

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

INSTITUTO DE BIOLOGIA



ANDREA VON DER HEYDE LAMBERTS

Predação e sobrevivência de sementes de *Araucaria angustifolia* (Bert.) Kuntze em áreas de mata nativa e plantação de *Pinus eliotti* na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS.

Este exemplar corresponde à redação final da tese defendida pelo(a) candidato (a) Andrea Von Der Heyde Lambert e aprovada pela Comissão Julgadora.

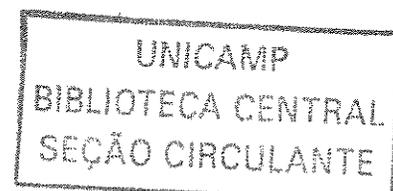
A handwritten signature in black ink, appearing to read "Wesley R. Silva".

Dissertação apresentada ao Instituto de Biologia para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Wesley Rodrigues Silva

Campinas, 2003

i



UNIDADE	BC
CHAMADA	T/UNICAMP
	L165p
EX	
OMBO BC/	61214
ROC.	16-227-04
C	<input type="checkbox"/>
D	<input checked="" type="checkbox"/>
PREÇO	11,00
DATA	18-22-04
CPD	

B.6 JA 335799

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA - UNICAMP**

L165p

Lambers, Andrea von der Heyde

Predação e sobrevivência de sementes de *Araucaria angustifolia* (Bert.) Kuntze em áreas de mata nativa e plantação de *Pinus eliotti* na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS / Andrea von der Heyde Lambers. -- Campinas, SP:[s.n.], 2003.

Orientador: Wesley Rodrigues Silva

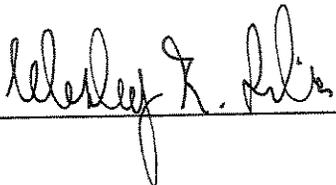
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas.
Instituto de Biologia.

1. Ecologia. 2. Sementes. I. Silva, Wesley Rodrigues. II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. III. Título.

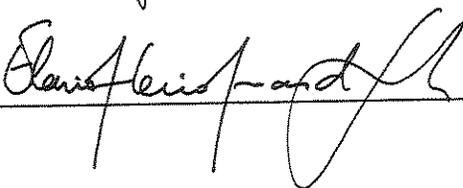
DATA DA DEFESA: 08/09/03

Banca Examinadora

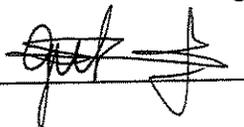
Prof. Dr. Wesley Rodrigues Silva



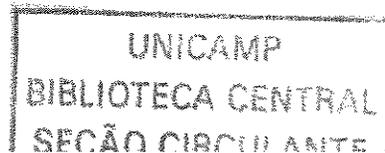
Prof. Dr. Flávio Antônio Maães dos Santos



Profa. Dra. Gislene Maria da Silva Ganade



Prof. Dr. Eleonore Zulnara Freire Setz



Universidade Estadual de Campinas
Instituto de Biologia
Programa de Pós Graduação em Ecologia

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Autora: Andrea von der Heyde Lamberts

Título: Predação e sobrevivência de sementes de *Araucaria angustifolia* (Bert.) Kuntze em matas nativas e plantação de *Pinus eliotti* na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS.

Orientador: Prof. Dr. Wesley R. Silva

Banca Examinadora:

Profa. Dra. Gislene Ganade
Prof. Dr. Flávio Mães dos Santos
Prof. Dr. Wesley R. Silva

Campinas, 2003

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Wesley, meu orientador, pelo apoio e por acreditar neste trabalho. A UNICAMP, pelo excelente curso de Ecologia, onde aprendi a colocar o método científico em prática e a desenvolver um projeto de pesquisa (apesar das falhas deste).

Agradeço aos membros da banca e da pré-banca Andreas Kindel, Eleonore Setz, Gislene Ganade, Flávio Mães dos Santos e Wesley Silva. Obrigada por aceitarem o convite e pelas valiosas críticas.

Várias pessoas me ajudaram com sugestões e críticas no decorrer do trabalho. Agradeço a Jorge Solórzano-Filho, Leandro Duarte, Andreas Kindel, Marcus Liesenfeld e Júlio Voltolini.

Este trabalho não teria sido possível se a FLONA de São Francisco de Paula não contasse com uma ótima infra-estrutura para receber pesquisadores. Então agradeço ao IBAMA pela licença concedida para trabalhar nesta unidade, bem como aos funcionários, que exercem suas funções mesmo com salários atrasados por meses. Em especial a Artur Soligo, Marco Aurélio e sua esposa, Seu Didi, Cabo, Seu Lélío (o macaco das araucárias), João, Eneu e Marcos Fialho. Agradeço também aos meus companheiros de FLONA, pela parceria em noites frias, ajuda em momentos difíceis e em indiadas na cidade: o pessoal da UFSM, Juliana, Jorge, Janize, Tales, Marco, Sylviane e Igor e ao pessoal da UNISINOS, Cristiane, Fernanda, Micheline, Vanda, Ronei e Isolete.

Eu teria tido muito mais trabalho se não fosse meu amigo João Collmann, que me ajudou no início do campo e muito enfiou o pé na lama por este trabalho. Sou grata também a Josi Cerveira, Cristiano Agra, Ana Paula Brandt, Leandro Duarte, Rodrigo Rocha, Marcos Fialho, Juan Anza, Ronei Baldissera, Cristiane Leis, Tales e Marco (UFSM), Marco (UFRGS), Leandro Pinto e Juliana (UNESP) pela ajuda em campo.

Como eu era (melhorei um pouco) um zero à esquerda em estatística, as dicas e sugestões de Gislene Ganade, Voltolini, Alexander Christianini, Jivanildo Miranda e Paulo Guimarães Jr. Foram como a lua cheia nas noites escuras da FLONA. Obrigada!

A lista de referências bibliográficas seria bem menos se não fossem algumas pessoas que conseguiram algumas delas para mim. Meu tio Raul e meus primos Juliana e Marcelo conseguiram algumas em Curitiba, o Emígdio Monteiro me passou outras, assim como Marcus Liesenfeld, Flávia Jesus, Voltolini, Marcos Bornchein, Alexander Christianini, Gislene Ganade, Leandro Duarte, Mário (UFRGS), Andreas Kindel, Patrick Colombo, Leandro Scoss e Anamaria Stranz.

Nesta lista não poderiam faltar o professor Élio Corseuil, da PUCRS, que identificou as larvas dos pinhões e Maria Helena Galileu, da Fundação Zoobotânica do RS, pela identificação dos invertebrados associados aos pinhões. Agradeço também ao Flávio Santos (UNICAMP), pelo empréstimo de material de campo e ao João André Jarenkow (UFRGS) pela identificação da vegetação das áreas de estudo.

Como ecologia não se faz apenas em sala de aula, agradeço todos os professores e colegas dos dois cursos de campo que realizei neste período. No curso de Ecologia da Floresta Amazônica (turma 2001) aprendi a fazer perguntas, escrever artigos e trabalhar em equipe sob o cenário da maior floresta do mundo (atualmente minha casa) e entre pessoas

inesquecíveis. Já o curso de Frugivoria e Dispersão de Sementes ajudou a refinar o conhecimento e elaborar projetos sobre o tema.

Muitos amigos fiz neste pedaço de vida. Muita gente de Campinas me fez companhia, outros me emprestaram um espaço nas suas casas nas minhas idas e vindas ou resolveram problemas burocráticos quando eu estava longe. Entre eles estão todos meus colegas de pós e outros campineiros, mais em especial Marcio, Jivanildo, Mário, Gustavo Rosa, Flávio, Tiago (Gaúcho), Fabiano (Careca), Rafael Raimundo, Fernanda, Helene, André (Baku), Marco Mello e Gustavo Schwartz.

Certas pessoas muito especiais me deram força nesta etapa da vida, que teve também seus momentos difíceis. Em especial os amigos Ana Paula, Alexandre L., Aline, Josi, Quênia, Patrícia, Flávia, Tiago e Marcos. Agradeço também a todas outras pessoas que torceram por mim, ao Ingá – Estudos Ambientais por me lembrar que a vida não era só o mestrado. Ao Rodrigo pela paciência e companhia. Ao querido Juan pela força e inspiração, apesar da distância. Neste grupe também estão os familiares, principalmente meus avós Arno e Verena e minha tia-avó Almira, para quem eu sempre tinha que ligar ao chegar de campo. Meus irmãos Denise e Gustavo, obrigada pela convivência quase sempre tranquila. Agradeço também o apoio dos tios Raul e Mila, Lourdes, Isolde e Dirceu e dos primos Ernesto e Mary, Cristiane, Juliana e Marcelo. E aos mais novos amigos pela ajuda pré-defesa, Marcelo e Giovanna.

Agradeço a CAPES pela bolsa concedida e ao WWF-Brasil pelo financiamento do projeto.

A toda nação brasileira que financiou minha formação superior. As duas universidades da minha vida, UFRGS (Universidade Federal do Rio Grande do Sul) e UNICAMP, que apesar das dificuldades financeiras e descaso dos governos, continuam ensinando, pesquisando e fazendo extensão com qualidade. Minha retribuição ao país não termina com a defesa desta dissertação.

Agradeço aos quatis, cutias, pequenos roedores e gralhas pela intensa participação nesta peça. Às aves, iraras, veados, pela ajuda me deixando mais feliz em campo com suas presenças. E, sem maiores comentários, às araucárias.

E às pessoas mais importantes da minha vida, Walter e Angela Lamberts, por tudo que fizeram por este trabalho, pelo apoio tanto material como logístico. Por tudo que sempre fizeram por mim e pelos valores que me passaram, pela liberdade e apoio nas minhas decisões e pelo amor incondicional.

RESUMO

A dispersão de sementes compreende a fase entre a liberação destas a partir da planta-mãe e o estabelecimento da plântula. Entretanto, a maior parte da produção de sementes de uma planta acaba sendo predada. A predação de sementes é um fator que varia em função de muitos outros, influenciando na estrutura populacional vegetal à medida que alteram tanto a quantidade quanto a distribuição de sementes disponíveis à regeneração. *Araucaria angustifolia* (Bert.) Kuntze (Araucariaceae) (pinheiro-brasileiro) é uma espécie arbórea que tem suas grandes sementes muito predadas por vertebrados. Sua classificação ecológica é controversa, considerada uma espécie heliófila e pioneira por se regenerar melhor em bordas que no interior da floresta, embora não apresente características fisiológicas de pioneiras e suas plântulas tolerarem níveis críticos de sombreamento. Um fator que pode influenciar a regeneração desta espécie é a disponibilidade de sementes, diminuída drasticamente devido a predação. Os objetivos deste estudo são: 1) Avaliar e comparar a intensidade da predação pós-dispersão de sementes de *Araucaria angustifolia* em três áreas com diferentes estruturas populacionais e densidades de indivíduos adultos desta espécie; 2) verificar e comparar a existência de um padrão temporal dentro da época de queda de sementes quanto à intensidade de predação pós-dispersão e tratamento dado à semente por vertebrados nas três áreas de estudo; 3) avaliar e comparar a sobrevivência de sementes quando excluídas do acesso de predadores vertebrados nas áreas de estudo. O estudo foi realizado na Floresta Nacional de São Francisco de Paula (FLONA - SFP), RS. Foram escolhidas três áreas: Mata Nativa I, onde foram observados a presença de plântulas e poucos indivíduos adultos; Mata Nativa II, sem plântulas *a priori* e com o dossel formado por copas de *A. angustifolia*; e Plantação de *Pinus*, onde há colonização por esta espécie. Nas três áreas a estrutura populacional de *A. angustifolia* foi averiguada; entre os meses de maio e agosto de 2002 foram feitas contagens de pinhões no solo e experimentos de remoção/predação e de destino de sementes. Foi também averiguada a sobrevivência de sementes isoladas da ação de vertebrados. A Mata Nativa I apresentou menos indivíduos adultos e mais jovens que a Mata Nativa II. Esta apresentou pouca regeneração, apesar da presença de plântulas pequenas (<50 cm), o que não era esperado e pode ser explicado pela alta produção de sementes no ano anterior. A abundância de sementes no solo mostrou-se baixa, caindo de maio a agosto. A Plantação de *Pinus* apresentou apenas remoção de sementes, sendo ausentes casos de predação local. Nas áreas nativas, no decorrer dos meses, a remoção diminuiu e a predação local aumentou, sendo significativas as diferenças entre maio e agosto, devido à diminuição na oferta do recurso. Entre os animais que predaram os pinhões no local estão a cutia (*Dasyprocta azarae*) e o quati (*Nasua nasua*). O experimento de destino de sementes mostrou que a maioria foi removida por pequenos roedores, que levavam o pinhão para tocas no solo e ali as predavam. Gralhas (*Cyanocorax caeruleus*) removeram as sementes na Plantação de *Pinus*, juntamente com pequenos roedores. Os poucos casos de estocagem de sementes foram efetuados por cutias nas matas nativas, mas quase todas, foram recuperadas, o que também pode ser devido a pouca disponibilidade de pinhões no solo. A área de Plantação de *Pinus* apresentou a maior sobrevivência de sementes após oito meses. As causas da mortalidade de sementes isoladas do contato de vertebrados foram ataques de insetos ao endosperma exposto da semente entumescida e fungo na radícula. Os dados do presente estudo indicam que a predação de sementes exerce um papel de grande importância na estrutura populacional desta espécie, pois diminui em muito a quantidade de semente disponível à regeneração. Sementes que

escapam à predação por vertebrados estão sujeitas a outras causas de mortalidade, que podem ser bastante importantes, como patógenos. As sementes de *A. angustifolia*, devido à sua procura pela fauna, mostraram ser um recurso importante para a mesma, evidenciando a necessidade de um manejo na coleta para consumo humano.

ABSTRACT

Seed dispersal consists in the liberation and spread of seeds from the parent plant. However, the majority of seed crop are lost to seed predators. Seed predation is a factor that varies in function of many others, influencing in plant population structure as it alters the quantity and distribution of available seeds to the regeneration. *Araucaria angustifolia* (Bert.) Kuntze (Araucariaceae) (Brazilian Pine) is an arboreal species that has its large seeds predated by vertebrates. Its ecological classification is controversial, considered as sun loving and pioneer species by regenerating better in borders than inside the forest, although it doesn't present pioneers' physiologic characteristics and its seedlings tolerate low levels of light. A factor that can influence *A. angustifolia* regeneration is seed availability, decreased drastically due to predation. The objectives of this study are: 1) to evaluate and to compare intensity of seed predation of *Araucaria angustifolia* seeds in three sites with different population structures and densities of trees of this species; 2) to investigate the existence of a temporary pattern in seed rain season with relationship to intensity of post dispersal seed predation and treatment given to the seed by vertebrates, comparing the three study sites; 3) to evaluate and to compare seed survival when excluded of vertebrate predators at the study sites. The study was accomplished at the Floresta Nacional de São Francisco de Paula (FLONA - SFP), RS. It was chosen three sites: Native Forest I, that presented seedlings of this species but few adult individuals; Native Forest II, without seedlings *a priori* and with canopy formed *A. angustifolia*; and *Pinus* reforestation, where there is *A. angustifolia* seedlings. At three sites population structure of *A. angustifolia* was discovered; between May and August of 2002 seeds on the soil were counted and experiments of seed removal/predation and seed fate were conducted. Survival of seeds isolated from vertebrates in cages was observed. The site Native Forest I presented less adults and younger individuals than Native Forest II. This site presented few regeneration, besides the presence of small seedlings (<50 cm), which was not expected and it can be explained by high seed crop in the previous year. Few seeds was found in the soil, falling from May to August. *Pinus* reforestation just presented seed removal, being absent cases of local seed predation. In native forest sites, seed removal decreased and seed predation raised from May to August, being significant differences between May and August, due to the decrease in resource offer. Agoutis (*Dasyprocta azarae*) and "quatis" (*Nasua nasua*) predated seeds at the experimental stations. The majority of seeds of the experiment of seed fate was removed by small rodents, that carried the seeds to large cages in the in the soil to eat them. Jays (*Cyanocorax caeruleus*) and small rodents removed seeds at *Pinus* reforestation. Agoutis were responsible for the few cases of seed storage in the native forests and almost all were recovered, which can be explained by the few availability of seeds in the soil. Seed survival was highest at *Pinus* reforestation after eight months. The mortality causes of seeds isolated from vertebrates were attacks of insects to exposed endosperm of the seed and fungal attack at the radicle. Data from the present study indicate that seed predation exercises a paper of great importance in population structure of this species, because it decreases the amount of available seed to the regeneration. Seeds that escape of predation from vertebrates are subject to other mortality causes, that can be quite important, as pathogens. Seeds of *A. angustifolia* are an important resource for fauna and its human harvesting must be managed.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. MATERIAIS E MÉTODOS	11
2.1. Descrição do local de estudo	11
2.1.1. Áreas de estudo	14
2.2. Descrição da espécie em estudo	19
2.3. Estrutura populacional	22
2.4. Contagem de pinhões no solo	23
2.5. Experimento de remoção e predação de sementes	24
2.6. Experimento de destino de sementes	24
2.7. Experimento de sobrevivência de sementes	26
2.8. Análise dos dados	28
2.8.1. Estrutura populacional	28
2.8.2. Experimento de remoção e predação de sementes	29
2.8.3. Experimento de destino de sementes	29
2.8.4. Experimento de sobrevivência de sementes	30
3. RESULTADOS	31
3.1. Estrutura Populacional	31
3.2. Contagem de pinhões no solo	34
3.3. Experimento de remoção e predação de sementes	35
3.4. Experimento de destino de sementes	38
3.5. Experimento de sobrevivência de sementes	43
4. DISCUSSÃO	50
4.1. Estrutura populacional	51
4.2. Predação, remoção e destino de sementes removidas	53
4.3. Predadores dos pinhões	56
4.4. Sobrevivência de sementes	58
4.5. Considerações finais	61
4.6. Aspectos de conservação	62
4.7. Sugestões para estudos futuros	64
5. LITERATURA CITADA	65
6. ANEXO – Características de microhabitat	74

1. Introdução

A dispersão de sementes consiste na fase de liberação e transporte destas a partir da planta mãe. Esta é uma das fases mais importantes na vida de um vegetal, pois liga o fim do ciclo reprodutivo das plantas adultas ao estabelecimento de sua descendência (Wang e Smith, 2002). Através da dispersão de sementes, as populações vegetais podem escapar de zonas de alta predação, chegar a sítios específicos, colonizar novas áreas (Howe e Smallwood, 1982), bem como repor os indivíduos que morrem em uma população, aumentando-a localmente e expressando a variabilidade genética (Harper, 1977).

Entretanto, para a maior parte da produção de sementes de uma planta, a dispersão não é eficaz e estas acabam sendo predadas (Crawley, 1992). As sementes, por acumularem reservas nutritivas (Raven *et al.*, 1996) servem de alimento a uma vasta gama de predadores como formigas, roedores (Price & Jenkins, 1986; Hulme 1998a e ref. cit.), ungulados (Bodmer, 1991), psitacídeos (Galetti e Rodrigues, 1991) pombas, aves de solo (Christianini, 2001) e primatas (Janzen, 1971).

A predação de sementes difere de outros tipos de herbivoria em vários aspectos (Janzen, 1971; Crawley, 1992). As sementes são conspícuas em grandes quantidades e crípticas quando dispersas; não estão disponíveis o tempo todo e em qualquer lugar, sendo a distribuição espacial e temporal bastante agregada; elas podem conter altas concentrações de compostos secundários tóxicos; e uma vez dispersa, sua morte não é percebida pela planta mãe, contando a semente apenas com as características de sua linhagem evolutiva para se defender (Janzen, 1971).

Existem dois tipos básicos de predação de sementes: predação pré-dispersão e pós-dispersão. A predação pré-dispersão acontece quando a semente ainda não foi liberada pela planta-mãe, podendo ocorrer inclusive em frutos imaturos. Os custos desta predação são arcados pela planta-mãe, podendo estas responder através de compensação, reabsorvendo os nutrientes e reinvestindo em estruturas reprodutivas (Hulme, 1998a). Nestes casos, os predadores geralmente são insetos específicos da espécie vegetal, pertencentes à ordens DIPTERA, LEPIDOPTERA, COLEOPTERA E HYMENOPTERA (Crawley, 1992), apesar de que alguns vertebrados mais generalistas como psitacídeos, corvídeos, sciurídeos e primatas (p. ex. Pizo, 1997) também se alimentam das sementes ainda na copa (Janzen, 1971). Os

predadores pré-dispersão geralmente são os que respondem à distância da planta-mãe (Janzen, 1970), ou seja, são mais abundantes próximos a esta, estando, em geral, intimamente relacionados à espécie vegetal. A ação destes predadores tem conseqüências como a diminuição da safra com subsequente redução no número de visitas de dispersores (Dirzo e Domínguez, 1986) e a diminuição das oportunidades de qualquer semente sobrevivente chegar a um sítio adequado ao estabelecimento (Janzen, 1970; Harper, 1977).

Os predadores pós-dispersão incluem uma gama de animais de hábitos mais generalistas. Eles podem ser tanto invertebrados como formigas, besouros, moluscos, crustáceos ou vertebrados como mamíferos e aves (Hulme, 1998a). Muitos mamíferos terrestres dependem quase completamente de sementes e frutos caídos durante certas épocas do ano (Janzen, 1970), sendo que algumas espécies de plantas podem ter suas sementes consideradas recurso-chave (Peres, 2000). Os predadores pós-dispersão são considerados dependentes da densidade, atuando de forma mais intensa onde há maiores quantidades de sementes, embora o fator densidade possa ser confundido com o fator distância por causa da tendência das sementes se acumularem próximas à fonte (Clark e Clark, 1984).

Vários fatores têm influência sobre a probabilidade de uma semente ser predada. Entre eles podemos citar o tamanho da semente (Howe e Brown, 1999; Lortie *et al.*, 2000). Sementes maiores tendem a ser removidas mais rapidamente por roedores (Henderson, 1990; Samson *et al.*, 1992; Vander Wall, 1994; Alexander *et al.*, 2001), já sementes menores, por formigas (Samson *et al.*, 1992). A composição química também influencia na escolha, por exemplo, *Dipodomys ordii* (ratos-canguru de deserto) preferiram sementes com altos teores de proteína (Henderson, 1990) e evitam sementes tóxicas (Kollmann *et al.*, 1998). Características físicas também são importantes, por exemplo, sementes com altos teores de lignina obstruem a digestão de ungulados e são evitadas (Bodmer, 1991).

A predação de sementes não é um processo distribuído igualmente no espaço e no tempo. No início da década de 70 foi proposto um modelo simultaneamente por Janzen (1970) e Connell (1971) que relaciona a intensidade de predação de sementes com a distância da planta-mãe e com a densidade do recurso. O risco à predação de sementes seria proporcionalmente maior próximo à planta-mãe do que longe desta. Esta hipótese, proposta

para florestas tropicais altamente diversificadas, é de modo geral aceita (Howe e Miriti, 2000), tendo sido corroborada em diversas ocasiões (Hallwachs, 1986; Harms *et al.*, 2000) entretanto, negada em outras (Burkey, 1994; Notman *et al.*, 1996).

A intensidade da predação de sementes está relacionada à abundância do recurso, sendo esta relação geralmente negativa, mas com exceções. Índices maiores de remoção de sementes podem ser observados em locais com menor abundância destas (Forget, 1992; Beck e Terborgh, 2002). Entretanto, locais com maior abundância de sementes podem apresentar maior predação devido ao aprendizado dos predadores quanto aos locais-fonte de recurso (Peres *et al.*, 1997).

Outros fatores relacionados a diferentes índices de predação de sementes são a diversidade de recursos disponíveis, que promove a escolha por recursos que sejam mais valiosos (Vander Wall, 1995; Howe e Brown, 1999; Lortie *et al.*, 2000), podendo ser aplicada a teoria do forrageamento ótimo (Krebs e Davis, 1993). O risco de predação sobre o predador da semente também é um fator importante (Bowers e Dooley, 1993), por exemplo, como roedores geralmente preferem forragear em locais mais protegidos, sementes que caírem nestes locais tendem a ser mais predadas (Hulme, 1998b). Diferenças no habitat do predador também influenciam a intensidade da predação de sementes. Esta diferença pode ser devida a preferências de certos habitats por diferentes granívoros (Hulme, 2001). Por exemplo, uma maior remoção de sementes em áreas com presença de arbustos que sob dossel da floresta (Vander Wall, 1994). Efeitos de borda são relatados por Jules e Rathcke (1999), que encontraram maior remoção de semente na borda, já Holl e Lulow (1997) encontraram diferentes respostas para cada espécie, algumas mais predadas no interior da mata, outras mais predadas na borda.

Muitos trabalhos consideram a remoção de sementes como sinônimo de predação, embora nem sempre isso seja verdadeiro. Alguns predadores de sementes como roedores (Price e Jenkins, 1986) e corvídeos (Vander Wall, 2001a), estocam-na para um consumo posterior. O grupo dos roedores é mais estudado, e há duas formas de estoque de sementes. Primeiro, as sementes podem ser enterradas em grandes quantidades em um local, geralmente buracos fundos no solo (“larderhoarding”). Estas sementes são facilmente recuperadas, e o local de deposição geralmente não é adequado ao estabelecimento da

plântula (Price e Jenkins, 1986; Vander Wall, 2001b). Os roedores que fazem este tipo de estoque geralmente são de pequeno porte, pertencentes a várias famílias. Segundo, roedores das famílias DASYPROCTIDAE (*Dasyprocta* spp. e *Myoprocta* spp.) e SCIURIDAE (*Sciurus* spp. e outros) normalmente enterram as sementes uma a uma, de forma mais espalhada, mais próximas à superfície do solo (“scatterhoarding”). Muitas vezes estas sementes não são recuperadas e acabam germinando. Ao enterrarem as sementes desta forma os roedores rearranjam a distribuição destas no solo, podendo transportá-las a locais mais adequados ao estabelecimento. Este tipo de dispersão se chama sinzoocoria (Price e Jenkins, 1986) e geralmente é mais comum com sementes grandes. As sementes podem ser recuperadas e reestocadas diversas vezes. Quanto mais eventos de remoção, mais longe ela é transportada a partir da origem (Vander Wall e Joyner, 1998). Este tipo de dispersão traz diversos benefícios às sementes. Além da própria vantagem da dispersão, mais sementes sobrevivem à predação quando enterradas do que sobre o solo (Vander Wall, 1994; Fuchs *et al.*, 2000). Para muitas espécies de plantas esta é a única forma das sementes escaparem à predação e garantirem sua regeneração, como por exemplo para o jatobá *Hymenea courbaril* (Hallwachs, 1986; Asquith *et al.*, 1999), a palmeira *Astrocaryum standleyanum* (Smythe, 1989) e a castanha-do-Brasil *Bertholletia excelsa* (Peres e Baider, 1997).

Temporalmente, as variações quanto à predação de sementes podem ocorrer tanto durante quanto entre as estações. Por exemplo, sementes de *Scheelea zonensis* que amadurecem tardiamente escapam da predação por BRUCHIDAE (Wright, 1990). Já para a predação por roedores, Forget *et al.* (2001) propuseram um modelo relacionando índices de estocagem com predação local como uma função da abundância de sementes ao longo do período de frutificação. Segundo este modelo, os maiores índices de estocagem seriam registrados logo após o pico de frutificação, quando os predadores já estariam saciados. Entre diferentes estações, aquelas que apresentam altíssimas produtividades (“mast seeding”) têm mais chance que suas sementes escapem a predação através da saciação do predador (Janzen, 1971). As causas deste fenômeno ainda não foram muito bem documentadas (Kelly, 1994), ao contrário de seus efeitos sobre o recrutamento em populações de plantas, como menores índices de predação em anos de “masting” (Theimer,

2001; Nilsson e Wästljung, 1987) e aumento na sobrevivência de sementes no estágio pré-dispersão (Shibata *et al.*, 2002).

Todos estes fatores de predação diferencial de sementes podem influenciar na estrutura populacional das plantas e na estrutura da comunidade à medida que alteram tanto a quantidade quanto a distribuição de sementes disponíveis para a regeneração (Hulme, 2001). No Deserto de Chihuahua (EUA), por exemplo, roedores atuaram como predadores-chave suprimindo sementes grandes, ajudando a manter a diversidade (Samson *et al.*, 1992; Heske *et al.*, 1993). Cummings e Alexander (2002) observaram um aumento no número de plântulas de girassol em locais isolados de predadores. A abundância de plântulas também pode ser muito maior em áreas com caça (com menos predadores de sementes) do que em áreas preservadas (Wright *et al.*, 2000).

Araucaria angustifolia (Bert.) Kuntze (pinheiro-brasileiro, araucária, pinheiro-do-paraná) é uma espécie arbórea que tem suas sementes muito predadas, tanto na fase pré quanto pós-dispersão (vide material e métodos para uma descrição mais detalhada da espécie). Entretanto, poucos trabalhos foram feitos em relação à predação e dispersão de suas sementes. Entre eles podemos destacar os de Müller e Macedo (1980), que listaram os predadores vertebrados em São José do Triunfo (PR), Kindel (1996), em Muitos Capões (RS) e Solórzano-Filho (2001), em Campos do Jordão (SP), os dois últimos tratando da dispersão e predação das sementes de araucária.

Os predadores pré-dispersão podem ser o esquilo (*Sciurus ingrami*) (Bordignon e Monteiro-Filho, 1999; Solórzano-Filho, 2001); o bugio (*Alouatta guariba*), o ouriço (*Coendou* sp.) (Kindel, 1996), a gralha azul (*Cyanocorax caeruleus*) (Müller e Macedo 1980; Anjos, 1991; Kindel, 1996; Reinert e Bornschein, 1998), a gralha-picaça (*Cyanocorax chrysops*) (Müller e Macedo, 1980; Solórzano-Filho, 2001), diversas espécies de psitacídeos (Kindel, 1996; Solórzano-Filho, 2001) e as larvas da mariposa *Cydia araucariae* (TORTRICIDAE) (Mecke, 2002). A predação pós-dispersão ocorre quando a semente já se encontra sobre o solo, e uma outra gama de animais, principalmente vertebrados, se alimenta das grandes sementes desta espécie (os pinhões). Os roedores, predadores de sementes altamente especializados para este fim (Price e Jenkins, 1986), predando sementes nos mais variados ambientes terrestres (refs. cit. em Hulme, 1998a),

também se alimentam intensamente dos pinhões (Müller e Macedo, 1980; Kindel, 1996; Solórzano-Filho, 2001). Tanto roedores pequenos da família MURIDAE, quanto os de maior porte das famílias DASYPROCTIDAE (*Dasyprocta azarae* - cutia), AGOUTIDAE (*Agouti paca* - paca) e até HYDROCHAERIDAE (*Hydrochaeris hydrochaeris* – capivara) foram registrados como consumidores dos pinhões (Kindel, 1996). As cutias foram reportadas como dispersoras das sementes da araucária, enterrando-as e não recuperando-as posteriormente (Kindel, 1996). Outros animais também predam o pinhão no solo, como é o caso de cervídeos (*Mazama americana* e *M. gouazoubira*) (Kindel, 1996) e do porco-cateto *Tayassu tajacu* (Solórzano-Filho, 2001). Um besouro (*Spermologus rufus*, CURCULIONIDAE) é conhecido como predador pós-dispersão de sementes de araucária, contudo, sua distribuição geográfica não é conhecida para o estado do RS (Barreto, 1997). Este inseto não é específico da *A. angustifolia* (Barreto, 1997).

As araucárias ocorrem nas formações florestais denominadas Floresta Ombrófila Mista (IBGE, 1986) que ocupavam, no sul do Brasil, grande parte dos estados do Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná. Agrupamentos menores ainda são encontrados nos estados de São Paulo, Minas Gerais, Rio de Janeiro e Espírito Santo (Backes 1999). Em 1986, esta região fitoecológica ocupava uma área de 21.213 km² (IBGE 1986) e atualmente integra o domínio Mata Atlântica (Marcuzzo *et al.*, 1998).

Apesar desta espécie ser abundante em sua área de ocorrência, vários estudos de fitossociologia em matas com araucária mostram que esta espécie apresenta uma baixa regeneração natural em áreas nativas, com poucos indivíduos jovens comparado ao número de adultos. Segundo Silva *et al.* (1998) em um levantamento fitossociológico na Reserva Genética de Caçador, SC, apesar de *A. angustifolia* apresentar o maior IVI (Índice de Valor de Importância), maior abundância e ser dominante, o número de plântulas é pequeno. Caldato *et al.* (1996), trabalhando na mesma Reserva, também não encontraram indivíduos do pinheiro na regeneração natural, apesar de ser abundante no dossel. Dados ainda não publicados pelo PELD (Pesquisas Ecológicas de Longa Duração) do Rio Grande do Sul indicam uma baixa regeneração desta espécie nas áreas estudadas (I. Narvaes, com. pess.). Duarte (2001) e Zandavalli (2001) também encontraram um baixo recrutamento de indivíduos desta espécie em uma mata nativa no município de São Francisco de Paula, RS.

Em compensação, estes mesmos autores encontraram um alto número de plântulas em áreas de reflorestamento com *A. angustifolia* e *Pinus* sp.. Kindel (1996) encontrou uma maior proporção de indivíduos jovens em áreas de transição entre a mata e o campo (“vassoural”) do que nas áreas de mata. Contrariando os resultados anteriores, Solórzano-Filho (2001), em um levantamento da estrutura populacional da araucária em Campos do Jordão - SP, observou um grande número de indivíduos jovens.

Algumas hipóteses foram lançadas para explicar a baixa regeneração da araucária em florestas. Alguns autores consideram esta espécie heliófila e pioneira. Klein (1960) propõe diferentes estágios sucessionais nas florestas com araucárias, sendo o pinheiro uma das espécies pioneiras da formação, que com o tempo seria substituída por espécies tolerantes à sombra. A irradiação dos pinheiros como elementos isolados sobre o campo, formando agrupamentos inicialmente esparsos e posteriormente densos sob a forma de capões, distribuídos preferencialmente nas zonas mais baixas e úmidas, evidenciaria o caráter heliófilo e pioneiro da espécie. Portanto, ela não se regeneraria dentro da mata por não suportar a pouca luminosidade. Este comportamento foi ampliado para todo o gênero por Aubréville (1965, *apud* Havel 1971), que propôs que sua natureza luz-dependente limitaria uma adequada regeneração somente para as bordas e áreas abertas.

Segundo Soares (1979), *A. angustifolia* não possui características fundamentais de pioneiras: sua mobilidade é pequena e suas sementes grandes e pesadas logo perdem o poder germinativo (60% em quatro meses) (Prange 1964). Há aclimação de suas folhas à sombra (Inoue *et al.* 1979), lento crescimento das plântulas (Reitz & Klein, 1966), suas sementes não apresentam dormência e perdem viabilidade quando o conteúdo de água chega a 30% do peso seco (Espíndola *et al.* 1994). Alguns estudos, feitos em casa de vegetação expondo plântulas do pinheiro a diferentes graus de intensidade luminosa, demonstraram que em intensidades médias de irradiância foram obtidos os maiores valores para crescimento em altura das plântulas (Inoue e Torres, 1980; Duarte & Dillenburg, 2000). Duarte (2001) realizou um experimento em campo em que foi medida a intensidade luminosa em três áreas com diferentes estruturas populacionais, uma mata nativa sem regeneração, um reflorestamento de araucária com presença de indivíduos jovens e uma plantação de *Pinus* com intensa colonização de *A. angustifolia*. Os resultados mostraram

que plântulas de araucária crescem e sobrevivem em condições naturais de pouca irradiância. *Araucaria araucana*, outra espécie sul-americana, é reportada como tolerante à sombra na fase juvenil (Burns, 1993). Já *Agathis australis* e *Araucaria hunsteini*, duas espécies da costa do Pacífico, mostraram melhor crescimento entre 10 e 25% de abertura de copa (Enright *et al.* 1999).

Outra hipótese poderia ser a competição com espécies tropicais. Rambo (1956) enfatizou o caráter temperado das matas com araucária, cujas formações encontram-se em regiões mais frias. Entretanto, em regiões onde o clima atual favorece o estabelecimento das matas pluviais latifoliadas, observa-se a substituição de elementos temperados (entre eles a araucária) por elementos tropicais. Backes (1999) propõe que a distribuição atual do pinheiro-brasileiro não se relacione diretamente a condicionamentos climáticos, pois ela consegue se estabelecer em ambientes mais quentes, mas à competição com as latifoliadas que as excluem destes ambientes.

A terceira hipótese é que *A. angustifolia* se regenere por distúrbios. Há evidências de que esta seja uma espécie adaptada ao fogo e alguns defendem que ela necessita deste para sua regeneração (Ferreira & Irgang 1979; Soares 1979; Ferreira 1990; Behling *et al.* 2001). Ela possui características de plantas tolerantes à queimadas, como a alta flamabilidade das acículas, casca espessa e ausência de ramos laterais na árvore adulta (Soares 1979). Behling *et al.* (2001) reportam vestígios de incêndios nos últimos 850 anos, provavelmente por ação antrópica, nos ambientes de ocorrência de *A. angustifolia*. Para a espécie irmã *Araucaria araucana* já é bem reportado a atual ocorrência de fogo como fator que permite o recrutamento desta espécie (Veblen 1982; Burns 1993).

Como a semente de *A. angustifolia* é muito predada, pode-se supor que há uma grande mortalidade no estágio que abrange a semente até o recrutamento da plântula, podendo este ser um fator que limite sua regeneração. A predação de sementes terá um papel secundário na demografia de plantas se algum dos seguintes fatores ocorrerem: 1) a regeneração for primariamente por meios vegetativos; 2) a perda por predadores for compensada por um banco de sementes persistente; 3) os predadores forem saciados por produção de sementes em massa, ou 4) a regeneração for limitada mais pela disponibilidade de microssítios adequados ao estabelecimento do que pela quantidade de sementes

disponíveis (Hulme, 1998a). É difícil avaliar quando o recrutamento será limitado pela semente ou pelo microssítio, porque a disponibilidade de microssítios varia espacial e temporalmente (Hulme, 2001). É sugerido que a limitação pelo microssítio seja menos comum para espécies com sementes grandes (Crawley, 1990 *apud* Hulme, 2001). Clark *et al* (1999), em uma revisão sobre a limitação do recrutamento em florestas, chegaram à conclusão de que os estudos sobre este tema, embora numerosos, geralmente abrangem grandes escalas temporais e espaciais, sendo pouco conclusivos.

As matas com araucária possuem um longo histórico de destruição. Segundo Reitz *et al.* (1988) esta espécie já foi muito devastada por causa de sua madeira, sendo que na década de 60, representava 90% da madeira exportada pelo Brasil (Backes & Nilson 1983). Seus galhos, principalmente o “nó de pinho” (parte de inserção do galho no tronco, rico em lignina), servem para lenha. O pinhão também é muito utilizado na alimentação de vários animais, incluindo a espécie humana. A coleta de pinhões, tanto para consumo próprio como para revenda é muito comum, consistindo num importante meio de subsistência para muitas famílias (Solórzano-Filho, 2001). Acredita-se que hoje em dia, a área deste ecossistema esteja reduzida a menos de 1% da área original (Sousa & Hattemer 1998 *apud* Solórzano-Filho 2001). Além disso, *A. angustifolia* consta na lista oficial das espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), por meio da Portaria N° 37-N, de 3 de abril de 1992 (Solórzano-Filho, 2001). Na lista de espécies ameaçadas da flora do Rio Grande do Sul, *A. angustifolia* consta na categoria vulnerável (Governo do Estado do Rio Grande do Sul, 2002).

Por servir de alimento a tantas espécies de vertebrados, Solórzano-Filho (2001) levantou a hipótese de que as sementes de *A. angustifolia* constituem um recurso-chave nos ambientes em que se encontram em abundância (aplicando-se os critérios de Peres [2000]). O mesmo autor citou que para o Parque Estadual de Campos do Jordão/SP, foi observada migração de *Amazona vinacea*, *Cebus apella*, *Tayassu tajacu*, *T. pecari* e *Mazama* sp. para áreas ricas em *A. angustifolia* durante o período em que o pinhão estava maduro. No estado do Rio Grande do Sul, mais em especial na região da Serra, a coleta de pinhões é muito comum e dá sustento a muitas pessoas durante a época de queda de sementes. Entretanto,

não há nenhum tipo de manejo, sendo permitido até a coleta de pinhas diretamente das árvores.

Os objetivos deste estudo são os seguintes: 1) Avaliar e comparar a intensidade da predação pós-dispersão de sementes de *Araucaria angustifolia* em três áreas com diferentes estruturas populacionais e densidades de indivíduos adultos desta espécie; 2) verificar e comparar a existência de um padrão temporal dentro da época de queda de sementes quanto à intensidade de predação pós-dispersão e tratamento dado à semente por vertebrados nas três áreas de estudo; 3) avaliar e comparar a sobrevivência de sementes quando excluídas do acesso de predadores vertebrados nas áreas de estudo.

2. Material e Métodos

2.1. Descrição do local de estudo

O estudo foi realizado na Floresta Nacional de São Francisco de Paula (FLONA-SFP), no município de São Francisco de Paula, RS (29°02'S e 50°23'W) (IBAMA, 2003) na margem sudeste do Planalto Sul-Riograndense (Rosário, 2001) (Figura 1).

As Florestas Nacionais fazem parte do grupo de Unidades de Conservação de Uso Sustentável (Lei n. 9.985, 18/07/2000). Sendo assim, a FLONA-SFP destina grande parte de sua área ao cultivo de *Pinus* spp., *Eucalyptus* spp. e *Araucaria angustifolia* para exploração madeireira. Além disso há também a exploração de outros recursos florestais como o pinhão e a erva-mate (*Ilex paraguariensis*) (IBAMA, 2003). Apesar de 56% de sua área ser coberta por matas nativas, esta apresenta-se de forma descontínua, entremeada pelos reflorestamentos, apresentando estrutura de mosaico (Figura 1).

A FLONA-SFP ocupa uma área de 1.606,6 ha, situada a 930m acima do nível do mar. A temperatura média anual é de 14,5°C, a média das máximas do mês mais quente é de 20°C e a do mês mais frio é de 5,7°C; a máxima absoluta é de 34° C e a mínima absoluta é de -6,5° C. Temperaturas negativas podem ocorrer durante os meses de abril a novembro (Backes, 1999). A precipitação pluviométrica é elevada em todos os meses do ano, sendo a média anual de 2.235 mm (Porto e Menegat, 2002) (Figura 2). O solo é raso (0,5 a 2m de espessura em média), ácido (pH 4,9-5,2) (Diverio *et al.*, 2002), classificado como Cambisol, textura argilosa-siltosa, substrato basáltico, com saturação e soma de bases baixas e altos teores de alumínio trocável e de matéria orgânica (Rosário, 2001).

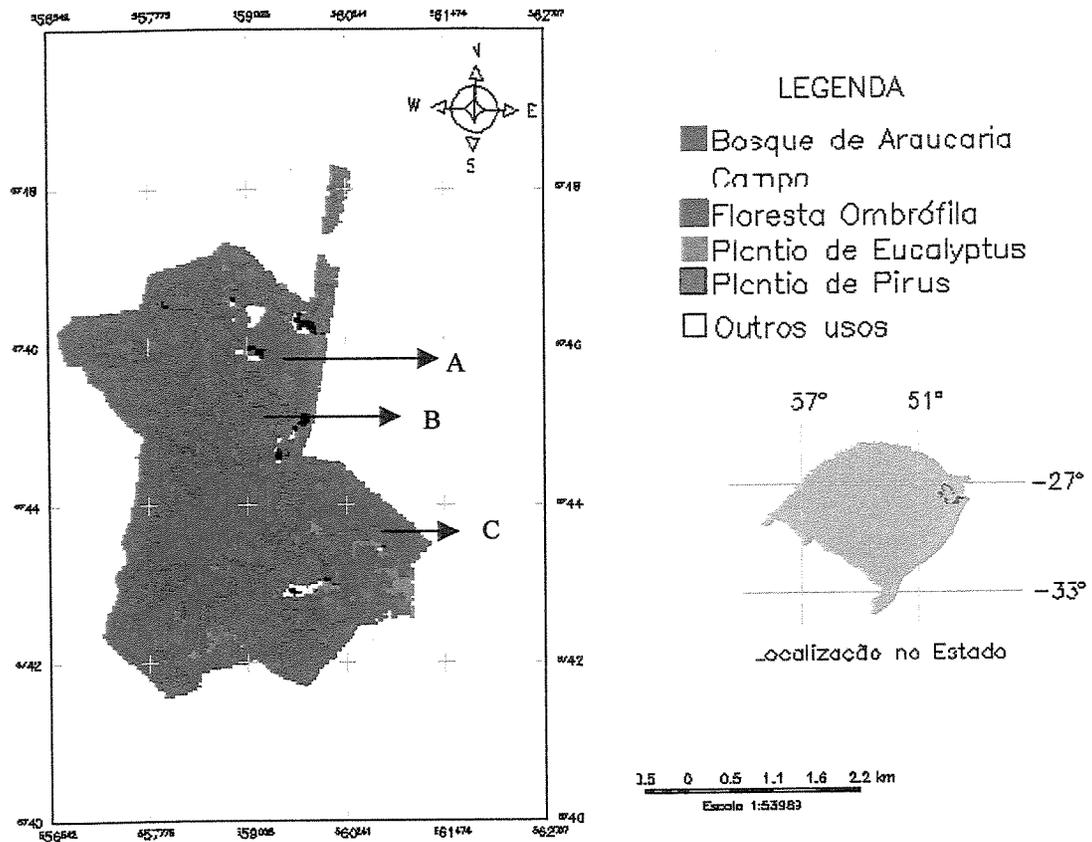


Figura 1. Mapa da Floresta Nacional de São Francisco de Paula e a localização das áreas de estudo. A) Plantação de *Pinus*; B) Mata Nativa I; C) Mata Nativa II. Modificado de Stranz (2003).

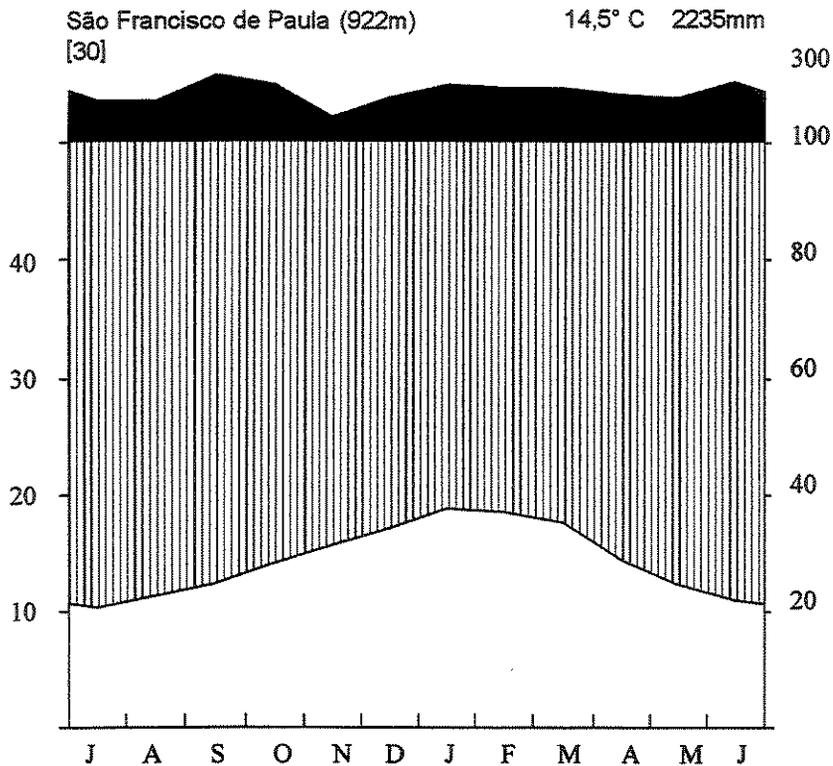


Figura 2. Diagrama climático de São Francisco de Paula, RS. Modificado de Porto e Menegat (2002).

A região do Planalto Sul-Riograndense pertence atualmente a Reserva da Biosfera da Mata Atlântica e Ecossistemas Associados, declarada patrimônio ambiental da humanidade pela UNESCO em 1992 (Rosário, 2001). Além disso, a FLONA-SFP é reconhecida como área núcleo de biodiversidade na região sul para esta Reserva, constituindo ainda, habitat para espécies como o puma (*Puma concolor*), a jaguatirica (*Leopardus pardalis*), o gato-mourisco (*Herpailurus yaguarondi*), o gato-do-mato pequeno (*Leopardus tigrinus*), o graxaim-do-campo (*Pseudalopex gymnocercus*), o veado-virá (*Mazama gouazoubira*) (Marques e Ramos, 2001), a irara (*Eira barbara*) e o bugio-ruivo (*Alouatta guariba*) (obs. pess.). A FLONA-SFP também abriga as seguintes espécies da flora ameaçada do Estado (Decreto Estadual nº 42.099 de 31 de dezembro de 2002):

Diksonia sellowiana (xaxim, fam. DIKSONIACEAE), *Podocarpus lambertii* (pinho-bravo, fam. PODOCARPACEAE), *Oreopanax fulvum* (tamanqueira, fam. ARALIACEAE), *Trithrinax brasiliensis* (fam. ARECACEAE), *Gochnatia polymorpha* (cambará, fam. ASTERACEAE), *Maytenus aquifolium* (cancorosa, fam. CELASTRACEAE), *Clethra uleana* (cajujuja-de-ule, fam. CLETHRACEAE), *Weinmannia paulliniifolia* (gramimunha, fam. CUNONIACEAE), *Azara montevidensis* (fam. FLACOURTIACEAE), *Ocotea indecora* (canela-sassafrás, fam. LAURACEAE), *Ocotea silvestris*, *Picramnia parvifolia* (cedrinho, fam. SIMAROUBACEAE), *Picrasma crenata* (pau-amargo fam. SIMAROUBACEAE), *Lippia ramboi* (fam. VERBENACEAE), *Drimys brasiliensis* (casca-d'anta, fam. WINTERACEAE).

2.1.1. Áreas de estudo

Este estudo foi desenvolvido em três áreas dentro da FLONA-SFP, que estão descritas abaixo (Figura 3). O critério para a seleção das áreas foi a presença e quantidade de indivíduos jovens de *Araucaria angustifolia*, baseada em visitas prévias e trabalhos já realizados nesta unidade de conservação (Duarte, 2001; Zandavalli, 2001). Foram selecionadas (i) mata nativa com plântulas (obs. pess.), denominada Mata Nativa I; (ii) mata nativa sem plântulas segundo Duarte (2001), denominada Mata Nativa II e (iii) plantação de *Pinus eliotti* com presença de plântulas de araucária (obs. pess.). Vide Anexo para algumas características estruturais de cada área de estudo.

Mata Nativa I

Esta área caracteriza-se pela presença de plântulas de *A. angustifolia* e pelo dossel misto com araucárias e outras espécies como *Campomanesia xanthocarpa*, *Eugenia* spp., *Gomidesia palustris*, *Myrcianthes gigantea*, *Blepharocalix salicifolia* (MYRTACEAE), *Ocotea* spp., *Nectandra lanceolata* (LAURACEAE) *Ilex* spp. (AQUIFOLIACEAE), *Cedrella fissilis* (MELIACEAE), *Podocarpus lambertii* (PODOCARPACEAE) (Figura 3A). O estrato herbáceo é denso e formado por espécies como o xaxim *Diksonia sellowiana* (DIKSONIACEAE) e plântulas de espécies arbóreas como *Roupala brasiliensis*

(PROTEACEAE), *Gordonia fruticosa*, *Campomanesia* sp. (MYRTACEAE), lauráceas, além de *Mollinedia* sp. (MONIMIACEAE).

Esta área sofreu corte seletivo de pinheiro na década de 20 (A. Soligo, com. pess.). Apresenta araucárias esparsas, entre elas algumas “centenárias” que atraem a visitação turística. Parte desta área tem o solo pouco drenado e clareiras são comuns (obs. pess.).

O dossel tem altura de $13,4 \pm 0,5$ metros, e cobertura de $97,0 \pm 0,3$ %; a cobertura herbácea é bastante densa ($42,8 \pm 4,0$ %), a altura média do sub-bosque é de $0,7 \pm 0,1$ m e sua densidade é de $16,3 \pm 1,2$ toques (vide Anexo).

Mata Nativa II

Caracteriza-se pela baixa regeneração de *A. angustifolia* e pelo dossel formado quase exclusivamente por esta espécie (Figura 3B). Esta área não sofreu corte seletivo pelo antigo proprietário antes de ser anexada à FLONA-SFP (A. Soligo, com. pess.). Em comparação com a mata Nativa I, esta mostra uma fisionomia mais homogênea e não apresenta muitas clareiras (obs. pess.).

A altura do dossel é de $18,9 \pm 0,6$ m e sua cobertura é de $96,1 \pm 0,5$ %. O estrato herbáceo é menos denso ($35,7 \pm 3,8$ %), a altura média do sub-bosque é de $0,5 \pm 0,1$ metros e sua densidade de $10,9 \pm 0,3$ toques (vide Anexo).

Diferentemente da outra área, seu solo é mais bem drenado (obs. pess.). O estrato arbustivo é composto por *Mollinedia* sp. (MONIMIACEAE), diversas plântulas do estrato arbóreo como *Miconia hyemalis*, *Myrsine lorenciana* (MYRSINACEAE) *Campomanesia* sp. (MYRTACEAE), *Matayba* sp., além de outras mirtáceas, melastomatáceas e rubiáceas.

Plantação de *Pinus*

Esta área constitui-se de uma plantação de *Pinus eliotti* (10 anos de idade) onde originalmente havia campo (Figura 3C). Fica situada adjacente a uma área de mata nativa (Figura 1). O espaçamento entre as árvores é de $2,5 \times 2,5$ m, com eventuais manchas de campo rupestre. Raramente foram observadas plântulas de outras espécies lenhosas além das de *A. angustifolia*. A cobertura herbácea, a densidade e altura do sub-bosque são menores que nas matas nativas ($1,9 \pm 0,7$ %; $0,6 \pm 0,3$ toques e $0,1 \pm 0,05$ m, respectivamente).

A altura do dossel é de 10m e sua cobertura de $94,0 \pm 0,5\%$ (vide Anexo). Algumas clareiras às vezes são formadas também por quedas de indivíduos ou de galhos. Esta área sofre as conseqüências (pisoteio, herbivoria, predação de sementes) da presença de cerca de três cavalos pertencentes à administração desta unidade de conservação há pelo menos cinco anos (A. Soligo, com. pess.).



A



B



Figura 3. Visão geral das áreas de estudo. A) Floresta Nativa I – interior da mata; B) Floresta Nativa II - e C) Plantação de *Pinus*.

2.2. Descrição da espécie em estudo

Araucaria angustifolia (Bertol.) Kuntze é uma gimnosperma da família Araucariaceae, de hábito arbóreo. Esta família ocorre no e é originária do hemisfério sul, chegando ao hemisfério norte próximo à linha do Equador no arquipélago Malaio e Ilhas Filipinas. No hemisfério sul, ocorre na América do Sul, Austrália, Nova Zelândia, Nova Guiné, Nova Caledônia e outras ilhas do Pacífico (Carvalho, 1994). Esta família contempla três gêneros, *Araucaria* (19 espécies), *Agathis* (13 espécies) e *Wollemia* (mono-específico). Na América do Sul ocorre apenas mais uma espécie, *Araucaria araucana* no Chile e na Argentina, sendo esta a espécie mais próxima filogeneticamente da brasileira. A distribuição atual do gênero pode ser considerada do tipo relictivo, embora tenha sido um componente importante das florestas do Mesozóico (Setoguchi *et al.*, 1998). *A. angustifolia* é a espécie com distribuição geográfica mais extensa (Carvalho, 1994).

O indivíduo adulto pode alcançar de 20 a 50 m de altura e seu tronco é cilíndrico e reto, podendo ter entre 1 e 2 m de diâmetro. A casca é grossa, com até 18 cm de espessura, possui resina e se desprende em placas (Reitz e Klein, 1966; Mattos, 1994). Indivíduos adultos normalmente apresentam a copa em forma de candelabro, com ramos dispostos entre oito e 15 verticilos, cujo afastamento diminui quanto mais próximo do ápice. Os indivíduos jovens possuem uma forma cônica. Os ramos primários são cilíndricos, curvados para cima, os ramos inferiores são maiores que os superiores, já os secundários (grimpas) são alternos, agrupados no ápice dos ramos primários. As folhas possuem de três a seis cm de comprimento por 0,4 a 1 cm de largura, são simples, coriáceas, lanceoladas, agudo-pungentes, verde-escuras. As raízes podem alcançar 1,8 m de profundidade (Reitz e Klein, 1966).

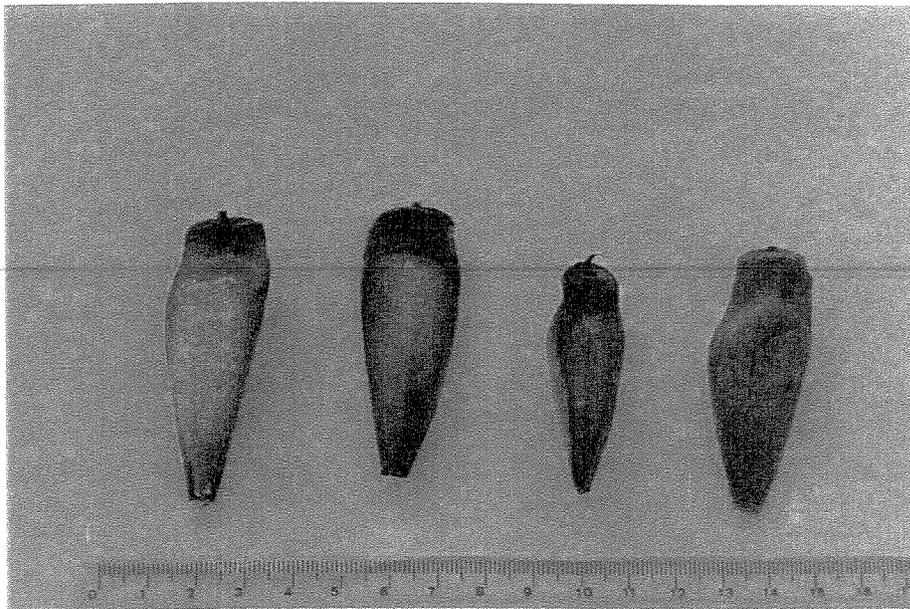
A araucária é uma espécie dióica. O estróbilo masculino possui de 10 a 15 cm de comprimento por dois a quatro cm de diâmetro, quando maduro. O estróbilo feminino (pinha) (Figura 4A) é formado no ápice de um ramo e possui cerca de 1000 brácteas inseridas sobre um eixo central, cada uma delas sustentando um óvulo, e quando maduro, possui cerca de 10 a 25 cm de diâmetro (Reitz e Klein, 1966). A formação da semente se dá pela fecundação do óvulo, que então é envolvido por brácteas estéreis, formando o

diásporo, conhecido como pinhão (Figura 4B) (Mattos, 1994). No presente trabalho o diásporo será designado apenas como semente ou pinhão. A polinização, que ocorre através do vento, se dá entre os meses de setembro e outubro e a maturação pode ser de até quatro anos após a fecundação (Solórzano-Filho, 2001). A época do amadurecimento em geral se verifica durante os meses de abril, maio e junho, mas pode ser bastante variável, dependendo da variedade (Reitz *et al.*, 1988).

Os pinhões maduros possuem de 3 a 8 cm de comprimento por 1 a 2 cm de largura, forma ovalado-cuneiformes, lisos, podendo ser achatados (Reitz e Klein, 1966) (Figura 4B). São ricos em amido, que constitui cerca de 30% de seu peso fresco (Ferreira, 1977). Possuem também proteínas, lipídios, nutrientes como cálcio, fósforo, ferro e vitaminas B1, B2 e C (Mota e Cramer, 1953). Os pinhões são sementes recalcitrantes, ou seja, não apresentam dormência e não toleram dessecação (Eira *et al.*, 1994; Espindola *et al.*, 1994). A viabilidade dura até os 250 dias, após isso as sementes ainda podem germinar, mas não estabelecem plântulas (Ferreira e Handro, 1979). *A. angustifolia* também é uma espécie associada à micorrizas; plântulas inoculadas com micorrizas apresentaram maior crescimento, biomassa e mais nutrientes nas folhas (Zandavalli, 2001).



A



B

Figura 4. A) pinha onde são inseridas as sementes. B) sementes de *A. angustifolia* (pinhões).

2.3 Estrutura populacional

A estrutura populacional de *A. angustifolia* foi determinada da seguinte forma: em cada uma das áreas foram demarcadas aleatoriamente três parcelas, duas com 0,5 ha (100 x 50 m) e uma com 0,25 ha (25 x 25 m) (Figura 5). Cada parcela estava distante, no mínimo, 50 m da parcela mais próxima e 10 m do limite da mata, para minimizar o efeito de borda. Esta distribuição visa amostrar variações ambientais que em uma única parcela não seria amostrada. O ideal seria ter padronizado o tamanho das parcelas, mas como a FLONA-SFP é muito fragmentada e as manchas das diferentes formações são pequenas, foi difícil dispor as parcelas sem sobreposição, respeitando os 50 m e a distância da beira da mata. Além disso, os dados das parcelas de uma mesma área foram agrupados.

Cada parcela foi dividida em sub-parcelas de 100 m² (10 x 10m), totalizando 125 quadrículas em cada área. Dentro destas quadrículas foram amostrados todos indivíduos de araucária para determinar a estrutura populacional da espécie em cada área. A amostragem foi realizada em 50% das quadrículas, e a seleção das unidades foi feita sistematicamente, de modo que nenhuma quadrícula amostrada estivesse ao lado de outra também amostrada (como em um tabuleiro de xadrez) (Figura 5).

Em cada quadrícula, os indivíduos que tinham menos de 2 m de altura foram categorizados como “Jovem I” (vide item 2.8.1 para classificações categóricas dos indivíduos) e tiveram sua altura medida. Para indivíduos com alturas superiores a 2 m (Kindel, 1996; Duarte, 2001), foi medido a CAP (circunferência à altura do peito) em centímetros a 1,3 m do solo para posterior cálculo do DAP (diâmetro à altura do peito).

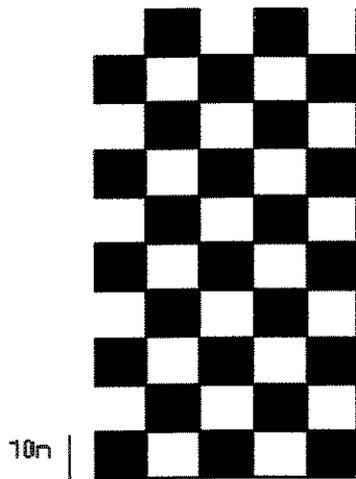


Figura 5. Esquema das sub-parcelas demarcadas nas parcelas em cada área de estudo, utilizadas para amostragem da estrutura populacional. As partes escuras representam as que foram amostradas. Para detalhes, vide texto.

2.4. Contagem de pinhões no solo

Nas mesmas parcelas utilizadas para o estudo da estrutura populacional foi realizada a contagem de pinhões sobre o solo a cada mês, entre os meses de maio e agosto de 2002, acompanhando a disponibilidade de sementes no solo a partir do seu pico (Solórzano-Filho, 2001). A parcela era percorrida e, nas intersecções entre as sub-parcelas de 10 x 10 m, era disposto um quadrado de 1 x 1 m e todas as sementes de *A. angustifolia* que se encontravam dentro eram contadas. Os pinhões quantificados não eram retirados, podendo ser contados novamente no mês seguinte, caso ainda permanecessem no solo. Os dados das três sub-parcelas de cada área foram agrupados em cada área por mês totalizando 168 m² amostrados.

2.5. Experimento de remoção e predação de sementes

Este experimento teve o objetivo de quantificar as taxas de remoção e predação de sementes dentro da estação de queda, a partir de maio de 2002.

Em cada área foram dispostos 16 pontos equidistantes pelo menos 50 m. Estes pontos foram localizados dentro das áreas demarcadas para a determinação da estrutura populacional.

Em cada ponto foram dispostas 20 sementes de *A. angustifolia* sobre uma tela (50 x 50 cm) de arame galvanizado de malha 6 (4 mm de abertura), que era presa ao solo por três estacas de metal. A tela foi utilizada porque este experimento também serviu como o controle do próximo experimento. Os pontos eram vistoriados a cada dois ou três dias durante 15 dias ou até que todas as sementes tivessem sido removidas, predadas ou germinadas. O experimento foi repetido a cada mês entre maio e agosto, sendo as sementes repostas. As sementes foram classificadas em (i) intactas - inteiras, sem danos; (ii) removidas – caso tenham desaparecido e (iii) predadas – caso a casca do pinhão se encontrasse sobre a tela. Neste caso, foi possível a identificação do grupo animal que a predou através da comparação das marcas deixadas na casca do pinhão com figuras de trabalhos anteriores (Müller e Macedo, 1980; Anjos, 1991; Kindel, 1996) ou com pinhões oferecidos a animais no zoológico, no caso de quatis (*Nasua nasua*).

2.6. Experimento de destino de sementes

As sementes removidas do experimento anterior não foram consideradas predadas, pois estas sementes são grandes e ao serem removidas, podem ser estocadas (Kindel, 1996; Solórzano-Filho, 2001) por roedores ou gralhas.

Para verificar o destino das sementes removidas foi desenvolvido um experimento em que foi colocado um sistema de carretel na semente (Figura 6). Este sistema consistiu em um arame que passa por um orifício feito através da semente. Neste arame foi aderida uma cápsula de plástico com três orifícios, dois para a passagem do arame e um para a passagem da linha, pintado com tinta acrílica spray preta para a uniformização da cor. A

tinta foi deixada secar por cinco dias para que o odor saísse. Dentro desta cápsula foi colocado um carretel com pelo menos 30 m de linha de poliéster para costura, cor clara, que saía por um dos orifícios e era amarrada na base de um arbusto. Quando a semente era removida, foi possível determinar seu destino seguindo o fio de linha. O sistema pesou $5,15 \pm 0,27$ g ($n=30$). Considerando um pinhão de peso médio (6g), o peso do sistema representa cerca de 86% do peso da semente.

Trinta pinhões com o sistema foram dispostos na área de Plantação de *Pinus*, 29 na Nativa I e 26 na Nativa II, distanciados 50 m entre si, juntamente com um controle (pinhão sem o sistema). Este experimento foi repetido entre os meses de junho e agosto, uma vez a cada mês, sendo colocado na mesma ocasião dos pinhões do experimento anterior e verificado a cada dois ou três dias, anotando-se a distância do ponto inicial, o estado da semente – predada ou intacta – e o local de deposição. Quando uma semente que fora removida se encontrava ainda intacta, era reconferida para verificar se havia sido predada ou reestocada. Quando possível, o animal que removeu o pinhão foi identificado através das marcas deixadas na semente. Pequenos roedores (famílias MURIDAE – CRICETINAE e ECHIMYIDAE, que possuem representantes na FLONA-SFP [Cademartori *et al.*, 2002]) foram colocados em um mesmo grupo, devido à impossibilidade de se diferenciar espécies.

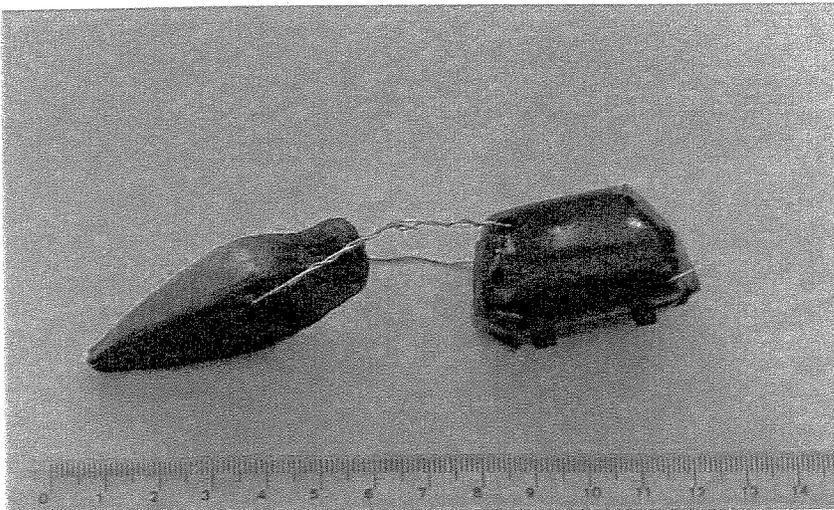


Figura 6: pinhão marcado com sistema de carretel.

2.7. Experimento de sobrevivência de sementes

Este experimento foi feito para verificar se vertebrados ou invertebrados são os principais responsáveis pela predação de sementes de araucária na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, bem como para averiguar a germinação e o estabelecimento de plântulas que sobrevivam à predação. O experimento foi realizado nas três áreas já descritas – Nativa I, Nativa II e Plantação de *Pinus* – e foi feito durante o ano de 2002, tendo início durante o pico de queda de sementes (maio).

O experimento teve dois tratamentos: controle e exclusão para vertebrados. O sistema de exclusão para vertebrados consistiu de uma “gaiola” confeccionada com uma tela de arame galvanizado de malha 6 (4 mm de abertura), circular, com 20 cm de altura e 50 cm de diâmetro (Figura 7). A gaiola foi fechada embaixo, para evitar que roedores escavassem e chegassem até às sementes, e tampada por cima com a mesma tela, evitando que animais escansoriais tivessem acesso às sementes. O controle consistiu de um pedaço da mesma tela de 50 x 50 cm sobre o qual as sementes foram dispostas. Os dois tratamentos foram fixos ao solo por três estacas de metal de 30 cm de comprimento e posicionados com pelo menos um metro de distância entre eles. Dezesseis pontos, cada um com um sistema de exclusão e um controle, foram dispostos em cada área com distância de pelo menos 50 m do mais próximo.

Vinte sementes de *A. angustifolia*, obtidas de comerciantes na cidade São Francisco de Paula, selecionadas e em perfeito estado (sem furos ou fungos), foram colocadas na primeira quinzena de maio de 2002 em cada tratamento.

As sementes eram vistoriadas a cada 15 dias durante quatro meses (até setembro de 2002) e foram classificadas nas seguintes categorias:

- intacta, quando se encontrava aparentemente sem sinal de manipulação e sem estar germinando;
- predada por vertebrado, quando a casca do pinhão se encontrava sobre a tela de arame;
- removida, quando a semente desaparecia;
- predada por invertebrado, quando era constatado um furo na semente;
- completamente atacada por fungos

- germinadas, quando a radícula era emitida.

As sementes germinadas também foram observadas quanto ao ataque por fungo na radícula, mas esta quantificação não entrou na classificação anterior, pois o fungo só se instalou após a germinação, em uma parte mais desprotegida da semente.

Insetos associados aos pinhões foram coletados para posterior identificação.

Após setembro de 2002, as sementes restantes foram novamente conferidas em janeiro de 2003, quando então foram contados o número de sementes restantes, o número de plântulas estabelecidas e a altura das plântulas.

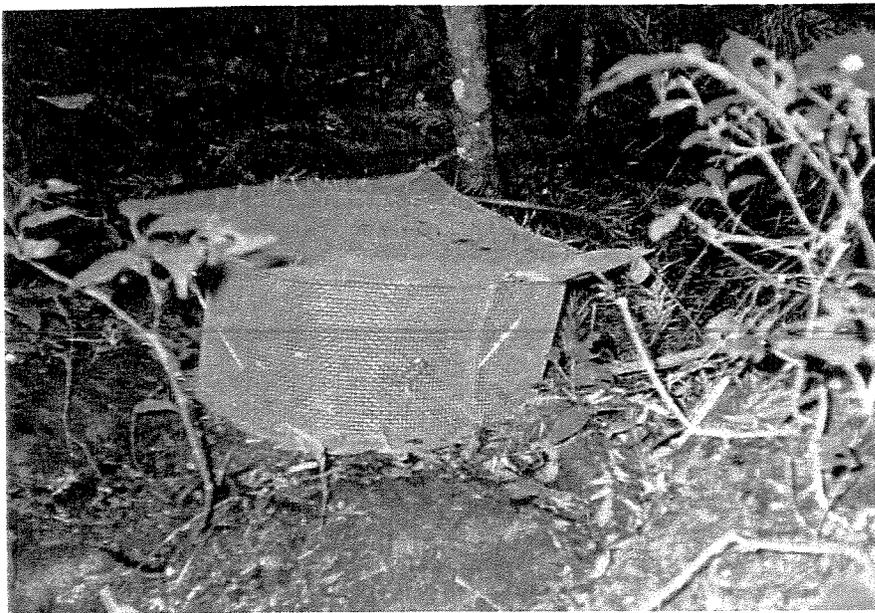


Figura 7. Sistema de exclusão de vertebrados utilizado no experimento de sobrevivência de sementes.

2.8. Análise dos dados

Procurou-se utilizar testes paramétricos, sendo empregadas transformações para normalizar os dados e diminuir a heterocedasticidade da variância. Quando isto não foi possível mesmo após as transformações, foram aplicados testes não-paramétricos. Foi utilizado o programa BioEstat 2.0 (Ayres *et al.*, 2000) para a execução dos testes. Todas as análises seguiram recomendações de Zar (1999). O nível de significância adotado dos testes foi de $\alpha = 0,05$. Como medida de variação, foi utilizado o erro padrão.

2.8.1. Estrutura populacional

Os dados de todas as sub-parcelas em cada uma das áreas foram agrupados. Os indivíduos foram divididos de duas formas: a primeira, em três categorias – Jovem I (altura <2 m); Jovem II (indivíduos maiores de 2 m de altura e com DAP <30 cm); e Adultos (indivíduos com altura superior a 2 m e DAP >30 cm). Foi utilizada esta separação porque em indivíduos com até 2 m de altura, somente a medida de altura foi feita; entre indivíduos com DAP menor e maior de 30 cm porque a partir desta medida a grande maioria já atingiu a maturidade (Solórzano-Filho, 2001).

A segunda, a fim de comparar os dados com outros estudos (Backes 2001; Solórzano-Filho, 2001), os indivíduos amostrados foram separados em classes de 10 cm de DAP. Já os da categoria Jovem I, em classes de 10 cm de altura, para averiguar a distribuição de tamanho destes separadamente. Para comparar as frequências de Jovens I, Jovens II e Adultos nas diferentes áreas, foi empregado teste de qui-quadrado, com correção de Bonferroni para ajuste do valor de p , quando eram feitas comparações com os mesmos dados mais de uma vez. A distribuição dos indivíduos em classes de DAP foi comparada entre as matas nativas através de um teste de Komolgorov-Smirnov para duas amostras. A altura das plântulas foi comparada entre as três áreas através de um teste de Kruskal-Wallis e os valores de DAP das matas nativas foram comparados através de um teste de Mann-Whitney.

2.8.2. Experimentos de remoção e predação de sementes

Para comparar os efeitos das duas variáveis, local e mês, foi aplicado o teste de Scheirer-Ray-Hare (Sokal e Rohlf, 1995). Este teste consiste em uma extensão do teste de Kruskal-Wallis, análogo à ANOVA de dois fatores para dados não paramétricos. Comparações *a posteriori* (Shirley, 1997) foram feitas, caso o resultado do teste fosse significativo foram empregadas correções de Bonferroni.

2.8.3. Experimento de destino de sementes

O sistema de marcação é um “corpo estranho” à semente, além de pesado (vide item 2.6). É perfeitamente possível que o predador rejeite a semente marcada. Para verificar se os predadores das sementes aceitavam o pinhão marcado foi testada a diferença no tempo de remoção entre a semente-controle e a marcada através de um teste pareado de Wilcoxon.

Para testar o tempo de remoção em relação aos meses, os dados de cada mês das três áreas foram agrupados e aplicou-se um teste de Kruskal-Wallis. Para comparar as áreas, os dados de todos os meses foram agrupados e procedeu-se também a um teste de Kruskal-Wallis. Não foi aplicado o teste de Scheirer-Ray-Hare porque as amostras não eram balanceadas.

A distância de remoção para cada mês foi comparada juntando-se os dados de todas as áreas e aplicando-se uma ANOVA de um fator. Para comparação das áreas, foram agrupados os dados dos meses e aplicado um teste de Kruskal-Wallis. Quando a semente não era encontrada, a distância era medida até onde se encontrasse a linha e esta foi considerada “não recuperada”. Somente entraram nesta análise os dados referentes às sementes removidas (recuperadas ou não), sendo retiradas as predadas no local (distância igual a zero). A distância também foi comparada em relação aos diferentes dispersores através de um teste de Kruskal-Wallis. Para cada dispersor também foram empreendidas comparações entre áreas e meses utilizando-se os testes de ANOVA ou Kruskal-Wallis da mesma forma, agrupando-se os meses e comparando-se as áreas e agrupando-se as áreas e comparando-se os meses.

Foi comparada, através de um teste qui-quadrado, a frequência de animais que removeram as sementes entre os meses e entre as áreas. A remoção secundária e o local de deposição das sementes foram tratados descritivamente para cada táxon animal.

As sementes em que o sistema de marcação falhou (trancou, fio enroscou) foram desconsideradas das análises, com exceção da análise de aceitação da semente marcada.

2.8.4. Experimento de sobrevivência de sementes

Foi aplicado um teste de Wilcoxon para comparar a proporção de sementes sobreviventes aos tratamentos em cada uma das áreas após os quatro meses de vistorias quinzenais. Para a comparação do estado das sementes após quatro meses entre os tratamentos e as áreas, os dados de todas as unidades foram agrupados e submetidos a testes qui-quadrado.

As seguintes medidas, tomadas após quatro meses de experimento - proporção de predação por insetos, proporção e tempo de germinação, e proporção de sementes germinadas com ataque de fungo na radícula - foram comparadas entre as áreas através de ANOVA de um fator ou Kruskal-Wallis, quando não foi possível normalizar ou diminuir a heterocedasticidade dos dados. O tempo de germinação seguiu recomendações de Scott *et al.* (1984). O mesmo procedimento foi adotado em relação às medidas tomadas após mais quatro meses (janeiro de 2003), ou seja, a altura média das plântulas estabelecidas e a proporção destas em relação ao número inicial de sementes.

Foi comparada, através de um teste qui-quadrado entre as áreas, a mortalidade (soma do número de sementes atacadas por insetos ou por fungos, tanto na semente quanto na radícula) das sementes até os quatro meses de experimento, a mortalidade entre os quatro e os oito meses (número inicial de sementes na estação subtraído das mortas nos quatro primeiros meses e das sobreviventes após oito meses) e o número de sementes sobreviventes após oito meses (plântulas somadas com sementes que germinaram, mas ainda não haviam se estabelecido como plântula).

Foram empregadas correlações lineares entre a proporção e a altura de plântulas para cada área.

3. Resultados

3.1. Estrutura populacional

Foram amostrados 126 indivíduos na floresta Nativa I, 270 na floresta Nativa II e 219 na Plantação de *Pinus* (Figura 8), num total de 0,62 ha em cada área. As áreas diferiram quanto à proporção de indivíduos por categorias de tamanho (Figura 8) ($\chi^2 = 246,51$; $p < 0,0001$). Mesmo eliminando-se a área de Plantação de *Pinus* da análise, a que mais se distingue, a diferença continuou alta ($\chi^2 = 50,84$; $p < 0,0001$). Entretanto, quando se eliminam os Jovens I da análise, comparando-se apenas as áreas nativas, não há diferença entre Jovens II e Adultos ($\chi^2 = 0,386$; $p > 0,017$ – com correção Bonferroni).

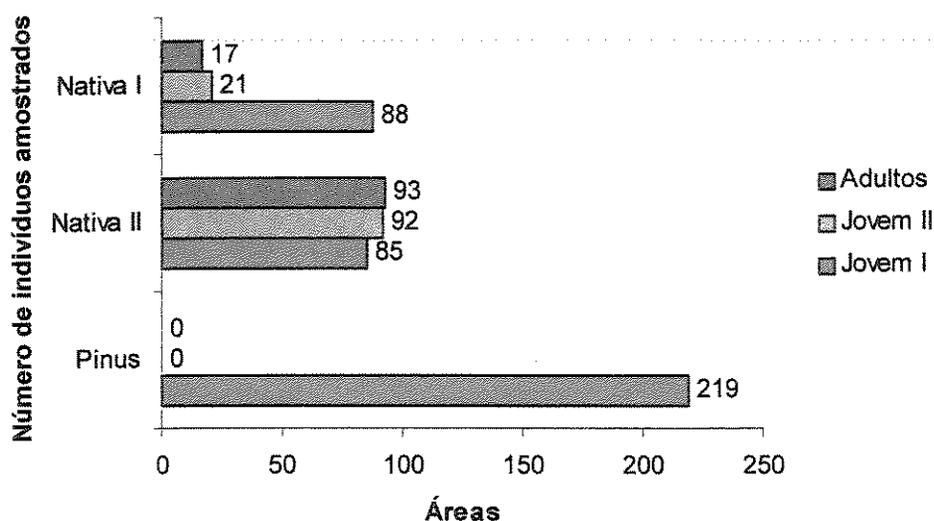


Figura 8: Número de Jovens I, Jovens II e Adultos de *A. angustifolia* amostrados em cada área de estudo.

A Plantação de *Pinus* apresentou apenas indivíduos da classe Jovem I (Figura 9). Comparando as florestas nativas, apesar da Nativa I ter metade do número total de indivíduos da Nativa II, o número de indivíduos Jovem I foi muito próximo. Na Nativa I, estes representam 69,8% do total e Jovem II 16,7%, enquanto que na Nativa II, Jovem I responde por 31,5% e Jovem II por 34,1%.



Figura 9. Plântula de *Araucaria angustifolia* na Plantação de *Pinus*.

A densidade total de indivíduos na Nativa I foi de $203,2 \pm 36,2$ ind./ha, $435,5 \pm 53$ ind./ha na Nativa II e $353,2 \pm 47,7$ ind./ha na Plantação de *Pinus*.

A distribuição dos indivíduos Jovem I entre categorias de altura também foi variável entre as áreas, sendo que a floresta Nativa I foi a única que apresentou indivíduos com mais de 70 cm. Na Plantação de *Pinus*, houve um crescente aumento nas três primeiras categorias, sofrendo depois uma queda brusca e na Mata Nativa II, 92% dos Jovens I possuíam no máximo 30 cm de altura (Figura 10). A área que apresentou os maiores Jovens I foi a Nativa I (mediana = 48 cm), seguida da Plantação de *Pinus* (mediana = 23 cm) e da Nativa II (mediana = 19 cm), sendo significativas as diferenças ($H = 133,5$; $p < 0,0001$) entre as três áreas.

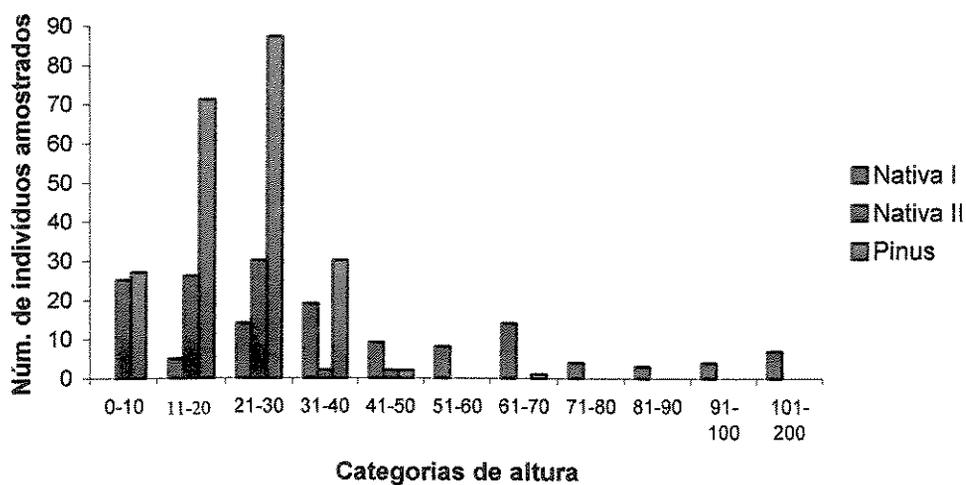


Figura 10. Indivíduos Jovem I de *Araucaria angustifolia*, divididos em categorias de 10 cm de altura, nas três áreas de estudo.

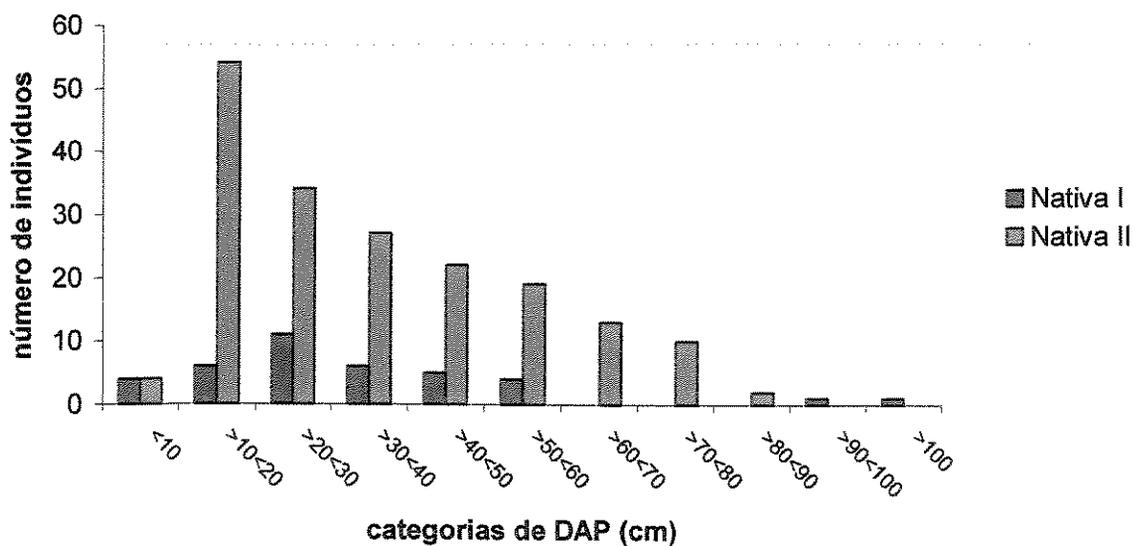


Figura 11. Número de indivíduos de *Araucaria angustifolia* com mais de dois metros de altura (Jovem II e Adulto), divididos em categorias de DAP (cm), na área Nativa I e Nativa II.

Na mata Nativa I o número de indivíduos nas primeiras seis classes se aproximou de uma curva normal, apresentando um pico na categoria de 20-30 cm, e é a única área que apresentou indivíduos com mais de 90 cm de DAP. Na mata Nativa II a distribuição nas classes de DAP mostrou um padrão próximo a um J invertido (exponencialmente decrescente) a partir da categoria de 10-20 cm (54 indivíduos). Entretanto, na categoria anterior (até 10 cm) foram amostrados apenas quatro indivíduos. A distribuição das categorias de DAP entre as duas matas nativas não diferiu (pelo teste de Komolgorov-Smirnov [$\chi^2=0,88$; $p>0,05$]) (Figura 11). Os DAP's das áreas nativas também não mostraram diferença significativa ($U= 0,868$; $p>0,05$).

3.2. Contagem de pinhões no solo

Maio foi o mês que apresentou o maior número de sementes no solo. Entre as áreas, a Plantação de *Pinus* não apresentou nenhuma semente em nenhum dos meses, a Nativa II teve a maior abundância em maio e a Nativa I apresentou sementes apenas neste mês (Figura 12).

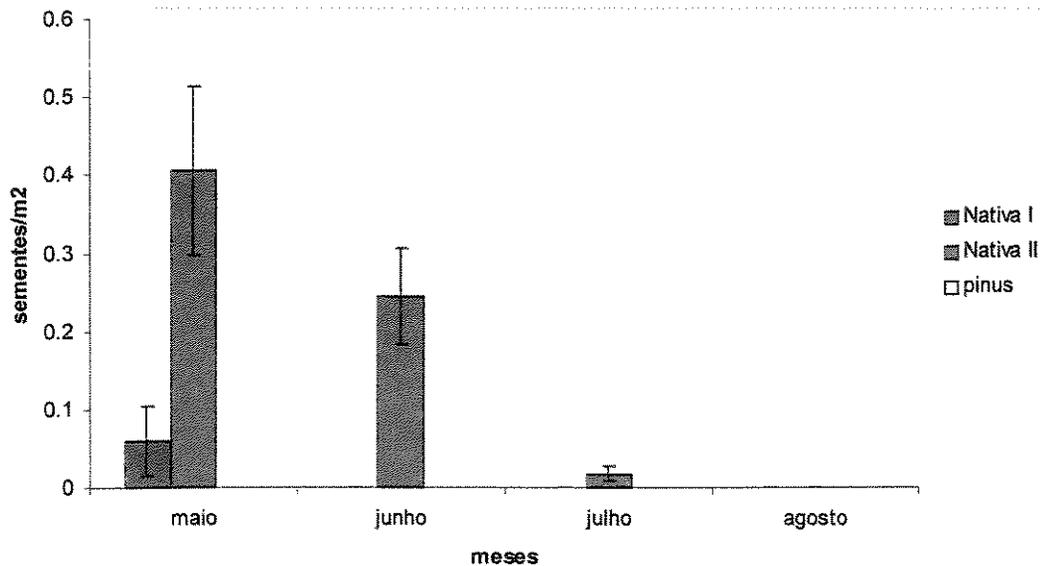


Figura 12. Média e erro padrão do número de sementes de *Araucaria angustifolia* por metro quadrado nas três áreas de estudo entre os meses de maio a agosto de 2002 ($n=168m^2$ em cada área/mês).

3.3. Experimento de remoção e predação de sementes

Nos quatro meses em que o experimento foi repetido, nas três áreas, após um mês todas as sementes haviam sido removidas dos pontos experimentais ou predadas no local, portanto, nenhuma semente dos experimentos teve chance de germinar no ponto inicial. Desta forma, a remoção e a predação local são medidas complementares e as análises foram feitas utilizando-se apenas o número de sementes removidas, pois usando os dados de predação, os resultados dos testes são idênticos. A frequência de remoção foi mais lenta na área de Plantação de *Pinus* do que nas demais, com exceção do mês de maio (Tabela 1).

Os animais que puderam ser identificados como predadores das sementes através das marcas nos pinhões foram a cutia (*Dasyprocta azarae*), que deixava marcas características de seus incisivos e o quati (*Nasua nasua*), que tem o costume de descascar o pinhão de uma forma bem peculiar (Figura 13).

Tabela 1. Tempo (dias) para a remoção e/ou predação total das sementes nos pontos experimentais entre os meses de maio e agosto de 2002, nas três áreas de estudo (n=320 sementes/área/mês).

	Maio	Junho	Julho	Agosto
Nativa I	12	2	2	2
Nativa II	15 a 30*	10	4	4
Pinus	15 a 30*	15 a 30*	6	9

* decorrente do intervalo entre as observações.



Figura 13. Pinhões predados por cutia (primeira linha), gralha-azul (segunda linha), quati (terceira linha) e pequeno roedor (quarta linha).

Na área da Plantação de *Pinus* não houve predação local detectável. Entretanto, em uma ocasião, presenciei um cavalo da FLONA-SFP nesta área se alimentando dos pinhões de um dos pontos experimentais, e vi que ele mastigou e engoliu as sementes inteiras, com casca, sem deixar vestígios. Apesar deste testemunho ocular de predação local, não considerei estas sementes predadas, pois não seria possível saber se outras sementes também foram predadas por cavalos. Nas outras duas áreas, no decorrer dos meses, houve uma tendência da remoção diminuir e a predação local aumentar (Figura 14).

Comparando-se todas as áreas e meses através do teste de Scheirer-Ray-Hare, o fator área apresentou diferença significativa ($H= 22,06$; $p<0,0001$), sendo que a Plantação de *Pinus* se diferiu da Nativa II ($p<0,0017$ – correção Bonferroni). Excluindo-se a área de Plantação de *Pinus* e procedendo-se o mesmo teste apenas com as áreas nativas, o fator mês apresentou uma diferença significativa ($H= 7,94$; $p<0,05$), sendo que os meses que diferiram entre si foram os de maio e agosto ($p<0,0083$ – correção Bonferroni).

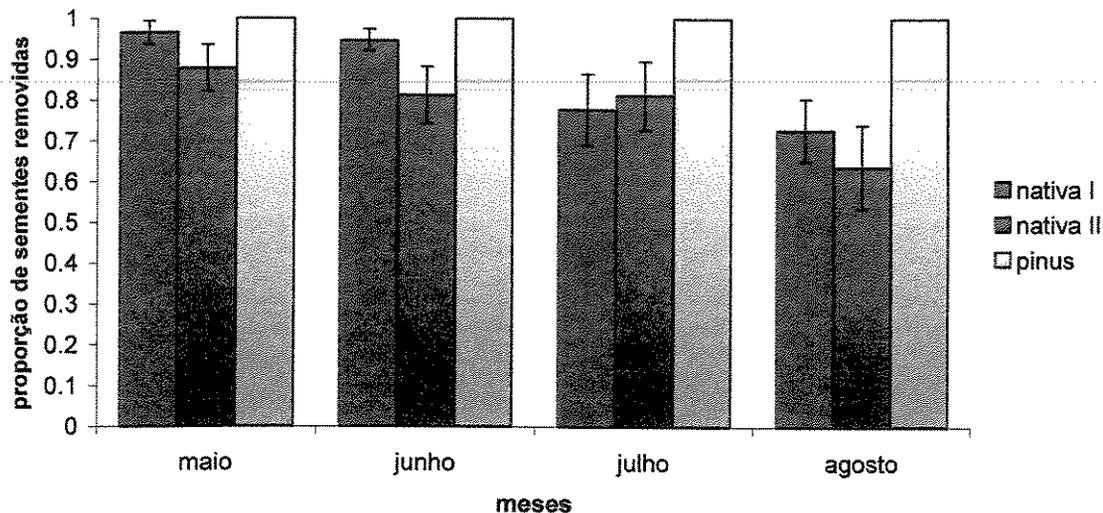


Figura 14. Média e erro padrão da proporção de sementes removidas nas áreas nativas entre os meses de maio e agosto de 2002.

3.4. Experimento de destino de sementes

No total, foram removidas 205 sementes e 13 se encontravam predadas no local. Das removidas, 180 estavam predadas, 19 estocadas e 6 não foram recuperadas (casos em que foi encontrado apenas o fio ou o sistema sem a semente).

O sistema de marcação foi eficiente, não apresentando falhas (fio enroscado) em 85,5% (n=255) dos casos. Não houve diferença quanto ao tempo em que o controle e a semente marcada levaram para serem removidos com exceção da área de Plantação de *Pinus* nos meses de junho (Z= -2,37; p<0,05) e de agosto (Z= -2.52; p<0,05) (Tabela 2). A Plantação de *Pinus* apresentou os maiores tempos médios para remoção das sementes marcadas (H=186,52; p<0,0001) (Tabela 2). Não houve diferença entre os meses para o tempo de remoção das sementes (H=5,67; p>0,05).

Quatro grupos animais foram identificados como removedores de pinhões no solo: pequenos roedores, a gralha-azul (*Cyanocorax caeruleus*), a cutia (*Dasyprocta azarae*) e o quati (*Nasua nasua*) (Tabela 3). Há diferenças significativas entre a frequência de predadores entre meses ($\chi^2=16,75$; p<0,01) e entre as áreas ($\chi^2=81,19$; p<0,0001). Só na Plantação de *Pinus* as gralhas desciam ao solo para pegar os pinhões (Figura 15A). Esta área também não apresentou vestígios de cutias nem de predadores locais (não havia restos de sementes sobre o solo). O número de pinhões removidos por gralha aumentou entre junho e agosto e o de pequenos roedores diminuiu na mesma área (Tabela 3).

A distância variou significativamente entre os meses (ANOVA de um fator com dados transformados em log 10; F=17,88; p<0,0001), aumentando de junho a agosto, sendo que o primeiro mês se diferencia dos demais (p<0,05 em relação a julho e p< 0,01 em relação a agosto pelo teste a posteriori de Newmann-Keuls) (Tabela 4A). Não houve diferença significativa quanto à distância entre as áreas (H= 0,63; p> 0,05) (Tabela 4B). Gralhas apresentaram a maior distância média de remoção (Tabela 3) que diferiram significativamente (ANOVA um fator com dados transformados em raiz quadrada; F= 17,88; p<0,0001) das distâncias de remoção das cutias e dos pequenos roedores (p<0,01 - teste a posteriori de Newmann-Keuls). Entretanto, a maior distância absoluta de remoção foi de 50 m na mata Nativa II no mês de julho, efetuada por cutia e a semente foi

encontrada estocada em área lodosa. Este foi um caso único em que o fio tinha arrebentado e por acaso foi encontrada a semente com parte do sistema ainda atado.

Tabela 2. Tempo médio (dias) e erro padrão para a remoção das sementes marcadas e controles nos meses de junho a agosto de 2002 nas três áreas estudadas. Entre parênteses, o número amostral.

	Junho		Julho		Agosto	
	Marcadas	Controles	Marcadas	Controles	Marcadas	Controles
Nativa I	2 ± 0 (29)	2 ± 0 (29)	2 ± 0 (26)	2 ± 0 (26)	2 ± 0 (28)	2 ± 0 (28)
Nativa II	3,5 ± 0,52 (25)	2,8 ± 0,37 (25)	2,1 ± 0,08 (29)	2,1 ± 0,08 (29)	2,3 ± 0,18 (26)	2,2 ± 0,18 (26)
Plantação de Pinus	7,3 ± 0,7 (28)	6,3 ± 0,64 (28)	3,8 ± 0,29 (30)	3,5 ± 0,21 (30)	8,4 ± 0,66 (28)	7,1 ± 0,56 (28)

Tabela 3. Distâncias médias de remoção e erro padrão e número de sementes removidas (entre parênteses) de *A. angustifolia* nas três áreas e meses de estudo para cada dispersor/predador. Os totais se referem ao número de sementes removidas.

Agente	Áreas	Junho	Julho	Agosto	TOTAL
Pequeno roedor	Nativa I	4,2 ± 0,66 (25)	5,17 ± 1,12 (11)	6,83 ± 1,84 (14)	50
	Nativa II	2,99 ± 0,6 (16)	5,34 ± 1,2 (19)	8,15 ± 1,91 (15)	50
	P. de Pinus	3,6 ± 1,12 (18)	2,8 ± 0,72 (10)	2,45 ± 0,75 (8)	36
Sub-total		59	40	37	47,02 ± 0,42 (136)
Cutia	Nativa I	17,25 (1)	2,96 ± 1,38 (9)	5,87 ± 3,45 (3)	13
	Nativa II	4,92 ± 1,12 (6)	7,92 ± 0,97 (4)	4,16 ± 0,14 (7)	17
Sub-total		7	13	10	6,5 ± 1,65 (30)
Quati	Nativa II	-	1 (1)	-	1
Sub-total			1		1
Gralha	P. de Pinus	1 e 15 (2)*	10,46 ± 1,49 (13)	11,58 ± 2,14 (16)	31
Sub-total		2	13	16	10,84 ± 1,26 (31)
TOTAL		68	67	63	198

* colocado os dois valores ao invés de média e erro padrão.

Tabela 4. Média da distância de remoção (metros) entre os meses (A) e as áreas (B). Entre parênteses, o número amostral.

A		
Junho	Julho	Agosto
4,2 ± 0,49 (69) ^a	5,56 ± 0,58 (73) ^b	7,43 ± 0,9 (63) ^b

B		
Nativa I	Nativa II	Plantação de <i>Pinus</i>
5,05 ± 0,6 (62) ^a	5,98 ± 0,88 (70) ^a	6,52 ± 0,77 (73) ^a

Letras iguais indicam que não há diferença significativa. Englobados casos em que o predador não foi identificado.

Das sementes removidas por pequenos roedores, 99,3% (n=134) estavam predadas. Apenas uma foi encontrada inteira em um buraco, mas dois dias depois estava predada no mesmo local. As sementes removidas por pequenos roedores geralmente eram encontradas em profundos buracos no solo com mais de 10 cm de profundidade, entre raízes, embaixo de troncos caídos, entre pedras (Figura 15A). A média da distância de remoção por roedores ficou em 4,7±0,42 m. A distância máxima foi de 26,7 metros, observada na mata Nativa II e a mínima foi de 0,1 m, em casos observados na Plantação de *Pinus*, em que a semente era encontrada predada dentro de um buraco localizado na base da árvore onde o experimento fora colocado. Os roedores pequenos diferiram quanto às distâncias de remoção entre as áreas (H=9,74; p<0,005), sendo menores (3,12 ± 0,6 m) na Plantação de *Pinus* do que nas florestas Nativa I e Nativa II (5,14±0,68 e 5,43±0,8 respectivamente). As distâncias para cada mês foram as seguintes: junho=3,68±0,47m; julho=4,66±0,68m e agosto=6,41±1,09m, sendo significativas as diferenças entre os meses de junho e agosto (ANOVA de um fator com dados transformados em raiz quadrada F= 3,59; p<0,05; Q= 3,77; p<0,01).

As sementes removidas por cutias se encontraram predadas sobre o solo (67,7%) ou estocadas (32,3%). As sementes estocadas foram enterradas próximo à superfície do solo, sempre apenas uma semente por cova. Das 10 sementes que foram estocadas, sete foram recuperadas e predadas, de duas não foi possível saber o destino e uma permaneceu estocada em área lodosa e depois de seis meses estava apodrecida. A distância média de remoção foi 6,50±1,65 m, variando entre 0,5 até 50 m. Não houve diferença entre os meses

($H= 1,45$; $p>0,05$) nem entre as áreas nativas (na Plantação de *Pinus* não havia vestígios de remoção por cutia) ($U=1,31$; $p> 0,05$).

Vestígios de remoção por aves somente apareceram na área da Plantação de *Pinus*. Pelas marcas deixadas nas sementes e por galhas freqüentemente se encontrarem nesta área (obs. pess.), foi concluído de que seriam galhas as removedoras de pinhões. Estas aves pegavam a semente no solo e a levavam para uma árvore (Figura 15B), onde a predavam ou a deixavam cair, ou ainda a semente ficava suspensa, sendo que algumas destas vezes sua recuperação não foi possível. Dos 11 pinhões que caíram inteiros no chão, oito não foram recuperados posteriormente, dois foram encontrados em buracos no solo e estavam predados por roedor pequeno e um foi predado por galha. A distância de remoção por galhas foi de $10,84\pm 1,26$ m. Comparando-se as distâncias de remoção entre os meses, o mês de junho foi deixado de fora porque apresentou apenas dois casos de remoção por galha. Os meses de julho e agosto não apresentaram diferença na distância de remoção ($U=0,7$; $p=0,95$).



A



B

Figura 15. Local de deposição das sementes de *A. angustifolia*. Observe as linhas. A) Linha presa ao pinhão e estendida por gralha-azul durante sua remoção. B) Exemplo de local de deposição da semente por roedor pequeno, entre pedras no solo.

3.5. Experimento de sobrevivência de sementes

Algumas sementes, apesar de terem sido selecionadas, apresentaram-se atacadas por insetos pré-dispersão. Estas sementes apresentavam um orifício por onde saía uma “serragem” e por vezes era encontrado junto uma lagarta. Este padrão de predação somente foi observado até a segunda verificação, ou seja, até os 30 dias após o início do experimento. A identificação até o nível de espécie não foi possível porque não foram obtidos indivíduos adultos, mas trata-se de larvas de inseto da ordem Lepidoptera, família TORTRICIDAE, a mesma família da “broca-do-pinhão”, *Cydia araucariae*, uma mariposa que ovipõe na pinha quando esta ainda se encontra aderida à planta-mãe (Mecke, 2002). Na mata Nativa I 58 sementes apresentaram esta larva, 60 na Nativa II e 9 na Plantação de *Pinus*, cuja diferença deve-se a diferentes lotes de pinhões. Estas sementes foram retiradas das análises e cada unidade amostral ficou com diferentes quantidades iniciais de pinhões, que variaram de 10 a 20. Na Plantação de *Pinus*, duas das 16 unidades foram perdidas por pisoteio dos cavalos.

Nos controles, a maioria das sementes foi removida e algumas foram predadas no local por vertebrados nas áreas nativas. A área de Plantação de *Pinus* não apresentou predação local de sementes, apenas remoção (Tabela 5). Houve diferenças entre o número de sementes removidas e predadas em cada área para os controles ($\chi^2 = 51,81$; $p < 0,0001$ comparando-se as três áreas $\chi^2 = 17$; $p < 0,0001$ entre as nativas), sendo que o número de

sementes removidas foi menor na floresta Nativa II, seguido de Nativa I e da Plantação de *Pinus*.

Apenas quatro sementes não germinadas foram atacadas por fungos no tratamento de exclusão na floresta Nativa II (Tabela 5).

Tabela 5. Número total e porcentagem (agrupados) de sementes intactas, germinadas, predadas por vertebrado, predadas por invertebrados, removidas e atacadas por fungo, no controle e no tratamento para exclusão de vertebrados, após quatro meses de experimento nas três áreas de estudo. Entre parênteses, média e erro padrão das unidades amostrais.

	Controle			Exclusão		
	Nativa I	Nativa II	Pinus	Nativa I	Nativa II	Pinus
Intactas	0	0	0	44 (16,7%) (2,75±0,79)	48 (18,5%) (3±0,52)	129 (47,0%) (9,21±0,79)
Germinadas	0	0	0	205 (78,2%) (12,8±0,69)	198 (76,2%) (12,5±0,66)	132 (48,7%) (9,43±0,94)
Predada Vertebrado	11 (3,4%) (0,69±0,57)	39 (12,2%) (2,44±1,14)	0	0	0	0
Removida	309 (96,6%) (19,31±0,59)	281 (87,8%) (17,56±1,14)	320 (100%) (20±0)	0	0	0
Predada Invertebrado	0	0	0	14 (5,3%) (0,88±0,22)	15 (5,8%) (0,94±0,28)	3 (1,1%) (0,21±0,15)
Fungo	0	0	0	0	4 (1,5%) (0,25±0,11)	0
TOTAL	320	320	320	263	265	264

A predação por invertebrados foi baixa (1,1 a 5,82%) (Tabela 5), mas foi significativamente menor na Plantação de *Pinus* ($\chi^2=8,01$; $p<0,05$). Foram encontrados coleópteros adultos das famílias SCARABEIDAE, CURCULIONIDAE, NITIDULIDAE e mais duas famílias não identificadas, além de algumas formas larvais e um gastrópode não

identificados. Todos estes invertebrados estavam se alimentando das sementes quando estas já estavam entumescidas e/ou germinando, o que facilitava o acesso ao endosperma.

A sobrevivência de sementes após quatro meses foi maior para o tratamento de exclusão de vertebrados do que para o controle. Em nenhuma das áreas restou alguma semente no controle (Tabela 6).

Tabela 6. Proporção média, erro padrão e valor de p do teste de Wilcoxon para o número de sementes sobreviventes nos controles e sistemas de exclusão em cada área de estudo após quatro meses de experimento.

	Controle	Exclusão	p
Nativa I	0	0,95±0,01	0,0004
Nativa II	0	0,92±0,02	0,0004
Pinus	0	0,99±0,01	0,001

Ao final de 120 dias de experimento a curva cumulativa de germinação ainda não havia estabilizado, apesar de ter sido alcançada uma alta proporção nas matas nativas (Figura 16). O número de sementes que germinaram em relação às intactas foi menor na Plantação de *Pinus* do que nas nativas ($\chi^2 = 78,77$; $p < 0,0001$), mas entre estas não foi encontrada diferença $\chi^2 = 0,277$; $p > 0,05$). Quanto à proporção média de sementes germinadas, calculada em relação ao número de sementes iniciais, o índice mais baixo foi verificado na Plantação de *Pinus* ($F = 16,53$; $p < 0,0001$). O tempo médio de germinação não diferiu entre as áreas ($F = 1,87$; $p > 0,05$; Tabela 7), mas como muitas sementes ainda não haviam germinado na Plantação de *Pinus* ao final do estudo, é possível que este fator seja maior nesta área.

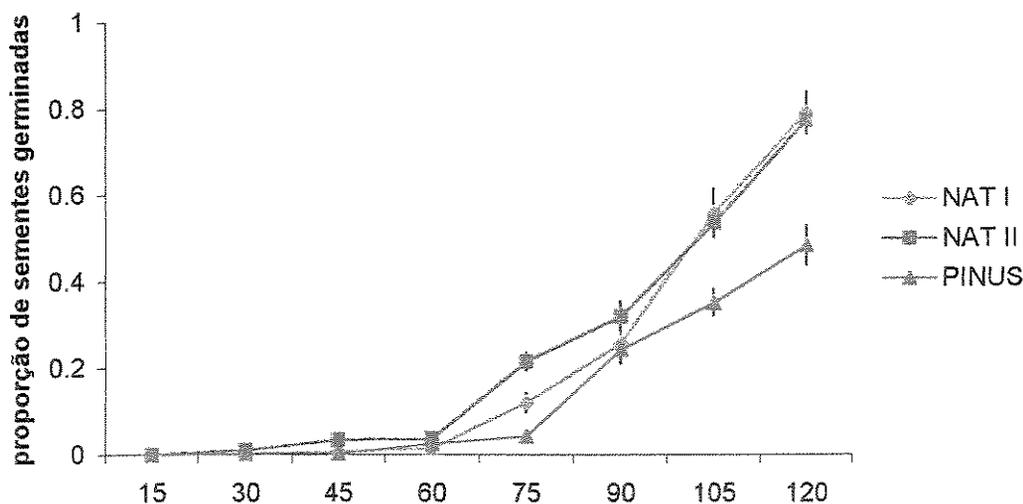


Figura 16. Curvas de germinação das sementes nos sistemas de exclusão para vertebrados em cada área de estudo. Cada ponto corresponde à média, com barras de erro padrão, da proporção de sementes germinadas sobre o número de sementes sadias (sem ataque de inseto ou fungo).

Tabela 7. Tempo médio (dias) de germinação e proporção média de sementes germinadas e erro padrão aos quatro meses de experimento. Letras iguais não diferem significativamente entre as áreas.

	Tempo médio (dias)	Proporção média
Nativa I	102 ± 1,51 (a)	0,79 ± 0,05 (a)
Nativa II	99 ± 1,23 (a)	0,77 ± 0,03 (a)
Pinus	98 ± 2,21 (a)	0,49 ± 0,05 (b)

Muitas sementes que germinaram apresentaram fungos na radícula, o que pode ter ocasionado sua morte. Ao final de quatro meses, a proporção de sementes com fungo na radícula foi de $0,16 \pm 0,05$ na mata Nativa I e $0,33 \pm 0,06$ na mata Nativa II. As sementes na Plantação de *Pinus* não apresentaram fungo na radícula, diferindo das demais pelo teste de Kruskal-Wallis ($H=22,68$; $p<0,0001$). Por este teste, a diferença entre nativas é quase significativa ($p=0,0513$).

Após oito meses de experimento (janeiro de 2003), a proporção de plântulas estabelecidas em relação ao número de sementes iniciais foi menor que 0,5 em cada área de estudo e mais baixa na Floresta Nativa II do que na Nativa I ($F=6,68$; $p<0,01$) (Tabela 8).

Tabela 8. Número total (unidades agrupadas) e proporção média (por unidade amostral) de plântulas estabelecidas após oito meses em cada área de estudo.

	Número total	Proporção
Nativa I	107	0,41±0,06
Nativa II	42	0,17±0,04
<i>Pinus</i>	80	0,29±0,05

Foi verificada uma maior mortalidade de sementes entre os quatro e os oito meses de experimento do que durante os primeiros quatro meses (Figura 17). Apesar de ter menos plântulas estabelecidas, a área de Plantação de *Pinus* apresentou maior sobrevivência de sementes após oito meses, muitas estavam germinadas, mas ainda não haviam se estabelecido como plântulas. Tanto as áreas quanto as categorias diferiram entre si ($\chi^2=178,66$; $p<0,0001$).

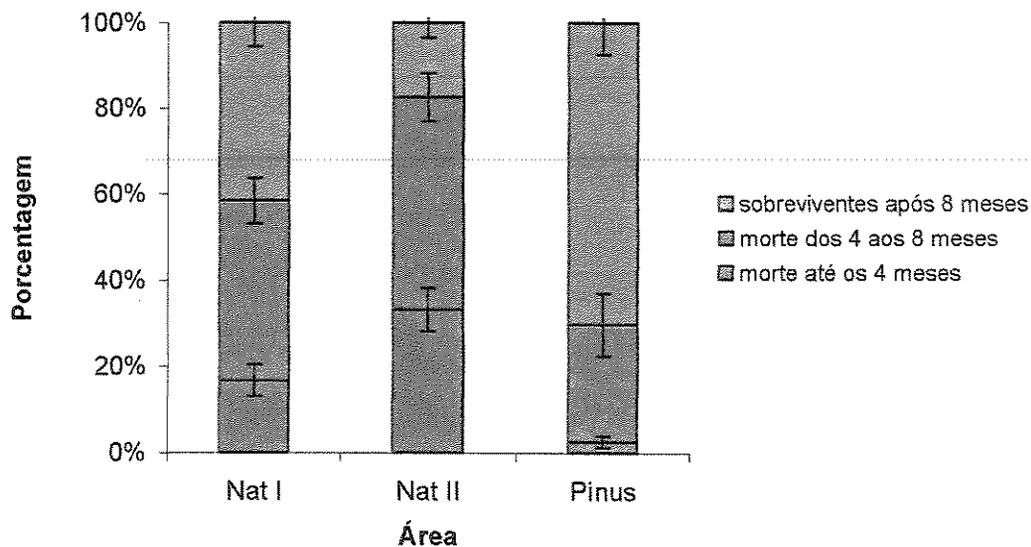


Figura 17. Porcentagem média de mortalidade de sementes de *Araucaria angustifolia*, isoladas de vertebrados, até os quatro meses de experimento, dos quatro aos oito meses, e sobreviventes (plântulas e sementes germinadas) após oito meses em cada área de estudo.

Oito meses após o início do experimento, as plântulas estabelecidas nas áreas Nativa I, Nativa II e Plantação de *Pinus* mediam, em média por unidade amostral (as unidades em que não estabeleceram-se plântulas foram retiradas desta análise), $6,69 \pm 0,89$, $8,32 \pm 1,17$ e $3,17 \pm 0,49$ cm, respectivamente (Figura 18). As plântulas da área de Plantação de *Pinus* tinham altura significativamente inferior às demais ($F= 8,93$; $p<0,001$).

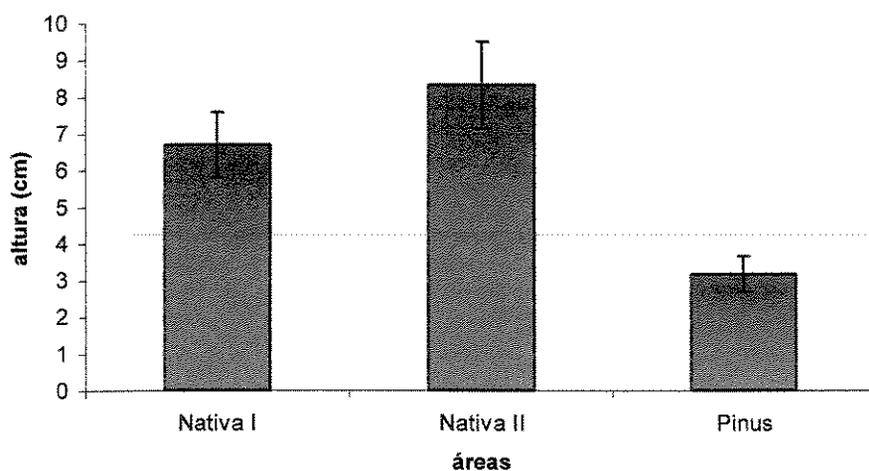
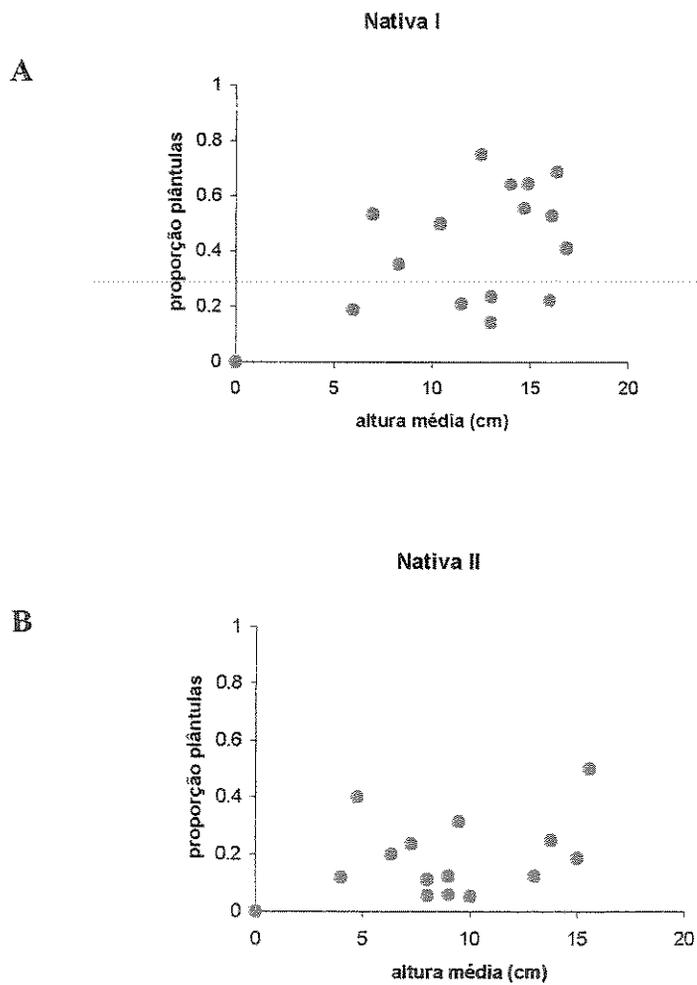


Figura 18. Altura média das plântulas estabelecidas, por unidade amostral, aos oito meses de experimento nas três áreas de estudo ($n=15$; 14 e 12, respectivamente para Nativa I, Nativa II e Plantação da *Pinus*).

A correlação linear (Figura 19) entre proporção de plântulas estabelecidas e altura de plântulas foi positiva para as três áreas (Nativa I: $r=0,52$; Nativa II: $r=0,48$; Plantação de *Pinus*: $r=0,63$), embora marginalmente significativa na floresta Nativa II ($p=0,06$). Observe os baixos valores de altura na Plantação de *Pinus*.



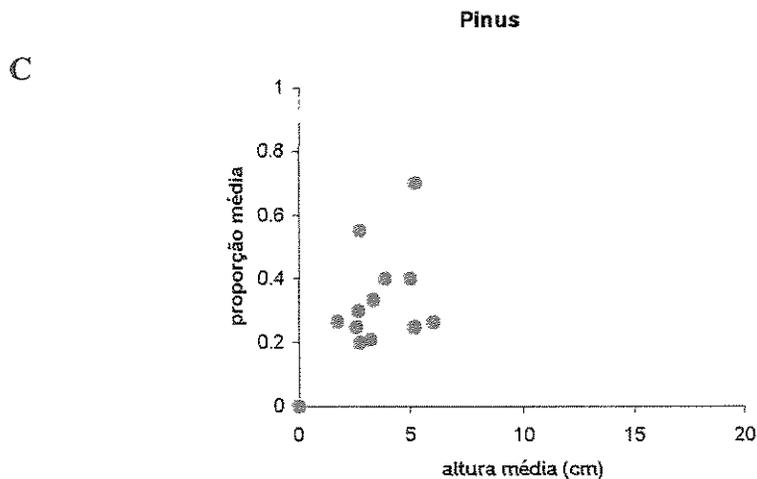


Figura 19. Diagramas de dispersão entre a altura média (cm) e a proporção de plântulas em cada área de estudo. A) Mata Nativa I; B) Mata Nativa II e C) Plantação de *Pinus*.

4. Discussão

4.1. Estrutura Populacional

A descrição da estrutura de uma população é um retrato que reflete apenas o momento em que os dados são coletados. A estrutura populacional pode variar entre épocas do ano, por exemplo, durante a germinação de sementes é maior a probabilidade de se encontrarem plântulas (Harper e White, 1974), que podem vir a morrer pouco tempo depois.

As duas florestas nativas estudadas e a Plantação de *Pinus* mostraram estruturas populacionais de *A. angustifolia* distintas. A interpretação de processos demográficos a partir da estrutura etária é complicada devido ao fato de que distribuições similares podem ser resultado de processos distintos (Silvertown, 1987).

A área Nativa II tem o dossel coberto pelas copas das araucárias, sendo a regeneração é muito pequena, com um número de plântulas e jovens baixo em relação ao número de adultos. Baixa regeneração desta espécie também foi encontrada por Silva *et al.* (1998) e Caldato *et al.* (1996). A presença de indivíduos Jovem I não era esperada, pois no estudo feito por Duarte (2001) em 1998 na mesma área, não foi encontrada nenhuma

plântula. Podemos então presumir que estas têm a idade de no máximo quatro anos. Todos os indivíduos Jovem I mediam menos de 50 cm, 95% delas menos que 30 cm, alguns visivelmente ainda atados à semente.

O crescimento das plântulas de *A. angustifolia* é muito variável e não há estudos em áreas nativas que o descrevam desde o estágio de semente. Em plantios para produção madeireira ou em casa de vegetação, plântulas com oitenta dias de vida apresentaram 20 cm (Einig *et al.* 1999). Em seis meses, plântulas atingiram entre 30 e 40 cm (Cândido, 1974); em nove, entre 26,9 e 36,6 cm (Inoue e Torres, 1980) e em um ano idade apresentaram alturas médias de 49 cm (Gurgel-Filho, 1980), 40 cm (Monteiro e Speltz, 1980) e 71 cm (Pires *et al.*, 1980). Considerando a altura das plântulas desta área, podemos dizer que é provável que grande parte destas são oriundas dos pinhões da safra do ano anterior, 2001.

Segundo dados da administração da FLONA-SFP, o ano de 2001 (FLONA - São Francisco de Paula, 2003) teve alta produção de sementes, a maior desde 1996 (Tabela 9). Estes dados são baseados na quantidade de pinhões retirada da FLONA-SFP por coletores para o comércio, não sendo uma medida exata, mas que dá uma idéia da produção de sementes a cada ano. Não há estudos em longo prazo acompanhando a produção de sementes. Há relatos de que a araucária alterna ciclos de alta produção com ciclos de baixa produção de sementes, cada ciclo durando de dois a três anos (Mattos, 1994). A araucária então pode ser considerada uma espécie que produz sementes em massa em certos anos, e esta alta produção pode ter como consequência a saciação dos predadores (Janzen, 1970). Desta forma, mais sementes escapariam à predação, tendo chance de germinar e chegar ao estágio de plântula. A produção de sementes em massa já foi relatada para outras araucariáceas da Nova Zelândia (Ogden, 1985 *apud* Enright, 1999), como *Agathis australiana* (Enright, 1999). Espécies arbóreas temperadas, com sementes grandes (“nuts”) e bastante predadas, apresentam este comportamento (Vander Wall, 2001b), bem como espécies tropicais (Forget *et al.*, 1999; Curran e Webb 2000; Curran e Leighton 2000; Theimer, 2001). Algumas delas somente recrutam em anos de abundância de sementes, como *Vouacapoua americana* (Forget, 1997).

Tabela 9. Volume de pinhões extraídos por coletores de pinhão na FLONA-SFP nos anos de 1996 a 2002.

Ano	Volume de pinhões extraídos da FLONA-SFP-SFP (kg)
1996	19.104
1997	2.044
1998	3.280
1999	4.592
2000	2.321
2001	5.702
2002	1.400

Fonte: FLONA-SFP – São Francisco de Paula, 2003.

A área Nativa II não apresentou as classes de indivíduos Jovem I mais altas (a partir de 51 cm) e apenas cinco indivíduos foram amostrados para a primeira classe de DAP. Nesta área, há pouca diferença de DAP entre os indivíduos, comparando-se com a outra área nativa. Embora neste estudo as categorias em que os indivíduos são separados sejam de tamanho e não de idade, podemos ter uma indicação da desta a partir do diâmetro da árvore. Entretanto, a relação entre DAP e idade do indivíduo em *A. angustifolia* é muito variável, sendo que indivíduos da mesma idade podem ter diâmetros bastante distintos (Backes, 2001). É possível que nesta área, em certo momento, tenha ocorrido um grande recrutamento em um curto espaço temporal, indicado pela pequena variação no DAP e pela altíssima densidade de indivíduos adultos ($435,5 \pm 53$) tendo diminuído a partir deste período por motivos relacionados ao aumento na densidade de adultos (competição, patógenos, etc.). Em áreas dominadas por uma só espécie, há uma tendência de, mesmo entre indivíduos da mesma coorte, haver dominância (maior diâmetro) de alguns sobre os demais, principalmente em altas densidades (Harper e White, 1974). Esta é uma hipótese que poderia explicar a distribuição das categorias de DAP na floresta Nativa II.

A floresta Nativa I apresenta as classes de tamanho de araucária melhor distribuída, tanto em relação às classes de altura das plântulas como nas categorias de DAP. Nesta área não foram observadas plântulas com menos de 10 cm de altura, sendo que a média foi a mais alta entre as áreas, 54,88 cm. Nesta área não parece ter ocorrido saciação do predador no ano anterior como na Nativa I, pois as plântulas encontradas eram maiores e muitas se encontravam já lignificadas (obs. pess.), o que indica que elas sejam muito mais velhas do que se levarmos em consideração apenas a altura. Esta é uma estratégia comum a muitas

espécies arbóreas, a formação de banco de plântulas (p. ex. Forget, 1994; 1997). O baixo número de plântulas pequenas e a menor densidade de adultas pode indicar que nesta área a pressão de predação tenha sido alta no ano anterior.

Quanto aos indivíduos maiores que 2 m de altura, um pouco mais que a metade possui menos de 30 cm de DAP na Nativa I. O fato de também apresentar plântulas mais altas evidencia que esta população está se regenerando mais que a outra, apesar de ter menos indivíduos reprodutivos.

A área de Plantação de *Pinus*, como era de se esperar, apresentou apenas indivíduos Jovem I, todos eles com menos de 70 cm de altura. A invasão de plântulas de araucárias sobre plantações de *Pinus* pode ser explicada pela proximidade de áreas que atuam como fonte de sementes, no caso, as áreas de mata nativa adjacentes à esta plantação. Além da araucária, quase não foram observadas plântulas de outras espécies florestais, como foi reportado por Duarte (2001), que trabalhou em uma área de plantação de *Pinus* também na FLONA-SFP, só que com 40 anos de idade (a do presente estudo tem 10). Segundo Backes (2001), este pode ser o desenvolvimento de uma nova fitocenose em formação no Estado do Rio Grande do Sul, plantações de *Pinus* com *Araucaria angustifolia*.

As sementes que deram origem às plântulas de *A. angustifolia* provavelmente foram dispersas pela gralha-azul (*Cyanocorax caeruleus*). Galhas freqüentemente eram observadas nesta área (obs. pess.) e são conhecidas dispersoras do pinhão (Kindel, 1996; Solórzano-Filho, 2001), podendo perdê-lo durante o vôo ou enterrá-lo. O último comportamento, apesar de folclórico, é pouco reportado para esta espécie (Anjos, 1991), embora Kindel (1996) tenha realizado algumas observações. Segundo Vander Wall (2001b e ref. cit.), em estudos realizados na zona temperada do hemisfério norte, animais costumam estocar sementes transportando-as para locais de sucessão inicial, como áreas perturbadas e florestas de pinheiros.

4.2. Predação, remoção de sementes por vertebrados e destino de sementes removidas

A predação/remoção de sementes ocorreu em 100% das unidades amostrais de ambos experimentos, sendo também bastante rápida. Este fato discorda com os encontrados por Solórzano-Filho (2001), que monitorou bancos de sementes de *A. angustifolia* em

Campos do Jordão – SP no ano de 1997. Em suas observações, algumas sementes monitoradas foram encontradas germinando, fato que nos experimentos do presente estudo não foi observado. Kindel (1996), em um experimento em que eram monitorados montes de 100 pinhões durante uma estação de queda, observou que mesmo após dois meses do início ainda restavam sementes intactas nas estações. Entretanto, índices de remoção/predação totais de sementes não são raros (Hulme, 1998a e ref. cit.).

Como o pinhão é um recurso bastante utilizado por muitas espécies de mamíferos, principalmente roedores (Müller, 1986; Kindel, 1996; Bordignon e Monteiro-Filho, 2000; Solórzano-Filho, 2001), estas altas taxas de remoção e predação podem ser explicadas pela pequena produção de pinhões registrada para o ano de 2002 em relação a outros anos. De acordo com a administração da FLONA-SFP, 2002 foi o ano em que a quantidade de pinhões extraídos desta Unidade de Conservação foi a menor dos últimos sete (Tabela 9). Apesar de não existirem ainda estudos em longo prazo sobre fenologia ou produção de sementes de araucária, é relatado que esta sofre oscilações (Mattos, 1977). Theimer (2001) comparou a remoção e predação de sementes de *Beilschmiedia bancroftii*, na Austrália, em dois anos, um com alta produção de sementes e outro com baixa. A velocidade de remoção foi muito maior no ano de sementes escassas. Nilsson e Wästljung (1987) também reportam predação de sementes mais rápida por vertebrados em anos com baixa produtividade de sementes em *Fagus sylvatica*.

Algumas diferenças se apresentaram no decorrer dos meses, como a queda da abundância de sementes no solo, a diminuição da taxa de remoção x predação em uma das áreas, o aumento da distância de remoção e a frequência de animais que removeram as sementes.

A mais alta abundância de sementes no solo foi registrada em maio, conforme o esperado (Solórzano-Filho, 2001). Como também era esperado, a área Nativa II apresentou a maior quantidade de sementes entre as três áreas. Infelizmente é difícil fazer uma estimativa da quantidade total de pinhões em cada uma das áreas devido à alta variação, ainda mais evidenciada em um ano de escassez. Sementes constituem um recurso agregado (Janzen, 1971), e as da araucária são dispersas primariamente pela gravidade. Por serem

pesadas e pelo fato de estarem inseridas na pinha, mesmo sob a copa de uma fêmea em época de chuva de sementes estas podem apresentar um padrão agregado (obs. pess.).

A diminuição da remoção de sementes e conseqüente aumento na taxa de predação local foi observado no decorrer dos meses, conforme diminuía a disponibilidade de pinhões no solo, na mata Nativa I. A Nativa II mostrou apenas uma tendência neste sentido. Para araucária foi encontrado um padrão semelhante por Solórzano-Filho (2001). No Panamá também é registrado um aumento na proporção de sementes predadas em relação às removidas no decorrer da estação de frutificação (Forget, 1992; Forget *et al.*, 1994; Forget *et al.*, 1999), sendo as maiores taxas de remoção - que podem ser uma medida da proporção de sementes estocadas - verificadas logo após o pico de frutificação, segundo o modelo de Forget *et al.*, (2001). Se a proporção de visitas às estações experimentais, tanto de roedores pequenos como de cutias, se mantiveram constantes nos quatro meses de experimento, e se roedores pequenos sempre removem as sementes, cutias então seriam as responsáveis pela diferença no índice de remoção entre os meses. Infelizmente, os dados não permitem que se admita este fato com precisão, pois teria que ter sido feito um acompanhamento mais freqüente da oferta de sementes e do destino dos pinhões removidos, embora seja um indicativo de que o modelo de Forget *et al.* (2001) possa ser aplicado para *A. angustifolia* na FLONA-SFP.

Entre os meses também foi verificada uma diferença quanto à distância de remoção, sendo que agosto diferiu de junho. Isto pode ser explicado pelo aumento na proporção de remoção por galhas em *Pinus*, que aumentou entre os meses de junho e agosto, bem como no aumento da distância de remoção por roedores pequenos, o que será discutido na próxima seção.

Entre as áreas, as maiores diferenças foram observadas em relação à plantação de *Pinus*. Não foram observadas sementes no solo porque não existem araucárias adultas na área. Apesar de nenhuma semente ter sobrevivido ao final dos experimentos de remoção/predação e de destino de sementes nesta área, a remoção foi mais lenta que nas áreas nativas, indicando que o impacto da predação possa ser menor, aumentando as chances das sementes que chegam a esta área, através da dispersão, se estabelecerem. Além disso, as sementes que chegam à área de plantação de *Pinus* não sofrem o efeito da

densidade de sementes, diminuindo a chance de cada uma ser predada (Janzen, 1970; 1971). É conhecido também que roedores preferem locais com vegetação mais densa (Bowers e Dooley, 1993; Price e Jenkins, 1986; Hulme, 1998a), portanto, é de se esperar que nesta área a densidade de roedores pequenos seja menor, diminuindo o impacto da predação. Também foram observadas diferenças quanto à fauna de predadores de sementes (veja abaixo), como a ausência de dois importantes agentes, a cutia e o quati.

4.3. Predadores dos pinhões

Entre os predadores de pinhões, o grupo mais freqüente foi o dos roedores pequenos. Como mostram os resultados do destino de sementes, a maior parte dos pinhões removidos foi encontrada predada em tocas destes animais. A bibliografia em relação à predação de sementes por roedores pequenos é vasta (Price e Jenkins, 1986; Hulme 1998a; 2001 e ref. ind.). Contudo, nos experimentos de destino de sementes nenhum pinhão apresentando padrão de mordedura por pequeno roedor foi encontrado predado no local. Este fato difere dos resultados obtidos por Kindel (1996) e Solórzano-Filho (2001), que encontraram pinhões predados nas suas estações experimentais. No presente estudo, eles certamente são responsáveis por parte da remoção de sementes das estações experimentais.

A distância média de remoção por roedores pequenos mostra um aumento de junho a agosto. Isto pode se devido à diminuição da abundância de sementes (recurso) no decorrer dos meses. O ambiente se tornou menos produtivo e os roedores teriam que utilizar uma área maior para forrageamento (Bergallo, 1990).

Apesar dos roedores pequenos sempre removerem as sementes a distâncias de até 26 metros neste estudo, eles não podem ser considerados dispersores porque todas as sementes estavam predadas. Mesmo que alguma semente estocada em suas tocas não seja predada, este não é um local muito apropriado para o estabelecimento de uma plântula (Vander Wall, 2001b), pois estas tocas podem ser muito profundas impedindo o acesso à luz, além de fatores de mortalidade dependentes da densidade. Roedores pequenos geralmente são “larderhoarders” (Price e Jenkins, 1986; Hulme, 1998a), ou seja, estocam as sementes em grandes buracos no solo, em muitos casos na sua própria toca, diminuindo a chance de cada

semente escapar à predação pela não recuperação por parte do predador. Entretanto, Solórzano-Filho (2001) observou que algumas vezes os roedores perdiam a semente, deixando-a intacta sobre o solo. Levando-se em consideração a alta produtividade e o longo ciclo de vida desta espécie, aquele autor considera os roedores pequenos um importante grupo dispersor das sementes de *A. angustifolia*.

As cutias também se mostraram grandes responsáveis pela predação de sementes no solo. Ao contrário dos pequenos roedores, muitas vezes elas predavam os pinhões no local onde foram colocados, em vez de levá-los para sítios mais abrigados. Algumas vezes, as sementes removidas por cutias foram encontradas enterradas a poucos centímetros de profundidade e sempre apenas uma semente por cova. As cutias são conhecidas consumidoras das sementes de araucária (Müller, 1986; Kindel, 1996). Os poucos casos de estocagem podem ser explicados pela baixa abundância de sementes (Forget *et al.*, 2001). Apenas uma semente estocada por cutia não foi recuperada, mas havia sido enterrada na lama e seis meses depois estava apodrecida. Entretanto, outras sementes poderiam escapar à predação sendo enterradas em locais mais adequados. Roedores da família DASYPROCTIDAE (gêneros *Dasyprocta* e *Myoprocta*) são conhecidos dispersores de sementes através da sinzoocoria, ou seja, do estoque para consumo posterior. A maior distância de remoção foi por cutia (50 m), embora tenha ocorrido em apenas uma ocasião. Forget (1993) reportou estocagem de sementes por *Dasyprocta punctata* a mais de 100 m da fonte. Os benefícios deste tipo de dispersão são a dispersão em si e o enterramento. Este último traz vantagens como a redução na probabilidade de predação, a viabilidade mais longa e um bom enraizamento (Vander Wall, 2001b).

Os quatis (*Nasua nasua*) ainda não haviam sido citados como predadores das sementes de *A. angustifolia* (Müller e Macedo, 1980; Kindel, 1996; Solórzano-Filho, 2001), embora seu hábito de alimentar-se de pinhões seja popularmente conhecido. Esta é uma espécie onívora (Cimardi, 1996) e freqüentemente avistada na FLONA-SFP nas áreas nativas, em bandos que variavam entre cerca de oito e 20 indivíduos (obs. pess.). A predação de sementes por animais de ordem Carnívora não é documentada, mas a frugivoria é conhecida em procionídeos (Carrillo *et al.*, 2001) e em canídeos (dos Santos e Hartz, 1999; Motta-Junior e Martins, 2001).

As gralhas-azuis (*Cyanocorax caeruleus*), apesar de serem vistas freqüentemente nos três sítios de estudo, somente na área de *Pinus* removeram sementes do solo. As gralhas, tanto a azul quanto a picaça (*C. chrysops*), que não ocorre na FLONA-SFP, não têm o costume de descer ao solo para se alimentar de pinhões, elas o fazem diretamente na árvore, e quando o perdem, não descem ao solo para recuperá-lo (Anjos, 1991; Kindel, 1996; Solórzano-Filho, 2001). Entretanto, Kindel (1996) observou em algumas ocasiões gralhas descendo ao solo aparentemente para estocar os pinhões para consumo posterior. O comportamento de estocar alimento no solo é bem documentado para corvídeos do hemisfério norte (Vander Wall, 1990). O fato das gralhas na Plantação de *Pinus* descerem ao solo para pegar os pinhões é um comportamento não documentado, embora conhecido dos funcionários da FLONA-SFP (A. Soligo, com. pess.), que afirmam ainda que, ao coletarem os pinhões nas matas nativas próximas, os estocam na base das árvores de *Pinus*. Pessoalmente, vi gralhas no solo em uma ocasião. Entre os predadores de pinhão, esta espécie de gralha os transportou às maiores distâncias. É reportado que gralhas deslocam o pinhão a distâncias de 80 m, 70 m e 120 m (Anjos, 1991; Kindel, 1996 e Solórzano-Filho, 2001, respectivamente).

4.4. Sobrevivência de sementes

O experimento de sobrevivência indicou que os vertebrados foram os maiores responsáveis pela morte das sementes. Da mesma forma que no experimento de remoção e predação, a área de *Pinus* apresentou apenas remoção nas estações controle. Esta diferença pode ser explicada pela possível ausência de predadores que deixam os restos das cascas do pinhão sobre o solo (cutia e quati). Já a diferença entre as áreas nativas pode ser devida à densidade, a fatores não avaliados ou ao acaso.

A literatura reporta apenas um invertebrado predador pós-dispersão de pinhões que ovipõe na semente, o curculionídeo *Spermologus rufus* Boheman (Barreto, 1997), na região de Viçosa, MG. Contudo, não há relatos para a região Sul desta espécie (Barreto, 1997). Os invertebrados encontrados nas sementes podem ser generalistas de solo (E. Corseuil, com. pess.), que encontraram a oportunidade de se alimentar do endosperma da semente quando

esta estava entumescida e com essa parte exposta. A menor abundância de invertebrados de solo (Hartz, com pess.) na área de *Pinus* pode explicar a menor proporção de sementes atacadas por estes animais nesta área.

Segundo Hulme (1998a) as evidências sugerem que, em média, os índices de predação de sementes por vertebrados sejam duas vezes maiores que os de invertebrados. Além disso, sementes grandes geralmente são preferidas por roedores (Price e Jenkins, 1986) e sementes pequenas são mais removidas por formigas (Hulme, 1998a). A predação por invertebrados pode ter sido subestimada porque foi quantificada até setembro, mês em que a temperatura começa a aumentar, concomitantemente à abundância destes animais, que são menos ativos em estações mais frias. Como a mortalidade foi maior entre setembro e janeiro, parte desta poderia ser atribuída a invertebrados, que estariam mais ativos e/ou mais abundantes durante a primavera e o verão. Ataques de insetos em pinhões no solo não foram reportados em outros estudos (Müller, 1986; Kindel, 1996; Solórzano-Filho, 2001), contudo, este é o primeiro a acompanhar sementes de *A. angustifolia* isoladas da ação de predadores vertebrados em campo.

Uma alta proporção de sementes germinou até os quatro meses de experimento nas áreas de mata nativa, entretanto, a germinação pode estar “censored” (Scott *et al.*, 1984) na plantação de *Pinus*, ou seja, pode haver a presença de sementes viáveis que ainda não germinaram ao fim destas observações. A menor proporção de sementes germinadas nesta área pode ser devida à menor retenção de água na superfície do solo na Plantação de *Pinus*. Plantações de *Pinus* apresentam uma grossa camada de acículas que permanece sobre o solo por longos períodos, por onde a água da chuva percola mais rapidamente (obs. pess.). Estando a semente com menor disponibilidade de umidade, maior será o tempo para a embebição e protrusão da radícula (Raven *et al.*, 1996). Na Plantação de *Pinus*, a germinação foi retardada, e após oito meses estabeleceram-se menos plântulas (do que era esperado pelo número de sobreviventes) e o crescimento foi menor. Entretanto, esta diferença também pode ser devido as sementes nesta área pertencerem a diferente lote das outras.

O tempo médio de germinação foi alto comparado com o estudo de Ferreira e Handro (1979), que observaram 60 dias para sementes em temperaturas de seis graus e 25

dias para 12 graus. Como o presente estudo foi realizado em campo, apesar de ser em uma região extremamente úmida, é possível que a disponibilidade de água tenha sido menor do que no estudo citado, que foi feito em condições de laboratório.

Quanto aos fungos, o ataque sobre sementes intactas foi muito baixo e ocorreu apenas na mata Nativa II. Também foi pequena a proporção de sementes germinadas que apresentaram fungo na radícula até os quatro meses de experimento, sendo nula na Plantação de *Pinus*, mas com uma forte tendência de ser maior na mata Nativa II. Este também pode ser um fator de alta mortalidade entre os quatro e oito meses de experimento. As diferenças observadas quanto a este fator entre as matas nativas podem ser devidas ao acaso, mas também à maior abundância de indivíduos adultos na mata Nativa II. Se presumirmos que o fungo que ataca as radículas seja especialista de *A. angustifolia*, é de se esperar que mais plântulas sejam mortas por este patógeno, pois as distâncias entre as árvores adultas é menor e no presente caso, o dossel é formado por indivíduos de *A. angustifolia*. A maior mortalidade de sementes na mata Nativa II poderia ser explicada pela tendência de maior infecção por fungos em suas radículas. Áreas com espécies vegetais monodominantes oferecem condições ideais para a disseminação de patógenos especialistas (Harper, 1977). A mortalidade por patógenos, apesar de ser menos estudada que a predação de sementes por animais macroscópicos, é documentada como fonte de mortalidade de plântulas (Augspurger, 1984; Forget, 1994; Packer e Clay, 2000). Patógenos atuam da mesma forma que predadores de sementes e herbívoros no modelo de Janzen-Connell (Harper, 1977).

O padrão de sobrevivência de indivíduos até o final do experimento foi condizente com a proporção de plântulas inicialmente em cada área. Nas três, a maior mortalidade foi verificada entre os quatro e os oito meses de experimento. Isto pode ser decorrente da maior abundância de invertebrados que possam se alimentar dos pinhões entre a primavera e o verão, bem como da suscetibilidade ao ataque de patógenos, que foi maior na radícula do que nas sementes.

Na área da Plantação de *Pinus*, a proporção de sementes estabelecidas não refletiu a sobrevivência, pois algumas sementes ainda não haviam se estabelecido, apenas germinado. Ferreira e Handro (1979) relatam que pinhões estocados por mais de 330 dias são capazes

de germinar, mas não estabelecem plântula. Pode ser feito um paralelo com as sementes que germinaram na Plantação de *Pinus* e ainda não haviam estabelecido, como a proporção de sementes germinadas aos quatro meses foi menor, elas permaneceram como que “estocadas”, em um ambiente menos propício à germinação (menos retenção de umidade, no caso) e esta pode ser uma razão para o menor estabelecimento. Para verificar esta hipótese, teriam que ter sido feitas vistorias posteriores para ver o que realmente se estabeleceu. O maior estabelecimento de plântulas foi verificado na mata Nativa I, justamente a que apresentou maior número de plântulas na estrutura populacional. Esta área também, entre as nativas, é a que apresentou menor densidade de adultos. A menor sobrevivência na floresta Nativa II pode ser atribuída, pelo menos em parte, a patógenos. Esta foi a única área em que fungos atacaram as sementes e apresentou uma forte tendência de ter mais fungos na radícula.

Houve uma correlação positiva entre a proporção de plântulas estabelecidas e a altura média destas plântulas em todas as áreas, embora na Nativa II esta tenha sido marginal. Esta correlação pode indicar fatores comuns regulando as duas variáveis.

4.5 Considerações finais

Os dados do presente estudo indicam que o recrutamento de novas plântulas de araucária será muito baixo para o ano de 2002, porque poucas sementes podem ter escapado dos predadores vertebrados. Theimer (2001) relatou quatro cenários possíveis para o recrutamento de espécies com altos índices de remoção, que são aqui aplicados à *A. angustifolia* na FLONA-SFP:

- 1) saciação do predador em anos de alta produção de sementes em nível populacional – provavelmente ocorre (vide discussão sobre estrutura populacional);
- 2) sementes em anos de pouca produção escapam do predador por serem um recurso raro - considerando que o ano de estudo foi de baixa produção, bem como a rapidez de remoção e depleção das sementes nas estações experimentais, não acredito que isto ocorra;

3) sementes escapam em anos de baixa abundância de roedores - experimentos comparando anos de baixa abundância de roedores deveriam ser feitos para testar esta hipótese; entretanto, roedores não são os únicos predadores dos pinhões no solo. Na FLONA-SFP, outros predadores importantes são os quatis e os humanos;

4) germinação de sementes estocadas - é possível que alguma semente tenha escapado à predação desta forma. Uma semente estocada por cutia não foi recuperada pelo animal e seis meses depois estava apodrecida, pois tinha sido enterrada em local de baixa drenagem.

A predação de sementes, pelo que o estudo demonstrou, exerce um papel muito importante, pois diminui drasticamente a quantidade de sementes disponíveis à regeneração. Isto pode ser bem evidenciado na Plantação de *Pinus*, pois esta área apresentou maior número de indivíduos jovens na estrutura populacional (apesar de não ter nenhum indivíduo adulto de *A. angustifolia*), o tempo de remoção foi maior que nas áreas nativas e não apresentou vestígios de importantes predadores presentes nas áreas nativas, a cutia e o quati. Outro fator, que mostra a importância da predação de sementes para esta espécie, foi a presença de plântulas, na mata Nativa II, oriundas de sementes do ano anterior (2001), em que ocorreu uma produção em massa de sementes na região.

A araucária tem dificuldade de se regenerar sob suas copas. As sementes que escapam à predação de vertebrados estão sujeitas a uma alta mortalidade por outros fatores. Isto ficou evidenciado pela maior sobrevivência de sementes na Plantação de *Pinus*. Esta falta de regeneração é tradicionalmente atribuída ao caráter heliófilo e pioneiro desta espécie (Klein, 1960). A falta de regeneração poderia ser atribuída não à intolerância desta espécie à sombra, como já demonstrado em campo (Duarte, 2001), mas principalmente à predação de sementes por vertebrados, como demonstrado neste estudo e, no caso de escape à predação, a mortalidade por patógenos pode ser uma importante fonte de mortalidade ainda pouco estudada.

4.6. Aspectos de conservação

A predação de sementes mostrou-se um fator bastante importante na regeneração da *A. angustifolia*. Apesar de não existirem estudos disponíveis, a coleta para o comércio certamente é um fator que diminui ainda mais a quantidade de sementes disponíveis à regeneração. Além disso, a presença humana para coleta de sementes nas poucas áreas nativas de Floresta Ombrófila Mista que ainda restam pode levar a outros tipos de impacto, como caça, intimidação dos animais, pisoteio de plântulas, lixo, etc. Entretanto, muitas famílias complementam sua renda através da coleta de pinhões e não é possível nem desejável simplesmente proibi-la. Apesar de tudo, a coleta de pinhões tem um lado positivo, pois é um recurso que depende da floresta, sendo esta valorizada como fonte de renda. Desta forma, estudos sobre o manejo do pinhão e a utilização da araucária em sistemas agroflorestais se mostram de grande valia.

Na FLONA-SFP, a coleta de pinhões é manejada sendo permitida após o dia 15 de cada mês enquanto as sementes estão no solo, por coletores cadastrados (J. A. Soligo, com. pess.). Este manejo não é baseado em nenhum tipo de estudo. Apesar da FLONA-SFP ser uma Unidade de Conservação de uso sustentável (Lei N. 9.985, de 18 de Julho de 2000), é necessário que sejam demarcadas áreas de proteção integral. Sugiro que estas áreas fossem as florestas nativas e que somente fosse permitida a coleta de pinhões em áreas de plantação de *A. angustifolia*.

As altas taxas de predação e remoção observadas neste estudo sugerem que o pinhão é um recurso muito procurado e apreciado pela fauna, principalmente roedores, durante o período em que está disponível. Estudos sobre dieta de roedores relacionada à sazonalidade devem ser feitos para averiguar a real importância deste item alimentar para as populações destas espécies. Cademartori (1994) observou aumento nas populações de duas espécies de roedores cricetídeos na FLONA-SFP logo após a época de queda de pinhões e, segundo aquela autora, este aumento pode estar relacionado à maior abundância na oferta deste alimento (ou devido ao acaso). Considerando que pequenos roedores constituem um item importante na dieta de carnívoros na região da serra gaúcha, entre eles alguns ameaçados de extinção, como o leão-baio (*Puma concolor*) (Santos, 2001), a importância das sementes de araucária pode estar indiretamente relacionada à abundância destes carnívoros. Portanto, a coleta de pinhões para consumo humano deve ser uma atividade manejada e controlada.

4.7. Questões levantadas

Algumas questões relacionadas a este estudo podem ser levantadas como sugestão a futuras pesquisas, no intuito de entender melhor a relação entre *Araucaria angustifolia*, sua regeneração e seus predadores/dispersores de sementes.

A produção de sementes deve ser acompanhada em longo prazo, ou seja, durante vários anos, relacionada a fatores climáticos, para poder entender melhor suas flutuações. Este acompanhamento poderia ser feito de forma mais precisa pelos próprios funcionários da FLONA-SFP, através da contagem de estróbilos femininos nas copas pouco antes do início da queda. Concomitante a isso, seria interessante que fossem feitos estudos populacionais com roedores pequenos, para ver se suas flutuações acompanham a produção de sementes tanto dentro como entre diferentes estações.

Os índices de remoção/predação de sementes também poderiam ser comparados em anos de alta e baixa produção. Como sementes removidas têm chance de sobreviver, e como os dados indicam que a remoção é diretamente proporcional à abundância de sementes, em anos de alta produção, a sobrevivência de sementes removidas deve ser maior.

A sobrevivência de sementes enterradas por cutias poderia ser testada também, a fim de avaliar esta espécie quanto à qualidade da dispersão que realiza. Um simples experimento, simulando o tratamento dado à semente pela cutia, poderia trazer resultados muito satisfatórios.

O acompanhamento em longo prazo de plântulas estabelecidas e as causas de sua mortalidade (inclusive patógenos), bem como a relação com fatores abióticos, deve ser feita no sentido de determinar quais os fatores mais importantes na regeneração desta espécie.

Avaliar se o pinhão realmente pode ser considerado um recurso-chave, aplicando-se os critérios de Peres (2000).

A avaliação da sustentabilidade da coleta de pinhões para consumo humano, bem como a elaboração de um manejo para esta coleta se mostra de caráter urgente, dado a sua baixa regeneração sob a própria copa e o grau de devastação que esta espécie tem sofrido.

5. Literatura Citada

- Alexander, H. M.; Cummings, C. L.; Kahn, L.; Snow, A. A. 2001. Seed size variation and predation of seeds produced by wild and crop-wild sunflowers. *American Journal of Botany*, 88(4):623-627.
- Anjos, L. 1991. O ciclo anual de *Cyanocorax caeruleus* em floresta de araucária (Passeriformes, Corvidae). *Ararajuba*, 2:19-23.
- Asquith, N. M.; Terborgh, J.; Arnold, A. E.; Riveros, C. M. 1999. The fruits the agouti ate: *Hymenaea courbaril* seed fate when its disperser is absent. *Journal of Tropical Ecology*, 15:229-235.
- Augspurger, C. K. 1984. Seedling survival of tropical tree species: interactions of dispersal distance, light-gaps, and pathogens. *Ecology*, 65(5):1705-1712.
- Ayres, M.; Ayres Jr., M.; Ayres, D. L. e Santos, A. S. 2000. *BioEstat 2.0 – Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas*. Sociedade Civil Mamirauá – Belém; CNPq, 2000 – Brasília; 272 p.
- Backes, A. 1999. Condicionamento climático e distribuição geográfica de *Araucaria angustifolia* (Bertol.)Kuntze no Brasil – II. *Pesquisas Botânica*, 49:31-51.
- Backes, A. 2001. Determinação da idade e regeneração natural de uma população de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze em um povoamento florestal localizado no município de Caxias do Sul, RS, Brasil. *Iheringia, Série Botânica*, 56:115-130.
- Backes, A. e Nilson, A. D. 1983. *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze, o pinheiro brasileiro. *Iheringia, Série Botânica*, 30:85-96.
- Barreto, M. R. 1997. *Biologia de Spermologus rufus Boehman (Coleoptera: Curculionidae) em sementes de Araucaria angustifolia (Bert.) Kuntze*. Dissertação de Mestrado, Curso de Entomologia, Universidade Federal de Viçosa, 75 pp.
- Beck, H. e Terborgh, J. 2002. Groves versus isolates: how spatial aggregation of *Astrocaryum murumuru* palms affects seed removal. *Journal of Tropical Ecology*, 18:275-288.
- Behling, H.; Bauermann, S. G. & Neves, P. C. P. 2001. Holocene environmental changes in the São Francisco de Paula region, southern Brazil. *Journal of South American Earth Sciences* 14:631-639.
- Bergallo, H. G. 1990. Fatores determinantes do tamanho da área de vida em mamíferos. *Ciência e Cultura*, 42 (12): 1067-1072.
- Bodmer, R. E. 1991. Strategies of seed dispersal and seed predation in amazonian ungulates. *Biotropica*, 23(3):255-261.
- Bordignon, M. e Monteiro-Filho, E. L. A. 1999. Seasonal food resources of the squirrel *Sciurus ingrami* in a secondary *Araucaria* forest in southern Brazil. *Studies in Neotropical Fauna & Environment*, 34:137-140.
- Bordignon, M. e Monteiro-Filho, E. L. A. 2000. Behavior and daily activity of the squirrel *Sciurus ingrami* in a secondary araucaria forest in southern Brazil. *Canadian Journal of Zoology*, 78: 1732-1739.
- Bowers, M. A. e Dooley Jr., J. L. 1993. Predation hazard and seed removal by small mammals: microhabitat versus patch scale effects. *Oecologia*, 94:247-254.

- Burkey, T. V. 1994. Tropical tree species diversity: a test of the Janzen-Connell model. *Oecologia*, 97:533-540.
- Burns, B. R. 1993. Fire-induced dynamics of *Araucaria araucana* – *Nothofagus antarctica* forest in the southern Andes. *Journal of Biogeography* 20:669-685.
- Cadermatori, C. V. 1994. *Flutuações na abundância de roedores (Cricetidae, Sigmodontinae) ocorrentes em duas áreas de Floresta Ombrófila Mista Montana, Rio Grande do Sul, Brasil*. Dissertação de Mestrado em Biociências – Zoologia, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 87 p.
- Cadermatori, C. V.; Marques, R. V.; Pacheco, S. M.; Baptista, L. R. M. e Garcia, M. 2002. Roedores ocorrentes em Floresta Ombrófila Mista (São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul) e a caracterização de seu habitat. *Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia – PUCRS, Série Zoologia*, 15(1):61-86.
- Caldato, S. L.; Floss, P. A.; Da Croce, D. M. & Longhi, S. J. 1996. Estudo da regeneração natural, banco de sementes e chuva de sementes na Reserva Genética Florestal de Caçador, SC. *Ciência Florestal*, 6(1):27-38.
- Cândido, J. F. 1974. Efeito do peso das sementes do pinheiro brasileiro (*Araucaria angustifolia* Bert. O. Ktze) sobre porcentagem de germinação, energia germinativa e desenvolvimento de mudas. *Brasil Florestal*, 18(5):33-39.
- Carvalho, P. E. R. 1994. *Espécies Florestais Brasileiras – Recomendações Silviculturais, Potencialidades e Uso da Madeira*. Ed. EMBRAPA – CNPF/SPI, Brasília, 639p.
- Christianini, A. V. 2001. *Efeitos da estrutura de habitat sobre a predação de sementes por invertebrados, aves e mamíferos em uma floresta semidecídua de São Paulo*. Dissertação de Mestrado em Ciências Biológicas, ênfase Botânica, Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”. Rio Claro. 84p.
- Carrillo, E.; Wong, G.; Rodriguez, M. A. 2001. Feeding habits of the racoon (*Procyon lotor*) (Carnivora; Procyonidae) in a coastal tropical wet forest of Costa Rica. *Revista de Biologia Tropical*, 49(3-4):1193-1197.
- Cimardi, A. V. 1996. *Mamíferos de Santa Catarina*. FATMA, Florianópolis, 302 p.
- Clark, D. A. e Clark, D. B. 1984. Spacing dynamics of a tropical rain forest tree: evaluation of the Janzen-Connell model. *The American Naturalist*, 124:769-788.
- Clark, J. S.; Beckage, B.; Camill, P.; Cleveland, B.; HilleRisLambers, J.; Lichter, J.; McLachlan, J.; Mohan, J.; Wyckoff, P. 1999. Interpreting recruitment limitation in forests. *American Journal of Botany*, 86(1):1-16.
- Connell, J. H. 1971. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forest trees. Em: Den Boer, P. J.; Gradwell, G. (eds.), *Dynamics of Populations*, pp. 298-312. Wageningen: PUDOC.
- Crawley, M. J. 1993. Seed Predators and Plant Population Dynamics. Em: Fenner, M. (ed.) *Seeds, The Ecology of Regeneration in Plant Communities*. Wallingford (UK), Ed. CAB International. p. 157-191.

- Cummings, C. L.; Alexander, H. M. 2002. Population ecology of wild sunflowers: effects of seed density and post-dispersal vertebrate seed predators. *Oecologia*, 130:274-280.
- Curran, L.M.; Leighton, M. 2000. Vertebrate responses to spatiotemporal variation in seed production of mast-fruited Dipterocarpaceae. *Ecological Monographs*, 70(1):101-128.
- Curran, L. M. e Webb, C. O. 2000. Experimental tests of the spatiotemporal scale of seed predation in mast-fruited Dipterocarpaceae. *Ecological Monographs*, 70(1):129-148.
- Dirzo, R. e Domínguez, C. A. 1986. Seed shadows, seed predation and the advantages of dispersal. Em: Estrada, A. e Fleming, T. H. *Frugivores and Seed Dispersal*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, 237-249 p.
- Diverio, V. T.; Stranz, A. e Dutra, T. L. 2002. *Araucaria angustifolia* and its conservations in the state of Rio Grande do Sul. *29th International Symposium of Remote Sensing of Environmental*, Buenos Aires.
- Duarte, L. S. 2001. *A importância da luz na regeneração natural de populações de Araucaria angustifolia (Bertol.) Kuntze na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS, Brasil*. Dissertação de mestrado em Ecologia, UFRGS, 120 pp.
- Duarte, L. S. & Dillenburg, L. R. Ecophysiological responses of *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) seedlings to different irradiance levels. *Australian Journal of Botany* 48:531-537.
- Einig, W.; Mertz, A. & Hampp, R. 1999. Growth rate, photosynthetic activity, and leaf development of Brazil pine seedlings (*Araucaria angustifolia* [Bert.] O. Ktze.). *Plant Ecology* 143:23-28.
- Eira, M. T. S.; Salomão, A. N.; Cunha, R.; Carrara, D. K.; Mello, C. M. C. 1994. Efeito do teor de água sobre a germinação de sementes de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. – Araucariaceae, *Revista Brasileira de Sementes*, 16(1):71-75.
- Espindola, L. S.; Noin, M.; Corbineau, F. & Côme, D. 1994. Cellular and metabolic damage induced by desiccation in recalcitrant *Araucaria angustifolia* embryos. *Seed Science Research* 4:193-201.
- Enright, N. J. 1999. Litterfall dynamics in a mixed conifer-angiosperm forest in northern New Zealand. *Journal of Biogeography*, 26(1):149-157.
- Enright, N. J.; Ogden, J. e Rigg, L. S. 1999. Dynamics of forests with *Araucariaceae* in the western Pacific. *Journal of Vegetation Science* 10:793-804.
- Ferreira, A. G. 1977. *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze.: germinação da semente e desenvolvimento da plântula. Tese de doutorado em Ciências, área Botânica, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 122pp.
- Ferreira, A. G. 1990. Fitomassa e sobrevivência de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. KTZE em campo manejado com fogo. *Caderno de Pesquisa série Botânica*, 2(1):23-47.
- Ferreira, A. G. e Handro, W. 1979. Aspects of seed germination in *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. *Revista Brasileira de Botânica*, 2:7-13.
- Ferreira, A. G. & Irgang, B. E. 1979. Regeneração Natural de *Araucaria angustifolia* nos Aparados da Serra – RS. *Anais do XXX Congresso Nacional de Botânica*, 225-230.

- FLONA-São Francisco de Paula. 2003. Memo nº 58/41/03.
- Forget, P. M. 1992. Seed Removal and Seed Fate in *Gustavia superba* (Lecythidaceae). *Biotropica*, 24(3):408-414.
- Forget, P. M. 1993. Post-dispersal predation and scatterhoarding of *Dipteryx panamensis* (Papilionaceae) seeds by rodents in Panama. *Oecologia*, 94:255-261.
- Forget, P. M. 1994. Recruitment pattern of *Vouacapoua americana* (Caesalpiniaceae), a rodent-dispersed tree species in French Guiana. *Biotropica*, 26(4):408-419.
- Forget, P. M. 1997. Ten-year Seedling Dynamics in *Vouacapoua americana* in French Guiana: A Hypothesis. *Biotropica*, 29(1):124-126.
- Forget, P. M.; Muñoz, E. e Leigh Jr., E. G. 1994. Predation by Rodents and Bruchid Beetles on Seeds of *Scheelea* Palms on Barro Colorado Island, Panama. *Biotropica*, 26(4):420-426.
- Forget, P. M.; Kitajima, K.; Foster, R. B. 1999. Pre- and post-dispersal seed predation in *Tachigali versicolor* (Caesalpiniaceae): effects of timing of fruiting and variation among trees. *Journal of Tropical Ecology*, 15:61-81.
- Forget, P. M.; Hammond, D. S.; Milleron, T.; Thomas, R. 2001. Seasonality of fruiting and food hoarding by rodents in Neotropical forests: consequences for seed dispersal and seedling recruitment. Em: Levey, D. J.; Silva, W. R.; Galetti, M. (Eds.). *Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution and Conservation*, Ed. CABI Publishing, Londres, 241-256 p.
- Fuchs, M. A.; Krannitz, P. G.; Harestad, A. S. 2000. Factors affecting emergence and first-year survival of seedlings of Garry oaks (*Quercus garryana*) in British Columbia, Canada. *Forest Ecology and Management*, 137:209-219.
- Galetti, M.; Rodrigues, M. 1991. Comparative seed predation on pods by parrots in Brazil. *Biotropica*, 24(2a):222-224.
- Governo do Estado do Rio Grande do Sul, 2002. Decreto Estadual nº 42.099 de 31 de dezembro de 2002.
- Gurgel-Filho, O. A. 1980. Silvícola da *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. Em: *IUFRO - Problemas Florestais do Gênero Araucaria*, Curitiba, 29-68.
- Hallwachs, W. 1986. Agoutis (*Dasyprocta punctata*): the inheritors of guapinol (*Hymenaea courbaril*: Leguminosae). Em: Estrada, A. e Fleming, T. H., *Frugivores and seed dispersal*, pp. 285-304, Ed. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht.
- Harms, K. E.; Wright, S. J.; Calderón, O.; Hernández, A.; Herre, E. A. 2000. Pervasive density-dependent recruitment enhances seedling diversity in a tropical forest. *Nature*, 404:493-495.
- Harper, J. L. 1977. *Population Biology of Plants*. Academic Press, Londres, 892 p.
- Harper, J. L.; White, J. 1974. The demography of plants. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5:419-463.
- Havel, J. J. 1971. The araucaria forests of New Guinea and their regenerative capacity. *Journal of Ecology* 59(1):203-214.

- Henderson, C. B. 1990. The influence of seed apparency, nutrient content and chemical defences on dietary preference in *Dipodomys ordii*. *Oecologia*, 82:333-341.
- Heske, E. J.; Brown, J. H.; Guo, Q. 1993. Effects of kangaroo rat exclusion on vegetation structure and plant species diversity in the Chihuahuan Desert. *Oecologia*, 95:520-524.
- Holl, K. D.; Lulow, M. E. 1997. Effects of species, habitat, and distance from edge on post-dispersal seed predation in a tropical rainforest. *Biotropica*, 29(4):459-468.
- Howe, H. F. e Brown, J. S. 1999. Effects of birds and rodents on synthetic tallgrass communities. *Ecology*, 80(5):1776-1781.
- Howe, H. F. e Miriti, M. N. 2000. No question: seed dispersal matters. *Trends in Ecology and Evolution*, 15(11):434-436.
- Howe, H. F. e Smallwood, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 13:201-228.
- Hulme, P. E. 1996. Natural regeneration of yew (*Taxus baccata* L.): microsite, seed or herbivore limitation? *Journal of Ecology*, 84:853-861.
- Hulme, P. E. 1998a. Post-dispersal seed predation: consequences for plant demography and evolution. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 1(1):46-60.
- Hulme, P. E. 1998b. Post-dispersal seed predation and seed bank persistence. *Seed Science Research*, 8:513-519.
- Hulme, P. E. 2001. Seed-eaters: seed dispersal, destruction and demography. Em: Levey, D. J.; Silva, W. R.; Galetti, M. (Eds.). *Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution and Conservation*, Ed. CABI Publishing, Londres, 257-273 p.
- Hurlbert, S. H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs*, 54(2):187-211.
- IBAMA, 2003. <http://www.ibama.gov.br>, 20 de maio de 2003.
- IBDF - Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal - Delegacia RS. Sem data. *O pinheiro brasileiro - campanha de educação florestal*.
- IBGE. 1986. Vegetação - As regiões fitoecológicas, sua natureza e seus recursos econômicos estudo fitogeográfico. *Projeto RADAMBRASIL*. 543-617 p.
- Inoue, M. T.; Galvão, F. & Torres, D. V. 1979. Estudo ecofisiológico sobre *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze: Fotossíntese em dependência à luz no estágio juvenil. *Floresta* 10(1):5-9.
- Inoue, M. T. & Torres, D. V. 1980. Comportamento do crescimento de mudas de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze em dependência da intensidade luminosa. *Revista Floresta* 11(1):7-11.
- Janzen, D. H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *The American Naturalist*, 101(940):501-528.
- Janzen, D. H. 1971. Seed predation by animals. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 2:465-492.

- Jules, E. S.; Rathcke, B. J. 1999. Mechanisms of reduced *Trillium* recruitment along edges of old-growth forest fragments. *Conservation Biology*, 13(4):784-793.
- Kelly, D. 1994. The evolutionary ecology of mast seeding. *Trends in Ecology and Evolution*, 9(12):465-470.
- Kindel, E. A. I. 1996. *Padrões de dispersão e disposição espacial de Araucaria angustifolia (Bert.) O. Ktze. e suas relações com aves e mamíferos na Estação Ecológica de Aracuri, Esmeralda, RS.* Dissertação de Mestrado em Ecologia, Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 66 pp.
- Klein, R. M. 1960. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. *Sellowia - Anais Botânicos do Herbário Barbosa Rodrigues*, 12:17-51.
- Kollmann, J.; Coomes, D. A.; White, S. M. 1998. Consistencies in post-dispersal seed predation of temperate fleshy-fruited species among seasons, years and sites. *Functional Ecology*, 12:683-690.
- Krebs, J. R e Davies, N. B. 1993. *Introdução à Ecologia Comportamental*, 3ª edição, Editora Ateneu, São Paulo.
- Lei N. 9.985, de 18 de Julho de 2000.
- Lortie, C. J.; Ganey, D. T. e Kotler, B. P. 2000. The effects of gerbil foraging on the natural seedbank and consequences on the annual plant community. *Oikos*, 90:399-407.
- Marcuzzo, S.; Chiappetti, M. I. S. e Pagel, S. M. 1998. *A Reserva da Biosfera da Mata Atlântica no Rio Grande do Sul*. São Paulo: Conselho Nacional da reserva da Biosfera da Mata Atlântica.
- Marques, R. V. e Ramos, F. M. 2001. Identificação de mamíferos ocorrentes na Floresta Nacional de São Francisco de Paula/IBAMA, RS com a utilização de equipamento fotográfico acionado por sensores infravermelhos. *Divulgações do Museu de Ciências e Tecnologia – UBEA/PUCRS*, 6:83-90.
- Mattos, J. R. 1994. *O pinheiro brasileiro*. Vol. 1, 2ª ed. Lages, 223pp.
- Mecke, R. 2002. *Insetos do Pinheiro Brasileiro*. Ed. EDIPUCRS, Porto Alegre, 79 p.
- Monteiro, R. F. R. e Speltz, R. M. 1980. Ensaio de 24 procedências de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze. Em: *IUFRO - Problemas Florestais do Gênero Araucaria*, Curitiba, 181-200.
- Mota, S. e Cramer, E. R. 1953. O valor nutritivo do pinhão. *Engenharia e Química*, 5(5):1-19.
- Motta-Junior, J. C. e Martins, K. 2001. The frugivorous diet of the maned wolf, *Chrysocyon brachyurus*, in Brazil: ecology and conservation. Em: Levey, D. J.; Silva, W. R.; Galetti, M. (Eds.). *Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution and Conservation*, Ed. CABI Publishing, Londres, 291-303 p.
- Müller, J. A. 1986. *A influência dos roedores e aves na regeneração da Araucaria angustifolia (Bert.) O. Ktze*. Dissertação de Mestrado em Ciências, Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná, 65 p.
- Müller, J. A.; Macedo, J. H. P. 1980. Notas preliminares sobre danos causados por animais silvestres em pinhões. *Revista Floresta*, 11(2): 35-40.
- Nilsson, S. G.; Wästljung, U. 1987. Seed predation and cross-pollination in mast-seeding beech (*Fagus sylvatica*) patches. *Ecology*, 6(2):260-265.
- Notman, E.; Gorchov, D. L.; Cornejo, F. 1996. Effect of distance, aggregation, and habitat on levels of seed predation for two mammal-dispersed neotropical rain forest tree species. *Oecologia*, 106:221-227.

- Packer, A. e Clay, K. 2000. Soil pathogens and spatial patterns of seedling mortality in a temperate tree. *Nature*, 278-281.
- Peres, C. A. 2000. Identifying keystone plant resources in tropical forests: the case of gums from *Parkia* pods. *Journal of Tropical Ecology*, 16: 287-317.
- Peres, C. A.; Baider, C. 1997. Seed dispersal, spatial distribution and population structure of Brazilnut trees (*Bertholletia excelsa*) in Southeastern Amazonia. *Journal of Tropical Ecology*, 13:595-616.
- Peres, C. A.; Schiesari, L. C.; Dias-Leme, C. L. 1997. Vertebrate predation of Brazil-nuts (*Bertholletia excelsa*, Lecythidaceae), an agouti-dispersed Amazonian seed crop: a test of the escape hypothesis. *Journal of Tropical Ecology*, 13:69-79.
- Pires, C. L. S.; Kalil-Filho, A. N.; Giannotti, E. e Romanelli, R. C. 1980. Teste de procedências de *Araucaria cunninghamii* Ait. ex Don. E *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. K. na região de Itapetininga (SP). Em: *IUFRO - Problemas Florestais do Gênero Araucaria*, Curitiba, 235-239.
- Pizo, M. A. 1997. Seed dispersal and predation in two populations of *Cabralea canjerana* (Meliaceae) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 13:559-578.
- Porto, M. L. e Menegat, R. 2002. Landscape and vegetation of the southern Brazilian coast and Meridional Plateau. *45 th Symposium of the International Association for the Vegetation Science (IAVS)*, Porto Alegre.
- Prange, P. W. 1964. Estudo de conservação do poder germinativo das sementes de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. *Anuário Brasileiro de Economia Florestal* 16:43-53
- Price, M. V. e Jenkins, H. 1986. Rodents as seed consumers and dispersers. Em: Murray, D. R. (ed.) *Seed dispersal*. Academic Press, Orlando, 191-235 p.
- Rambo, B. 1956. A flora fanerogâmica dos Aparados riograndenses. *Sellowia* 7:235-298.
- Raven, P. H.; Evert, R. F. e Eichhorn, S. E. 1996. *Biologia Vegetal*. Ed. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, 728 pp.
- Reinert, B. L.; Bornschein, M. R. 1998. Alimentação da gralha-azul (*Cyanocorax caeruleus*, Corvidae). *Ornitologia Neotropical*, 9:213-217.
- Reitz, R. e Klein, R. M. 1966. Araucariáceas. *Flora Ilustrada Catarinense*. Itajaí, SC, pp.1-62.
- Reitz, R.; Klein, R. M. e Reis, A. 1988. *Projeto Madeira do Rio Grande do Sul*. Companhia Rio-Grandense de Artes Gráficas. 525 p.
- Rosário, D. A. P. 2001. *Padrões florísticos e tipos funcionais em Mata com Araucária e suas relações com o solo*. Dissertação de Mestrado em Ecologia, Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul., 100pp.
- Santos, M. F. M. 2001. *Aspectos da ecologia e conservação dos mamíferos carnívoros no Parque Nacional dos Aparados da Serra (Cambará do Sul/RS e Praia Grande/SC)*. Dissertação de Mestrado em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 101p.

- Scott, S.J.; Jones, R. A.; Williams, W.A. 1984. Review of Data Analysis Methods for Seed Germination. *Crop Science* 24: 1192-1199.
- Samson, D. A.; Philippi, T. E.; Davidson, D. W. 1992. Granivory and competition as determinants of annual plant diversity in the Chihuahuan desert. *Oikos*, 65:61-80.
- Santos, M. D e Hartz, S. M. 1999. The food habits of *Procyon cancrivorous* (Carnivora, Procyonidae) in the Lami Biological Reserve, Porto Alegre, Southern Brazil. *Mammalia*, 63(4):525-530.
- Setoguchi, H.; Osawa, T. A.; Pintaud, J.; Jaffré, T. Veillon, J. 1998. Phylogenetic relationships within Araucariaceae based on *rbcL* gene sequences. *American Journal of Botany* 85 (11): 1507-1516.
- Shibata, M.; Tanaka, H.; Iida, S.; Abe, S.; Madaki, T.; Niiyama, K.; Nakashizuka, T. 2002. Synchronized annual seed production by 16 principal tree species in a temperate deciduous forest, Japan. *Ecology*, 83(6):1727-1742.
- Silva, J. A.; Salomão, A. N. & Netto, D. A. M. 1998. Natural regeneration under *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze forest in the Genetic Reserve of Caçador – SC. *Revista Árvore* 22(2):143-153.
- Silvertown, J. 1977. Ecological stability – a test case. *The American Naturalist*, 135(5): 807-810.
- Smythe, N. 1989. Seed survival in the palm *Astrocaryum standleyanum*: evidence for dependence upon its seed dispersers. *Biotropica*, 21(1):50-56.
- Soares, R. V. 1979. Considerações sobre a regeneração natural de *Araucaria angustifolia*. *Revista Floresta* X(2):12-18.
- Sokal, R. R.; Rohlf, F. J. 1995. *Biometry*. 3 ed., W. H. Freeman & Co., New York. 887 pp.
- Solórzano-Filho, J. A. 2001. *Demografia, Fenologia e Ecologia da Dispersão de Araucaria angustifolia (Bert.) Kuntze (Araucariaceae), numa População Relictual em Campos do Jordão, SP*. Dissertação de Mestrado em Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. 155pp.
- Stranz, A. 2003. *Análise histórica da Floresta Nacional de São Francisco de Paula (1965-2000): a utilização do Sistema de Informação Geográfica como ferramenta para o monitoramento ambiental*. Monografia de Bacharelado, Ciências Biológicas, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, 25p.
- Theimer, T. C. 2001. Seed scatterhoarding by white-tailed rats: consequences for seedling recruitment by an Australian rain forest tree. *Journal of Tropical Ecology*, 17:177-189.
- Vander Wall, S. B. 1990. *Food hoarding in animals*. University of Chicago Press, Chicago.
- Vander Wall, S. B. 1994. Removal of wind-dispersed pine seeds by ground-foraging vertebrates. *Oikos*, 69:125-132.
- Vander Wall, S. B. 1995. The effects of seed value on the caching behavior of yellow pine chipmunks. *Oikos*, 74:533-537.
- Vander Wall, S. B. 2001a. 2001. Secondary dispersal of Jeffrey Pine seeds by rodent scatter-hoarders: the roles of pilfering, recaching and a variable environment. Em: Levey, D. J.; Silva, W. R.; Galetti, M. (Eds.). *Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution and Conservation*, Ed. CABI Publishing, Londres, 193-208 p.

- Vander Wall, S. B. 2001b. 2001. The evolutionary ecology of nut dispersal. *The Botanical Review*, 67(1):74-117.
- Vander Wall, S. B.; Joyner, J. W. 1998. Recaching of Jeffrey pine (*Pinus jeffreyi*) seeds by yellow pine chipmunks (*Tamias amoenus*): potential effects on plant reproductive success. *Canadian Journal of Zoology*, 76:154-162.
- Veblen, T. T. 1982. Regeneration patterns in *Araucaria araucana* forests in Chile. *Journal of Biogeography* 9:11-28.
- Voltolini, J. C. 2002. Planejamento de amostragem e análise de dados em Ecologia. In: M. Cáceres & Monteiro Filho (Eds.). Cap. 12. Marsupiais do Brasil. Editora do IBAMA.
- Wang, B. C. e Smith, T. B. 2002. Closing the seed dispersal loop. *Trends in Ecology and Evolution*, 17(8):379-385.
- Wenny, D. G. 2000. Seed dispersal, seed predation, and seedling recruitment of a neotropical montane tree. *Ecological Monographs*, 70(2):331-351.
- Wright, S. J., 1990. Cumulative satiation of a seed predator over the fruiting season of its host. *Oikos*, 58:272-276.
- Wright, S. J.; Zeballos, H.; Domínguez, I.; Gallardo, M. M.; Moreno, M. C. e Ibañez, R. 2000. Poachers Alter Mammal Abundance, Seed Dispersal, and Seed Predation in a Neotropical Forest. *Conservation Biology*, 14(1):227-239.
- Zandavalli, R. B. 2001. *Aspectos Ecológicos e Fisiológicos de Micorrizas em Araucaria angustifolia (Bertolini) Otto Kuntze*. Dissertação de Mestrado, Botânica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 94 p.
-
- Zar, J. H. 1999. *Bioestatistical Analysis*. 4ª ed. Prentice Hall, New Jersey, 663 p.

6. Anexo

CARACTERÍSTICAS DE MICROHABITAT

Medidas de características estruturais de microhabitat foram tomadas para caracterizar descritivamente cada área de estudo. As medidas foram selecionadas com base em possíveis efeitos sobre o estabelecimento e crescimento de plântulas. Algumas destas medidas foram utilizadas por Hulme (1996), Wenny (2000) e Christianini (2001), sendo que as utilizadas neste trabalho são as seguintes:

- altura do dossel circundante;
- porcentagem de cobertura herbácea;
- porcentagem de cobertura do dossel;
- altura média do subosque;
- densidade do subosque;

As medidas foram retiradas nos mesmos pontos do experimento de destino de sementes, totalizando 29 na mata Nativa I, 26 na Nativa II e 30 na Plantação de *Pinus*.

A porcentagem de cobertura herbácea foi estimada colocando-se sobre o solo dois canos de PVC com 2 m de altura, graduados a cada 50 cm, de forma perpendicular seguindo a orientação dos pontos cardeais, ou seja, um cano no sentido norte-sul, outro no sentido leste-oeste. A cobertura herbácea foi então estimada visualmente dentro da área delimitada pelos canos.

A porcentagem de cobertura do dossel foi estimada através de um densiômetro, de acordo com recomendações de Lemmon (1957).

A altura média e densidade do sub-bosque seguiram a mesma metodologia utilizada por Christianini (2001). Foram utilizados os mesmos quadrantes formados na estimativa da cobertura herbácea. O procedimento consistiu em dispor um dos canos verticalmente ao lado de cada uma das marcas do cano que ficou no chão. O número de toques da vegetação foi registrado entre cada uma das graduações do cano vertical (0-50, 50-100, 100-150 e 150-200 cm). O procedimento foi então repetido com o cano que ficou no solo. Em cada estação foram feitas, portanto, oito medidas da estrutura vertical do sub-bosque. O número total de toques da vegetação foi então somado para cada categoria de altura. A altura média

do sub-bosque foi baseada na categoria que obteve o maior número de toques, e a densidade foi o total de toques somados.

Os resultados estão representados na Figura 20. A densidade do sub-bosque foi maior na Nativa I ($16,3 \pm 1,2$ toques), seguido da Nativa II ($10,9 \pm 0,3$ toques) e da Plantação de *Pinus* ($0,6 \pm 0,3$ toques). As três áreas diferem entre si ($H=59,84$; $p<0,0001$).

O dossel apresentou altura de $13,4 \pm 0,5$ m na Nativa I, $18,9 \pm 0,6$ m na Nativa II e 10m na Plantação de *Pinus*. Nesta última área, é interessante notar que a altura não variou, justamente por ser uma área plantada, com uma espécie comercial pertencente a uma mesma variedade. Diferenças apresentaram-se entre as três áreas ($H=56,73$; $p<0,0001$).

Quanto à porcentagem de cobertura do dossel, somente a área da Plantação de *Pinus* diferiu das demais ($F=13,11$; $p=0,0001$; teste a *posteriori* de Newmann-Keuls, $p<0,01$ entre P. de *Pinus* e ambas demais), apresentando $94,0 \pm 0,5\%$ de cobertura do dossel. As áreas Nativa I e Nativa II apresentaram, respectivamente, $97,0 \pm 0,3\%$ e $96,1 \pm 0,5\%$.

A porcentagem de cobertura herbácea foi de $42,8 \pm 4,0\%$ na Nativa I, $35,7 \pm 3,8\%$ na Nativa II e $1,9 \pm 0,7\%$ na Plantação de *Pinus*, sendo significativamente diferente apenas na última área ($H=57,43$; $p<0,0001$).

A altura do sub-bosque se apresentou menor apenas na Plantação de *Pinus* ($H=47,89$; $p<0,0001$) com valor de $0,1 \pm 0,05$ m. Os valores das áreas Nativa I e Nativa II foram, respectivamente, $0,7 \pm 0,1$ m e $0,5 \pm 0,1$ m.

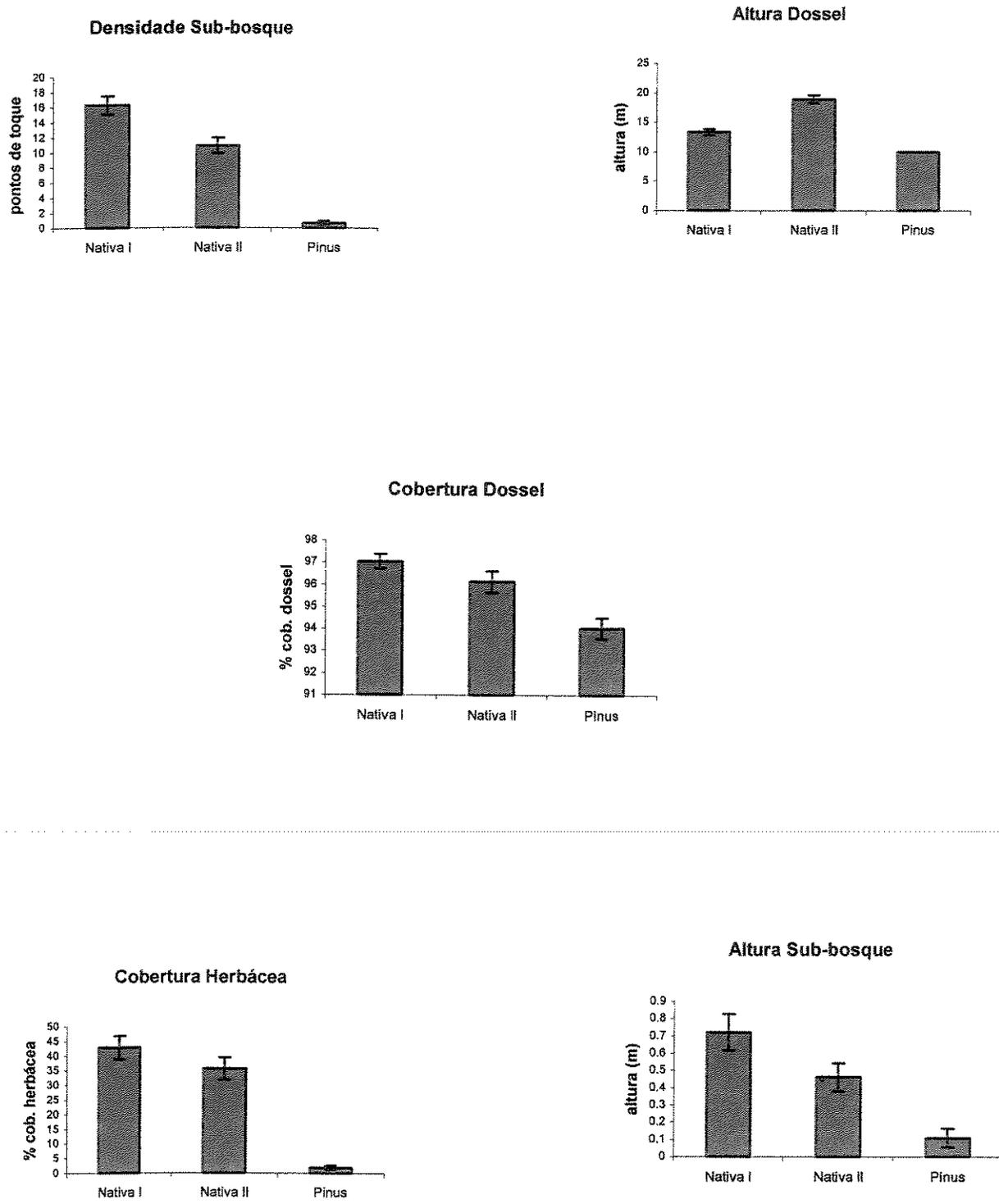


Figura 20. Média e erro padrão da altura do dossel (m), % de cobertura herbácea, % de cobertura do dossel, altura do sub-bosque (m) e densidade do sub-bosque nas três áreas de estudo na FLONA-SFP.