

SILVANA MANFREDI

**CARACTERIZAÇÃO ECOLÓGICA DE POPULAÇÕES
NATURAIS DE *Podocarpus lambertii* KLOTZSCH EM
AMBIENTES FRAGMENTADOS DO PLANALTO SERRANO**

Tese apresentada ao Curso de Pós-graduação em Produção Vegetal, na linha de pesquisa em Melhoramento e Recursos Genéticos Vegetais, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Produção Vegetal.

Orientador: Adelar Mantovani

**LAGES
2014**

M276c Manfredi, Silvana
Caracterização ecológica de populações naturais
de *Podocarpus lambertii* Klotzsch em ambientes
fragmentados do Planalto Serrano / Silvana
Manfredi. - Lages, 2014.
136 p.: il.; 21 cm

Orientador: Adelar Mantovani
Bibliografia: p. 121-136
Tese (doutorado) - Universidade do Estado de
Santa Catarina, Centro de Ciências
Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em
Produção Vegetal, Lages, 2014.

1. Floresta Ombrófila Mista. 2. Ecologia
Florestal. 3. Pinheiro. I. Manfredi, Silvana. II.
Mantovani,
Adelar. III. Universidade do Estado de Santa
Catarina. Programa de Pós-Graduação em Produção
Vegetal. IV. Título

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Setorial do CAV/
UDESC

SILVANA MANFREDI

**CARACTERIZAÇÃO ECOLÓGICA DE POPULAÇÕES
NATURAIS DE *Podocarpus lambertii* KLOTZSCH EM
AMBIENTES FRAGMENTADOS DO PLANALTO SERRANO**

Tese de doutorado apresentada ao Curso de Doutorado em Produção Vegetal da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Produção Vegetal.

Banca Examinadora

Orientação:

Prof. Dr. Adelar Mantovani
CAV/UDESC

Co-Orientadora:

Prof. Dra. Roseli Lopes da Costa Bortoluzzi
CAV/UDESC

Membros:

Prof. Dr. Alexandre Siminski
UFSC/Curitibanos

Dr. Nivaldo Peroni
UFSC/Florianópolis

Prof. Dr. Pedro Higuchi
CAV/UDESC

Prof. Dr. Álvaro Mafra
CAV/UDESC

Lages, SC, 29/08/2014.

Aos meus pais e a todas as
pessoas que acreditaram que eu
seria capaz de desenvolver esse
trabalho. Especialmente ao
meu filho Enzo, razão do meu
viver.

AGRADECIMENTOS

A todos os contribuíram para a realização desse trabalho.

A Deus, por ter iluminado minhas escolhas e colocado as pessoas certas nessa trajetória.

Aos orientadores, Adelar Mantovani e Roseli Lopes da Costa Bortoluzzi pela dedicação e contribuição científica e pela confiança que depositaram em mim ao aceitarem a orientação.

Aos estudantes de graduação em Engenharia Florestal, Rafael Angelo Bonatto, Sara Machado e Eduarda de Liz, pelo companheirismo e pelas muitas horas de trabalho a campo.

A todos os colegas do Grupo de Pesquisa, em especial aos amigos Juliano Pereira Gomes e Paula Iaschitzki Ferreira, que ofereceram sua amizade, apoio no levantamento de dados e contribuíram com seu conhecimento na redação desse trabalho.

Aos biólogos Jocelim Costa e Letícia Scopel, pelo auxílio nas coletas semanais dos dados e nas discussões técnicas durante o levantamento de dados.

Ao amigo e colaborador Alex Ribeiro Fontes, que sempre acreditou na idéia, apoio e cedeu uma área particular para desenvolvimento da pesquisa.

Aos professores Ana Carolina da Silva e Pedro Higuchi do Curso de Engenharia Florestal do CAV/UDESC pelo auxílio na identificação das espécies e sugestões para o trabalho.

Ao professor Álvaro Mafra pela orientação na coleta e análise dos solos.

Aos produtores rurais que forneceram as áreas para levantamento de dados.

Ao FUMDES pelo apoio financeiro.

Á UDESC pelo ensino de qualidade.

RESUMO

MANFREDI, Silvana. **Caracterização ecológica de populações naturais de *Podocarpus lambertii* Klotzsch em ambientes fragmentados do Planalto Serrano.** 2014. 136f. Tese (Doutorado em Produção Vegetal – Linha de Pesquisa: Melhoramento e Recursos Genéticos Vegetais) – Universidade do Estado de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal, Lages, 2014.

Esta pesquisa foi inspirada na concepção de trabalho do Grupo de Pesquisa em Uso e Conservação de Recursos Florestais, o qual considera que devido à complexidade da Floresta Ombrófila Mista (FOM), há necessidade da condução de pesquisas acerca da ecologia das populações que compõem essa fitofisionomia. Nesse sentido, *Podocarpus lambertii* Klotzsch (pinheiro-bravo) é uma espécie que aparece em alta frequência nos estudos de comunidades, além de ser uma das duas gimnospermas nativas no Sul do Brasil. Para entendimento da ecologia do pinheiro-bravo, a pesquisa e os resultados foram organizados em quatro etapas: I - estudos em nível de comunidade, visando identificar similaridades florísticas entre os locais de estudo do Planalto Serrano: Bom Jardim da Serra, Lages (localidade de Coxilha Rica) e São José do Cerrito, bem como, entre setores (transição floresta e campo - FOM/CAM, transição floresta e banhado – FOM/BAN e interior do fragmento de floresta - FOM) que, aparentemente, compõe os capões característicos dessa fitofisionomia; II - descrição da estrutura dessas populações e das variáveis ambientais com influências sobre as mesmas, em todas as classes de desenvolvimento; III - identificação de condições

ambientais preferenciais ao ingresso e sobrevivência da regeneração e IV - descrição de eventos fenológicos observados em indivíduos adultos. Para tal foram alocadas três parcelas permanentes de 50x50m, divididas em subparcelas de 10x10m em cada local, nas quais todos os indivíduos de pinheiro-bravo foram marcados e avaliados em 2011, sendo a regeneração reavaliada em 2013. Aspectos reprodutivos foram investigados em 10 plantas femininas e 10 plantas masculinas. Os resultados observados permitiram concluir que: *i.* Ocorre diferença florística entre os locais de estudo. Dentro dos locais a composição florística dos setores de transição FOM/CAM e FOM/BAN é similar. As espécies indicadoras dos setores, para cada local, não coincidem; *ii.* todas as populações assumiram o padrão diamétrico de J invertido e o mesmo foi observado dentro de todas as parcelas, com distribuição agregada somente em uma parcela. Sendo que a regeneração se concentrou principalmente nas bordas das parcelas, em ambientes de maior declividade e pedregosidade. Os adultos se concentram em solos de baixada, mais úmidos e profundos; *iii.* o ambiente preferencial para a regeneração demonstrou ser aqueles com declividade superior a 7,8%, onde os solos são mais profundos (PR>24 cm), mais úmidos e de melhor drenagem porque estão em encosta, menos resistentes à penetração e com teor de matéria orgânica inferior a 6,65%; e *iv.* a diferenciação dos estróbilos masculinos inicia-se em novembro de um ano e a liberação do pólen ocorre em novembro do ano seguinte, sendo que os mesmos estão presentes ao longo de todo o ano em desenvolvimento; a diferenciação dos estróbilos femininos inicia-se, em novembro, no interior da brotação terminal, de forma sincronizada com a liberação do pólen. A dispersão das sementes ocorre em abril, quando o pedúnculo carnosos apresenta-se com coloração escura.

Palavras-chave: Floresta Ombrófila Mista. Ecologia Florestal.
Pinheiro.

ABSTRACT

MANFREDI, Silvana. **Ecological characterization of natural populations of *Podocarpus lambertii* Klotzsch in fragmented environments of the Planalto Serrano.** 2014. 136f. Dissertation (Doctor in Plant Production – Research Field: Improvement and Plant Genetic Resources) – Santa Catarina State University. Graduate Program in Plant Production, Lages, 2014.

This study was inspired by the work concept from the Research Group on Conservation and Use of Forest Resources, which considers that due to the complexity of the Araucaria Forest (FOM), there is a need for conducting population ecology research that comprises this vegetation type. Thus, the species, *Podocarpus lambertii*, appears in high frequency in community studies, besides being one of the two native gymnosperms. In order to investigate the ecology of this species, whose common name is *pinheiro-bravo* (literal translation: wild pine), the research and results were organized into four phases. First phase included studies at the community level, to identify floristic similarities between the study sites in Planalto Serrano (Bom Jardim da Serra, Lages (locality Coxilha Rica) and São José do Cerrito), as well as between sections, (forest to field transitions - FOM/CAM, forest to marsh transitions – FOM/BAN and interior forest fragment - FOM), which apparently compose the characteristic clumps of this vegetation type. Phase two was the description of the population structures and environmental variables that influence the populations, in all development stages. The third phase identified the preferred environmental conditions for regeneration entry and survival. The fourth and final stage was the description of phenological

events observed in adult individuals. In order to carry out this research three permanent 50x50m plots, divided into subplots of 10x10m were established in each location, where all the *pinheiro-bravo* individuals were marked and evaluated in 2011, and the regeneration was re-evaluated in 2013. Reproductive aspects were investigated in ten female plants and ten male plants. First, the observed results concluded that there are floristic differences between the study locations. The local floristic composition of the transition sections FOM/CAM and FOM/BAN are similar. The indicator species for each location do not coincide. Secondly, the results showed that all populations assumed an inverted J diametric pattern, the same was observed for all plots, with aggregated distribution only occurring within one plot. The regeneration was focused mainly on plot edges in environments with greater steepness and stoniness. The adults are concentrated in lowland soils, which are more humid and deep. Third result shows that the preferred environment for the regeneration is a slope superior to 7.8%, where soils are deeper ($PR > 24$ cm), more humid and have better drainage since they are sloped, the soils are less resistant to penetration and have an organic matter content lower than 6.65%; Lastly, the fourth result shows that the differentiation of male strobili begins in November of one year and the pollen liberation occurs in the following year, and these are found present throughout the year in development. The female strobili differentiation begins in November, in the interior terminal bud, synchronously with the release of the pollen. Seed dispersal occurs in April, when the fleshy stalk shows dark coloring.

Key-words: Araucaria Forest. Forest Ecology. pine.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

| | | |
|------------|---|----|
| Figura 1 - | Estruturas reprodutivas da planta feminina (A e B) e masculina (C e D) de <i>Podocarpus lambertii</i> | 39 |
| Figura 2 - | Mosaic of (a) forest (♣) field (●) and wetland (◆), and schematic representation (b) of a plot implemented in a forest fragment where the units were categorized; in white) FOM, in gray) FOM/CAM, and in beige) FOM/BAN..... | 59 |
| Figura 3 - | Ordination diagram of sectors produced through a NMDS analysis (Nonmetric multidimensional scaling) in fragments studied at Bom Jardim da Serra (filled symbols) and Coxilha Rica (empty symbols) ($p < 0,001$) to circle=FOM, triangle=FOM/CAM and square=FOM/BAN..... | 61 |
| Figura 4 - | Dendrogram produced through a cluster analysis to group together sectors in Bom Jardim da Serra (a) and Coxilha Rica (b).... | 64 |
| Figura 5 - | Distribución diamétrica de las poblaciones de <i>Podocarpus lambertii</i> , en lo municipio de Bom Jardim da Serra (BJ) y en las parcelas dentro de lo municipio..... | 79 |
| Figura 6 - | Distribución diamétrica de las poblaciones de <i>Podocarpus lambertii</i> , en lo municipio de Lages (LG) y en las parcelas dentro de lo municipio..... | 80 |
| Figura 7 - | Distribución diamétrica de las poblaciones de <i>Podocarpus lambertii</i> , en lo municipio de São José do Cerrito y en las parcelas dentro de lo municipio..... | 81 |

| | | |
|------------|--|-----|
| Figura 8 - | Distribución de las parcelas en un Análisis delos Componentes Principales (PCA) realizado para variables ambientales..... | 85 |
| Figura 9 - | Diagrama representativo da densidade, número de ingressos, mortalidade absoluta no período 2011-13, em três unidades de observação e para a população de <i>Podocarpus lambertii</i> de Bom Jardim da Serra. Setas vermelhas indicam mortalidade absoluta e verdes ingresos, nas parcelas representadas pelos círculos cinza escuro..... | 98 |
| Figura 10- | Distribuição de parcelas e pela declividade e mortalidade da regeneração de <i>Podocarpus lambertii</i> , Bom Jardim da Serra, 2011-13..... | 100 |
| Figura 11- | Sobrevivência de <i>Podocarpus lambertii</i> em parcelas agrupadas por (A) declividade e teor de matéria orgânica e da (B) resistência a penetração e da umidade do solo para os grupos (círculos preenchidos em cinza) e dentro dos grupos (círculos sem preenchimento), Bom Jardim da Serra, em 2013..... | 101 |
| Figura12- | Recrutamento da regeneração de <i>Podocarpus lambertii</i> em parcelas agrupadas por declividade e profundidade do solo, para os grupos (círculos preenchidos em cinza) e dentro dos grupos (círculos sem preenchimento), Bom Jardim da Serra, em 2013..... | 102 |
| Figura 13- | Representação esquemática dos eventos simultâneos dos estróbilos masculino e feminino de <i>Podocarpus lambertii</i> | 111 |
| Figura 14- | Sequência das fenofases do estróbilo masculino..... | 112 |

| | | |
|------------|---|-----|
| Figura 15- | Sequência de fenofases do estróbilo feminino..... | 113 |
| Figura 16- | Modelo esquemático para explicar a relação entre variáveis ambientais e estrutura populacional de <i>Podocarpus lamberti</i> na presença de gado bovino, em área de (a) baixada e de (b) encosta..... | 120 |

LISTA DE TABELAS

| | | |
|------------|---|----|
| Tabela 1 - | List of presence (gray) and absence (white) of species categorized according to sector of occurrence (1-FOM=Araucaria Forest) and (2-TRANS=Transition Forest x Field + Forest x Wetland), and locations (BJ=Bom Jardim da Serra and CX=Coxilha Rica)..... | 62 |
| Tabela 2 - | Localización y características de nueve parcelas con ocurrencia natural de <i>P. lambertii</i> , avaliadas en el Planalto Catarinense..... | 76 |
| Tabela 3 - | Medidas descriptivas para las variables altura y area seccional de individuos adultos de <i>Podocarpus lambertii</i> y distribución espacial de las poblaciones..... | 82 |
| Tabela 4 - | Altura y area seccional media (\pm desvio patron) de individuos adultos de <i>Podocarpus lambertii</i> e Índice de Morisita Patronizado (IMP), entre parcelas dentro de los locales..... | 84 |
| Tabela 5 - | Valores medios de las variables ambientales analizadas de las nueve parcelas localizadas en tres poblaciones de pinheiro bravo, situadas em parches de florestas de araucaria..... | 87 |
| Tabela 6 - | Características químicas do solo (0-20 cm) das parcelas localizadas em Bom Jardim da Serra-SC..... | 96 |

SUMÁRIO

| | |
|--|----|
| 1 INTRODUÇÃO | 31 |
| 2 REVISÃO D LITERATURA | 35 |
| 2.1 ASPECTOS EVOLUTIVOS, TAXONÔMICOS E ECOLÓGICOS DE <i>Podocarpus lambertii</i> | 35 |
| 2.1.1 Distribuição e caracterização..... | 35 |
| 2.1.2 Aspectos ecológicos de <i>Podocarpus lambertii</i> | 39 |
| 2.1.3 Fogo e pastoreio como fontes de perturbação da FOM..... | 43 |
| 3 STRUCTURAL FLORISTIC DISSIMILARITY AND INDICATOR SPECIES OF ECOTONES BETWEEN FOREST, FIELD AND WETLAND | 53 |
| 3.1 INTRODUCTION..... | 54 |
| 3.2 MATERIAL AND METHODS | 57 |
| 3.3 RESULTS..... | 60 |
| 3.4 DISCUSSION..... | 64 |
| 4 ECOLOGIA POPULACIONAL DE <i>Podocarpus lambertii</i> KLOTZCH EN PARCHES DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA (FLORESTA DE ARAUCARIA) | 71 |
| 4.1 INTRODUCCIÓN..... | 72 |
| 4.2 OBJETIVOS..... | 75 |
| 4.3 MATERIAL E MÉTODOS..... | 75 |
| 4.4 MOSTRAGE Y PROCEDIMIENTO DE ANÁLISE DE LOS DATOS..... | 76 |
| 4.4.1 Mostrage..... | 76 |
| 4.4.2 Clases de DAP de <i>Podocarpus lambertii</i> | 77 |
| 4.4.3 Distribución espacial..... | 77 |
| 4.4.4 Variables ambientales..... | 78 |
| 4.4.5 Resultados..... | 78 |
| 4.4.6 Discusión..... | 85 |

| | |
|--|-----|
| 4.4.7 Conclusões | 90 |
| 5 AMBIENTES PREFERENCIAIS PARA A REGENERAÇÃO DE <i>Podocarpus lambertii</i> Klotzch EM REMANESCENTES FLORESTAIS SITUADOS EM BOM JARDIM DA SERRA | 91 |
| 5.1 INTRODUÇÃO..... | 92 |
| 5.2 MATERIAL E MÉTODOS..... | 95 |
| 5.3 RESULTADOS..... | 97 |
| 5.4 DISCUSSÃO..... | 103 |
| 6 OBSERVAÇÕES MORFOLÓGICAS E FENOLÓGICAS EM ESTRUTURAS REPRODUTIVAS DE <i>Podocarpus lambertii</i> Klotzch... | 109 |
| 7 CONSIDERAÇÕES FINAIS | 115 |
| REFERÊNCIAS | 121 |

1 INTRODUÇÃO

As primeiras coníferas de grande porte surgiram no Triássico Superior. Araucariaceae e Podocarpaceae tiveram distribuição preferencial no Hemisfério Sul desde o início de suas trajetórias (DUTRA; STRANZ, 2003). Os biomas vegetais tornaram-se mais parecidos com os atuais, no Terciário, quando os climas se tornaram mais frios, secos e sazonais e até hoje a flora da América do Sul continua contendo descendentes da flora da Gondwana, como a *Araucaria* e o *Podocarpus* (COX; MOORE, 2009). Mas foi com o aumento da umidade sem períodos secos, durante o Holoceno, que a floresta com araucárias iniciou sua expansão sobre a vegetação dominante dos campos a partir de florestas de altitude ao longo dos rios (BEHLING; PILLAR, 2007), atingindo sua máxima cobertura entre 1530 e 530 anos atrás (HERINGER; JACQUES, 2001).

As florestas de coníferas sul-americanas são caracterizadas por coníferas de afinidade neotropical e subantártica, incluindo várias espécies de Podocarpaceae presentes desde a região tropical, passando pelos trópicos até latitudes temperadas (VEBLEN, 2005 apud PILLAR; QUADROS, 1997).

Atualmente a Floresta Ombrófila Mista (FOM) distribui-se entre as latitudes de 24° e 30°S, nos estados do Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná, Minas Gerais e Rio de Janeiro (INPE, 2008), em altitudes de 500 a 1400 metros no sul do Brasil e em áreas isoladas entre 18° e 24°S, entre 1400 e 1800 m acima do nível do mar no sudoeste do Brasil (BEHLING; PILLAR, 2007). A composição florística da vegetação caracteriza-se pela presença de gêneros primitivos como *Drimys*, *Araucaria* e *Podocarpus* (IBGE, 1992).

Em Santa Catarina, cerca de 24% da cobertura florestal atual é FOM, fitofisionomia que predomina no Planalto Serrano desse Estado, onde mais de 50% dos fragmentos

florestais compreendem áreas com menos de 20 ha (IFFS, 2012).

Na região da Serrana de SC é comum a paisagem se apresentar com fragmentos florestais, chamados capões em meio a extensas áreas de campo nativo, formando mosaicos. Com frequência, em um perfil de solo, observa-se uma transição capão – banhado – campo, a qual representa gradientes de umidade, pedregosidade, fertilidade do solo, luminosidade, entre outros.

Os capões contém uma riqueza de espécies florestais, mas por serem locais de abrigo para bovinos criados extensivamente, por se localizarem frequentemente próximos a cursos d'água e banhados e em muitas áreas, sofrerem ainda a influência das queimadas dos campos, apresentam-se bastante antropizados, com grande heterogeneidade da incidência de luz e pouca regeneração. Apesar disso, nitidamente algumas espécies conseguem se estabelecer e sobressair mesmo sob essas condições de perturbação, como é o caso das duas coníferas nativas, *Araucaria angustifolia* Bert. (O. Ktze.) e *Podocarpus lambertii* Klotzch.

A araucária vem sendo estudada por vários autores ao longo de toda sua área de ocorrência. Por outro lado, para *P. lambertii*, os estudos são bastante incipientes e os aspectos da sua ecologia ainda são desconhecidos. Além disso, a maioria dos estudos ecológicos são desenvolvidos em áreas protegidas por lei, especialmente em unidades de proteção, de modo, que embora sejam citados os capões como fonte de diversidade, os estudos recentes não se preocupam em quantificar a riqueza de espécies nesses capões, nem tampouco, a ecologia de espécies de ocorrência em capões.

Por isso, pretendeu-se com esse trabalho responder às seguintes questões:

1. O *P. lambertii* (pinheiro-bravo) ocorre associado a que outras espécies em ambientes antropizados?

2. As populações de *P. lambertii* situadas em diferentes altitudes apresentam características demográficas semelhantes?
3. Que fatores ambientais influenciam na regeneração, recrutamento e desenvolvimento de *P. lambertii*?
4. Como se desenvolvem os eventos reprodutivos da espécie?

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 ASPECTOS EVOLUTIVOS, TAXONÔMICOS E ECOLÓGICOS DE *Podocarpus lambertii*

2.1.1 Distribuição e caracterização

O pinheiro-bravo, *Podocarpus lambertii* é uma gimnosperma dióica pertencente à família Podocarpaceae, subfamília Podocarpoideae.

Historicamente Podocarpaceae foi o principal componente da flora Gondwana, mas as mudanças ambientais durante o Cretáceo há cerca de 60 milhões de anos e a rápida diversificação das angiospermas resultou na extinção de muitas coníferas. As Podocarpaceae existentes são uma pequena representação de um grupo altamente diverso (HILL, 1994 *apud* MELICH, 2012) e dentro da família o gênero *Podocarpus* é o mais adaptado e dinâmico (BIFFIN et al., 2012).

As exigências ecológicas e ambientais de Podocarpaceae são específicas. Quase todas as espécies estão restritas aos ambientes de montanha ou floresta úmida. A regeneração e recrutamento são contínuos para espécies tolerantes a sombra e, para espécies menos tolerantes à sombra, é dependente da escala dos distúrbios e características topográficas como ecótonos, rios e abertura do dossel (BRODBRIBB e HILL, 2003 *apud* MELLICK, 2012).

A família Podocarpaceae é originária do Hemisfério Sul (BISWAS e JOHRI, 1997). Segundo Quilty (1994) *apud* Mellick (2012) há cerca de 240 milhões de anos. É composta principalmente por coníferas desse Hemisfério e inclui 18 gêneros e 173 espécies, sendo *Podocarpus* o gênero mais rico com 110 espécies .

Atualmente, Podocarpaceae aparece de forma abundante e competitiva com as angiospermas em florestas úmidas do Hemisfério Sul. Segundo Hill e Brodbribb (1999)

isso se deve principalmente a forma laminar e maior largura das folhas em comparação, por exemplo, com as Pinaceae, garantindo melhor aproveitamento de luz e favorecendo um importante aspecto que é a tolerância à sombra e a capacidade de propagação sob o dossel.

Segundo Duarte (1973) há três grandes áreas das regiões tropicais e Hemisfério Sul ocupadas por espécies do gênero *Podocarpus*:

Área I – Do sul do Japão e China, Nepal, Sumatra para a Austrália, incluindo a Tasmânia e a Nova Zelândia, dali para o norte as Ilhas Fidji e Filipinas;

Área II – Sul da África e Madagascar em direção ao norte do Equador;

Área III – América Meridional e Central para o norte quase até o Trópico de Câncer incluindo as Antilhas (Índias Ocidentais).

As três áreas encontram-se geograficamente isoladas por extensas superfícies oceânicas, por regiões temperadas ou frias da Antártida, sendo a área I, o provável local de origem de *Podocarpus*.

De acordo com Mellick (2012), a primeira descrição de *Podocarpus* foi feita por L’Heritier em 1807. Segundo Engler (1954) *apud* Duarte (1973) a separação das espécies é feita com base em características dos estróbilos, os quais aparecem em “inflorescência com tegumento incompleto e muito desenvolvido”, ou envolvendo completamente (epimácio) a semente unitegmentada. O gênero *Podocarpus* está incluso no segundo grupo e foi descrito por Engler (1954) *apud* Duarte (1973) da seguinte forma:

“Apresenta invólucro seminal concrecido com óvulo e a semente. Composto de cerca de 80 espécies, nas regiões tropical e subtropical. Arbustos e árvores. Inflorescência feminina espiciforme, reduzida a uma flor. Invólucro

seminal que geralmente ultrapassa as escamas tectrizes que envolvem as sementes. O gênero foi dividido em oito secções diferenciadas de acordo com o número de óvulos e as características da folha”.

Seis espécies de *Podocarpus* ocorrem no Brasil. Quanto à distribuição natural, Manieri e Pires (1973) citam que em regiões de maior altitude desde o Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná, São Paulo, Rio de Janeiro, Brasil Central até o Nordeste, registra-se a ocorrência de *P. lambertii* e *P. sellowii* Klotz. Do limite norte da Amazônia e regiões vizinhas da Venezuela e das Guianas encontram-se *P. tepuiensis* Buchh & Gray, *P. roraimae* Pilger, *P. magnifolius* Buchh & Gray, *P. steyermarkii* Buchh & Gray.

De acordo com Carvalho (2004), *P. lambertii* ocorre de forma natural em duas regiões disjuntas, a primeira na Bahia (entre 10°30'S a 11°35'S) e a segunda entre Minas Gerais (19°10'S) e Rio Grande do Sul (31°20'S).

Duarte (1973) fez a primeira descrição detalhada de *P. lambertii*, na qual chama atenção primeiramente às diferenças entre essa e *P. sellowii*. Em seguida, faz uma comparação morfológica de *P. lambertii* e *P. lambertii* var. *transiens* Klotz., através de características das folhas. *P. lambertii* tem folhas estreitas, oblongas ou linear-lanceoladas, eretas ou patentes largamente agudas, 3-4 cm de comprimento por 3-4 mm de largura. Os cones polínicos fasciculados 3-6 sobre pedúnculos nus, acima de 10 mm de comprimento, sementes subglobosas e hipoderme contínua, enquanto *P. lambertii* var. *transiens*, descreve com folhas largas, acima de 5cm de comprimento, por 5 mm de largura.

“Trata-se de uma árvore grande com numerosos ramos e raminhos, subverticilados com folhagem congesta. Gomos terminais esféricos, escamas largas ovais, obtusas, com margens escamosas finas. Folhas eretas a patentes,

lineares, obtusas ou agudas e pungentes, brilhantes, ambas as faces planas, com a costa média obscura ou inconspícua ou então com a face superior caniculada, opaca, na dorsal com larga crista sob a nervura mediana, até 3-4 cm de comprimento, 2-3 cm de largura. O corte (secção) das folhas, tem hipoderme contínua, não apresentando esclereides, nem feixes vasculares, nem axilares. Cones políneos, numerosos, 3-6 do tipo simples, pedúnculos axilares... Cones femininos solitários com pedúnculos de 5-8mm de comprimento, com receptáculo medindo cerca de 4 mm de comprimento, provido de um par de escamas fusionadas, com as restantes livres”.

O pinheiro-bravo, *P. lambertii* é uma espécie dióica (Figura 1) A morfologia e o desenvolvimento do seu estróbilo feminino foram detalhadamente descritos por Garcia et al. (2006). Segundos os autores, a espécie apresenta estróbilos femininos solitários, axilares, localizados na região basal da folha, constituídos pela semente propriamente dita e por um receptáculo carnoso. Os estróbilos femininos são sustentados pelo pedúnculo carnoso denominado epimácio, que mede de 5 a 15 mm de comprimento. As sementes são pequenas, globosas, com ápice e base mucronados, levemente estriadas, de consistência coriácea e coloração variando de verde pálido, bege e castanho-amarelada, quando maduras, medindo em média 5,53 mm de comprimento e 4,79 mm de diâmetro e o embrião é do tipo linear, com dois cotilédones e eixo-epicotílo-radícula bem definidos.

Para Reitz; Klein; Reis (1984), o pseudofruto do *P. lambertii* é formado por um intumescimento (arilo) apreciado pelos pássaros, que são seus principais disseminadores.

Figura 1 - Estruturas reprodutivas da planta feminina (A e B) e masculina (C e D) de *Podocarpus lambertii*.



Fonte: o próprio autor e para (B) Garcia et al. (2006)

(A) planta feminina fotografada em 06/01/2011, na área experimental situada em Bom Jardim da Serra e (B) detalhes dos estróbilos femininos maduros. Planta masculina (C) com detalhes da estrutura reprodutiva masculina (D) fotografada em Lages, Dezembro/2010.

2.1.2 Aspectos ecológicos de *Podocarpus lambertii*

O pinheiro-bravo *Podocarpus lambertii* ocorre no Bioma Mata Atlântica. Todas as tipologias vegetacionais catarinenses, sobretudo as três tipologias florestais (Lei da Mata Atlântica, Lei nº. 11.428/06) estão incluídas nos domínios do Bioma Mata Atlântica.

Da cobertura original descrita por Klein (1978) para o estado de Santa Catarina, destacam-se no Planalto Serrano as Florestas de Araucária ou Floresta Ombrófila Mista (FOM), nas quais os pinhais, diferentemente de outras regiões do

Estado, se caracterizam pela sua maior densidade e ocorrência na forma de agrupamentos em manchas muitas vezes interrompidas por campos.

A manutenção dos remanescentes florestais em manchas tem relação com o clima, aspectos geológicos e mais recentemente com o uso do solo dessas áreas. Segundo Eskuche (2007, p.306), o gado doméstico é uma importante fonte de degradação dos fragmentos florestais, por eliminar parte do estrato arbóreo e arbustivo pelo pisoteio ou herbivoria e selecionar espécies tolerantes. Ao mesmo tempo, as queimadas influenciam o entorno do remanescente, formando uma faixa onde o sub-bosque é pobre em espécies arbóreas e as araucárias se sobressaem no dossel. Ainda, há sítios protegidos do fogo por cursos d'água e afloramentos rochosos. Esses fatores juntos selecionam espécies e determinam a composição das manchas de florestas e meio aos campos.

Na Floresta Ombrófila Mista, a composição florística da vegetação caracteriza-se pela presença de gêneros primitivos como *Drimys*, *Araucaria* e *Podocarpus*. Essa fitofisionomia está dividida em quatro formações diferentes (IBGE, 1992): Aluvial (ao longo de flúvios), Submontana (50-400 metros de altitude), Montana (400-1000 metros de altitude) e Alto-montana (>1000 metros de altitude), sendo que no Planalto Serrano, região que abriga 18 municípios catarinenses, predominam as formações Montana e Alto-montana.

Especialmente, para a Floresta Alto-montana, logo abaixo da araucária, sobressai-se em ordem decrescente o *P. lambertii* e várias angiospermas como *Drimys brasiliensis* Miers. e *Cedrella fissilis* Vell., bem como lauráceas e mirtáceas (KLEIN, 1978). Eskuche (2007) também destacou a presença exclusiva de araucária no primeiro estrato arbóreo alcançando 18-20 m de altura e a riqueza do estrato inferior, especialmente de espécies com folhas coriáceas, em grande parte da família Myrtaceae, juntamente com *Ocotea pulchella* (Nees) Mez., *D.*

brasiliensis, *Berberis laurina* Thunb., *Symplocos celastrinea* Mart. ex Miq., *Dicksonia sellowia* (Presl.) Hooker) e *Podocarpus lambertii*.

O pinheiro bravo é comumente citado como uma espécie secundária tardia ou clímax tolerante à sombra, que apresenta excelente regeneração natural em capoeirões e vegetação secundária mais evoluída ou mesmo em capões (CARVALHO, 2003). Entretanto, Lorenzi (2002) a descreve como espécie pioneira. Por outro lado, em estudo sobre os mecanismos de regeneração da Floresta Ombrófila Mista na FLONA de São Francisco de Paula, Chami et al. (2011) concluíram que *P. lambertii* está entre as espécies prováveis de se perpetuar em ambientes de encosta, onde está presente em alta densidade na forma de banco de plântulas.

Ocorre naturalmente em solos de fertilidade variável, na maioria pobres, bem drenados e com textura de franca a argilosa (CARVALHO, 2004), porém segundo Zimmer; Paz; Ganade (2010) a espécie se desenvolve tanto em solos rasos como rochosos, como é o caso da Serra do Sudeste no RS. Prefere ambientes de pouca inclinação, com incidência solar indireta e com solos relativamente úmidos (LONGHI et al., 2010) e apresenta dispersão descontínua e irregular, ocorrendo em determinados pontos em agrupamentos quase puros e em outros é completamente ausente (LORENZI, 2002).

Segundo Lusk (1996), estudos sobre a dinâmica de espécies de *Podocarpus*, tem revelado que as mesmas estão mais associadas a sítios de elevada altitude, com solos mal drenados, pobres em nutrientes e ricos em espécies pouco tolerantes a sombra. Ao contrário, em sítios de melhor fertilidade, com maior abundância de angiospermas altamente tolerantes a sombra, espécies de *Podocarpus* são menos abundantes e a regeneração é esporádica.

Segundo Carvalho (2004) a produção de amentilhos ocorre de abril a junho, enquanto o estróbilo feminino é encontrado de setembro a maio, podendo ser encontrados

frutos maduros de dezembro a fevereiro no Paraná e em janeiro em Santa Catarina, os quais são atrativos à fauna e por isso a dispersão é zoocórica.

A polinização do pinheiro-bravo é realizada principalmente por abelhas e insetos pequenos (CARVALHO, 2004). Para *P. gracilior* Pilger, ocorre nas primeiras horas do dia e dura por quase uma semana (BISWAS e JOHRI, 1997).

Quanto à dispersão, sugere-se que seja anual, havendo uma escassez na produção de sementes (AYMA-ROMAY e SANZETENEA, 2008). Segundo esses autores, na Bolívia as fenofases reprodutivas de *Podocarpus* se manifestam melhor em locais onde a estação seca é bem definida, sendo possível identificar seis fenofases: Árvores femininas apresentam as fenofases: **a) ginoestróbilo <50%** (epimácio verde, com menos de 0,25 cm de comprimento com um pó esbranquiçado na superfície); **b) ginoestróbilo >50%** (epimácio com mais de 0,25 cm de comprimento acompanhado de um pseudofruto verde duro); **c) dispersão de sementes** (epimácio verde acompanhado de um pseudofruto de consistência macia, de cor roxa, vermelha ou preta. Para os indivíduos masculinos observam-se as seguintes fenofases: **a) início da formação do androestróbilo** (androestróbilo parecido com botões florais, pequenos, com menos de 0,25 cm, consistência frágil e com um pó esbranquiçado na superfície); **b) androestróbilo latente** (estrutura com tamanho, o dobro da anterior e escamas fechadas) e **c) androestróbilo com dispersão de pólen** (com 1-1,5 cm de largura, com escamas parcialmente ou totalmente abertas com pólen abundante).

A dispersão de sementes de *P. glomeratus* D. Don é influenciada pela luz e não pelo tamanho do indivíduo; a probabilidade de dispersão aumenta com a maior exposição solar (lugares abertos ou quando o indivíduo é dominante) e diminui quando se encontra em lugares sombreados, ou quando o indivíduo é co-dominante ou tem baixa estatura. Por outro

lado, *P. parlatorei* Pilg. não responde a esses fatores (AYMAROMAY e SANZETENEA, 2008).

Quanto a estrutura populacional, estudos preliminares desenvolvidos por Negrini et al. (2009) no Planalto Serrano Catarinense, revelaram que a espécie apresenta grande número de indivíduos nas classes de diâmetro iniciais, sugerindo um estoque regenerativo que torna a população capaz de perpetuação ao longo do tempo, além de um padrão de crescimento próximo ao J invertido.

Em trabalho conduzido em São Francisco de Paula-RS, objetivando investigar os efeitos de diferentes espécies pioneiras sobre a colonização de *P. lambertii* em uma área em restauração, Zimmer, Paz; Ganade (2010) consideraram as classes etárias **plântula** (indivíduos menores que 0,25 m); **jovem-1** (de 0,26 até 0,80m); **jovem-2** (de 0,81 a 2 m); **subadulto** (acima de 2m, sem estruturas reprodutivas) e **adulto** (acima de 2m, com estruturas reprodutivas). A população do pinheiro-bravo manteve-se estável ao longo do estudo, sendo que o número de indivíduos nas classes de tamanho manteve-se razoavelmente constante.

2.1.3 Fogo e pastoreio como fontes de perturbação da FOM

Vários fatores podem exercer influências sobre os ecossistemas naturais provocando alterações na dinâmica das populações ali presentes e, ainda nas características físicas do ambiente. Historicamente, diferentes fatores de degradação/alteração foram adicionados pelo homem às paisagens da região Sul do Brasil e o processo de expansão florestal é ainda é influenciado pela ação antrópica.

Behling et al. (2004) fizeram uma descrição para a região leste do Planalto Rio Grandense, na qual é possível identificar em que momento esses fatores passam a agir sobre a vegetação. Segundo os autores, no período que se estende: **a)** de 42.500 a 27.000 anos AP, a paisagem era dominada por

campos e arbustos e as Florestas de Araucária ocupavam profundos vales e terras baixas da planície costeira; **b**) de 27.000 e 10.000 anos AP, predominava vegetação campestre, com temperaturas baixas e frequentes geadas, sendo o fogo natural raro; **c**) de 10.000 a 4.000 anos AP, iniciou-se a expansão da Floresta Atlântica em direção ao sul nas escarpas da Serra Geral, em decorrência de um possível aumento na temperatura, assim como aumento nos táxons da floresta com araucária, a qual migrou acompanhando pequenos cursos d'água, e em resposta a presença de povos ameríndios o fogo passou a ser mais freqüente; **d**) de 4.000 anos AP até o presente, a floresta com araucária começou a avançar significativamente sobre os campos a partir dos cursos d'água e houve redução nas queimadas.

Para Reis, Ladio e Peroni (2014) há evidências arqueológicas da presença de grupos humanos, com base em sinais de incêndio e/ou artefatos encontrados, com repetidas ocupações anteriores a esta máxima expansão para ambas as espécies: 4000 BP para *A. araucana* (Adán et al 2004.) E 2.500 BP para *A. angustifolia* (Noelli 2000, Tabela 1). Vale ressaltar que a distribuição das florestas de *A. angustifolia* corresponde estreitamente com os resultados de artefatos e habitações subterrâneas, ou seja, "casas de poço", "casas indianas", ou "buracos índio" de grupos indígenas pré-colombianos que pertencem ao Jê estoque linguística, como o Kaingang (Noelli 2000, Bitencourt e Krauspenhar de 2006, Schmitz 2009). Estes resultados têm sido interpretadas por vários autores como evidência de que estes grupos culturais desempenharam um papel importante na expansão da *A. angustifolia* do refúgios do Pleistoceno até a área de ocorrência descrita pelos naturalistas (Reitz e Klein 1966, Hueck 1972, Mattos, 1994) manteve-se estável , em cerca de 100 pb (Tabela 1). No caso de *A. araucana*, nenhuma informação específica foi encontrado no período de máxima expansão das espécies e sua relação com a

presença humana, mas, a partir das descrições de Mariño de Lovera (1865), Cox (2006), e Inventários (2007), a distribuição geográfica acompanhando a expansão permanece estável até 100 BP, em coexistência com os grupos humanos.

No Planalto Serrano de Santa Catarina, o aumento da bovinocultura nos Campos de Cima da Serra foi estimulado pelas tropas que os bandeirantes levavam para Franca (SP). Uma vez que animais eram perdidos das tropas nesse trajeto, acabaram por formar rebanhos nas matas do Planalto Catarinense. A partir daí três momentos podem ser destacados: a formação dos rebanhos de gado “crioulo”, criados de forma extensiva; a introdução das matrizes de origem européia e, por fim, o cruzamento genético das raças e a formação de um novo modelo de produção e um novo conceito de pecuária a partir do século XXI (FORTKAMP, 2011), o qual predomina até hoje.

Além do fogo e da bovinocultura, as alterações da Floresta Ombrófila Mista no Planalto Serrano são decorrentes da exploração seletiva de espécies nobres a partir de 1940, quando a madeira tornou-se a principal fonte de trabalho e renda da região do Planalto Sul de Santa Catarina, dando ao município o *status* de “Princesa da Serra”, quando a cidade chegou a responder por mais de 50% do ICMS Estadual (FLORIANI, 2007).

Atualmente, a comunidade científica tenta identificar e quantificar os principais componentes de perturbação. Nesse sentido, Vibrans et al. (2008) e Sevegnani et al. (2009) dão uma contribuição relevante e apontam o corte seletivo, o fogo e a bovinocultura como agentes significativos nesse processo.

Vibrans et al. (2008) constataram através de inventário da Floresta Ombrófila Mista, fitofisionomia na qual se insere o Planalto Serrano, que as principais fontes impactantes sobre a vegetação atual são o corte seletivo de espécies, o fogo, o corte do sub-bosque, o pastoreio pelo gado e o avanço das fronteiras agrícolas e de reflorestamentos com espécies exóticas, os quais induzem a simplificação estrutural e florística dos

remanescentes comprometendo a manutenção dos mesmos pela redução da biodiversidade autóctone, invasão por espécies alóctones, ou ainda, alterações da estrutura fitossociológica. Os impactos negativos se estendem, possivelmente, sobre a estrutura do solo, da vegetação e nas intrincadas relações entre plantas - animais - microorganismos - solo - água - ar - clima, não somente nessa ordem, mas em todas as ordens, alterando fluxos de matéria e energia fundamentais a manutenção daqueles ecossistemas florestais.

Segundo Sevegnani et al. (2009) a FOM no Planalto de Santa Catarina está profundamente alterada devido ao corte seletivo atual ou histórico de espécies arbóreas e o pastejo pelo gado sob a floresta, porém, o fator que mais gravemente impacta os remanescentes alto-montanos é o pastejo pelo gado bovino e equino, o qual está presente em 80% dos fragmentos avaliados.

Pillar; Quadros (1997) sugerem que a intensidade do fogo foi maior do que do pastejo na história evolutiva das plantas dos campos, o que determinaria o desenvolvimento de mecanismos de resiliência em resposta ao fogo, e só na história mais recente (há cerca de 150 anos) houve aumento na intensidade de pastejo e redução da intensidade de queimadas.

A queima de campos como forma de manejo das pastagens é amplamente difundida no Planalto Serrano de Santa Catarina. O fogo vem sendo utilizado há tanto tempo nesta região que chega a ser uma questão cultural, sendo realizado para destruir o material seco acumulado, acelerar o rebrote na primavera e aumentar a disponibilidade de nutrientes imediatamente após a queima (RHEINHEIMER et al., 2003). Contudo, vários trabalhos têm destacado os efeitos negativos dessa prática sobre fatores bióticos e abióticos do meio. Desses, poucos foram conduzidos no Planalto Serrano Catarinense, mas aqueles conduzidos principalmente no Rio

Grande do Sul podem ser extrapolados para nossa região função das semelhanças de clima, vegetação e manejo.

Entre os efeitos da pecuária extensiva, trabalhos desenvolvidos em várias partes do mundo citam alterações na composição florística, número de espécies, densidade de plântulas, distribuição diamétrica, germinação, regeneração e recrutamento (VARGAS et al., 2000; SANCHÉZ-VELÁSQUEZ et al., 2002; SAMPAIO; GUARINO, 2007; ARAÚJO, 2010; MERLOZ et al., 2005) e nos atributos físicos, químicos e biológicos do solo (RHEINHEIMER et al., 2003; BARETTA et al., 2005; BARETTA et al.; 2008, MAFRA et al., 2008 e CÓRDOVA; CHAVES; COIMBRA, 2009).

Especificamente na Serra Catarinense destacam-se os trabalhos conduzidos por Rheinheimer et al. (2003), Baretta et al. (2005), Mafra et al. (2008) e Sampaio; Guarino (2007), Baretta et al. (2008) e Córdova; Chaves; Coimbra (2009).

Rheinheimer et al. (2003) realizaram um estudo para avaliar as modificações nos atributos químicos de um solo mantido com pastagem nativa que não era queimado há 20 anos. Ao compararem o solo submetido a queima+pastejo e solo não submetido a queima+pastejo, quanto a temperatura e a profundidade de 1 cm e, atributos químicos previa e posteriormente à queima, os autores concluíram que *i*) ocorreu aumento nos teores de N nas camadas de 0 a 2 cm logo após a queima, diminuindo nos meses subsequentes, *ii*) houve decréscimo na concentração de N-amônio após a queima, seguido de súbito aumento cerca de 60 dias depois; *iii*) houve aumento nos teores de K, Ca, Mg e pH e redução do teor de Al após a queima; *iv*) os teores tendem a voltar aos valores obtidos previamente a queima aos 90 dias após a mesma.

Baretta et al. (2005) estudaram o impacto da queima tradicional de campo nativo e do monocultivo de *Pinus* sp. em Lages, sobre atributos do solo, comparando amostras coletadas em (a) Campo nativo, sem queima nos últimos 50 anos (CN); (b) Campo nativo submetido à queima tradicional (CNQ),

ambas, pastagens naturais; (c) Mata natural com predominância de *Araucaria angustifolia* (MATA); e (d) Reflorestamento de *Pinus taeda* com oito anos (PINUS). Os maiores valores de liberação de C-CO₂ foram encontrados na MATA e no PINUS, seguidos de CNQ e CN, respectivamente. Os maiores valores de CBM, COT e relação CBM:COT foram encontrados na MATA, não tendo as demais áreas estudadas apresentado diferenças entre si. O q_{CO2} foi maior no PINUS, seguido de CNQ, em comparação com MATA e CN.

Mafra et al. (2008) quantificaram os teores de estoques de carbono orgânico e caracterizaram a composição química de solos coletados em campo nativo, floresta de pinus com 12 anos, floresta de pinus com 20 anos, reflorestamento de araucária com 18 anos, e mata nativa de araucária por 10 anos sem acesso ao gado. Os reflorestamentos de pinus e araucária mostraram-se eficientes no armazenamento de C orgânico no solo, mantendo os estoques deste elemento na camada de 0-40 cm de profundidade em níveis equivalentes aos ambientes naturais de mata e campo. A acidez do solo e os teores de P disponível foram maiores no reflorestamento com pinus de 20 anos de idade. O uso do solo em áreas florestais e sob campo nativo influenciou a dinâmica da matéria orgânica e a composição química do solo, especialmente na camada superficial, o que pode ser relacionado com a absorção de nutrientes pelas plantas e com a deposição de serapilheira.

Baretta et al. (2008) avaliaram a diversidade de famílias de colêmbolos como bioindicadores da qualidade de solos de 1. floresta nativa com predominância de araucária (NF); 2. reflorestamento de araucária (R); 3. reflorestamento de araucária submetido a incêndio acidental (RF); e 4. pastagem natural com araucárias nativas e ocorrência de incêndio acidental (NPF). Identificaram um total de oito famílias de colêmbolos (Brachystomellidae, Entomobryidae, Hypogastruridae, Isotomidae, Katiannidae, Paronellidae,

Sminthuridae e Tomoceridae). A diversidade de famílias de colêmbolos foi maior nas áreas NF e R, em comparação com as áreas RF e NPF, sendo que esses organismos podem ser usados como bioindicadores de intervenções antrópicas e da qualidade do solo. A floresta nativa de araucária proporciona melhores condições edáficas para o desenvolvimento de maior diversidade de famílias de colêmbolos, em comparação às áreas que tiveram maiores interferências antrópicas, especialmente a área de pastagem com queima acidental.

Córdova; Chaves; Coimbra (2009) estimaram a diversidade da fauna do solo de áreas de reflorestamento de *Pinus taeda*, *P. elliottii*, Campo Nativo e Floresta de Araucária durante períodos de seca e de alta umidade. Constataram que: i) os ecossistemas naturais são mais favoráveis ao seu desenvolvimento do que os ecossistemas implantados; ii) dentro dos ecossistemas naturais, o campo nativo foi mais favorável à comunidade edáfica, o que foi atribuído ao pequeno tamanho do fragmento de floresta e grande efeito de borda; iii) áreas reflorestadas com *Pinus taeda*, até o segundo desbaste, influenciam negativamente a diversidade da fauna do solo, e são bastante afetadas pela umidade, contudo os motivos desse efeito precisam ser melhor investigados, além do que ao longo do tempo, essas diferenças tendem a reduzir. A idade do plantio e a cobertura do solo tiveram efeito sobre a fauna do solo.

O efeito do pastejo de plantas pelo gado pode ser comparado aos efeitos do fogo em termos de respostas reprodutivo-regenerativas e frequentemente, o fogo e o pastejo aparecem associados nas práticas de manejo não só do Planalto Serrano Catarinense, mas da região Sul do Brasil, daí a necessidade de considerar que pode haver um efeito aditivo de duas fontes de distúrbio. Em termos gerais, em se tratando da bovinocultura que é a principal criação da região, seus efeitos tem maior relevância sob o viés do pisoteio (com efeitos sobre

a germinação e desenvolvimento de plântulas) e da herbivoria, o qual pode ser avaliado sobre populações ou comunidades.

Sampaio; Guarino (2007) avaliaram o efeito do pastoreio de bovinos através da comparação da estrutura populacional de *Araucaria angustifolia*, *Clethra scabra* Pers., *Dicksonia sellowiana* (Presl.) Hooker) e *Maytenus ilicifolia* Mart. ex Reissek, em parcelas de 20x20m alocadas em sítios com diferentes intensidades de uso pelos animais dentro de fragmentos florestais situados em Santa Catarina e no Rio Grande do Sul, com diferentes tempos e intensidades de pastoreio (IP). Os autores concluíram que o gado pode influenciar no tipo de cobertura do solo, o que implica em variações na composição florística do sub-bosque. Em sítios com alta intensidade de pastejo as gramíneas são favorecidas (posição basal dos meristemas, reprodução vegetativa, alta taxa de reposição de folhas, presença de órgãos de reserva subterrâneos e alta taxa de crescimento) em detrimento das espécies mais suscetíveis a herbivoria. O gado aumenta a abertura do dossel e a compactação modifica a cobertura do solo, podendo influenciar na germinação e estabelecimento de plântulas.

Schneider et al. (1978) avaliaram a densidade, a umidade e o tempo de infiltração em solos de floresta de araucária de São Francisco de Paula com e sem pastoreio. Verificaram que a densidade e o tempo de infiltração são significativamente menores em solo de floresta com pisoteio e a compactação causada pelo pisoteio pode modificar a estrutura, diminuir a porosidade do solo e prejudicar o enraizamento de árvores e a infiltração de água.

Araujo (2010) relacionou a baixa densidade de indivíduos arbóreos em área com pastoreio ao estado de conservação desses ambientes, e relatou que a área ciliar com gado apresenta-se melhor conservada. Ainda, a área com gado apresenta maior número de indivíduos com DAP de 5 a 10 m,

enquanto na área sem gado, são mais frequentes indivíduos com DAP de 10,2 a 15 m. A regeneração em áreas com gado apresenta diâmetros bem desenvolvidos, mas alturas baixas, o que os autores atribuíram ao constante pisoteio que esses indivíduos sofreram ao longo de sua existência, impedindo que estes se desenvolvessem em altura. As maiores alturas foram verificadas para os indivíduos da área sem gado.

Quadros; Pillar (2001) realizaram em Santa Maria-RS, estudo avaliando os efeitos combinados de dois fatores (queima: queimado e não queimado, pastejo: com pastejo e sem pastejo). Concluíram que o efeito mais importante é do pastejo, pois embora ambos eliminem área foliar, o pastejo continua a reduzir o material verde de lâminas foliares ao longo de toda a estação de crescimento, afetando sua taxa de acumulação.

A regeneração florestal é retardada pelo pisoteio e herbivoria (PILLAR; QUADROS, 1997). Segundo Araújo (2010) existe efeito negativo no desenvolvimento dos indivíduos da regeneração natural de matas ciliares o que, possivelmente, pode ser atribuído ao pisoteio e/ou a herbivoria do gado.

Em trilhas e no seu entorno, o gado reduz a cobertura vegetal, tanto pelo consumo das partes aéreas quanto pelo deitar dos animais, que amassam, quebram e envergam a vegetação de menor porte (FALKENBERG, 2003).

Duarte et al. (2007) registraram que processos de expansão florestal sobre áreas campestres junto a bordas de florestas contínuas ou de manchas florestais (capões) inseridas no campo ocorrem em áreas com exclusão de fogo e de pastejo. Contudo, resultados de trabalhos têm demonstrado que há respostas diferenciais das espécies e que isso pode ter relação com a lotação.

Espécies suscetíveis ao gado têm alta mortalidade inicial e baixo estabelecimento de indivíduos, reduzindo o tamanho das populações (SAMPAIO; GUARINO, 2007), mas

espécies não suscetíveis como *Araucaria cunninghamii* Aiton ex D. Don que apresentam ápice pontiagudo e por isso não são pisoteadas e tem baixa herbivoria, são favorecidas porque reduz a competição interespecífica (SUN; DICKINSON; BRAGG, 1997).

Em Santana do Livramento no RS, a regeneração de *Litraeae molleoides* (Vell.) Engl. (aroeira) e *Schinus lentiscifolius* Marchand (aroeira-branca) em matas ciliares ocorre apenas em área sem gado (ARAUJO, 2010).

Outros trabalhos, embora não sejam conduzidos no Planalto Serrano, podem ser citados, devido às semelhanças com as espécies ou ecossistemas. Na Nova Zelândia *Podocarpus totara* G. Benn. ex D. Don não regenera dentro de capões pastejados, mas na área de transição da floresta com a pastagem (bordas) a regeneração é favorecida, uma vez que a vegetação de menor porte suprime o desenvolvimento de plântulas. Por isso, os autores sugerem que o pastoreio bovino e o crescimento da floresta podem não ser conflitantes em curto prazo (MULLER; WELLS, 2003).

Na Argentina, a espécie arbórea *Polylepsis australis* Ruiz & Pav. tem maior regeneração em áreas florestais com pastejo moderado, regeneração mediana em áreas com exclusão do pastejo e menor regeneração em áreas com alta pressão de pastejo (ZIMMERMANN et al., 2009).

Se populações são afetadas pelo pastoreio, é de se esperar que as comunidades também o sejam. Em área ciliar juntamente utilizada com campo nativo para manejo do gado, Araújo (2010) registrou baixa diversidade florística mas semelhante aos valores observados para uma área sem gado. As famílias Myrtaceae e Anacardiaceae são as mais ricas em áreas com gado e as famílias Myrsinaceae e Salicaceae só estão presentes em áreas sem gado.

3 STRUCTURAL FLORISTIC DISSIMILARITY AND INDICATOR SPECIES OF ECOTONES BETWEEN FOREST, FIELD AND WETLAND

Abstract

In southern Brazil, Araucaria Forest fragments often occur in patches in the middle of extensive field areas, called forest patches. Recent studies have tried to elucidate the expansion of forests within these locations, as well as investigate the dynamics of forest-field edges, highlighting fire and grazing as determining factors of ecological processes. The aim of this study was to verify whether there are differences in floristic compositions in forest-field edges between locations with extensive livestock development (Bom Jardim da Serra and Coxilha Rica) and between different sectors: Araucaria Forest (FOM), transition between Araucaria Forest and Field (FOM/CAM), and transition between Araucaria Forest and wetlands (FOM/BAN), as well as to identify indicator species of each sector. In each municipality two permanent plots of 50x50m were installed with a total sample area of 10,000 m². Floristic differences were found between locations. The floristic composition of the transition sectors FOM/CAM and FOM/BAN are similar. The indicator species of the sectors within each location do not coincide.

Keywords: Araucaria Forest. Forest-field transition dynamic. Ecological processes. Extensive livestock.

Resumo

Dissimilaridade florístico-estrutural e espécies indicadoras de ecótonos entre floresta, campo e banhado. Na região Sul do Brasil, fragmentos de Floresta Ombrófila Mista, frequentemente ocorrem em manchas em meio a áreas extensas de campo, denominadas capões. Estudos recentes tentam elucidar a expansão das florestas nesses locais e investigar a

dinâmica de bordas floresta-campo, destacando o fogo e o pastejo como fatores determinantes dos processos ecológicos. O objetivo desse trabalho foi verificar se existem diferenças na composição florística nas bordas floresta-campo entre locais que desenvolvem a pecuária extensiva (Bom Jardim da Serra e Coxilha Rica) e entre setores: Floresta (FOM), transição entre FOM e Campo (FOM/CAM) e transição entre floresta e banhado (FOM/BAN), bem como identificar espécies indicadoras dos setores. Em cada município foram instaladas três parcelas permanentes de 50x50 m, totalizando uma área amostral de 10000 m². Houve diferença na florística entre os locais. Dentro dos locais a composição florística dos setores de transição FOM/CAM e FOM/BAN são similares. As espécies indicadoras dos setores para cada local não coincidem.

Palavras-chave: Floresta de Araucária. Dinâmica de transição floresta-campo.

3.1 INTRODUCTION

The Araucaria Forest, belongs to the Atlantic Forest biome, and is a major formation of southern Brazil (HIGUCHI et al., 2012) considered one of the most threatened vegetation types among forests in the country, since only 7% (VIBRANS, GASPER, MÜLLER, 2012) to 12.6% remains of its original area (RIBEIRO et al., 2009).

The Araucaria Forest extends throughout the highland plateaus of Santa Catarina state and is subdivided into four formations (VELOSO; RANGEL-FILHO; LIMA, 1991). According to IBGE (1992) the floristic composition of this vegetation is characterized by the presence of primitive genera, such as *Drymys*, *Araucaria* and *Podocarpus* and the formations are classified according to altitude: Alluvial (along rivers), Submontane (50-400 meters), Montane (400-1000 meters) and High Montane (> 1000 meters). In the highland plateau region of the state, home to 18 municipalities, the Montane and High

Montane formations are predominant. Especially for the High Montane forests, just below the Araucaria, the species *P. lambertii* Klotzsch ex Endl. is abundant, along with several angiosperms, such as *Drimys brasiliensis* and Brazilian cedar, as well as species from the Lauraceae and Myrtaceae families. Throughout the Araucaria Forest's range there are considerable variations in vegetation, and according to Carlucci et al. (2011), the presence of *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze and *P. lambertii*, is the only characteristic that unites the different compositions.

Along the southern Brazilian plateau the Araucaria Forests are interrupted by fields, where ecotones are established that represent the front line of forest throughout the forest's occurrence area (OLIVEIRA; PILLAR, 2004). The term "field" is used to refer to physiognomies that vary from true grassland to shrubland (PILLAR; QUADROS, 1997).

Despite the complexity of this phytophysiognomy descriptions do not mention its frequent association with wetlands, which are home to a diverse plant life that is not very well known, and acts as an interface between terrestrial and aquatic systems, as well as supporting a rich biodiversity (POLLOCK et al., 1998).

Rambo (1956) demonstrated the complexity of the formation, calling attention to the occurrence of mosaics consisting of forest fragments with grasslands. However, it is not clear under what conditions forest expansion is possible and how the process relates to the soil, fire regime and use by livestock (PILLAR, 2002). Fields are not at an early stage of forest succession (PILLAR; VÉLEZ, 2010), but have occupied this environment for thousands of years, long before the expansion of forests after the middle Holocene (BEHLINGH et al., 2009).

The study of the transitions between field and forest at different scales (local and global) and environmental variations is an important contribution that can be obtained in

understanding the dynamics of this vegetation (PILLAR; QUADROS, 1997). However, the interface between forest and wetlands also needs to be considered in this context, since they occur with frequency in the high montane Araucaria Forests, and the non-continuous inundation regime throughout the year provides conditions for the establishment of arboreal species.

The composition and structure of these environments are strongly influenced by environmental factors. The classic theory of fragment dynamics indicates that both biotic feedbacks and stochastic events, promote a state of non-equilibrium, which can lead to the continued expansion of forests (LEVIN, 1992). The physical and biological properties of the soil are affected by the replacement of species inducing a plant-soil feedback (Levine et al., 2006), and soil characteristics have been indicated as the most important factors in the composition and distribution of communities (FELFILI et al., 2011).

Changes in soil properties correspond to current, and not past variations in vegetation and exert influences on symbiotic interactions (SILVA; ARNAND, 2011), composing a biotic and environmental heterogeneity within a small physical space, which may be important in explaining the expansion of the Araucaria Forests over fields, and possibly be predictable under certain conditions, if it is viable to establish relationships between physical and biological factors. Variations in geomorphology and soils at small distances in the Araucaria Forest can be investigated through the analysis of vegetation using toposequences (GURCIO et al., 2006) and plots installed along the forest and grassland (SILVA; ARNAND, 2011).

In Araucaria Forest fragments in highland plateau regions edaphic variations within small physical spaces are observed due to the transition sectors that form between forest, fields and wetlands. Supported in the theory (SILVA;

ARNAND, 2011) that the simultaneous expansion of forest borders and the formation/expansion of small forest patches within the fields has increased consistently. However, these may persist with little change over a long period of time due to several limiting factors, assuming that it is possible to detect differences in vegetation and indicator species occurrence in the areas bordering the forest. If this occurs, the monitoring of changes in vegetation/soil over time may contribute to understanding the sequence of events that determine the expansion of forests over the fields.

Therefore, this study aims to answer the following questions: are tree species present in forest patches of Araucaria Forests at different altitudes similar? Is the floristic composition of the interior of forest fragments similar to that observed in transition sectors between forests-fields, and forests-wetlands? Are there indicator species for each of these environments?

3.2 MATERIAL AND METHODS

The study was conducted in forest fragments located on private properties in Bom Jardim da Serra and Lages (locality of Coxilha Rica), in the highland plateaus of Santa Catarina state, both belonging to the Rio Pelotas river basin. The climate according to Köppen classification is Cfb, with an average annual rainfall of 1479.48 mm and an average annual temperature of 16 °C (IBGE, 1992).

In each municipality two permanent plots of 50x50 m were installed with a total sample area of 10,000 m². Each plot was subdivided into sectors of 10x10 m, which were categorized for position in environmental forest fragment and denominated into three sectors: FOM = interior of the forest fragment, FOM/CAM = transition area between forest and field, which is considered under direct influence of native grassland, and FOM/BAN = transition area between forest and wetland, under the direct influence of the wetland.

The method of plot allocation was preferred since it is the most appropriate method for identifying patterns and reduces the sampling effort (KERSTEN; GALVÃO, 2011), which is suitable for the situation presented since the goal is to analyze small fragments that commonly occur in the region, and are usually managed for extensive cattle use. Thus, the plots were demarcated from the edge of the forest fragment in order to situate them in the transition between forest and field, and forest and wetland.

The plot size was defined, taking into consideration that the size will cover the smallest forest fragment to be evaluated (Figure 2a), so that the smallest forest fragment, a plot of 2500 m², covered more than 95% of its length, considering the environment to be investigated on at least two sides, according to the schematic (Figure 2b).

All trees with diameter at breast height greater than or equal to five centimeters ($dbh \geq 5$ cm) within plots were identified and their dbh measured, from which the cross-sectional area of the individuals was estimated. Individuals with multiple trunks had an estimated sectional area of the square root of the quadratic sum of the dbhs.

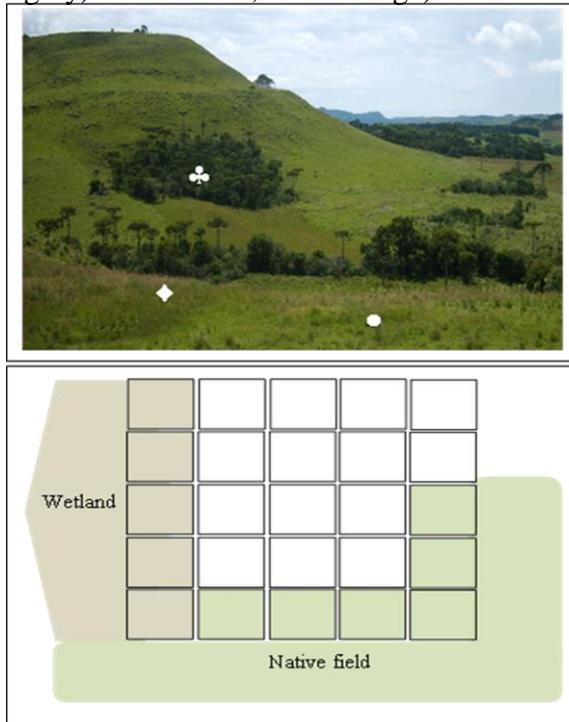
Species were identified through literature and consultation with experts. The species were classified according to the APGIII system (ANGYOSPERM PHYLOGENI GROUP, 2009) and deposited in the Lages Herbarium of the Universidade do Estado de Santa Catarina (LUSC).

Since the number of experimental units for each sector is not fixed and richness is dependent on sampling effort, sampling sufficiency was estimated using rarefaction curves (FELFILI et al., 2011).

The floristic dissimilarity between sectors was analyzed using the multivariate analysis technique NMDS (Nonmetric multidimensional scaling) using three dimensions ($k=3$) (MINCHIN, 1987). NMDS is a non-parametric ordination

method, which plots the sectors on a scatter graph, so that the Euclidean distances between the sectors are proportional to the dissimilarity between them, which can be observed through an ordination diagram. The adequacy of the ordination for interpretation was evaluated by the stress value. First a cluster analysis was performed to detect the similarity between environments and different locations.

Figure 2 - Mosaic of (a) forest (♣) field (●) and wetland (◆), and schematic representation (b) of a plot implemented in a forest fragment where the units were categorized; in white) FOM, in gray) FOM/CAM, and in beige) FOM/BAN.



Fonte: produção do próprio autor.

Using a cluster analysis, the similar sectors within each site were grouped into a dendrogram. The average method (UPGMA) was used to produce the highest cophenetic distance

between sectors. A cophenetic correlation was used between the distances observed in the dendrogram and the distance calculated by the cophenetic matrix to determine the significance of each group. Within each site, the occurrence of indicator species was analyzed using the *indval* procedure. All analyzes were performed using the statistical program R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2010), along with the library *Vegan* (OKSANEN et al., 2009).

3.3 RESULTS

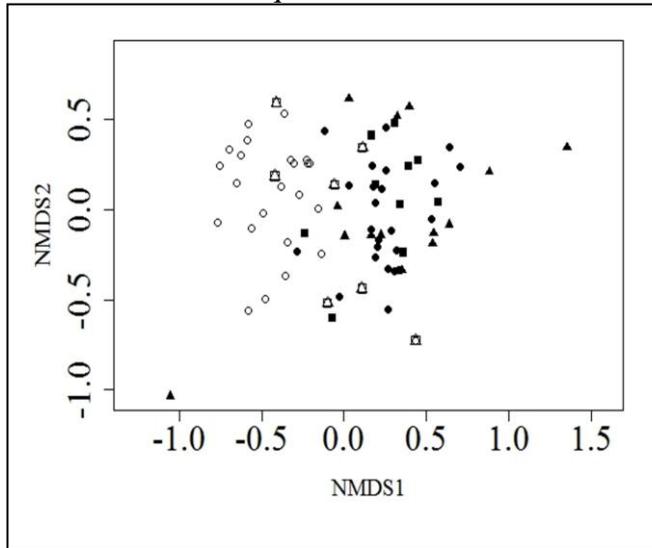
Of the 100 evaluation units, 90 units presented individual trees that reached the inclusion criteria ($dbh \geq 5$ cm), totaling 1268 assessed individuals.

Using multivariate analysis of variance, significant floristic differences were found ($p=0.001$) between at least two of the six sectors (FOM, FOM/CAM and FOM/BAM) or locations: Bom Jardim da Serra and Coxilha Rica. The stress value was 19.74%, indicating that the ordination diagram is adequate for interpretation. The diagram produced by NDMS (Figure 3), shows that the tree component is associated with location, since the sectors of Coxilha Rica (empty symbols) are distant from the sectors of Bom Jardim da Serra (filled symbols).

We recorded 23 botanical families, where 50% of individuals belong to five families. The most frequent families were Myrtaceae, Asteraceae, Anacardiaceae, Rhamnaceae and Salicaceae, which covered, respectively, 26.09; 10.87; 6.52 and 6.52% of the recorded species (Table 1).

Of the 46 species sampled between the two sites, 16 occurred only in Bom Jardim da Serra (34.78%) and 16 exclusively in Coxilha Rica (34.78%), and less than half of the species (17 species, 36.95 %) occurred within the two locations (Table 1).

Figure 3 - Ordination diagram of sectors produced through a NMDS analysis (Nonmetric multidimensional scaling) in fragments studied at Bom Jardim da Serra (filled symbols) and Coxilha Rica (empty symbols) ($p < 0,001$) to circle=FOM, triangle=FOM/CAM and square=FOM/BAN.



Fonte: produção do próprio autor.

Among the 16 species occurring exclusively in Coxilha Rica, six belong to the family Myrtaceae, while the species exclusive to Bom Jardim da Serra only belong to this family.

The floristic differentiation occurred not only between the locations but also within locations. Through the cluster analysis (Figure 4), the shortest cophenetic distance occurred between environments transitioning with the forest. Two groups were formed, among which the highest similarity was between FOM/BAN and FOM/CAM in both locations and the longest distance was between these environments and FOM. The group formations were significant since the cophenetic correlation was 99.86% and 99.06%, respectively for Bom Jardim da Serra and Coxilha Rica.

Table 1 - List of presence (gray) and absence (white) of species categorized according to sector of occurrence (1-FOM=Araucaria Forest) and (2-TRANS=Transition Forest x Field + Forest x Wetland), and locations (BJ=Bom Jardim da Serra and CX=Coxilha Rica).

| Species | Botanical Family | BJ | | CX | |
|---|------------------|----|---|----|---|
| | | 1 | 2 | 1 | 2 |
| <i>Acca sellowiana</i> (O.Berg) Burret | Myrtaceae | + | + | + | + |
| <i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hill) | | | | | |
| Hieron.ex Nierderi | Sapindaceae | + | + | | + |
| <i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze | Araucariaceae | + | + | + | + |
| <i>Baccharis selloi</i> Baker | Asteraceae | + | | | |
| <i>Baccharis uncinella</i> DC. | Asteraceae | + | + | | |
| <i>Banara tomentosa</i> Clos. | Salicaceae | | | + | + |
| <i>Berberis laurina</i> Billb. | Berberidaceae | + | + | | |
| <i>Blepharocalix salicifolius</i> (Kunth) O. Berg | Myrtaceae | + | + | + | + |
| <i>Calyptanthus concinna</i> DC. | Myrtaceae | | | + | |
| <i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwacke | Canellaceae | | | + | + |
| <i>Colletia paradoxa</i> (Spreng.) Escal. | Rhamnaceae | + | + | | |
| <i>Dasyphyllum spinescens</i> (Less.) Cabrera | Asteraceae | | | + | |
| <i>Dicksonia sellowiana</i> Hook. | Dicksoniaceae | | | + | |
| <i>Drimmys brasiliensis</i> Miers | Winteraceae | | | | + |
| <i>Escallonia bifida</i> Link & Otto | Escalloniaceae | | | + | |
| <i>Eugenia catharinensis</i> D. Legrand | Myrtaceae | | | + | + |
| <i>Eugenia pluriflora</i> DC. | Myrtaceae | | | + | + |
| <i>Eupatorium</i> sp. | Asteraceae | + | + | | |
| <i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek | Aquifoliaceae | | | + | + |
| <i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand | Anacardiaceae | + | + | + | + |
| <i>Maytenus boaria</i> Molina | Celastraceae | | + | | |
| <i>Maytenus muelleri</i> Schw. | Celastraceae | + | + | + | + |
| <i>Mimosa scabrella</i> Benth. | Fabaceae | + | + | | |
| <i>Myrceugenia euosma</i> (O.Berg) D.Legrand | Myrtaceae | | + | + | + |
| <i>Myrceugenia glaucescens</i> (Cambess.)D.Legrand | Myrtaceae | | | + | |
| <i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O.Berg | Myrtaceae | | | + | + |
| <i>Myrceugenia ovata</i> (Hook & Arn) O.Berg | Myrtaceae | | | + | + |
| <i>Myrcia laruotteana</i> Cambess. | Myrtaceae | + | + | + | + |
| <i>Myrrhinium atropurpureum</i> Schott. | Myrtaceae | + | + | | |
| <i>Myrsine coriacea</i> (Sw.)R.Br.exRoem.&Schult. | Myrtaceae | + | | + | |
| <i>Ocotea pulchella</i> (Ness & Mart.) Mez | Lauraceae | + | | + | + |
| <i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme | Asteraceae | | + | | |
| <i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl. | Podocarpaceae | + | + | + | + |
| <i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb. | Rosaceae | + | | | |
| <i>Quillaja brasiliensis</i> (A.St.-Hil. & Tull.) Mart. | Quillajaceae | + | + | + | + |

Continuação...

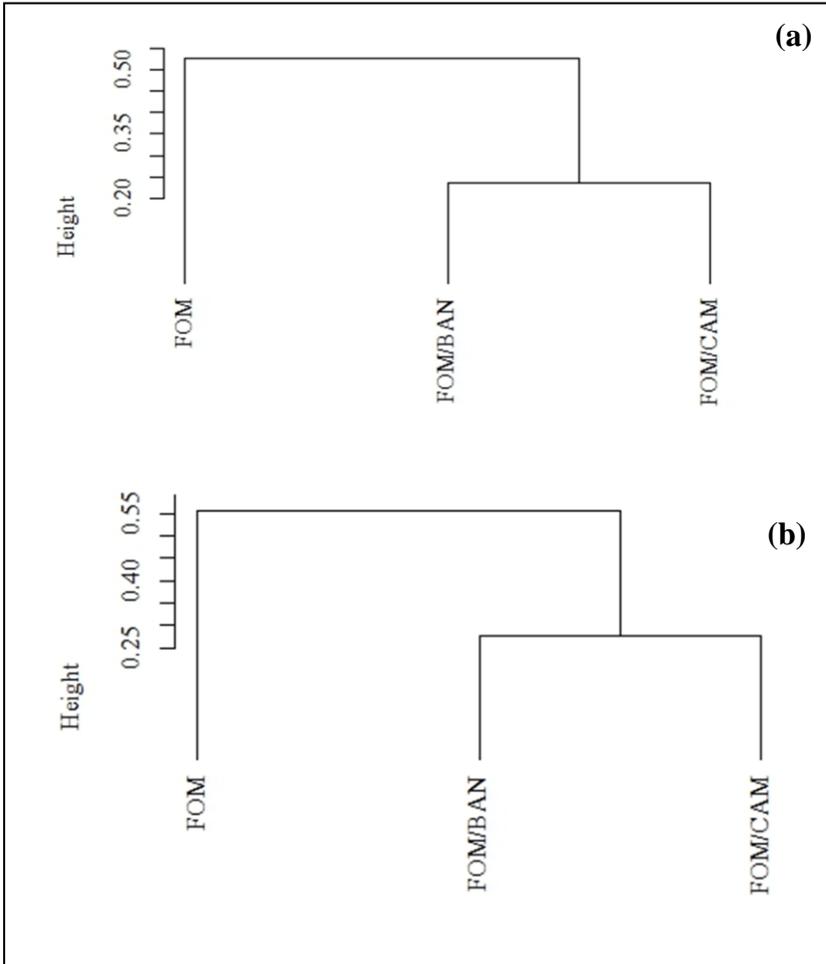
| Species | Botanical Family | BJ | | CX | |
|---|------------------|----|---|----|---|
| | | 1 | 2 | 1 | 2 |
| <i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw. | Rhamnaceae | | + | | |
| <i>Schinus lentiscifolius</i> Marchand | Anacardiaceae | + | + | + | + |
| <i>Schinus polygamus</i> (Cav.) Cabrera | Anacardiaceae | + | + | + | |
| <i>Schinus therebinthifolius</i> Raddi | Anacardiaceae | | | + | + |
| <i>Scutia buxifolia</i> Reissek | Rhamnaceae | + | + | + | + |
| <i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) Sm. & Downs | Euphorbiaceae | | | + | |
| <i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn. | Styracaceae | | | + | |
| <i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth. | Symplocaceae | + | | + | + |
| <i>Xylosma schroederi</i> Sleumer ex Herter | Salicaceae | | + | | |
| <i>Xylosma tweedianum</i> (Clos) Eichler | Salicaceae | | + | | |
| <i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam. | Rutaceae | + | + | + | + |

Among the species exclusive to Bom Jardim da Serra, *Baccharis selloii* Baker and *Prunus myrtifolia* (L.) Urb. occurred only in the FOM sector, while *Maytenus boaria* Molina, *Piptocarpha angustifolia* Dusén ex Malme, *Rhamnus sphaerosperma* Sw., *Xylosma schroederi* Sleumer ex Herter and *X. tweediana* (Clos) Eichler occurred only in the area of transition.

The species *Calyptantes concinna* DC., *Dasyphyllum spinescens* (Less.) Cabrera, *Dicksonia sellowiana* Hook., *Escallonia bifida* Link & Otto, *Myrceugenia glauscecens* (Cambess.) D. Legran & Kausel, *Sebastiania commersoniana* (Baill.) L.B. Sm & Downs, *Styrax leprosus* Hook & Arn., occurred only in the FOM sector of Coxilha Rica, while the only species unique to the transition sector at this location was *Allophylus edulis* (a.St.-Hill. Cambess & A.Juss.) Radlk.

In Bom Jardim da Serra, the indicator species for the FOM sector was *Lithraea brasiliensis* Marchand ($p = 0.0003$) and the species for the transition sector were *Colletia paradoxa* (Spreng.) Escal. ($p=0.003$) and *Eupatorium* sp ($p=0.045$). In Coxilha Rica *S. commersoniana* ($p=0.024$) and *A. angustifolia* were indicator species for the FOM sector.

Figure 4 - Dendrogram produced through a cluster analysis to group together sectors in Bom Jardim da Serra (a) and Coxilha Rica (b).



Fonte: produção do próprio autor.

3.4 DISCUSSION

The plateau region of southern Brazil is within the phytophysiology of the Araucaria Forest (FOM), which is

part of the Atlantic Forest biome. This phytophysiognomy is very rich, and in small distances (within a radius of about 100 km) it is possible to transit through forests located at significantly varying elevations. Since there is a variation in altitude, the Araucaria Forest is subdivided into vegetation formations that have the general characteristics of the Araucaria Forest, but shelter species adapted to the set of environmental variables that characterize the different altitudes.

In this study, the altitude factor may be responsible for floristic dissimilarity between study locations, given that the plots in Bom Jardim da Serra, are located in areas with elevations above 1200 m, while the plots in Coxilha Rica are located at 900 m above sea level, determining their occurrence in two vegetation formations, respectively, high montane and montane Araucaria Forest.

Other authors also reported the effects of altitude on vegetation. Gomes et al. (2011) demonstrated differences in diversity, floristic composition and phytosociological structure between altitudes of submontane dense Rain Forest. According to Bergamin (2010) altitude is the main environmental variable associated with floristic patterns, in a continuum of species replacement along the phytophysiognomies of the southeastern Atlantic Forest in Rio Grande do Sul. In a study conducted in the Atlantic Forest by Oliveira-Filho; Fontes (2000), the authors concluded that the floristic composition of tree species was highly influenced by altitude and associated to temperatures.

The dissimilarity between locations appears to be linked especially to the family Myrtaceae. Among the species that occurred exclusively in Coxilha Rica, five are representative of the Myrtaceae family, including *Eugenia catharinensis* D.Legrand, *E. pluriflora* DC., *M. myrcioides* (Cambess.) O.Berg, *M. ovata* (Hook. & Arn.) O.Berg, while in Bom Jardim da Serra, only one Myrtaceae was exclusive,

demonstrating that this group is an important component to be considered for floristic differentiation among vegetation types. The family Myrtaceae is cited in literature (CARMO; ASSIS, 2012; CHAVES; MANFREDI-COIMBRA, 2010; KLAUBERG et al., 2010; MEIRELLES et al., 2008) as contributing the most to floristic patterns of the Araucaria Forest.

Differences in structure and composition of forests along altitudinal gradients can be attributed to a set of environmental variables such as altitude, microclimate, solar radiation, soil and topography (CARMO; ASSIS, 2012; HIGUCHI et al., 2012). Under certain regional climates, the local heterogeneity determines the availability of water that can prevent forest development in some portions of the landscape, especially on upper slopes, while forest development is facilitated in other portions, such as valleys (PILLAR; QUADROS, 1997).

According Klein; Hatschbach (1971), features such as floods, different successional stages, and contact zones with other vegetation associations are crucial to the floristic dissimilarity in the Araucaria Forest, even in geographically close areas. For Furley (2007) forest expansion may be restricted edaphically, and soil fertility is a major limiting factor in tree growth, often defining the boundaries between tropical forests and open ecosystems. However, on a local scale, Whittaker, Willis; Field (2001) highlight the importance of biological mechanisms.

Therefore, both edaphic characteristics and biotic interactions may be influencing the differences between the sectors in this research, as well as the differentiation of indicator species within sectors. However, Silva; Arnand (2011) reported differences in vegetation corresponding to changes in edaphic characteristics coinciding with the threshold between forest and field in the state of Rio Grande do Sul, and

highlighted the possibility that the changes in soil are due to the different vegetation characteristics of the forest and field, and not the reverse. These results support the differences found in this study between sectors, since the vegetation of the transition regions FOM/CAM and FOM/BAN are similar.

According to Bergamin (2010) it is possible to identify indicator species of changes in composition patterns and species diversity across communities, in relation to the environment and geographical position.

The occurrence and abundance of species in plant communities is determined by density dependent factors and habitat factors. In the case of the Araucaria Forest, habitat factors that stand out include management of areas and the effects of trampling and grazing by cattle, as well as burning performed annually by farmers, both acting on species selection. These anthropogenic effects are responsible for alterations in floristic composition, species richness, seedling density, diametric distribution, germination, regeneration and recruitment (PETTIT et al., 1995; VARGAS et al., 2000; SANCHÉZ-VELÁSQUEZ et al., 2002; MULLER; WELLS, 2003; MERLOZ et al., 2005; TÁLAMO et al., 2009; ZAMORANO-ELGUETA et al., 2012), and possibly contributes to the difference in indicator species within sectors for each location.

In this study, there was a floristic separation of the FOM sector regarding transition sectors (FOM/CAM and FOM/BAN) and it was possible to detect the occurrence of indicator species. Seemingly, there were few indicator species. However, if we consider that the number of indicator species for FOM is low, as a function of low temperatures and frosts that act as environmental filters (BERGAMIN, 2010), this number can be significant at a local scale.

The indicator species for the FOM sector, *L. brasiliensis* in Bom Jardim da Serra and *S. commersoniana* and *A. angustifolia* in Coxilha Rica are, according to Gurcio et al.

(2006), respectively adapted to soils of non hydromorphic slopes, as well as poorly and well drained soils. This association corroborates the sector's characteristics recorded in the field, since the plots are in the conditions described by the authors.

For the transition sectors (FOM/CAM and FOM/BAN) indicator species were only found in Bom Jardim da Serra, which were *C. paradoxa* and *Eupatorium* sp. The species, quina-do-riogrande, *C. paradoxa*, inhabits sandy and stony soils, rocky slopes, grassy hills, riverbanks, and coastal creeks (TORTOSA, 1989), which is characteristic of the transition sectors in this research.

The species *Eupatorium* was not identified in this work, however, Souza; Lorenzi (2008) cite that Asteraceae are particularly common in open fields, being uncommon within forests, corroborating with its sector indication in this study.

It appears that there are floristic dissimilarities between locations, and the possible determining factor is altitude. Within the locations, the FOM sector shelters different species than the transition sectors formed by fields and wetlands, which have indicator species that are associated with the edaphic characteristics found within them. The indicator species in transition sectors are cited as belonging to the initial stages of forest succession, with the potential for field colonization, where the species may start the process of expansion since they tolerate adverse soil conditions and promote a plant-soil feedback favorable to forest succession.

There is a need to monitor the indicator species demographics over time, as well as floristic changes, especially in the transition environment in order to verify whether the management of cattle or not restricts the expansion of forest areas compared to areas physically isolated from cattle.

Acknowledgement

The authors thank the Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina (FAPESC) for the support the Project and for Dr. Pedro Higuchi and Dra. Ana Carolina da Silva provide suggestions and identification of species.

4 ECOLOGIA POPULACIONAL DE *Podocarpus lambertii* KLOTZCH EN PARCHES DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA (FLORESTA DE ARAUCARIA)

Resumen

El objetivo de este estudio fué describir la demografía de poblaciones del pinheiro-bravo *Podocarpus lambertii* Klotzch en parches de Floresta de Araucária situados en pequeñas propiedades rurales particulares del Planalto Serrano de Santa Catarina, Brasil. Fueron instaladas tres parcelas permanentes de 50x50m, divididas en subparcelas de 10x10m, en tres locales con diferente altitud: Bom Jardim da Serra, Lages e São José do Cerrito. Todos los individuos de pinheiro-bravo presentes en las parcelas fueron marcados y avaliados en cuanto su altura y DPA o DAS. Las parcelas fueron caracterizadas también en cuanto a las variables del suelo: profundidad, declive y atributos químicos. Se analizó el comportamiento del pinheiro-bravo entre poblaciones (locales) y entre parcelas dentro de poblaciones. Todas las poblaciones asumieron el patrón diamétrico de J invertido, el mismo patrón ocurrió dentro de las parcelas. Solamente en una parcela la especie no presentó distribución agregada. La regeneración se concentró principalmente en los bordes de la parcela, en ambiente de declive y pedregoso. Los individuos adultos responden a los factores ambientales en forma diferenciada de la regeneración, siendo que los adultos se concentraron principalmente en el interior de las parcelas, en suelos de bajada, más húmedos y profundos.

Palavras llaves: Pinheiro-bravo. Fragmento florestal. Demografía. Variables ambientales.

Abstract

Population ecology of *Podocarpus lambertii* Klotzch in capões of the Mixed Ombrophilous Forest (Araucaria Forest). The objective of this study was to describe the demographics of the pinheiro-bravo, *Podocarpus lambertii* Klotzch in *capões* of Araucaria Forest located in small private farms in the mountain plateaus of Santa Catarina. Three permanent plots of 50x50m were installed, and divided into 10x10m subplots at three locations with varying altitudes: Bom Jardim da Serra, Lages/Coxilha Rica, and São José do Cerrito. All *pinheiro-bravo* individuals in the plots were marked and evaluated for height and dbh or diameter at neck height. The plots were also characterized by soil variables, such as, depth, slope and chemical attributes. The behavior of *pinheiro-bravo* was analyzed between populations (locations), and between plots within populations. All populations assumed the standard diametric inverse J pattern, and the same occurred within plots. Only in one plot did the species show no aggregate distribution. Regeneration was mainly found on the plot edges in sloping and rocky environments. The adults responded differently to environmental factors than the regeneration, where the adults were mainly concentrated inside the plots in humid and deeper lowland soils.

Key-words: Pinheiro-bravo. Forest fragment. Demographics. Environmental variables.

4.1 INTRODUCCIÓN

La cobertura florestal actual del Estado de Santa Catarina es de 27.555km², o sea 28,9% de su área total original. De esa, 24,4% son de Floresta Ombrófila Mista – FOM, fitofisionomía también llamado bosque de Araucaria, que predomina en el Planalto Serrano de Santa Catarina donde más

de 50% de los fragmentos comprenden áreas de menos de 20 ha (VIBRANS et al., 2013), indicando que la floresta se presenta fragmentada.

La fragmentación de la FON en regiones de mayor altitud en Santa Catarina y en Rio Grande do Sul es resultado de un proceso natural de expansión y retracción de la floresta sobre los campos, debido a las fluctuaciones climáticas que ocurrieron a partir del pleistoceno, con evidencias paleoambientales de que los campos son relictos de las fases glaciales frías y secas que precedieron la actual distribución florestal (BEHLING, 2004). Los remanentes de la FOM cuya área está bastante reducida en relación a la cobertura original, están dispersos bajo la forma de pequeños fragmentos, también conocidos como “parches” (MACHADO et al., 2012).

Disturbios antrópicos han auxiliado para la manutención de la floresta en la forma de parches y alteraciones en la estructura y florística de la FOM, en el Planalto Serrano han sido observadas en consecuencia de la extracción de especies nobles, de la expansión de las ciudades, de la ocupación del suelo para agricultura, entre otros (HESS; SCHNEIDER, 2010).

Historicamente, la mayoría de los fragmentos de entorno del río Pelotas, vienen siendo utilizados para bovinocultura extensiva (SAMPAIO; GUARINO, 2007), siendo esa una fuente de perturbación recurrente (HIGUCHI et al., 2012), una vez que el interior de los fragmentos florestales sirven de abrigo y fuente de alimentación para los animales durante los períodos de temperaturas extremas del invierno y verano.

Los fragmentos florestales han sido indicados como fuente de elevada diversidad vegetal (VIANA; PINHEIRO, 1998). Con todo, se sabe que la fragmentación resulta en aumento del efecto de borde, con respuestas negativas que incuen la alteración en la composición y diversidad vegetal (BENITEZ-MALVIDO; MARTINEZ-RAMOS, 2003;

CAGNOLO; CABIDO; VALLADARES, 2006) en la dispersión y predación de semillas (RODRIGUEZ-CABRAL et al., 2007; CRAMER; MESQUITA; WILLIAMSON, 2007; HERRERIAS-DIEGO et al., 2008) y en las tasas de mortalidad de árboles (LAURANCE, 2000) y por lo tanto, tiene efectos directos e indirectos sobre las poblaciones, los cuales reflejan en los parámetros demográficos, estructura y dinámica.

Por este motivo, cuando se pretende la efectiva preservación de la FOM, es imprescindible tener conocimientos acerca de la estructura y dinámica de las poblaciones, como herramienta para la elaboración de nuevas técnicas de manejo dirigidas a la conservación y utilización racional de los recursos (SCHAAF et al., 2006). También, bajo el viés de la conservación y explotación sustentable en los que se fundamentan los trabajos de ecología poblacional. Por eso, los estudios dirigidos a la estructura vertical y horizontal desarrollados en la FOM, han focado principalmente *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (PUCHALSKI; MANTOVANI; REIS, 2006; MACHADO et al., 2012), *Ocotea pulchella* (Rich.) Nees (SILVA et al., 2012), *Cedrela fissilis Vell.* (MACHADO et al., 2012) y *Drimys brasiliensis Miers* (MARIOT et al., 2010), especies consideradas importantes desde el punto de vista ecológico, mas principalmente económico.

Entretanto, la investigación sobre la ecología de especies arbóreas, que normalmente es justificada por la posibilidad de explotación de las especies, precisa ser vista también sobre otros aspectos. En lo que se refiere a los parches de FOM, que incluso son utilizados en las descripciones de esa fitosionomía para caracterizarla, puede ser importante saber que alteraciones están ocurriendo en esas poblaciones, a medida que el manejo actual es mantenido y que factores ecológicos determinan la manutención de esas poblaciones mismo bajo condiciones de perturbación causadas por el ganado. Esos

conocimientos podrán ser fundamentales, para el desarrollo de estrategias de manejo de esos ambientes que vienen siendo alterados por la intervención humana.

En este sentido, investigaciones relacionadas a la ecología de comunidades de esa fitofisionomía destacan la importancia de otras especies, entre las cuales *Podocarpus lambertii*, conocido como pinheiro-bravo.

El pinheiro-bravo es una especie dioica nativa del sur del Brasil (RAGAGNIN; COSTA; HOPPE, 2004), descrita por Lorenzi (2002) como especie pionera. En el Planalto Serrano ha sido observada en alta densidad en parches bastante perturbados por el pisoteo bovino.

Factores ambientales como el clima y el suelo influyen en el desarrollo de las especies, por eso, el reconocimiento de las características del ambiente donde una especie puede ocurrir puede colaborar en la comprensión de su auto-ecología (PUCHALSKI; MANTOVANI; REIS, 2006).

4.2 OBJETIVOS

El objetivo de este trabajo fué caracterizar estructuras populacionales de *Podocarpus lambertii* y condiciones ambientales de parches de FOM situados en el Planalto Serrano de Santa Catarina, Brasil, sometidos al pastoreo bovino conforme el manejo extensivo adoptado en la región.

4.3 MATERIAL E MÉTODOS

El estudio fué desarrollado en fragmentos florestales de fitofisionomía Floresta Ombrófila Mista (FOM), situado en tres municipios en el Planalto Serrano de Santa Catarina, el cual está totalmente inserido en los dominios del Bioma Mata Atlántica. El clima, según clasificación de Köppen, es del tipo Cfb, con precipitación anual media de 1479,48 mm y temperatura media anual de 16°C (IBGE, 1992).

El estudio fué conducido en parches inseridos en la cuenca hidrográfica del río Canoas y en la del río Pelotas, con

topografía de suave-ondulada a ondulada, siendo la vegetación clasificada como Floresta Ombrófila Mista Montana y Altomontana (IBGE, 1992). La cobertura vegetal de las áreas de estudio es compuesta por un mosaico de fragmentos de FOM de diferentes tamaños, formas, estadios sucesionales y estados de conservación, siendo todos situados en propiedades particulares y sujetos a pastoreo por bovinos.

Los fragmentos estudiados, con ocurrencia natural de *P. lambertii*, están localizados en los municipios de Bom Jardim da Serra (BJ), Lages (LG) en el municipio de Lages y en São José do Cerrito (SJC). En estos fragmentos fueron instaladas parcelas permanentes que se caracterizan por presentar grande heterogenidad ambiental, con variaciones topográficas compuestas de áreas bajas y pendientes íngremes y con la presencia de sendas formadas por el pisoteo bovino (Tabla 2).

Tabla 2 - Localización y características de nueve parcelas con ocurrencia natural de *P. lambertii*, avaliadas en el Planalto Catarinense.

| Parcela | Local | Altitud (m) | Coordenadas UTM (m) | Posición topográfica | % de las parcelas con sendas |
|---------|-------|-------------|----------------------------|----------------------|------------------------------|
| 1 | BJ | 1223 | 22J E629572,32;S6865423,19 | Bajadas | 20-30 |
| 2 | BJ | 1351 | 22JE629092,57;E68677929,9 | Pendientes | <10 |
| 3 | BJ | 1349 | 22J E629346,32;E6868352,28 | Bajadas | 10-20 |
| 4 | LG | 904 | 22J E0568960;S6897949 | Bajadas | >50 |
| 5 | LG | 912 | 22J E0568977;S6897943 | Pendientes | <10 |
| 6 | LG | 1051 | 22J E0569460;S6897925 | Pendientes | 20-30 |
| 7 | SJC | 775 | 22J E0538211;S6933267 | Pendientes | 10-20 |
| 8 | SJC | 792 | 22J E0538310;S6933330 | Bajadas | 20-30 |
| 9 | SJC | 795 | 22J E0538822;S6933172 | Pendientes | 20-30 |

Fonte: produção do próprio autor.

4.4 MOSTRAGE Y PROCEDIMIENTO DE ANÁLISE DE LOS DATOS

4.4.1 Mostrage

En cada local fueron instaladas tres parcelas permanentes de 2500 m². Cada parcela fue dividida en subparcelas de 10x10 m donde todos los individuos de pinheiro-bravo inventariados y avaliados en cuanto la altura, DAP (diámetro a la altura del pecho, midiendo 1,30 m del suelo) o DAS (diámetro a la altura del suelo en centímetros). Para los individuos con $DAP \geq 5$ cm, fué determinado el DAP con la utilización de suta, en cuanto para los individuos con $DAP < 5$ cm determinose el DAS con parquímetro. Plantas con tallos múltiplos tubieron todos los tallos medidos desde que, por lo menos, alcanzasen el criterio de inclusión de 5 cm.

4.4.2 Clases de DAP de *Podocarpus lambertii*

Los individuos de cada local fueron distribuidos en clases diamétricas. Se consideró adulto a los individuos con $DAP \geq 5$ cm, los cuales fueron distribuidos en clases con amplitud fija de 10 cm. Los demás individuos de pinheiro-bravo que no alcanzaron ese criterio de inclusión fueron considerados pertenecientes a la clase regeneración (Reg). En la categorización de las clases en amplitud fija, fue definida con base en la literatura reciente referente solamente a la FOM, en la cual varios autores sugieren amplitud fija de 5 cm (CANALEZ; CORTE; SANQUETTA et al., 2006; HESS, 2012; KLAUBERG et al., 2012;) e 10 cm (SCHAAF et al., 2006; EBLING et al., 2012; STEPKA et al., 2012).

4.4.3 Distribución espacial

La distribución espacial de pinheiro bravo para las poblaciones y para cada parcela dentro de las poblaciones, así como para las clases regeneración y adulto, fue avaliada a través del Índice de Morisita, utilizando el programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2010). Los valores del Índice de Morisita Patronizado varían de -1 a 1, siendo que valores entre -0,5 a 0,5 indican una distribución aleatoria.

Valores inferiores a -0,5 indican distribución regular, y por cima de 0,5 indican distribución agregada.

4.4.4 Variables ambientales

Para investigaciones sobre variables ambientales, fueron colectadas muestras compuestas de suelo de todas las subparcelas, en la profundidad de hasta 30 cm. Las muestras fueron dirigidas al Laboratório de Análises de Solos del CAV/UDESC para análisis de rutina. La profundidad efectiva del suelo fue estimada con el uso del trado, el cual fue introducido hasta alcanzar la roca o hasta la profundidad máxima de 130 cm. Se determinó el declividad en tres puntos de cada parcela. A partir de las variables ambientales, se produjo una ordenación ambiental de las parcelas a través de la Análisis de los Componentes Principales (PCA), por medio de Biblioteca Vegan (OKSANEN et al., 2009) del programa estadístico R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2010).

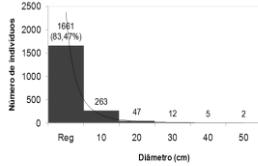
4.4.5 Resultados

Fueron avaluados 5990 individuos de pinheiro bravo (Figuras 5, 6, 7), de los cuales 1990 (33,22%), 1303 (21,75%) y 2697 (45,03%), pertenecieron respectivamente a las poblaciones situadas en Bom Jardim da Serra (BJ), Lages (LG) y São José do Cerrito (SJC).

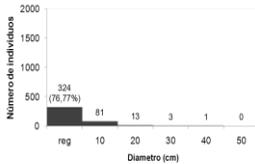
De acuerdo con las figuras 5, 6 y 7, verificase que en todas las poblaciones el número de regenerantes fue elevado, representando aproximadamente 83-89% de los individuos.

El mismo resultado fue observado en las parcelas dentro de las poblaciones, en las cuales el número de regenerantes fue siempre superior a 85%, excepto en las parcelas 1 y 3 (BJ) y na parcela 5 (LG).

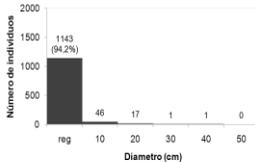
Figura 5. Distribución diamétrica de la población de *Podocarpus lambertii*, en lo municipio de Bom Jardim da Serra (BJ) y en las parcelas dentro de lo municipio.



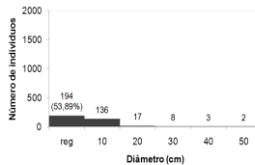
BJ (população)



BJ (parcela 1)



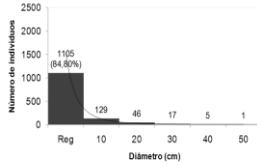
BJ (parcela 2)



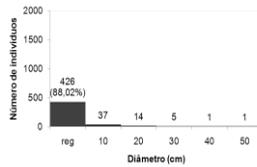
BJ (parcela 3)

Fonte: produção do próprio autor.

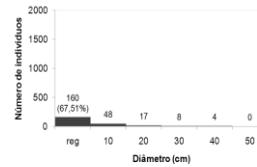
Figura 6. Distribuição diamétrica de la população de *Podocarpus lambertii*, en lo municipio de Lages (LG) y en las parcelas dentro de lo municipio.



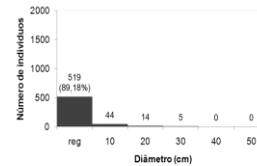
LG (população)



LG (parcela 4)



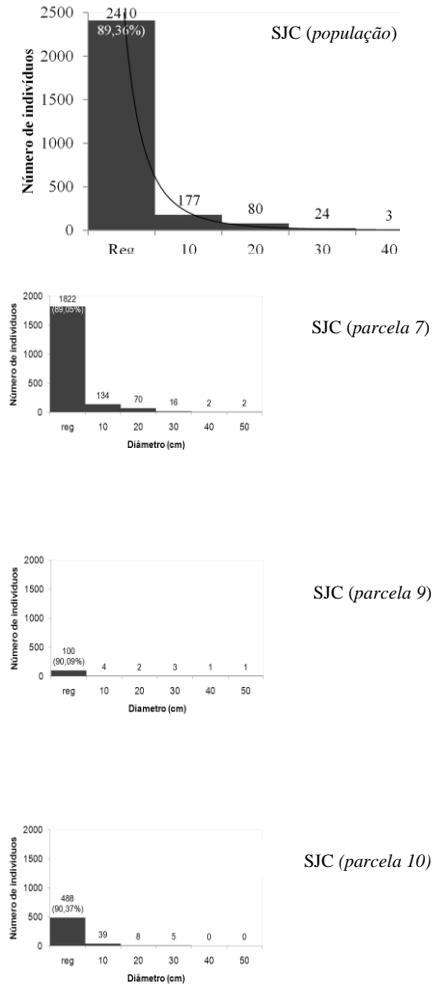
LG (parcela 5)



LG (parcela 6)

Fonte: produção do próprio autor.

Figura 7. Distribución diamétrica de la población de *Podocarpus lambertii*, en lo municipio de Lages (LG) y en las parcelas dentro de lo municipio.



Fonte: produção do próprio autor.

El elevado número de individuos en las clases iniciales resultó en un patrón de distribución diamétrica exponencial negativa, también conocida como J invertida, comunmente observado en florestas inequianeas, en todas las poblaciones y parcelas dentro de las poblaciones. Con todo, se verifica que en todas las situaciones demostradas en las figuras 5, 6 y 7, más de 95% de los individuos encuentranse en las clases hasta 20 cm de DAP, especialmente en la parcela 2-SJC, hay una caída abrupta de individuos desde la primera clase, siendo que el número total de adultos en todas las clases es muy bajo.

Los individuos adultos tuvieron la altura media de 6,77 m (BJ), 7,66 m (LG) y 9,82 m(SJC), siendo que las mismas presentaron diferencias significativas ($p<0,05$) entre locales (Tabla 3).

Tabla 3 - Medidas descriptivas para las variables altura y área seccional de individuos adultos de *Podocarpus lambertii* y distribución espacial de las poblaciones.

| Estatística | Altura (cm) ¹ | | | Área seccional (m ²) | | |
|--|--------------------------|-------|---------|----------------------------------|---------|---------|
| | BJ | LG | SJC | BJ | LG | SJC |
| Media | 6,77c | 7,66b | 9,82a | 0,016b | 0,021a | 0,021a |
| Mediana | 6,50 | 7,50 | 10,00 | 0,004 | 0,009 | 0,013 |
| q ₁ | 5,00 | 6,00 | 8,00 | 0,008 | 0,004 | 0,005 |
| q ₂ | 8,00 | 9,00 | 12,00 | 0,016 | 0,028 | 0,026 |
| Pr<W | <0,0001 | 0,005 | <0,0001 | <0,0001 | <0,0001 | <0,0001 |
| Distribución Espacial de las Poblaciones | | | | | | |
| | BJ | | COX | | SJC | |
| N | 1990 | | 1303 | | 2697 | |
| IMP | 0,57 | | 0,56 | | 0,59 | |

^{1/}Medias seguidas de letras diferentes en la línea, presentan diferencias estadísticas por el test de Boferroni ($p<0,05$). Siendo BJ: Bom Jardim da Serra, LG: Lages e SJC: São José do Cerrito. Fonte: Produção do próprio autor.

Hasta 75% de los individuos situados en Bom Jardim da Serra, local de mayor altitud, miden hasta 8m (q₃), en cuanto

los adultos de SJC 75% midieron más de que 8 m (q_1). Se observó un aumento significativo en la altura de los individuos con la reducción de la altitud, habiendo 99,5% de correlación entre altitud y altura de las plantas ($p < 0,05$).

La area seccional de adultos fue significativamente mayor ($p < 0,05$) para las poblaciones situadas en los locales de menor altitud (SJC y LG), en cuanto los individuos situados en ambiente de mayor altitud (BJ) tuvieron la area seccional y altura significativamente menores (Tabla 3).

Entre parcelas, dentro de las poblaciones (Tabla 4), solamente se verificó diferencia significativa en la area seccional de los individuos situados en SJC, donde, en la parcela 8, a pesar de tener altura semejante entre parcelas, los individuos presentaron mayor area seccional ($p < 0,05$). Esa parcela se distingue de las demás físicamente, principalmente en cuanto al declividad, una vez que esa es la única parcela de SJC situada en ambiente de bajada.

La altura fue semejante entre parcelas dentro de todas las poblaciones (Tabla 4), exepcto en la parcela 3-LG, donde los individuos son más bajos ($p < 0,05$). Em Lages esta es la única parcela situada em terreno de bajada, estando las otras dos en ambiente de pendiente donde la declividad varia de 35 a más de 45%.

Todas las poblaciones presentaron IMP mayor que 0,5 (Tabla 3) indicando que la especie presentó distribucion agregada en todos los locales de estudio. Entretanto, cuando la distribución fue avaliada dentro de las parcelas de cada población (Tabla 3), se verificó que apenas en la parcela 8, situada em SJC, la distribución fue aleatoria (IMP=0,50), lo que puede estar asociado al bajo número de individuos registrados en la misma.

Com base en la PCA (Figura 8), las variables químicas del suelo no se distribuyen de forma homogenea entre las parcelas, mismo dentro de un local, siendo que los vectores que representan el aluminio (Al), profundidad (Prof) y declividad

(Decl) apuntan para el lado derecho del gráfico, mostrando que las parcelas allí apuntadas tienen relación positiva con esas variables, en cuanto los vectores K, Ca, Mg, pH, saturación por bases (SatBases) y P, tienen asociación negativa, habiendo una dicotomía en las características ambientales estudiadas.

Tabla 4 - Altura y área seccional media (\pm desvio patrón) de individuos adultos de *Podocarpus lambertii* e Índice de Morisita Patronizado (IMP), entre parcelas dentro de los locales.

| Local | Parcela | Altura ¹ | Área seccional ¹ | IMP (n) |
|---------------------|---------|---------------------|-----------------------------|-------------|
| Bom Jardim da Serra | 1 | 6,78 \pm 2,4a | 0,014 \pm 0,01a | 0,52 (422) |
| | 2 | 6,64 \pm 2,4a | 0,016 \pm 0,02a | 0,51 (1208) |
| | 3 | 6,81 \pm 2,6a | 0,017 \pm 0,03a | 0,51 (360) |
| Lages | 4 | 6,70 \pm 2,2b | 0,024 \pm 0,03a | 0,51 (484) |
| | 5 | 8,27 \pm 2,7a | 0,022 \pm 0,03a | 0,51 (237) |
| | 6 | 7,80 \pm 2,4a | 0,016 \pm 0,02a | 0,52 (582) |
| São José do Cerrito | 7 | 9,95 \pm 2,6 a | 0,021 \pm 0,03b | 0,53 (2046) |
| | 8 | 10,04 \pm 3,5a | 0,056 \pm 0,05a | 0,50 (111) |
| | 9 | 9,20 \pm 3,1 a | 0,015 \pm 0,02b | 0,51 (540) |

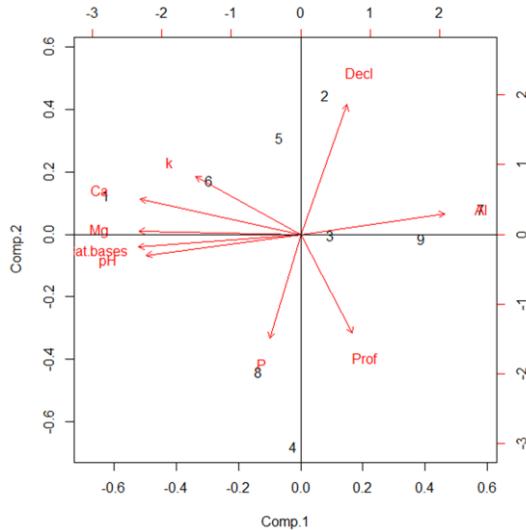
¹Medias seguidas de letras diferentes en la línea, presentan diferencias estadísticas por el test de Bonferroni ($p < 0,05$), dentro de las poblaciones. Fuente: Produção do próprio autor.

Las parcelas 1,5 y 6 están asociadas positivamente a los vectores Ca, Mg, K, y SatBases (Figura 8) y presentan los mayores tenores medios de esas variables (Tabla 6), al mismo tiempo, presentan asociación negativa con el vector Al. Las parcelas 2, 3,7 y 9, tienen asociación inversa con los mismos vectores y menores tenores medios. Los agrupamientos por medio de dos ejes son relevantes, pues 72,5% de la ordenación

de las parcelas fue explicada por las variables ambientales consideradas.

Las parcelas 4 y 8, en oposición al vector Des, se distanciaron de las demás (Figura 8) por estar en terrenos de bajada, asociadas a mayores profundidades y valores medianos de P (Tabla 6).

Figura 8 - Distribución de las parcelas en un Análisis de los Componentes Principales (PCA) realizado para variables ambientales.



Parcelas: 1,2,3-Bom Jardim da Serra; 4,5,6-Lages y 7,8,9-São José do Cerrito). Variables ambientales: pH, Ca, Mg, Al, P, Na, K, Prof:profundidad, SatBases:saturación de bases, Decl: declividad del suelo colectado en florestas de araucarias.

Fonte: produção do próprio autor.

4.4.6 Discusión

La heterogeneidad ambiental resultante de la diversidad de factores que interagen en las comunidades es uno de los principales determinantes de la composición florística y de la estructura de las florestas. Las respuestas de las especies a esos factores hace con que cada local tenga características propias

y/o comunes a otros locales (LONGHI et al., 2010). Este estudio muestra que dentro de la misma fisionomía en áreas con manejo semejante (bovinocultura extensiva), mas, en locales de altitud y características edáficas variables, en general, *Podocarpus lambertii* atiende los patrones esperados, especialmente en las clases iniciales, una vez que el número de regenerantes es siempre elevado. Esto confirma que hay en todos los sitios de evaluación, fuentes de semillas suficientes para renovar la población.

El formato J-invertido de la distribución diamétrica aquí registrado, es resultado en grande parte, del grande número de regenerantes y solo no fué observado en la parcela 2 de SJC, donde el número de individuos regenerantes es bajo comparativamente a las demás parcelas en todas las clases. Según Assunção; Felfili (2004) ese formato indica que las poblaciones estudiadas son autoregenerativas caso no sean intensamente perturbadas. Para Schaaf et al. (2006) poblaciones con ese patrón pederán sobrevivir mismo con gran mortalidad en las clases inferiores, una vez que hay un gran número de individuos en las mismas.

La fuente de perturbación de los ambientes tiene un papel relevante sobre la composición y estructura de las florestas. En todos los parches estudiados la principal fuente de perturbación es el ganado bovino. Vibrans et al. (2008) ya habían citado entre los factores que más gravemente impactan los remanecientes altomontanos en el Planalto Serrano el pastoreo por ganado bovino. Frecuentemente las plántulas son muy afectadas (VARGAS et al., 2000; MILLER; WELLS, 2003; MERLOZ et al., 2005) por el pisoteo y, posiblemente, sea este el motivo para que en las parcelas de terreno bajo, con presencia de animales evidenciada por la mayor frecuencia de sendas (Tabla 1), el número de regenerantes sea menor (parcelas 1, 3 y 8), comparativamente a las otras dentro de cada local.

Tabla 5 - Valores medios de las variables ambientales analizadas de las nueve parcelas localadas en tres poblaciones de pinheiro bravo, situadas em parches de florestas de araucaria.

| Local | Prof | Des | pH | Ca | Mg | Al | Sat. Bases | P | k |
|--------|-------|-----|------|-------|------|------|------------|------|--------|
| 1-BJ | 33,84 | 5 | 5,51 | 15,17 | 3,79 | 0,64 | 67,11 | 5,91 | 252,12 |
| 2-BJ | 21,84 | 45 | 4,97 | 7,31 | 2,20 | 1,26 | 37,44 | 2,94 | 120,88 |
| 3-BJ | 31,36 | 5 | 4,93 | 5,51 | 2,44 | 1,17 | 32,19 | 1,47 | 93,00 |
| 4-COX | 78,08 | 3 | 5,16 | 6,80 | 2,56 | 1,22 | 44,18 | 20,2 | 63,40 |
| 5-COX | 46,08 | 45 | 5,28 | 10,34 | 2,36 | 1,12 | 48,48 | 1 | 86,04 |
| 6-COX | 76,88 | 35 | 5,39 | 10,66 | 3,03 | 0,24 | 58,86 | 0,91 | 141,56 |
| 7- SJC | 85,80 | 30 | 4,78 | 1,35 | 1,30 | 3,11 | 12,55 | 0,83 | 79,40 |
| 8- SJC | 127,0 | | | | | | | | |
| 9- SJC | 0 | 2 | 5,42 | 7,18 | 2,29 | 0,23 | 56,23 | 0,60 | 96,84 |
| | 113,2 | | | | | | | | |
| | 8 | 25 | 4,79 | 3,12 | 1,54 | 2,15 | 22,27 | 1,35 | 139,24 |

¹Prof=profundidad; Des=declividad, SatBases= saturación de bases. Fonte: produção do próprio autor.

La presencia de sendas como indicador de pisoteo, está asociada a los hábitos de los animales, que procuran los parches para abrigo donde permanecen acostados descansando, transitando apenas en busca de agua o realizan herbivoría. Esta situación es más frecuente en tierras de bajada, con mayor efecto en el número de regenerantes. Por otro lado, principalmente en los bordes de los parches asociados a pendientes, donde la floresta se extiende en dirección al campo (parcelas 2, 4, 6, 7 y 9), el acceso de los animales es menor debido al gran número de individuos arbóreos de pequeño DAP, a la poca sombra y ausencia de agua, favoreciendo la germinación de semillas, la sobrevivencia de plántulas y agregación de las mismas, originando un mayor número de regenerantes.

Miller; Wells (2003) citan que a pesar de la alta regeneración de *Podocarpus totara* en sitios pisoteados o no, el número de plántulas con menos de 15 cm de altura es

significativamente mayor en áreas bajo pastoreo de que en áreas no pastoreadas, en cuanto plantas con más de 1,30 m tienen densidad igual en los dos ambientes. Los autores atribuyeron a las diferentes densidades para plántulas establecidas a las alteraciones en las características físicas de los sitios avaliados y al pastoreo. Por otro lado, McSweeney (1982) afirma que *P.totara* no regenera en la presencia de animales.

Los adultos se distribuyen de forma más homogénea en las parcelas, mas, presentan diferencias significativas en cuanto su altura y área seccional medias entre parcelas, siendo más altos en la parcela de tierra baja de Lages y tienen mayor área seccional en tierra baja de São José do Cerrito, donde los suelos son más profundos y fértiles. Longhi et al. (2010), relacionaron la ocurrencia de *P.lambertii* a la densidad del sub bosque, a la exposición, a la inclinación del terreno, a la pedregosidad y humedad. Según los autores, la

Según los autores, la especie prefiere locales no pedregosos, poco inclinados, con exposición sur, relativamente húmedos, con alta frecuencia de individuos y alta densidad del sotobosque, indicando que la misma tiene características de secundaria tardía tolerante a la sombra. Con todo, Zimmer; Paz; Ganade (2010) citan que la especie se desarrolla tanto en suelos fértiles cuanto en los suelos pobres, rasos y rocosos, como es el caso de la Serra do Sudeste en Rio Grande do Sul. Además de presencia de animales como fuente de impacto, en el caso de São José do Cerrito, un factor que puede tener influencia directa sobre la población es la desmata que aconteció hace dos años atrás para la implantación de una central hidroeléctrica y que fue responsable por la fragmentación de esa área. El resultado de esa fragmentación fue que el área forestal remanente pasó a componer una nueva floresta ciliar, que originalmente era mayor y más cerrada y que está ahora bajo influencia directa de la

inundación. En esos parches, las parcelas abrigan una vegetación cuyas especies pertenecían a un ambiente cerrado, con individuos más altos, de mayor DAP y área seccional. Lima-Ribeiro (2008) relacionó la ocurrencia de plantas más altas y con mayor circunferencia de tallo a el interior de fragmentos y la ocurrencia de plantas bajas y con troncos más delgados a los bordes de fragmentos.

De hecho, varios factores pueden influenciar en la estructura de las poblaciones. No obstante, según PICKETT; COLLINS; ARMESTO (1987) la trayectoria de la sucesión es en gran parte determinada por la disponibilidad de sitios y por el desempeño diferencial de las especies, de ahí la importancia en se evaluar las características ambientales para entender la dinámica de las poblaciones. Debido a la heterogeneidad ambiental entre fragmentos puede haber alta variación espacial en la estructura de poblaciones vegetales, mismo en aquellos no sujetos a intervenciones antrópicas (HEGLAND; VAN LEEUWEN; OOSTERMEIJER, 2001).

En ese trabajo, se verifica que las variables ambientales tienen relevancia sobre la estructura de las poblaciones, una vez que mismo teniendo asumido el patrón esperado de distribución diamétrica, los individuos difirieron en cuanto su altura y área seccional dentro y entre poblaciones. Por el análisis de componentes principales hubo agrupamiento de parcelas de acuerdo con las variables ambientales, demostrando que las parcelas no son homogéneas dentro de un mismo local y ni entre locales.

En ese sentido, la presencia del ganado puede tener efectos indirectos sobre características ambientales como deposición de residuos orgánicos de la floresta, densidad del suelo, actividad micorrícica y otras no evaluadas, mas que ejercen influencia en las poblaciones. Sampaio; Guarino (2007) relatan que el ganado aumenta la compactación y modifica la cobertura del suelo, influenciando en la germinación de semillas y establecimiento de plántulas.

Es posible que en el interior de los fragmentos la deposición de residuos orgánicos sea menor por efecto del pisoteo bovino, teniendo reflejos sobre atributos químicos del suelo. Generalmente, los valores de pH en agua fueron más elevados de que los relatados por Mafra et al. (2008) en mata nativa de araucaria en el Planalto Serrano, en cuanto los tenores de aluminio tracables fueron inferiores.

La acidificación del suelo en áreas forestales está relacionada con la lixiviación de bases o absorción de esos elementos por los árboles. Parte de la acidez del suelo se debe a la liberación de ácidos orgánicos durante la descomposición de residuos, siendo normalmente observado mayor pH en agua de plantas deciduas de que en plantas coníferas (ALEXANDER; CRESSE, 1995).

La actividad micorrícica y los tenores de nutrientes absorbidos por la planta, pueden variar en función de la edad y diversidad de la vegetación (SIQUEIRA; FRANCO, 1998). En ese sentido, los tenores de Ca, Mg, P e K fueron siempre superiores a los registrados por Mafra et al. (2008) en florestas de araucarias sin entrada de bovinos en el sotobosque desde 1993, en cuanto los tenores de Al de las parcelas fueron siempre inferiores.

4.4.7 Conclusiones

A pesar de atender a los patrones esperados, hay respuestas diferenciadas de la especie en cuanto su altura, área seccional, distribución espacial, entre e dentro de las poblaciones, indicando que las características ambientales influyen en la demografía de *Podocarpus lambertii*.

Los individuos adultos responden a los factores ambientales de forma diferenciada de la regeneración, habiendo el establecimiento de la especie principalmente en terrenos bajos, con mayor profundidad del suelo, humedad y sombriamiento.

5 AMBIENTES PREFERENCIAIS PARA A REGENERAÇÃO DE *Podocarpus lambertii* Klotzch EM REMANESCENTES FLORESTAIS SITUADOS EM BOM JARDIM DA SERRA, SANTA CATARINA

Abstract

Preferred environments for regeneration of *Podocarpus lambertii* klotzch in forest remnants located in Bom Jardim da Serra. Studies have indicated that the *pinheiro-bravo* occurs both in open restoration areas, as well as in secondary forests, but no descriptions are available regarding their preferred environmental requirements. Thus, the objective of this study was to describe the preferred physical environments for the entry and survival of *Podocarpus lambertii* regeneration. Therefore, the regeneration was studied within three permanent plots of 2500 m², situated in Bom Jardim da Serra, where all individuals were marked and height and DAS were measured. Seventy-five subplots (10x10m) were evaluated for the following items: slope, depth, moisture, organic matter content, and penetration resistance. In conclusion, the species demonstrates a seedling bank regeneration mechanism, the population is growing and its preferred environment is one with a slope superior to 7.8%, where the soil is not very shallow (>24 cm), more humid, with better drainage, less resistant to penetration and with a organic matter content lower than 6.65%.

Key-words: Soils. Population. Araucaria forest.

Resumo

Estudos têm indicado que o pinheiro-bravo ocorre tanto em áreas abertas em restauração quanto em florestas secundárias, não havendo ainda descrições sobre suas exigências ambientais

preferenciais. Sendo assim, foi objetivo desse trabalho descrever os ambientes físicos preferenciais para o ingresso e sobrevivência da regeneração de *Podocarpus lambertii*. Assim, a regeneração foi estudada em três parcelas permanentes de 2500 m², situadas em Bom Jardim da Serra, Santa Catarina, onde todos os indivíduos foram marcados e mensurados quanto à altura e DAS e as 75 subparcelas (10x10m) foram avaliadas quanto a: declividade, profundidade, umidade, teor de matéria orgânica e resistência à penetração. Concluiu-se que a espécie apresenta mecanismo de regeneração do tipo banco de plântulas, que a população está crescendo e o ambiente preferencial para a regeneração é onde a declividade é superior a 7,8%, onde os solos não são muito rasos (>24 cm), mais úmidos e de melhor drenagem porque estão em encosta, são menos resistentes à penetração e tem teor de matéria orgânica inferior a 6,65%.

Palavras-chave: Solos. População. Floresta de Araucaria.

5.1 INTRODUÇÃO

A diversidade de espécies encontradas sob a forma de semente dispersadas, dormentes no solo ou plântulas representam a sua capacidade de autorregeneração ou resiliência e podem ser um indicativo da necessidade de intervenção humana (CHAMI et al., 2011), uma vez que a manutenção e a recuperação de populações naturais dependem de sua regeneração natural (PALUDO; MANTOVANI; REIS, 2011).

O potencial de regeneração das espécies em um fragmento florestal é variável no tempo e no espaço (RODRIGUES, 1999). Contudo, esse compartimento da floresta apresenta frequentemente, comportamento diferenciado quanto à densidade, taxas de ingresso,

mortalidade e crescimento em relação às demais classes, com influências na sua estrutura e dinâmica (SCHORN; GALVÃO, 2006).

Conceitualmente a avaliação da regeneração natural é muito ampla, mas frequentemente se aceita nessa categoria indivíduos com $DAP < 5\text{cm}$ (ROLLET, 1978; VOLAPTO, 1994).

Vários fatores são determinantes para o estabelecimento e desenvolvimento da regeneração natural. Whitmore (1989) indica a intensidade de luz que atinge os estratos inferiores, como um fator determinante em florestas tropicais. A extensão e o tipo de perturbação sofrido pelo ambiente, a proximidade onde se encontram fontes promotoras de propágulos, a disponibilidade de agentes dispersores, a herbivoria de plântulas, a competição com gramíneas agressoras (TORIOLA; CHAREYRE; BUTTLER, 1998), condições microclimáticas, aspectos físicos e químicos do solo e a compactação (PARROTA, 1993, KOLL e KAPELLE, 1999) também podem ser determinantes para o desenvolvimento da regeneração.

A dinâmica da regeneração é fortemente influenciada por fatores endógenos como a estrutura da vegetação e a interação entre espécies. As espécies diferem nas respostas, não somente quanto à abertura do dossel, mas também em relação à suscetibilidade a patógenos, herbívoros e predadores. Essas variações no comportamento das espécies reduzem a exclusão competitiva ao nível de comunidades e têm sido consideradas como fatores que contribuem para a manutenção da biodiversidade em riqueza de espécies florestais (DENSLOW, 1987 e HUSTON, 1994 apud GRAU, 2000; JANZEN, 1970).

Em espécies com dispersão anemófila, a distância de dispersão de sementes a partir da árvore-matriz, decresce de acordo com uma curva exponencial negativa, revelando que a chuva de sementes é extremamente agregada em poucos metros ao redor de árvores adultas. Consequentemente, a expectativa de mortalidade causada por patógenos, herbívoros e predadores

é muito maior nas proximidades de árvores maduras (WILLSON, 1993; JANZEN, 1970). As espécies com dispersão zoocórica, possuem menor probabilidade de dispersar seus diásporos aleatoriamente, pois animais depositam os mesmos em sítios preferidos, favorecendo a função agregada (Ghiel et al., 2007).

O pinheiro-bravo, *Podocarpus lambertii*, é uma gimnosperma longeva, que pode ser encontrada tanto em áreas sombreadas quanto em áreas expostas ao sol (ZIMMER; PAZ; GANADE, 2010), dióica, de dispersão zoocórica. Segundo Zimmer; Paz; Ganade (2010), sua estratégia de regeneração ainda não é bem conhecida, contudo, Lorenzi (2002) a descreve como pioneira; Chami et al. (2011) como secundária inicial ou secundária tardia e Carvalho (2004) como secundária tardia ou clímax tolerante à sombra.

Segundo Chami et al. (2011), o pinheiro-bravo é uma espécie que se destaca quanto ao mecanismo de regeneração do tipo banco de plântulas, o qual de acordo com Kageyama; Viana (1991) apresenta sementes que não precisam de luz para a germinação nem para o crescimento inicial de plântula.

Para compreensão dos fenômenos que ocorrem na natureza e inferências acerca da ecologia de populações é importante visualizar as mudanças, determinar suas principais causas e avaliá-las qualitativa e quantitativamente (NAPO et al. 2005). Nesse sentido, acompanhar a dinâmica da regeneração do pinheiro-bravo, desde o seu ingresso na população pode ser um trabalho extremamente laborioso, mas que poderá contribuir para inferências acerca dessa população.

Sendo assim, objetivou-se com esse trabalho responder as seguintes questões:

1. No período de estudo a população manteve-se estável ou oscilou?
2. Que fatores ambientais tem maior influência sobre a regeneração e recrutamento do pinheiro-bravo?

3. Qual o mecanismo de regeneração dessa espécie?

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi desenvolvida numa propriedade particular, situada no município de Bom Jardim da Serra, onde foram instaladas três parcelas permanentes de 50 x 50 m (2500 m²), divididas em 25 subparcelas de 10x10m. As parcelas situam-se em capões localizados em meio a áreas de campo nativo e apresentam manejo típico da região - pecuária extensiva, mantendo-se uma lotação de 0,3 cab/ha.

A primeira parcela situa-se em ambiente de baixada (22J E629572,32;S6865423,19), a 1233 m de altitude, cobertura do dossel de 75,44% e apresenta trilhas/caminhos feitos pelo gado em 20-30% de sua área. A segunda parcela foi alocada em uma encosta (22JE629092,57; E68677929,9), a uma altitude de 1351 m, 95,71% de cobertura do dossel e com menos de 10% da área marcada por trilhas de bovinos. A terceira parcela também se localiza em terreno de baixada (22J E629346,32;E6868352,28), a 1349 m de altitude, cobertura do dossel de 93,44% e 10-20% da área apresenta trilhas.

O local encontra-se sob o domínio geológico da Formação Serra Geral, numa região do Estado onde os solos são rasos e pertencem as classes de Cambissolo ou Litossolo (SANTA CATARINA, 2004).

Todos os indivíduos de *Podocarpus lambertii* presentes nas parcelas foram identificados com placas de alumínio e incluídos em duas categorias: adulto (indivíduos com DAP \geq 5,0 cm) e regeneração (aqueles com DAP $<$ 5,0 cm foram inclusos na categoria de regeneração). Os indivíduos, em fevereiro/2011, foram avaliados quanto ao DAS (diâmetro na altura do solo, em centímetros) com emprego de paquímetro e altura (em metros ou cm), empregando-se uma trena. As avaliações foram repetidas em fevereiro/2013, quando se registrou os indivíduos mortos e os ingressantes.

Foram avaliadas características físicas declividade do terreno, a profundidade do solo, resistência a penetração, umidade e teor de matéria orgânica (Tabela 6).

A profundidade da sub-parcela foi determinada com uso de trado holândes, com o qual perfurou-se o solo até encontrar a rocha ou até a profundidade máxima de 1,30 (equivalente ao comprimento do trado) em quatro pontos da subparcela. Para cada quadrante procedeu-se uma tradagem, e a profundidade do solo da subparcela foi obtido pela média dos quatro pontos avaliados. Para estimativa da resistência a penetração empregou-se um penetrógrafo. A umidade e o teor de matéria orgânica foram determinados a partir de amostras compostas coletadas em cada subparcela e enviadas ao Laboratório de Física do Solo do CAV para análise.

Tabela 6 - Características químicas do solo (0-20 cm) das parcelas localizadas em Bom Jardim da Serra-SC.

| Variáveis | Parcela 1 | Parcela 2 | Parcela 3 |
|---------------------|-----------|-----------|-----------|
| pH água | 5,50 | 5,00 | 4,90 |
| pH SMP | 5,51 | 4,90 | 5,04 |
| P | 4,00 | 2,89 | 1,48 |
| K | 276,00 | 125,00 | 93,00 |
| MO (%) | 9,15 | 7,94 | 6,54 |
| Al | 0,64 | 1,22 | 1,18 |
| Ca | 15,18 | 7,45 | 5,51 |
| Mg | 3,78 | 2,23 | 2,45 |
| SB | 59,21 | 91,65 | 35,92 |
| Argila (%) | 34,00 | 27,00 | 33,00 |
| Saturação por bases | 67,11 | 37,87 | 32,19 |
| Saturação por Al | 5,66 | 15,48 | 25,28 |

Fonte: produção do próprio autor.

A relação entre atributos demográficos da regeneração e a variabilidade ambiental existente foi analisada por meio da Análise de Regressão Multivariada (ARM) (DE'ATH, 2002),

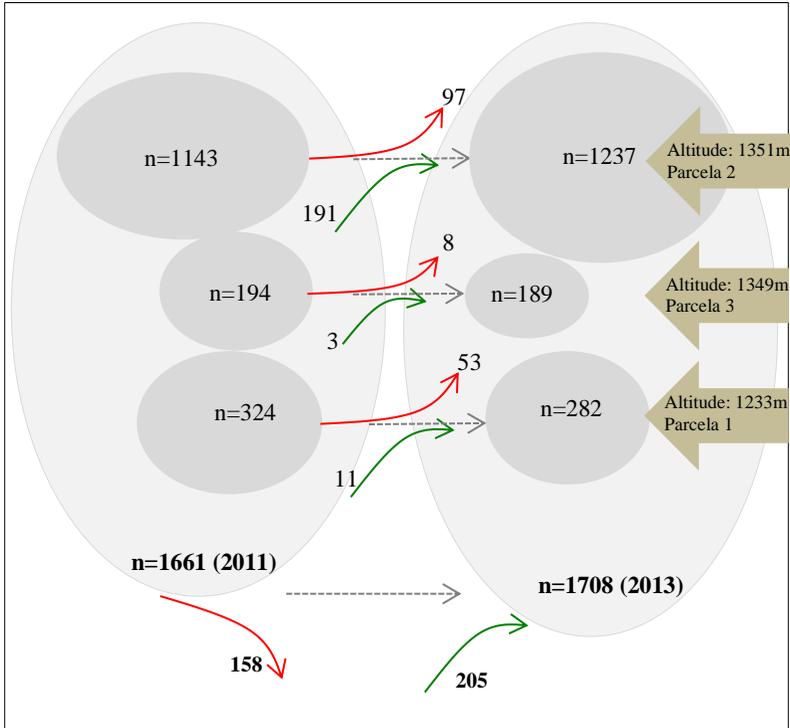
feita no programa estatístico R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2009) utilizando a biblioteca MVMART (DE'ATH, 2002). Como variável dependente foi utilizada uma matriz de dissimilaridade, calculada pelo método de Sorensen, e como independentes foram consideradas variáveis físicas do solo declividade, matéria orgânica, resistência a penetração e umidade do solo. Uma árvore de regressão é constituída por nós, sendo o nó inicial constituída da amostra original (FARIA et al., 2010). A partir do nó inicial, a comunidade arbórea é particionada em cada nó intermediário em grupos mais homogêneos, baseando-se na similaridade dos indivíduos entre as áreas e nas variáveis ambientais associadas. Também as variáveis significativas e seus respectivos limites (*Threshold values*) são fornecidos para cada partição da vegetação, determinado onde cada área ocorre ao longo do gradiente ambiental (DE'ATH, 2006). O tamanho da árvore de regressão, ou seja, a quantidade de subdivisões por nós, foi definido de forma a produzir o menor erro relativo obtido pela validação cruzada (ERVD). O ajuste da ARM foi verificado pelo erro relativo (ER), que indica quanto da variância não foi explicada, conforme discutido por Silva et al. (2012).

5.3 RESULTADOS

Em 2011 foram avaliados 1990 indivíduos de *Podocarpus lambetii*, dos quais 1661 pertenciam à categoria de regeneração, sendo que 324, 1143 e 194 indivíduos estavam localizados, respectivamente, nas parcelas 1, 2 e 3. O número de ingressantes variou de três a 191 indivíduos e a mortalidade absoluta de oito a 97 indivíduos (Figura 9).

A maior mortalidade relativa ocorreu na parcela 1, onde a mortalidade dos indivíduos chegou a 23,66% no período avaliado. A mortalidade da regeneração para indivíduos com até 25 cm de altura, foi de 96,44%; para a classe de 26 a 80 cm de altura foi de 2,52%, para indivíduos com mais de 80 cm foi de 1,04%.

Figura 9 - Diagrama representativo da densidade, número de ingressos, mortalidade absoluta no período 2011-13, em três unidades de observação e para a população de *Podocarpus lambertii* de Bom Jardim da Serra. Setas vermelhas indicam mortalidade absoluta e verdes ingressos, nas parcelas representadas pelos círculos cinza escuro.



Fonte: produção do próprio autor.

A única parcela na qual foi observado crescimento populacional foi na parcela 2. As parcelas 1 e 3, tiveram redução na frequência da regeneração.

Para a população (Figura 9), entre 2011 e 2013, houve uma perda de 158 indivíduos e um ingresso de 205 indivíduos, passando de 1661 para 1708 indivíduos, ou seja, um aumento de 9,72% em dois anos.

As árvores de regressão multivariada (Figuras 10, 11 e 12) indicaram que as variáveis declividade (DE), resistência à penetração (RP), teor de matéria orgânica (MO), umidade (UM) e profundidade do solo (PF), foram determinantes na definição dos agrupamentos de parcelas quanto a mortalidade, ingressos e sobrevivência de *P. lambertii* por subparcelas.

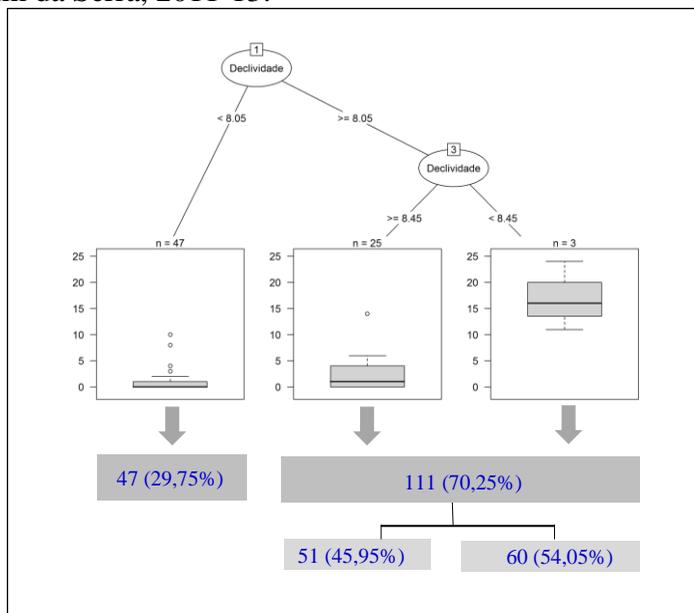
Foram formados dois grandes grupos de subparcelas quanto a declividade (Figura 10). No primeiro grupo fizeram parte 47 subparcelas localizadas em solo com $DE < 8,05\%$, nas quais a mortalidade foi de 47 indivíduos, ou seja, 29,75% do número total de mortos. No segundo grupo, ficaram contidas 28 subparcelas com $DE \geq 8,05\%$. A mortalidade foi de 70,25% nas subparcelas com $DE \geq 8,05\%$. Esse grupo foi dividido ainda em dois ramos, que contou com 25 subparcelas com $DE \geq 8,45\%$ e 3 subparcelas com $8,05\% \leq DE < 8,45\%$.

A árvore de regressão multivariada reagrupou as parcelas em grupos de DE maior ou menor do que 7,8%, quando os efeitos de matéria orgânica e profundidade do solo foram considerados. Nesse reagrupamento, das 2 subparcelas foram acrescentadas (Figuras 11 e 12) a categoria superior de declividade ($DE \geq 7,8\%$).

Das 75 subparcelas, 45 estavam em solo com $DE < 7,8\%$ (Figura 11A). Nessas, a sobrevivência foi de 37,06%, enquanto naquelas com $DE \geq 7,8\%$ a sobrevivência foi de 62,94%. Nesse caso, há uma associação entre declividade e matéria orgânica, uma vez que sob maior declividade e $MO < 6,65\%$, dos 946 indivíduos, 61,08% sobreviveram. Sendo assim, o ambiente de

$DE \geq 7,8\%$ e $MO < 6,65\%$ é mais favorável a sobrevivência da regeneração de *P. lambertii*.

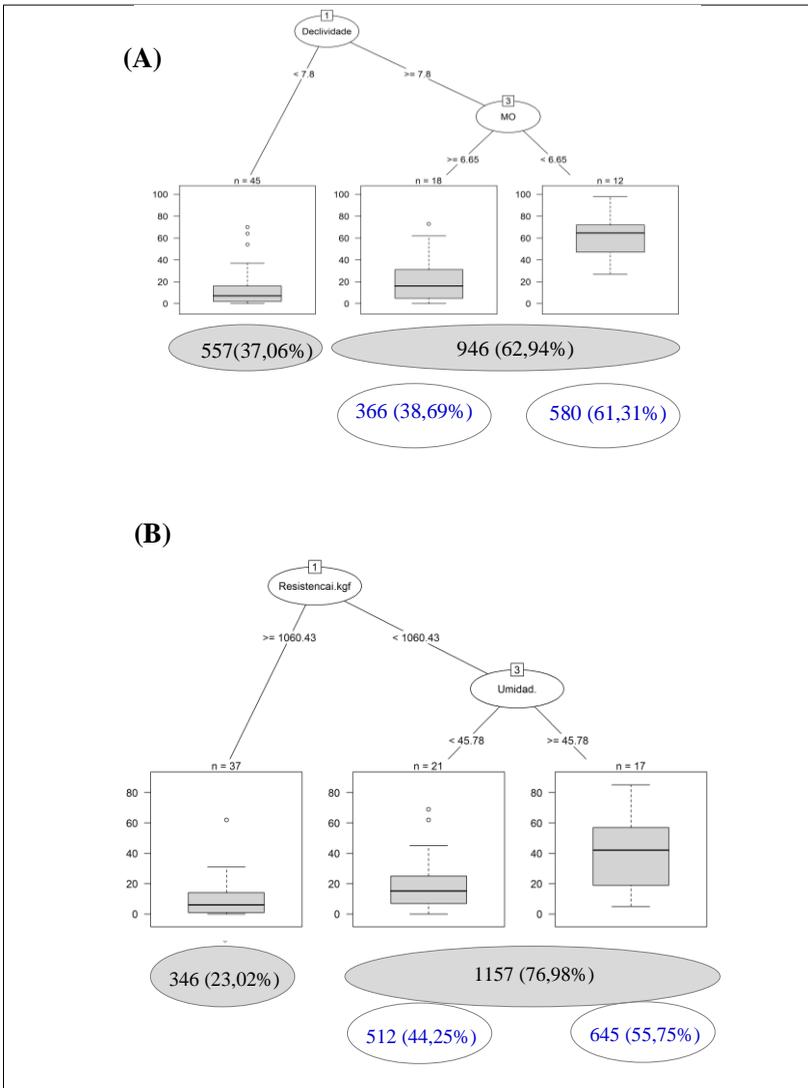
Figura 10 – Distribuição de parcelas por declividade e mortalidade da regeneração de *Podocarpus lambertii*, Bom Jardim da Serra, 2011-13.



Fonte: produção do próprio autor.

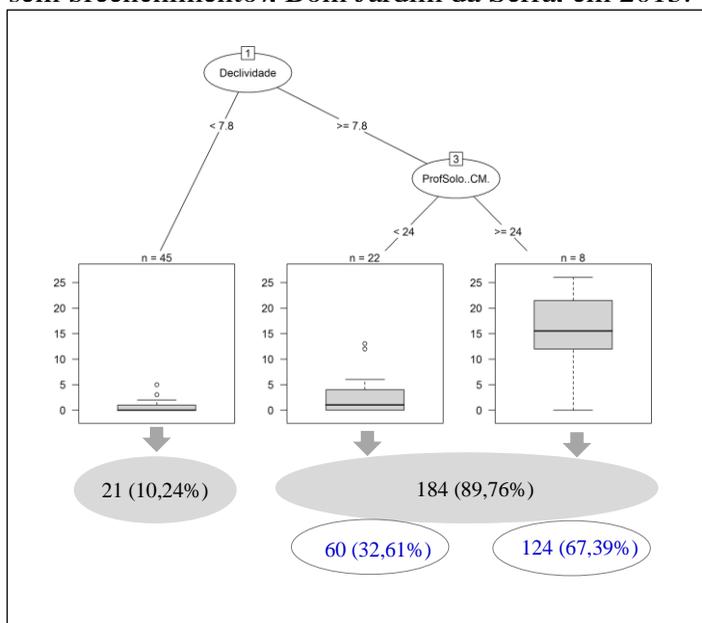
A variável resistência a penetração (Figura 11B) agrupou as subparcelas em apenas dois grupos praticamente iguais, onde cerca da metade das subparcelas apresentavam $RP < 1060,43$ ou $RP \leq 1060,43$ kgf/cm^2 . Nas 37 subparcelas com $RP \geq 1060,43$ kgf/cm^2 , sobreviveram 23,02% dos indivíduos.

Figura 11 – Sobrevivência de *Podocarpus lambertii* em parcelas agrupadas por declividade e teor de matéria orgânica e (B) resistência a penetração e umidade do solo para os grupos (círculos preenchidos em cinza) e dentro dos grupos (círculos sem preenchimento), Bom Jardim da Serra, em 2013.



Fonte: produção do próprio autor.

Figura 12 - Recrutamento a regeneração de *Podocarpus lambertii* em parcelas agrupadas por declividade e profundidade para os grupos (círculos preenchidos em cinza) e dentro dos grupos (círculos sem preenchimento). Bom Jardim da Serra, em 2013.



Fonte: produção do próprio autor.

As subparcelas com $RP < 1060,43 \text{ kgf/cm}^2$ formaram ainda dois ramos, que juntos continham 76,98% dos sobreviventes. Sob $RP < 1060,43 \text{ kgf/cm}^2$ e $U < 45,78\%$ estavam localizadas 21 subparcelas com 512 sobreviventes, enquanto e 17 parcelas estavam em solo $U \geq 45,78\%$ abrigoando 645 sobreviventes.

Os efeitos da declividade parecem estar associados também a profundidade do solo (Figura 12). Em solos com $DE < 7,8\%$, o ingresso foi de apenas 21 indivíduos que estavam

localizados em 45 parcelas. Enquanto, 184 indivíduos ingressantes estavam em $D \geq 7,8\%$, o que ocorreu em 30 parcelas. Dos 184 ingressantes mais de 67%) ingressaram em subparcelas com profundidade maior do que 6,65 cm.

5.4 DISCUSSÃO

A população de *Podocarpus lambertii* situada em Bom Jardim da Serra, apresentou-se em crescimento no período de estudo, porém, não de forma homogênea entre parcelas, uma vez que a frequência de indivíduos era mais de quatro vezes superior em uma das três parcelas (parcela 2), indicando que a espécie responde a variáveis ambientais locais.

Essas diferenças poderiam ser atribuídas as variações de altitude entre parcelas, uma vez que entre as parcelas 2 e 3 e a parcela 1, existe uma diferença de altitude de mais de 100m. Vários estudos relatam os efeitos da altitude sobre as populações vegetais, contudo, sabe-se que a altitude representa um conjunto de variáveis ambientais ligadas ao solo que exercem seu efeito na vegetação. Exemplo disso é o fato de que a medida que os solos ocupam maiores altitudes, possuem teores mais elevados de matéria orgânica e de alumínio trocável, baixando a sua saturação de bases (SANTA CATARINA, 2004). Por isso, ao separarmos as variáveis topográficas e físicas do solo, considerando-as como componentes da altitude, foi possível isolar os efeitos desses componentes sobre os atributos da população por meio do agrupamento das parcelas de acordo com características físicas do ambiente.

Entre as variáveis físicas estudadas, se observou que os agrupamentos de subparcelas foram feitos em função das variáveis declividade, resistência à penetração, umidade do solo, teor de matéria orgânica e profundidade do solo. Segundo Hoogh (1981) *apud* Puchalski (2004) as propriedades físicas do solo são mais importantes para determinar o desenvolvimento da araucária do que as condições de clima que são homogêneas dentro da sua área de abrangência, uma vez que afetam a

disponibilidade de água e nutrientes para a espécie e influenciam as atividades microbiológicas, como associações micorrízicas, mineralização da matéria orgânica e fixação de N. Rodrigues et al. (2007) citam a topografia como a variável mais importante numa escala local, porque ela corresponde a mudanças a mudanças nas propriedades do solo, particularmente no regime de água e na fertilidade do solo.

Nesse estudo a regeneração de *P. lambertii* ocorreu em maior frequência em ambientes com maior declividade, especialmente em encosta, como o local onde a parcela 2 estava situada e onde houve a maior frequência de regenerantes. Num contexto geral, a única parcela que se encontrava em relevo ondulado (DE: 8-20%) era a parcela 2, as demais estavam em relevo suave ondulado (DE: 3-8%) segundo a classificação de Santa Catarina (2004).

Em estudo sobre os mecanismos de regeneração da Floresta Ombrófila Mista na FLONA de São Francisco de Paula, Chami et al. (2011), já haviam relatado que *P. lambertii* está entre as espécies prováveis de se perpetuar em ambientes de encosta, onde está presente em alta densidade na forma de banco de plântulas.

Esse efeito de declividade pode estar relacionado não somente a característica do solo, mas sobretudo com a forma de dispersão dos propágulos. A semente de *P. lambertii* não se desprende do pedúnculo carnoso antes da queda. Então, apesar de predominar a síndrome zoocórica, pelo fato do epimácio ser muito atrativo a aves que segundo Reitz; Klein; Reis (1984) são seus principais disseminadores, grande parte das sementes fica sob a planta mãe. Contudo, em terreno com inclinação, a queda não será tão próxima a planta mãe, quanto em terreno plano onde as sementes tendem a ficar sob a projeção da copa. Sendo assim, sob relevo ondulado, indivíduos situados nas encostas tem uma distância de dispersão maior em relação a planta mãe, o que justificaria a frequência absoluta de

indivíduos elevada em ambiente de encosta e a maior sobrevivência. Nesse caso, os indivíduos não estariam tão agregados próximo a planta-mãe, e contradizendo a teoria Janzen (1970), a densidade de indivíduos coespecíficos não seria máxima próximos a planta-mãe, e portanto, a competição intraespecífica e a atração de predadores específicos de sementes ou plântulas também não (mortalidade dependente da densidade).

Estudos relatam que espécies com dispersão zoocórica apresentam distribuição aleatória. Porém, Giehl et al. (2007) indicam para a ocorrência também de dispersão agregada quando a síndrome é zoocórica não é incomum, uma vez que os animais depositam os diásporos de forma agregada em locais onde os mesmos permanecem por mais tempo.

Ainda, podocarpos demonstra boa adaptação a menores teores matéria orgânica do solo em terreno inclinado, já que sob declividades maiores, a sobrevivência chega a 61,31% quando o teor de matéria orgânica é menor do que 6,65%.

Outra evidência dos efeitos da declividade associada à síndrome de dispersão é o alto recrutamento registrado em subparcelas localizadas sob declividade superior a 7,8%. Do total de parcelas, a minoria estava nessa condição (30 parcelas), e ainda assim, o número de ingressos chegou a quase 90% (184 ingressos), e desses 67,39% em solos com no mínimo 24 cm de profundidade.

Das 75 subparcelas apenas cinco estão localizadas em solos com profundidade ≥ 50 cm, ou seja, as parcelas estão em solos rasos, segundo os critérios de profundidade da Embrapa (1999).

O efeito da profundidade pode ter uma relação com a classe de altura dos indivíduos. A profundidade pode ser um fator altamente limitante para indivíduos de grande porte. Puchalski (2004) atribuiu as diferenças de desenvolvimento de araucária em floresta e campo parcialmente, a profundidade que segundo o autor influencia principalmente a altura das

plantas. Contudo, nesse estudo, a classe de regeneração predominante (96,44%) era a de plântulas, indivíduos com até 25 cm de altura, ou seja, uma classe que supostamente não poderia ter restrições para crescimento radicular por profundidade. Foi nessa classe que ocorreu também a maior mortalidade. Em estudo de quase dois anos em áreas em restauração, Zimmer; Paz; Ganade (2010) verificaram que no período de quase dois anos a população de *P. lambertii* praticamente não se modificou, porém a pressão de mortalidade foi sobre as plântulas.

A restrição, nesse caso, pode ter sido por resistência a penetração, uma vez que a sobrevivência foi de apenas 23% em subparcelas com $RP \geq 1060,43 \text{ kgf/cm}^2$. Isso explicaria a alta mortalidade na parcela 1, onde estão situadas 19 das 37 parcelas, com alta RP, e 19 das 25 subparcelas (76% das subparcelas da parcelas). A resistência à penetração característica dessa parcela relaciona-se ao acesso do gado ao fragmento florestal onde a mesma foi alocada, sendo que conforme caracterizado, 20-30% da sua área estava ocupada por caminhos percorridos pelo gado. O gado alimenta-se de folhas, frutos e sementes palatáveis, pisoteia as plântulas e compacta o solo, dificultando a germinação das sementes e o crescimento de plântulas (WILSON, 1994). Na Floresta Ombrófila Mista o manejo do gado pode influenciar o tipo de cobertura do solo, já que em sítios com maior intensidade de pastoreio intenso, há um favorecimento de gramíneas em detrimento das espécies suscetíveis à herbivoria como plântulas de espécies arbóreas, além disso, o gado aumenta a abertura dossel e a compactação, podendo influenciar na germinação de sementes e estabelecimento de plântulas (SAMPAIO e GUARINO, 2007).

Por outro lado, características químicas não devem ter sido limitantes para o estabelecimento de *P. lambertii*, uma vez que nenhuma das parcelas apresenta química do solo favorável

ao desenvolvimento vegetal. De acordo com os limites apresentados no Manual dos Solos do estado de Santa Catarina (SANTA CATARINA, 2004), todas as subparcelas apresentaram alto teor de matéria orgânica (>2,9%), saturação de bases baixa (<50%) nas parcelas 2 e 3, pH na faixa do fortemente ácido ($4,3 \leq \text{pH} \leq 5,3$). E somente na parcela 2, haviam subparcelas (2) com teores de alumínio trocável em não nível prejudicial. Isso indica que a espécie é bem adaptada aos solos ácido e inférteis típicos dessa região e que, portanto, outros fatores são determinantes para o seu sucesso.

Considerando-se os percentuais de sobrevivência e de ingresso, há indícios de que o ambiente preferencial para a regeneração seja aquele com declividade superior a 7,8%, onde os solos levemente mais profundos (PR>24 cm), mais úmidos e de melhor drenagem presentes em encostas, sejam menos resistentes à penetração e possuem teor de matéria orgânica inferior a 6,65%. Estes resultados são compatíveis com os registrados por Longhi et al. (2010) que indicaram como ambiente preferencial para *P. lambertii*, locais não pedregosos, pouco inclinados, com exposição sul, relativamente úmidos, com alta densidade do sub-bosque e concluíram que a espécie tem características de secundária tardia, tolerante a sombra.

6 OBSERVAÇÕES MORFOLÓGICAS E FENOLÓGICAS EM ESTRUTURAS REPRODUTIVAS DE *Podocarpus lambertii* Klotzch

ABSTRACT

Morphological and phenological observations in reproductive structures of *Podocarpus lambertii* Klotzch. The objective of this study was to describe the reproductive morphological and phenological changes of the pinheiro-bravo, *Podocarpus lambertii* Klotzch in an Araucaria Forest remnant. To this end, biweekly, for a one year period, ten female individuals and ten male individuals were evaluated using Fournier's scale, to establish the phenophases. The different strobili male and females stages were recorded and related to time of the year. It was found that the differentiation of the male strobili begins in November of one year and pollen liberation occurs in November of the following year, but are present all year round in development. The female strobili differentiation begins in November, in the interior terminal bud, and is synchronized with the release of the pollen. Seed dispersal occurs in April, when the fleshy stalk presents dark coloration.

Key-words: Pinheiro-bravo. Reproduction. Araucaria Forest.

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi descrever as alterações morfológicas e fenológicas reprodutivas do pinheiro-bravo, *Podocarpus lambertii* Klotzch em um remanescente de floresta de araucária. Para tal, quinzenalmente, durante o período de um ano, dez indivíduos femininos e dez indivíduos masculinos foram avaliados por meio da escala de Fournier, a fim de estabelecer as fenofases. Foram registradas as diferentes etapas dos estróbilos masculinos e femininos e relacionadas com o período do ano. Verificou-se que a diferenciação dos

estróbilos masculinos inicia-se em novembro de um ano e a liberação do pólen ocorre em novembro do ano seguinte, sendo que os mesmos estão presentes ao longo de todo o ano em desenvolvimento. A diferenciação dos estróbilos femininos inicia-se, em novembro, no interior da brotação terminal, de forma sincronizada com a liberação do pólen. A dispersão das sementes ocorre em abril, quando o pedúnculo carnosos apresenta-se com coloração escura.

Key-words: Pinheiro-bravo. Reprodução. Floresta de araucária.

Na Floresta Ombrófila Mista (FOM), também chamada de Floresta com Araucária ocorrem naturalmente apenas duas gimnospermas, *Podocarpus lambertii* Klotzch e *Araucaria angustifolia* (Bert.) Kuntze. A araucária é o principal componente desta fitofisionomia, por isso normalmente os esforços científicos estão voltados a essa espécie (SOUSA; HATTEMER, 2003; MANTOVANI, MORELATTO, REIS, 2004, ANSELMINI; ZANETTER; BONA, 2006).

O pinheiro-bravo, *P. lambertii*, é uma espécie dióica com presença do estróbilo masculino de abril a junho e do feminino de setembro a maio, segundo Carvalho (2004). As descrições fenológicas da espécie são superficiais. Por isso, objetivou-se descrever aspectos reprodutivos morfológicos e fenológicos do pinheiro-bravo, a partir do acompanhamento do desenvolvimento dos estróbilos de plantas, selecionadas aleatoriamente, em um fragmento de FOM.

As plantas foram analisadas e fotografadas quinzenalmente, registrando-se as alterações morfológicas e quantificando-se a percentagem das fenofases por meio da escala de Fournier (1974).

Durante o ano todo as estruturas reprodutivas estavam presentes e foi possível registrar as diferentes etapas dos

estróbilos masculinos e femininos e relacioná-las com o período do ano (Figura 13, 14 e 15).

Figura 13 - Representação esquemática dos eventos simultâneos dos estróbilos masculino e feminino de *Podocarpus lambertii*.

| ESTRÓBILO MASCULINO | | | | |
|---------------------------------------|--|---|--|-----------------------------------|
| Fascículos de estróbilos intumescidos | Término da latência e início da expansão dos cones | Cones verdes | Liberação do pólen | Senescência dos estróbilos do ano |
| | | Brotação apical para emissão de estróbilos do ano | Início da formação de estróbilos do ano seguinte | |
| Início de Março/12 | Início de Setembro/12 | Meados de Outubro/12 | Início de Novembro/12 | Meados de Novembro/12 |
| | | Brotação apical para emissão de estróbilos do ano | Fecundação e início da formação de estróbilos do ano | Expansão dos estróbilos do ano |
| ESTRÓBILO FEMININO | | | | |

Fonte: produção do próprio autor.

Para o estróbilo masculino foram destacadas cinco fenofases (Figura 14). Durante a primavera, a brotação terminal dos ramos é emitida. Na região axial da brotação inicia-se a formação das estruturas reprodutivas masculinas; verifica-se a formação de um fascículo de estróbilos (cones) em fase inicial de desenvolvimento com aspecto de gema intumescida, no ápice do pedúnculo totalmente desenvolvido (Fig. 14a), cujo formato assemelha-se aos estróbilos, e atravessam o inverno em latência nessa forma (Fig. 14b).

Figura 14 - Sequência das fenofases do estróbilo



Sequência das fenofases do estróbilo masculino a) gema intumescida, b) diferenciação dos cones, c) cones verdes expandidos e emissão de ramos novos, d) cones amarelos com escamas abertas – liberação do pólen, e) cones senescentes f) início da formação do estróbilo do ano seguinte na brotação do ano. Foto: Costa, J.

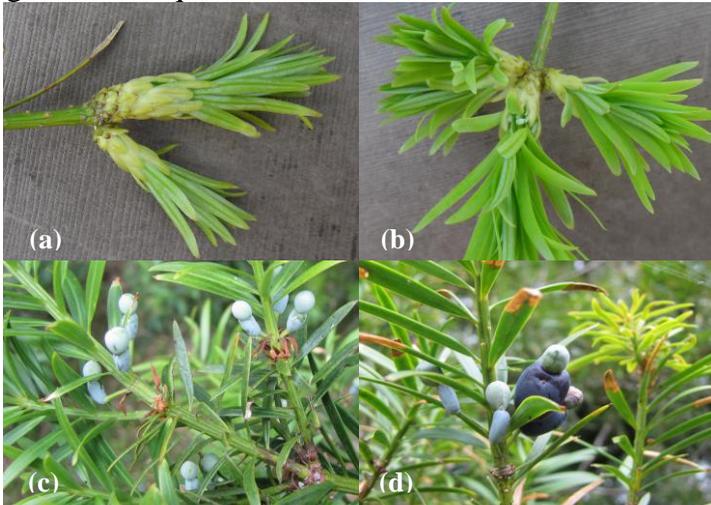
Fonte: produção do próprio autor.

Com o aumento da temperatura, no mês de setembro do ano seguinte, os cones se expandem (Fig. 14c), até atingirem

seu tamanho máximo e a coloração amarelada, quando se inicia a liberação do pólen (Fig. 14d). A abertura das escamas do estróbilo masculino e consequente liberação do pólen ocorre por um período curto, de cerca de 15 dias. Logo em seguida, o estróbilo masculino senesce, assumindo uma coloração marrom escura, que culmina com a sua queda da planta (Fig. 14e).

O início da formação do estróbilo feminino coincidiu com a liberação do pólen. Durante a primavera, quando ocorre a emissão das brotações terminais, o estróbilo feminino começa a se formar ainda antes da expansão das folhas (Fig. 15a).

Figura 15 – Sequência de fenofases do estróbilo feminino.



Sequência: (a) emissão da brotação terminação, (b) emergência dos estróbilo feminino além das folhas, (c) estróbilos em desenvolvimento e (d) estróbilo feminino maduro.

Fonte: produção do próprio autor.

Esse evento torna-se evidente quando os estróbilos acinzentados se expandem e se destacam além das folhas (Fig. 15b). Após a expansão, o pedúnculo carnoso começa a se desenvolver (Fig. 15c, assumindo seu máximo tamanho (acho

necessário incluir as medidas nas diferentes fases) em abril, quando fica coloração purpúrea e a semente fica destacada no ápice (Fig. 15d). A partir desse momento inicia-se a dispersão das sementes, que se destacam do ápice do estróbilo e caem no solo.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A Floresta Ombrófila Mista assume na sua fitofisionomia um aspecto de homogeneidade. Entretanto, vários estudos têm mostrado a riqueza de espécies presentes ao longo de sua extensão, especialmente, em extensos remanescentes florestais ainda presentes na sua área de abrangência, os quais são frequentemente protegidos por lei. O diagnóstico e acompanhamento da ecologia das espécies presentes em grandes remanescentes são importantes para o entendimento da dinâmica das espécies e do caminho evolutivo das comunidades nas quais as mesmas estão inseridas e são considerados uma referência para áreas impactadas.

Contudo, sabe-se que o estado de Santa Catarina é constituído predominantemente por pequenas propriedades rurais, e que mesmo nas grandes propriedades, onde a pecuária se desenvolve, esses remanescentes florestais são impactados pela pecuária extensiva. No Planalto Serrano, além da pecuária extensiva e do avanço dos plantios de pinus, nos últimos 40 anos, a agricultura vem se expandido significativamente nos municípios de Campo Belo do Sul, Capão Alto, Lages e São José do Cerrito. Nesses municípios, nos solos com topografia pouco acidentada, gradualmente os campos nativos e pequenos capões de floresta vem sendo substituídos por lavouras, e somente devido aos dispositivos legais, e ao fato de muitas áreas de lavouras serem arrendadas de pecuaristas, é que os capões são mantidos.

De fato, mantem-se a vegetação nativa em áreas não mecanizáveis. Nas demais, a agricultura está cada vez mais ocupando espaços, sendo que sua próxima fronteira agrícola é a Coxilha Rica, onde a infraestrutura já está instalada. A agricultura e a pecuária profissionais podem ser fundamentais para o desenvolvimento dessa região tão pobre do Estado. Mas é preciso avaliar o impacto dessa ocupação do entorno dos

remanescentes florestais, ainda mais com a manutenção da bovinocultura.

Esse cenário regional, motiva nossa investigação. Em uma escala mais ampla, além dos limites definidos pelo manejo local, observa-se que de forma natural, com frequência os capões são delimitados por banhados, principalmente na Coxilha Rica e Bom Jardim da Serra. Ao analisarmos a riqueza de capões de floresta desses dois municípios, verificamos que a diferenciação florística ocorre entre os locais e dentro desses locais, e que há um grande componente de exclusividade de espécies em cada local. Ao setorizarmos esses capões em áreas de transição com banhado ou campo nativo, e áreas sem interface com esses ambientes, constata-se que há poucas espécies exclusivas do setor de transição. Esse setor é especialmente importante, uma vez que é nesse limiar que o fogo, as roçadas, a agricultura, a luz, a umidade, e outros fatores exercem sua pressão direta, selecionando espécies que conseguirão se estabelecer.

Então, pelo fato de não termos avaliado a regeneração, mas sim, somente indivíduos adultos, não é possível afirmar que esses remanescentes estão em declínio, mas os dados sugerem que as espécies que não estão no setor de transição, como *Baccharis selloi*, *Myrsine coriacea*, *Ocotea pulchella*, *Prunus myrtifolia* e *Symplocos uniflora* em Jardim da Serra, e *Calytrantes concinna*, *Dasyphyllum spinescens*, *Dicksonia sellowiana*, *Escallonia bifida*, *Myrceogenia glaucenscens*, *Schinus polygamus*, *Sebastiania commersoniana*, *Styrax leprosus* na Coxilha Rica, possivelmente, não toleraram o manejo adotado ao longo dos anos de exploração dessas propriedades e os efeitos de fatores ambientais supra-citados. Mas, afirmamos sim, que esses capões não estão expandindo, estão paralisados ou sendo reduzidos gradualmente pelo manejo, uma vez que a riqueza de espécies é muito inferior aquela citada na literatura para outros estudos desenvolvidos

em Lages e que visualmente constata-se uma baixa regeneração.

Por outro lado, há espécies que toleraram bem essas condições, pois estão em todos os setores, como é o pinheiro-bravo, *Podocarpus lambertii*. A partir do nosso estudo, constatamos que as três populações investigadas (Bom Jardim da Serra, Coxilha Rica/Lages e São José do Cerrito) apresentam grande número de indivíduos de pinheiro-bravo nas diferentes classes etárias, seguindo o padrão J invertido, e portanto, são auto-regenerativas sob essas condições de manejo. Porém dentro de cada município entre as parcelas, a contribuição dos regenerantes é bastante variável em resposta a variáveis ambientais.

De forma geral, os adultos estão bem distribuídos nas parcelas e respondem aos fatores ambientais de forma diferenciada da regeneração, havendo o estabelecimento da espécie, principalmente em ambientes de baixada, com maior umidade e sombreamento, com maior profundidade do solo.

A regeneração concentra-se nas bordas das parcelas declivosas, porém esses indivíduos não são recrutados à classe adulta, indicando que pode não haver fonte de recursos apropriada para o estabelecimento de plântulas nos ambientes predominantemente de alta luminosidade e pedregosidade que constituem o topo dos capões. Nas parcelas mais homogêneas e com menor variação na declividade, a distribuição da regeneração é mais homogênea. Com base nos dados de Bom Jardim da Serra, verificamos que o mecanismo de regeneração é do tipo banco de plântulas; que essa população está crescendo e o ambiente preferencial para a regeneração é formado por terrenos suave-ondulados a ondulados, com solos não muito rasos, mais úmidos e de melhor drenagem porque estão em encosta, bem como menos resistentes à penetração.

A partir das nossas observações e revisão de literatura desenvolvemos um modelo didático, apresentado na figura a seguir, para relacionar as variáveis ambientais e os

padrões de pinheiro-bravo que encontramos nas áreas que estudamos. Para definir esses padrões, consideramos os seguintes aspectos:

- a) FOM acontece em mosaicos formados por fragmentos florestais em meio a áreas de campo em regiões de pecuária extensiva, com frequência essas florestas aparecem de forma mais contínua em áreas de baixada, próximo a cursos de rios, embora também estejam em áreas de encosta;
- b) os solos de baixada tem características físicas e químicas de diferentes dos solos de encosta; sendo mais profundos e férteis e menos pedregosos na baixada.

Na figura 16 representamos uma secção longitudinal de uma parcela permanente, situada numa baixada, limitada de um lado por campo nativo e lado oposto por banhado. Nessa parcela, pode-se observar que não há regeneração de pinheiro-bravo nas áreas de campo e banhado. Há grande número de plântulas na interface floresta x campo, onde há alta luminosidade, o solo é melhor drenado e o gado não se concentra. O gado não se concentram nas bordas devido, provavelmente, a falta de sombra e água e, portanto, não pisoteia esse ecótono e permite que a regeneração seja recrutada.

Por outro lado, há alta concentração de animais na região interna da parcela, onde há sombra e pequenos córregos, ou mesmo dá acesso ao banhado, onde tem umidade. A alta concentração de animais no interior da parcela resulta em grande pisoteio, o qual impede a germinação de sementes, provoca quebra de juvenis de maior estatura e provoca mortalidade de plântulas, impedindo o recrutamento. Nesses ambientes pisoteados pelos animais o solo é compactado afetando a germinação de outras espécies, não há acúmulo de

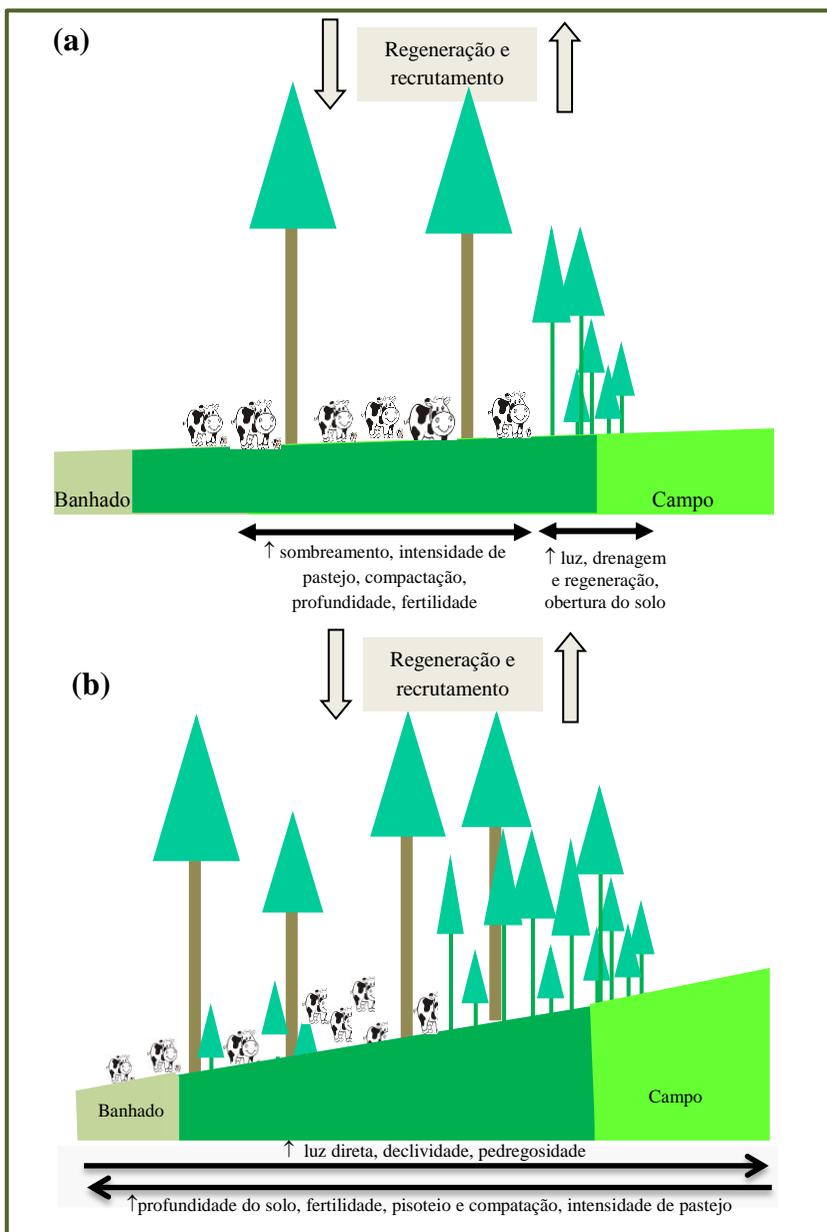
serrapilheira, e em época de chuva formam caminhos pisoteados, de modo que, embora haja boa fertilidade, a drenagem é muito ruim e poucas plantas toleram esse ambiente e se desenvolvem. Isso resulta numa seleção para um grupo muito específico de espécies arbóreas tolerantes a essas condições alterando a composição florística do interior do fragmento e possivelmente a diversidade.

Pela figura, ainda é possível visualizar que no interior da parcela, concentram-se indivíduos de pinheiro-bravo de grande porte. Não sabemos quanto tempo vive um indivíduo de pinheiro-bravo, mas sabemos que a pecuária tornou-se intensa a cerca de 150 anos, logo, é provável que esses indivíduos já tenham sido recrutados para alturas e diâmetros de classes superiores naquele período em que iniciou a intensificação da pecuária.

Na Figura 16b, a principal diferença está na distribuição não uniforme dos animais dentro da parcela. Em encostas de alta declividade não há animais, pois eles não param para descansar nem para se alimentar em área com declive muito acentuado, apenas passam por esses pontos para chegar em local apropriado, de modo que nesses locais o pisoteio é menor. Os animais vão permanecer para descanso ou alimentação na parte mais baixa da parcela, onde vão provocar os mesmo efeitos acima descritos para Fig. 16a.

Onde os animais se concentram alteram as características do solo, ao fazerem isso promovem uma pressão de seleção para um grupo restrito de espécies e dificultam a germinação de espécies arbóreas em favor de gramíneas que toleram o pisoteio e rebrotam em função da posição de suas gemas. O estabelecimento de gramíneas no sub-bosque, sufoca plântulas que estejam se desenvolvendo e dá a característica de bosqueamento ao fragmentos florestais.

Figura 16- Modelo esquemático para explicar a relação entre variáveis ambientais e estrutura populacional de *Podocarpus lamberti* na presença de gado bovino, em área de (a) baixada e de (b) encosta.



ALEXANDER, C.E.; CRESSE, M.S. An assessment of the possible impact of expansion of native woodland cover on the chemistry of Scottish freshwaters. **Forest Ecology and Management**, v.73, n.1, p.21-27, 1995.

ANSELMINI, J.I.; ZANETTE, F., BONA, C. Fenologia reprodutiva de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze. na região de Curitiba, PR. **FLORAM**, v.13, n.1, 2006.

APG III. Na update of the Angiosperm Phylogeny Group Classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Bot. j. Linn. Soc.**, v.161, p.105-121, 2009.

ARAÚJO, A.C.B. Efeito do pastoreio de bovinos sobre a estrutura da mata ciliar do Arroio Espinilho em Sant'Ana do Livramento, RS. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, 93p. 2010.

AYMA-ROMAY, A.I; SANZETENE, S. Variaciones fenológicas de especies de Podocarpaceae en estación seca de los Yungas (Cochabamba, Bolivia). **Ecología en Bolivia**, v.43, n.1, p.16-28, 2008.

BARETA, G. et al. Efeito do monocultivo de pinus e da queima do campo nativo em atributos biológicos do solo no planalto sul catarinense. **R. Bras. Ci. Solo**, v.29, p.715-724, 2005.

BARETA, D. et al. Colêmbolos (Hexapoda: Collembola) como bioindicadores de qualidade do solo em áreas com *Araucaria angustifolia*. **Revista Bras. Ci. Solo**, v. 32, p.2693-2700, 2008.

BEHLING, H. et al. Late Quaternary *Araucaria* forest, grassland (Campos), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambara. do Sul core in southern Brazil. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, n.203, p.277-297, 2004.

BEHLING, H. et al. Dinâmica dos campos no sul do Brasil durante o Quaternário tardio. In: PILLAR, V.D. et al. **Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2009. p. 13-25.

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 Royal Society**, v.362, p.243–251, 2007.

BENITEZ-MALVIDO, J.; MARTINEZ-RAMOS, M. Impact of forest fragmentation on understory plant species richness in Amazonia. **Conservation Biology**, v.17, p.389–400, 2003.

BERGAMIN, R.S. Especificidade de espécies arbóreas no sudeste da Mata Atlântica e padrões de diversidade em Florestas com Araucária. 2010. 82f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.

BERTOLETTI, J.J.; TEIXEIRA, M.B. Centro de Pesquisas e Conservação Pró-Mata: Termo de Referência. **Divulgações do Museu de Ciências e Tecnologia – UBEA/PUC**, v.2, p.1-47, 1995.

BIFFIN, E. et al. Leaf evolution in Southern Hemisphere conifers tracks the angiosperm ecological radiation. **Proceedings of the Royal Society**, v.279, p. 341-48, 2012.

BISWAS, C.; JOHRI, B.M. **The Gymnosperms**. Spriger-Verlag: Narosa Pulishing House. 1997, xp.

BRASIL. 2002. Ministério do Meio Ambiente. Portaria Ministerial nº49, de 06 de fevereiro de 2002. Proposta do grupo de trabalho preservação e recuperação da Floresta Ombrófila Mista no Estado de Santa Catarina. MMA. Brasília. 77p.

CAGNOLO, L.; CABIDO, M.; VALLADARES, G. Plant species richness in the Chaco Serrano woodland from central Argentina: ecological traits and habitat fragmentation effects. **Biological Conservation**, V,132, p.510–519, 2006.

CANALEZ, G. DE G.; CORTE, A.P.; SANQUETTA, C.R. Dinâmica da estrutura da comunidade de lauráceas no período 1995-2004 em uma floresta de araucária no Sul do estado do Paraná, Brasil. **Ciência Florestal**, v.16, n.4, p.357-367, 2006.

CARLUCCI, M.B. et al. Conservação da floresta com araucária no extremo sul do Brasil. **Nat. Conserv.**, v.9, n.1, p.111-114, 2011.

CARMO, M.R.B. do; ASSIS, M.A. de. Caracterização florística e estrutural das florestas naturalmente fragmentadas no Parque Estadual do Guartelá, município de Tibagi, estado do Paraná. **Acta Bot. Bras.**, v.26, n.1, p.133-145, 2012.

CARVALHO, P.E.R. de. **Espécies arbóreas brasileiras**. 1ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, v.1, 2003, 1039p.

CARVALHO, P.E.R. de. 2004. Pinheiro-bravo – *Podocarpus lambertii*. Circular Técnica 95. Embrapa Florestas. 9p.

CHAMI, L.B. et al. Mecanismos de regeneração natural em diferentes ambientes de remanescente de Floresta Ombrófila Mista, São Francisco de Paula, RS. **Ciência Rural**, v.41, n.2, p.251-259, 2011.

CHAVES, C.L.; MANFREDI-COIMBRA, S. Arbóreas medicinais das matas ciliares do Rio Canoas: potencialidades de uso em projetos de restauração. **Rev. Bras. Plantas Med.**, v.12, p.322-332, 2010.

COX, C.B.; MOORE, P.D. Biogeografia: uma abordagem ecológica e evolucionária. 7ed. Rio de Janeiro, 2009, 398p.

CRAMER, J.M.; MESQUITA, R.C.G.; WILLIAMSON, G.B. Forest fragmentation differentially affects seed dispersal of large and small-seeded tropical trees. **Biological Conservation**, v.137, p.415-423, 2007.

CÓRDOVA, M.; CHAVES, C.L.; COIMBRA, S.M. fauna do solo x vegetação: estudo comparativo da diversidade edáfica em áreas de vegetação nativa e povoamentos de *Pinus* sp. **Geoambiente online**, n.12, p.30-41, 2009.

DE'ATH, G. Multivariate regressions trees: a new technique for modeling species-environment relationships. **Ecology**, v. 83, n. 4, p. 1105-1117, 2002.

DE'ATH, G. mvpart: Multivariate partitioning. R package version 1.2-4 2006.

DUARTE, A. P. Tentativa para explicar a ocorrência de duas espécies de *Podocarpus* no Brasil. **Brasil Florestal**, Rio de Janeiro, v.4, n.13, p.53-66, 1973.

DUARTE, L. da S. et al. Plant dispersal strategies and the colonization of *Araucaria* forest patches in a grassland-forest mozaic. **J. Veget. Sc.**, v.18, p.847-858, 2007.

DUTRA, T. L.D.; STRANZ, A. História das Araucariaceae: a contribuição dos fósseis para o entendimento das adaptações modernas da família no Hemisfério Sul, com vistas a seu manejo e conservação. In: RONCHI, L.H. & COELHO, O.G.W. (org.) Tecnologia diagnóstico e planejamento ambiental. São Leopoldo: UNISINOS, 2003, p. 293-351. Disponível em <http://pt.scribd.com/doc/14112400/Dutra-Stranz-2003>, Acesso e, 22/05/2014.

EBLING, A.A. et al. Acuracidade da distribuição diamétrica entre métodos de projeção em Floresta Ombrófila Mista. **Ciência Rural**, v.42, n.6, p.1020-26, 2012.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUARIA - EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: CNPS - EMBRAPA, 1999. 412 p.

ESKUCHE, U. El bosque de *Araucaria* con *Podocarpus* y los campos de Bom Jardim da Serra, Santa Catarina (Brasil Meridional). **Bol. Soc. Argent. Bot.**, v.42, n.3-4, p.2395-308, 2007.

FALKENBERG, D. de. B. 2003. Matinhas nebulares e vegetação rupícola dos Aparatos da Serra Geral (SC/RS), sul do Brasil. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 558p.

FARIA, R. N. et al. Avaliação das exigências técnicas às exportações brasileiras de alimentos por árvores de classificação multivariadas.

Estudos Econômicos, São Paulo, v. 40, n. 3, set. 2010.

FELFILI, J.M. et al. **Fitossociologia no Brasil: Métodos e estudos de casos**. Viçosa: UFV, v.1, 2011. 558p.

FLORIANI, G. dos S. 2007. História florestal e sócio-lógica do uso do solo na região dos Campos de Lages no século XX. Dissertação (Mestrado) – Centro de Ciências Agroveterinárias/UEDESC. 230p.

FORTKAMP, C. Estrada da mata: espaço, economia e sociedade entre os séculos XVIII e XXI. **Revista Geográfica de América Central**, v.1, p.1-15, 2011.

FOURNIER, L.A. 1974. Un método cuantitativo para la medición de características fenológicas en árboles. **Turrialba**, v.24, p.422-423, 1974.

FURLEY, P. Tropical savannas and associated forests: vegetation and plant ecology. **Prog. in Phys. Geogr.**, v.31, p. 203-211, 2007.

GIEHL, E. L. H. et al. Espectro e distribuição vertical das estratégias de dispersão de diásporos do componente arbóreo em uma floresta estacional no sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.21, n.1, p.137-145, 2007.

GOMES, J.; BERNACCI, L.C.; JOLY, C.A. Diferenças florísticas e estruturais entre duas cotas altitudinais da Floresta Ombrófila Densa Submontana Atlântica, do parque Estadual da Serra do mar, município de Ubatuba/SP. **Biota Neotrop.** v.11, n.2, p.123-137, 2011.

GRAU, H. R. Regeneration patterns of *Cedrela lilloi* (Meliaceae) in northwestern Argentina subtropical montane forests. **Journal of Tropical Ecology**. v. 16, p. 227-242, 2000.

- GURCIO, G.R. et al. Compartimentação topossequencial e caracterização fitossociológica de um capão de Floresta Ombrófila Mista. **Floresta**, v.36, n.3, p.361-69, 2006.
- HEGLAND, S. J.; VAN LEEUWEN, M.; OOSTERMEIJER, J. G. B. Population structure of *Salvia pratensis* in relation to vegetation and management of Dutch dry floodplain grasslands. **Journal of Applied Ecology**, v.38, n.6, p.1277-1289, 2001.
- HERINGER, I; JACQUES, A.V.A. Adaptação das plantas ao fogo: enfoque na transição floresta-campo. **Ciência Rura**, v. 31, n.6, p.1085-90, 2001.
- HESS, A.F.; SCHNEIDER, P.R. Crescimento em volume de *Araucaria angustifolia* (Bertol) Kuntze em três regiões do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Ciência Florestal**, v.20, n.1, p.107-122, 2010.
- HESS, A.F. Manejo de *Araucaria angustifolia* pelo quociente de Liocurtem propriedade rural no município de Paine, SC. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v.32, n.70, p.227-232, 2012.
- HERRERÍAS-DIEGO, Y. et al. Effects of forest fragmentation on fruit and seed predation of the tropical dry forest tree *Ceiba aesculifolia*. **Biological Conservation**, v.141, p.241-248, 2008.
- HIGUCHI, P. et al. Influência de variáveis ambientais sobre o padrão estrutural e florístico do componente arbóreo, em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana em Lages, SC. **Cienc. Florest.**, v.22, n.1, p.79-90, 2012.
- HILL, R.S.; BRODRIBB, T.J. Turner review n.2 – Southern conifers in time and space. **Australian Journal of Botany**, v.47, p.639-696, 1999.
- IBGE. 1992. **Manual Técnico de Vegetação Brasileira**. Manuais Técnicos em Geociências. n.1, p.92.
- INPE/SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas dos remanescentes florestais da mata Atlântica 2000-2005**, São Paulo. Disponível em

<mapas.sosma.org.br/site_media/ATLAS%20MATA%20ATLANTICA%20-%20RELATORIO2000-2005.pdf

JANZEN, D. H. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. **American Naturalist**, v.104, n.940, p.501-528. 1970.

KAGEYAMA, P.Y.; VIANA, V.M. Tecnologia de sementes e grupos ecológicos de espécies arbóreas tropicais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE TECNOLOGIA DE SEMENTES FLORESTAIS, 2., 1989, Atibaia, SP. Anais... Atibaia: Instituto Florestal, 1991. p.197-215.

KERSTEN, R.A.; GALVÃO, F. Suficiência amostral em inventários florísticos e fitossociológicos. In: FELFILI, JM. **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos**. Viçosa: UFV, 2011, p. 556.

KLAUBERG, C. et al. Florística e estrutura de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Planalto Catarinense. **Biotemas**, v.23, n.1, p.35-47, 2010.

KLEIN, R. Mapa Fitogeográfico do estado de Santa Catarina. **Flora Ilustrada Catarinense**. p.1-24, 1978.

KLEIN, R.M.; HATSCHBACH, G. Fitofisionomia e notas complementares sobre o mapa fitogeográfico de quero-quero (Paraná). **Bol. Parana. Geocienc.**, no. 28/29, p.159-188, 1971.

LAURANCE, W.F. Do edge effects occur over large spatial scales? **Trends in Ecology and Evolution**, v.15, p.134-135, 2000.

LEVIN, S.A. The problem of pattern and scale in ecology. **J. Ecol.**, v.73, p.1943-67, 1992.

LEVINE, J. et al. Plant–soil feedbacks and invasive spread. **Ecol Lett**, v.9, p.1005-14, 2006.

LIMA-RIBEIRO, M. de S. Efeitos de borda sobre a vegetação e estruturação populacional em fragmentos de Cerradão no Sudeste Goiano, Brasil. **Acta Bot. Brasilica**, v.22, n.2, p.535-45, 2008.

LONGHI, S.J. et al. Fatores ecológicos determinantes na ocorrência de *Araucaria angustifolia* e *Podocarpus lambertii*, na Floresta Ombrófila Mista da FLONA de São Francisco de Paula, RS, Brasil. **Ciência Rural**, v. 40, n.1, 2010.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: manual de identificação e cultivo de arbóreas do Brasil. v.1, 4ed., Nova Odessa: São Paulo, 2002, p.309.

LUSK, C.H. Stand dynamics of the shade-tolerant conifers *Podocarpus nubigena* and *Saxegothaea conspicua* in Chilean temperate rain forest. **Journal of Vegetation Science**, v.7, p.549-558, 1996.

MACHADO, R.E. 2004. Padrões vegetacionais em capões de floresta com araucária no Planalto Nordeste do Rio Grande do Sul. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 154p.

MACHADO, S. do A. et al. 2012. Distribuição espacial de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana. **Ciência Rural**, v.42, n.6, p.1013-1019.

MAFRA, A.L. et al. Carbono orgânico e atributos químicos do solo em áreas florestais. **Árvore**, v.32, n.2, p. 217-24, 2008.

MANIEIRI, C; PIRES, J.M. O gênero *Podocarpus* no Brasil. **Silvicultura**, São Paulo, v.8, p.1-24,1973.

MANTOVANI, A.; MORELATTO, P.C.; REIS, M.S. dos. Fenologia reprodutiva e produção de sementes em *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze. **Revista Brasil. de Bot.** v.27, n.4, p.787-796, 2004.

MARIOT, A. et al. Estrutura populacional e increment corrente anual de casca-de-anta (*Drimys brasiliensis* Miers – Winteraceae) em Caçador, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Plantas Mediciniais**, v.12, n.2, p.168-78, 2010.

MEIRELLES, L.D.; SHEPHERD, G.J.; KINOSHITA, L.S. Variações na composição florística e na estrutura fitossociológica de uma floresta

ombrófila densa alto-montana na Serra da Mantiqueira, Monte Verde, MG. **Rev. Bras. Bot.**, v.31, n.4, p.559-574, 2008.

MELLICK, R. Quaternary Climate Change & *Podocarpus elatus* (Podocarpaceae). School of Earth and Environmental Sciences University Adelaide, Jul-2012. 144p. Thesis of Doctor of Pyilosophy.

MERLOZ, D.S. et al. Diversidad, composición y estructura de la vegetación em um agropaisaje ganadero em Matiguás, Nicaragua. **Rev. Biol. Trop.**, v.53, n.3, p.387-414, 2005.

MULLER, C.; WELLS, A. Cattle grazing and regeneration of totara (*Podocarpus totara* var. waihoensis) on river terraces, south Westland, New Zealand. **N.Z. J. Ecol.**, v.27, n.1, p.37-44, 2003.

MINCHIN, P. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. **Plant Ecol.** v.69, p.89-107, 1987.

NAPO, M.E.; GRIFFITH, J.J.; MARTINS, S.V.; DE MARCO JUNIOR, P.; SOUZA, A.L. de; OLIVEIRA FILHO, A.T. de. Dinâmica da estrutura diamétrica da regeneração natural de espécies arbóreas e arbustivas no sub-bosque de povoamento puro de *Mimosa scabrella* Bentham, em área minerada, em Poços de Caldas, MG. **Árvore**, v.29, n.1, p.35-46, 2005.

NEGRINI, M. et al. Estrutura populacional de *Podocarpus lambertii* Klotzsch (Podocarpaceae) em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana em Lages, SC. Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil, 13 a 17 de Setembro de 2009, São Lourenço – MG.

NEGRINI, M. et al. Dispersão, distribuição espacial e estratificação vertical da comunidade arbórea em um fragmento florestal no Planalto Catarinense. **Árvore**, v.36, n.5, p. 919-929, 2012.

OKASEN, J. et al. 2009. Vegan: community ecology package. R version 1:8.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; FONTES, M.A.L. Patterns of floristic differentiation amont Atlantic Forst in Southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, v.32, n.4, p.793-810, 2000.

OLIVEIRA, J.M.; PILLAR, V.D. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria Forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. **Com. Ecol.**, v.5, p.197-202, 2004.

PALUDO, G.T.; MATOVANI, A.; REIS, M.S dos. Regeneração de uma população natural de *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae). **Árvore**, v. 35, n.5, p.1107-1119, 2011.

PETTIT, N.E.; FROEND; R.H.; LADD, P.G. Grazing in remnant woodland vegetation: changes in species composition and life form groups. **J. Veg. Sci.**, v.6, p.121-130, 1995.

PICKETT, S.T.A.; COLLINS, S.L.; ARMESTO, J.J. Models, mechanisms and pathways of successional. **Botanical Review**, v.53, p.335-371, 1987.

PILLAR, V. de P. Dinâmica da expansão florestal em mosaicos de floresta e campos no Sul do Brasil. In: CLAUDINO-SALES, V. **Ecosistemas Brasileiros: Manejo e Conservação**, Fortaleza: Expressão Gráfica, 2002. p.209-216.

PILLAR, V. de P.; QUADROS, L.F. de. Grassland-forest boundaries in Southern Brazil. **Coenoses**, v.12, n.2, p.119-26, 1997.

PILLAR, V. de P.; VÉLEZ, E. Extinção dos Campos Sulinos em Unidades de Conservação: um Fenômeno Natural ou um Problema Ético? **Nat. Conser.**, v.8, n.1, p.84-86, 2010.

POLLOCK, M.M.; NAIMAN, R.J.; HANLEY, T.A. Plant species richness in riparian Wetlands - A test of biodiversity theory. **J. Ecol.**, v.79, n.1, p.94-105, 1998.

PUCHALSKI, A. 2004. Variações edafo-climáticas e ocorrência natural de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze no estado de Santa

Catarina. Dissertação (Mestrado em Recursos Genéticos Vegetais) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 85p.

PUCHALSKI, A.; MANTOVANI, M.; REIS, M.S. dos. Variação em populações naturais de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O.Kuntze associada a condições edafo-climáticas. **Scientia Florestalis**, v.70, p.137-148, 2006.

QUADROS, F.L.F.de; PILLAR, V. de P. Dinâmica vegetacional em pastagem natural submetida a tratamentos de queima e pastejo. **Ciência Rural**, v.31, n.5, p.863-68, 2001.

RAGAGNIN, L.I.M.; COSTA, E.C.; HOPPE, J.M. Maturação fisiológica de sementes de *Podocarpus lambertii* Klotzsch. **Ciência Florestal**, v.4, n.1, p.23-41, 1994.

REITZ, R.; KLEIN, R. M.; REIS, A. Projeto madeira do Rio Grande do Sul. **Sellowia**, p.106-108, 1984.

RAMBO, B.A. Flora fanerogâmica dos Aparados Riograndenses. **Sellowia**, v.7, p.235-298, 1956.

RHEINHEIMER, D. dos S. et al. Modificações nos atributos químicos de solo sob campo nativo submetido à queima. **Ciência Rural**, v.33, n.1, p.49-55, 2003.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna. Disponível em: <(http://www.R-project.org)>. Acesso em: 18 de novembro de 2012.

RIBEIRO, M.C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining Forest distributed? Implications for conservation. **Biol. Conserv.**, v.142, p.1141-53, 2009.

RODRIGUES, L.A. et al. Efeitos de solos e topografia sobre a distribuição de espécies arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual, em Luminárias, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v.31, n.1, p.25-35, 2007.

RODRIGUES, R. R. Colonização e enriquecimento de um fragmento florestal urbano após a ocorrência de fogo. Fazenda Santa Elisa, Campinas, SP: Avaliação temporal da regeneração natural (66 meses) e do crescimento (51 meses) de 30 espécies florestais plantadas em consórcios sucessionais. Piracicaba: 1999. Tese (Livre Docência) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo.

RODRÍGUEZ-CABAL, M.; AIZEN, M.A.; NOVARO, A.J. Habitat fragmentation disrupts a plant-disperser mutualism in the temperate forest of South America. **Biological Conservation**, v.139, p.195-202, 2007.

ROLLET, B. Arquitetura e crescimento das florestas tropicais. Belém: SUDAN, 1978. 22 P.

SAMPAIO, M.B.; GUARINO, E.S.G. Efeitos do pastoreio de bovinos na estrutura populacional de plantas em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista. **Árvore**, v.31, n.6, p.1035-1046, 2007.

SANCHÉZ-VELÁSQUEZ, L.R. et al. Estructura arbórea del bosque tropical caducifolio usado para la ganadería extensiva em el norte de la Sierra de manantlán, Mexico: antagonismo de usos. **Polibotánica**, v.13, p.25-46, 2002.

SANQUETTA, C.R. et al. Estrutura de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no centro-sul do Paraná. **Árvore**, v.32, n.2, p.267-76, 2002.

SANTA CATARINA. 2004. Solos do estado de Santa Catarina. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, n.46, 745p.

SCHAAF, L.B. et al. Alteração na estrutura diamétrica de uma Floresta Ombrófila Mista no período entre 1979 e 2000. **Árvore**, v.30, n.2, p.283-295, 2006.

SCHNEIDER, P.R.; GALVÃO, F.; LONGHI, S.J. Influência do pisoteio de bovinos em áreas florestas. *Revista Floresta*, v.9, n.1, p.19-23, 1978.

SCHORN, L.A.; GALVÃO, F. Dinâmica da regeneração natural em três estágios sucessionais de uma Floresta Ombrófila Densa em Blumenau, SC. *Floresta*, v.36, n.1, p.59-74, 2006.

SEVEGNANI, L.; Verdi, M.; DEVREECK, S.; GASPER, A.L. de; VIBRANS, A.C.; UHLMANN, A.; SCHORN, L. Fatores condicionantes de degradação no interior dos remanescentes de Floresta Ombrófila Mista Altomontana e ecótonos existentes no planalto do Santa Catarina. IN: IX Congresso de Ecologia do Brasil, São Lourenço, 2009.

SILVA, A.C. da et al. Relações florísticas e fitossociologia de uma Floresta Ombrófila Mista Montana Secundária em Lages, Santa Catarina. *Ciência Florestal*, v.22, n.1, p.139-206, 2012.

SILVA, L.C.R.; ARNAND, M. Mechanisms of Araucaria (Atlantic) Forest Expansion into Southern Brazilian Grasslands. *Ecosystems*, v.14, p.1354-71, 2011.

SILVA, G.F. da et al. Avaliação de métodos de medição de altura em florestas naturais. *Árvore*, v.36, n.2, p.341-348, 2012.

SOUSA, V.A. de, HATTEMER, H.H. Fenologia reprodutiva de *Araucaria angustifolia* no Brasil. *Bol. Pesq. Fl.*, n.47, p.19-32, 2003.

SOUZA, V.C.; LORENZI, H. **Botânica Sistemática: guia ilustrado para identificação de famílias de fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG II**. 2nd ed., Nova Odessa: Instituto Plantarum de Estudos da Flora, 2008. 768p.

STEPKA, T.F. et al. Prognose da estrutura diamétrica de uma Floresta Ombrófila Mista com os métodos razão de movimentos e matriz de transição. *Pesquisa Florestal Brasileira*, v.30, n.64, p.327-335, 2010.

SUN, D.; DICKINSON, G. R.; BRAGG, A. L. Effect of cattle grazing and seedling size on the establishment of *Araucaria cunninghamii* in a silvo-pastoral system in northeast Australia. **Journal of Environmental Management**, v.49, n.4, p.435-444, 1997.

TÁLAMO, A.; TRUCCO, C.E.; CAZIANI, S.M. Vegetación leñosa de um caminho abandonado del Chaco semiárido em relación a la matriz de vegetación circundante y el pastoreo. **Ecol. Austral**, v.19, n.2, p.157-165, 2009.

TORIOLA, D.; CHAREYRE, P.; BUTTLER, A. Distribution of a primary forest plant species in a 18° year old secondary forest in French Guiana. **Journal of Tropical Ecology**, v.14, n. 3, p. 323-340, 1998.

TORTOSA, R.D. El género *Colletia* (Rhamnaceae). **Parodiana**, v.5, n.2, p.279-332, 1989.

VARGAS, G.H. et al. Efecto de la ganadería extensiva sobre la regeneración arbórea de los bosques de la Sierra de Manantlán. **Madera y Bosques**, v.2, p.13-28, 2000.

VELOSO, H.P., RANGEL-FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. 124p.

VIANA, V.M.; PINHEIRO, L.A.F.V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **IPEF**, v.12, n.32, 25-42, 1998.

VIBRANS, A.C. et al. Ordenação dos dados de estrutura de Floresta Ombrófila Mista partindo de informações do Inventário Florístico-Florestal de Santa Catarina: resultados de estudo-piloto. **Ciência Florestal**, v.18, n.4, p.511-523, 2008.

VIBRANS, A.C.; GASPER, A.L.; MÜLLER, J.J.V. Para que inventariar florestas? Reflexões sobre a finalidade do inventário florístico florestal de Santa Catarina. **Rev. de Estudos Ambientais**, v.14, n.1, p.: 6-13, 2012.

VIBRANS, A.C. et al. Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, Vlumenau: Edifurb, v.3, 440p. Disponível em <http://www.acef.org.br/uploads/20130620090800.pdf>, Acesso: 22/05/2014.

VOLPATO, M. M. L. Regeneração natural em uma floresta secundária no domínio de mata atlântica: uma análise fitossociológica. Viçosa: 1994. 123 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Viçosa.

WILSON, H.D. Regeneration of native forest on Hinewai reserve, Banks peninsula. **New Zealand Journal of Botany**, v.32, n.3, p.373-383, 1994.

WILLSON, M. F. Dispersal mode, seed shadows, and colonization patterns. **Vegetatio**, v.107-108, p.261-280, 1993.

WHITMORE, T.C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology**, v.70, n.3, p.536-38, 1989.

WHITTAKER, R.J.; WILLIS, K.J.; FIELD, R. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. **J.Biogeogr.**, v.28, p.453-470, 2001.

ZAMORANO-ELGUETA, C. et al. Impacts of cattle on the South American temperate forests: Challenges for the conservation of the endangered monkey puzzle tree (*Araucaria araucana*) in Chile. **Biol. Conserv.**, v.152, p.110-118, 2012.

ZIMMER, G.O.; PAZ, C.P.; GANADE, G. Efeitos de diferentes espécies pioneiras sobre a colonização de *Podocarpus lambertii* em uma área em restauração. **Neotropical Biology and Conservation**, v.5, n.3, p.160-66, 2010.

ZIMMERMAN, H. et al. Do we need livestock grazing to promote *Polylepis australis* tree recruitment in the Central Argentinean Mountains? **Ecol. Res.**, v.24, p.1075-1081,2009.