

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

**Efeito da fragmentação sobre a estrutura de populações de
Araucaria angustifolia (Bertol.) O. Kuntze (Araucariaceae) no
sul do Brasil**

ADELICIO MÜLLER

São Carlos – SP
2011

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

Efeito da fragmentação sobre a estrutura de populações de
Araucaria angustifolia (Bertol.) O. Kuntze (Araucariaceae) no sul
do Brasil

ADELICIO MÜLLER

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia.
Orientadora: Prof^a Dr^a Dalva Maria da Silva Matos

São Carlos - SP
2011

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária da UFSCar**

M958ef

Müller, Adécio.

Efeito da fragmentação sobre a estrutura de populações de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze (Araucariaceae) no sul do Brasil / Adécio Müller. -- São Carlos : UFSCar, 2011.
45 f.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2011.

1. Ecologia da população. 2. Influência de borda. 3. Distribuição de tamanho. 4. Floresta ombrófila mista. 5. Solo - uso. I. Título.

CDD: 574.5248 (20ª)

Adelcio Müller

**Efeito da fragmentação sobre a estrutura de populações de *Araucaria angustifolia*
(Bertol.) O. Kuntze (Araucariaceae) no sul do Brasil**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 11 de fevereiro de 2011

BANCA EXAMINADORA

Presidente 
Profa. Dra. Dalva Maria da Silva Matos
(Orientadora)

1º Examinador 
Profa. Dra. Ana Teresa Lombardi
PPGERN/UFSCar

2º Examinador 
Prof. Dr. Luís Carlos Bernacci
IAC/Campinas-SP

Dedico este trabalho a minha razão de viver, Luiz e Idalina...

AGRADECIMENTOS

À Prof^a Dr^a Dalva Maria da Silva Matos, pela paciência, amizade e compreensão;

Aos meus pais, Luiz e Idalina pela vida, pela educação e pela oportunidade de estudar que me trouxe até aqui, concretizando mais este sonho;

Aos meus queridos avós, tio, tia, primo e a todos que compartilham ou merecem compartilhar desta conquista ou que pela distância se perderam pelo caminho;

Aos grandes amigos do Laboratório de Ecologia e Conservação que contribuíram para a realização desta pesquisa: Rafael, Pavel, Leite, Carol, Talita, Fernanda, Melina, Raquel, Alexandre, Paulo, Isabela, Rodolfo e Chiba que se acerca do Laboratório;

Aos professores Dr^a Odete Rocha, Dr. Luiz Eduardo Moschini e Dr. Luciano Elsinor Lopes pelas contribuições no exame de qualificação;

Ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPGERN) da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) pelo suporte no desenvolvimento do estudo.

A Suzana C. dos Santos pela ajuda de campo.

A Fernando A. Bataghin pela ajuda de campo e na montagem da figura da área de estudo.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico CNPq pela concessão da bolsa de estudo;

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. MATERIAL E MÉTODOS	4
2.1 Descrição da espécie	4
2.1.1 Caracterização	4
2.1.2 Distribuição geográfica	6
2.1.3 Importância Ecológica	7
2.1.4 Importância Econômica	8
2.2 Área de Estudo	10
2.3 Coleta de dados	17
2.4 Análises estatísticas	19
3. RESULTADOS	21
4. DISCUSSÃO	25
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	32
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	35

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Estróbilos masculinos (esquerda) e femininos (direita) de <i>A. angustifolia</i>	5
Figura 2 - Mapa da Vegetação no Rio Grande do Sul, de acordo o Instituto Brasileiro de Geografia e estatística – IBGE, 2004, com base no Projeto Radambrasil	7
Figura 3: Mapa do Bioma Mata atlântica com seus respectivos domínios florísticos .	11
Figura 4: Localização das áreas de estudo, ao norte do estado do Rio Grande do Sul, Brasil	13
Figura 5: Vista da borda sul do fragmento 1, Maximiliano de Almeida, RS	15
Figura 6: Vista aérea do Parque Municipal Longines Malinowski (PMLM) e entorno imediato, Erechim, RS	16
Figura 7: Vista aérea do fragmento e entorno imediato, Erechim, RS	16
Figura 8: Vista norte do fragmento 4, Maximiliano de Almeida, RS	17
Figura 9: Vista da borda norte do fragmento 5, Maximiliano de Almeida, RS	18
Figura 10: Desenho amostral da implantação das parcelas de borda e interior nas áreas de estudo	19
Figura 11: Regressão linear entre o índice de integridade dos fragmentos e a densidade total de indivíduos de araucaria em cada fragmento (linha pontilhada, quadrados pretos) $a=-138.40$, $b=139.60$, $r^2=0.728$; entre o índice de integridade dos fragmentos e a densidade na borda de cada fragmento (linha serrilhada, círculos pretos) $a=-82.70$, $b=85.27$, $r^2=0.459$; entre o índice de integridade dos fragmentos e a densidade no interior dos fragmentos (linha contínua, círculos brancos) $a= -55.69$, $b= 54.33$, $r^2= 0.936$	26
Figura 12: Distribuição da freqüência de <i>Araucaria angustifolia</i> em quatro classes de tamanho nos cinco fragmentos florestais localizados ao norte do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. As barras em preto representam a borda e as barras em cinza representam o interior. A presença de significância entre borda e interior está indicado com o valor de “p” obtido a partir do teste t de permutação com um nível de significância de $p \leq 0.05$	27

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Características dos fragmentos estudados, distâncias para os diferentes usos da matriz, de cinco fragmentos estudados ao norte do estado do Rio Grande do Sul, Brasil....	21
Tabela 2: Número de machos e fêmeas reprodutivos nos ambientes de borda e interior e a densidade total de araucárias (plântulas e adultos) nos ambientes de borda e interior B=borda e I=interior	24
Tabela 3: Valores do índice de significância (p) obtidos a partir da comparação dos ambientes de borda e de interior apresentados para os cinco fragmentos estudados ao norte do estado do Rio Grande do Sul, Brasil, considerando e um nível de significância de (Permanova, $p \leq 0.05$)	25

Resumo

A fragmentação de hábitat é a transformação de uma paisagem natural contínua em manchas ou fragmentos de hábitat. Ela pode ser provocado por estabelecimentos humanos, agricultura, extração de recursos e/ou corte de madeira. Além das influências da perda de hábitat, às populações que permanecem nestes fragmentos experimentam condições semelhantes às da matriz de entorno, a chamada “influência de borda”, um dos determinantes da influência de borda é o tipo da matriz que circunda o fragmento. Na região Sul do Brasil é encontrada a Floresta Ombrófila Mista, também conhecida como Floresta com Araucária ou Mata de Araucária. A espécie *A. angustifolia* continua sendo ameaçada devido à utilização da sua madeira para fins domésticos e comerciais, ou por meio da substituição de seu habitat natural por atividades agropastoris e plantações de espécies exóticas. A distribuição de tamanho de população carrega uma riqueza de informação demográfica e frequentemente é o atributo mais inequívoco e acessível disponível para uma população. Diante disso, o objetivo deste trabalho foi o de obter informações sobre a ecologia de populações de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze (Araucariaceae) em bordas voltadas para matriz urbana, matriz pastagem e matriz agrícola. Em cada um dos cinco fragmentos foram implantadas 50 parcelas de 10m x 20m paralelas a borda, sendo 25 implantadas na margem da borda e 25 a uma distância de 120 metros da borda. Dentro destas parcelas, todos os indivíduos de *Araucaria angustifolia* foram avaliados. Não foi verificado efeito de borda sobre a estrutura das populações de *Araucaria angustifolia* avaliadas para a maioria das variáveis analisadas, porém, quando avaliamos conjuntamente a matriz e a forma dos fragmentos encontramos uma relação direta com a densidade de indivíduos. A hipótese de que a estrutura da população de araucaria difere entre a borda e o interior independente da forma, tamanho ou tipo de matriz não foi comprovada, pois, as

populações apresentaram grandes variações entre os fragmentos independente destas variáveis descritivas. Porém quando estas variáveis descritivas foram avaliadas conjuntamente (matrizes + forma) se mostraram significativamente correlacionadas com a densidade total de cada fragmento e nos seus ambientes de borda e interior.

Palavras-chave: Influência de Borda, Distribuição de tamanho, Floresta Ombrófila Mista, Matriz

Abstract

Fragmentation of habitat is the transformation of a continuous natural landscape into habitat patches or fragments, and may result from human settlements, agriculture, resource extraction and/or logging. Besides the influences of habitat loss, populations that remain in these fragments experience conditions similar to those of the surrounding matrix: the process known as "edge influence", one of the determinants which is the type of matrix surrounding the fragment. In the Southern region of Brazil is found the Mixed Ombrophylous Forest, also known as Araucaria Forest, and the species *Araucaria angustifolia* remains threatened by the use of its wood for domestic and commercial settings, as well conversion of its natural habitat into agropastoral activities and plantations of exotic species. The size distribution of the population carries a wealth of demographic information and often is the most unequivocal attribute available and accessible to a population. Therefore, the aim of this study was to obtain information on the population ecology of *Araucaria angustifolia* (Bertol.)O. Kuntze (Araucariaceae) on edges facing urban matrix, pasture matrix and agricultural matrix. In each of the five fragments were established 50 plots of 10m x 20m parallel to edge, with 25 deployed immediately at the edge and 25 at a distance of 120 meters from the edge. Within these plots, all individuals of *Araucaria angustifolia* were evaluated. There was no effect of edge on the structure of populations of *Araucaria angustifolia* evaluated for most variables, however; however, when we evaluated together matrix and shape of the fragments, we found a direct relationship with the density of individuals. The hypothesis that the population structure of Araucaria differs between the edge and inside regardless of shape, size or type of matrix has not been comproved, possibly because of the large variation in the population parameter between the fragments, independently of

shape and matrix. But when these two characteristics were assessed together, they were significantly correlated with the total density of each fragment and its edge and interior.

Keywords: Edge Influence , Size Distribution, Mixed Ombrophylous Forest , Matrix

1. INTRODUÇÃO

A fragmentação florestal, transformação de uma paisagem natural contínua em manchas ou fragmentos (McGarigal 2002), afeta o tamanho e a qualidade do hábitat, aumenta o isolamento e cria limites ecológicos que diferem significativamente do hábitat natural (Ewers & Didham 2006). Uma das consequências da fragmentação é a criação de uma matriz de entorno, com características diferentes dos remanescentes naturais, sendo, na maioria das vezes, inhóspita, totalmente antropizada, homogênea e irrelevante do ponto de vista ecológico (Perfecto & Vandermeer 2002; Kupfer et al. 2006).

As populações que permanecem nestes fragmentos experimentam condições semelhantes às da matriz de entorno, a chamada “influência de borda” que é a influência dos processos (abióticos e bióticos) que resultam em uma diferença detectável na composição, estrutura e função próximo à borda, quando comparado com o ecossistema de interior (Harper et al. 2005). Essa influência resulta da interação entre dois ecossistemas adjacentes com transição abrupta entre si (Murcia 1995). Nesse contexto, borda pode ser definida como “uma zona marginal de condições microclimáticas e ecológicas que contrastam com o interior do fragmento” (Lindenmayer & Fischer 2006).

Dentre os fatores abióticos possivelmente influenciados pela borda podemos destacar a luz (Murcia 1995), cuja incidência é maior numa matriz agrícola em relação a um fragmento florestal nela inserida, o que geralmente ocasiona um aumento da luminosidade na borda, beneficiando o crescimento de espécies heliófilas. Devido a esse aumento, geralmente se verifica um aumento da densidade e da área basal próximo das bordas dos fragmentos (Prevedello & Vieira 2010; Murcia 1995), ou ao aumento da produtividade destas espécies (Harper et al. 2005).

Contudo, o contraste entre matriz e fragmento determina a intensidade dos fluxos ecológicos pela borda (Prevedello & Vieira 2010). Assim, algumas características dos

fragmentos, tais como tamanho e forma podem alterar a intensidade e a penetração (largura) da influência de borda (Murcia 1995). Por outro lado, diferentes tipos de matrizes podem influenciar uma mesma espécie em diferentes intensidades (Laurance 2008). Além disso, a influência da matriz, do tamanho ou da forma do fragmento sobre determinada espécie, pode ser positiva, negativa ou neutra dependendo das suas características e das características do ambiente, assim como interações interespecíficas (Ries et al. 2004).

Para compreender a influência da matriz sobre as populações, é necessário saber como elas respondem às condições de borda (Prevedello & Vieira 2010). Borda e interior de fragmentos florestais são, provavelmente, diferentes em condições de luz e estágio sucessional (Ries et al. 2004; Harper et al. 2005) e devem então serem considerados como habitats distintos. Quando a área do fragmento diminui, a contribuição relativa da borda em relação à área total aumenta, criando uma intercorrelação entre a borda e a influência da área (Laurance & Yensen 1991).

Separar habitats de borda e interior pode ser particularmente relevante para a avaliação da influência da matriz sobre as populações de espécies lenhosas em fragmentos florestais (Mikk & Mander 1995). Porém, geralmente os fragmentos florestais são amostrados como um todo, e quando não o são, as margens simplesmente são evitadas (Kolb & Diekmann 2004). Quando consideradas, as áreas de borda são geralmente avaliadas simplesmente por seu perímetro como uma medida para calcular índice de forma do fragmento (Torras et al. 2008). Poucos estudos consideraram borda e interior como dois ambientes distintos (Marquez et al. 2010).

É neste cenário de fragmentação que se encontra a Floresta Ombrófila Mista ou Mata de Araucaria, onde a exploração madeireira precedeu à conversão quase total desta floresta em culturas agrícolas, além do estabelecimento de grandes centros urbanos nesta região (Koch 2002). Poucos estudos foram realizados visando a elucidação dos diferentes aspectos da

ecologia de populações de *Araucaria angustifolia*, espécie característica da Floresta Ombrófila Mista, avaliando diferentes atributos da estrutura (Souza 2007; Paludo et al. 2009; Zanon et al. 2009) e dinâmica (Pizzato 1999; Schaaf 2001; Barth- Filho 2002) e comparando-os com variáveis abióticas destes locais. O pequeno número de estudos realizados em Floresta Ombrófila Mista no Rio Grande do Sul repercute em uma grande escassez de informações sobre as espécies que compõe essas matas, seja sobre sua biologia, dinâmica populacional, e relações com o ambiente abiótico, incluindo a influência das alterações antrópicas. Como consequência, a complexidade dos sistemas naturais é ignorada, assim como tecnologias de manejo adequadas para estes ecossistemas, e proliferam atividades econômicas de sustentabilidade duvidosa (Rosário 2001).

A estrutura de população é uma síntese dos eventos demográficos da taxa de recrutamento, mortalidade e crescimento individual com o passar do tempo (Kelly et al. 2001). Assim como a distribuição espacial (horizontal e vertical), essa estrutura indica como a espécie está explorando o ambiente. Dados sobre a capacidade de regeneração natural e respostas a perturbações na estrutura da população podem ser obtidas a partir da análise da distribuição das classes de tamanho, que pode ser medida pelo diâmetro do tronco à altura do peito ou ao nível do solo (Daubenmire 1968). A distribuição do tamanho da população carrega uma riqueza de informação demográfica e, freqüentemente, é o atributo mais inequívoco e acessível disponível para uma população (Kelly et al. 2001). Assim, esse tipo de estudo pode fornecer subsídios para a compreensão de quais são as condições ambientais capazes de manter a estabilidade de uma dada população (Silva 2001).

O objetivo desse trabalho foi determinar se a estrutura populacional de *A. angustifolia* varia entre os ambientes de borda e interior em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista com características distintas, e identificar as principais variáveis ambientais responsáveis por esse efeito. Por meio da análise deste conjunto de dados poderemos entender melhor de que

maneira estas populações respondem às possíveis variações ambientais em fatores como luminosidade, o tipo de matriz, o tamanho e a forma de cada fragmento, nos ambientes de borda e interior de cada área estudada. Além disso, podemos detectar eventuais variações estruturais nestas populações nestes fragmentos, e se há influência de borda nas características populacionais.

Neste contexto, neste estudo apresentamos informações sobre a ecologia de populações de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze (Araucariaceae) presentes em 5 fragmentos florestais localizados ao norte do estado do Rio Grande do Sul, Brasil, com borda voltada para matriz urbana, matriz pastagem e matriz agrícola. Mais especificamente, buscamos responder às seguintes perguntas:

- I) Existe influência do tipo de matriz sobre a estrutura das populações?
- II) Existe influência do tamanho dos fragmentos sobre a estrutura das populações?
- III) Existe influência da forma dos fragmentos sobre a estrutura das populações?
- VI) Existem diferenças na estrutura das populações presente nos ambientes de borda e de interior nos fragmentos estudados?

Considerando que a *Araucaria angustifolia* é uma espécie pioneira, heliófila (Klein 1960; Reitz e Klein 1966; Backes 1988) hipotetizamos que a estrutura da população difere entre a borda e o interior de fragmentos florestais qualquer que seja a forma, o tamanho e o tipo de matriz.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Descrição da espécie

2.1.1 Caracterização

A *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze (Araucariaceae) é uma espécie dióica (figura 1), raramente monóica, por traumas ou doenças, heliófita pioneira, com folhas coriáceas, glabras, de 3-6 cm de comprimento, típica de regiões de altitude, possui fuste retilíneo, cilíndrico, às vezes, bifurcado, com quatro a oito verticilos de inserção dos galhos, que se destaca com a idade (Carvalho 2003). Floresce nos meses de setembro-outubro, quando ocorre produção de pólen nos estróbilos masculinos e a polinização dos estróbilos femininos já formados durante os meses anteriores. A maturação ocorre de março a agosto, vinte meses após o início da formação dos estróbilos femininos (Lorenzi 1992). A unidade de dispersão é o pinhão (semente), a carposfera ou ‘pinha’ constitui o conjunto de pinhões. A altura varia de 20-50 m e o diâmetro do tronco, à altura do peito da planta adulta, pode alcançar desde pouco mais de um metro até dois metros e meio (Carvalho 2003).



Figura 1 – Estróbilos masculinos (esquerda) e femininos (direita) de *A. angustifolia*. Fotos Muller (2010).

De acordo com Handro & Ferreira (1986) a *Araucaria angustifolia* necessita de grande oferta de nutrientes durante o seu desenvolvimento, e, portanto requer solos muito mais férteis em relação às demais coníferas. Em vários tipos de solos característicos de campo, o crescimento lento pode ser atribuído à deficiência de nutrientes, à toxidez do alumínio e à pequena profundidade; essa última condição torna a espécie mais sensível às influências da seca no inverno. As raízes podem alcançar 1,8 m de profundidade (Reitz & Klein 1966). Solos rasos, com profundidade inferior a 100 cm, influenciam negativamente o crescimento, mas não impedem a regeneração natural. Profundidades do lençol freático inferiores a 90 cm mostram-se restritivas quanto ao crescimento em diâmetro (Bolfoni et al. 1980).

2.1.2 Distribuição geográfica

A espécie é característica de Floresta Ombrófila Mista (Floresta com Araucária), nas formações Aluviais (galeria), Submontana (até 400 metros de altitude), Montana (de 400 a 1000 metros de altitude) e Alto-Montana (acima de 1000 metros de altitude) (Leite 2002). Segundo Carvalho (1994), a área de distribuição original de *A. angustifolia* compreendia uma superfície de cerca de 200.000 km², incluindo os atuais estados do Paraná (40% da superfície), Santa Catarina (31%) e Rio Grande do Sul (25%), além de manchas esparsas no sul de São Paulo (3%) e até o sul de Minas Gerais e Rio de Janeiro (1%). De acordo com Hueck (1953), a distribuição nos estados do Paraná e Santa Catarina, ocorria em altitudes compreendidas entre 500 e 1100m, a partir do planalto do Rio Grande do Sul, tendo sido encontrado representante da espécie em São Martinho e Tenente Portela a 300m do nível do mar (Mattos 1972). Hess (2006) encontrou e descreveu o crescimento da araucária na Serra do Sudeste em altitudes de 328m, no município de Caçapava do Sul, RS.

Segundo Rambo (1956), a distribuição dos pinheirais no Rio Grande do Sul ocorre, essencialmente, em função das variações do terreno, ocorrendo em altitudes entre 500 m ao

oeste e 1000 m ao leste. O pinheiral está em toda a borda superior livre do planalto, desde o norte de Santa Maria até o extremo nordeste; na aba superior de todos os vales profundos dos rios Caí, Taquari com o rio das Antas, rio Pelotas e seus afluentes. Fazem-se presentes também em terrenos menos acidentados, nos espigões entre as fontes dos grandes rios, especialmente no rio das Antas; em grupos isolados ou densas sociedades, nos capões disseminados por todo o planalto; em indivíduos solitários em pleno campo e de mistura com a mata virgem do Alto Uruguai e ao norte de Passo Fundo e Lagoa Vermelha.

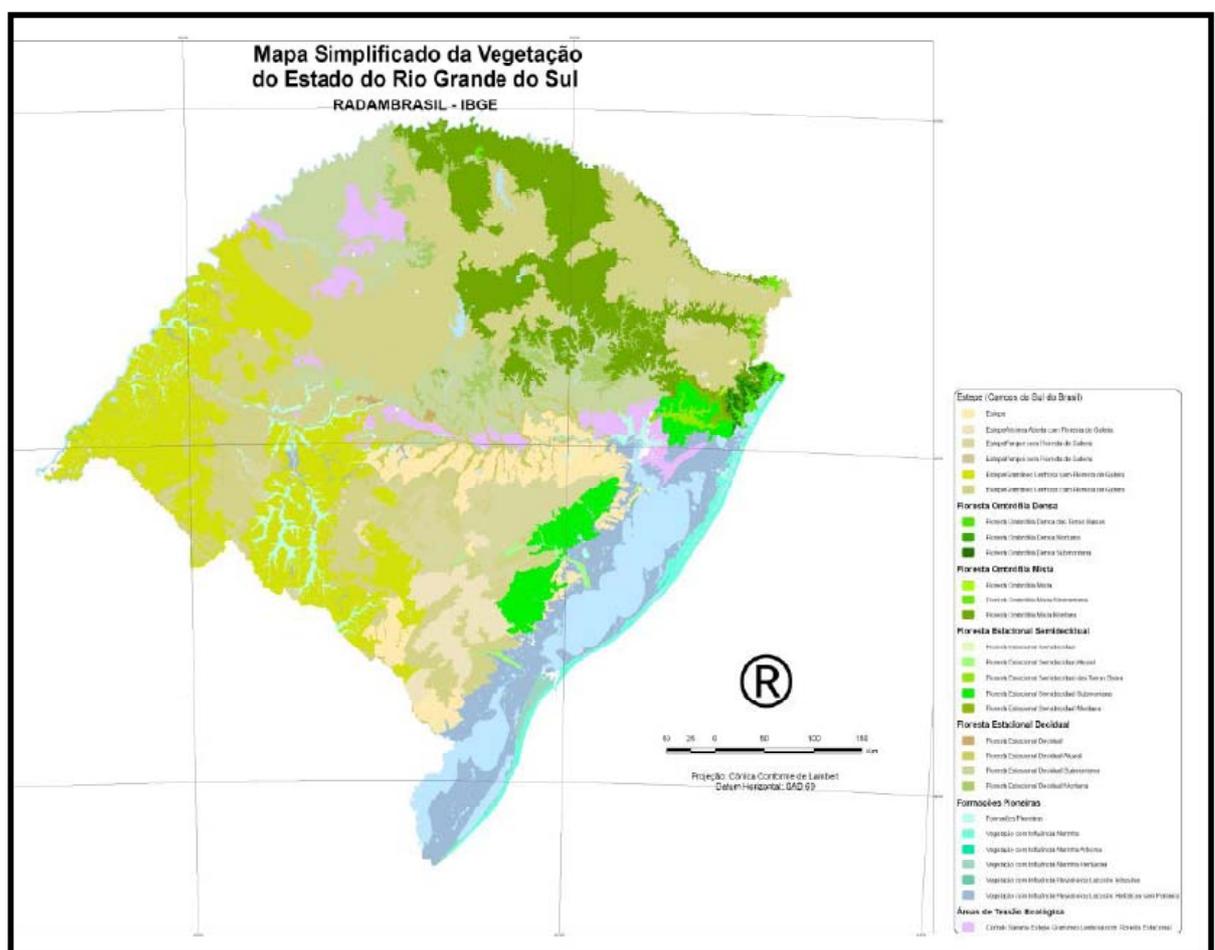


Figura 6 - Mapa da Vegetação no Rio Grande do Sul, de acordo o Instituto Brasileiro de Geografia e estatística – IBGE, 2004, com base no Projeto Radambrasil. Org.: ALVES, F.S., 2008.

De forma geral, é possível distinguir três núcleos principais de pinheirais: na aba do setor meridional da escarpa, entre os rios Taquari e dos sinos; na borda dos aparados orientais entre o rio Maquiné e o rio das Antas; e, em pleno planalto central, no curso superior do rio

Jacuí ao sul de Passo Fundo (Rambo 1994). No Alto Uruguai, no noroeste do estado, penetra profundamente na floresta latifoliada (Rambo 1994).

2.1.3. Importância ecológica

Em campos mantidos sem distúrbios de pastejo e fogo, a expansão das florestas ocorre através de indivíduos arbóreo-arbustivos estabelecidos isoladamente na matriz campestre que atuam como nucleadores (*nurse plants*), facilitando a dispersão e ou o estabelecimento de outras espécies florestais (Scarano 2002; Duarte et al. 2006). Neste contexto, a espécie arbórea *A. angustifolia*, dominante nas formações florestais, é encontrada frequentemente em campos, sendo considerada uma espécie pioneira (Reitz & Klein 1978) e a principal nucleadora do processo de sucessão florestal (Duarte et al. 2006).

Segundo Solórzano-Filho (2001), há pelo menos 14 espécies de mamíferos que utilizam os frutos de *A. angustifolia* como recurso alimentar, de modo que os vertebrados parecem desempenhar o papel tanto de dispersores de sementes como de predadores (Tabarelli & Peres 2002; Wall et al. 2005). Job & Vieira (2008) evidenciaram a importância de pequenos mamíferos para a dispersão de sementes, tendo encontrado que aproximadamente 4% das sementes removidas pelos roedores não foram predadas, sendo que eles foram responsáveis pela maioria das remoções das sementes, em comparação a espécies maiores de mamíferos. A importância do consumo de pinhões por animais silvestres (notadamente aves e roedores) é reforçada pelo fato da maturação e queda destas sementes ocorrerem sobretudo nos meses de abril-junho, época de maior escassez de outras fontes de alimento (Paise & Vieira 2005).

2.1.4 Importância econômica

Em todo o sul do Brasil, a exploração da araucária iniciou-se de forma lenta entre os séculos XVIII e XIX, apenas no século XX (entre 1915 e 1960) a devastação tornou-se mais intensa. Em 1968, o Brasil exportou mais de um bilhão de metros cúbicos de madeira de *A. angustifolia*, dos quais 55% foram provenientes do Rio Grande do Sul (Koch e Corrêa 2002). Plantios em pequena escala com araucária começaram em 1930, na região sul do país, mas somente em poucas localidades. Em 1966, iniciou-se o reflorestamento em grande escala, como compensação do desmatamento das Florestas Nativas com araucária; entretanto, ao invés de *A. angustifolia* foram utilizadas árvores exóticas como *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. (FINEP-UFPR 1980). Como resultado desta ampla devastação ocorrida no passado e da fraca reposição da espécie em programas de reflorestamento, restam hoje menos de 2% da mata original (Korndörfer 2007).

O pinheiro tornou-se a base da colonização dos imigrantes europeus, que chegaram ao País no final do século XIX para se dedicarem, sobretudo à agricultura. A exploração da araucária forneceu o capital inicial para o estabelecimento de diversas atividades econômicas, especialmente com a instalação de indústrias madeireiras, em toda a área de dispersão natural da espécie, interessadas no aproveitamento de sua madeira de altíssima qualidade (Zanon 2007).

A exploração dos pinheirais tornou-se mais intensa a partir da primeira grande guerra, com exportações de pinheiros para a Alemanha, Inglaterra e Estados Unidos da América atingindo seu apogeu na década de 30, quando esses países se preocuparam em recompor seus estoques do produto (IPEF 2000). A exploração se intensificou a partir de 1934 (Mattos 1994), sendo que as reservas do estado de São Paulo foram exauridas entre os anos 30 e 40 e as do Paraná nos anos 70 (Shimizu & Oliveira 1981). Em 1964, a *A. angustifolia* ocupou o 4º lugar entre os produtos brasileiros de exportação (Reitz & Klein 1966). O Brasil, na década de

60, viveu sua grande expansão industrial, o que exigiu o desenvolvimento de diversos setores, entre eles, o setor florestal, de forma a reduzir a dependência de produtos importados. O estoque de florestas naturais de araucária, que em anos anteriores já havia sido amplamente explorada foi praticamente esgotado (Zanon 2007).

Além da madeira, sua semente, o pinhão, constitui um dos principais produtos florestais não madeiráveis comercializados a partir do extrativismo (Balzon et al. 2004). Segundo Guerra et al. (2002) esta exploração é mais rentável que a exploração de madeira, especialmente nas regiões de campo onde as condições de solo não permitem um bom desenvolvimento para produção de madeira.

Segundo dados do “projeto pinhão” da Universidade Federal do Paraná (UFPR), que visa analisar os aspectos socioeconômicos das atividades de coleta e comercialização do pinhão em municípios chaves da cadeia produtiva no estado do Paraná, as populações que dependem diretamente da atividade da coleta e venda de pinhão na região de Guarapuava, União da Vitória e Curitiba são estimadas em pelo menos 3000 famílias (Silva 2005). Segundo este autor, a produção comercial de pinhão nos sistemas de faxinal mostrou-se uma opção bastante interessante, podendo gerar uma renda de R\$ 2.539,93 por família/ano em uma área de 300 ha com 117 famílias, mais do que todas as outras atividades do faxinal somadas.

2.2 Área de estudo

Considerada a segunda maior formação de floresta tropical da América do Sul, a Mata Atlântica originalmente se estendia de formação contínua por mais de 1,3 milhões de km² ao longo da costa brasileira (Tabarelli et al. 2005) do Ceará ao Rio Grande do Sul, adentrando as terras da Argentina e do Paraguai (Corrêa 1996). Abrange formações vegetacionais tropicais e subtropicais (Tabarelli et al. 2005), tais como Floresta Ombrófila Densa, Ombrófila Mista, Floresta Estacional Decidual, Estacional Semidecidual, Campos de altitude, além de

manguezais, restingas, brejos interioranos e ilhas oceânicas e costeiras (figura 2) (Monteiro 2003).

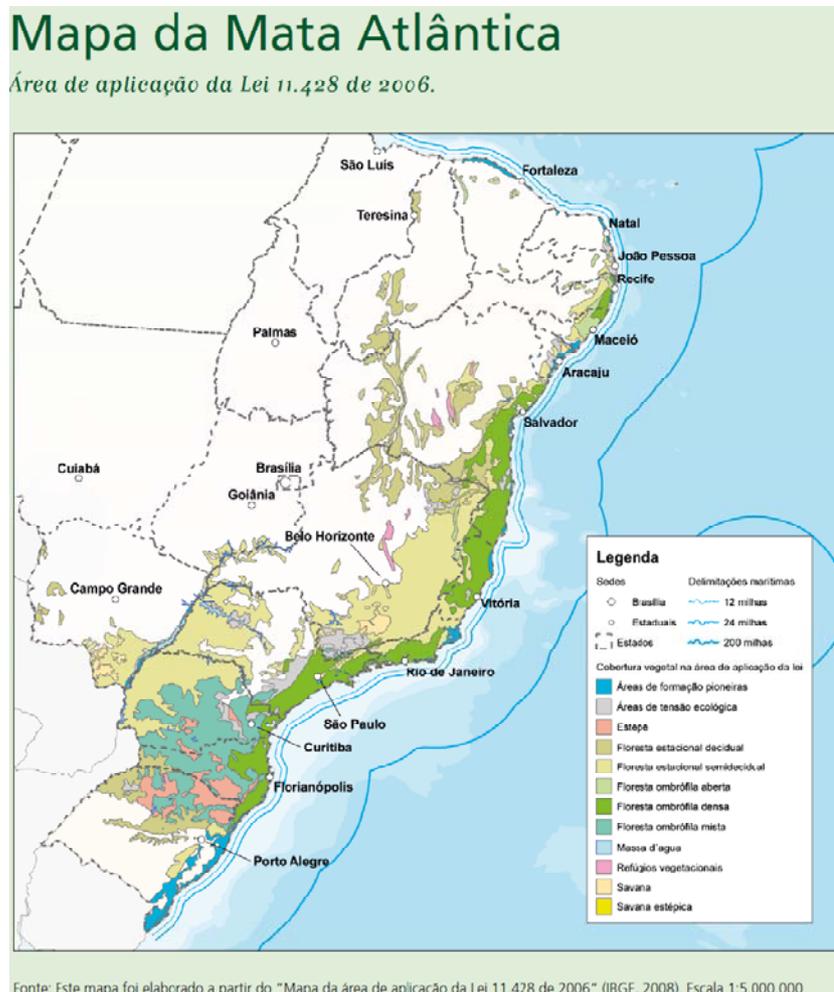


Figura 2 – Mapa do Bioma Mata atlântica com seus respectivos domínios florísticos. Imagem: IBGE (2008).

Na região Sul do Brasil é encontrada a Floresta Ombrófila Mista que procede da ocorrência da mistura de floras de diferentes origens, definindo padrões fitofisionômicos típicos, em zonas climáticas caracteristicamente pluviais (Leite & Klein 1990). Esta tipologia vegetal também é conhecida como Floresta com Araucária ou Mata de Araucária e antes de ser adequadamente conhecida, foi drasticamente reduzida a fragmentos alterados ou descaracterizados (Leite & Klein 1990).

O clima na área de distribuição das florestas com araucária no Brasil é subtropical, podendo ser do tipo Cfa ou Cfb segundo a classificação de Köppen (Moreno 1961). A precipitação média anual é de 1200 a 2500 mm, de distribuição uniforme na área sul de

ocorrência, e de 1600 a 2000 mm na área norte (Carvalho 1994). A araucária ocorre nas mais diversas classes de solo, destacando-se os Latossolos, Cambissolos, Nitossolos, Argissolos, Chernossolos, e Neossolos Litólicos (Streck *et al.* 2002). Estes solos são todos caracteristicamente ácidos, mas variam quanto à profundidade drenagem e fertilidade. Na formação Montana (de 400 a 1000 m de altitude), que é a formação mais extensa de Floresta Ombrófila mista, os solos mais férteis são os Brunizéns (Chernossolos), de média profundidade, e os Litossolos (Neossolos Litólicos), rasos, derivados de derrames básicos e estabelecidos em área de relevo forte ondulado. Na parte nordeste do Planalto das araucárias, situa-se a formação Alto-Montana da Floresta Ombrófila Mista (acima de 1000 m de altitude), onde ocorrem Cambissolos pedregosos muito pobres em nutrientes e relevo fortemente ondulado (PROJETO RADAMBRASIL 1986).

O estudo foi realizado ao norte do estado do Rio Grande do Sul, Brasil, entre as coordenadas 27° 37' 02" e 27° 40' 65" de Latitude Sul e 52° 16' 51" e 52° 16' 01" de Longitude Oeste, mais especificamente nos municípios de Maximiliano de Almeida e Erechim (figura 3).

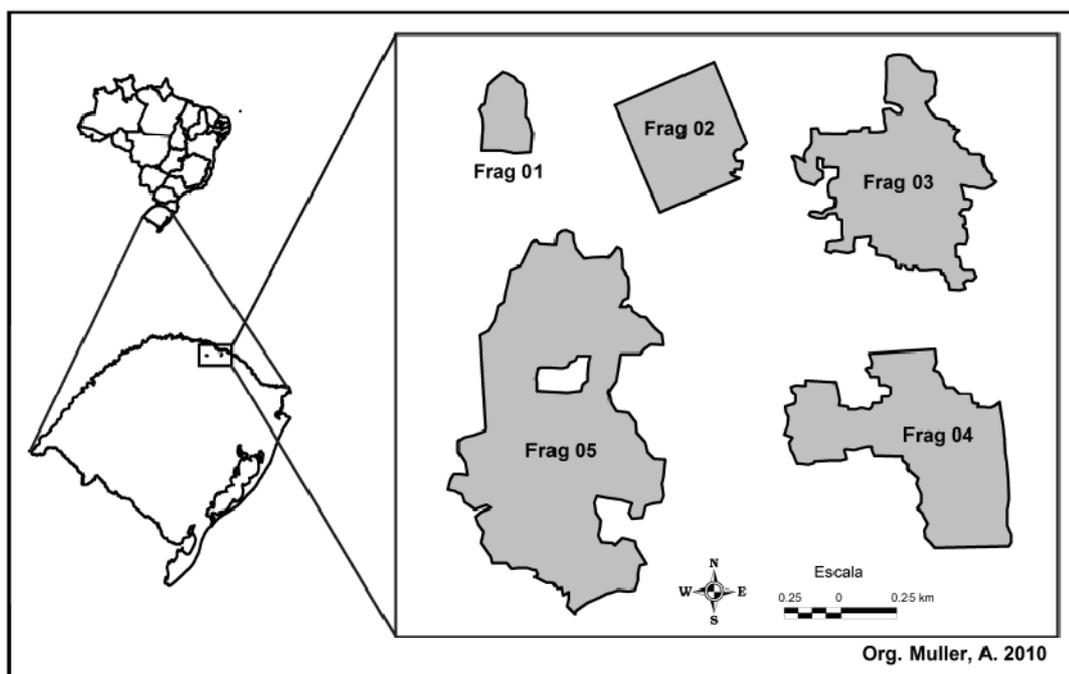


Figura 3 - Localização das áreas de estudo, ao norte do estado do Rio Grande do Sul, Brasil.

A região está situada na Zona Temperada, possuindo clima Mesotérmico brando, super-úmido sem seca (IBGE 2002), pertencente ao clima Cfa de Köppen, o qual apresenta chuvas distribuídas por todo ano, tendo uma média anual de precipitações em torno de 1781 mm, com verões quentes e invernos frios (Piran 1982).

Inserida fisiograficamente numa porção do extenso Planalto Meridional do Brasil, está assentada na zona do Capeamento Basalto Arenítico do Paraná (Piran 1982), e se caracteriza por domínios topográficos distintos, sendo eles o planalto de ondulações suaves, vales encaixados e vertentes abruptas com afloramentos basálticos (Cassol & Piran 1975).

Os solos são originados do basalto, da encosta basáltica do Rio Grande do Sul, os quais apresentam condições propícias para desenvolvimento agrícola, constituindo Latossolos Brunos (Santos et al. 2006).

As duas formações florestais predominantes na região encontram-se frequentemente associadas, formando a Floresta Ombrófila Mista, também conhecida como Mata de Araucária, a qual apresenta em seu estrato superior a predominância da espécie *Araucaria angustifolia* popularmente conhecida como pinheiro-brasileiro, e na Floresta Estacional Semidecídua ou Mata Atlântica de Interior, caracterizada pela perda de 20% a 50% das folhas das árvores em épocas secas. Ambas as formações tiveram sua área de abrangência original reduzida devido ao acentuado desmatamento, constituindo formações da Mata Atlântica grandemente ameaçadas (Monteiro 2003).

Atualmente a atividade econômica predominante em toda região é a agropecuária, sendo o município de Erechim considerado pólo regional de desenvolvimento (Malinowski-Maia 2008).

Para o desenvolvimento desse trabalho selecionamos cinco fragmentos, localizados nos municípios de Maximiliano de Almeida (três fragmentos) e Erechim

(dois fragmentos). A seguir faremos uma breve descrição de cada área em ordem crescente de tamanho.

O primeiro e menor fragmento estudado, tem uma área de 6,49 ha. está localizado no Município de Maximiliano de Almeida, inserido em uma matriz essencialmente agrícola (Figura 4). Nele praticamente estão ausentes plantas arbóreas e arborescentes de sub-bosque, que é dominado por bambuseas além de muitos espécimes da espécie exótica, notadamente invasora, *Hovenia dulcis* Thunberg (Rhamnaceae), da qual observamos uma alta densidade de regenerantes.



Figura 4 – Vista da borda sul do fragmento 1, Maximiliano de Almeida, RS. Foto: Muller (2011).

O segundo fragmento estudado (23.79 ha) está totalmente inserido em matriz urbana, sendo um parque municipal aberto à visitação pública. O Parque Municipal Longines Malinowski (PMLM) corresponde a um fragmento típico de floresta Ombrófila Mista e está completamente limitado pelo traçado das ruas Comandante Kramer, Anita Garibaldi, Henrique Dias e Pernambuco (Figura 5). O PMLM foi criado pela Lei nº 3.110 de 30 de novembro de 1998, Erechim (RS), baseada na Lei no 267 de

9 de agosto de 1948, Porto Alegre (RS), autorizando a doação ao município de Erechim de uma área de terra de 24 ha, além de outras providências (Zanin 2002).

Neste fragmento, encontramos plantios “pontuais”, localizados especialmente na borda, com agrupamento dos regenerantes da borda próximo a entrada principal do fragmento, hipótese reforçada pela distância desses regenerantes de adultos reprodutores



Figura 5 - Vista aérea do Parque Municipal Longines Malinowski (PMLM) e entorno imediato, Erechim, RS. Foto: Zardo (1999).

O terceiro fragmento (44.39 ha) é uma área com matriz predominante pastagem, localizado próximo ao perímetro urbano de Erechim (Figura 6). É de propriedade privada e pela proximidade de áreas urbanas a entrada de pessoas para a coleta de pinhões e lenha para consumo doméstico é muito comum.



Figura 6 - Vista aérea do fragmento e entorno imediato, Erechim, RS. Imagem: Lageplan - URI Campus de Erechim (2010).

O quarto fragmento (46.79 ha) é uma área localizada próxima à cidade de Maximiliano de Almeida, tendo como matriz predominante pastagem. Apesar de ser o fragmento com estrutura arbórea em estágio mais avançado, com araucárias de altura próxima aos 40 metros e com diâmetro próximo dos 1,5 metros, por estar muito próximo do perímetro urbano de Maximiliano de Almeida (Figura 7), apresenta sérios problemas, como a presença de uma grande quantidade de lixo além de muitos animais mortos de propriedades vizinhas que são jogados nesta área. Além disso, o corte seletivo de árvores adultas para a construção civil, o corte de árvores menores para uso doméstico (queima) e a coleta de pinhões são frequentes neste fragmento.



Figura 7 – Vista norte do fragmento 4, Maximiliano de Almeida, RS. Foto: Muller (2011).

O quinto fragmento (95.14 ha), é uma área particular, está inserido em uma matriz agrícola (Figura 8), e apesar de ser o mais distante de perímetro urbano também apresenta problemas como o corte seletivo e a coleta de pinhões. Mas apesar destes problemas ainda é o que apresenta menos pressão antrópica, sendo mais “íntegro” em sua estrutura.



Figura 8 – Vista da borda norte do fragmento 5, Maximiliano de Almeida, RS. Foto: Muller (2010).

2.3 Coleta de dados

A opção pelo número de áreas estudadas ocorreu devido à ausência de um número maior de réplicas, pois, apesar da região ter uma paisagem intensamente recortada com muitos fragmentos pequenos, poucos mantêm uma estrutura semelhante à original, sendo que a maioria é composta por vegetação em regeneração secundária ou teve todos os indivíduos adultos de *A. angustifolia* extraídos de forma seletiva.

Em cada um dos cinco fragmentos, demarcamos 50 parcelas de 10 m x 20 m subdivididas em dois transectos paralelos a borda, sendo um transecto com 25 parcelas implantado na margem da borda e o segundo transecto com 25 parcelas a uma distância de 120 metros da borda paralelo ao primeiro (figura 9). No fragmento 1 implantamos as transecções na borda onde restassem pelo menos 50 m de área natural do início e do final do transecto para evitar a influência de borda sobre as extremidades, sendo esta distância utilizada apenas no fragmento 1 devido a pequena área sendo, nos demais

mantivemos distâncias mínimas de 100 metros. Selecionamos essa distância da borda utilizada com base no trabalho realizado nesta mesma fisionomia florestal, por Fontoura et al. (2006) que encontraram influência de borda sobre a abundância e riqueza de espécies até 50 metros para o interior do fragmento.

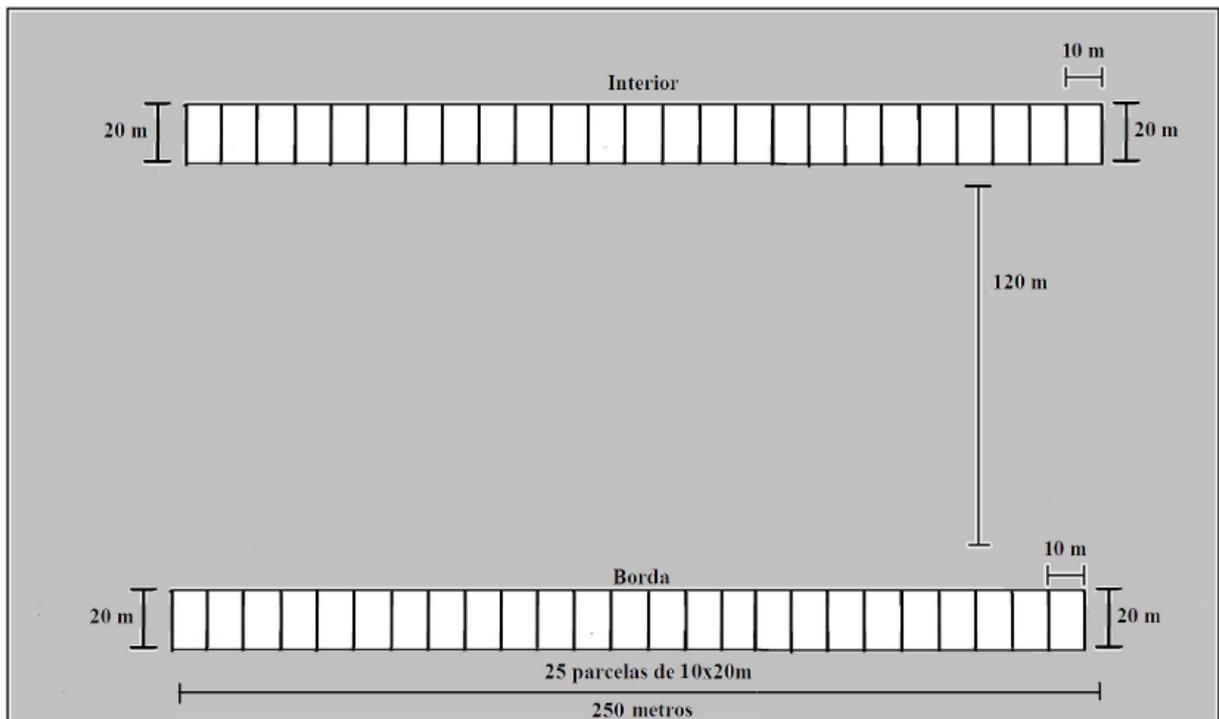


Figura 9 – Desenho amostral da implantação das parcelas de borda e interior nas áreas de estudo.

Avaliamos a porcentagem de cobertura do dossel por meio de um densiômetro esférico de copa, onde tomamos quatro medidas a 50 cm do ponto central de cada parcela nas quatro direções cardinais, e calculamos a média aritmética das mesmas para obtermos um valor único para cada parcela em seguida, multiplicamos esse valor por 1.04 (valor fixo) para chegarmos à porcentagem de abertura do dossel (Lemmon 1957).

Calculamos o índice de forma dos fragmentos utilizando a equação $IF=P/(A\pi^{0.5})$, onde P= perímetro total, A= área total do fragmento (Forman & Godron 1986). O índice varia de 1 a 5, sendo que 1 corresponde a um fragmento circular e 5 a um fragmento altamente irregular.

Para o cálculo do índice de integridade dos fragmentos, consideramos para cada área as seguintes variáveis: as distâncias dos diferentes tipos de matrizes existentes e o índice de forma, calculado a partir da relação perímetro-área (tabela 1). Neste cálculo, os valores das distâncias e índice de forma foram normalizados, sendo que o valor máximo (1) atribuímos para o menor valor de distância do fragmento até a área florestal (fonte de propágulos) mais próxima, para o menor valor do índice de forma, para os menores valores de distância até a área agrícola, até a área de pastagem e área urbana. Somamos estes valores e os fragmentos com maiores valores do índice foram considerados de melhor integridade.

Tabela 1: Características dos fragmentos estudados, distâncias para os diferentes usos da matriz, de cinco fragmentos estudados ao norte do estado do Rio Grande do Sul, Brasil.

Fragmentos	1	2	3	4	5
Estrutura do fragmento (m)	28,29	21,90	20,10	30,28	20,28
Corte seletivo (sim/não)	Sim	Não	Não	Sim	Sim
Coleta de sementes (sim/não)	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim
Presença de trilhas (sim/não)	Sim	Sim	Sim	Sim	Sim
Presença de estradas (sim/não)	Sim	Não	Sim	Sim	Sim
Área frag. ha ⁻¹	6.49	23.79	44.39	46.79	95.14
Índ. de forma	2.33	2.26	2.33	3.17	2.78
Matriz	Agrícola	Urbana	Pastagem	Pastagem	Agrícola
DFF (m)	230	955	720	410	160
DA (m)	0	1850	575	50	0
DC (m)	155	0	380	50	1930
DP (m)	60	1315	0	0	450
Ind. de integridade	1.79	3.17	1.7	1.15	3.15
Cobertura dossel (%)	74.96	75.54	79.00	80.78	82.94

Área do fragmento (ha), índice de forma, tipo de matriz, distancia para o fragmento mais próximo (DFF), distância para a área agrícola mais próxima (DA) distância para a cidade mais próxima (DC) e distância para a área de pastagem mais próxima (DP).

Dentro de cada parcela, medimos o diâmetro na altura do solo, o diâmetro à altura do peito e a altura total de todos os indivíduos de *A. angustifolia*, a altura total de indivíduos adultos foi estimada devido à dificuldade de obtermos este dado a partir de algum aparelho ou estaca graduada, avaliamos também a razão sexual das plantas reprodutivas e o número de galhos secos destes indivíduos (integridade da copa).

2.4 Análise dos dados

Classificamos os indivíduos pelo tamanho baseados nas medidas de altura e diâmetro. Assim, a classe 1 inclui os indivíduos com altura igual ou menor a 0.5 m; a classe 2 é composta pelos indivíduos com alturas maiores que 0.5 m e menores ou igual a 2 m; a classes 3 engloba aqueles indivíduos com mais de 2 m de altura e com diâmetro a altura do peito inferior a 10 cm; a classe quatro está representada por plantas com mais de 10 cm de diâmetro.

Para avaliar a integridade da copa e a porcentagem de cobertura de dossel, aplicamos uma análise de variância permutacional (PERMANOVA) bifatorial no programa PERMANOVA v. 1.6. Por ser baseado apenas em permutações e medidas de similaridade não requer distribuição normal dos dados, e pode ser utilizado em distribuições com grande número de valores nulos (Anderson 2001). Utilizamos como fatores, o fragmento e a distância da borda (borda x borda / interior x interior, entre fragmentos), assim como a interação entre eles. No caso de resultados significativos para os efeitos principais de alguns dos fatores ou interações, aplicamos comparações pareadas *a posteriori* por permutação entre todos os níveis dos fatores no software PERMANOVA v. 1.6. (Anderson 2001). Em todos os testes utilizamos como medida de dissimilaridade a distância de Bray Curtis e aplicamos 5000 permutações.

Para compararmos a relação de dioécia aplicamos o teste estatístico de Qui-quadrado (χ^2), com a finalidade de verificar se a relação teórica de 50% de árvores femininas por 50% de árvores masculinas é válida. Para esta análise foi utilizado o programa Past v. 2.04 (Hammer et al. 2001).

Utilizando regressão linear simples, testamos a existência de relação entre o índice de integridade dos fragmentos e a densidade total de *A. angustifolia* presente em cada área estudada e o índice de integridade e a densidade em cada classe de tamanho.

Utilizamos o valor da integridade porque ele representa outras variáveis em um único valor. Aplicamos esse teste utilizando o programa BioEstat 5.0 (Zar 1998). Para avaliarmos a estrutura em cada classe de distribuição entre os ambientes de borda e interior para cada fragmento, utilizamos o teste t permutacional com 5000 permutações no programa Past v. 2.04, que por ser baseado em aleatorizações também não exige distribuição normal dos dados (Hammer et al. 2001).

Em todos os testes utilizamos um nível de significância de 5%.

3. RESULTADOS

Encontramos um total de 838 indivíduos de *Araucaria angustifolia* nos cinco fragmentos estudados (167,6 ind.ha⁻¹), sendo que a maior densidade foi encontrada no fragmento 2 (382 ind/ha) e a menor no fragmento 4 (30 ind/ha), os demais variaram de 53 a 229 ind/ha. Observamos diferenças significativas na cobertura de dossel entre os fragmentos (PERMANOVA p=0.0002), assim como no diâmetro à altura do solo (p=0.0002), na densidade (p=0.0002) e na altura (p=0.0002) das plantas entre os fragmentos estudados. Não houve relação significativa entre densidade total de plantas e o tamanho dos fragmentos (R²=0.020; p=0.813), entre a densidade total de plantas e a forma dos fragmentos (R²=0.209; p=0.559), ou entre a densidade total e o tipo de matriz (R²=0.081; p=0.330). Dentre as classes de tamanho das populações, somente a densidade de plântulas (classes 1) foi significativamente relacionada com o índice de integridade (R²=0.924; p=0.005).

Quando avaliamos a proporção de dioiccia entre as araucárias reprodutivas (tabela 3) encontramos uma proporção de 41.62% de machos e 58.38% de fêmeas, sendo significativamente diferente da proporção esperada 50:50% ou 1:1 (X²=18.928, p=0.0008). Também verificamos diferenças significativas quando comparamos o

número total de machos e fêmeas entre a borda e o interior (t permutacional $p=0.0059$), sendo maior tanto o número de macho quanto de fêmeas na borda dos fragmentos (tabela 2).

Tabela 2: Número de machos e fêmeas reprodutivos nos ambientes de borda e interior e a densidade total de araucárias (plântulas e adultos) nos ambientes de borda e interior. B=borda e I=interior.

Fragmento	1		2		3		4		5	
	B	I	B	I	B	I	B	I	B	I
Número de machos reprodutivos	6	2	2	2	19	8	2	3	17	11
Número de fêmeas reprodutivas	3	3	3	4	26	9	8	5	20	18
Densidade total de araucárias	29	24	269	113	105	39	13	17	105	124

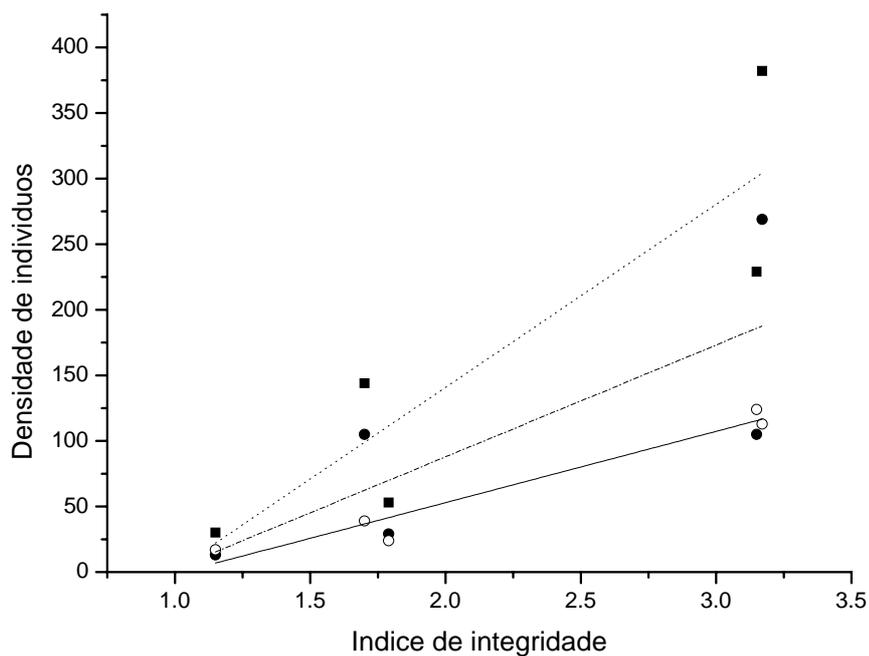
Observamos diferenças significativas entre o número de galhos secos entre os fragmentos nos ambientes de borda e no interior, com maior número de galhos secos na borda (PERMANOVA, $p=0.031$), porém, quando avaliamos a integridade da copa em cada fragmento, em seus ambientes de borda e interior, encontramos variação significativa apenas no fragmento 3 ($p=0.025$), com maior número de galhos secos na borda. O fragmento 1 foi o único em que observamos influência da borda sobre a cobertura do dossel, com maior abertura do dossel no interior do fragmento ($p=0.001$). A densidade de araucárias foi significativamente maior na borda dos fragmentos 2 e 3 ($p=0.0002$ e $p=0.0002$, respectivamente). Em relação ao tamanho individual, o diâmetro a altura do solo foi significativamente menor na borda dos fragmentos 2 e 3 ($p=0.0002$ e $p=0.002$, respectivamente) e a altura foi menor na borda destes mesmos fragmentos ($p=0.002$ e $p=0.001$, respectivamente) (tabela 3).

Valores do índice de significância (p) obtidos a partir da comparação dos ambientes de borda e de interior apresentados para os cinco fragmentos estudados ao norte do estado do Rio Grande do Sul, Brasil, considerando um nível de significância de (Permanova, $p \leq 0.05$), os valores significativos estão grifados.

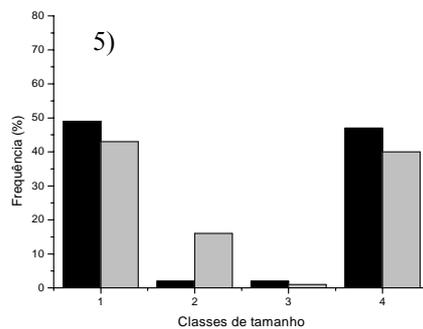
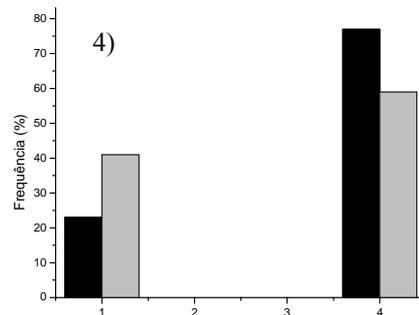
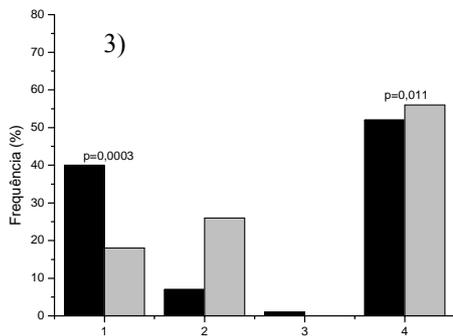
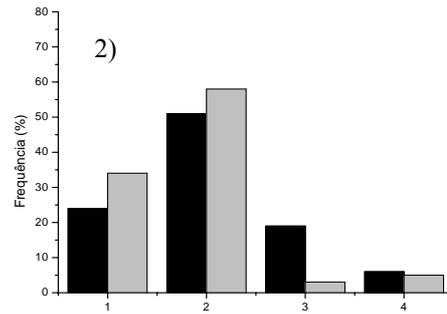
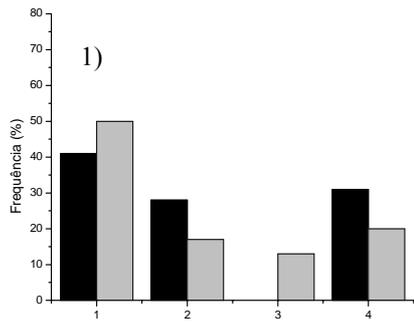
Fragmento	1	2	3	4	5
Int. da copa	0.160	0.826	0.025	0.273	0.266
Cob. de dossel	0.001	0.536	0.111	0.113	0.351
Densidade	0.708	0.0002	0.0002	0.802	0.649
DAS	0.515	0.0002	0.002	0.823	0.425
Altura	0.600	0.002	0.001	0.860	0.686

Em relação a estrutura de tamanho, de forma geral, a estrutura das populações não seguem a distribuição de “j” invertido, típico de populações estáveis (Valente et al. 2010) (figura 11). Observamos diferenças significativas entre os ambientes de borda e interior na frequência de indivíduos em cada classe de tamanho, apenas no fragmento 3 entre as classes 1 e 4 (PERMANOVA, $p=0.011$ e $p=0.0002$, respectivamente) (figura 10). As classes de tamanho entre os ambientes de borda e interior não diferiram estatisticamente (Kruskal-Wallis, $H=0.011$; $p=0.917$).

Quando relacionamos o índice de integridade dos fragmentos com a densidade total de araucárias em cada fragmento, e entre a densidade total entre os ambientes de interior observamos uma relação direta entre estas variáveis ($R^2=0.728$, $p=0.040$); $r^2=0.936$ $p=0.004$, respectivamente), porém não observamos relação significativa entre a integridade dos fragmentos e a densidade total na borda ($R^2=0.459$ $p=0.126$)



Regressão linear entre o índice de integridade dos fragmentos e: a) a densidade total de indivíduos de araucária em cada fragmento (linha pontilhada, quadrados pretos ■) $a=-138.40$, $b=139.60$, $r^2=0.728$, $p=0.040$; b) a densidade na borda de cada fragmento (linha serrilhada, círculos pretos ●) $a=-82.70$, $b=85.27$, $r^2=0.459$ $p=0.126$; c) a densidade no interior dos fragmentos (linha contínua, círculos sem preenchimento ○) $a= -55.69$, $b= 54.33$, $r^2= 0.936$ $p=0.004$.



Distribuição da frequência de *Araucaria angustifolia* em quatro classes de tamanho nos cinco fragmentos florestais localizados ao norte do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. As barras em preto representam a borda e as barras em cinza representam o interior. O valor de “p” obtido a partir do teste t de permutação com um nível de significância de $p \leq 0.05$, quando apresentou diferença significativa, está indicado sobre as barras

4. DISCUSSÃO

Encontramos uma densidade de araucárias muito semelhante à encontrada por Paludo et al. (2009) (100,4 ind.ha⁻¹), na Reserva Genética Florestal de Caçador, por Schaff et al. (2006) (119,7 ind.ha⁻¹), na Estação Experimental da Universidade Federal do Paraná (UFPR), e por Cordeiro & Rodrigues, (2007) (137,5 ind.ha⁻¹), no Parque Municipal das Araucárias no Município de Guarapuava, PR, porém, muito inferior a encontrada por Valente et al. (2010) (879,6 ind.ha⁻¹) em São João do Triunfo, PR.

Remanescentes de Floresta Ombrófila Mista em bom estado de conservação são caracterizados pela dominância da *A. angustifolia* (Backes 2001; Sonogo 2005; Souza 2007; Souza et al. 2008). Porém, Schaff et al. (2006) avaliou três fitofisionomias com diferentes estágios sucessionais, e concluiu que a fitofisionomia em estágio mais avançado de regeneração apresentou menor densidade de araucárias. Fato semelhante pode ter influenciado a variação da densidade em nosso estudo. As diferenças estruturais dos fragmentos podem influenciar as populações de *A. angustifolia*, levando a diferentes taxas de recrutamento e estabelecimento, fato reforçado pela grande variação da cobertura de dossel entre os fragmentos que encontramos em nosso estudo.

Apesar dos fragmentos possuírem formas e tamanhos variados, além de diferentes usos da matriz, encontramos variações significativas na densidade e na abundância entre as classes de tamanho somente quando comparamos os fragmentos como um todo (desconsiderando borda e interior como ambientes distintos). Nascimento et al. (2006) avaliou o recrutamento comparando matrizes compostas por características diferentes (vegetação secundária dominada por *Vismia* ou *Cecropia*), e encontrou forte influencia do tipo da matriz sobre o recrutamento e estabelecimento de populações vegetais. Contudo, segundo Metzger (2000) e López-Barrera (2007) espécies com dispersão zoocórica são mais sensíveis à fragmentação e ao tipo de matriz,

e, conseqüentemente, terão seus processos de dispersão e recrutamento mais profundamente alterados.

Duas características foram mais relevantes em nosso estudo: 1) a presença de uma simetria não-positiva (por exemplo, predomínio de indivíduos adultos), a qual geralmente caracteriza a distribuição de tamanho de espécies pioneiras de vida longa; 2) freqüente ausência de regenerantes nas classes intermediárias. Estrutura similar foi encontrada por Souza et al. (2007), contudo, contrária a de outros estudos como o de Backes (2001) e Paludo et al. (2009). Não encontramos uma distribuição de tamanho das populações de *A. angustifolia* assemelhando-se a um J-invertido, onde, na maioria das áreas, ouve uma alta freqüência de adultos e plântulas e um grande gargalo nas classes intermediárias. A distribuição mais homogênea de indivíduos nas classes de tamanho nos dois fragmentos menores, possivelmente é devido ao tamanho reduzido dessas áreas.

A presença de uma baixa densidade de regenerantes é esperada em espécies heliófilas de vida longa tais como *A. angustifolia*, que são dependentes de clareiras para atingir o estágio adulto (Souza et al. 2008). Entretanto, a completa ausência de indivíduos nas classes intermediárias especialmente nos três fragmentos maiores caracteriza uma falha na regeneração da espécie (Kelly et al. 2001; Gómez-Aparicio et al. 2005; Souza 2007). A falta de indivíduos em alguma classe de tamanho pode ser interpretada como evidência de uma limitação no recrutamento, crescimento ou sobrevivência (Peres et al. 2003; Gómez-Aparicio et al. 2005). A relação direta entre a densidade de plântulas e a integridade dos fragmentos pode ser um indicativo de que características como a forma do fragmento e o tipo de matriz podem interferir no recrutamento. Por outro lado, fatores adversos como a pressão antrópica, possivelmente, estejam interferindo no estabelecimento destes indivíduos que não chegam a atingir o

estádio de juvenil (classe 2 e 3). Desta forma, a ausência de transição de indivíduos entre alguma classe de tamanho acarretará em uma mudança na estrutura populacional, podendo levar ao desaparecimento da espécie nestas áreas.

Encontramos uma razão sexual significativamente maior para indivíduos femininos, diferentemente dos resultados encontrados por Zanon et al. (2009) na Floresta Nacional de São Francisco de Paula – RS, Bandel & Gurgel (1967) em povoamentos naturais não-desbastados, localizados nos três estados sulinos e em alguns plantios no estado de São Paulo e por Mattos (1972), os quais encontraram uma quantidade de indivíduos masculinos significativamente maior que femininos. E diferente dos estudos de Paludo et al. (2009) e Soligo et al. (2004) em São João do Triunfo e na FLONA-SFP, respectivamente, que não encontraram variação significativa. Estes resultados podem ser também uma consequência da extração seletiva de árvores adultas desta espécie, que utiliza como critério de seleção a preferência por indivíduos masculinos, evitando o corte de fêmeas pelo interesse comercial das suas sementes (Solórzano-Filho 2001). Segundo Vasiliauskas & Aarssen (1992), para plantas dióicas é esperado uma predominância de indivíduos masculinos nas maiores classes de diâmetro. Além disso, devido ao maior custo reprodutivo das plantas femininas, estas tendem a crescer menos, assim, plantas masculinas poderiam ser mais “atrativas” para o corte. Portanto, proporção de dioicia encontrada em nosso estudo pode causar uma redução no sucesso reprodutivo das fêmeas, pois *A. angustifolia* é uma espécie com polinização anemocórica dependente do pólen de outras plantas (machos) para a fecundação dos gametas femininos (Young & Brown 1996). Por isso é necessário que políticas públicas, visando combater o corte seletivo desta espécie, sejam efetivadas buscando manter estas populações viáveis dentro de seus últimos remanescentes.

A mortalidade de galhos significativamente superior nos ambientes de borda pode ser o resultado de diversos fatores agindo em conjunto (Saunders et al. 1991). As alterações abióticas oriundas da influência de borda podem favorecer a mortalidade de galhos por intermédio de alterações microclimáticas nessas áreas, diminuindo o crescimento e a produtividade da espécie nestes locais (Tomazello Filho et al. 2001; Zanon 2007). Esta maior mortalidade de galhos pode estar ocasionando uma diminuição da produção de sementes (pinhões) nestes locais, que pode ser um dos fatores que ocasionaram a distribuição homogênea dos indivíduos regenerantes nos ambientes de borda e interior destes fragmentos, apesar da borda ser considerada um ambiente mais propício a germinação e estabelecimento de *A. angustifolia* (Franco & Dillenburg 2007; Herrera & Garcia 2010). Portanto, a influência de borda sobre a integridade da copa do fragmento 3 pode ser o resultado do efeito de fatores abióticos e a alta densidade de indivíduos na borda deste fragmento, fazendo com que os galhos dos indivíduos mais próximos se toquem com maior intensidade, provocando sua morte com o passar do tempo (Tomazello Filho et al. 2001; Zanon 2007).

A influência da borda sobre a abertura do dossel foi significativa apenas no menor fragmento e, ao contrario do esperado, foi maior no interior do fragmento. Provavelmente esse padrão é uma consequência do adensamento de bambus no sub-bosque, reduzindo a regeneração de espécies arbóreas, os quais não são encontrados nas bordas do fragmento. Esta homogeneidade na abertura do dossel na maioria das áreas avaliadas pode contribuir para uma regeneração uniforme nestas áreas, visto que a luminosidade é um fator importante para o estabelecimento da *A. angustifolia* (Duarte & Dillenburg 2000; Franco & Dillenburg 2007).

O pequeno número de adultos reprodutores e o alto número de regenerantes no fragmento 2 pode ser um indicativo de plantios “pontuais”. Resultados semelhantes

foram encontrados por Souza et al. (2008), que não constatou uma associação entre a densidade de fêmeas reprodutoras e de regenerantes.

As diferenças das classes de tamanho entre os ambientes de borda e interior, no fragmento 3 podem ser uma consequência do grande número de trilhas e estradas no seu interior, as quais facilitam a entrada de pessoas para a retirada de lenha para uso doméstico, como foi verificado durante o trabalho. Além disso, pela característica da estrutura, especialmente na borda, onde as classes 2 e 3 estão representadas por poucos indivíduos em relação as classes 1 e 4, algum fator de interferência direta sobre a borda pode estar envolvido, como a coleta de sementes ou a falta de dispersores, visto que *A. angustifolia* geralmente não possui associações entre um grande número de plântulas regenerando sob altas densidades de adultos (Souza 2007), pois das sementes que germinam pouquíssimas plântulas chegam ao estágio juvenil devido à baixa disponibilidade de luz nestes locais.

A semelhança na estrutura das populações entre os seus ambientes de borda e interior pode ser o resultado de um longo processo de interferência, como corte seletivo e a coleta de sementes que os tornaram homogêneos ou que a espécie *A. angustifolia* ao contrário do esperado não é beneficiada pelas áreas do fragmento sob influencia de borda (Duarte et al. 2002). Além disso, a interferência dos diferentes tipos de matrizes, tamanhos e formas variados podem estar sendo mascarados por outras variáveis, como a intensa ação antrópica que ocorre em todas as áreas estudadas. Estudos demográficos detalhados são necessários para distinguirmos as influências das atividades humanas na viabilidade das populações de *A. angustifolia* remanescentes (Souza 2009). As diferenças encontradas entre os ambientes de borda e interior quanto às médias da altura e do diâmetro à altura do solo são, possivelmente, decorrentes de uma distribuição

desigual na densidade das classes da estrutura de tamanho da população nestes ambientes.

A criação de um índice de integridade dos fragmentos a partir das variáveis descritivas: distância dos diferentes usos da matriz (pastagem, agrícola, urbana e áreas naturais) e o índice de forma para cada fragmento, mostrou-se diretamente relacionado com a densidade total de plantas, a densidade total no ambiente de interior dos fragmentos e com a densidade total de plântulas (classe 1 de tamanho), porém não teve relação significativa com a densidade total na borda. A relação apenas com a classe 1 de tamanho pode ser o resultado de pressões externas aos fragmentos, como as de origem antrópica, ou diferenças nos estágios sucessionais destes fragmentos, diferentes condições de luminosidade, que estariam interferindo com diferentes intensidades sobre estas áreas, tornando-as diferentes em suas estruturas de tamanho, geralmente com um número considerável de plântulas mas, com um gargalo ou com a completa ausência de juvenis, fato que pode estar interferindo com maior intensidade nas bordas, por isso, a ausência de uma relação entre o índice de integridade e a densidade nas bordas.

A maior homogeneidade na densidade de araucárias no interior dos fragmentos encontrada em nosso estudo corrobora com os resultados de Silva Matos (1998) e Souza et al. (2000), onde demonstraram que até mesmo em pequenos fragmentos as áreas de interior possuem variações microclimáticas menos severas e são muito mais uniforme que às bordas. Portanto, existência desta uniformidade é, talvez, um dos fatores que sustentam a estrutura de vegetação nestes ambientes.

Desta forma podemos concluir que, em nosso estudo, as variáveis descritivas (matriz, tamanho e forma), quando interpretadas isoladamente, em geral não se mostraram associadas a alguma característica da população (variável descritora). Porém, quando interpretadas em conjunto, mostraram estar diretamente relacionadas com

importantes características estruturais das populações. Assim, para o manejo destas áreas visando à manutenção desta importante espécie para a Floresta Ombrófila Mista, essas variáveis não devem ser avaliadas de forma isolada, pois, em nosso estudo, ficou evidente que algumas características da espécie podem estar associadas a vários fatores agindo em conjunto, e que a influência da borda não é um fator determinante para grandes variações na estrutura das populações de *A. angustifolia*, independente do tipo de matriz predominante, do tamanho ou da forma dos fragmentos.

Portanto, a hipótese de que a estrutura das populações de araucaria difere entre a borda e o interior independente do tipo de matriz, da forma ou do tamanho dos fragmentos não foi comprovada, pois, as populações apresentaram variações somente entre os fragmentos e independente destas variáveis descritivas, porém não apresentaram variações entre os ambientes de borda e interior. Contudo, quando criamos um índice de integridade a partir das distâncias dos diferentes tipos de matrizes, do fragmento mais próximo e do índice de forma, observamos uma relação direta com a densidade total e com densidade de plântulas (classe 1 de tamanho) de araucária.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Não observamos influência do tipo de matriz, do tamanho ou forma dos fragmentos sobre a estrutura das populações de *Araucaria angustifolia* estudadas. Também não encontramos diferenças significativas na estrutura das populações entre os ambientes de borda e interior.

É evidente que alterações nas funções ambientais destes fragmentos pela interferência humana, como o corte seletivo e a extração de sementes, estejam interferindo nestas áreas como um todo, fato reforçado pela homogeneidade da abertura do dossel nos ambientes de borda e interior. As diferenças observadas entre os

fragmentos não foram caracterizadas quando observamos os fragmentos individualmente em seus ambientes de borda e interior, independente de sua matriz, tamanho ou forma. Como estratégia de conservação, em sintonia com as necessidades das comunidades tradicionais que vivem do extrativismo do pinhão, propomos o fortalecimento e a regulamentação do uso dos produtos não madeiráveis advindos da araucária, pois ainda são muito pouco explorados em termos de mercado (Santos et al. 2002; Carvalho 1994). Se forem praticadas dentro de níveis de sustentabilidade, podem ser alternativas de uso e conservação *in situ* da espécie, uma vez que não elimina o indivíduo todo causando sua morte (Valente et al. 2010).

Cabe ressaltar que o IBAMA, através da portaria normativa DC 20, autoriza a coleta, transporte e comercialização do pinhão somente a partir do dia 15 de abril, com o objetivo de proteger as sementes para a produção de mudas e consequente preservação da espécie. O término da coleta é determinado praticamente pelos próprios coletores, a partir do momento que observam que existem poucos pinhões (Silveira et al. 2007). Porém isto não é suficiente para garantir a manutenção da espécie, a coleta clandestina e a falta de pesquisa sobre o impacto da coleta do pinhão estão entre os principais problemas relacionados à coleta das sementes da *A. angustifolia* (Silveira et al. 2007). Apesar de sua importância regional como alimento e fonte de renda alternativa para muitas famílias de agricultores no sul do Brasil, esta atividade não tem merecido estudos de impacto ecológico, econômico e social (Silveira et al. 2007) e pouca atenção tem sido dada a pesquisas sobre os vários aspectos que envolvem o seu consumo (Santos et al. 2002).

Contudo, na ausência de grandes fragmentos, é importante a manutenção das populações destes remanescentes. Trabalhos de educação ambiental buscando sensibilizar os proprietários e a população do entorno da importância da manutenção

destas populações de *A. angustifolia* buscando assim, diminuir a coleta de sementes da espécie, amenizando as influências da fragmentação sobre estas populações, buscando manter a integridade e a conectividade destas áreas são fundamentais (Collinge 1996). Portanto, é urgente uma avaliação da sustentabilidade da coleta de sementes da coleta de sementes em populações naturais de *A. angustifolia* (Souza 2007).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDERSON, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology** 26: 32-46.
- BACKES, A. 1988. Condicionamento climático e distribuição geográfica de *A. angustifolia* (Bert.) O. Kuntze. no Brasil. **Pesquisas** (Botânica) 39, 5–39.
- BALZON, D.R., SILVA, J.C.G.L. & SANTOS, A.J. 2004. Aspectos mercadológicos de produtos florestais não madeireiros - análise retrospectiva. **Revista Floresta**, v. 34, n.3, p. 363-371.
- BANDEL, G. & GURGEL, J.T.A. 1967. Proporção do sexo em pinheiro-brasileiro *Araucaria angustifolia* (Bert) O. Ktze. Silvicultura - Revista **Técnica do Serviço Florestal do Estado de São Paulo**. p. 209-220.
- BARTH FILHO, N. 2002. **Monitoramento do crescimento e da produção em Floresta Ombrófila Mista com uso de parcelas permanentes**. Curitiba: Dissertação de Mestrado - Pós-Graduação em Engenharia Florestal – UFPR.
- BOLFONI, D., GALVÃO, F. & DURLO, M.A. Influência da profundidade do lençol freático no crescimento de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. In: CONGRESSO FLORESTAL ESTADUAL, 4., 1980, Nova Prata. **Anais...** Nova Prata: Prefeitura Municipal de Nova Prata, 1980. p. 104-112.
- CARVALHO, P.E.R. 1994. Espécies florestais brasileiras. Recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira. **Embrapa/CNPQ**, Brasília.
- CARVALHO, P.E.R. **Espécies florestais brasileiras**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, Colombo-PR: Embrapa Florestas, 2003. 1039 p.
- CASSOL, E. & PIRAN, N. 1975. Formação Geo-História de Erechim. **Perspectiva**, Erechim (1): 5-53.
- COLLINGE, S.K., 1996. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. **Landscape and Urban Planning** 36, 59–77.
- CORDEIRO, J. & RODRIGUES, W.A. 2007. Caracterização fitossociológica de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista em Guarapuava, PR. **R. Árvore**, Viçosa-MG, v.31, n.3, p.545-554.
- CORRÊA, F. 1996. **A Reserva da Biosfera da Mata Atlântica : Roteiro para o entendimento de seus Objetivos e seu Sistema de Gestão**. Caderno nº 2. Série Gestão da RBMA. São Paulo: CETESB, 49 p.
- DAUBENMIRE, R. 1968. **Plant communities: a textbook of plant synecology**. New York: Harper & Row, 300p.

DUARTE, L. & DILLENBURG, L.R., 2000. Ecophysiological responses of *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) seedlings to different irradiance levels. **Australian Journal of Botany** 48: 531-537.

DUARTE, L.S., DILLENBURG, L.R. & ROSA, L.M.G. 2002. Assessing the role of light availability on the regeneration of *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae). **Australian Journal of Botany** 50: 741-751.

DUARTE, L.S., DOS-SANTOS, M.M.G., HARTZ, S.M. & PILLAR, V.D. 2006. The role of nurse plants on *Araucaria* forest expansion over grassland in South Brazil. **Aust. Ecol.** 31: 520-528.

EMMONS, L.H. & FEER, F. 1997. **Neotropical rainforest mammals: a guide**. 2ed. The University of Chicago Press, Chicago.

EWERS, R.M. & DIDHAM, R.K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biological Reviews** 81, 117–142.

FINEP/UFPR. 1980. **Regeneração do Pinheiro do Paraná. Pesquisas em Recursos Naturais do Estado do Paraná**. Relatório Final. Universidade Federal do Paraná, , 223p.

FONTOURA, SB., GANADE, G. & LAROCCA, J. 2006. Changes in plant community diversity and composition across an edge between *Araucaria* forest and pasture in South Brazil. **Rev. Bras. Bot.** 29: 79-91.

FORMAN, R.T.T. & GODRON, M. 1986. **Landscape Ecology**. John Wiley and Sons, New York, 619 pp.

FRANCO, M.A.S. & DILLENBURG L.R. 2007. Ajustes morfológicos e fisiológicos em plantas jovens de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze em resposta ao sombreamento. **Hoehnea** 34:135–144.

GASCON, C., LOVEJOY, T.E., BIERREGAARD, R.O., MALCOLM, J.R., STOUFFER, P.C., VASCONCELOS, H.L., LAURANCE, W.F., ZIMMERMAN, B., TOCHER, M. & BORGES, S. 1999. Matrix habitat and species richness in Tropical forest remnants. **Biological Conservation** 91:223-229.

GÓMEZ-APARICIO, L., ZAMORA, R. & GÓMEZ J.M. 2005. The regeneration status of the endangered *Acer opalus* subsp. *granatense* throughout its geographical distribution in the Iberian Peninsula. **Biological Conservation** 121:195-206.

GUERRA, M.P., SILVEIRA, V., REIS, M.S. & SCHNEIDER, L. 2002. Exploração, manejo e conservação da araucária (*Araucaria angustifolia*). In Simões L.L. & Lino, C.F. (orgs.) **Sustentável Mata Atlântica: a exploração de seus recursos florestais** . Senac, São Paulo, p.85-102.

HAMMER, O., HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica** 4(1): 9pp.

HANDRO, W., FERREIRA, C. M. *Araucaria (Araucaria spp.)* In Y.P.S. Bajai (ed). **Biotechnology in Agriculture and Forestry**, Tree I, Berlin, p. 310-315. 1986.

HARPER, KA., MACDONALD, SE., BURTON, PJ., CHEN, JQ., BROSOFSKE, KD., SAUNDERS, SC., EUSKIRCHEN, ES., ROBERTS, D., JAITEH, MS. e ESSEEN, PA., 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology** 19, 768–782.

HERRERA, J.M. & GARCÍA, D. 2010. Effects of Forest Fragmentation on Seed Dispersal and Seedling Establishment in Ornithochorous Trees, **Conservation Biology**, Volume 24, No. 4, 1089–1098

HESS, A. F. **Inter-Relações no crescimento de *Araucaria Angustifolia* (Bertol.) Kuntze em diferentes locais do Rio Grande do Sul**. 2006. 178 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.. 2006.

HUECK, K., Distribuição e habitat natural do Pinheiro do Paraná (*Araucaria angustifolia*). **Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Universidade de São Paulo**, v. 156, p. 5-24, 1953.

IBGE. Mapa de Climas do Brasil. 2002. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/default_prod.shtm. Acesso em Nov. 2010.

IOB, G. & VIEIRA, E.M. 2008. Seed predation of *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) in the Brazilian Araucaria Forest: influence of deposition site and comparative role of small and ‘large’ mammals. **Plant Ecol** 198:185–196

IPEF. 2000. **A floresta e o homem**. São Paulo: EDUS, 448 p.

KELLY, C.K., SMITH, H.B. & BUCKLEY, Y.M. 2001. Investigations in commonness and rarity: a comparative analysis of co-occurring, congeneric Mexican trees. **Ecol. Lett.** 4, 618–27.

KLEIN, R.M. 1960. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. **Sellowia**, 12: 17-44.

KOLB, A. & DIEKMANN, M. 2004. Effects of environment, habitat configuration and forest continuity on the distribution of forest plant species. **Journal of Vegetation Science** 15, 199-208.

KOCH, Z. 2002. **Araucária: a Floresta do Brasil Meridional I**. Curitiba: Olhar Brasileiro.

KOCH, Z. & CORRÊA, M.C. 2002. **Araucaria: a floresta do Brasil meridional** . Olhar Brasileiro, Curitiba, 148p.

KORNDÖRFER, C.L. 2007. **Desenvolvimento inicial do pinheiro brasileiro (*Araucaria angustifolia*) em resposta a diferentes profundidades de enraizamento**, Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 57p.

KRAMER, G.V., JONG, E.V. & NOREÑA, C.P.Z. 2004. Estudo das operações preliminares ao processamento e armazenamento do pinhão. In: **XVI Salão de Iniciação Científica da UFRGS**, Porto Alegre.

KUPFER, J.A. et al. 2006. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. **Global Ecol. Biogeogr.** 15: 8_20.

LAURANCE W.F. 2008. Theory meets reality: how habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. **Biol Conserv** 141:1731–1744

LAURANCE, W.F. & YENSEN, E. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. **Biological Conservation** 55:77– 92.

LEITE, P.F. 2002. Contribuição ao conhecimento fitoecológico. In: Fitogeografia do Sul da América. **Ciência & Ambiente**. Vol. 1, n. 1, Santa Maria, p. 51-73.

LEITE, P.F. & KLEIN, R.M. 1990. Vegetação. In Geografia do Brasil: Região Sul. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**, Rio de Janeiro, v. 2, p.113-150.

LEMMON, P.E. 1957. A new instrument for measuring forest overstory density. **Journal of Forestry**, v. 55, n. 9, p. 667-668.

LINDENMAYER D. B. & FISCHER J. 2006. Habitat Fragmentation and Landscape Change: An Ecological and Conservation Synthesis. **Island Press**, Washington DC.

LÓPEZ-BARRERA, F., MANSON, R.H., GONZÁLEZ-ESPINOSA, M. & NEWTON, A.C. 2007. Effects of varying forest edge permeability on seed dispersal in a neotropical montane Forest. **Landscape Ecol.** 22:189–203.

LORENZI, H. 1992. **Árvores Brasileiras: Manual de Identificação e Cultivo de Plantas Arbóreas Nativas do Brasil**. Ed. Plantarum, Nova Odessa, SP, 352p.

MALINOWSKI-MAIA, R. 2008. **Identificação de áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade na micro região geográfica de Erechim – RS**. Dissertação de Mestrado, PPGERN, Universidade Federal de São Carlos. São Carlos – SP.

MARQUEZ, T. E.D., BEIJO, L.A. & RAMOS, F.N. 2010. Are biotic and abiotic factors and seedling mechanical damage in forest-edge fragments always different from the interior? **Australian Journal of Botany**. 58, 241–247.

MATTOS, J. R. 1972. **O pinheiro brasileiro**. São Paulo:Grêmio Politécnico, 638 p.

_____ 1994. **O pinheiro brasileiro**. Lages: Artes Gráfica Princesa Ltda, 223 p.

MCGARIGAL, K. 2002. Landscape pattern metrics. **Encyclopedia of environmetrics**, Volume 2 (ed. by A.H. El-Shaarawi and W.W. Piegorsch). John Wiley & Sons, Chichester, pp. 1135–1142.

- METZGER, J.P. 2000. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. **Ecological Applications**, 10(4), pp. 1147-1161
- MIKK, M. & MANDER, U. 1995. Species diversity of forest islands in agricultural landscapes of southern Finland, Estonia and Lithuania. **Landscape and Urban Planning** 31, 153–169.
- MONTEIRO, K.V. (Coord.). 2003. **Mata Atlântica: A Floresta e m que vive mos**. Porto Alegre: Núcleo de Amigos da Terra, 64p.
- MORENO, J.A. 1961. **Clima do Rio Grande do Sul**. Secretaria da Agricultura do Estado do Rio Grande do Sul, 41p.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Tree** 10 (2), 58–62.
- NASCIMENTO H.E.M., ANDRADE A.C.S., CAMARGO, J.L.C., LAURANCE, W.F., LAURANCE, S.G. & RIBEIRO, J.E.L. 2006. Effects of the surrounding matrix on tree recruitment in Amazonian forest fragments. **Conserv Biol** 20(3):853–860.
- NEGRELLE, R.R.B.; LEUCHTENBERGER, R. 2001. Composição e Estrutura do Componente Arbóreo de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista. **Floresta**, v. 31, n. 1-2, p. 42-51.
- PAISE, G. & VIEIRA, E. 2005. Produção de frutos e distribuição espacial de angiospermas com frutos zoocóricos em uma Floresta Ombrófila Mista no rio Grande do Sul, Brasil. **Rev. Bras. Bot.** 28: 615-625.
- PALUDO, G.F., MANTOVANI, A., KLAUBERG, C. & REIS, M.S. 2009. Estrutura demográfica e padrão espacial de uma população natural de *Araucaria angustifolia* (bertol.) Kuntze (Araucariaceae), na Reserva Genética Florestal de Caçador, estado de Santa Catarina. **R. Árvore**, Viçosa-MG, v.33, n.6, p.1109-1121.
- PIZATTO, W. 1999. **Avaliação biométrica da estrutura e da dinâmica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo - PR: 1995 a 1998**. 172f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.
- PERES, C.A., BAIDER, C. & ZUIDEMA, P.A. 2003. Demographic threats to the sustainability of Brazil nut exploitation. **Science** 302, 2112–14.
- PERFECTO, I. AND VANDERMEER, J. 2002. Quality of agroecological matrix in a tropical montane landscape: ants in coffee plantations in southern Mexico. **Conserv. Biol.** 16: 174_182.
- PIRAN, N.O. 1982. **Contribuição ao estudo do clima de Erechim** . 150p. Dissertação Mestrado em Geografia. Departamento de Geografia UNESP, Rio Claro, SP.

- PREVEDELLO, J. A. & VIEIRA, M. V. 2010. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodivers Conserv** 19:1205–1223
- PROJETO RADAMBRASIL, IBGE. 1986. **Levantamento de Recursos Naturais**. Rio de Janeiro, V. 33. 796p.
- RAMBO, B. 1994. **A fisionomia do Rio Grande do Sul**. 3 ed. Editora Unisinos, 473p.
- _____. 1956. **A fisionomia do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Livraria Selbach, 456p.
- REITZ, R. & KLEIN, R.M. 1966. **Araucariáceas. Flora Ilustrada Catarinense**. Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí. 62 p.
- REITZ, P.R. & KLEIN, R.M. 1978. **Projeto Madeira de Santa Catarina**. Sudesul/IBDF, Itajaí.
- RESTREPO, C. & VARGAS, A. 1999. Seeds and seedlings of two neotropical montane understory shrubs respond differently to anthropogenic edges and treefall gaps. **Oecologia**, 119:419-426.
- RIES, L., FLETCHER, R.J., BATTIN, J. & SISK, T.D. 2004. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics** 35, 491–522.
- RIGG, L.S, ENRIGHT, N.J., JAFFRE, T. & PERRY, G.L.W. 2010. Contrasting Population Dynamics of the Endemic New Caledonian Conifer *Araucaria laubenfelsii* in Maquis and Rain Forest. **Biotropica** 42(4): 479–487
- ROSÁRIO, de A.P do. 2001. **Padrões florísticos e tipos funcionais em florestas com araucária e suas relações com o solo**, Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 136p.
- SANTOS, H.G., JACOMINE, P.K.T., ANJOS, L.H.C dos., OLIVEIRA, J.B., COELHO, M.R., LUMBRERAS, J.F. & CUNHA, T.J.F. dos. 2006. **Sistema Brasileiro de Classificação de solos**. 2 ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA solos, 306p.
- SANTOS, A.J.; CORSO, N.M., MARTIS, G. & BITTENCOURT, E. 2002. Aspectos produtivos e comerciais do pinhão no estado do Paraná. **Floresta**, v. 32, n. 2, p. 163-169.
- SAUNDERS, D.A., HOBBS, R.J., MARGULES, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conserv. Biol.** 5, 18–32.
- SCARANO, F.R. 2002. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic Rainforest. **Ann. Bot.** 90: 517-524.
- SCHAAF, L.B., FILHO, A.F., GALVÃO, F. & SANQUETTA, C.R. 2006. Alteração na estrutura diamétrica de uma Floresta Ombrófila Mista no período entre 1979 e 2000. **R. Árvore**, Viçosa-MG, v.30, n.2, p.283-295.

SHIMIZU, J.Y. & OLIVEIRA, Y.M.M. 1981. **Distribuição e usos dos recursos genéticos da araucária no sul do Brasil.** Curitiba EMBRAPA – URPFSC, (Documento 4).

SILVA, D.W., da. 2001. **Florística e estrutura fitossociológica de dois remanescentes de Floresta Ombrófila Mista (Floresta com Araucárias) e a análise de duas populações de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntz e na região de Guarapuava, PR.** 94p. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

SILVA, M. 2005. **A contribuição de florestas de araucária para a sustentabilidade dos sistemas faxinais.** 122p. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

SILVA MATOS, D.M., CALUCA, J.F., & A.F. SOUZA. 1998. Consequências da fragmentação florestal sobre a densidade e tamanho de indivíduos arbóreos na Reserva de Poço das Antas, RJ. In: **Anais do Simpósio de Ecossistemas Brasileiros**, IV, águas de Lindóia, SP.

SILVEIRA, C.F.B., RODRIGUES, G.G. & GUERRA, T. 2007. A coleta de pinhão na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS, uso potencial sustentável. **Rev. Bras Biociências** 5, 93e95.

SOLIGO, A.J. 2004. Proporção da dioecia e distribuição diamétrica de árvores masculinas e femininas de *Araucaria angustifolia* (Bert) O.Ktze, em povoamentos naturais. In: SIMPÓSIO LATINO-AMERICANO SOBRE MANEJO FLORESTAL, 3., 2004, Santa Maria. **Anais...** Santa Maria: UFSM, , p.288-294.

SOLÓRZANO-FILHO, J.A. 2001. **Demografia, fenologia e ecologia da dispersão de sementes de *Araucaria angustifolia* em uma população relic tual em Campos do Jordão, SP.** Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.

SOUZA, A.F., MARTINS, F.R., & D.M. SILVA MATOS. 2000. Detecting ontogenetic stages of the palm *Attalea humilis* Mart. ex Spreng. in fragments of the Brazilian Atlantic Forest. **Canadian Journal of Botany** 78: 1227–1237.

SOUZA, A.F. 2007. Ecological interpretation of multiple population size structure in trees: the case of *Araucaria angustifolia* in South America. **Austral Ecol** 32:524–533

SOUZA, A.F. 2009. Estrutura de populações de *Araucaria angustifolia*, p. 67-74. In: FONSECA, C.R., SOUZA, A.F., LEAL-ZANCHET, A.M., DUTRA, T.L., BACKES, A. & GANADE, G. (eds.), **Floresta com Araucaria: Ecologia, Conservação e Desenvolvimento Sustentável.** Holos, Editora, Ribeirão Preto.

SOUZA, A.F, FORGIARINI, C., LONGHI, S.J. & BRENA, D.A. 2008. Regeneration patterns of a long-lived dominant conifer and the effects of logging in southern South America. **Acta Oecologica** 34 221–232

- STEVENS, S.M. & HUSBAND, T.P. 1998. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. **Biol. Conserv.** 85, 1–8.
- STRECK, E.V., KÄMPF, N., DALMOLIM, R. S.D., KLAMT, E., NASCIMENTO, P. C., SCHNEIDER, P. 2002. **Solos do Rio Grande do Sul**. EMATER/RS, UFRGS, Porto Alegre, 107p.
- TABARELLI, M., PINTO, L.P., SILVA, J.M.C., HIROTA, M. & BEDE, L. 2005. Challenges and opportunities for Biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic forest. **Conserv. Biol.** 19: 695–700.
- TABARELLI, M. & PERES, C.A. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for conservation. **Biol. Cons.** 106: 165-176.
- TOMAZELLO FILHO, M., BOTOSSO, P.C. & LISI, C.S. 2002. Análise e aplicação dos anéis de crescimento das árvores como indicadores ambientais: dendrocronologia e dendroclimatologia. In: MAIA, N.B; MARTOS, H. L; BARRELLA, W. **Indicadores ambientais: conceitos e aplicações**. São Paulo: EDUC, COMPED, INEP, p. 117-143.
- TORRAS, O., GIL-TENA, A. & SAURA, S. 2008. How does forest landscape structure explain tree species richness in a Mediterranean context? **Biodiversity and Conservation** 17, 1227–1240.
- WALL, S.B.V., KUHN, K.M. & GWOREK, J.R. 2005. Two-phase seed dispersal: linking the effects of frugivorous birds and seed-caching rodents. **Oecol.** 145: 282-287.
- VALENTE, T.P., NEGRELLE, R.R.B & SANQUETTA, C.R. 2010. Regeneration of *Araucaria angustifolia* in three physiognomies of a Mixed Ombrophilous Forest fragment. **Iheringia Serie Botanica** 65(1): 17-24
- VASILIAUSKAS, S.A. & AARSSSEN, L.W. 1992. Sex ratio and neighbor effects in monospecific stands of *Juniperus virginiana*. **Ecology**, v.73, n.2, p.622-632.
- VIEIRA, E.M., PAISE, G. & MACHADO, P.H.D. 2006. Feeding of small rodents on seeds and fruits: a comparative analysis of three rodent species of the *Araucaria* forest, southern Brazil. **Acta Theriol** 51:311–318
- YOUNG, A.G. & BROWN, A.H.D. 1996. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 11, n. 10, p. 413-418.
- ZANON, M.L.B. 2007. **Crescimento da *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze diferenciado por dioícia**. 107f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Programa de Pósgraduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal de Santa Maria, RS.
- ZANON, M.L.B., FINGER, A.G.F. e SCHNEIDER, P.R., 2009. Proporção da dioícia e distribuição diamétrica de árvores masculinas e femininas de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, em povoamentos implantados. **Ciência Florestal** v. 19, n. 4, p. 425-431.

ZANIN, E.M. 2002. Caracterização ambiental da paisagem urbana de Erechim e do Parque Municipal Longines Malinowski. Erechim – RS. 176p. Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos – SP.

ZAR, JH., 1998. **Biostatistical Analysis**, 4th edition. Prentice Hall, p. 929.