; Shipley, 2002; Reich et al., 2003), sobre a classificação das plantas em grupos funcionais (Grime, 2001) e sobre as consequências destes trade-offs e grupos funcionais para o funcionamento do ecossistema (Chapin et al., 2001; Díaz et al., 2004). O tamanho da semente, a área foliar específica (SLA), a densidade da madeira, a altura máxima, o comprimento foliar e a síndrome de dispersão são atributos funcionais com importante papel no desenvolvimento da planta (Poorter et al., 2008; McMahon et al., 2011).

O tamanho da semente exerce forte influência sobre a reprodução e estabelecimento da planta (Mazer, 1990; Paz et al., 2005). Quando comparadas às espécies com sementes pequenas, as espécies com sementes grandes possuem maior reserva de nutrientes, apresentam maiores taxas de sobrevivência de plântulas e são mais tolerantes às variações climáticas e edáficas encontradas durante o período de estabelecimento (revisado em Leishman et al., 2000; Westoby et al., 2002; Kitajima, 2002). A síndrome de dispersão tem efeito significativo

sobre o tamanho da semente. Sementes pequenas são dispersas pelo vento, aves ou morcegos, enquanto que espécies com sementes grandes são dispersas por primatas ou roedores (ter Stege e Hammond, 2001).

A área foliar específica é a razão entre a área foliar e a massa seca da folha. É um importante fator, do ponto de vista fisiológico, por descrever a alocação de biomassa da folha por unidade de área, refletindo o trade-off entre rápida produção de biomassa e eficiente conservação de nutrientes (Poorter e Garnier, 1999). Espécies com alto SLA têm altas taxas de crescimento, maiores concentrações de nitrogênio e menores taxas de sobrevivência (Reich et al., 1992; Wright et al., 2004; Poorter e Bongers, 2006). As folhas das espécies com baixo SLA tendem a ser espessas, robustas e menos atrativas aos herbívoros do que as folhas das espécies com alto SLA (Wright e Westoby, 2002; Poorter e Bongers, 2006) e, por isso, tendem a ter maior longevidade (Choong et al., 1992; Sterck et al., 2006).

A densidade da madeira representa a biomassa investida por unidade de volume de madeira. Espécies com madeira densa tendem a ser constituídas de pequenas células com paredes espessas e espaço intercelular limitado, produzindo menor volume por unidade de biomassa, conseqüentemente, apresentam menores taxas de crescimento, maior resistência à quebra e menor suscetibilidade a patógenos, o que aumenta as taxas de sobrevivência (Augspurger, 1984; Castro-Díez et al., 1998; King et al., 2005; Muller-Landau, 2004; van Gelder et al., 2006). O trade-off crescimento-mortalidade é comum em muitas espécies arbóreas de florestas tropicais, e a densidade da madeira pode ser uma boa preditora das diferenças entre as espécies ao longo deste eixo de variação (Poorter et al., 2008; Chave et al., 2009).

A altura máxima desempenha um papel fundamental no acesso à luz (Westoby, 1998; Poorter et al., 2005). As espécies mais altas têm maiores taxas de crescimento porque, em média, interceptam mais luz que as espécies mais baixas (Poorter et al., 2008), e, conseqüentemente, têm caules mais finos e madeira menos densa. É também uma característica importante na resposta ao pastejo (Westoby, 1999; Díaz, Noy-Meir e Cabido, 2001). De acordo com alguns estudos, a baixa estatura pode ser um mecanismo para evitar o pastejo (Sala et al., 1986; Díaz-Barradas et al., 2001), sugerindo que em ambientes com alta disponibilidade de recursos, as plantas baixas são favorecidas, porque são mais tolerantes à herbivoria e não porque escapam ao pastejo (Díaz, Noy-Meir e Cabido, 2001).

Outro aspecto importante diz respeito às características morfológicas da folha, como comprimento, largura, espessura, presença de espinhos e pelos, pois estas estão relacionadas com a taxa de transpiração, taxa fotossintética e com a proteção contra a herbivoria (Coley,

1983; Poorter et al., 2006; Kraft et al., 2008). O tamanho da folha afeta diretamente a interceptação de luz, a penetração da luz através da copa, o balanço de energia da folha (Niinemets e Kalevi, 1994) e tem forte correlação com o SLA, indicando que as folhas grandes tendem a ser finas e folhas pequenas, espessas (Ackerly e Reich, 1999).

Neste trabalho queremos (i) identificar os PFTs que ocorrem nas manchas de Mata Atlântica circundadas pela pecuária e pela silvicultura de eucalipto, (ii) identificar os atributos funcionais que maximizam a convergência dos PFTs em cada categoria de manejo e (iii) detectar se a mudança de manejo, da pecuária para a silvicultura de eucalipto, leva à alteração da diversidade funcional das espécies arbóreas, nos estratos arbóreo e regenerante.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

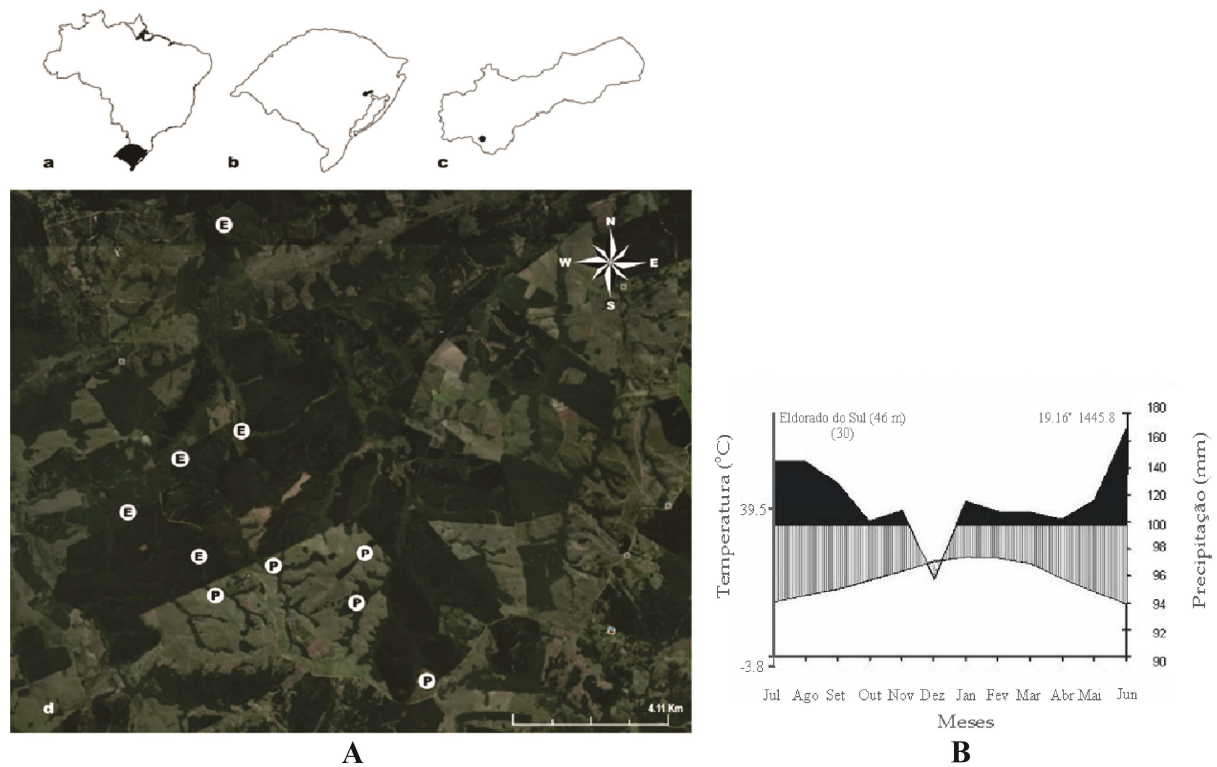
3.2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado no Município de Eldorado do Sul, região ecofisiográfica da Depressão Central (FEPAM, 2010), Estado do Rio Grande do Sul (30°05'21.72''S, 51°37'31.01''W; 46 m de altitude). De acordo com o sistema Köppen-Geiger, o clima nesta região é temperado, do tipo Cfa, (Peel et al., 2007) com temperatura média anual de 19,16°C e precipitação anual de 1445,8 mm (Figura 1B). Os solos da região são de dois tipos, Argissolo Vermelho distrófico (Unidade São Jerônimo) e Neossolo Litólico distrófico (Unidade Pinheiro Machado) (Streck et al., 2008). A vegetação natural predominante na região consiste de campos limpos e secos, com a presença de matas de galeria junto aos cursos d'água e locais baixos (Moreno, 1961).

O estudo foi realizado em duas propriedades vizinhas (30°11'37.75''S, 51°36'54.18''O) com diferentes históricos de manejo da terra. Uma propriedade é a Fazenda Eldorado, cuja principal atividade é a pecuária extensiva. Esta propriedade de 740 hectares tinha na época do estudo uma carga animal de 0,5 cabeça por hectare, aproximadamente. A outra propriedade é o Horto Terra Dura, da Celulose Riograndense S/A com 1942 hectares (22% de florestas ripárias), que desde o final da década de 1980 destina-se à produção de eucaliptos (*Eucalyptus saligna* e híbridos de *E. urograndis* e *E. globulus*). Esta área destinava-se anteriormente à pecuária extensiva, tendo suas pastagens nativas sido convertidas em talhões de eucaliptos. Os talhões têm ciclos de corte de aproximadamente 7 anos, e formam um mosaico de diferentes idades dentro do horto. Em cada propriedade foram escolhidas arbitrariamente cinco manchas de florestas ripárias, com até um hectare de área, utilizando o critério de acessibilidade. As

florestas estudadas estavam às margens de pequenos rios (largura média de 2,5 m), tendo em média 58 m (± 25 DP) de largura, e estavam separadas por distâncias entre 600 e 7800 m (Figura 1A).

Figura 1. (A) Área de estudos localizada na região sul do Brasil (a), estado do Rio Grande do Sul (b), município de Eldorado do Sul (c). E indica as 5 manchas florestais localizadas no Horto Terra Dura e P indica as manchas localizadas na Fazenda Eldorado. (B) Diagrama climático da região (Walter, 1985)



Fonte: Elaborada pela autora.

3.2.2 COLETA DE DADOS

Em cada uma das 10 manchas florestais foram demarcadas, com canos de PVC, 10 parcelas permanentes de 10 x 10 m, ao longo de uma transecção de 200 m paralela ao rio. Em cada parcela foram amostradas as plantas lenhosas (exceto lianas) com diâmetro do tronco à altura do peito (DAP) maior do que 5 cm (estrato arbóreo). Em parcelas de 5 x 5 m, centralizadas no interior das parcelas de 10 x 10 m, foram amostradas as plantas lenhosas com mais de 1 m de altura e DAP menor que 5 cm (estrato regenerante). No levantamento, que foi

realizado entre setembro de 2007 e agosto de 2008, todos indivíduos foram etiquetados, medidos quanto à altura e identificados ao nível de espécie.

A partir da coleta de dados, selecionamos para as análises, espécies com pelo menos 5 indivíduos em cada estrato (arbóreo e regenerante). Atenderam ao critério de seleção, 35 espécies no estrato arbóreo (Apêndice A) e 26 espécies no estrato regenerante (Apêndice B). Os atributos funcionais utilizados nas análises foram: tamanho da semente (mm), altura (m), densidade da madeira (g/cm^3), SLA (m^2/g^{-1}), comprimento foliar (cm) e síndrome de dispersão (espécie zoocórica = 1, espécie não zoocórica = 0). A altura foi medida em campo e os outros atributos foram obtidos a partir de revisão bibliográfica.

3.2.3 ANÁLISE DE DADOS

Para a identificação de PFTs, utilizamos o método de análise de características baseado na comunidade, descrito por Pillar e Sosinski (2003). Este método nos permitiu identificar os PFTs associados a cada categoria de manejo e os atributos que maximizaram a convergência destes PFTs em cada manejo. A diversidade funcional da comunidade, foi obtida a partir do índice de diversidade funcional baseado na entropia quadrática de RAO (FD_Q), que incorpora a abundância relativa da espécie e a medida par-a-par de diferenças entre espécies (Botta-Dukat, 2005).

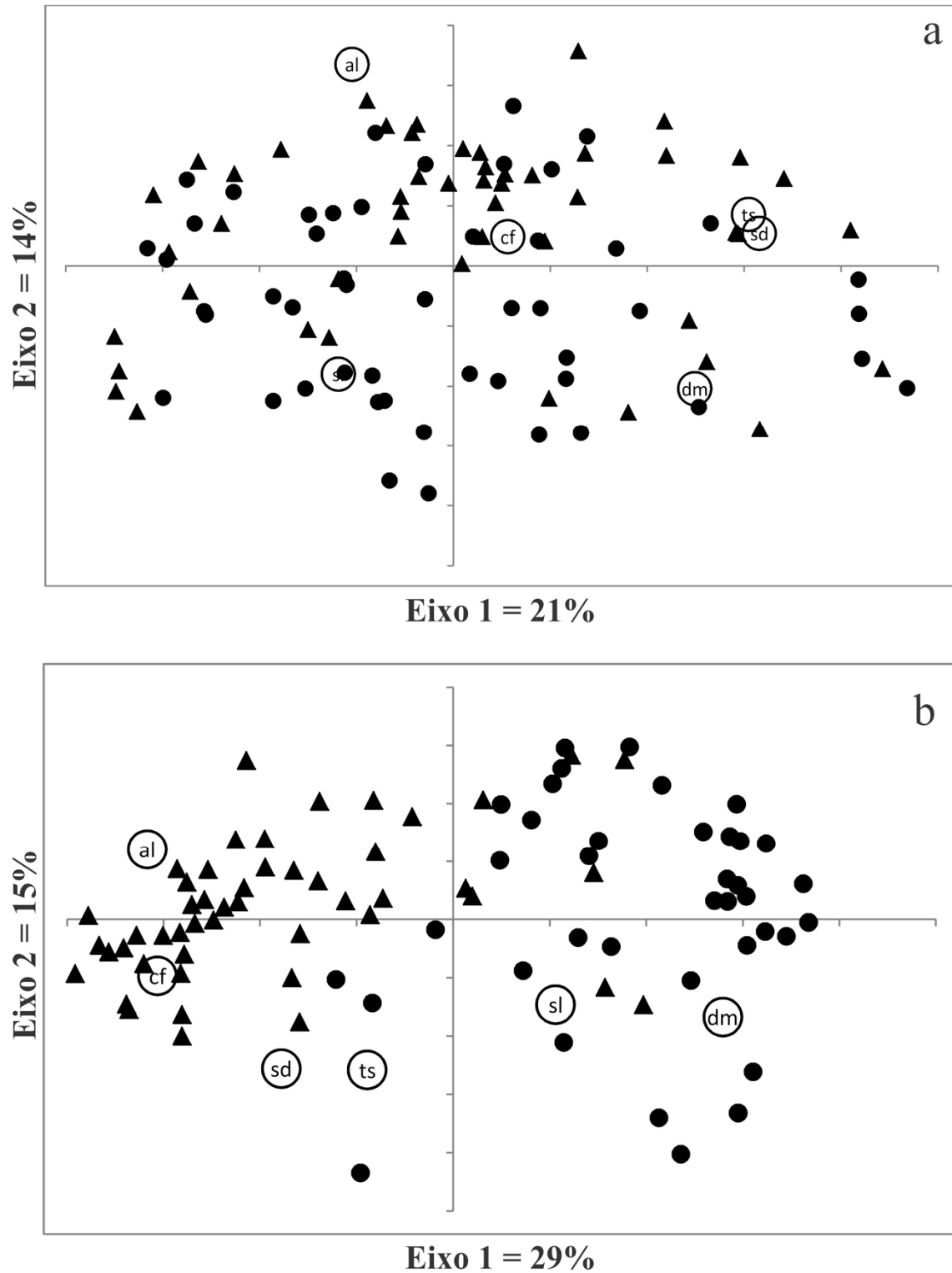
O método descrito por Pillar e Sosinski (2003) envolve três matrizes de dados: a matriz **B**, de espécies descritas pelos atributos funcionais; a matriz **W**, das comunidades descritas pela sua performance (em nosso estudo, abundância das espécies nas parcelas transformada em raiz quadrada) e a matriz **E**, de sítios da comunidade descritos por uma ou mais variáveis ambientais (em nosso caso, a variável ambiental é o conjunto de parcelas em cada categoria de manejo). O algoritmo descrito por Pillar e Sosinski (2003) procura, na matriz **B**, por um subconjunto de atributos e grupos de populações com base na análise de agrupamento com estes atributos (PFTs), e dessa forma maximizar a congruência entre a vegetação descrita pelos PFTs definidos e a variável ambiental escolhida. A congruência é medida pela matriz de correlação $\rho(D, \Delta)$, onde **D** contém a dissimilaridade da comunidade (distância de corda) baseada na performance do PFT (performance da população na matriz **W** rearranjada e agrupada em cada parcela de acordo com os PFTs definidos), e Δ a dissimilaridade dos sítios da comunidade (distância Euclidiana) baseada nas variáveis ambientais escolhidas (**E**) (Müller et al., 2007). Estas análises foram realizadas no software SYNCOSA (2004).

Realizamos a Análise de Coordenadas Principais (PCoA) para sintetizar os resultados, utilizando a matriz com todos os atributos funcionais, normalizados em nível de comunidade (matriz T), com o índice de Gower como medida de semelhança. Os dois primeiros eixos da ordenação foram plotados em um gráfico, a fim de ilustrar os resultados obtidos.

3.3 RESULTADOS

Os atributos funcionais que maximizam a convergência de espécies arbóreas, tanto no estrato arbóreo como no regenerante, são a altura e a densidade da madeira ($\rho(\text{TE}) = 0,251$; $P = 0,061$ e $\rho(\text{TE}) = 0,696$; $P = 0,007$, para estrato arbóreo e regenerante, respectivamente), sendo que para o estrato arbóreo, a convergência não foi significativa. Após identificar os atributos que maximizam a convergência, foi realizada uma PCoA da matriz da comunidade pelos atributos, com os dados normalizados (matriz T), utilizando todos os seis atributos, para as espécies arbóreas nos estratos arbóreo (Figura 2a) e regenerante (Figura 2b). O mesmo padrão foi encontrado para os dois estratos, ou seja, nas manchas florestais circundadas pela silvicultura de eucalipto, as espécies arbóreas apresentaram maior altura, enquanto que nas manchas circundadas pela pecuária, apresentaram maior densidade da madeira, mas para as espécies do estrato regenerante, a diferença entre os manejos foi mais nítida.

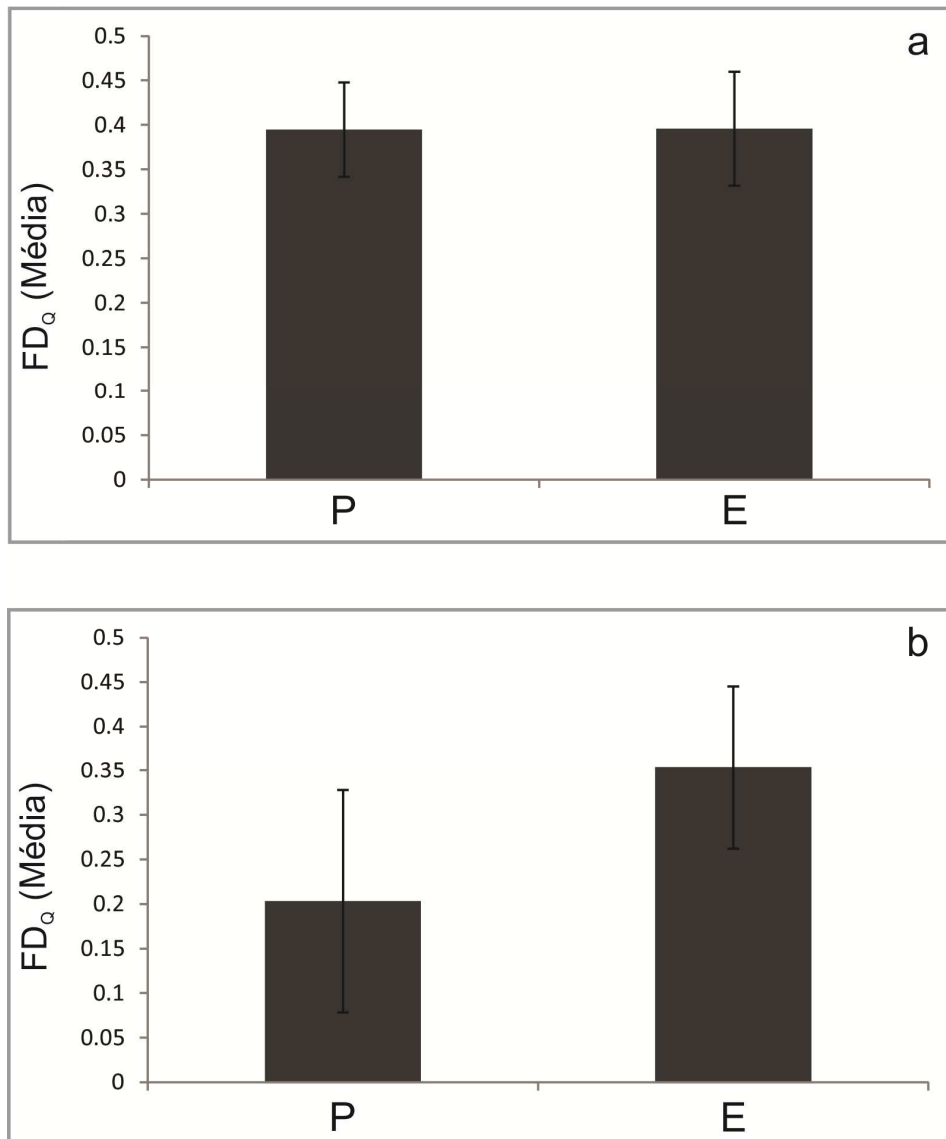
Figura 2. Análise de Coordenadas Principais dos 6 atributos pela comunidade (parcelas) de espécies arbóreas do estrato arbóreo (a) e do estrato regenerante (b) (al: altura, cf: comprimento foliar, sd: síndrome de dispersão, ts: tamanho da semente, sl: área foliar específica, dm: densidade da madeira, ▲: eucalipto, ●: pecuária)



Fonte: Elaborada pela autora.

No estrato arbóreo, a diversidade funcional não apresentou diferença significativa ($R^2=0,00$; $N=35$; $P=0,921$) entre pecuária (Média $FD_Q=0,39$; $DP=0,05$) e silvicultura de eucalipto (Média $FD_Q=0,39$; $DP=0,06$) (Figura 3a). No estrato regenerante, houve diferença significativa na diversidade funcional ($R^2=0,53$; $N=26$; $P=0,001$), sendo que esta foi maior nas manchas florestais circundadas pela silvicultura de eucalipto (Média $FD_Q=0,35$; $DP=0,09$) e menor naquelas circundadas pela pecuária (Média $FD_Q=0,20$; $DP=0,12$) (Figura 3b).

Figura 3. Diversidade funcional de RAO (FD_Q) das espécies no estrato arbóreo (a) e regenerante (b) nas manchas florestais circundadas pela pecuária (P) e pela silvicultura de eucalipto (E)



Fonte: Elaborada pela autora.

3.4 DISCUSSÃO

De modo geral, a mudança de manejo da matriz levou à formação de diferentes PFTs em cada categoria de manejo, no entanto, os atributos que maximizaram a convergência destes, foram os mesmos em ambos os estratos. Nossos resultados indicaram também um aumento na diversidade funcional das espécies arbóreas presentes no estrato regenerante.

Houve maior influência da mudança de manejo sobre as espécies arbóreas do estrato regenerante, possivelmente porque estas se estabeleceram após a mudança, enquanto que as espécies do estrato arbóreo já estavam estabelecidas. Os resultados mostraram que o grupo de espécies que está regenerando nas manchas florestais circundadas pelo eucalipto apresenta maior altura, enquanto que o grupo que está regenerando nas áreas circundadas pela pecuária, apresenta maior densidade da madeira. Isto sugere que a mudança de manejo causou alterações que levaram à formação de PFTs com diferentes estratégias. A competição com o eucalipto, que aumenta o sombreamento (Nascimento et al., 2010) nas manchas adjacentes ao plantio, leva à regeneração de espécies mais altas e com maior comprimento foliar, características importantes na competição por luz (Falster e Westoby, 2003). Já nas áreas circundadas pela pecuária, encontram-se no estrato regenerante principalmente espécies com madeira mais densa, atributo que confere maior resistência à quebra e herbivoria (Clark e Clark, 2001; Ackerly, 2004; Chave et al., 2009; Zanne et al., 2010).

Dois processos paralelos relacionados à mudança de manejo podem ser os principais mecanismos que conduzem à mudança na diversidade funcional observada neste estudo: (i) a retirada do gado, e conseqüente interrupção do pisoteio e herbivoria, permite que plantas que antes sofriam com essas pressões, possam recrutar e se desenvolver e, (ii) a introdução do eucalipto, que pode diminuir os efeitos abióticos de borda, causando alterações microclimáticas que podem favorecer o estabelecimento e desenvolvimento de algumas espécies arbóreas. A silvicultura de eucalipto é conhecida por formar bordas suaves, com condições microclimáticas tamponadas (Norton, 1998; Denyer et al., 2006, Nascimento et al., 2010). Acreditamos, no entanto, que o aumento da diversidade funcional detectada após a mudança de manejo deva-se principalmente à retirada do gado que não se restringe somente à matriz, entrando na mancha florestal e realizando o pastejo seletivo, com isso, algumas espécies têm seu desenvolvimento impedido, não podendo chegar até as classes de tamanho amostradas neste estudo. A silvicultura de eucalipto pode ser responsável pelo aumento da diversidade funcional do estrato regenerante por alterar as condições abióticas locais, todavia,

esta maior diversidade encontrada no estrato regenerante pode não se manter quando estas espécies chegarem ao estrato arbóreo. A competição destas espécies nativas com o eucalipto por água, nutrientes e luz (Florence, 1986; Ceccon e Martínez-Ramos, 1999; Zhang et al., 2009) pode, a longo prazo, levar à redução da diversidade funcional.

3.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACKERLY, D. Functional strategies of chaparral shrubs in relation to seasonal water deficit and disturbance. **Ecological Monographs**, v. 74, p. 25–44, 2004.

ACKERLY, D.D. Community assembly, niche conservatism, and adaptive evolution in changing environments. **International Journal of Plant Sciences**, v.164, p. 165–184, 2003.

ACKERLY, D.D.; REICH, P.B. Convergence and correlations among leaf size and function in seed plants: a comparative test using independent contrasts. **American Journal of Botany**, v.86, n. 9, p. 1272-1281, 1999.

AMMER, C. Impact of ungulates on structure and dynamics of natural regeneration of mixed mountain forests in the Bavarian Alps. **Forest Ecology and Management**, 88, 43-53, 1996.

AUGSPURGER, C.K. Seedling survival of tropical tree species: interactions of dispersal distance, light-gaps, and pathogens. **Ecology**, v. 65, p. 1705–1712, 1984.

BEGON, M.; WALL, R. Individual variation and competitor coexistence: a model. **Functional Ecology**, v. 1, p. 237–241, 1987.

BOTTA-DUKÁT, Z. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. **Journal of Vegetation Science**, v.16, p. 533-540, 2005.

BRYANT, J.P.; PROVENZA, F.D.; PASTOR, J.; REICHHARDT, P.B.; CLAUSEN, T.P.; TOIT, J.T. DU. Interactions between woody plants and browsing mammals mediated by secondary metabolites. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 22, p. 431-446, 1991.

CALLAWAY, R.M.; PENNINGS, S.C.; RICHARDS, C.L. Phenotypic plasticity and interactions among plants. **Ecology**, v. 84, p. 1115–1128, 2003.

CASTRO-DÍEZ, P.; PUYRAVAUD, J.P.; CORNELISSEN, J.H.C.; VILLAR-SALVADOR, P. Stem anatomy and relative growth rate in seedlings of a wide range of woody plant species and types. **Oecologia**, v. 116, p. 57–66, 1998.

CECCON, E.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. Aspectos ambientales referentes al establecimiento de plantaciones de eucalipto de gran escala em áreas tropicales: aplicación al caso de México. **Interciencia**, v. 24, n. 6, p. 352-359, 1999.

- CHAPIN, F.S.; SALA, O.E.; HUBER-SANNWALD, E.; LEEMANS, R. The future of biodiversity in a changing world. In: CHAPIN, F.S. III; SALA O.E.; HUBER-SANNWALD, E. (ed.) **Global biodiversity in a changing environment**. Berlin: Springer, 2001. p. 1-4.
- CHAVE, J.; COOMES, D.; JANSEN, S.; LEWIS, S.L.; SWENSON, N.G.; ZANNE, A.E. Towards a worldwide wood economics spectrum. **Ecology Letters**, v.12, p. 351–366, 2009.
- CHOONG, M.F.; LUCAS, P.W.; ONG, J.S.Y.; PEREIRA, B.; TAN, H.T.W.; TURNER, I.M. Leaf fracture toughness and sclerophylly: their correlations and ecological implications. **New Phytologist**, v.121, p. 597-610, 1992.
- CLARK, D.A.; CLARK, D.B. Getting to the canopy: tree height growth in a neotropical rain forest. **Ecology**, v. 82, p. 1460–1472, 2001.
- COLEY, P.D. Herbivory and defensive characteristics of tree species in a lowland tropical forest. **Ecological Monographs**, v. 53, p. 209–233, 1983.
- CONDIT, R.; HUBBELL, S.; FOSTER, R.B. Changes in tree species abundance in a neotropical forest: impact of climate change. **Journal of Tropical Ecology**, v. 12, p. 231-256, 1996.
- CRAWLEY, M.J. *Herbivory: The Dynamics of Animal–Plant Interactions*. Oxford: Blackwell Scientific, 1983. 437pp.
- DEBELL, D.S.; WHITESELL, C.D.; CRABB, T.B. Benefits of *Eucalyptus-Albizia* Mixtures Vary by Site on Hawaii Island. **USDA Forest Service, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, Research Paper**. v.187, 1987.
- DENYER, K.; BURNS, B.; OGDEN, J. Buffering of native forest edge microclimate by adjoining tree plantations. **Austral Ecology**, v. 31, p. 478-489, 2006.
- DÍAZ, S.; HODGSON, J.G.; THOMPSON, K.; CABIDO, M.; CORNELISSEN, J.H.C.; JALILI, A.; MONTSERRAT-MARTÍ, G.; GRIME, J.P.; ZARRINKAMAR, F.; ASRI, Y.; BAND, S.R.; BASCONCELO, S.; CASTRO-DÍEZ, P.; FUNES, G.; HAMZEHEE, B.; KHOSHNEVI, M.; PÉREZ-HARGUINDEGUY, N.; PÉREZ-RONTOMÉ, M.C.; SHIRVANY, F.A.; VENDRAMINI, F.; YAZDANI, S.; ABBAS-AZIMI, R.; BOGAARD, A.; BOUSTANI, S.; CHARLES, M.; DEGHAN, M.; DE TORRES-ESPUNY, L.; FALCZUK, V.; GUERRERO-CAMPO, J.; HYND, A.; JONES, G.; KOWSARY, E.; KAZEMI-SAEED, F.; MAESTRO-MARTÍNEZ, M.; ROMO-DÍEZ, A.; SHAW, S.; SIAVASH, B.; VILLAR-SALVADOR, P.; ZAK, M.R. The plant traits that drive ecosystems: evidence from three continents. **Journal of Vegetation Science**, v. 15, p. 295–304, 2004.
- DÍAZ, S.; NOY-MEIR, I.; CABIDO, M. Can grazing response of herbaceous plants be predicted from simple vegetative traits? **Journal of Applied Ecology**, v. 38, p. 497–508, 2001.

DÍAZ-BARRADAS, M.C.; GARCÍA-NOVO, F.; COLLANTES, M.; ZUNZUNEGUI, M. Vertical structure of wet grasslands under grazed and non-grazed conditions in Tierra del Fuego. **Journal of Vegetation Science**, v. 12, p. 385–390, 2001.

DUARTE, N.F.; BUCEK, E.U.; KARAM, D.; SA, N.; SCOTTI, M.R.M.; SCOTTI, M.R.M. Mixed field plantation of native and exotic species in semi-arid Brazil. **Australian Journal of Botany**, v. 54, p. 755–764, 2006.

EASDALE, T.A.; HEALEY, J.R.; GRAU, H.R.; MALIZIA, A. Tree life histories in a montane subtropical forest: species differ independently by shade-tolerance, turnover rate and substrate preference. **Journal of Ecology**, v. 95, p. 1234–1249, 2007.

EVERETT, R.A. Patterns and pathways of biological invasions. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 15, p. 177–178, 2000.

FALSTER, D.S.; WESTOBY, M. Plant height and evolutionary games. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 18, p. 337–343, 2003.

FEPAM. **Zoneamento ambiental da silvicultura. Diretrizes da Silvicultura por Unidade de Paisagem e Bacia Hidrográfica**. Porto Alegre: Fundação Estadual de Proteção Ambiental, 296p., 2010.

FLORENCE, R.G. Cultural problems of eucalyptus as exotics. **Commonwealth Forestry Review**, v. 65, n. 2, p. 141-163, 1986.

FONTAINE, C.; DAJOZ, I.; MERIGUET, J.; LOREAU, M. Functional diversity of plant-pollinator interaction webs enhances the persistence of plant communities. **Plos Biology**, v. 4, p. 129–135, 2006.

FORRESTER, D.I.; BAUHUS, J.; COWIE, A.L.; VANCLAY, J.K. Mixed-species plantations of eucalyptus with nitrogen-fixing trees: a review. **Forest Ecology and Management**, v. 233, p. 211–230, 2006.

GAMFELDT, L.; KALLSTROM, B. Increasing intraspecific diversity increases predictability in population survival in the face of perturbations. **Oikos**, v. 116, p. 700–705, 2007.

GARECA, E.E.; MARTINEZ, Y.Y.; BUSTAMANTE, R.O.; AGUIRRE, L.F.; SILES, M.M. Regeneration patterns of *Polylepis subtusalbida* growing with the exotic trees *Pinus radiata* and *Eucalyptus globulus* at Parque Nacional Tunari, Bolivia. **Plant Ecology**, v. 193, p. 253–263, 2007.

GILL, R.M.A. A review of damage by mammals in North Temperate Forests: 3. Impact on trees and forests. **Forestry**, v. 65, p. 363-388, 1991.

GIRÃO, L.C.; LOPES, A.V.; TABARELLI, M.; BRUNA, E.M. Changes in Tree Reproductive Traits Reduce Functional Diversity in a Fragmented Atlantic Forest Landscape. **Plos One**, v. 2, n. 9, p. 1-12, 2007.

GRIME, J.P.; THOMPSON, K.; HUNT, R.; HODGSON, J.G.; CORNELISSEN, J.H.C.; RORISON, I.H.; HENDRY, G.A.F.; ASHENDEN, T.W.; ASKEW, A.P.; BAND, S.R.; BOOTH, R.E.; BOSSARD, C.C.; CAMPBELL, B.D.; COOPER, J.E.L.; DAVISON, A.W.; GUPTA, P.L.; HALL, W.; HAND, D.W.; HANNAH, M.A.; HILLIER, S.H.; HODKINSON, D.J.; JALILI, A.; LIU, Z.; MACKEY, J.M.L.; MATTHEWS, N.; MOWFORTH, M.A.; NEAL, A.M.; READER, R.J.; REILING, K.; ROSS-FRASER, W.; SPENCER, R.E.; SUTTON, F.; TASKER, D.E.; THORPE, P.C., WHITEHOUSE, J. Integrated screening validates primary axes of specialisation in plants. **Oikos**, v. 79, p. 259–281, 1997.

GRIME, J. **Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties**. Chichester, UK.: John Wiley and Sons, 2001.

HANLEY, M.E.; FENNER, M.; EDWARDS, P.J. Seedling herbivory, community composition and plant life-history traits. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 1, p. 191–205, 1998.

HANLEY, M.E.; LAMONT, B.B. Herbivory, serotiny and seedling defence in Western Australian Proteaceae. **Oecologia**, v. 126, p. 409–417, 2001.

HOOPER, D.U.; VITOUSEK, P.M. The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes. **Science**, v. 277, p. 1302–1305, 1997.

HUBBELL, S.; FOSTER, R.B. Biology, chance, and history and the structure of tropical rain forest tree communities. In: DIAMOND, J.; CASE, T.J. (ed.). **Community ecology**. New York, USA: Harper and Row, 1986. p. 314–329.

HUBBELL, S.; FOSTER, R.B.; O'BRIEN, S.T.; HARMS, K.E.; CONDIT, R.; WESCHLER, B.; WRIGHT, S.J.; LOO DE LAO, S. Light gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. **Science**, v. 283, p. 554–557, 1999.

HUNTLEY, N. Herbivores and the dynamics of communities and ecosystems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 22, p. 477–503, 1991.

KEDDY, P.A. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. **Journal of Vegetation Science**, v. 3, p. 157–164, 1992.

KING, D.A.; DAVIES, S.J.; SUPARDI, M.N.N.; TAN, S. Tree growth is related to light interception and wood density in two mixed dipterocarp forests of Malaysia. **Functional Ecology**, v. 19, p. 445–453, 2005.

KITAJIMA, K. Do shade-tolerant tropical tree seedlings depend longer on seed reserves? Functional growth analysis of three Bignoniaceae species. **Functional Ecology**, v. 16, p. 433–444, 2002.

KRAFT, N.J.B.; VALENCIA, R.; ACKERLY, D.D. Functional traits and niche-based tree community assembly in an Amazonian forest. **Science**, v.322, p. 580–582, 2008.

- LEIGH, J.H.; HOLGATE, M.D. The responses of the understory of forests and woodlands of the Southern Tablelands to grazing and burning. **Australian Journal of Ecology**, v.4, p. 25–45, 1979.
- LEISHMAN, M.R.; WRIGHT, I.J.; MOLES, A.T.; WESTOBY, M. The evolutionary ecology of seed size. In: FENNER, M. (ed.). **Seeds – the Ecology of Regeneration in Plant Communities**. Wallingford.: CAB International, 2000. p. 31-57.
- LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M.; HARTSHORN, G.S.; PERALTA, R. Growth rates and age–size relationships of tropical wet forest trees in Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, v. 1, p. 97–109, 1985.
- LUGO, A.E.; SCATENA, F.N. Background and catastrophic tree mortality in tropical moist, wet and rain forest. **Biotropica**, v. 28, p. 585–599, 1997.
- MAYFIELD, M.M.; BONI, M.E.; DAILY, G.C.; ACKERLY, D. Species and functional diversity of native and human-dominated plant communities. **Ecology**, v. 86, p. 2365–2372, 2005.
- MAZER, S.J. Seed mass of Indiana dune genera and families—taxonomic and ecological correlates. **Evolutionary Ecology**, v. 4, p. 326–357, 1990.
- MACARTHUR, R.; LEVINS, R. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. **American Naturalist**, v. 101, p. 377–385, 1967.
- MCMAHON, S.M.; METCALF, C.J.E.; WOODALL, C.W. High-Dimensional Coexistence of Temperate Tree Species: Functional Traits, Demographic Rates, Life-History Stages, and Their Physical Context. **Plos One**, v. 6, p. 1-11, 2011.
- MESQUITA, R.C.G.; DELAMÔNICA, P.; LAURANCE, W.F. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, v. 91, p. 129-134, 1999.
- MILLS, J.N. Herbivores and early post-fire succession in southern Californian chaparral. **Ecology**, v. 67, p. 1673–1649, 1986.
- MORENO, J.A. **Clima do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Secretaria da Agricultura do Rio Grande do Sul, 41 pp., 1961.
- MÜLLER, S.C.; OVERBECK, G.E.; PFADENHAUER, J.; PILLAR, V.D. Plant functional types of woody species related to fire disturbance in forest-grassland ecotones. **Plant Ecology**, v.189, p. 1-14, 2007.
- MULLER-LANDAU, H.C. Interspecific and inter-site variation in wood specific gravity of tropical trees. **Biotropica**, v.36, p. 20–32, 2004.
- MYERS, N. The threatened biotas: “Hotspots” in Tropical Forests. **Environmentalist**, v. 8, p. 187-208. 1988.

- NAIMAN, R.J. Animal influences on ecosystem dynamics. Large animals are more than passive components of ecological systems. **BioScience**, v. 38, p. 750-752, 1988.
- NASCIMENTO, M.I.; POGGIANI, F.; DURIGAN, G.; IEMMA, A.F.; FILHO, D.F.S. Eficácia de barreira de eucaliptos na contenção do efeito de borda em fragmento de floresta subtropical no estado de São Paulo, Brasil. **Scientia Florestalis**, v. 38, n. 86, p. 191-203, 2010.
- NIINEMETS, Ü.; KALEVI, K. Leaf weight per area and leaf size of 85 Estonian woody species in relation to shade tolerance and light availability. **Forest Ecology and Management**, v. 70, p. 1–10, 1994.
- NORTON, D.A. Indigenous biodiversity conservation and plantation forestry: options for the future. **New Zealand**, v. 43, n. 2, p. 34-39, 1998.
- PAZ, H.; MAZER, S.J.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. Comparative ecology of seed mass in Psychotria (Rubiaceae): within- and between-species effects of seed mass on early performance. **Functional Ecology**, v. 19, p. 707–718, 2005.
- PEEL, M.C.; FINLAYSON, B.L.; MCMAHON, T.A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 11, p. 1633-1644, 2007.
- PILLAR, V.D. SYNCOSA software for character-based community analysis, v. 2.7.13. Porto Alegre: Departamento de Ecologia, UFRGS, 2004.
- PILLAR, V.D.; DUARTE, L.S.; SOSINSKI, E.E.; JONER, F. Discriminating trait-convergence and trait-divergence assembly patterns in ecological community gradients. **Journal of Vegetation Science**, v. 20, p. 334-348, 2009.
- PILLAR, V.D.; ORLÓCI, L. **Character-based community analysis; the theory and an application program**. Hague: SPB Academic Publishing, 1993.
- PILLAR, V.D.; SOSINSKI, E.E. An improved method for searching plant functional types by numerical analysis. **Journal of Vegetation Science**, v. 14, p. 323-332, 2003.
- POORTER, H.; GARNIER, E. Ecological significance of inherent variation in relative growth rate and its components. In: PUGNAIRE, F.; VALLADARES, F. (ed.). **Handbook of functional Plant Ecology**, New York: Marcel Dekker, 1999. p. 81-120.
- POORTER, L.; BONGERS, F. Leaf traits are good predictors of plant performance across 53 rain forest species. **Ecology**, v. 87, p. 1733–1743, 2006.
- POORTER, L.; BONGERS, F.; STERCK, F.J.; WÖLL, H. Beyond the regeneration phase: differentiation of height–light trajectories among tropical tree species. **Journal of Ecology**, v. 93, p. 256–267, 2005.
- POORTER, L.; BONGERS, L.E.; BONGERS, F. Architecture of 54 moist-forest tree species: traits, trade-offs and functional groups. **Ecology**, v. 87, p. 1289-1301, 2006.

POORTER, L.; WRIGHT, S.J.; PAZ, H.; ACKERLY, D.D.; CONDIT, R.; IBARRA-MANRÍQUEZ, G.; HARMS, K.E.; LICONA, J.C.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; MAZER, S.J.; MULLER-LANDAU, H.C.; PEÑA-CLAROS, M.; WEBB, C.O.; WRIGHT, I.J. Are functional traits good predictors of demographic rates? Evidence from five Neotropical forests. **Ecology**, v. 89, p. 1908–1920, 2008.

PUTMAN, R.J. **Grazing in temperate ecosystems: large herbivores and the ecology of the New Forest**. London, Sydney: Croom Helm, 1986.

REICH, B.; BUSCHENA, C.; TJOELKER, M.G.; WRAGE, K.; KNOPS, J.; TILMAN, D.; MACHADO, J.L. Variation in growth rate and ecophysiology among 34 grassland and savanna species under contrasting N supply: a test of functional group differences. **New Phytologist**, v. 157, p. 617–631, 2003.

REICH, P.B.; WALTERS, M.B.; ELLSWORTH, D.S. Leaf lifespan in relation to leaf, plant, and stand characteristics among diverse ecosystems. **Ecological Monographs**, v. 62, p. 365–392, 1992.

REUSCH, T.B.H.; EHLERS, A.; HAMMERLI, A.; WORM, B. Ecosystem recovery after climatic extremes enhanced by genotypic diversity. **Proceedings of the National Academy of Science (USA)**, v. 102, p. 2826–2831, 2005.

RISENHOOVER, K.L.; MAASS, S.A. The influence of moose on the composition and structure of Isle Royale Forests. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 17, p. 357–364, 1987.

SALA, O.E.; OESTERHELD, M.; LEÓN, R.J.C.; SORIANO, A. Grazing effects upon plant community structure in subhumid grassland of Argentina. **Vegetatio**, v. 67, p. 27–32, 1986.

SHIPLEY, B. Trade-offs between net assimilation rate and specific leaf area in determining relative growth rate: relationship with daily irradiance. **Functional Ecology**, v. 16, p. 682–689, 2002.

STERCK, F.J.; POORTER, L.; SCHIEVING, F. Leaf traits determine the growth–survival trade-off across rain forest tree species. **American Naturalist**, v. 167, p. 758–765, 2006.

STRECK, E.V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R.S.D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P.C.; SCHNEIDER, C.; GIASSON, E.; PINTO, L.F.S. **Solos do Rio Grande do Sul**. 2^a ed., Porto Alegre: EMATER/RS, 2008.

SWAINE, M.D.; WHITMORE, T.C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, v. 75, p. 81–86, 1988.

TER STEGE, H.; HAMMOND, D.S. Character convergence, diversity, and disturbance in Tropical Rain Forests in Guyana. **Ecology**, v. 82, n. 11, p. 3197–3212, 2001.

- TILMAN, D.; KNOPS, J.; WEDIN, D.; REICH, P.; RITCHIE, M.; ET AL. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. **Science**, v. 277, p. 1300–1302, 1997.
- TURNBULL, J.W. Eucalypt plantations. **New Forest**, v. 17, p. 37–52, 1999.
- VAN GELDER, H.A.; POORTER, L.; STERCK, F.J. Wood mechanics, allometry, and life-history variation in a tropical rain forest tree community. **New Phytologist**, v. 171, p. 367–378, 2006.
- WALTER, H. **Vegetation of the Earth and ecological systems of the geo-biosphere**. Berlin: Springer-Verlag, 1985.
- WEIHER, E.; KEDDY, P.A. Assembly rules, null models, and trait dispersion: new questions from old patterns. **Oikos**, v. 74, p. 159–164, 1995.
- WESTOBY, M. The LHS strategy scheme in relation to grazing and fire. In: ELDRIDGE, D., FREUDENBERGER, D. (eds). **Proceedings of the Vith International Rangeland Congress**. Queensland, Australia: Australian Rangeland Society, 1999. p. 893–896.
- WESTOBY, M. A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. **Plant and Soil**, v. 199, p. 213–27, 1998.
- WESTOBY, M.; FALSTER, D.S.; MOLES, A.T.; VESK, P.A.; WRIGHT, I.J. Plant ecological strategies: some leading dimensions of variation between species. **Annual Review in Ecology and Systematics**, v. 33, p. 125–159, 2002.
- WHELAN, R.J.; MAIN, A.R. Insect grazing and post-fire plant succession in south-western Australian woodland. **Australian Journal of Ecology**, v. 4, p. 384–398, 1979.
- WRIGHT, I.J.; WESTOBY, M. Leaves at low versus high rainfall: coordination of structure, lifespan and physiology. **New Phytologist**, v. 155, p. 403–416, 2002.
- WRIGHT, I.J.; WESTOBY, M.; REICH, P.B.; ACKERLY, D.D.; BARUCH, Z.; BONGERS, F.; ET AL. The world-wide leaf economic spectrum. **Nature**, v. 428, p. 821–827, 2004.
- WRIGHT, S.J.; MULLER-LANDAU, H.C.; CONDIT, R.; HUBBELL, S.P. Gap-dependent recruitment, realized vital rates, and size distributions of tropical trees. **Ecology**, v. 84, p. 3174–3185, 2003.
- ZANNE, A.E.; WESTOBY, M.; FALSTER, D.S.; ACKERLY, D.D.; LOARIE, S.R.; ARNOLD, S.E.J.; COOMES, D.A. Angiosperm wood structure: global patterns in vessel anatomy and their relation to wood density and potential conductivity. **American Journal of Botany**, v. 97, p. 207–215, 2010.
- ZHANG, C.; SHENGLI, F. Allelopathic effects of eucalyptus and the establishment of mixed stands of eucalyptus and native species. **Forest Ecology and Management**, v. 258, p. 1391–1396, 2009.

APÊNDICE A - Lista de espécies do estrato arbóreo selecionadas para as análises

Família	Espécie	Código
Anacardiaceae	<i>Lithraea brasiliensis</i> March	libr
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassm.	syro
Asteraceae	<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	gopo
Boraginaceae	<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill	coam
Cardiopteridaceae	<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A. Howard	cipa
Ebenaceae	<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	diin
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum argentinum</i> O.E. Shulz	Erar
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	sebr
	<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.)L.B.Sm. & Downs	seco
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	neme
	<i>Ocotea pulchella</i> Mart.	ocpu
Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i> Mart.	ludi
Meliaceae	<i>Trichilia clausenii</i> C.DC.	trcl
	<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	trel
Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i> (Bail.) Burg. Lanj. et Boer	sobo
Myrsinaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. Ex Roem. & Schult.	myco
	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	myum
Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	blsa
	<i>Calyptanthes concinna</i> DC.	caco
	<i>Campomanesia rhombea</i> O.Berg	carh
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg	caxa
	<i>Eugenia rostrifolia</i> D.Legrand	euro
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	euun
	<i>Eugenia uruguayensis</i> Cambess.	eur
	<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.)DC.	mymu
	<i>Myrcianthes gigantea</i> (D.Legrand)D.Legrand	mygi
	<i>Myrcianthes pungens</i> (O.Berg)D.Legrand	mypu
	<i>Myrciaria cuspidata</i> Berg	mycu
Podocarpaceae	<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	pola
Rubiaceae	<i>Faramea montevidensis</i> Cham.	famo
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	zarh
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	cade
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	casy
Sapindaceae	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	mael
	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.Hil.) Radlk.	aled

APÊNDICE B - Lista de espécies do estrato regenerante selecionadas para as análises

Família	Espécie	Código
Annonaceae	<i>Rollinia sylvatica</i> (A.St.Hil.) Mart.	rosy
Boraginaceae	<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill	coam
Ebenaceae	<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	diin
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	sebr
	<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.)L.B.Sm. & Downs	seco
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	neme
	<i>Ocotea pulchella</i> Mart.	ocpu
Meliaceae	<i>Trichilia clausenii</i> C.DC.	trcl
	<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	trel
Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i> (Bail.) Burg. Lanj. et Boer	sobo
Myrsinaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	myum
Myrtaceae	<i>Calyptanthes concinna</i> DC.	caco
	<i>Campomanesia rhombea</i> O.Berg	carh
	<i>Eugenia involucrata</i> DC.	euin
	<i>Eugenia rostrifolia</i> D.Legrand	euro
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	euun
	<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.)DC.	mymu
	<i>Myrcianthes pungens</i> (O.Berg)D.Legrand	mypu
	<i>Myrciaria cuspidata</i> Berg	mycu
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	guop
Rubiaceae	<i>Faramea montevidensis</i> Cham.	famo
	<i>Guettarda uruguensis</i> Cham. et Schtdl.	guur
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	zarh
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	cade
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	casy
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess	cuve

CONCLUSÕES GERAIS

A mudança de manejo da terra, da pecuária para a silvicultura de eucalipto, levou a alterações na dinâmica da comunidade de espécies arbóreas presentes nas manchas de Mata Atlântica. As alterações ocorreram tanto no estrato arbóreo, como no regenerante, com diferentes amplitudes, e dependeram da capacidade de adaptação destas espécies às mudanças das condições locais.

As alterações observadas se devem a dois processos paralelos, a retirada do gado e a introdução da silvicultura de eucalipto. A exclusão do gado foi importante na determinação das alterações, principalmente no que diz respeito à diversidade funcional das espécies arbóreas, porque o gado, apesar de ser um importante fator na manutenção das áreas campestres neste mosaico campo-floresta, exerce influência direta e indireta sobre as manchas florestais, por não se restringir somente à matriz, impedindo assim o estabelecimento e desenvolvimento de muitas espécies arbóreas. Contudo, acreditamos que a introdução da silvicultura de eucalipto tenha sido a principal causa das alterações sobre a estrutura florística da comunidade das espécies arbóreas florestais, o que pode levar à extinção de espécies nas manchas florestais, além de causar a extinção local do campo.

Faz-se necessária a elaboração de estratégias que levem à redução das alterações na estrutura e dinâmica da comunidade de espécies arbóreas presentes nas manchas florestais adjacentes a estes dois tipos de uso da terra, a fim de garantir a conservação das espécies arbóreas nestes locais.

Neste contexto, o presente trabalho traz uma importante contribuição na compreensão dos padrões de alteração da dinâmica de espécies arbóreas em ambientes florestais afetados por dois manejos da matriz bastante contrastantes e muito comuns nas paisagens do sul do Brasil.