

O reflexo da defaunação para uma espécie ameaçada: o caso da *Araucaria angustifolia* em paisagem de campo em Santa Catarina

Willian Vieira^{(1)*}, Glauco Schüssler, Caroline Cristofolini⁽²⁾, Giovani Festa Paludo, Alex Zechini, Adelar Mantovani⁽³⁾, Maurício Sedrez dos Reis⁽⁴⁾

⁽¹⁾ Estudante de Graduação do curso de Agronomia da Universidade Federal de Santa Catarina, Rod. Admar Gonzaga, 1346 - Itacorubi, Florianópolis - SC, 88034-000;

⁽²⁾ Estudantes do Programa de Pós-Graduação em Recursos Genéticos Vegetais-UFSC/RGV, Departamento de Fitotecnia da Universidade Federal de Santa Catarina, Rod. Admar Gonzaga, 1346 - Itacorubi, Florianópolis - SC, 88034-000;

⁽³⁾ Professor adjunto no Departamento de Engenharia Florestal da Universidade Estadual de Santa Catarina, Av. Luiz de Camões, 2090 - Conta Dinheiro, Lages – SC, 88520000;

⁽⁴⁾ Professor titular no Departamento de Fitotecnia da Universidade Federal de Santa Catarina. Coordenador do Núcleo de Pesquisas em Florestas Tropicais da Universidade Federal de Santa Catarina, Rod. Admar Gonzaga, 1346 - Itacorubi, Florianópolis - SC, 88034-000.

* Autor correspondente - Email: w.vieiraw@gmail.com

Resumo

Ambientes naturais degradados e aumento da caça ilegal podem produzir desequilíbrios na composição e interação das espécies. Estudos que envolvam a caracterização dessas interações têm o potencial de fornecer subsídios para a conservação da biodiversidade. Esse estudo usou uma abordagem integrativa visando verificar efeitos da defaunação na demografia e diversidade genética da *Araucaria angustifolia*, espécie ameaçada de extinção. Em uma parcela de 9 ha foram avaliadas a composição da fauna (800 armadilhas fotográficas-dia), a dinâmica demográfica (produção de sementes e regeneração natural) de todos os indivíduos e a diversidade genética (8 locos SSR) de 468 indivíduos de araucária. Foram registrados 46,8% ($n= 419$) de mamíferos e 44,2% ($n= 396$) de aves de um total de 896 animais. Foram registrados poucos hipercarnívoros, por consequência, encontrou-se elevada frequência de pequenos roedores (potenciais predadores de sementes de araucária). A produção estimada de pinhões na área foi de 7300 sementes.ha⁻¹. No entanto, apenas 79 indivíduos.ha⁻¹ (1,08%) ingressaram na população no período avaliado de um ano,

sugerindo uma intensa predação ou mortalidade. Observou-se diminuição nos índices de diversidade genética e diferença nos alelos exclusivos dos adultos até as plântulas, com exceção das progênies. Em contraste com estudos recentes, a estrutura genética espacial reduziu dos adultos (~37 m), jovens (~11 m) até as plântulas que não apresentaram estrutura. Esses resultados mostram o potencial de interações tróficas entre a aurária e a fauna, os efeitos da paisagem campestre somados às interações com os pequenos roedores e a capacidade de resiliência da espécie perante às diversidades do meio, mostrando sua importância para manutenção das interações ecológicas e, portanto, da biodiversidade.

Palavras-chave: Dinâmica florestal; cascatas tróficas; caça; diversidade genética; dinâmica populacional

Effects of defaunation for an endangered species: the *Araucaria Angustifolia* case in a grassland landscape in Santa Catarina

Abstract

Degraded natural environments, and increases in illegal hunting, may result in an imbalance in the composition and interaction of species. Studies involving the characterization of these interactions have the potential to provide a greater insight into biodiversity conservation. This study used an integrative approach in order to verify the effects of defaunation on demographic and genetic diversity of the endangered *Araucaria angustifolia*. In a plot of 9 ha we evaluated the faunal composition (800 trapping-nights), the population dynamics (seed production and natural regeneration) and the genetic diversity (8 locus SSR) of 468 individuals of *A. angustifolia*. We recorded 46.8% ($n = 419$) of mammals and 45.8% ($n = 410$) of birds from a total of 896 animals. Few hypercarnivores were recorded; we however found high frequency of small rodents (potential *Araucaria* seed predators). The estimated production of seeds in the area was 7300 seeds.ha⁻¹; however, only 79 individuals.ha⁻¹ (1.08%) entered the population within our study period of one year, suggesting an intense predation pressure or mortality. We observed a decrease in genetic diversity indices and a difference in exclusive alleles from adults to seedlings, except to progenies. In contrast to recent studies, we find that there was a reduction in the spatial genetic structure from adults (~ 37m), to young (~ 11 m), with no evident pattern for the seedlings. These results show the potential of trophic interaction

between araucária and fauna; the effects of the landscape feature combined to interactions with small rodents; and the species resilience towards the diversities of the environment showing its importance for maintaining the ecological interactions and therefore the biodiversity.

Keywords: tropical forest dynamics; trophic cascades; overhunting; genetic diversity; population dynamics

1. Introdução

A exploração da Floresta Ombrófila Mista (FOM), desde o início da colonização, alavancou o desenvolvimento para a região sul do país, mas ocorreu de maneira predatória e não sustentável, seja do ponto de vista social, econômico e ecológico (GUERRA et al., 2002). No início do século XX, cerca de 35% da cobertura vegetal dos estados do sul do Brasil estavam representados pela FOM e devido à exploração da madeira, atualmente essa cobertura não ultrapassa 5 (GUERRA et al., 2002) a 12,6% (RIBEIRO et al., 2009) da sua cobertura original, que se encontra na forma de fragmentos e, em grande maioria, cobertos com formações secundárias em fase inicial ou intermediária de sucessão (VIBRANS et al., 2012).

A *Araucaria angustifolia* é uma conífera nativa do sul da América do Sul, dioica de dispersão anemófila que se distribui nas regiões Sul e Sudeste do Brasil e Nordeste da Argentina (HUECK, 1972; REITZ; KLEIN, 1966; MATTOS, 1994). Seus produtos vão desde a madeira, resina até alimento para o homem e os animais (REITZ; KLEIN; REIS, 1978). Devido sua exploração predatória (principalmente madeireira) a espécie se encontra criticamente ameaçada de extinção (THOMAS, 2013). Suas sementes são nutritivas (54 – 62% de amido e 5,1% de proteína; ROSADO et al., 1994; BEATRIZ ROSANA CORDENUNSI et al., 2004) e além de importantes para fauna no período de inverno, onde a disponibilidade de alimentos é escassa (VIEIRA; IOB; BECKER, 2004), estão historicamente associadas com o homem com uma importância que vai além do uso alimentício (REIS; LADIO; PERONI, 2014).

A redução no tamanho das populações, bem como o aumento da distância entre as populações devido a fragmentação, pode acarretar no aumento da endogamia, afetar a diversidade genética e a estrutura das populações (O'CONNELL; MOSSELER; RAJORA, 2006; BITTENCOURT; SEBBENN, 2009). No entanto, a degradação ecológica causada

pela fragmentação pode ser mais importante que a degradação genética, devido aos sinais genéticos da fragmentação exigirem muitas gerações para aparecer (KRAMER et al., 2008). A degradação ecológica pode gerar a perda de interações ecológicas (HAGEN et al., 2012; MAGRACH et al., 2014) e portanto reduzir a qualidade do habitat.

Por outro lado, além do impacto sobre as espécies vegetais, a fragmentação pode contribuir para a diminuição da diversidade da fauna (GIBSON et al., 2013). Nas áreas fragmentadas, a redução da fauna é dependente de alguns fatores da fragmentação como, por exemplo, o tamanho do fragmento, tipo de habitat em torno e a sua distância de populações “fonte” (PRUGH et al., 2008). Além da fragmentação dos habitats, a pressão da caça sob os vertebrados é considerada um importante modificador das florestas (HOFFMANN et al., 2011) e se intensifica em ambientes fragmentados pelo fácil acesso de caçadores (PERES, 2001).

Mesmo que o número de animais almejados pela caça seja baixo, outras espécies pouco caçadas (vertebrados de pequeno porte) têm sua densidade afetada por meio do equilíbrio da cadeia trófica (HAGEN et al., 2012 - para mais detalhes). Em florestas neotropicais, cerca de 80% da biomassa de vertebrados é composta de herbívoros e frugívoros (MULLER-LANDAU; HARDESTY, 2005; REDFORD, 1992), são os responsáveis pela remoção, predação e dispersão de sementes (BLEHER; BÖHNING-GAESE, 2001). Dessa maneira, a alta taxa de extinção atual (BARNOSKY et al., 2011) pode causar mudanças desde a estrutura demográfica da vegetação, como densidade (BLEHER; BÖHNING-GAESE, 2001) até a diversidade genética (GALETTI; DIRZO, 2013) inviabilizando a manutenção do ecossistema e colapsando seus serviços derivados para o homem (DÍAZ et al., 2013).

Estudos que permitem avaliar as características da autoecologia da fauna e da flora são importantes para o embasamento de propostas para a conservação dessas espécies (STILLMAN et al., 2015). No entanto, estes estudos não são facilmente relacionados, pouca interação entre eles é encontrada e geralmente são estudos experimentalmente complexos (BECKMAN; ROGERS, 2013).

Por outro lado, um componente importante da biodiversidade que está junto ou pode até mesmo preceder a extinção de espécies, é a extinção de interações ecológicas causada por estas espécies envolvidas (JANZEN, 1974; AIZEN; SABATINO; TYLIANAKIS, 2012). O fato da perda de interações ecológicas entre uma espécie preceder a extinção da mesma, está relacionado à sua abundância, i.e., sua abundância

populacional é tão reduzida que não apresenta mais nenhuma interação ecológica, enquanto a espécie ainda não foi considerada extinta (JANZEN, 1974; SATERBERG; SELLMAN; EBENMAN, 2013).

Desta maneira, considerar a perda de interações entre espécies como um efeito negativo para biodiversidade, pode ser mais importante que a extinção de uma só espécie (VALIENTE-BANUET et al., 2014), onde a perda de uma interação ecológica pode acelerar o processo de extinção de várias outras espécies envolvidas (DÍAZ et al., 2013). Assim, entender as causas e efeitos da perda de interações ecológicas pode fornecer novas perspectivas para melhor entender os processo de resposta ecológica às perturbações (AIZEN; SABATINO; TYLIANAKIS, 2012; MULDER et al., 2012) e então garantir a manutenção da biodiversidade dos ecossistemas naturais.

Desta maneira, esse estudo utilizou dados de diferentes trabalhos (ZECHINI, 2012; CRISTOFOLINI, 2013; PALUDO, 2013; SCHÜSSLER, 2014), mas realizados na mesma área de estudo. O objetivo foi avaliar a interação ecológica, por meio de uma análise crítica e discursiva com base na literatura, entre a *A. Angustifolia* (estudos demográficos e genéticos) e a fauna.

2. Material e Métodos

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado no interior da cidade de Lages, na região de Coxilha Rica, estado de Santa Catarina, (28° 02' S e 50 17' W, 1050 m). Nesta área foi implantada uma parcela de 9 ha (300 x 300m), subdividas em subparcelas de 100 m² (10 x 10m). A área se insere no ecossistema de campos de altitude, na Floresta Ombrófila Mista. Com altitude de aproximadamente 1.500 m, temperatura média anual abaixo de 18°C, ocorrência de geadas e temperaturas negativas no inverno. A região apresenta precipitação pluvial média anual de 1.600 mm. O solo é pouco profundo, pedregoso, ácido e de baixa fertilidade (FERNANDES, 2011).

Os campos sulinos é uma paisagem característica que se diferencia das outras paisagens naturais. Apresenta agrupamentos herbáceos formados por gramíneas, leguminosas e Verbenaceae (KLEIN; RODRIGUEZ, 1978). Ainda, apresenta uma diversidade fisionomica de comunidades vegetais, desde a presença de capões florestais até indivíduos arbóreos isolados no campo (PILLAR et al., 2009a), sendo uma importante formação florestal para os ambientes naturais e antrópicos (PILLAR et al., 2009b).

2.2. Coleta e análise dos dados

2.2.1. Composição da fauna

Foram utilizadas 16 armadilhas fotográficas (BUSNELL® com infravermelho, modo vídeo), programadas para realizar filmagens com duração de um minuto e intervalos de dois minutos. As armadilhas permaneceram no campo entre 5 a 47 dias. E foram instaladas ao longo de trilhas de animais, na beira de cursos d'água, ou eventuais barreiros (TOMAS; MIRANDA, 2003).

Para posicionar as armadilhas fotográficas (Bushnell®) de forma representativa, foi considerado o maior *home-range* da cutia (8,5 ha, diâmetro de 340 metros) (CID et al., 2013), assim como presença de trilhas de animais. Dessa maneira, a distância média entre as armadilhas fotográficas foi de 914 m (200 m a 2265 m), geralmente próximas ao rio. Foram utilizados pinhões como atrativos para a fauna, durante o seu período de disponibilidade. Após esse período, foram utilizados iscas para atrair a fauna e aumentar a probabilidade do animal permanecer na frente da máquina (SANTOS; BUENO; CASELLA, 2013).

2.2.2. Dinâmica populacional

Dentro da parcela, todos os indivíduos de araucária foram mensurados, mapeados e classificados em 4 classes de tamanho baseados na altura e no diâmetro a altura do peito (DAP). Classe 1: até 50 cm de altura (plântulas), Classe 2: entre 50 e 150 cm de altura (jovens), Classe 3: > 150 cm de altura até indivíduos não reprodutivos (Juvenis) e Classe 4: todos indivíduos reprodutivos (adultos). Após 1 ano, a parcela foi reavaliada onde se obteve a quantidade de plantas ingressantes, plantas mortas e o crescimento. Além disso, foi quantificado a produção de sementes/ha da paisagem: uma amostra de 30 indivíduos adultos (que não estavam dentro da parcela, mas na população) foram visualizados com a ajuda de um binóculo para a contagem as pinhas. A metodologia detalhada para a parte demográfica pode ser encontrada em Paludo (2013) e para a produção de sementes em Zechini (2012).

2.2.3. Caracterização genética

Para a caracterização genética da araucária, foram coletados ramos de todos os indivíduos adultos (reprodutivos) e jovens (altura > 1,5 m e DAP < 5 cm). Para

amostragem da geração de plântulas foi estabelecida uma área central na parcela (1,44 ha - 120 x 120 m; Figura 2). É importante destacar que a classificação dos indivíduos pelo tamanho para a caracterização genética foi diferente da classificação para a dinâmica populacional, aqui plântulas foi considerado o indivíduo que não apresentava ramificação. A extração do DNA das acículas foi realizado pelo método Doyle (1991), a técnica para amplificação foi primer-tail, primer universal M13 marcado com fluorocromo, com o seguinte protocolo de mix de PCR: para uma reação com volume total de 17µl, 1x Taq buffer (Fermentas), 0,3 U de DNA polimerase (Fermentas), 0,5 µM de *primer* F e 0,2 µM de *primer* R, 0,2 µM de *primer* M13, 0,1 mM de dNTPs (Fermentas), 2,5 mM de Cloreto de Magnésio (Fermentas) e 2ng de DNA. Um primer de cada loco foi marcado com fluorocromo HEX (verde) e fluorocromo FAM (azul) para os oito locos microssatélites. Na amplificação foi utilizado o conjunto de ciclos e temperaturas: 95°C por 3 minutos para desnaturação seguido de 35 ciclos, sendo cada ciclo composto por três fases, a primeira com 95°C por 30 segundos, a segunda com a T(a)°C (temperatura de anelamento) por 45 segundos e a terceira com 72°C por 1 minuto para extensão, e a extensão final a 72°C por 30 minutos. A obtenção dos genótipos foi realizada em sistema de detecção por fluorescência em seqüenciador MegaBACE 1000 DNA Analysis System Amersham Biosciences Corp. de 96 capilares e os dados obtidos foram analisados através da interpretação dos eletroferogramas pelo software MegaBACE Fragment Profiler 1.2.

A análise da diversidade genética para as gerações de adultos, jovens e plântulas foi caracterizada para o número total de alelos nos locos (k), número efetivo de alelos nos locos ($\hat{A}=1/(1-\hat{H}_e)$), heterozigosidade observada (\hat{H}_o) e esperada em Equilíbrio de Hardy-Weinberg (\hat{H}_e), utilizando o programa GDA versão 1.1 (LEWIS; ZAYKIN, 2001). Os índices de endogamia intrapopulacional foram estimados pelo índice de fixação individual (F_{IS}), pela equação $F_{IS}=(1-H_{ot})/H_{et}$ (H_{ot} = heterozigosidade observada total e H_{et} = heterozigosidade esperada total. A significância estatística dos valores foram testados por permutação (10.000). O índice de fixação e as permutações foram obtidos através do programa SPAGEDI 1.4 (HARDY; VEKEMANS, 2002). A caracterização da distribuição espacial dos genótipos adultos, jovens e plântulas foram realizadas utilizando-se a estimativa do coeficiente de coancestria entre pares de árvores (θ_{xy}) (LOISELLE et al., 1995) e obtidos pelo programa SPAGEDI 1.4 (HARDY; VEKEMANS, 2002). A metodologia detalhada da parte genética pode ser encontrada em Cristofolini (2013).

Todos os dados mencionados acima são oriundo de diferentes trabalhos (CRISTOFOLINI, 2013; PALUDO, 2013; SCHÜSSLER, 2014; ZECHINI, 2012), mas realizados na mesma área de estudo. A metodologia para a análise crítica é baseada numa revisão bibliográfica que buscou elementos para discussão da interação entre esses trabalhos.

3. Resultados

3.1. Fauna

A amostragem de 800 armadilhas-dia permitiu a captura de 896 indivíduos dos quais 46,8% (n= 419) são mamíferos, 44,2% (n= 396) são aves que forrageiam no solo e 9% (n= 81) são répteis. Os resultados do levantamento verificaram entre os mamíferos a presença de 14 espécies autóctones e 5 não autóctones. De acordo a distribuição de frequência entre as ordens da classe mamífero (Figura 1), registramos as seguintes ordens: Artiodactyla (15,1%), com expressiva frequência de animais exóticos (bovinos, suínos e equinos; 69,9%); Rodentia, com alta frequência de pequenos roedores cricetídeos (81%); Carnivora, com destaque para o hipocarnívoro quati (*Nasua nasua*, 47,7%) e o exótico cachorro (*Canis lupus familiares*, 23%); e Cingulata, com a alta presença do tatu (*Dasybus novemcinctus*, 81,8%). É importante destacar que, na ordem primata, foram realizados registros apenas de seres humanos (2,1%) e na ordem rodentia não foram registrados médios e grandes roedores, importantes dispersores das sementes de araucária.

Em relação às aves foram divididos os registros em duas categorias: espécies que interagem ou não com a semente de araucária (Figura 1). Entre as espécies que interagem com o pinhão, registramos a gralha-azul (*Cyanocorax caeruleus*; 24%) e a saracura (*Aramides sp.*; 76%). A outra categoria, refere-se as espécies de aves que não interagem com o pinhão.

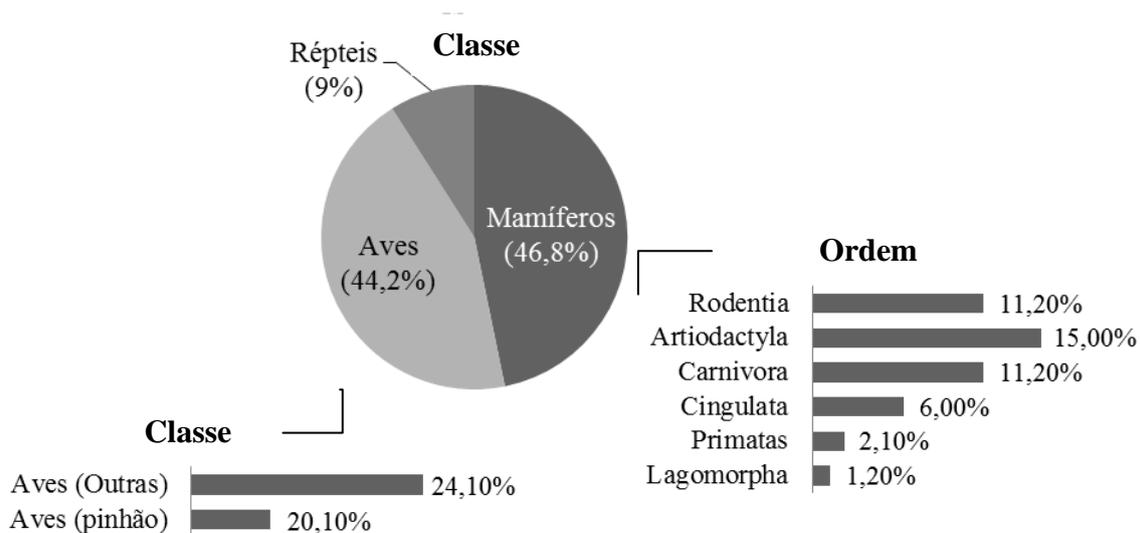


Figura 1. Distribuição das frequências obtidas durante o levantamento da fauna na Coxilha Rica, SC. O círculo maior representa as classes de mamíferos, aves e répteis. A classe mamíferos foi subdividida nas ordens registradas (SCHÜSSLER, 2014).

As espécies já consideradas extintas na região de estudo, tais como: *Panthera onca*, *Tapirus terrestris*, *Tamandua tridactyla*, mantiveram o seu status. Além dessas, também não foram registradas nenhuma espécie da ordem Didelphimorphia, Primates (além do ser humano), da família Caviidae, Cuniculidae, Dasyproctidae, Echimyidae, Leporidae, Sciuridae, Tayassuidae e as espécies *Lontra longicaudis* e *Ozotocerus bezoarticus*.

3.2. Dinâmica populacional da araucária

Foram encontrados 2823 indivíduos de *Araucaria angustifolia* os quais apresentam uma densidade de 314 ind.ha⁻¹ (Figura 2) (PALUDO, 2013). A estrutura da população apresenta forte dominância de indivíduos nas primeiras classes de tamanho, apresentando uma variação do padrão “J-invertido” (Figura 3).

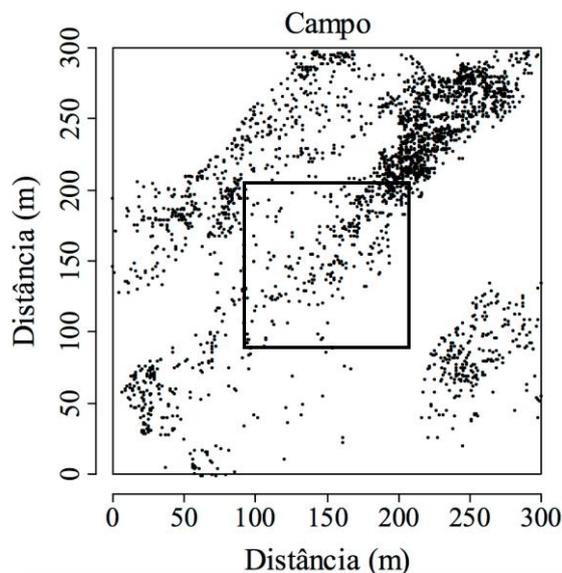


Figura 2. Distribuição dos indivíduos de *Araucaria angustifolia* na parcela de 9 ha (300 x 300 m) na Coxilha Rica, SC. Cada ponto do gráfico representa um indivíduo independente da classe de tamanho. Quadrado dentro da parcela representa a subparcela de 1,44 ha (120 x 120 m) onde foi coletado as plântulas para genotipagem (CRISTOFOLINI, 2013; PALUDO, 2013).

Por meio da contagem dos estróbilos nas árvores femininas foi possível estimar uma produção aproximada de 7300 a 9500 sementes/ha (ZECHINI, 2012; PALUDO, 2013). E ao segundo ano de avaliação, foi registrado um ingresso de 79 ind.ha⁻¹ na população. Desta maneira, podemos representar que o ingresso de indivíduos regenerantes foi de apenas 1,08% do total de sementes produzidas. Ainda, é importante considerar o que sai da parcela e o que entra pelo fluxo de dispersão.

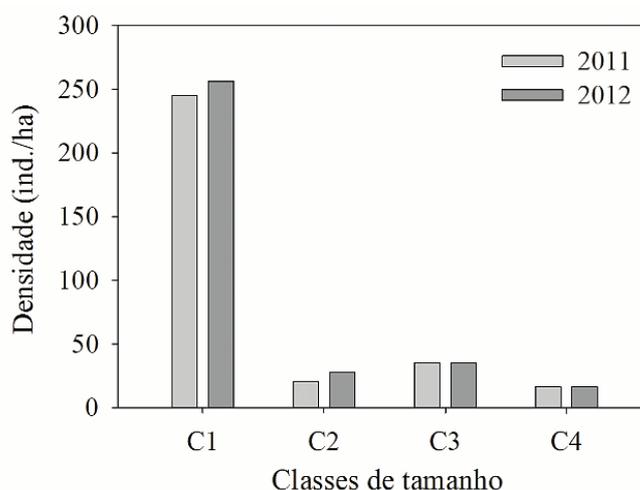


Figura 3. Distribuição das classes de tamanho C1 (altura < 0,5 m; plântulas), C2 (0,5 ≤ altura ≤ 1,5 m; Jovens), C3 (altura > 1,5 m, mas não reprodutivo; Juvenis) e C4 (reprodutivos; Adultos) para todos os indivíduos de *Araucaria angustifolia* em uma parcela de 9 ha, na localidade da Coxilha Rica, Lages/ SC (PALUDO, 2013).

3.3. Genética da araucária

A análise genética identificou que o número de alelos exclusivos encontrados para os adultos (12) foi maior do que nas coortes mais recentes (2) (Tabela 1). A heterozigosidade observada foi menor que a heterozigosidade esperada para as quatro coortes estudadas (Tabela 1). Houve uma redução numérica na diversidade genética das coortes mais antigas para as mais recentes, mas não foi significativa. Os índices de fixação foram significativamente positivos para todas as gerações, com exceção das progênes, indicando que os cruzamentos estão ocorrendo ao acaso. No entanto, quando analisado com a exclusão de alelos nulos, significativamente presentes nos marcadores utilizados, não há diferença significativa em nenhuma das gerações. E as estimativas de F_{ST} (0,006; com IC=0-0,012 à 95%) para diferenciação genética são baixas e não significativas (CRISTOFOLINI, 2013).

Tabela 1: Índices de diversidade genética na população de *Araucaria angustifolia*, na Coxilha Rica, para cada geração (adultos, jovens e plântulas). n é o tamanho da amostra, $n\hat{A}$ é o número efetivo de alelos nos locos, Ex é o número de alelos exclusivos, \hat{H}_e é a heterozigosidade esperada em equilíbrio de Hardy-Weinberg, \hat{H}_o é a heterozigosidade observada, F_{IS} é o índice de fixação e F_{IS}^1 é o índice de fixação excluindo locos segregantes para alelos nulos. * $P < 0,05$ (CRISTOFOLINI, 2013).

População	n	$n\hat{A}$	Ex	\hat{H}_e	\hat{H}_o	F_{IS}	F_{IS}^1
Adultos	140	9	12	0,598	0,536	0,1041*	0,0243
Jovens	88	7	3	0,6	0,513	0,1442*	0,0718
Plântulas	93	7,62	2	0,58	0,493	0,1532*	0,0705
Progênes	147	8,25	6	0,607	0,588	0,0337	0,0167
Média	117	7,96	--	0,596	0,533	0,1088*	0,0458
Total	468	--	--	--	--	--	--

A análise da estrutura genética espacial, indicou a existência de estruturação significativa até a distância aproximada de 37m nos adultos e até 11m nos jovens, enquanto as plântulas não apresentaram estrutura espacial (Figura 4) (CRISTOFOLINI, 2013).

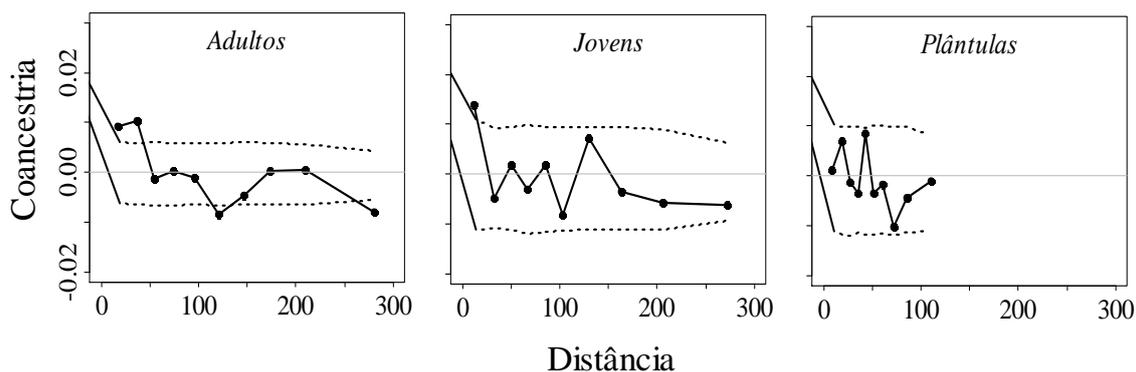


Figura 4. Estrutura genética nos indivíduos adultos, jovens e plântulas de *Araucaria angustifolia* avaliados na Coxilha Rica, SC. A linha contínua refere-se a estimativa do coeficiente de coancestria médio e as linhas pontilhadas referem-se a estimativa do intervalo de confiança do erro a 95% de probabilidade da hipótese de ausência de estrutura genética. ($H_0: \theta_{xy} = 0$).

4. Discussão

De uma maneira global, vertebrados estão em declínio populacional devido à caça excessiva, fragmentação de habitats e espécies invasoras (BECKMAN; ROGERS, 2013; GIBSON et al., 2013; VALIENTE-BANUET et al., 2014; WOINARSKI; BURBIDGE; HARRISON, 2015). Em relação a área estudada, a baixa frequência de hipercarnívoros na região, comparado com outras áreas (SCHÜSSLER, 2014) é o primeiro indício de desequilíbrio, possivelmente por interferência antrópica, corroborando a idéia de que a floresta fragmentada reduz a disponibilidade de habitats (REDFORD, 1992), facilita a chegada do caçador aos grandes e médios mamíferos (PERES, 2001) assim como a presença de gado pode interferir nesse processo.

Consequente à extinção dos hipercarnívoros, há uma desregulação da cadeia trófica na qual espécies que interagem com a dada espécie extinta tendem ou a desaparecer ou a crescer dependendo da interação (SATERBERG; SELLMAN; EBENMAN, 2013). Essas desregulações da cadeia trófica podem abranger desde a fauna até a flora e em diferentes níveis. No entanto, ainda há dificuldades no entendimento do efeito de extinções de hipercarnívoros devido a maioria dos estudos focarem em aves (GIBSON et al., 2013). Podemos então sugerir que, ou a baixa frequência de hipercarnívoros na área aumentou a frequência de pequenos roedores (MCCAULEY; ET AL., 2006; GALETTI et al., 2015) ou, devido a correlação positiva entre hipercarnívoros e pequenos roedores (SCHÜSSLER, 2014), outros fatores estão afetando essa frequência, como por exemplo a maior disponibilidade de sementes (JAKSIC; LIMA, 2003) devido a ausência de cutias e pacas.

Na ordem rodentia, a maioria dos registros foi de pequenos roedores, não sendo registrados cutias e pacas que são importantes para dispersão de média e longa distância das sementes de araucária. Essa nova composição faunística tem repercussão sobre a dispersão e predação das sementes da araucária. As famílias Dasyproctidae, Cuniculidae e Sciuridae são representadas por roedores de pequeno e médio porte, que são grandes predadores de sementes (GALETTI; BOVENDORP; GUEVARA, 2015). Portanto, podemos evidenciar, pela baixa taxa de recrutamento (1,08%) na parcela, uma possível alta predação das sementes de araucária pelos pequenos roedores, corroborando com os 74% de sementes predadas por pequenos roedores encontrado por Schüssler (2014).

Por outro lado, os pequenos roedores podem apresentar outra característica além da de predador de sementes. Paralelamente à predação, os pequenos roedores apresentam um comportamento *scatterhoarding* (estocadores de sementes) que contribui para a dispersão secundária de sementes (JANSEN et al., 2012; VANDER WALL; KUHN; BECK, 2005). Apesar de a dispersão por pequenos roedores vem ainda sendo associada somente à pequenas distância (CHOO; JUENGER; SIMPSON, 2012; HIRSCH; KAYS; JANSEN, 2012), alguns estudos mostram que a dispersão secundária pode alcançar mais de 100 m de distância e que essa dispersão pode substituir a megafauna original dispersora já extinta (JANSEN et al., 2012). No entanto, essa dispersão secundária a longa distância é geralmente a soma de várias dispersões acumuladas no tempo (HIRSCH; KAYS; JANSEN, 2012), o que torna inviável para as sementes de araucária que são recalcitrantes (BALBUENA et al., 2011).

Além da interação das sementes de araucária com os pequenos roedores, registramos outras interações com as aves. (i) A interação com a gralha (*C.caeruleus*), já é conhecida, no entanto, não existiam registros dela interagindo no solo com as sementes de araucária. E (ii) a interação com a saracura (*Aramides* sp.) no qual não há referência dessa espécie interagindo com a remoção e predação das sementes de araucária (SCHÜSSLER, 2014). Essas novas interações podem ser uma resposta à defaunação da área. No ponto de vista ecológico, a nova interação no solo com a gralha pode ser interessante para a araucária visto que seu vôo pode atingir longas distâncias (ANJOS, 1991).

A diversidade genética diminuiu numericamente da geração dos adultos, jovens até as plântulas e aumentou nas progênies (sementes). No entanto, estimativas de F_{ST} indicam baixa diferença genética não significativa entre as gerações. Esse incremento na geração das progênies reflete o potencial de polinização que a matriz campestre possui (MEDINA-

MACEDO et al., 2014), no qual facilita a araucária com seu comportamento anemófilo (REITZ; KLEIN, 1966). A diferença genética não significativa pode estar relacionado ao tempo de resposta aos efeitos da fragmentação (KRAMER et al., 2008). Como a maioria da fragmentação florestal é recente (20-200 anos) e a araucária é uma árvore longeva, as poucas gerações não foram suficiente para apresentar os efeitos da fragmentação. De uma certa maneira, os parâmetros genéticos dos indivíduos adultos refletem o fluxo gênico histórico, onde provavelmente nesse período as interações entre as sementes da araucária e o meio (e.g. fauna) teriam outros componentes.

A estrutura genética espacial apresentou um resultado diferente do esperado, na qual diminuiu dos adultos (37 m), para os jovens (11 m) até as plântulas que não apresentaram estrutura genética espacial na área avaliada (1,4 ha) (CRISTOFOLINI, 2013). Apesar de poucos estudos, de maneira geral, é esperado que a ausência ou reduzida dispersão deve aumentar a estrutura genética (PACHECO; SIMONETTI, 2000; VOIGT et al., 2009). Desta maneira, podemos formular duas hipóteses: ou (i) a araucária encontrou uma outra maneira de manter a diversidade genética nas plântulas mesmo na ausência de dispersão ou (ii) alguma das metodologias utilizadas (fauna ou genética) não estão representando de maneira fiel a realidade.

Uma das maneiras de passar pela deficiência de dispersão seria garantir o máximo de diversidade genética nas sementes. Como já mencionado anteriormente, a eficiência no fluxo gênico por meio da polinização anemófila é o principal fator da alta diversidade genética encontrada nas sementes (CRISTOFOLINI, 2013; MEDINA-MACEDO et al., 2014). No entanto, a diversidade na semente é alterada por diversos fatores, como qualidade do habitat, distância de dispersão, plantas vizinhas (BECKMAN; ROGERS, 2013) até chegar nas plântulas. Mesmo que a polinização seja eficiente, as sementes de uma mesma matriz terá sempre um grau de parentesco de meio irmãos, ou seja, a polinização eficiente em paisagem de campo não é suficiente para diluir a estrutura genética. Dessa maneira, a ausência de estrutura pode estar relacionado com a interação com os pequenos roedores, onde seu comportamento de dispersor secundário (ALVAREZ-BUYLLA et al., 1996) trazendo novas sementes para a área, somado ao comportamento de predação (GALETTI; BOVENDORP; GUEVARA, 2015) diminuindo a sementes com grau de parentesco, contriuiu de forma efetiva para a ausência de estrutura genética.

Do ponto de vista metodológico, há duas possibilidades para a ausência de estrutura genética espacial: (i) no momento da coleta das plântulas, estas já deviam ter passado por um processo de competição com os indivíduos vizinhos e então a teoria da mortalidade dependente da densidade e distância é aplicada (CHOO; JUENGER; SIMPSON, 2012). A outra possibilidade seria (ii) a área delimitada para a coleta das plântulas (1,4 ha) não ser suficiente para detectar a estrutura genética espacial das plântulas. No entanto, teríamos que considerar que a estrutura genética espacial teórica teria que ser superior à 100 m, o que seria difícil visto que espécies anemófilas tendem a reduzir a estrutura genética em ambientes abertos devido à ausência de barreiras físicas (WANG et al., 2012).

Sabemos que dispersores podem ter um forte efeito sobre a taxa de crescimento da população, padrão espacial, diversidade genética e diversidade e composição da comunidade (BECKMAN; ROGERS, 2013), a partir de sua influência no recrutamento. Ainda, a perda de dispersores pode aumentar o risco de extinção da flora devido densidade dependente negativa (CAUGHLIN et al., 2014). Portanto, devemos focar parte da atenção à fauna presente e suas interações com o meio. Por outro lado, a perda dos dispersores tende a mudanças na composição das plântulas e progênies no qual há um favorecimento das espécies que utilizam os meios abióticos de dispersão, como por exemplo o vento (BECKMAN; ROGERS, 2013; WRIGHT; HERNANDÉZ; CONDIT, 2007).

Esses resultados mostram que araucária tem um potencial de resiliência capaz de superar as diversidades impostas pelo meio, sendo importante sua conservação como uma espécie chave para a manutenção das interações ecológicas e, portanto, da biodiversidade.

5. Conclusões

- A baixa frequência de hipercarnívoros e/ou ausência de médios e grandes roedores desencadeou o aumento dos pequenos roedores aumentando a taxa de predação, mas ao mesmo tempo pode ter sido responsável pela ausência de estrutura genética espacial nas plântulas para a geração avaliada.
- A característica da paisagem de facilitar a polinização anemófila mais a dispersão secundária dos pequenos roedores podem estar contribuindo para a manutenção da espécie, no entanto, é importante ressaltar que o resultado pode ser diferente em outra paisagem (e.g. floresta).
- Apesar da ausência de dispersores originais (cutia e paca), a araucária ainda é capaz de manter sua diversidade genética e a manutenção demográfica da população. Esse

resultado mostra sua capacidade de resiliência perante ao meio e sua importância para manutenção das interações ecológicas e, portanto, da biodiversidade.

Referências

AIZEN, M. A.; SABATINO, M.; TYLIANAKIS, J. M. Specialization and rarity predict nonrandom loss of interactions from mutualist networks. **Science**, v. 335, n. 6075, p. 1486–1489, 2012.

ALVAREZ-BUYLLA, E. R. et al. Demographic Genetics of a Pioneer Tropical Tree Species: Patch Dynamics, Seed Dispersal, and Seed Banks. **Evolution**, v. 50, n. 3, p. 1155–1166, jun. 1996.

ANJOS, L. O ciclo anual de *Cyanocorax caeruleus* em floresta de araucária (Passeriformes: Corvidae). **Ararajuba**, v. 2, p. 19–23, 1991.

BALBUENA, T. S. et al. Differential proteome analysis of mature and germinated embryos of *Araucaria angustifolia*. **Phytochemistry**, v. 72, n. 4-5, p. 302–311, abr. 2011.

BARNOSKY, A. D. et al. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? **Nature**, v. 471, n. 7336, p. 51–57, 2011.

BEATRIZ ROSANA CORDENUNSI et al. Chemical Composition and Glycemic Index of Brazilian Pine (*Araucaria angustifolia*) Seeds. 2004.

BECKMAN, N. G.; ROGERS, H. S. Consequences of Seed Dispersal for Plant Recruitment in Tropical Forests: Interactions Within the Seedscape. **Biotropica**, v. 45, n. 6, p. 666–681, 1 nov. 2013.

BITTENCOURT, J. V. M.; SEBBENN, A. M. Genetic effects of forest fragmentation in high-density *Araucaria angustifolia* populations in Southern Brazil. **Tree Genetics & Genomes**, v. 5, n. 4, p. 573–582, 2009.

BLEHER, B.; BÖHNING-GAESE, K. Consequences of frugivore diversity for seed dispersal, seedling establishment and the spatial pattern of seedlings and trees. **Oecologia**, v. 129, n. 3, p. 385–394, 2001.

CAUGHLIN, T. T. et al. Loss of animal seed dispersal increases extinction risk in a tropical tree species due to pervasive negative density dependence across life stages. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 282, p. 20142095, 2014.

CHOO, J.; JUENGER, T. E.; SIMPSON, B. B. Consequences of frugivore-

mediated seed dispersal for the spatial and genetic structures of a neotropical palm. **Molecular Ecology**, v. 21, n. 4, p. 1019–1031, 2012.

CID, B. et al. Preventing injuries caused by radiotelemetry collars in reintroduced red-rumped agoutis, *Dasyprocta leporina* (Rodentia: Dasyproctidae), in Atlantic Forest, southeastern Brazil. v. 30, n. 1, p. 115–118, 2013.

CRISTOFOLINI, C. **Dinâmica da diversidade genética de araucaria angustifolia (Bertol.) Kuntze em paisagem de campo no estado de santa catarina.** [s.l.] Dissertação. Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-graduação em Recursos Genéticos Vegetais, Universidade Federal de Santa Catarina. 93p, 2013.

DÍAZ, S. et al. Functional traits, the phylogeny of function, and ecosystem service vulnerability. **Ecology and Evolution**, v. 3, n. 9, p. 2958–2975, 2013.

DOYLE, C. J. Mathematical models in weed management: A review. **Crop Protection**, v. 10, n. 6, p. 432–444, 1991.

FERNANDES, P. Caracterização do hábitat da erva-de-touro nos campos naturais de altitude do Planalto Serrano Catarinense, Brasil. **Cadernos de agroecologia**, p. 2236–7934, 2011.

GALETTI, M. et al. Defaunation affects the populations and diets of rodents in Neotropical rainforests. **Biological Conservation**, v. 190, n. June, p. 2–7, 2015.

GALETTI, M.; BOVENDORP, R. S.; GUEVARA, R. Defaunation of large mammals leads to an increase in seed predation in the Atlantic forests. **Global Ecology and Conservation**, v. 3, n. June, p. 824–830, 2015.

GALETTI, M.; DIRZO, R. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. **Biological Conservation**, v. 163, p. 1–6, jul. 2013.

GIBSON, L. et al. Near-Complete Extinction of Native Small Mammal Fauna 25 Years After Forest Fragmentation. **Science**, v. 341, n. 6153, p. 1508–1510, 2013.

GUERRA, M. P. et al. Exploração, manejo e conservação da araucária (*Araucaria angustifolia*). In: **Sustentável Mata Atlântica: a exploração de seus recursos florestais.** São Paulo: Senac, 2002. p. 85–102.

HAGEN, M. et al. **Biodiversity, Species Interactions and Ecological Networks in a Fragmented World.** 1. ed. [s.l.] Elsevier Ltd., 2012. v. 46

HARDY, O. J.; VEKEMANS, X. SPAGeDi: a versatile computer program to

analyse spatial genetic structure at the individual or population levels. **Molecular Ecology Notes**, v. 2, p. 618–620, 2002.

HIRSCH, B. T.; KAYS, R.; JANSEN, P. A. A telemetric thread tag for tracking seed dispersal by scatter-hoarding rodents. **Plant Ecology**, v. 213, n. 6, p. 933–943, 10 maio 2012.

HOFFMANN, M. et al. The changing fates of the world's mammals. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences**, v. 366, n. 1578, p. 2598–2610, 2011.

HUECK, K. **As florestas da America do Sul**. Sao Paulo, SP (Brazil): Poligono S.A., 1972.

JAKSIC, F. M.; LIMA, M. Myths and facts on ratadas: Bamboo blooms, rainfall peaks and rodent outbreaks in South America. **Austral Ecology**, v. 28, n. 3, p. 237–251, jun. 2003.

JANSEN, P. A. et al. Thieving rodents as substitute dispersers of megafaunal seeds. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 109, n. 31, p. 12610–5, 2012.

JANZEN, D. H. The deflowering of Central America. **Natural History**, v. 83, n. January 1974, p. 48–53, 1974.

KLEIN, R. M.; RODRIGUEZ, H. B. Mapa fitogeográfico do estado de Santa Catarina. In: **Mapa fitogeográfico do estado de Santa Catarina**. [s.l.] IOESC, 1978.

KRAMER, A. T. et al. The paradox of forest fragmentation genetics. **Conservation Biology**, v. 22, n. 4, p. 878–885, 2008.

LEWIS, P. O.; ZAYKIN, D. **Genetic data analysis: computer program for the analysis of allelic data** Version, , 2001.

LOISELLE, B. A. et al. Spatial Genetic Structure of a Tropical Understory Shrub, *Psychotria officinalis* (Rubiaceae). **American Journal of Botany**, v. 82, n. 11, p. 1420–1425, 1995.

MAGRACH, A. et al. Meta-analysis of the effects of forest fragmentation on interspecific interactions. **Conservation Biology**, v. 28, n. 5, p. 1342–1348, 2014.

MATTOS, J. R. **O pinheiro brasileiro**. Sao Paulo, SP (Brazil): 618p., 1994.

MCCAULEY, D. J.; ET AL. Indirect Effects of Large Herbivores on Snakes in an African Savanna. **Ecology**, v. 87, n. 10, p. 2657–2663, 2006.

MEDINA-MACEDO, L. et al. High levels of genetic diversity through pollen flow of the coniferous *Araucaria angustifolia*: a landscape level study in Southern Brazil. **Tree Genetics & Genomes**, v. 11, n. 1, p. 814, 2014.

MULDER, C. et al. Distributional (In)Congruence of Biodiversity–Ecosystem Functioning. In: **Advances in Ecological Research**. [s.l: s.n.]. v. 46p. 1–88, 2012.

MULLER-LANDAU, H. C.; HARDESTY, B. D. Seed dispersal of woody plants in tropical forests: concepts, examples and future directions. **Biotic interactions in the tropic**, n. April 2016, p. 267–309, 2005.

O'CONNELL, L. M.; MOSSELER, A; RAJORA, O. P. Impacts of forest fragmentation on the reproductive success of white spruce (*Picea glauca*). **Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne De Botanique**, v. 84, n. 6, p. 956–965, 2006.

PACHECO, L. F.; SIMONETTI, J. A. Genetic structure of a mimosoid tree deprived of its seed disperser, spider monkey. **Conservation Biology**, v. 14, n. 6, p. 1766–1775, 2000.

PALUDO, G. F. **Aspectos populacionais de *Araucaria angustifolia* em paisagem de campo e de floresta**. [s.l.] Dissertação. Centro de Ciências Biológicas - Programa de Pós-Graduação em Ecologia - Universidade Federal de Santa Catarina. 117p, 2013.

PERES, C. A. Synergistic Effects on Amazonian Forest Vertebrates Fragmentation. **Conservation Biology**, v. 15, n. 6, p. 1490–1505, 2001.

PILLAR, V. D. et al. Mosaicos de campos e floresta com Araucária: dilemas para a conservação. **Fonseca, CR; Souza, AF; Leal-Zanchet, AM; Dutra, TL**, p. 273–286, 2009a.

PILLAR, V. DE P. et al. **Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília (DF): Ministério do Meio Ambiente (MMA), 2009b.

PRUGH, L. R. et al. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 105, n. 52, p. 20770–5, 2008.

REDFORD, K. H. The empty forest. **BioScience**, v. 42, n. 6, p. 412–422, 1992.

REIS, M. S. DOS; LADIO, A.; PERONI, N. Landscapes with Araucaria in South America: Evidence for a cultural dimension. **Ecology and Society**, v. 19, n. 2, 2014.

REITZ, R.; KLEIN, R. M. **Araucariáceas**. [s.l.] Flora Ilustrada Catarinense, 1966.

REITZ, R.; KLEIN, R. M.; REIS, A. **Projeto madeira de santa catarina**. [s.l.] Itajaí, 1978.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest disturbed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

ROSADO, R. et al. Amido no megagametófito de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze: degradação durante a germinação e desenvolvimento de esporófito. **Acta Bot. Bras**, 1994.

SANTOS, C. F.; BUENO, B.; CASELLA, J. Comparação entre métodos de amostragem e eficiência de iscas na atração de mamíferos de médio e grande porte no Cerrado. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 8, n. 3, p. 156–164, 2013.

SATERBERG, T.; SELLMAN, S.; EBENMAN, B. High frequency of functional extinctions in ecological networks. **Nature**, v. 499, n. 7459, p. 468–+, 2013.

SCHÜSSLER, G. **Conservação pelo uso da Araucaria angustifolia (Bertol.) Kuntze: Análise de aspectos produtivos do pinhão e de interações com a fauna em diferentes fitorregiões do sul do Brasil**. [s.l.] Tese. Centro de Ciências Agrárias - Programa de Pós-graduação em Recursos Genéticos Vegetais - Universidade Federal de Santa Catarina. 193p., 2014.

STILLMAN, R. A. et al. Making predictions in a changing world: The benefits of individual-based ecology. **BioScience**, v. 65, n. 2, p. 140–150, 2015.

THOMAS, P. *Araucaria angustifolia*. **IUCN Red List of Threatened Species. Version**, 2013.

TOMAS, W. M.; MIRANDA, G. H. B. Uso de armadilhas fotográficas em levantamentos populacionais. In: **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Editora UF ed. Curitiba: [s.n.]. p. 243–267, 2013.

VALIENTE-BANUET, A. et al. Beyond species loss: The extinction of ecological interactions in a changing world. **Functional Ecology**, v. 29, n. 3, p. 299–307, 2014.

VANDER WALL, S. B.; KUHN, K. M.; BECK, M. J. Seed removal, seed

predation, and secondary dispersal. **Ecology**, v. 86, n. 3, p. 801–806, 2005.

VIBRANS, A. C. et al. Extensão original e atual da cobertura florestal de Santa Catarina. In: VIBRANS, A.C.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A.L. DE; LINGNER, D. V. (Ed.). . **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, Vol. I, Diversidade e conservação dos remanescentes florestais**. Edifurb ed. Blumenau: Edifurb, 2012.

VIEIRA, E. M.; IOB, G.; BECKER, R. G. Mammals of the Araucaria forest. In: **Geological and biological aspects from a transect between the eastern part of southern Brazilian plateau and the coastal plain of Rio Grande do Sul, Brazil: from the subtropical rainforest with Araucaria angustifolia to coastal peat bogs**. Unisinos, São Leopoldo, Brazil: [s.n.]. p. 2004.

VOIGT, F. A. et al. Linking seed dispersal and genetic structure of trees: A biogeographical approach. **Journal of Biogeography**, v. 36, n. 2, p. 242–254, 2009.

WANG, R. et al. Fragmentation reduces regional-scale spatial genetic structure in a wind-pollinated tree because genetic barriers are removed. **Ecology and Evolution**, v. 2, n. 9, p. 2250–2261, 2012.

WOINARSKI, J. C. Z.; BURBIDGE, A. A.; HARRISON, P. L. Ongoing unraveling of a continental fauna: Decline and extinction of Australian mammals since European settlement. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, n. 15, p. 4531–4540, 14 abr. 2015.

WRIGHT, S. J.; HERNANDÉZ, A.; CONDIT, R. The Bushmeat Harvest Alters Seedling Banks by Favoring Lianas, Large Seeds, and Seeds Dispersed by Bats, Birds, and Wind. **Biotropica**, v. 39, n. 3, p. 363–371, maio 2007.

ZECHINI, A. A. **Morfometria, produção, fenologia e diversidade genética: subsídios para conservação da Araucaria angustifolia (bert.) O. Ktze e coleta sustentável do pinhão no planalto catarinense**. [s.l.] Dissertação. Centro de Ciências Agrárias - Programa de Pós-graduação em Recursos Genéticos Vegetais - Universidade Federal de Santa Catarina. 193p., 2012.