



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS GENÉTICOS VEGETAIS

IGOR DE CARVALHO AGUIAR RODRIGUES

**AUTOECOLOGIA, DIVERSIDADE E ESTRUTURA GENÉTICA INTERNA DE (*Ocotea porosa* (Nees & Mart.) Barroso): SUBSÍDIOS PARA A COLETA DE SEMENTES**

Florianópolis

2023

IGOR DE CARVALHO AGUIAR RODRIGUES

**AUTOECOLOGIA, DIVERSIDADE E ESTRUTURA GENÉTICA INTERNA DE (*Ocotea porosa* (Nees & Mart.) Barroso): SUBSÍDIOS PARA A COLETA DE SEMENTES**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação Recursos Genéticos Vegetais da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciências, área de concentração: Recursos Genéticos Vegetais.

Orientador: Prof. Dr. Tiago Montagna

Florianópolis

2023

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,  
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Rodrigues, Igor de Carvalho Aguiar  
AUTOECOLOGIA, DIVERSIDADE E ESTRUTURA GENÉTICA INTERNA  
DE (*Ocotea porosa* (Nees & Mart.) Barroso): SUBSÍDIOS PARA  
A COLETA DE SEMENTES / Igor de Carvalho Aguiar Rodrigues  
; orientador, Tiago Montagna, 2023.  
77 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa  
Catarina, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós  
Graduação em Recursos Genéticos Vegetais, Florianópolis,  
2023.

Inclui referências.

1. Recursos Genéticos Vegetais. 2. Coleta de sementes.  
3. Diversidade e estrutura genética. 4. *Ocotea porosa*. I.  
Montagna, Tiago. II. Universidade Federal de Santa  
Catarina. Programa de Pós-Graduação em Recursos Genéticos  
Vegetais. III. Título.

IGOR DE CARVALHO AGUIAR RODRIGUES

**AUTOECOLOGIA, DIVERSIDADE E ESTRUTURA GENÉTICA INTERNA DE (*Ocotea porosa* (Nees & Mart.) Barroso): SUBSÍDIOS PARA A COLETA DE SEMENTES**

O presente trabalho em nível de Mestrado foi avaliado e aprovado, em 26 de janeiro de 2023, pela banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof.(a) Dr. Tiago Montagna, Dr.  
Universidade Federal de Santa Catarina – presidente/orientador

Prof.(a) Maurício Sedrez dos Reis, Dr.  
Universidade Federal de Santa Catarina – membro interno

Prof.(a) Adelar Mantovani, Dr.  
Universidade do Estado de Santa Catarina – Membro externo

Certificamos que esta é a versão original e final do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de Mestre em Ciências pelo Programa de Pós Graduação em Recursos Genéticos Vegetais.

---

Coordenação do Programa de Pós-Graduação

---

Prof. Dr. Tiago Montagna (orientador)

Florianópolis, 2023.

## AGRADECIMENTOS

À Deus, por ter me proporcionado forças em cada etapa dessa caminhada.

À minha mãe, Heliana Teixeira de Carvalho, por ser meu maior exemplo nessa vida. Com seu amor incondicional, nunca permitiu que eu fraquejasse. Minhas conquistas são igualmente suas!

Ao meu pai, Odinaldo Aguiar Rodrigues, por me ensinar que tudo na vida é conquistado com muito esforço e dedicação.

À minha avó, Laura Teixeira de Carvalho, por todos os ensinamentos e momentos de conversa (fofoca) com seu neto preferido.

À Ana Kelly, minha companheira em todos os momentos bons e ruins. Gratidão é o que define tudo o que sinto. Essa jornada tem sido mais leve ao seu lado.

Ao meu orientador, Dr. Tiago Montagna. Além de todos os ensinamentos, sempre esteve disposto a conversar, tirar dúvidas, aconselhar. Agradeço por toda a confiança e paciência, não me permitindo desanimar nos momentos mais difíceis.

À minha amiga, Larissa Brito, por todo incentivo e motivação, me fazendo acreditar que eu sou capaz. Obrigado por sempre estar presente, seja me brigando, seja compartilhando coisas da vida.

Aos amigos que conheci na graduação, em especial, Ivan Sousa, Gustavo Souza, Daniel Santos, Leidiane Lima Milka, Gabriella e Adrielly Louchard. O início dessa jornada certamente seria mais difícil sem vocês.

À todos os meus amigos e colegas do NPFT, em especial Peggy Thalmayr, Alison Bernardi, Maurício Reis, Giulia Scussel, Juliana Machado, Saimon Poczapski, Francisco Machado, Miguel Busarello e Bruno. Para além de toda ajuda nas coletas de campo e laboratório, vocês formaram parte da minha família.

Aos meus amigos que conheci em Florianópolis, especialmente, Nani Feuser, Emeli Susane, Magno Cristiano e toda a rapaziada do futebol de quarta e domingo.

Ao Bruno Fetti, proprietário da fazenda na qual essa pesquisa foi realizada. Esteve sempre disposto a ajudar com informações e apoio logístico.

À todos os meus amigos e pessoas que conheci nesses últimos anos e que me apoiam com boas energias, vibrando com minhas conquistas.

Ao BNDES por apoio financeiro ao projeto “Mais florestas com Araucária”.

À CAPES e CNPq pela concessão da bolsa.

## RESUMO

*Ocotea porosa* (Nees & Mart.) Barroso (Lauraceae), popularmente conhecida como imbuia, é uma espécie arbórea que ocorre na Floresta Ombrófila Mista na região Sul e Sudeste do Brasil. Devido ao relevante interesse na sua madeira, essa espécie foi intensamente explorada ao longo dos anos, o que culminou com uma redução populacional. Atualmente, *O. porosa* é classificada como “vulnerável” pela IUCN (1998) e como “Críticamente Em Perigo” na lista catarinense (CONSEMA, 2014). Apesar disso, existe uma carência de estudos que abordem questões relacionadas à conservação da espécie. Diante do exposto, o objetivo do presente estudo foi caracterizar aspectos da demografia, genética e fenologia reprodutiva de uma população de *O. porosa*, visando gerar informações para definição de áreas e critérios para a coleta de sementes, além de conhecimento válido à conservação da espécie. Para isso, foi instalada uma parcela de 16 hectares (400 x 400 m), no município de Passos Maia, Oeste de Santa Catarina. Foi realizado um levantamento demográfico de árvores com DAP > 15 cm, além do acompanhamento da fenologia reprodutiva de 67 indivíduos por um período de 8 meses. Além disso, foram estimados índices de diversidade genética e de estrutura genética interna (EGI), utilizando-se marcadores isoenzimáticos. Em relação a demografia, o fragmento estudado apresentou uma densidade de indivíduos, igual a 10,72 ind. ha<sup>-1</sup>, com um padrão de distribuição diamétrica similar a normal. O comportamento fenológico da espécie é sazonal regular e anual. A população de *O. porosa* avaliada apresentou alta diversidade genética ( $\hat{H}_E = 0,300$ ), elevado índice de fixação ( $\hat{f} = 0,379$ ), além de uma EGI significativa até 80 metros de distância. A partir dos resultados, é possível afirmar que o fragmento avaliado pode ser utilizado como área de coleta de sementes. O mesmo possui alta diversidade genética, densidade e tamanho de área suficiente para conter várias demes. Além disso, é altamente recomendado que as matrizes tenham no mínimo 80 metros de distância entre si, evitando os efeitos da EGI significativa. Por fim, recomenda-se que fragmentos maiores que 67,5 hectares sejam priorizados para a conservação *in situ* da espécie, embora fragmentos menores (10,9 ha) possam conter demes panmíticas. Áreas maiores são importantes por conter várias demes, populações de vetores de fluxo gênico e apresentar vários micro-ambientes necessários ao recrutamento de indivíduos jovens de *O. porosa*.

Palavras-chave: Floresta de Araucária; Restauração ecológica; Estrutura genética espacial

## ABSTRACT

*Ocotea porosa* (Nees & Mart.) Barroso (Lauraceae), popularly known as imbuia, is a tree species that occurs in the Mixed Ombrophylous Forest in southern and southeastern Brazil. Due to the relevant interest in its wood, this species has been intensively exploited over the years, which culminated in a population reduction. Currently, *O. porosa* is classified as “vulnerable” by the IUCN (1998) and as “Critically Endangered” in the Santa Catarina list (CONSEMA, 2014). Despite this, main goal of this study that address issues related to the conservation of the species. Given the above, the objective of the present study was to characterize aspects of the demography, genetics and reproductive phenology of a population of *O. porosa*, aiming to generate information for defining areas and criteria for collecting seeds, in addition to valid knowledge for the conservation of the species. For this, a plot of 16 hectares (400 x 400 m) was installed in the municipality of Passos Maia, west of Santa Catarina. A demographic survey of trees with DBH > 15 cm was carried out, in addition to monitoring the reproductive phenology of 67 individuals for a period of 8 months. Furthermore, indices of genetic diversity and Internal Genetic Structure (SGS) were estimated using isozyme markers. In terms of demography, the fragment studied showed a low density of individuals, equal to 10.72 ind. ha<sup>-1</sup>, with a diametric distribution pattern similar to normal. The phenological pattern of the species is regular seasonal and annual. The population of *O. porosa* evaluated showed high genetic diversity ( $\hat{H}_E = 0,300$ ), high fixation index ( $\hat{f} = 0,379$ ), in addition to a significant EGI up to 80 meters away. Based on the results, it is possible to affirm that the evaluated fragment can be used as a seed collection area. It has high genetic diversity, density and area size sufficient to contain several demes. In addition, it is highly recommended that the matrices are at least 80 meters apart, avoiding the effects of significant EGI. Finally, it is recommended that fragments larger than 67.5 hectares be prioritized for in situ conservation of the species, although smaller fragments (10.9 ha) may contain panmictic demes. Larger areas are important because they contain several demes, populations of gene flow vectors and present several microenvironments necessary for the recruitment of young individuals of *O. porosa*.

Keywords: Araucaria Forest; Ecological restoration; spatial genetic structure

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>10</b>
<b>2. REFERENCIAL TEÓRICO .....</b>	<b>13</b>
2.1 PERDA DE HABITAT, FRAGMENTAÇÃO E RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA .....	13
2.2 COLETA DE SEMENTES .....	15
2.3 DIRETRIZES PARA CRIAÇÃO DE ACS E COLETA DE SEMENTES .....	18
<b>2.3.1 Demografia .....</b>	<b>18</b>
<b>2.3.2 Diversidade e estrutura genética .....</b>	<b>19</b>
<b>2.3.3 Fenologia .....</b>	<b>22</b>
2.4 <i>OCOTEA POROSA</i> (NEES & MART.) BARROSO (IMBUIA).....	23
<b>3. OBJETIVOS .....</b>	<b>25</b>
3.1 OBJETIVO GERAL.....	25
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	25
3.3 QUESTÕES CIENTÍFICAS .....	26
<b>4. METODOLOGIA .....</b>	<b>26</b>
4.1 ÁREA DE ESTUDO .....	26
4.2 ESTRUTURA DEMOGRÁFICA DE REPRODUTIVOS .....	27
4.3 COLETA (GENÉTICA).....	28
4.4 ELETROFORESE DE ISOENZIMAS .....	28
4.5 ANÁLISE GENÉTICA.....	29
4.6 FENOLOGIA REPRODUTIVA.....	31
<b>5. RESULTADOS.....</b>	<b>33</b>
5.1 ESTRUTURA DEMOGRÁFICA DE REPRODUTIVOS .....	33
5.2 DIVERSIDADE GENÉTICA .....	34
5.3 ESTRUTURA GENÉTICA ESPACIAL.....	36
5.4 FENOLOGIA REPRODUTIVA .....	37
<b>6. DISCUSSÃO .....</b>	<b>41</b>
6.1 ESTRUTURA DEMOGRÁFICA DE REPRODUTIVOS .....	41
6.2 DIVERSIDADE GENÉTICA .....	46
6.3 ESTRUTURA GENÉTICA ESPACIAL.....	49



6.4	FENOLOGIA REPRODUTIVA .....	51
7.	<b>IMPLICAÇÕES NA COLETA DE SEMENTES E CONSERVAÇÃO .....</b>	<b>54</b>
8.	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>56</b>

## 1. INTRODUÇÃO

O bioma Mata Atlântica é um foco de diversidade biológica global que se tornou cada vez mais vulnerável, sofrendo perdas significativas devido a exploração madeireira seletiva, fragmentação e desmatamento (MALHI et al., 2014; MOHEBALIAN et al., 2022; SOS MATA ATLÂNTICA, 2020). Essa floresta tropical compreende um dos *hotspots* de biodiversidade mais ameaçados do mundo (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014; REZENDE et al., 2018). Com a segunda maior concentração de biodiversidade nas Américas (FVSA; WWF, 2017), a Mata Atlântica abriga uma alta quantidade de espécies endêmicas (> 8000) e vertebrados (567), além de prestar serviços ecossistêmicos fundamentais a manutenção do equilíbrio ecológico (CHAVES et al., 2015).

Dada a importância deste bioma, mudanças do uso da terra (MARCILIO-SILVA; MARQUES; CAVENDER-BARES, 2018) e compromissos governamentais (CROUZEILLES et al., 2019), os esforços de restauração têm sido intensos nos diferentes tipos florestais presentes na Mata Atlântica. Por exemplo, o Pacto Brasileiro de Restauração da Mata Atlântica (AFRP), lançado em 2009, visa promover a restauração de 15 milhões de hectares da floresta até o ano de 2050 (MELO et al., 2013), tendo recuperado aproximadamente 0,67 e 0,74 milhões de hectares de floresta entre 2011 e 2015 (CROUZEILLES et al., 2019). Entretanto, uma questão-chave é como esses compromissos podem superar barreiras como os altos custos de restauração, falta de investimentos, assistência técnica limitada e má governança em determinadas regiões (STRASSBURG et al., 2019).

O plantio de mudas de árvores produzidas em viveiros tem sido a técnica mais amplamente usada para restauração ecológica nos biomas brasileiros, especificamente na Amazônia e Mata Atlântica (GUERRA et al., 2020). Esta estratégia de restauração promove uma recuperação maior na produção de serrapilheira (WILLIAMS-LINERA et al., 2021), favorece o recrutamento de espécies nativas, melhorando as condições do solo e fornecendo habitat para aves frugívoras e morcegos, incentivando assim a dispersão de sementes nativas no local (CATTERALL, 2020; ELLIOTT; BLAKESLEY; HARDWICK, 2013).

Dentre os vários desafios relacionadas aos projetos de restauração ecológica, pode-se listar a dificuldade no processo de seleção das espécies a serem utilizadas, coleta e produção de sementes nativas e o alto custo financeiro envolvido na implantação e monitoramento do projeto como

fatores que influenciam negativamente no desenvolvimento e na aplicação dessa prática (TEREZA, 2017). Quando praticada para fins de restauração ecológica, a produção de sementes deve atender a alguns critérios básicos: a origem das matrizes deve ser da mesma zona de uso das sementes, e a base genética ampla com, no mínimo, um tamanho efetivo de 150 (REIS; WIESBAUER, 2006).

Para a coleta de sementes, é fundamental que a definição da área de coleta de sementes (ACS) seja feita com base em indicadores genéticos, retirando-se amostras representativas da variabilidade genética de uma ou mais populações, minimizando possíveis riscos de introdução de genótipos não adaptados, bem como evitando a depressão por exogamia / endogamia (MCKAY et al., 2005; SEBBENN, 2002; STINGEMORE; KRAUSS, 2013; VANDER MIJNSBRUGGE; BISCHOFF; SMITH, 2010). Quando pautada sob critérios genéticos, a coleta de sementes reduz as possibilidades de fatores evolutivos determinísticos (seleção natural) e dispersivos (deriva genética) atuarem em alguma fase de vida das plantas, eliminando-as da população (REIS; WIESBAUER, 2006).

A tomada de decisão acerca da seleção das espécies a serem utilizadas, segundo Moraes (2013), é uma fase vital no planejamento de projetos de restauração ecológica, devendo as espécies selecionadas apresentarem características como: rápido crescimento, alta produção de frutas, atração da fauna e interações interespecíficas. Além disso, a escolha da espécie deve contemplar o estabelecimento de diferentes grupos ecológicos, contribuindo para o aumento da riqueza biológica e permitindo que o processo de sucessão florestal seja efetivo (TEREZA, 2017). Fockink et al. (2020) ranqueou as principais espécies utilizadas na restauração na Bacia Hidrográfica do Rio Canoas (SC) baseando-se no valor de conservação e na classificação em grupos funcionais de diversidade e recobrimento. Utilizando essa metodologia, as espécies com maiores valores de conservação foram a *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, *Butia eriospatha* (Mart. ex Drude) Becc, *Dicksonia sellowiana* Hook e *Ocotea porosa* (Nees & Mart.) Barroso.

Árvore símbolo de Santa Catarina, mais popularmente conhecida como imbuia, *Ocotea porosa* (Nees & Mart.) Barroso é uma espécie florestal pertencente à família das Lauráceas, podendo alcançar alturas de até 20 m e diâmetro à altura do peito (DAP) de 50 a 150 cm (MEYER et al., 2013). A distribuição da imbuia é reportada como sendo entre as regiões sul e sudeste do Brasil, restringindo-se principalmente a tipologia florestal da Floresta Ombrófila Mista (FOM), mas também sendo encontrada na Floresta Estacional Semidecidual (FED) e Floresta Ombrófila Densa (FOD) (FLORA E FUNGA DO BRASIL, 2023).

Sendo classificada por Reis (1993) como espécie climácica, tem uma densidade da madeira que varia de 0,60 a 0,70 g.cm<sup>-3</sup>, apresentando boa maleabilidade e trabalhabilidade, além de boa resistência a umidade e xilófagos (CARVALHO, 2003). Por essas características, é uma espécie altamente desejável na indústria madeireira, tendo sofrido intensa exploração por décadas (REIS; TRES; SCARIOT, 2007), o que levou a diminuição significativa de sua população. Isso resultou na inclusão da espécie na lista de espécies ameaçadas do Brasil (IBAMA, 1992), sendo categorizada como “Vulnerável” pela lista vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza (VARTY; GUADAGNIN, 1998), “Em Perigo” na lista nacional (BRASIL, 2022) e pelo (CNCFLORA, 2016) e como “Criticamente Em Perigo” na lista catarinense (CONSEMA, 2014).

Devido a essa situação, é fundamentado o interesse na conservação genética da espécie. Alguns trabalhos direcionados a conservação da diversidade genética foram desenvolvidos por Bittencourt (2007), Martins et al. (2015), Seubert (2017) e Correia (2018). Entretanto, nenhuma dessas pesquisas teve como objetivo propor ou estabelecer critérios para a coleta de sementes, bem como caracterizar locais prioritários para a realização da coleta de sementes.

Essas e outras lacunas levaram a criação do projeto “Mais Florestas com Araucárias”, coordenado pela fundação “Centros de Referências em Tecnologias Inovadoras” (CERTI) e financiado pelo BNDES, que tem como cerne a restauração de 280 hectares (ha) de áreas de Floresta Ombrófila Mista, utilizando espécies nativas dessa fitofisionomia florestal. O projeto prevê a parceria com diversas instituições, dentre elas, o Núcleo de Pesquisas em Florestas Tropicais (NPFT), que é responsável pelo planejamento das estratégias de restauração, indicação de áreas e critérios para coleta de sementes de espécies-alvo e capacitação de viveiristas.

Tendo em vista a demanda por sementes de espécies utilizadas na restauração, o presente estudo tem como objetivo avaliar aspectos relacionados a demografia, fenologia, estrutura genética de fina escala e diversidade genética da espécie *O. porosa*. A partir dessas informações espera-se fundamentar os critérios de coleta e delimitação de Áreas de Coleta de Sementes (ACS). Para além disso, espera-se que esse conhecimento resulte em implicações importantes para a conservação da espécie.

## 2. REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 PERDA DE HABITAT, FRAGMENTAÇÃO E RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

A fragmentação e perda de habitat são processos que podem implicar em uma redução na quantidade ou mudanças na composição, estrutura e função das paisagens (CURTIS, 1956; MCGARIGAL; CUSHMAN, 2002; MOORE, 1962). Esses processos tem como principal causa a intervenção antrópica, que ao longo dos anos, tem convertido florestas tropicais contínuas em paisagens tropicais modificadas e heterogêneas (CARRARA et al., 2015; DE MATOS et al., 2021; HERMOSILLA et al., 2019; SAUNDERS; HOBBS; MARGULES, 1991; VIANA; PINHEIRO, 1998). Dentre as principais ações antrópicas que causam distúrbios nas paisagens tem-se os processos migratórios e de adensamento populacional, a estrutura fundiária e o uso da terra, agricultura e a pecuária, o extrativismo vegetal e silvicultural, bem como a pesca e a aquicultura (LIU; HE; WU, 2016; RAMBALDI; OLIVEIRA, 2003).

O aumento da fragmentação e perda de habitat tem provocado o declínio da biodiversidade em diferentes ecossistemas ao redor do mundo (BETTS et al., 2017; HADDAD et al., 2015). Diversos estudos tem descrito impactos no microclima (EWERS; BANKS-LEITE, 2013), na dinâmica florestal (mortalidade, natalidade, recrutamento) (LAURANCE et al., 1998), na quantidade e comportamento de polinizadores (VOLPE et al., 2016) e dispersores (GARCIA; ZAMORA; AMICO, 2010), demografia (YUAN et al., 2021), fenologia (NUNES et al., 2022), padrões de acasalamento (QUESADA et al., 2013), além de mudanças na diversidade taxonômica (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2013; LIU; SLIK, 2014; LUTHER et al., 2020) e genética (DA SILVA JÚNIOR et al., 2022; MELO; FRANCESCHINELLI, 2016).

A preocupação sobre a magnitude dos impactos citados torna-se mais pertinente à medida que, em um cenário global, as paisagens estão cada vez mais modificadas pela ação antrópica (HADDAD et al., 2015; LIU; HE; WU, 2016; RIITTERS et al., 2016). Nas últimas décadas, impulsionada principalmente pela expansão agrícola (HENDERS; PERSSON; KASTNER, 2015), a cobertura florestal tem sido rapidamente perdida e convertida em outros usos, especialmente nos trópicos, como no Brasil, Paraguai, Angola, Malásia (HANSEN et al., 2013; LAMBIN; MEYFROIDT, 2011; PAIM, 2021).

No Brasil, o bioma Mata Atlântica é uma das áreas naturais que vem sofrendo com perda de habitat (FVSA; WWF, 2017; LAURANCE, 2009; REZENDE et al., 2018; RIBEIRO et al.,

2011; SCARANO; CEOTTO, 2015). Embora as evidências indiquem que intervenções antrópicas neste bioma, especificamente práticas agrícolas, tenham sido empregadas há mais de 3.000 anos atrás (TENÓRIO, 2000), a intensificação da perda de habitat teve seu início no século XVI, com a exploração do pau-brasil (*Paubrasilia echinata*), seguido do cultivo da cana-de-açúcar (DASILVA; PINTO-DA-ROCHA; SOUZA, 2011; TEREZA, 2017).

Nesse histórico de atuação antrópica na Mata Atlântica, cabe destacar que todas as formações florestais presentes neste bioma sofreram e sofrem com distúrbios causados pela espécie humana (DIAS et al., 2022; RIBEIRO et al., 2019). Na floresta ombrófila mista, por exemplo, houve uma redução de 11,9% da cobertura florestal e um aumento de 9,1% nas áreas de uso antrópico nos últimos 35 anos, segundo dados do MAPBIOMAS (2021).

No estado de Santa Catarina, estima-se que a redução da cobertura florestal seja próxima de 70%, com cerca de 80% dos fragmentos remanescentes tendo tamanho igual ou inferior a 50 hectares (SEVEGNANI; VIBRANS; GASPER, 2013). Somente na FOM, o cenário é de redução de mais de 50% na cobertura florestal (VIBRANS et al., 2021). Além disso, na floresta de araucária, a esmagadora maioria dos fragmentos florestais é considerada altamente impactada e empobrecida (VIBRANS et al., 2021), com uma diversidade estrutural altamente reduzida (OLIVEIRA; VIBRANS, 2020).

Diante desse contexto de paisagens modificadas, faz-se necessário pensar em estratégias conservacionistas para mitigar os efeitos nocivos da fragmentação e perda de habitat. Uma das alternativas está na restauração ecológica (PIKE et al., 2020) que, quando baseada em critérios ecológicos, pode melhorar a estrutura florestal e a conectividade paisagística, reparar funções ecossistêmicas além de aumentar ou ampliar ecossistemas específicos e habitat para espécies de maior preocupação (CICCARESE; MATTSSON; PETTENELLA, 2012; LEITE et al., 2013; METZGER; BRANCALION, 2013; SANTOS JUNIOR et al., 2016; STANTURF; PALIK; DUMROESE, 2014; THORPE; STANLEY, 2011).

Conforme descrito por Chazdon (CHAZDON, 2012), quando um distúrbio age no sentido de impedir a sucessão florestal, degradando a fertilidade do solo ou reduzindo a disponibilidade da biota local, são necessárias intervenções restauradoras. E é nessa conjuntura que tem crescido o interesse mundial na ciência e na prática da restauração ecológica (BLOOMFIELD et al., 2019; CICCARESE; MATTSSON; PETTENELLA, 2012). Por exemplo, o governo brasileiro estabeleceu uma meta de restaurar 12 milhões de hectares de florestas nativas até 2030 e,

especificamente para o bioma Mata Atlântica, a meta de restauração estabelecida foi de 15 milhões de hectares até 2050 (CROUZEILLES et al., 2019).

Programas de restauração ecológica tem atingido resultados positivos ao redor do mundo, ajudando a reduzir drasticamente a fragmentação e perda de habitat (BRANCALION et al., 2016; LI et al., 2021). De acordo com Santos Junior et al. (2016), áreas restauradas no bioma Mata Atlântica são importantes para a manutenção da diversidade de aves, especialmente em paisagens altamente fragmentadas. Áreas em processo de restauração apresentaram uma estrutura florestal bem desenvolvida (DE SOUZA et al., 2016) e, mesmo sob diferentes estratégias de restauração, os níveis de diversidade funcional, riqueza de espécies e biomassa foram positivos (CARDOSO et al., 2022). Além disso, quando comparado os níveis de diversidade genética entre áreas restauradas e naturais, resultados de diferentes estudos mostram que a diversidade é muito semelhante (GOMES VIANA et al., 2018; SUJII et al., 2017; ZUCCHI et al., 2018), reforçando o papel e importância das áreas restauradas na manutenção da biodiversidade.

É importante ressaltar que o processo de restaurar determinada área não é trivial, pois envolve a escolha da técnica de restauração mais apropriada, seleção das espécies, caracterização da área, histórico de uso, intensidade de degradação e identificação do ecossistema de referência (GANDOLFI; JOLY; RODRIGUES, 2007; KLIPPEL et al., 2015). Além do mais, ações de restauração ecológica demandam a coleta de sementes de espécies nativas (PIKE et al., 2020). E é deveras fundamental que essas coletas sejam feitas em locais que detenham um número mínimo de indivíduos que estejam efetivamente se cruzando e que sustentem esta variabilidade genética (PIÑA-RODRIGUES et al., 2007; STRASSBURG et al., 2019).

## 2.2 COLETA DE SEMENTES

Conforme relatado anteriormente, a demanda por projetos de restauração ecológica tem aumentado significativamente (CAVA et al., 2016; PIÑA-RODRIGUES et al., 2007), principalmente por decorrência do alto índice de fragmentação que o bioma Mata Atlântica se encontra atualmente, e pela integração da restauração ecológica às principais políticas internacionais relacionadas à biodiversidade (ARONSON; ALEXANDER, 2013; JØRGENSEN, 2015; MENZ; DIXON; HOBBS, 2013). Embora o tipo de técnica de restauração utilizada

atualmente nos projetos seja diferente para cada situação, a maioria compartilha o fato de utilizarem sementes como fonte de propágulos (JALONEN et al., 2018).

A obtenção de sementes de alta qualidade e de origem adequada é considerada uma questão fundamental para melhorar o sucesso do plantio e garantir que novas populações se tornem funcionais, autossustentáveis e resilientes aos desafios ambientais (BROADHURST et al., 2008). Entretanto, a utilização de sementes de fontes desconhecidas pode agir no sentido contrário, ou seja, dificultando o sucesso do plantio (STINGEMORE; KRAUSS, 2013). Isso ocorre principalmente porque a falta de informação sobre o germoplasma utilizado pode levar a introdução de genótipos mal adaptados, além de aumentar a probabilidade de depressão por exogamia e endogamia (MCKAY et al., 2005; MONTALVO et al., 1997; STINGEMORE; KRAUSS, 2013).

Uma das formas de mitigar a falta de informações sobre o propágulo a ser utilizado na restauração é através do estabelecimento de áreas apropriadas para a prática de coleta de sementes. Tal prática é prevista na legislação brasileira na Lei nº 10.711 de 05/08/2003, regulamentada pelo Decreto nº 5.153 de 22/07/2004, que dispõe da regularização da comercialização de sementes e mudas, estabelecendo critérios e subsídios legais para essa prática.

Conforme descrito na Lei nº 10.711 de 05/08/2003, a Área de Coleta de Sementes (ACS) é definida como uma área com população de espécie vegetal nativa ou exótica, natural ou plantada, onde são coletadas sementes ou outro material de propagação (BRASIL, 2004). Essas áreas podem ser divididas em: Área Natural de Coleta de Sementes - ACS-NS; Área Natural de Coleta de Sementes com Matrizes Marcadas - ACS-NM; Área Alterada de Coleta de Sementes - ACS-AS; Área Alterada de Coleta de Sementes com Matrizes Marcadas - ACS-AM; e Área de Coleta de Sementes com Matrizes Seleccionadas - ACS-MS.

Entretanto, na prática, muitas vezes a coleta de sementes é realizada de forma totalmente aleatória, sem adoção de critérios técnicos ou preocupação com a escolha do material (ZENG; FISCHER, 2021). De acordo com Piña-Rodrigues et al. (2007), é comum que a coleta ocorra em fragmentos com baixa densidade de indivíduos de uma mesma espécie ou em logradouros públicos. Considerando que aspectos ecológicos e o histórico local podem ser variados entre espécies e populações, esse tipo de prática não é o ideal pois pode tornar a amostragem enviesada, sendo menos eficiente na captura da diversidade genética (HOBAN; STRAND, 2015).

Quando o objetivo é a restauração ecológica, encontra-se como principais recomendações que as áreas de coleta de sementes devem ser localizadas em floresta naturais não perturbadas, que



tenham riqueza e abundância de espécies (BIANCHETTI, 1999; LEÃO; FREITAS; FELIPE, 2015). Em contrapartida, alguns autores como Pedrini et al. (2020) e Zinnen et al. (2021), recomendam que sejam estabelecidos sistemas de produção de sementes, visando substituir ou complementar a coleta de sementes em populações naturais, reduzindo assim o impacto antrópico inerente a atividade de manejo.

Uma outra recomendação sobre estabelecimento de ACS, é que esta seja próxima do local objeto da restauração (MCKAY et al., 2005; O'BRIEN; MAZANEC; KRAUSS, 2007). Entretanto, um debate sobre a melhor forma de fornecimento de sementes para a restauração tem questionado essa recomendação, propondo métodos alternativos. A estratégia “procedência local”, afirma que se a semente local for usada para restauração, a maioria das sementes será adaptada localmente e, portanto, a má adaptação e a depressão por endogamia serão minimizadas, aumentando as taxas de sucesso do plantio (KRAMER; HAVENS, 2009; MCKAY et al., 2005; O'BRIEN; MAZANEC; KRAUSS, 2007).

As principais críticas a esse tipo de abordagem são: (1) As mudanças climáticas globais, cada vez mais aceleradas, impõe mudanças nas condições edafoclimáticas. Nesse cenário, as adaptações genéticas locais serão cada vez mais enfraquecidas *in situ*, e uma visão estática das relações genético-ambientais não será mais relevante (PROBER et al., 2015). Há evidências crescentes de que muitas espécies podem não ter capacidade migratória para acompanhar as mudanças climáticas atuais e futuras (ZHU; WOODALL; CLARK, 2012); (2) Populações locais, não necessariamente são geneticamente melhores e mais diversas, principalmente em paisagens modificadas pela ação antrópica (BROADHURST et al., 2008).

Nesse contexto, outras abordagens alternativas a de “procedência local” foram propostas por diferentes autores. A “procedência composta”, descrita por Broadhurst et al. (2008), é uma abordagem que visa imitar padrões naturais de fluxo gênico misturando sementes de procedências locais saudáveis combinadas com quantidades progressivamente menores de sementes de locais mais distantes.

Uma outra abordagem foi proposta por Breed et al. (2013), chamada de “procedência de mistura”. Esse método é focado em capturar uma ampla seleção de genótipos de vários ambientes sem viés espacial em relação ao local alvo da restauração. Embora seja parecido com a “procedência composta”, essa abordagem não tem relação com a dinâmica do fluxo gênico. As

sementes coletadas são misturadas para semeadura/plantio, gerando uma população com uma mistura de genótipos de uma ampla gama de procedências.

Ressalta-se que estabelecer estratégias para a coleta de sementes e para a definição de ACS em locais altamente fragmentados não é tarefa fácil, pois as florestas mais preservadas são de difícil acesso, sujeitas a restrição de proteção, espécies-alvo amplamente dispersas, e as árvores normalmente apresentam baixa produção de sementes, devido à alta competição em ambiente fragmentados (REIS; WIESBAUER, 2006). Sob o ponto de vista da restauração, é fundamental que os critérios levem em consideração aspectos genéticos (diversidade genética, estrutura genética interna), características reprodutivas (fenologia) e ecológicas das espécies-alvo (padrão demográfico) (PIÑA-RODRIGUES et al., 2007). A partir desses dados, é possível delimitar a área de coleta de sementes, bem como estratégias mais acuradas e eficazes de fornecimento de sementes (BREED et al., 2013).

## 2.3 DIRETRIZES PARA CRIAÇÃO DE ACS E COLETA DE SEMENTES

### 2.3.1 Demografia

Estudos sobre a demografia de populações vegetais são bem diversificados, podendo ser integrados a informações de diversidade genética (HMELJEVSKI et al., 2011; HOELTGEBAUM et al., 2020; ONY et al., 2020), modelagem ecológica e filogeografia (BERNARDI et al., 2019; JOETZJER et al., 2022; SILVA; LAUTERJUNG; REIS, 2020), mudanças climáticas (LUCAS; FORSETH; CASPER, 2008), fragmentação florestal (OLIVEIRA et al., 2022; YUAN et al., 2021) e estrutura genética espacial (MONTAGNA et al., 2018a).

Além disso, estudos demográficos são o ponto de partida na escolha de um local como área de coleta de sementes. Com o conhecimento da densidade populacional, é possível obter a estimativa da quantidade de árvores matrizes disponíveis, mensurar a produção de sementes e planejar de forma mais acurada o método de amostragem. Ademais, para que não seja afetada a dinâmica demográfica, é recomendado que a coleta de sementes não ultrapasse 20% (PEDRINI; DIXON, 2020) da produção anual e, para espécies anuais, entre 5 e 10% (MEISSEN; GALATOWITSCH; CORNETT, 2015).

Mesmo que uma população grande seja o desejável, garantindo uma maior quantidade de árvores doadoras de sementes, isso, por si só, não garante uma diversidade genética suficiente para

o estabelecimento de uma ACS. Por isso, um parâmetro comumente avaliado é o tamanho efetivo de população ( $N_e$ ), que explica não apenas o número de indivíduos do censo em uma população, mas também sua variabilidade genética (WRIGHT, 1938). Para que uma área seja destinada a coleta de sementes, espera-se que a mesma tenha um tamanho efetivo de população ( $N_e$ ) suficiente para manter a variabilidade genética nas próximas gerações (VENCOVSKY, 1987). De acordo com Newman e Pilson (1997), a diminuição do tamanho efetivo de populações de *Clarkia pulchella*, leva a endogamia e perda de alelo por deriva genética, aumentando a probabilidade de extinção da espécie

As recomendações generalizadas, conhecidas como regra do 50/500, são que para a conservação a curto prazo, o  $N_e$  ideal seria de 50 enquanto que para o longo prazo, o  $N_e$  recomendado seria de 500 (FRANKEL; SOULÉ, 1981; NUNNEY; CAMPBELL, 1993). Embora esta recomendação tenha sido revisada e contestada por outros autores (FRANKHAM; BRADSHAW; BROOK, 2014; JAMIESON; ALLENDORF, 2012; LYNCH, 1996), ainda são valores comuns de serem utilizados em coleta de sementes.

Um outro ponto importante é que, no estabelecimento de ACS, populações demograficamente menos densas e isoladas devem ser evitadas, uma vez que espera-se um aumento na taxa de autofecundação devido a quantidade limitada de cruzamentos possíveis (MURAWSKI; HAMRICK, 1991; SEOANE; SEBBENN; KAGEYAMA, 2001). Além disso, quanto menor a população se torna, mais vulnerável ela fica à variação demográfica, variação ambiental e fatores genéticos, que tendem a reduzir o seu tamanho ainda mais (PRIMACK; RODRIGUES, 2001). Com a intensificação da fragmentação e perda de habitat, diversas espécies tiveram suas populações reduzidas (YUAN et al., 2021).

### 2.3.2 Diversidade e estrutura genética

A diversidade genética é de função fundamental para a estabilidade dos ecossistemas florestais e, dessa forma, medidas adequadas de conservação de genes são muito importantes (DEGEN; SEBBENN, 2014a). A variação genética pode ser investigada a nível de ecossistemas, populações e dentro de populações (KAGEYAMA, 1987). O padrão de distribuição da variabilidade genética entre e dentro das populações e subpopulações é entendido como estrutura genética (GILLESPIE, 1998; KAGEYAMA; PATIÑO-VALERA, 1985).

O nível de diversidade e a estrutura genética de uma população podem ser influenciadas principalmente pelo modo de reprodução, sistema de cruzamento, tamanho efetivo da população, fluxo gênico e distribuição geográfica, sendo estruturada no tempo e espaço (HAMRICK, 1983). Em um contexto de paisagens fragmentadas, por exemplo, a redução de polinizadores e dispersores, interfere no fluxo gênico e, conseqüentemente, na diversidade genética de populações de espécies florestais (DA SILVA; TABARELLI, 2000; DONATH; HOLZEL; OTTE, 2003; ZUCCHI et al., 2018).

Informações sobre a diversidade genética de uma população vegetal podem orientar as estratégias de coleta de definição de ACS (ver BALDONI et al., 2020; COSTA et al., 2021; SILVA et al., 2019). Para fins de restauração e conservação, espera-se que a fonte do material vegetal tenha variação genética suficiente para manutenção do potencial evolutivo nas próximas gerações, além de reduzir o potencial perigo da depressão por endogamia (MCKAY et al., 2005). Através de estudos genéticos é possível quantificar as frequências alélicas e genotípicas, fazer ilações sobre a diversidade genética de uma população (NEI, 1978) e avaliar se determinado fragmento apresenta níveis de variação genética que possibilitem a coleta de sementes.

Inferências sobre a estrutura genética são importantes para a definição de ACS e critérios de coleta de sementes pois permitem identificar a partir de quais distâncias os genótipos não estão distribuídos de forma aleatória (VEKEMANS; HARDY, 2004). Diante dessa informação, é possível recomendar distâncias mínimas entre matrizes com a finalidade de evitar a coleta de sementes que tenham genótipos similares, ou seja, indivíduos aparentados (ver MONTAGNA et al., 2018a; SEBBENN, 2002). Todavia, devido a falta de informações sobre Estrutura Genética Interna (EGI), as coletas de sementes seguem recomendações genéricas na literatura, como distância de 50 ou 100 metros entre matrizes (SEBBENN, 2002; SHIMIZU; KAGEYAMA; HIGA, 1982). Esse tipo de prática aumenta a probabilidade de resultados negativos nos projetos de restauração, além de trazer incertezas sobre a suficiência do esforço amostral.

Outro ponto importante está relacionado à delimitação de zonas de coleta e transferência de sementes, que inicialmente são definidas a partir de abordagens ecorregionais, considerando clima, solos, hidrografia e vegetação semelhantes e distâncias geográficas (BOWER; CLAIR; ERICKSON, 2014). Quando as informações sobre a ecologia da espécie, estrutura genética entre populações e adaptação local estão disponíveis, é possível então delimitar zonas de coleta e

transferência de forma definitiva, permitindo a escolha do melhor método de procedência (BREED et al., 2013; BROADHURST et al., 2008; PEDRINI; DIXON, 2020).

No trabalho de De Dato (2018), por exemplo, informações ambientais foram utilizadas para gerar mapas de procedência local para a espécie *Quercus suber L.* Posteriormente, os autores analisaram a diversidade genética de 10 populações e, através do método “Reserve Selection”, identificaram quatro áreas prioritárias de conservação, que não necessariamente foram as com os maiores níveis de diversidade genética, mas sim as que maximizam a amostragem da diversidade. Pesquisas semelhantes foram feitas por Van Zonneveld et al. (2012), Vinceti et al. (2013) e Hufford et al. (2016).

Para a estrutura genética de fina escala, autores como Addisalem et al. (2016) e Duarte et al. (2018) relataram uma estruturação genética não significativa para populações de duas espécies florestais, *Boswellia papyrifera* e *Ziziphus joazeiro* Mart, o que permite a coleta de sementes de indivíduos espacialmente mais próximos. Essas recomendações de distâncias podem variar dentro de populações de mesma espécie, como documentado por Tarazi et al. (2010) para *Ocotea catharinensis* Mez, espécie super explorada ao longo dos anos (CARVALHO, 1994).

Em suma, parâmetros de diversidade e estrutura genética devem ser utilizados para maximizar a captura de diversidade genética na coleta de sementes. Uma vez que a ACS possibilite que populações restauradas e naturais apresentem níveis de diversidade genética semelhantes (SUJII et al., 2017), essas populações reintroduzidas servem como fonte de alelos em paisagens fragmentadas, podendo serem usadas como componentes-chave para apoiar a conservação de espécies ameaçadas pela fragmentação (ZUCCHI et al., 2018). Além disso, informações genéticas estão no centro do debate sobre o número de indivíduos a serem amostrados, quantidade de populações, tipo de amostragem, delimitação de zona de coleta de sementes e local de procedência (BOSHIER et al., 2015; BROADHURST et al., 2008; COOPER; CATTERALL; BUNDOCK, 2018; STINGEMORE; KRAUSS, 2013; VANDER MIJNSBRUGGE; BISCHOFF; SMITH, 2010).

É fundamental estabelecer ACS em populações que sejam geneticamente diversas, todavia, ambientes altamente modificados por ações antrópicas impõem um grau de dificuldade maior nessa prática. Assim como a perda e fragmentação de habitat amplia a necessidade de introduzir variabilidade genética nos esforços de restauração, ela também dificulta a coleta de sementes viáveis da maioria das espécies de árvores (BRANCALION et al., 2012). Análises

genéticas, demandam uma estrutura laboratorial, mão-de-obra especializada e produtos de custo financeiro elevado. Por isso, trabalhos dessa natureza devem focar nas espécies mais utilizadas e ameaçadas, gerando informações que subsidiem de forma mais adequada as estratégias de conservação dessas espécies-alvo.

### 2.3.3 Fenologia

Fenologia é o estudo do tempo de eventos biológicos recorrentes, as causas de sua ocorrência no que diz respeito às forças bióticas e abióticas e interações entre fases da mesma ou diferentes espécies (LIETH, 1974; SCHWARTZ, 2013). É considerada uma ciência ambiental integrativa abrangendo as áreas de biometeorologia, ecologia e biologia evolutiva (MORELLATO et al., 2016). Os estudos fenológicos também fornecem conhecimentos importantes que podem ser incorporados, por exemplo, em modelos preditivos de cenários de mudanças climáticas (ROSEMARTIN et al., 2014).

A prática de restauração ecológica requer conhecimento detalhado da fenologia vegetal (KUARAKSA; ELLIOTT; HOSSAERT-MCKEY, 2012). Conforme descrito por Buisson et al. (2017), a utilização de informações fenológicas é recomendada pois melhora a tomada de decisão em todas as etapas da restauração, desde a aquisição de dados básicos sobre o ecossistema de referência, planejamento, tempo das ações de restauração até o monitoramento. Essa recomendação é corroborada por Morellato et al. (2016), que reconheceram a importância de descrições precisas de padrões fenológicos reprodutivos para desenvolvimento de estratégias de conservação e gestão em programas de restauração ecológica.

Um grande obstáculo enfrentado pelos viveiros dedicados à propagação de espécies vegetais nativas utilizadas em programas agroflorestais ou restauração, é a falta de um fornecimento oportuno e permanente de sementes de alta qualidade (BOTHÁ; WITKOWSKI; COCK, 2006, 2005). Essa problemática é contornada com o estabelecimento de área de coleta de sementes. Uma vez que informações demográficas e genéticas auxiliam na definição de ACS, o conhecimento fenológico das espécies-alvo é indispensável, permitindo a montagem de um cronograma de coleta de sementes e garantindo o fornecimento de sementes para a restauração ecológica (LUNA-NIEVES et al., 2017). O planejamento da coleta de sementes requer o conhecimento preciso dos padrões fenológicos, pois permite decidir a época do ano em que é mais

provável encontrar frutos maduros para a espécie-alvo e ajuda a entender a estreita relação entre os ciclos reprodutivos das plantas e as condições climáticas (BUISSON et al., 2017; MORELLATO et al., 2016).

Embora seja um conhecimento importante, ainda existe uma carência nesse tipo de estudo para a maioria das espécies vegetais. Além do mais, em espécies para as quais essa informação já esteja disponível, deve-se considerar que: (1) o clima é o principal fator que controla e regula eventos fenológicos nas plantas (MORELLATO et al., 2016); (2) devido a intensificação das mudanças climáticas e perda e fragmentação de habitat, padrões fenológicos e a distribuição das espécies tem sido significativamente afetados (ATHAYDE; MORELLATO, 2014; MENZEL et al., 2006; NUNES et al., 2022). (3) Dependendo da espécie, principalmente aquelas com larga distribuição geográfica, a informação fenológica disponível pode ser de populações distantes do possível local de ACS. Variações temporais no comportamento fenológico são esperadas e, dessa forma, coletores de sementes devem sempre considerar, mesmo que já exista informações prévias, a possibilidade de realização de observações fenológicas nas populações alvo da coleta de sementes.

#### 2.4 *OCOTEA POROSA* (NEES & MART.) BARROSO (IMBUIA)

Árvore símbolo de Santa Catarina, mais popularmente conhecida como imbuia, *Ocotea porosa* (Nees & Mart.) Barroso é uma espécie florestal pertencente à família das Lauráceas, podendo alcançar alturas de até 20 m e diâmetro à altura do peito (DAP) de 50 a 150 cm (MEYER et al., 2013). Ocorre do Estado de São Paulo ao Rio Grande do Sul (RIZZINI, 1997), principalmente em áreas de tipologia florestal típica da Floresta Ombrófila Mista.

A espécie é classificada por Reis (1993) como climácica, tem uma densidade da madeira que varia de 0,60 a 0,70 g.cm<sup>-3</sup>, apresentando boa maleabilidade e trabalhabilidade, além de boa resistência a umidade e xilófagos (CARVALHO, 2003). Por essas características, é uma espécie altamente desejável na indústria madeireira, tendo sofrido intensa exploração por décadas (KLEIN, 1979), o que levou a diminuição significativa de sua população. Isso resultou na inclusão da espécie na lista de espécies ameaçadas do Brasil (IBAMA, 1992), sendo categorizada como “Vulnerável” pela lista vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza (VARTY;

GUADAGNIN, 1998), “Em Perigo” na lista nacional (BRASIL, 2022) e pelo (CNCFLORA, 2016) e como “Criticamente Em Perigo” na lista catarinense (CONSEMA, 2014).

Diante do estado de conservação preocupante de *O. porosa*, torna-se imprescindível que ações de restauração ecológica no domínio da Floresta Ombrófila Densa e Floresta Ombrófila Mista, incluam o plantio dessa espécie. As informações sobre a utilização da imbuia em projetos dessa natureza, por serem incipientes, não permitem que se tenha o real panorama dessa espécie em áreas de restauração ecológica. Contudo, levando-se em consideração a quantidade de trabalhos científicos que tratam do tema, pode-se conjecturar que os plantios dessa natureza ainda são insuficientes. Rosot et al., (2007), avaliaram um plantio voltado para a restauração em FOM, de *Araucaria angustifolia* (pinheiro) e *O. porosa*, e descreveram uma sobrevivência para a imbuia no primeiro ano do plantio igual a 75%. Rech et al., (2015) avaliaram aspectos ecológicos de um plantio de 44 espécies, entre elas a imbuia, com a finalidade de restaurar a mata ciliar. A conclusão, após 6 anos, foi que há uma tendência no aumento de riqueza de espécies, algo desejado em ações de restauração ecológica.

A necessidade por ações de conservação da imbuia, gera uma demanda por informações sobre coleta de sementes e produção de mudas para a espécie, principalmente demográficas, genéticas e fenológicas. Informações sobre a demografia de *O. porosa*, são descritas em maior volume, se comparado com as demais citadas. É possível encontrar mais de 15 trabalhos que descrevem quantitativamente parâmetros demográficos da espécie (ver STEPKA et al., 2021), além de trabalhos históricos para populações catarinenses (KLEIN, 1963). Embora o tipo de distribuição diamétrica não seja o consenso nesses trabalhos, sabe-se que a imbuia era uma das espécies mais abundantes na FOM (KLEIN, 1984), além de apresentar os maiores valores de dominância (PIZATTO, 1999).

Em comparação, a quantidade de informações genéticas descritas para *O. porosa* é bem mais escassa, sendo ao todo cinco estudos disponíveis (BITTENCOURT, 2007; CORREIA, 2018; MARTINS et al., 2015; MONTAGNA et al., 2018b; SEUBERT, 2017). A diversidade genética documentada nesses estudos é considerada alta variando entre 0,250 (MONTAGNA et al., 2018b) e 0,640 (MARTINS et al., 2015), porém apenas no trabalho de Martins et al. (2015) não foi encontrado valores de índice de fixação significativo. Isso pode ser reflexo do estado atual dos locais onde a espécie se distribui, além de um histórico de exploração madeireira (KLEIN, 1979).



Sobre a estrutura genética interna da espécie, de acordo com Bittencourt (2007), foi observado uma estruturação significativa até 19 metros e uma tendência de estruturação até 76 metros de distância. Isso pode ser reflexo de vários fatores, dentre eles o tipo de sistema reprodutivo, que para *O. porosa*, é considerado misto com predominância da alogamia (CORREIA, 2018; DANIELI-SILVA; VARASSIN, 2013).

Por fim, no âmbito de informações fundamentais para a coleta de sementes, é possível encontrar 8 trabalhos sobre a fenologia de populações de *O. porosa*. No geral, esses estudos descrevem as fenofases floração e frutificação como intensas (CARVALHO, 1978), divergem sobre a sincronicidade das fenofases (RÊGO; LAVORANTI, 2007; RÊGO; LAVORANTI; NETO, 2006a), todavia o período da fenologia é muito similar, começando em agosto e terminado entre março e maio (SEUBERT, 2017). Especificamente para a fenofase frutos maduros, período crucial para o planejamento da coleta, a mesma pode ter início em novembro (RÊGO; LAVORANTI, 2007) e se estender até maio (RÊGO; LAVORANTI; NETO, 2006a). Além disso, a fenologia da imbuia é considerada sazonal regular, iniciando na transição entre a fase da estação seca para a úmida (RÊGO; LAVORANTI, 2007).

### **3. OBJETIVOS**

#### **3.1 OBJETIVO GERAL**

Contribuir para o estabelecimento de critérios de coleta de sementes da espécie *Ocotea porosa*, visando subsidiar projetos de restauração ecológica.

#### **3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- a) Caracterizar a estrutura demográfica de indivíduos adultos de *O. porosa* em um fragmento florestal no estado de Santa Catarina;
- b) Quantificar a diversidade e a estrutura genética interna (de fina escala) dos indivíduos adultos de uma população de *O. porosa* em um fragmento florestal no estado de Santa Catarina;
- c) Caracterizar a fenologia reprodutiva de uma população de *O. porosa* em um fragmento florestal no estado de Santa Catarina;

- d) Propor, a partir dos resultados, critérios para a coleta de sementes de *O. porosa* em fragmentos florestais no estado de Santa Catarina.

### 3.3 QUESTÕES CIENTÍFICAS

- a) O fragmento estudado apresenta uma densidade de indivíduos reprodutivos de *O. porosa* suficiente para permitir a coleta de sementes?
- b) Que inferências, sob a perspectiva da coleta de sementes, podem ser feitas com base nos resultados da diversidade genética?
- c) Com base nas informações sobre a estrutura genética interna da *O. porosa*, qual distância entre matrizes deve ser adotada para coleta de sementes no fragmento estudado?
- d) A partir do comportamento fenológico observado para a população de *O. porosa*, quais são as recomendações para a coleta de sementes?
- e) O fragmento florestal estudado pode ser utilizado como área de coleta de sementes de *O. porosa*? Sob quais critérios de coleta?

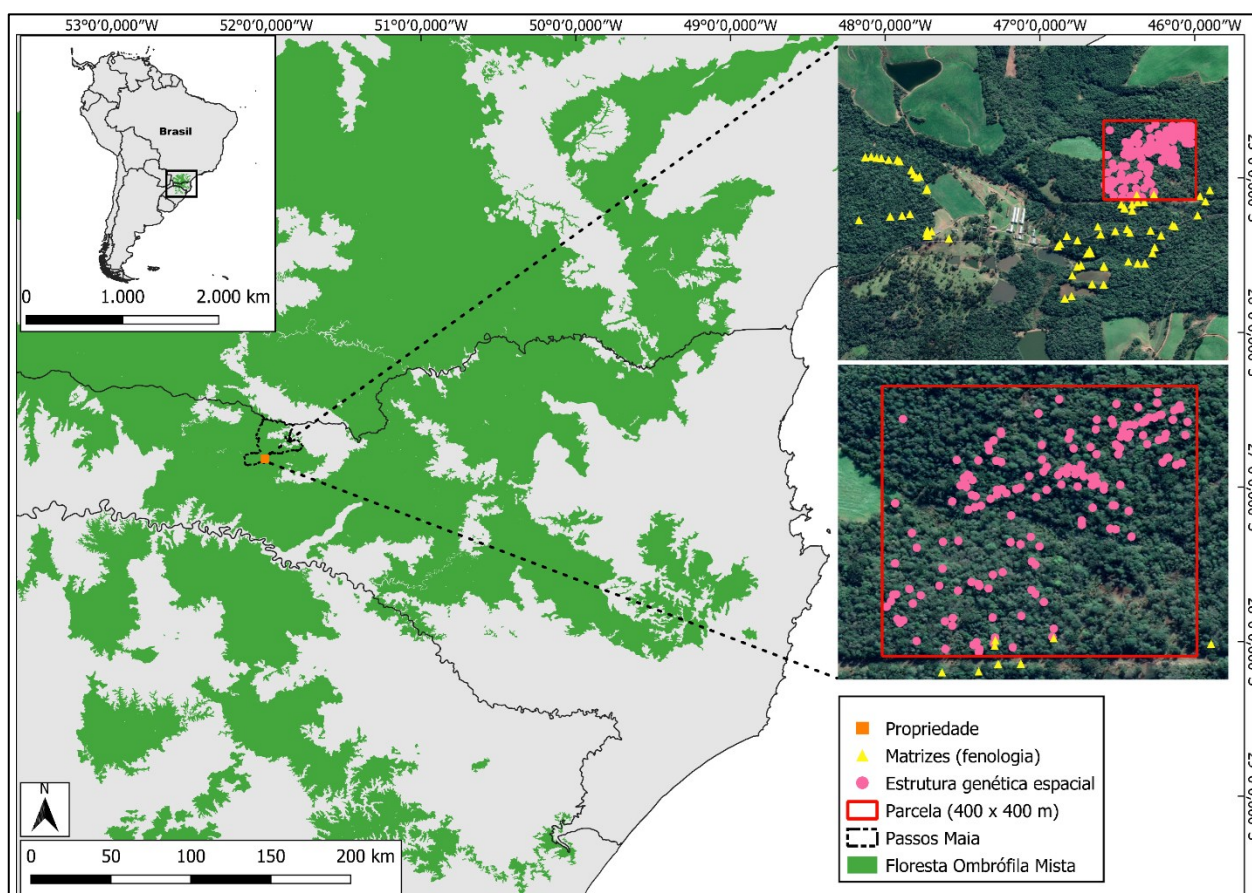
## 4. METODOLOGIA

### 4.1 ÁREA DE ESTUDO

A população de *O. porosa* avaliada situa-se no município de Passos Maia, mesorregião oeste de Santa Catarina (Figura 1). O fragmento florestal tem 227 hectares de tamanho sendo localizado em uma propriedade privada de 2.466 hectares, adquirida pelo atual proprietário no ano de 1953. A região está inserida no bioma Mata Atlântica, tendo uma vegetação característica do domínio fitogeográfico Floresta Ombrófila Mista (Floresta de Araucárias).

A região do local de estudo tem altitudes registradas que variam entre 780 m a 1306 m (EPAGRI/CIRAM, 2022). De acordo com aferições feitas em campo (GPS), a altitude média da parcela é de 1042 metros. O tipo de clima de Passos Maia, segundo a classificação de Köppen-Geiger, é o subtropical úmido, com verão temperado (ALVARES et al., 2013). A temperatura média anual fica em torno de 17 e 18 °C, enquanto que a média de precipitação pode chegar próximo dos 2.000 mm ao ano (EPAGRI/CIRAM, 2022).

Figura 1 – Mapa de localização do fragmento florestal avaliado para a caracterização da demografia, diversidade e estrutura genética interna e fenologia reprodutiva – Passos Maia / SC.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Cabe destacar que o processo de escolha do local levou em consideração alguns aspectos técnicos. Tendo como um dos objetivos estabelecer áreas de coleta de sementes, procurou-se adotar o critério de proximidade entre a área de coleta e o local a ser restaurado, que são áreas de reserva legal dos assentamentos zumbi dos palmares e 29 de junho, ambos localizados em Passos Maia – SC. Além disso, outro ponto importante são as informações genéticas/demográficas de estudos anteriores na região, especialmente os do IFFSC (REIS et al., 2012). Ademais, a visita *in loco* permitiu avaliar locais que tinham características que possibilitavam o estabelecimento de áreas de coleta de sementes.

#### 4.2 ESTRUTURA DEMOGRÁFICA DE REPRODUTIVOS

O levantamento demográfico foi conduzido em uma parcela quadrada de 400 x 400 metros, totalizando 16 hectares (Figura 1). O tamanho da parcela foi definido adotando-se como critério o tamanho amostral mínimo de 100 indivíduos, possibilitando assim atender a significância nas análises genéticas e demográficas propostas (DEGEN; SEBBENN, 2014b). Todos os indivíduos avaliados foram classificados como adultos. Comumente essa classificação segue apenas o critério de diâmetro à altura do peito, todavia é algo que diverge dependendo do autor. Dessa forma, o critério de inclusão e de definição de indivíduos adultos foi observações em campo de estruturas reprodutivas nos indivíduos, além da Circunferência à altura do peito (CAP) maior ou igual a 41,7 cm ( $DAP < 15$  cm), a menor observada em um indivíduo reprodutivo.

As plantas mensuradas receberam uma placa de alumínio com uma identificação numérica e foram mapeadas com coordenadas geográficas. Para a análise dos dados referentes a demografia, foi obtida a densidade média de indivíduos adultos por hectare e dominância (área basal). Além disso, foi construída uma tabela de distribuição de frequência em classes diamétricas e um gráfico para a representação da mesma.

#### 4.3 COLETA (GENÉTICA)

A coleta para caracterização da diversidade genética foi realizada para todos os 171 indivíduos adultos mensurados na parcela de 16 hectares. A amostragem foi feita coletando-se pelo menos um ramo portador de folhas maduras dos indivíduos selecionados. Para isso, utilizou-se estilingues e pedras devido ao grande porte em altura das plantas. Os ramos com as folhas foram acondicionados em sacos plásticos, devidamente identificados e armazenados em caixa térmica, com gelo coberto por jornal para evitar a “queima” do material.

As amostras foram mantidas nas caixas térmicas até o seu transporte ao Laboratório de Fisiologia do Desenvolvimento Genético Vegetal (LFDGV) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), onde foram transferidas para a geladeira. A temperatura da geladeira foi mantida em torno dos 5 °C para que a atividade enzimática das amostras fosse conservada. O material foliar foi conservado em geladeira até a realização do processo de extração das enzimas.

#### 4.4 ELETROFORESE DE ISOENZIMAS

Para solubilização das enzimas foi utilizada aproximadamente 50 mg do material vegetal de cada indivíduo, 10 mg de polivinilpolipirrolidona (PVPP) e 500 µL de solução de extração no 1 (ALFENAS, 1998). Todo o material foi depositado em tubos de 2 mL, específicos para maceração automática, e agitados por 18s à 6000 RPM com Precellys®. A solução obtida foi acomodada em cadinhos de porcelana e transferida para wicks (papel cromatográfico Whatman no 3 com dimensão 2 x 15 mm). Os wicks, embebidos da solução de extração, foram acondicionados em gel de amido de milho (Penetrose 30 a 13%) e submetidos a uma corrente elétrica para migração das enzimas no gel. Para a coloração foram utilizados 10 sistemas isoenzimáticos, discriminados no quadro 1.

O sistema tampão-eletrodo utilizado foi o Tris Citrato (TC) (Tris-HCl 27 g/L, ácido cítrico 16,52 g/L, pH 7,5) nas seguintes voltagens: i) 100 Volts por 20 min; ii) 140 Volts por 20 min, e iii) 180 Volts por quatro a cinco horas. Após o processo de eletroforese, os géis foram cortados e corados com distintos sistemas isoenzimáticos para revelação dos zimogramas.

Quadro 1 - Sistemas isoenzimáticos utilizados, código (Enzyme Commission) e sigla das enzimas.

<b>Enzima</b>	<b>Código</b>	<b>Sigla</b>
Malato Desidrogenase	EC 1.1.1.37	MDH
Superóxido Dismutase	EC 1.15.1.1	SOD
Peroxidase	EC 1.11.1.7	PRX
Xiquimato Desidrogenase	EC 1.1.1.25	SKDH
Fosfoglucomutase	EC 5.4.2.2	PGM
Diaforase	EC 1.8.1.4	DIA
Glutamato Oxaloacetato Transaminase	EC 2.6.1.1	GOT
Esterase	EC 3.1.1.1	EST
Glutamato Desidrogenase	EC 1.4.1.2	GTDH
Fosfatase Ácida	EC 3.1.3.2	ACP

Fonte: Elaborado pelo autor.

#### 4.5 ANÁLISE GENÉTICA

A partir da interpretação dos zimogramas foram calculadas as frequências alélicas para a população, que serviram de base para a estimativa dos índices de diversidade genética. Dessa forma, foi caracterizada a diversidade genética intrapopulacional dos indivíduos adultos amostrados por meio dos índices: número médio de alelos por loco ( $\hat{A}$ ), número médio de alelos

efetivos por loco ( $\hat{A}_e = 1/1 - \hat{H}_E$ ), número de alelos por loco polimórfico ( $\hat{A}_p$ ), porcentagem de locos polimórficos (P), heterozigosidade observada ( $\hat{H}_O$ ), heterozigosidade esperada ( $\hat{H}_E$ ) segundo as proporções propostas pelo Equilíbrio de Hardy-Weinberg (NEI, 1978) e índice de fixação ( $\hat{f}$ ). O tamanho efetivo ( $\hat{N}_e$ ) foi estimado por meio da seguinte equação:  $\hat{N}_e = n/(1 + \hat{f})$ , proposta por Li (1976), em que  $n$  representa o número de indivíduos da população. Todos os índices foram estimados com auxílio dos programas FSTAT (GOUDET, 2002) e GDA (LEWIS; ZAYKIN, 2001). A significância estatística ( $p < 0,05$ ) dos valores de  $\hat{f}$  foi obtida através de reamostragens. (manter permutações, que é o correto. Fstat permuta alelos entre indivíduos de uma mesma população para obter esse intervalo)

Com base no tamanho efetivo dos indivíduos foi estimada a área mínima viável (AMV) para a conservação genética de uma população de *O. porosa*, tomando de referência um  $\hat{N}_e$  de 1000, proposto por Lynch (1996), como suficiente para mitigar efeitos de mutações deletérias. Sendo assim, a área mínima viável é dada por:

$$AMV = \frac{N_e(ref)}{\left(\frac{n}{\hat{N}_e} \times d\right)} \quad \text{Equação (1)}$$

Onde:  $d$  = Densidade de indivíduos por hectare.

A caracterização da distribuição espacial dos genótipos adultos foi realizada utilizando-se a estimativa do coeficiente de coancestria entre pares de árvores ( $\theta_{xy}$ ) descrito por Loiselle et al. (1995) e obtidos pelo programa SPAGEDI 1.4 (VEKEMANS; HARDY, 2004). O coeficiente ( $\theta_{xy}$ ) mede a extensão da similaridade entre os indivíduos  $x$  e  $y$ , relativo à similaridade genética média entre dois indivíduos aleatórios da amostra (HARDY; VEKEMANS, 2002). Os intervalos de confiança (95%) para cada parâmetro foram obtidos por meio de 1000 bootstraps.

O tamanho de vizinhança ( $N_b$ ) foi estimado pela seguinte equação,  $N_b = -(1 - \theta_1)/b$ , em que  $\theta_1$  representa a coancestria estimada para a primeira classe de distância e  $b$ , a inclinação da curva de regressão de  $\theta$ , com relação ao logaritmo da distância (até 520 m) (VEKEMANS; HARDY, 2004). Com base no  $N_b$  e na densidade de indivíduos, foi estimada a área de deme (ou área de vizinhança) em ha, pela equação:  $deme = N_b/densidade$ .

#### 4.6 FENOLOGIA REPRODUTIVA

A fenologia reprodutiva de *O. porosa* foi avaliada através do acompanhamento mensal, durante 8 meses, de 67 indivíduos reprodutivos presentes no fragmento (Figura 1). A escolha dos indivíduos que foram acompanhados foi feita baseada na facilidade de visualização da copa deste, além de que deveria ter uma distância mínima de 50 metros entre eles. O acompanhamento da fenologia reprodutiva de *O. porosa* teve início em setembro de 2021 e foi finalizado em abril de 2022. As observações foram feitas sempre na primeira quinzena de cada mês e eram realizadas com o auxílio de binóculos, devido ao pequeno tamanho das flores e frutos e das dimensões dos indivíduos de *O. porosa*.

A divisão das fenofases utilizada foi (Figura 2): botões florais – início da emissão da estrutura reprodutiva até o início da antese; flores em antese – início da antese até a oxidação dos elementos florais; frutos imaturos – desde a oxidação dos elementos florais até a maturação do fruto; e frutos maduros – mudança de coloração dos frutos de verde para “púrpura” até a dispersão dos mesmos.

A avaliação de intensidade da fenofases reprodutivas seguiu os critérios de Fournier e Charpentier (1978). A intensidade de cada fenofase foi estimada através de uma escala intervalar semiquantitativa de cinco categorias (0 a 4): 0 equivale a 0%; (1) presença do evento numa faixa de 1 a 25%; (2) presença do evento numa faixa de 26 a 50%; (3) presença do evento numa faixa de 51 a 75%; e (4) presença do evento numa faixa de 76 a 100%. Posteriormente, foi calculada a porcentagem de intensidade segundo Fournier (1974) pela seguinte equação:

$$\% \text{ de Fournier} = \frac{\sum i}{4 \times N} \times 100 \quad \text{Equação (2)}$$

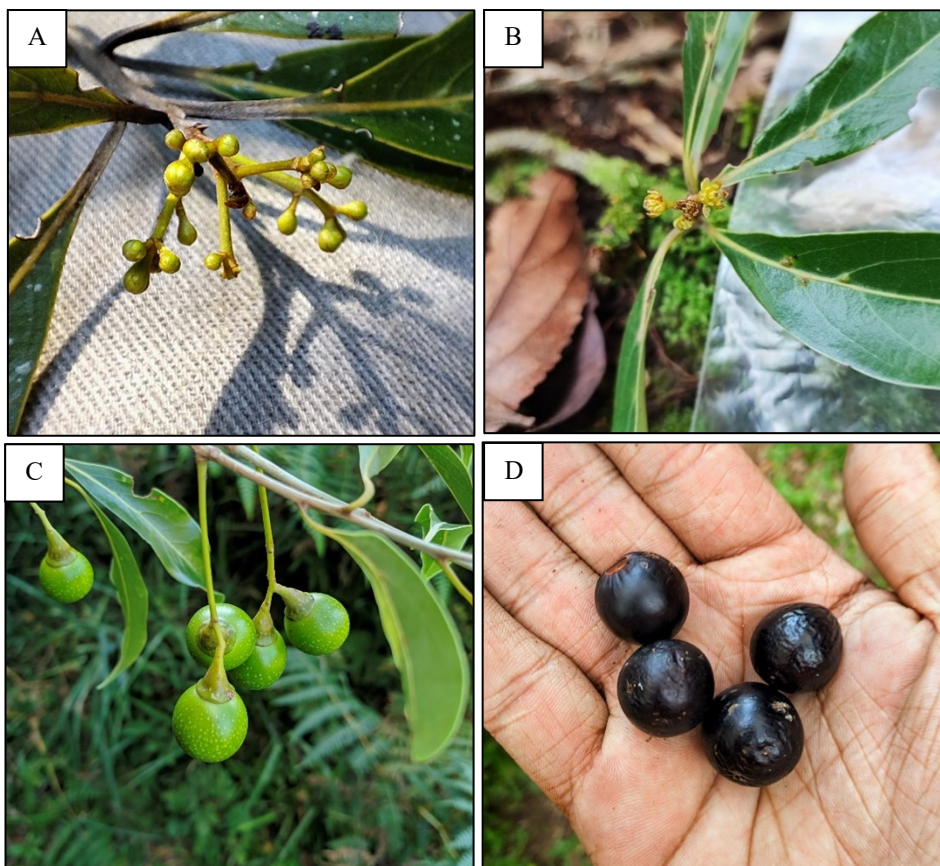
Onde:  $\sum i$  = A soma dos índices de intensidade de cada indivíduo; N = O número de indivíduos.

Avaliou-se a sincronia entre os indivíduos da população de *O. porosa* por intermédio do método de presença/ausência, que indica a porcentagem de indivíduos em cada fenofase. Classificam-se os eventos fenológicos em assincrônico (<20% dos indivíduos da população



apresentam a fenofase), pouco sincrônico (20-60% apresentam a fenofase) e muito sincrônico (>60% apresentam a fenofase) (BENCKE; MORELLATO, 2002).

Figura 2 – Fenofases reprodutivas de *Ocotea porosa*. A: botões; B: flores; C: frutos imaturos; D: Frutos maduros



Fonte: Elaborado pelo autor.

Com os dados coletados foi construído um dendrofenograma para a representação cronológica do comportamento fenológico de *O. porosa*, conforme sugerido por Fournier (1976). Foram calculadas correlações de Spearman entre as frequências mensais de indivíduos em cada fenofase (sincronismo) e as variáveis climáticas (umidade relativa, precipitação e temperatura média, mínima e máxima). O nível de significância foi verificado através do valor de p. Os dados meteorológicos foram obtidos através da EPAGRI – Estação Experimental de Ponte Serrada - SC. Para as análises estatísticas, bem como concepção dos gráficos, foi utilizado Software R studio 4.1.



## 5. RESULTADOS

### 5.1 ESTRUTURA DEMOGRÁFICA DE REPRODUTIVOS

Nos 16 hectares foram mensurados 171 indivíduos reprodutivos (Tabela 1), gerando uma média de 10,70 indivíduos reprodutivos por hectare. Todos os indivíduos registrados acima de 15,01 cm de Diâmetro a Altura do Peito (DAP) eram reprodutivos. O DAP médio por hectare foi de 48,84 cm, com amplitude de 15,01 a 110,45 cm. A área basal mensurada foi de 2,24 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>.

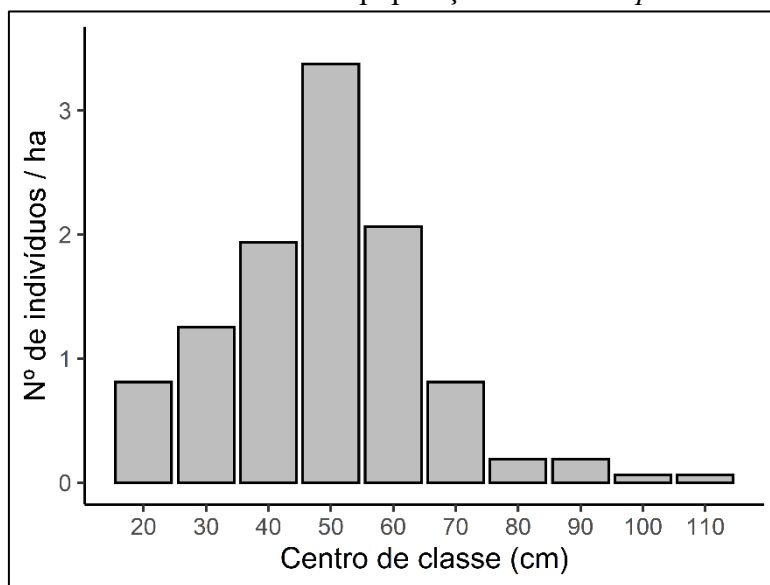
Tabela 1 - Distribuição de frequência em classes diamétricas para indivíduos reprodutivos em uma área de 16 ha de uma população de *Ocotea porosa* em Ponte Serrada - SC, 2022.

Classe diamétrica (cm)	Frequência absoluta	Frequência relativa (%)	Frequência relativa acumulada (%)
15 -25	13	7,6	7,6
25 -35	20	11,7	19,3
35 -45	31	18,1	37,4
45 -55	54	31,6	69,0
55 -65	33	19,3	88,3
65 -75	12	7,0	95,3
75 -85	3	1,8	97,1
85 -95	3	1,8	98,8
95 -105	1	0,6	99,4
105 -115	1	0,6	100
<b>Total</b>	171	100	

Fonte: Elaborado pelo autor

Considerando a distribuição em classes diamétricas (Tabela 1 e Figura 3) é possível perceber uma maior frequência de indivíduos nas classes centrais de DAP (entre 35 e 65), correspondendo a 69% do total de indivíduos. A frequência de indivíduos vai decaindo conforme o aumento das classes diamétricas, com as quatro últimas classes contendo 4,8% dos indivíduos. Percebe-se então que a frequência de indivíduos por classe diamétrica segue a tendência de uma distribuição normal assimétrica.

Figura 3 - Distribuição de frequência em classes diamétricas para indivíduos reprodutivos em uma área de 16 hectares de uma população de *Ocotea porosa* em Ponte serrada - SC, 2022.



Fonte: Elaborado pelo autor

## 5.2 DIVERSIDADE GENÉTICA

Para gerar as frequências alélicas apresentadas na Tabela 2, foram analisados 10 locos isoenzimáticos, em 171 indivíduos adultos de *O. porosa*. Dos 10 sistemas testados, apenas a Peroxidase (PRX) não apresentou resolução satisfatória e, por isso, não foi utilizada nesta análise. Além do mais, entre todos os locos analisados, somente a MDH-2 foi monomórfica (Tabela 2).

Tabela 2 - Frequências alélicas em 10 locos enzimáticos de indivíduos adultos em uma população de *Ocotea porosa* no município de Passos Maia – SC

Locos	Alelos	N. ind.	Frequência
ACP-1	1	152	0,036
	2		0,076
	3		0,888
DIA-1	1	150	0,007
	2		0,887
	3		0,107
EST-1	1	156	0,051
	2		0,946
	3		0,003
GOT-1	1	159	0,267
	2		0,676
	3		0,057
GTDH-1	1	171	0,977
	2		0,023
MDH-2	1	171	1,000
MDH-1	1	153	0,098
	2		0,719
	3		0,170
	4		0,013
PGI-1	1	170	0,026
	2		0,247
	3		0,041
	4		0,579
	5		0,056
	6		0,050
PGM-1	1	162	0,713
	2		0,287
SKDH-1	1	154	0,302
	2		0,688
	3		0,010

Fonte: Elaborado pelo autor

Os índices de diversidade genética estimados para os 171 indivíduos adultos de *O. porosa* são apresentados na Tabela 3. Na população alvo deste estudo, 30 alelos diferentes foram amostrados. A média de indivíduos analisados por locos foi de 160. O valor médio de alelos por locos ( $\hat{A}$ ) foi de 3, divergindo cerca de 51%, da média de alelos efetivos por locos ( $\hat{A}_e$ ), que foi de 1,53.

Tabela 3 - Índices de diversidade genética de indivíduos adultos em uma população de *Ocotea porosa* no município de Passos Maia – SC.

População	n	$\hat{N}_e$	P (%)	$\hat{A}$	$\hat{A}_e$	$\hat{A}_p$	$\hat{H}_E$	$\hat{H}_O$	$\hat{f}$
Passos Maia	171	124	90	3	1,53	3,22	0,300	0,181	0,379*

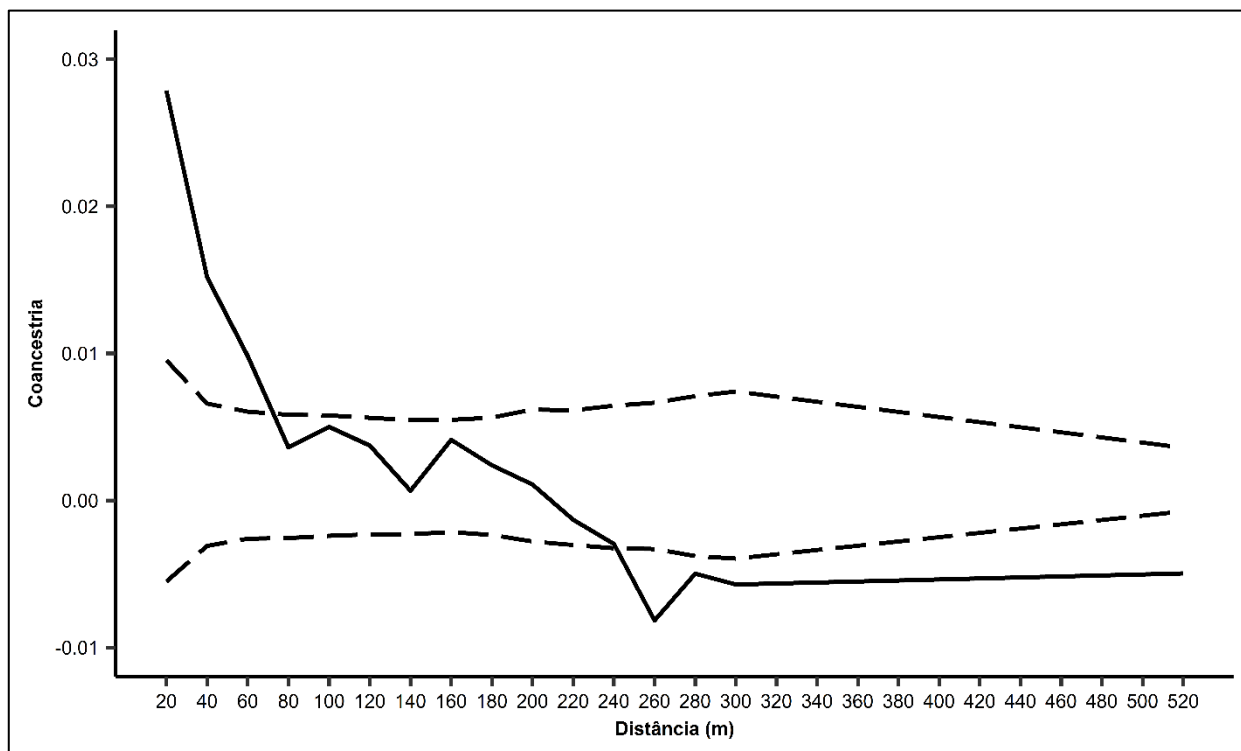
n = Tamanho da amostra;  $\hat{N}_e$  = Tamanho efetivo; P = porcentagem de locos polimórficos;  $\hat{A}$  = número de alelos por loco;  $\hat{A}_e$  = número médio de alelos efetivos;  $\hat{A}_p$  = número de alelos por loco polimórfico;  $\hat{H}_E$  = heterozigosidade esperada;  $\hat{H}_O$  = heterozigosidade observada;  $\hat{f}$  = índice de fixação; \* =  $p < 0,05$ .

A diversidade genética ( $\hat{H}_E$ ) encontrada na população analisada, conforme mostrado na Tabela 3, foi de 0,300. Este valor divergiu substancialmente da heterozigosidade observada ( $\hat{H}_O$ ), que foi de 0,181. Essa discrepância entre  $\hat{H}_E$  e  $\hat{H}_O$  acabou resultando em um índice de fixação ( $\hat{f}$ ) de 0,379, que é estatisticamente diferente de zero. Casos como esse, em que o índice de fixação é alto e positivo, indicam que os indivíduos amostrados apresentam um excesso de homozigotos. A partir do índice de fixação da população analisada nesta pesquisa, foi estimado um número efetivo de indivíduos igual a 124 (Tabela 3), cerca de 27% menor que o total amostrado. Por fim, a área mínima viável (AMV) estimada para a conservação genética da população foi de 67,5 hectares.

### 5.3 ESTRUTURA GENÉTICA ESPACIAL

Os valores de coancestria mensurados para cada classe de distância foram utilizados para construir o gráfico da Figura 4. É possível observar que para a população analisada, a coancestria ( $\hat{\theta}_{xy}$ ) é positiva e significativa até 80 metros de distância entre indivíduos. Além disso, percebe-se no gráfico que, a partir de 260 m, os valores de coancestria são negativos e, estatisticamente significativos ( $p > 0,05$ ). O valor médio de coancestria na população foi de -0,53, variando entre 0,028 e 0,005.

Figura 4 - Estrutura genética interna para uma população de indivíduos reprodutivos de *Ocotea porosa* em Passos Maia - SC. Linhas tracejadas representam o envelope de confiança (95%). Linha sólida representa os valores médios de coancestria.



Fonte: Elaborado pelo autor.

A partir dos dados coancestria, estimou-se um tamanho de vizinhança ( $N_b$ ) igual a 116,5 indivíduos. Como o local de estudo apresenta densidade de 10,7 indivíduos reprodutivos/ha, a área de deme estimada foi de 10,9 hectares.

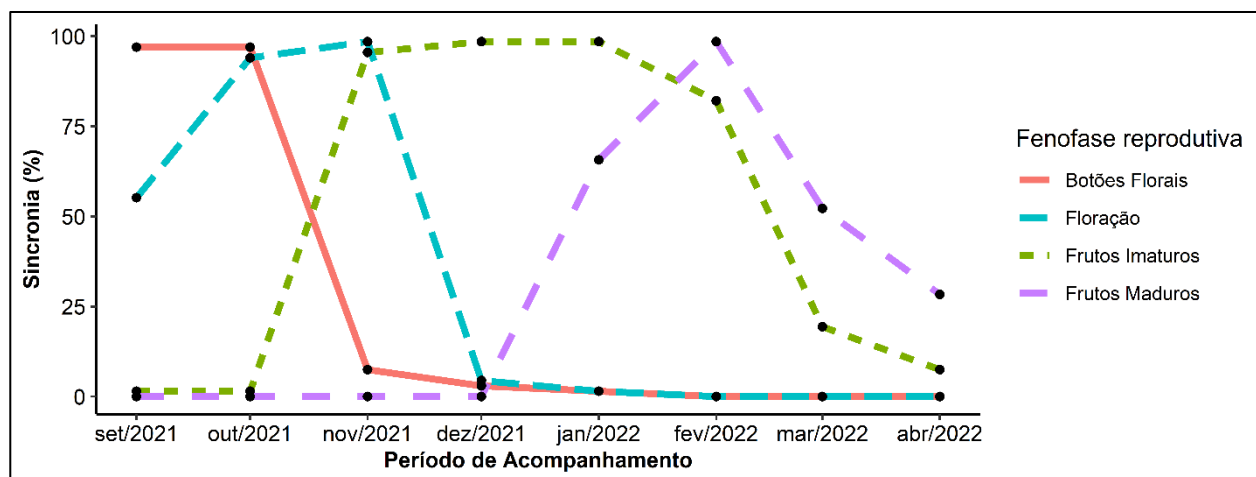
#### 5.4 FENOLOGIA REPRODUTIVA

Foram avaliados 67 indivíduos adultos de *O. porosa* na área da parcela entre os meses de setembro de 2021 e abril de 2022, sendo que todos apresentaram comportamento reprodutivo no período avaliado. Em todas as fenofases foram atingidos níveis de sincronismo considerados altos (Figura 5), ou seja, acima 60% de indivíduos (BENCKE; MORELLATO, 2002).

Durante o presente estudo, a emissão de botões florais iniciou-se no mês de setembro (Figura 5) e atingiu o pico de sincronismo neste mesmo mês. Do mesmo modo, a floração teve seu

início em setembro (Figura 5), porém com pico de sincronismo registrado no mês de novembro (Figura 5). Os primeiros frutos verdes foram observados no mês de novembro e o período de maior acuidade de sincronismo foi entre os meses de dezembro a janeiro. A maturação dos frutos foi registrada entre os meses de janeiro a abril, com maior sincronismo no mês de fevereiro.

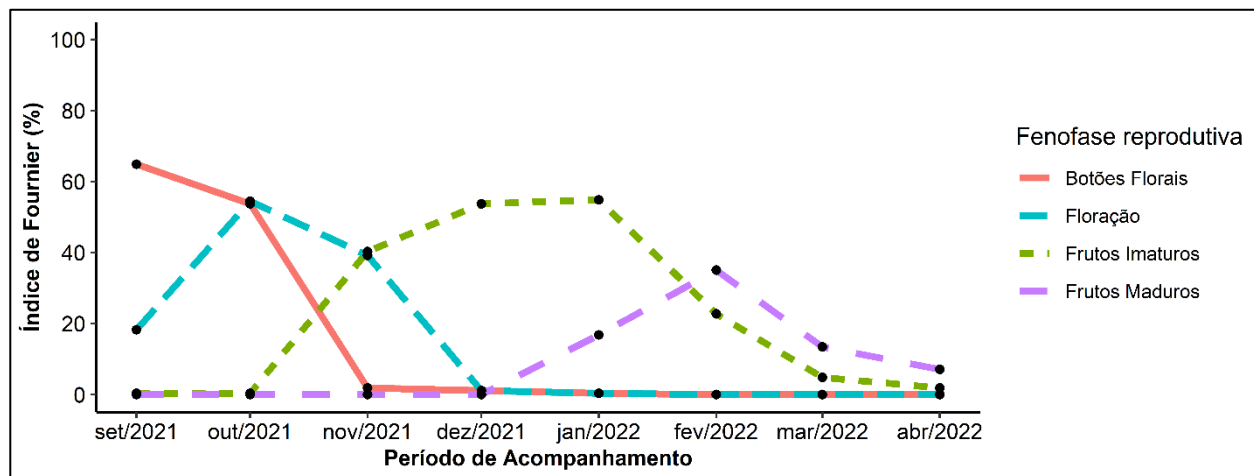
Figura 5 - Frequências mensais de indivíduos (sincronismo) nas fenofases reprodutivas (Botões florais, Floração, Frutos imaturos e Frutos maduros) em uma população de *Ocotea porosa* - Passos Maia / SC.



Fonte: Elaborado pelo autor.

A Figura 6 refere-se as intensidades de cada fenofase reprodutiva avaliadas pelo método de Fournier. Percebe-se que o evento de botões florais foi mais intenso no mês de setembro, enquanto que a intensidade de floração atingiu seu ápice em outubro (Figura 6). As fenofases seguintes, frutos verdes e frutos maduros, tiveram seu apogeu de intensidade nos meses de janeiro e fevereiro, respectivamente.

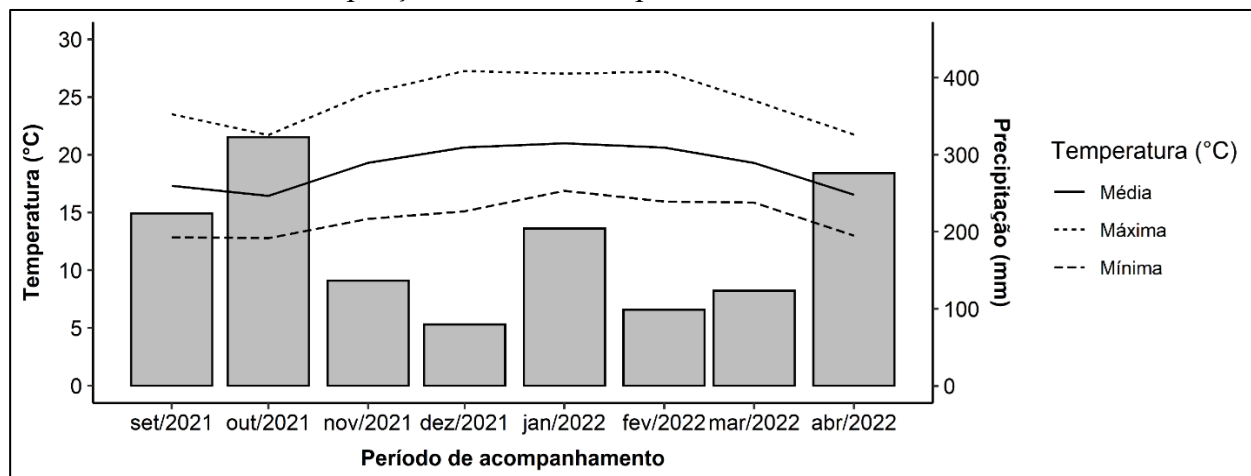
Figura 6 - Porcentagem de indivíduos de *Ocotea porosa* em cada fenofase reprodutiva (Botões florais, Floração, Frutos imaturos e Frutos maduros) de acordo com as intensidades da fenológicas segundo Fournier (1974) – Passos Maia / SC.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Na Figura 7 estão representados os valores médios mensais para as variáveis precipitação, temperatura média, máxima e mínima para o Município de Ponte Serrada. Esses dados foram fornecidos pela Epagri, durante todo o período de avaliação da fenologia reprodutiva. Durante as observações fenológicas (setembro de 2021 a abril de 2022), a temperatura mínima mensal do município de Ponte Serrada – SC variou de 12,78 a 16,88 °C, a média de 16,44 a 27,01 °C e a máxima de 21,71 a 27,26 °C. Os meses mais quentes foram dezembro de 2021, janeiro e fevereiro de 2022. Os meses mais frios foram setembro e outubro de 2021 e abril de 2022 (Figura 7). Em relação a precipitação, setembro e outubro de 2021 e abril de 2022 foram os meses mais chuvosos, com 223,80, 322,60 e 276,00 mm, respectivamente (EPAGRI/CIRAM, 2022).

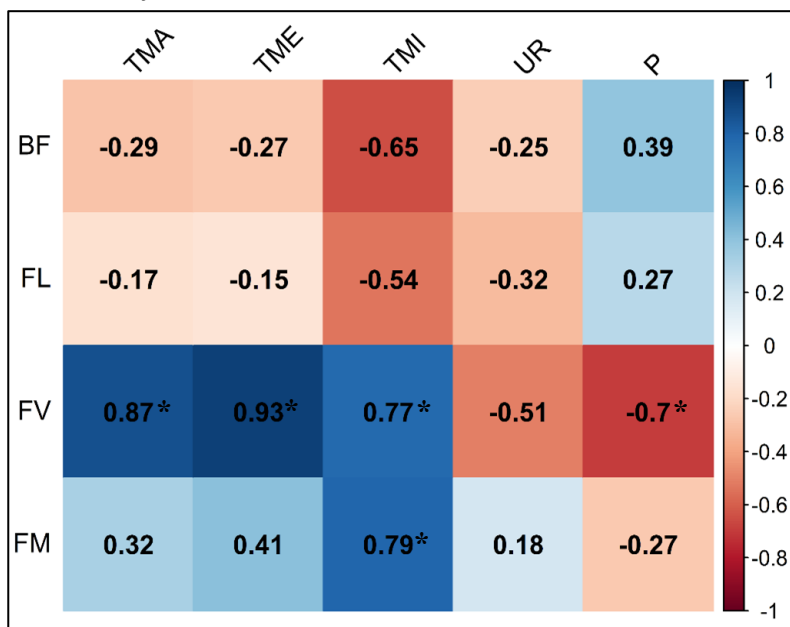
Figura 7 – Comportamento das variáveis ambientais avaliadas (Precipitação e temperaturas médias, mínimas e máximas) no período de setembro de 2021 a abril de 2022, para o Município de Passos Maia – SC. Barras = Precipitação; Linhas = Temperaturas.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os coeficientes de correlação de Spearman referentes ao sincronismo mensal em cada fenofase versus temperaturas máximas, médias e mínimas mensal, umidade relativa do ar (%) e precipitação mensal acumulada (mm) encontram-se na Figura 8. Correlações significativas foram estimadas apenas para as fenofases de frutos verdes versus temperatura máxima, média e mínima e precipitação, além correlação positiva entre frutos maduros e temperatura mínima.

Figura 8 - Coeficientes de correlação de Spearman para as temperaturas máximas (TMA), médias (TME) e mínimas (TMI) mensais (°C), umidade relativa do ar (UR) (%) e precipitação mensal acumulada (P) (mm) versus frequências mensais das fenofases de *Ocotea porosa* em Passos Maia - SC. Valores seguidos de asterisco são estatisticamente significativos. Onde: BF = botão floral; FL = floração; FV = frutos verdes; FM = frutos maduros.



Fonte: Elaborado pelo autor.



Embora não tenha sido significativa, é importante ressaltar que o valor estimado para a correlação entre temperatura mínima e a fenofase de botão floral (-0,65) é considerado alto, ou seja, acima de -0,60, indicando haver uma tendência de correlação entre essa variável climática e essa fenofase.

## **6. DISCUSSÃO**

### **6.1 ESTRUTURA DEMOGRÁFICA DE REPRODUTIVOS**

As informações demográficas da população mensurada nesse estudo, quando comparadas as de outros trabalhos documentados na literatura científica, divergiram e se assemelharam em vários aspectos. Isso é algo esperado quando leva-se em consideração os diferentes estados de conservação dos fragmentos, bem como o histórico de exploração da espécie e questões edafoclimáticas inerentes de cada área. Aqui, as informações demográficas serão discutidas sob quatro aspectos: Densidade de indivíduos ( $\text{ind. ha}^{-1}$ ), diâmetro médio ( $\bar{D}$ ), dominância ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ) e distribuição diamétrica. Essas informações disponíveis na literatura científica são sintetizadas na Tabela 4.

Tabela 4 - Estudos sobre aspectos demográficos de populações de *Ocotea porosa*. DA = densidade absoluta (ind. ha<sup>-1</sup>);  $\bar{D}$  = diâmetro médio (cm); G = dominância (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>); DD = Tipo de distribuição diamétrica; NI = Não Informado.

<b>Autor</b>	<b>Local</b>	<b>DAP de inclusão</b>	<b>DA</b>	<b><math>\bar{D}</math></b>	<b>G</b>	<b>DD</b>
Presente estudo	Passos Maia – SC	≥ 15	10,7	48,84	2,24	Normal
Longhi (1980)	São João do Triunfo - PR	≥ 20	9	NI	1,98	Irregular / normal
Negrelle e Silva (1992)	Caçador - SC	≥ 5	NI	NI	4,54	NI
Silva et al. (1997)	Caçador - SC	≥ 20	15,2	NI	NI	Irregular / normal
Pizzato (1999)	São João do Triunfo - PR	≥ 10	8,5	40,77	2,15	Uniforme
Caldato et al. (1999)	Caçador - SC	≥ 10	16	NI	NI	Normal
Sanqueta et al. (2000)	São João do Triunfo - PR	≥ 10	9,1	NI	2,14	NI
Schaaf et al. (2006)	São João do Triunfo - PR	≥ 20	9,2	NI	NI	Uniforme
Canalez et al. (2006)	São João do Triunfo - PR	≥ 10	10	36,08	2,31	Uniforme
Bittencourt (2007)	Caçador - SC	≥ 10	27,1	51	NI	Irregular
Cordeiro e Rodrigues (2007)	Guarapuava - PR	≥ 10	6,3	NI	NI	NI
Figueiredo et al. (2010)	Irati - PR	≥ 10	19	NI	2,77	Uniforme
Sawczuk et al. (2014)	Irati - PR	≥ 10	19,2	NI	2,80	NI
Téo et al. (2014)	Lebon Régis - SC	≥ 17,5	82	20,3	NI	J-invertido
Munhoz et al. (2014)	SJ do Triunfo-1 - PR		34,8			
	SJ do Triunfo-2 - PR		15			
	Curitiba - PR	≥ 5	13,2	NI	NI	NI
	Fernandes pinheiro-1 - PR		8,6			
	Fernandes pinheiro-2 - PR		74,2			
Cubas et al. (2016)	Três Barras - SC	≥ 10	67		5,26	NI
Seubert (2017)	Indaial – SC	≥ 5	4,8	30,15	0,48	Irregular
Montagna et al. (2017)	Santa Catarina	≥ 10	23	25	2,30	J-invertido
Stepka et al. (2021)	Caçador - SC		23,2	45,9	NI	Normal
	Irati - PR		16,3	47,9	NI	Normal
	SJ do Triunfo - PR	≥ 10	12,3	54,5	NI	Uniforme
	Três Barras - SC		34,6	27,2	NI	J-invertido

Fonte: Elaborado pelo autor.

Em relação a densidade de indivíduos, o número mensurado nesse estudo ficou abaixo do apresentado em vários dos trabalhos encontrados na literatura (Tabela 4). Por exemplo, Téo et al.

(2014), descreveram uma densidade de 82 ind. ha<sup>-1</sup> em Lebon Régis – SC (DAP > 15 cm), enquanto que Cubas et al. (2016) encontraram uma densidade de 67 ind. ha<sup>-1</sup> em Três Barras – SC (DAP > 10 cm). Stepka et al. (2021), usando DAP > 10 cm como critério de inclusão, estudaram 4 populações de 4 espécies ameaçadas de extinção, dentre elas, *O. porosa*, e obtiveram valores de densidade diferentes, com 34,6 ind. ha<sup>-1</sup> em Três Barras – SC, 23,2 ind. ha<sup>-1</sup> em Caçador – SC, 16,3 ind. ha<sup>-1</sup> em Irati e 12,3 ind. ha<sup>-1</sup> em São João do Triunfo – PR.

No inventário Florístico Florestal de Santa Catarina (MONTAGNA et al., 2018b), em 15% das unidades amostrais foi registrada a ocorrência de *O. porosa*, com uma densidade de 23 ind. ha<sup>-1</sup> (DAP > 10) e 12,79 ind. ha<sup>-1</sup> com DAP > 20 cm. Levando-se em consideração somente as unidades amostrais da região de Passos Maia, a densidade encontrada no IFFSC é 10,45 de ind. ha<sup>-1</sup>, muito próximo dos 10,7 ind. ha<sup>-1</sup> encontrados no fragmento mensurado. Essa tendência é observada nos trabalhos de Schaaf et al. (2006) com 9,2 ind./ha (DAP > 20 cm); Canalez et al. (2006) com 10 ind./ha (DAP > 10 cm); Sanquetta et al. (2001) com 9,14 ind./ha (DAP > 10 cm); Pizatto (1999) com 8,5 ind./ha (DAP > 10 cm); Longhi (1985) com 9 ind./ha (DAP > 20 cm). Ressalta-se que todos esses trabalhos foram realizados em São João do Triunfo, na fazenda experimental da Universidade Federal do Paraná.

Valores próximos aos descritos por Téo et al. (2014), Cubas et al. (2016) e Stepka et al. (2021) provavelmente são os que representam de forma mais fidedigna a realidade da espécie antes da intensa exploração. Nas diferentes publicações de Reitz e Klein sobre a flora e vegetação catarinense, é descrito que o sub-bosque da mata de araucária na região do planalto é dominado extensivamente pela *Ocotea porosa*. Klein (1974) afirma que *O. porosa* é a espécie que caracteriza o sub-bosque da FOM, por ser extremamente dominante e com uma abundância variando entre 50 a 80% da composição do sub-bosque. Em lugares, como a Serra do Espigão (Monte Castelo – SC), a abundância era de 90% (KLEIN, 1960). A região na qual o presente estudo foi conduzido é citada como tendo grandes extensões de mata de araucária em associação com *O. porosa*, porém já sendo o limite do decréscimo da abundância e dominância da espécie (KLEIN, 1974). Por isso, parece plausível afirmar que, no passado, a densidade de indivíduos na região era bastante superior ao que foi mensurado no presente estudo.

A principal razão para a redução nos valores de densidade pode ser atribuída ao histórico de exploração da espécie. Conforme relatado por Klein (1979), o estado de Santa Catarina se desenvolveu sob forte impulso da indústria madeireira, sendo *O. porosa* a espécie mais explorada,

principalmente no pós-segunda guerra mundial. De acordo com o dono da propriedade onde a presente pesquisa foi realizada, o local já possuía uma serraria antes de 1953, ano que foi adquirida pelo atual proprietário. Essa atividade madeireira continuou até meados dos anos 90, sendo o fragmento “intocado” desde então. De acordo com Moretto (2017) a presença de serrarias era comum nessa região, especialmente na metade do século XX.

Sobre o diâmetro médio, ele é considerado acima dos encontrados na literatura. Os maiores valores são descritos por Bittencourt (2007) e por Stepka et al. (2021), conforme consta na tabela 4. Já o valor de DAP médio mais inferior é relatado no trabalho de Téo et al. (2014) e por Montagna et al. (2018b). Uma explicação para o DAP médio ser acima do encontrado em outros trabalhos pode se dar ao fato de que, de acordo com o proprietário, os indivíduos de maior diâmetro foram preservados, mesmo antes do fim da exploração madeireira. Isso explicaria a quantidade de indivíduos com diâmetro maior que 80. Caso o corte raso tivesse sido aplicado até a década de 90, seria improvável encontrar árvores com DAP desse calibre, principalmente se tratando de uma espécie de crescimento lento (VIVIAN et al., 2021).

O valor de área basal mensurado neste trabalho pode ser considerado muito similar aos encontrados na literatura, diferindo significativamente apenas dos trabalhos de Cubas *et al.* (2016), Negrelle et al. (1992) e de Seubert (2017), com  $5,24 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ,  $4,54 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  e  $0,48 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ , respectivamente. Nos demais trabalho (CANALEZ; CORTE; SANQUETTA, 2006; FIGUEIREDO FILHO et al., 2010; LONGHI, 1985; MONTAGNA et al., 2018b; PIZATTO, 1999; SANQUETTA et al., 2001; SAWCZUK et al., 2014), os valores de área basal variaram entre  $1,99 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  (LONGHI, 1985) e  $2,80 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  (SAWCZUK et al., 2014). Dessa forma, é possível dizer que a dominância da população de *O. porosa* mensurada nesse estudo é condizente com a realidade encontrada em outras populações estudadas.

Embora a densidade mensurada tenha sido baixa e divergente da maioria dos estudos, para a espécie *O. porosa*, espera-se que mesmo em populações menos densas, a dominância seja alta. Essa tendência foi reportada por Herrera et al. (2009) e Sanquetta et al. (2001), em que a abundância de indivíduos em ambos os trabalhos foi considerada baixa e a dominância entre as mais altas dentre todas as espécies estudadas. Pizatto (1999), alerta que devido a essa tendência, os índices de valor de importância devem ser utilizados com cautela, uma vez que estes exprimem em um único valor a somatória de três parâmetros (densidade, dominância e densidade) para determinar a importância das espécies dentro de uma associação florestal.

Uma das explicações para a alta dominância é que, embora menos frequente, os indivíduos de *O. porosa* estão entre os com maiores diâmetros dentre as espécies da Floresta Ombrófila Mista (NEGRELLE; SILVA, 1992). De acordo com Schaaf et al. (2006), apenas *O. porosa* atinge as classes de diâmetro superiores, enquanto a maioria das espécies se limita às classes de diâmetro inferiores a 60 cm. Segundo Schaaf et al. (2006), é provável que este fato seja gerado por duas características intrínsecas a cada espécie: seu tamanho-limite e sua longevidade e uma característica ecológica (competição). Algumas espécies tem seu tamanho-limite superior a outras, ou seja, não atingem grandes diâmetros e grande longevidade, bem como pode existir árvores longevas, porém muito finas devido estarem dominadas.

Em um estudo sobre troncos de árvores gigantes, realizado por Scipioni (2019), foi registrado indivíduos com mais de 2 m de diâmetros para *O. porosa*. Já segundo Klein (1972), os indivíduos dessa espécie atingem diâmetros de até 3,3 m. Todavia, é possível que por conta da exploração dessa espécie, diâmetros dessa magnitude não estejam sendo mais registrados nos levantamentos florísticos atuais. Conforme Carvalho (1994), *O. porosa* é a espécie arbórea mais longeva da “mata de araucária” podendo ultrapassar os 500 anos de idade. Em Santa Catarina encontrou-se um exemplar de mais de 2.700 anos (CARVALHO, 2003).

Um outro aspecto utilizado pra entender a demografia de *O. porosa* dentro da dinâmica florestal é através da análise da distribuição diamétrica. Embora indivíduos mais jovens não tenham disso avaliados, e isso deve ser ponderado nesse tipo de comparação, é possível afirmar que a forma da distribuição diamétrica da população objeto desta pesquisa se assemelha muito com uma distribuição normal com assimetria negativa. Esse resultado é corroborado por outros estudos. Herrera et al. (2009) descreveu uma população de *O. porosa* com uma distribuição diamétrica muito próxima do normal, igualmente assimétrica negativa. Da Silva et al. (1997) e Longhi (1985) relataram resultados similares, entretanto, com uma maior irregularidade entre as classes diamétricas. Caldato et al. (1999) descreveram resultados similares, com os indivíduos adultos tendo uma distribuição diamétrica próxima da normal e juvenis com distribuição exponencial negativa (j-invertido).

A distribuição em J-invertido é a mais comum nas populações naturais (inequidâneas), uma vez que, na floresta, espera-se que existam mais indivíduos jovens, com menores diâmetros (PIZATTO, 1999). Essa forma é considerada aquela que mantém a regeneração da espécie dentro de um fluxo contínuo (CANALEZ; CORTE; SANQUETTA, 2006). Entretanto, a ideia geral que a

distribuição exponencial negativa indica que uma espécie vai estar garantida na estrutura futura da floresta nem sempre é verdadeira (SCHAAF et al., 2006). Em indivíduos adultos de *O. porosa*, apenas três trabalhos relataram esse tipo de distribuição (MARCON et al., 2014; MONTAGNA et al., 2018b; STEPKA et al., 2021). No trabalho de Stepka et al. (2021), uma das populações apresentou distribuição em formato exponencial negativa, duas em formato similar a normal e uma outra distribuição uniforme. Este último tipo de distribuição (uniforme) foi relatada em uma quantidade expressiva de outros trabalhos (CANALEZ; CORTE; SANQUETTA, 2006; FIGUEIREDO FILHO et al., 2010; PIZATTO, 1999; SCHAAF et al., 2006).

Dessa forma, parece não haver um consenso sobre o tipo de distribuição diamétrica predominante na espécie *O. porosa*, porém, parece divergir da exponencial negativa na maioria dos estudos. De acordo com Klein (1984), existem vastas áreas onde é possível observar uma quantidade muito maior de indivíduos adultos e velhos em relação a regenerantes. Quando as populações apresentam distribuição uniforme ou normal, no geral, as inferências são sobre a descontinuidade da regeneração (CANALEZ; CORTE; SANQUETTA, 2006; LONGHI, 1985; MUNHOZ; SILVA; MARQUES, 2014). Para *O. porosa*, essa preocupação é acentuada, uma vez que há uma significativa perda de habitat e fragmentação nos seus locais de ocorrência, além da espécie ter sido extensivamente explorada no passado (CARVALHO, 2010; MUNHOZ; SILVA; MARQUES, 2014).

Para Lamprecht (1990), em florestas onde a estrutura diamétrica é irregular, uma das hipóteses é de que a falta de descendentes para a espécie é apenas aparente, decorrente do desenvolvimento específico da mesma, sendo o número de plantas jovens suficiente para garantir a conservação em longo prazo da espécie.

## 6.2 DIVERSIDADE GENÉTICA

A porcentagem de locos polimórficos (90%) da população avaliada nesse estudo foi ligeiramente maior do que a observada em outros estudos para *O. porosa*, bem como para espécies do mesmo gênero. No inventário florístico florestal de Santa Catarina, Reis et al. (2012) relatam valores médios de locos polimórficos igual a 86,7% e 76% em populações de *O. porosa* na microrregião de Xanxerê e estado de Santa Catarina, respectivamente. Para *Ocotea catharinensis*, foram registrados valores variando entre 60,5% (MONTAGNA et al., 2018a) e 83,3 % (TARAZI;

MANTOVANI; DOS REIS, 2010), enquanto que para *Ocotea odorifera* o valor médio registrado ficou acima de 60% (KAGEYAMA et al., 2003a; REIS et al., 2012).

O número médio de alelos por loco (3) foi próximo, porém maior, ao descrito nos trabalhos de Bittencourt (2007) (2,6), Seubert (2017) (2,5), Correia (2018) (2,7) e Reis et al. (2012) (microrregião de Xanxerê = 2,6). Para espécies do gênero *Ocotea*, somente Martins et al. (2015) relatou valores muito acima, sendo 7,3 para *O. porosa*, 8,4 para *O. catharinensis* e 8,96 para *O. odorifera*. Essa discrepância é explicada pela maior abrangência na amostragem e no tipo de marcador utilizado (microsatélite), que é mais polimórfico (GUICHOUX et al., 2011; ZHU; STRASSMANN; QUELLER, 2000). O menor valor relatado para o gênero foi de 1,69 alelos em 19 populações de *O. catharinensis* (MONTAGNA et al., 2018a).

O número efetivo de alelo ( $\hat{A}_e$ ) refere-se a quantidade de alelos que, se igualmente frequentes, resultam na heterozigosidade esperada calculada para a população (ALLENDORF; LUIKART, 2007). A relação entre número de alelos ( $\hat{A}$ ) e número efetivos de alelos, foi similar ao encontrado em outras populações de *O. porosa*. No presente estudo, o  $\hat{A}_e$  foi 51% menor do que  $\hat{A}$ , enquanto que nos demais estudos esse valor oscilou entre 47% (MARTINS et al., 2015) e 39% (todo estado de SC) (REIS et al., 2012). Essa redução expressiva no valor de  $\hat{A}_e$  em relação ao valor de  $\hat{A}$ , sugere que a espécie possui um número alto de alelos raros (9) ( $p < 0,05$ ) ou de baixa frequência (5) ( $0,05 > p < 0,25$ ) (VIEGAS et al., 2011). E, baseado nos valores altos descritos em outros estudos, entende-se que as populações da espécie, especialmente em Santa Catarina, possuem um número elevado de alelos raros e de baixa frequência.

Os resultados de heterozigosidade esperada ( $H_e$ ) e observada ( $H_o$ ), quando analisados no contexto de outros trabalhos, apresentam situações dicotômicas. De um modo geral, a  $H_e$  de 0,300 é considerada alta e esperado para o gênero, sendo similar ao encontrado por Reis et al. (2012) (0,296), Tarazi et al. (2010) (0,378) e Kageyama et al. (2003a) (0,360). Para o gênero, a menor (0,179) e maior (0,780) heterozigosidade esperada foi registrada por Montagna et al. (2018a) e Martins et al. (2015), respectivamente. Este último com marcadores microsatélite, que são mais polimórficos. De modo inverso, a  $H_o$  de 0,181, sob o contexto do gênero *Ocotea*, é considerada baixa. A heterozigosidade observada é similar a descrita por Reis et al. (2012) em Ponte serrada (0,188), Montagna et al., (2018a) para *Ocotea catharinensis* no Parque Nacional da Serra do Itajaí (PNSI) (0,171) e Montagna et al. (2018a) em Santa Catarina (0,154).

Esse tipo de situação, em que o  $H_e$  é superior ao  $H_o$  indica que existe excesso de homozigotos na população. Além disso, essa discrepância entre  $H_e$  e  $H_o$ , produziu um índice de fixação ( $\hat{f}$ ) alto, significativo e, consideravelmente maior que os relatados em outros estudos no gênero *Ocotea*. Dentre os trabalhos já citados, somente Bittencourt (2007) ( $\hat{f} = 0,537$ ) e Correia (2018) ( $\hat{f} = 0,398$ ) registraram índice de fixação maior que o mensurado na presente pesquisa. Destaca-se que a população avaliada no trabalho de Bittencourt (2007) encontra-se em uma área que possui um histórico de baixa exploração, situação divergente para a população avaliada por Correia (2018).

O índice de fixação mensurado sugere que há um desvio na frequência de heterozigotos em relação ao esperado pelo equilíbrio de Hardy-Weinberg, implicando em alta fixação na população. No cenário da espécie, que além de carregar um intenso histórico de exploração, é distribuída geograficamente em um ambiente com significativa perda e fragmentação de habitat, espera-se que o valor de  $\hat{f}$  seja alto (REIS et al., 2012). Um elevado índice de fixação foi reportado para diferentes espécies arbóreas distribuídas em ambientes de intensa ação antrópica, que sofreram redução no seu tamanho populacional ao longo do tempo (BITTENCOURT; SEBBENN, 2009; BITTENCOURT, 2007; DE SOUSA et al., 2020; MARIOT; MONTAGNA; REIS, 2020; SILVA et al., 2019). Essa tendência foi encontrada por Lauterjung et al. (2019), que estudando 6 espécies vegetais, concluíram que espécies intensamente exploradas no passado mostraram índices genéticos preocupantes.

De fato, a redução populacional pode provocar aumento nos cruzamentos entre indivíduos aparentados, bem como potencializar os efeitos de deriva genética, consequentemente reduzindo a proporção de heterozigotos na população. Todavia, outros fatores devem ser ponderados na avaliação do valor de  $\hat{f}$ . O tipo de amostragem utilizado neste presente trabalho e no de Bittencourt (2007), difere do abordado na maioria dos publicados para as espécies do gênero (REIS et al., 2012). De modo geral, em estudos de diversidade genética em populações naturais, a estratégia de amostragem mais comum é estabelecer um valor mínimo para o tamanho amostral ( $N = 50$ ) e distância entre indivíduos (50 m) (BROWN; MARSHALL, 1995). Nesta pesquisa, todos os indivíduos adultos dentro da parcela de 16 hectares foram amostrados. Em espécies com estruturação genética espacial significativa, sendo este o caso de *O. porosa*, divergências nas



estratégias de amostragem tendem a produzir diferenças expressivas nos parâmetros genéticos avaliados, como o índice de fixação (MEIRMANS, 2015; ROSENBERGER et al., 2021).

Além do mais, fatores relacionados a estruturação genética espacial, como sistema reprodutivo e fluxo gênico, são discutidos no item 6.3 e ajudam a explicar a alta fixação estimada na população de *O. porosa* avaliada. As implicações para a coleta de sementes e conservação da espécie são abordadas no item 7 deste documento.

### 6.3 ESTRUTURA GENÉTICA ESPACIAL

Para o gênero *Ocotea*, EGI significativa é descrita por Bittencourt (2007) (0-19 m) para *O. porosa*, Tarazi et al. (TARAZI; MANTOVANI; DOS REIS, 2010) (0-80 m) e Montagna et al. (2018a) (0-60 m) *O. catharinensis*, enquanto que Kageyama et al. (2003b) não encontraram nenhuma estruturação significativa na para a *O. odorifera*. Ampliando as comparações para a família Lauraceae, resultados descritos por Chung et al. (2000) (*Neolitsea sericea*), Chung et al. (2003) (*Cinnamomum insularimontanum*) e Hardy et al. (2005) (*Sextonia rubra*) mostram a ausência de estruturação significativa. Todavia, é importante frisar que todos os trabalhos para espécies do gênero *Ocotea* relatam uma tendência de estruturação genética que se estende até próximo dos 100 metros.

De acordo com o descrito por Silva e Varassin (2013) e por Correia (2018), a espécie *O. porosa* tem o sistema de reprodução misto. É uma planta hermafrodita (BROTTO; CERVI; SANTOS, 2013), polinizada principalmente por insetos de voos curtos, como o *Frankliniella gardeniae* (DANIELI-SILVA; VARASSIN, 2013). Segundo Carvalho (1994), a dispersão de frutos é feita principalmente por aves e mamíferos (zoocórica), similar ao relatado por Montagna et al. (2018c) para *O. catharinensis*. Por fim, devido ao uso intensivo e forte perda de habitat, é observado uma redução na densidade populacional (MONTAGNA et al., 2018b).

Embora predomine a alogamia (CORREIA, 2018), as flores de *O. porosa* apresentam autocompatibilidade e, isto, pode contribuir para os níveis elevados de endogamia e estruturação genética significativa observada. Em populações de *Cabrlea canjerana*, uma espécie dioica e polinizada por insetos de voo curto, não foi observado qualquer indício de estruturação genética, divergindo do esperado pelos autores (MELO; FRANCESCHINELLI, 2016). Espécies predominantemente autógamias apresentam uma estruturação genética maior do que espécies

alógamas, com as de sistema misto sendo intermediárias (VEKEMANS; HARDY, 2004). No entanto, é preciso considerar que a autofecundação pode ser um mecanismo de fuga para situações desfavoráveis à fertilização cruzada (MONTAGNA et al., 2018c).

Por ser polinizada por insetos de voo curto, a síndrome de polinização descrita para a espécie é considerada limitada e esse fator deve ser ponderado na avaliação da EGI. Esta polinização em pequenas distâncias, de acordo com Wessinger (2021), gera cruzamento entre flores de uma mesma planta e entre plantas vizinhas, levando a uma estruturação genética. Associado a isso, uma baixa densidade populacional, pode diminuir as chances de polinização cruzada, resultando no aumento da endogamia (DANIELI-SILVA; VARASSIN, 2013). Estudos comparativos sugerem que a polinização de vertebrados está associada a uma estrutura genética populacional reduzida em comparação com a polinização por insetos (MELO; FRANCESCHINELLI, 2016).

Todavia, a dispersão de sementes em longas distâncias, feita muitas vezes por aves, pode atenuar ou mitigar os efeitos da polinização limitada e, assim, evitar a tendência de EGI. Este parece ser o caso de *Sericea neolitsea* (CHUNG et al., 2000) e *Cinnamomum insularimontanum* (CHUNG et al., 2003), porém não o de *O. catharinensis* (MONTAGNA et al., 2018a). Voigt, et al. (2009), atribuíram o padrão de estruturação de duas espécies do gênero *Commiphora* a abrangência geográfica dos vetores de dispersão. Em plantas dispersas por zoocoria (*O. porosa*), a distribuição espacial das mudas está relacionada ao comportamento dos vetores de dispersão de sementes (GELMI-CANDUSSO; HEYMANN; HEER, 2017). Por isso, é necessário abordagens direcionadas ao detalhamento da síndrome de dispersão d *O. porosa*.

O tamanho de vizinhança estimado (116,5 ind.) pode ser considerado bem superior ao relatado por Bittencourt (2007) (62 ind.) para a *O. porosa* e por Montagna et al. (2018a) (44 e 48 ind.) para a *O. catharinensis*. Já o tamanho da deme mensurado no presente estudo (10,9 ha) foi superior ao relatado por Tarazi et al. (2010) (5 e 6 ha) para a *O. catharinensis* e Bittencourt (2007) (2,3 ha), porém intermediário com relação ao descrito por Montagna et al. (2018a) (8,8 e 11,7 ha). Embora as recomendações apontem para a importância da preservação de grandes áreas (BITTENCOURT, 2007), as estimativas de tamanho de deme demonstram que pequenos fragmentos (<30 ha) podem conter mais de uma deme e, dessa forma, contribuir para a conservação da espécie.

#### 6.4 FENOLOGIA REPRODUTIVA

A fenologia reprodutiva de *O. porosa* é avaliada e descrita de duas formas: a primeira delas, menos detalhada, considerando apenas duas fenofases, sendo elas floração e frutificação (CARVALHO, 2003). Nessa metodologia, há um entendimento que botões florais e flores em antese compõem a fenofase de floração, enquanto que frutos verdes e frutos maduros são correspondentes a frutificação. A segunda forma, mais detalhada, é a utilizada na presente pesquisa, avaliando-se quatro fenofases: botões florais, flores em antese (floração), frutos verdes e frutos maduros.

O comportamento fenológico observado para a população de *O. porosa* avaliada corrobora com o reportado por outros trabalhos de fenologia reprodutiva da espécie, mesmo os de metodologia diferente. Apesar de haver diferença na duração das fenofases, o período total do ciclo reprodutivo de *O. porosa* é reportado na literatura científica de forma semelhante ao do presente estudo, com início no mês de agosto e término no mês de abril. Além disso, há um consenso que o padrão fenológico de *O. porosa* é considerado sazonal regular e anual (BITTENCOURT, 2007; RÊGO; LAVORANTI; NETO, 2006b) e, os resultados da presente pesquisa convergem para corroborar com estas observações.

Dentre os autores que consideraram duas fenofases (floração e frutificação), tem-se Carvalho (1978), Carvalho (2003) e Maria (2002). Para Carvalho (1978), a floração da imbuia tem início em agosto e estende-se até novembro, enquanto que a frutificação ocorre entre janeiro e março. Já Carvalho (2003) relata a fenologia de *O. porosa* em diferentes estados brasileiros e, afirma que em populações da região sudeste (Rio de Janeiro e São Paulo), a floração tem início antes de populações localizadas na região sul do país (Paraná e Santa Catarina). Segundo o mesmo autor, a frutificação não diverge significativamente entre as duas regiões, terminando no mês de março no sudeste, e no mês de abril no sul do Brasil. Na pesquisa de Maria (2002), a floração da imbuia foi descrita como sendo no mês de setembro e a frutificação ocorrendo entre os meses de novembro e dezembro. Os resultados descritos por Maria (2002) divergem do comportamento fenológico descrito em outros trabalhos e, uma hipótese para isso, é o fato de ser um plantio em uma fitofisionomia (Estacional Semidecidual) onde *O. porosa* não ocorre de forma natural.

Entre os trabalhos que avaliaram o ciclo reprodutivo de *O. porosa* de forma semelhante ao da presente pesquisa, tem-se o de Bittencourt (2007), Rego e Lavoranti (2007), Rego et al.

(2006b), Rego et al. (2006a) e Seubert (2017). De um modo geral, a duração das fenofases reportadas nesses trabalhos foi similar a encontrada no presente estudo, com divergências observadas nos picos de sincronismo. No trabalho de Seubert (2017) diferenças mais acentuadas são observadas para o pico de sincronismo bem como no início e término de algumas fenofases. Todavia, a duração das fenofases, bem como do ciclo fenológico reprodutivo foram semelhantes aos do presente estudo.

As diferenças de duração, bem como de pico de determinada fenofase, são esperadas em estudos dessa natureza. De acordo com Newstrom et al. (1994), os padrões fenológicos, como floração e frutificação, podem variar dentro de uma mesma espécie, entre populações, indivíduos e entre anos. Isso ocorre porque a fenologia é determinada pelos fatores climáticos e fisiológicos, como exposição à luz, temperatura, pluviosidade, o dano foliar, os estresses hídrico e nutricional, o aborto de flores, comportamento e disponibilidade de polinizadores, dentre outros (RODARTE; LIMA; BENEVIDES, 2007). Herrera (2009) e Satake et al. (2013) afirmam que variações intraespecíficas na fenologia podem estar relacionadas às condições microambientais em que os indivíduos são estabelecidos, bem como à procedência genética. Variações no padrão fenológico entre indivíduos e populações de uma mesma espécie são comuns em lauráceas arbóreas dispersas por aves (WHEELWRIGHT, 1986).

Com base na hipótese de influência microambientais na fenologia da espécie estudada, alguns trabalhos testaram possíveis correlações entre variáveis climáticas e as fenofases de *O. porosa*. Bittencourt (2007) descreveu correlação negativa entre botões florais e temperatura e correlação positiva entre frutos verdes e temperatura e precipitação. Já Seubert (2017), afirma que apenas a fenofase de botão floral não apresenta correlação significativa com variáveis climáticas. Estes resultados corroboram com os apresentados no gráfico 8, onde é observado correlação positiva entre temperatura e frutos verdes e maduros. Contudo, diferente do que foi descrito por Bittencourt (2007), a correlação entre precipitação e frutos verdes é negativa.

Estudos realizados no domínio Mata Atlântica, em diferentes formações, têm demonstrado comportamento sazonal para a período de floração com incremento desta fenofase na transição do período mais frio e seco para os de temperatura mais elevada e chuvoso, situado entre os meses de setembro a janeiro, corroborando os resultados obtidos neste estudo (CASCAES; CITADINI-ZANETTE; HARTER-MARQUES, 2013; FUNCH; PUNCH; BARROSO, 2002; TALORA; MORELLATO, 2000). A temperatura, fotoperíodo e precipitação tendem a atuar como fator

ambiental determinante ou indutor da floração e, dessa forma, oscilações nessas variáveis podem se refletir em variações na duração e no pico da atividade fenológica (MARQUES; OLIVEIRA, 2004; MARQUES; ROPER; BAGGIO SALVALAGGIO, 2004; TALORA; MORELLATO, 2000).

Em observações fenológicas para o planalto catarinense, Klein (1963) afirma que durante o inverno (maio a agosto), a vegetação do planalto entra em um limbo, descansando por causa do frio e falta de chuva. Ainda de acordo com o autor, de agosto a setembro começa a surgir as primeiras flores e, de novembro a dezembro, ocorre o florescimento de muitas lauráceas, como *O. porosa*. Embora não tenha especificado a espécie, Klein (1963) afirma que oscilações de um mês no período de floração foram observadas entre a vegetação de Santa Catarina e do estado do Paraná.

Além de diferenças entre duração da fenofase e período do pico, alterações no sincronismo e na intensidade das fenofases podem ser observadas em outros trabalhos de *O. porosa*. Rêgo et al. (2006a) afirma que não há sincronismo entre as fenofases, enquanto que Rêgo et al. (2007) relata que apenas a frutificação não é síncrona. Esses resultados divergem dos de Bittencourt (2007) e do presente trabalho, que observaram sincronismo em todas as fenofases.

De acordo com Marquis (1988), o sincronismo na floração pode ser uma estratégia que visa o favorecimento da atração de polinizadores, facilitando o fluxo gênico via pólen e a fecundação cruzada. Isso aumentaria o sucesso reprodutivo (DERROIRE; LAGRANGE; TASSIN, 2008), permitindo uma maior produção de frutos, porém pode se tornar desvantajoso se a disponibilidade de polinizadores e dispersores for limitada (ELZINGA et al., 2007; PARRA-TABLA; VARGAS, 2007).

Já a sincronia na frutificação pode ser uma resposta da espécie a significativa predação que os seus frutos sofrem, principalmente de insetos do gênero *Heilipus* (CUARANHUA, 2010). Para contornar a ação da predação de sementes as plantas desenvolveram estratégias de defesa antipredação, que se manifestam principalmente pela produção em massa e sincronizada de sementes, denominada “masting” (KELLY, 1994; SILVERTOWN, 1980). Embora a duração da frutificação de *porosa* seja intermediária, a dispersão dos frutos ocorre de forma bastante intensa em um curto espaço de tempo, o que pode refletir uma estratégia antipredatória (JANZEN, 1971). De acordo com Cuaranhua (2010) a taxa de infestação dos frutos de *O. porosa* é maior justamente no período mais intenso de frutificação.

Outro ponto a ser destacado é a diferença de quase 40% entre os picos de intensidade das fenofases de frutos verdes (60%) e frutos maduros (35%). Fenômeno similar foi registrado por Bittencourt (2007), que registrou um período de intenso abortamento, com redução de mais de 50% da intensidade na fenofase de frutos verdes. A tendência de aborto é algo observado em diferentes espécies de plantas (STEPHENSON, 1981), inclusive nas pertencentes a família das lauráceas (ALCARAZ; HORMAZA, 2011; MONTAGNA et al., 2018c; NIESENBAUM, 1996; SPIRONELLO; SAMPAIO; RONCHI-TELES, 2004). De acordo com Bittencourt (2007) é provável que a baixa visitação de polinizadores observada para a espécie no período de floração seja um dos motivos principais para o aborto registrado na população de *O. porosa*.

## 7. IMPLICAÇÕES NA COLETA DE SEMENTES E CONSERVAÇÃO

Os aspectos abordados nesta pesquisa trazem contribuições relevantes para a conservação de *O. porosa*. No âmbito da coleta de sementes, as informações sobre a biologia da espécie são fundamentais para atender duas premissas básicas: (1) evitar impactos negativos na população doadora e (2) manter a diversidade genética apropriada da população doadora (PEDRINI et al., 2020). As recomendações e implicações tratadas nesta pesquisa seguirão essas premissas.

Os resultados desse e de outros estudos, apoiam a hipótese de que as populações de *O. porosa*, outrora abundantes, apresentam uma baixa densidade de indivíduos. Considerando que o fragmento estudado possui mais de 200 hectares, a densidade mensurada (10,7 ind. ha<sup>-1</sup>) é o suficiente para atender os critérios de distância e diversidade genética para coleta de sementes. Todavia, no cenário atual da FOM no estado de Santa Catarina em que mais de 80% dos fragmentos possuem menos de 50 hectares, essa redução populacional pode dificultar a coleta em populações naturais.

Conforme já relatado, o monitoramento fenológico das populações alvo da coleta de sementes deve ser feito visando garantir que as datas de coleta coincidam com a maturidade das sementes (PEDRINI et al., 2020). Baseado nas avaliações e resultados documentados, é plausível afirmar que o momento recomendado para a coleta dos frutos seria entre os meses de janeiro e fevereiro.

Questões relacionadas à fenologia são ainda mais relevantes sob o contexto do tipo de coleta que normalmente é realizado em projetos de restauração. O ideal seria que os frutos fossem

coletados antes de serem dispersos, porém sabe-se que isso impõe uma dificuldade logística maior. Dessa forma, os frutos são coletados do chão e isso aumenta a possibilidade de as sementes serem velhas, mofadas ou infestadas por insetos (PEDRINI et al., 2020). Isso foi observado na presente pesquisa, onde foram coletados frutos (acima de 1000) para produção de mudas e uma quantidade expressiva desses frutos estavam severamente danificados por conta da intensa predação. Por isso, reforça-se a necessidade de coletas no período de intensidade da fenofase frutos maduros, nos meses já supracitados.

Quanto às implicações genéticas, é possível gerar uma série de recomendações para a coleta de sementes de *O. porosa*. Baseado nos altos valores de diversidade genética é plausível afirmar que a população estudada apresenta variação genética suficiente para a coleta de sementes. Embora o índice de fixação tenha sido positivo e significativo, essa tendência é observada na grande maioria das populações estudadas. Isso pode ser reflexo de uma redução populacional, gerando cruzamento entre indivíduos aparentados e perda por deriva genética.

Embora uma única população tenha sido avaliada no presente estudo, Bittencourt (2012) avaliou parâmetros genéticos de 13 populações distribuídas no estado de Santa Catarina e concluiu que a diferenciação genética entre elas é alta, o que sugere um baixo fluxo gênico. Isso pode ter implicações na estratégia de procedência e, dessa forma, espera-se que sejam desenvolvidos estudos para determinar zonas de coleta e transferência de sementes (PEDRINI; DIXON, 2020). Isso torna-se mais crucial a medida que as mudanças climáticas modificam os ambientes de distribuição da espécie, afetando as práticas de coleta de sementes, disponibilidade de sementes e restauração (BROADHURST et al., 2008). Isso pode exigir o fornecimento de sementes de uma faixa geográfica muito mais ampla e um número maior de indivíduos e populações (JALONEN et al., 2018).

Uma outra recomendação, baseada nos resultados de EGI, seria de distâncias mínimas para coleta. De acordo com os resultados dessa pesquisa, a coleta de sementes deve respeitar uma distância mínima de 80 metros entre as plantas, visando reduzir as chances de parentesco entre as matrizes. Para maximizar a captura da diversidade genética recomenda-se realizar a coleta em indivíduos que estejam separados por, no mínimo, 240 metros de distância. Outros aspectos como o tipo de polinizador (voo curto), dispersão, sistema de cruzamento (misto), distribuição (agregada) e histórico de uso (redução populacional), reforçam a adoção de critérios de distância para a coleta de sementes de *O. porosa*.

De acordo com as informações genéticas é recomendado que para a conservação *in situ* sejam levados em consideração fragmentos com tamanho superior a 67,5 hectares. Todavia, o estado atual de conservação da FOM pode inviabilizar tal recomendação e, por isso, espera-se que fragmentos de áreas menores, suficiente para conter demes de *O. porosa* (10,9 hectares), sejam levados em consideração para a conservação da diversidade genética. Ao se coletar de fragmentos menores, entretanto, deve-se considerar uma quantidade maior de populações, visando a captura da diversidade genética.

A decisão entre amostrar mais indivíduos ou mais populações carece de mais estudos, contudo os resultados de divergência genética indicam que deve priorizar-se sempre que possível amostrar mais populações de *O. porosa*, adotando um número de 50 matrizes, comumente recomendado (BROWN; MARSHALL, 1995). Em fragmentos de baixa densidade a coleta deve ser de forma mais aleatória possível e, em áreas maiores, é recomendado a amostragem em transecto (HOBAN; STRAND, 2015), sempre respeitando a distância mínima entre matrizes.

Por fim, é fundamental para a conservação da espécie que grandes áreas sejam preservadas. Isso possibilitará que a espécie se recupere da intensa redução populacional, além de permitir um maior fluxo gênico, com aumento de animais polinizadores e dispersores. Promover a conectividade entre as paisagens certamente irá trazer contribuições para a conservação da espécie. Ademais, é importante reforçar que os indivíduos amostrados nesta pesquisa eram todos adultos, alguns com mais de 90 cm de DAP. Baseado no ritmo de crescimento lento e em projeções dendrocronológicas (STEPKA et al., 2021; VIVIAN et al., 2021), é plausível afirmar que várias dessas árvores amostradas são seculares. Dessa forma, os níveis de diversidade e a estruturação das populações são reflexos de eventos reprodutivos ocorridos em alguns casos antes e em outros casos poucas décadas após, o início do forte processo exploratório no Estado. Os indivíduos que estão sendo gerados atualmente tendem a apresentar um estado mais crítico do que os indivíduos adultos analisados.

## 8. REFERÊNCIAS

ADDISALEM, A. B. et al. Fine-scale spatial genetic structure in the frankincense tree *Boswellia papyrifera* (Del.) Hochst. and implications for conservation. **Tree Genetics & Genomes**, v. 12, n. 5, p. 86, 18 out. 2016.



- ALCARAZ, M. L.; HORMAZA, J. I. Influence of physical distance between cultivars on yield, outcrossing rate and selective fruit drop in avocado (*Persea americana*, Lauraceae). **Annals of Applied Biology**, v. 158, n. 3, p. 354–361, maio 2011.
- ALFENAS, A. C. **Eletroforese de isoenzimas e proteínas afins: fundamentos e aplicações em plantas e microrganismos**. 1. ed. Viçosa: Editora Universidade Federal de Viçosa, 1998.
- ALLENDORF, F. W.; LUIKART, G. Random Mating Populations: Hardy–Weinberg Principle. In: ALLENDORF, F. W.; LUIKART, G. (Eds.). . **Conservation and the genetics of populations**. 1. ed. [s.l.] Blackwell, 2007. p. 642.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen’s climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 1 dez. 2013.
- ARONSON, J.; ALEXANDER, S. Ecosystem restoration is now a global priority: time to roll up our sleeves. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 3, p. 293–296, maio 2013.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Plant  $\beta$ -diversity in fragmented rain forests: testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. **Journal of Ecology**, v. 101, n. 6, p. 1449–1458, nov. 2013.
- ATHAYDE, E. A.; MORELLATO, L. P. C. Anthropogenic edges, isolation and the flowering time and fruit set of *Anadenanthera peregrina*, a cerrado savanna tree. **International Journal of Biometeorology**, v. 58, n. 4, p. 443–454, 28 maio 2014.
- BALDONI, A. B. et al. Genetic diversity of Brazil nut tree (*Bertholletia excelsa* Bonpl.) in southern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 458, p. 117795, fev. 2020.
- BENCKE, C. S. C.; MORELLATO, L. P. C. Comparação de dois métodos de avaliação da fenologia de plantas, sua interpretação e representação. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, n. 3, p. 269–275, set. 2002.
- BERNARDI, A. P. et al. Population dynamics of *Podocarpus lambertii* in southern Brazilian forest–grassland mosaics. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 49, n. 8, p. 884–891, ago. 2019.
- BETTS, M. G. et al. Global forest loss disproportionately erodes biodiversity in intact landscapes. **Nature**, v. 547, n. 7664, p. 441–444, 19 jul. 2017.
- BIANCHETTI, A. **Produção de sementes florestais**. 1.ed ed. Macapá-AP: Embrapa Amapá, 1999.
- 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, 8 out. 2009.

BITTENCOURT, R. **Caracterização da estrutura genética interna e aspectos da auto-ecologia de uma população natural de imbuia (*ocotea porosa* - lauraceae)**. Dissertação de Mestrado—Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2007.

BITTENCOURT, R. **Distribuição da diversidade genética e estratégias para conservação de quatro espécies da floresta ombrófila mista ameaçadas no estado de Santa Catarina**. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2012.

BLOOMFIELD, G. et al. Strategic Insights for Capacity Development on Forest Landscape Restoration: Implications for Addressing Global Commitments. **Tropical Conservation Science**, v. 12, p. 194008291988758, 14 jan. 2019.

BOSHIER, D. et al. Is local best? Examining the evidence for local adaptation in trees and its scale. **Environmental Evidence**, v. 4, n. 1, p. 20, 12 dez. 2015.

BOTHA, J.; WITKOWSKI, E. T. F.; COCK, J. The South African Experience of Conservation and Social Forestry Outreach Nurseries. **Environmental Management**, v. 38, n. 5, p. 733–749, 27 nov. 2006.

BOTHA; WITKOWSKI; COCK. A review of nurseries as conservation or social forestry outreach tools. **International Journal of Biodiversity Science & Management**, v. 1, n. 1, p. 33–51, 23 mar. 2005.

BOWER, A. D.; CLAIR, J. B. ST.; ERICKSON, V. Generalized provisional seed zones for native plants. **Ecological Applications**, v. 24, n. 5, p. 913–919, jul. 2014.

BRANCALION, P. H. S. et al. Improving Planting Stocks for the Brazilian Atlantic Forest Restoration through Community-Based Seed Harvesting Strategies. **Restoration Ecology**, v. 20, n. 6, p. 704–711, nov. 2012.

BRANCALION, P. H. S. et al. Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 856–867, nov. 2016.

BRASIL. Decreto nº 5153, 23 de julho de 2004. . 2004.

BRASIL. portaria mma nº 148, de 7 de junho de 2022. . 2022.

BREED, M. F. et al. Which provenance and where? Seed sourcing strategies for revegetation in a changing environment. **Conservation Genetics**, v. 14, n. 1, p. 1–10, 2 fev. 2013.

BROADHURST, L. M. et al. Seed supply for broadscale restoration: maximizing evolutionary potential. **Evolutionary Applications**, v. 1, n. 4, p. 587–597, nov. 2008.

BROTTO, M. L.; CERVI, A. C.; SANTOS, É. P. DOS. O gênero *Ocotea* (Lauraceae) no estado do Paraná, Brasil. **Rodriguésia**, v. 64, n. 3, p. 495–525, set. 2013.

BROWN, A. H. D.; MARSHALL, D. R. A basic sampling strategy: theory and practice. In: GUARINO, L.; RAMANATHA, V.; REID, R. (Eds.). . **Collecting plant genetic diversity: technical guidelines**. [s.l.] CAB International, 1995. p. 75–91.

BUISSON, E. et al. Plant phenological research enhances ecological restoration. **Restoration Ecology**, v. 25, n. 2, p. 164–171, mar. 2017.

CALDATO, S. L.; LONGHI, S. J.; FLOSS, P. A. Estrutura populacional de *Ocotea porosa* (Lauraceae) em uma Floresta Ombrófila Mista, em Caçador (SC). **Ciência Florestal**, v. 9, n. 1, p. 89–101, 30 mar. 1999.

CANALEZ, G. DE G.; CORTE, A. P. D.; SANQUETTA, C. R. Dinâmica da estrutura da comunidade de lauráceas no período 1995-2004 em uma floresta de araucária no sul do estado do Paraná, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 16, n. 4, p. 357–367, 30 dez. 2006.

CARDOSO, F. C. G. et al. Landscape conservation as a strategy for recovering biodiversity: Lessons from a long-term program of pasture restoration in the southern Atlantic Forest. **Journal of Applied Ecology**, v. 59, n. 9, p. 2309–2321, 25 set. 2022.

CARRARA, E. et al. Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. **Biological Conservation**, v. 184, p. 117–126, abr. 2015.

CARVALHO, M. M. X. DE. **Uma grande empresa em meio à floresta: a história da devastação da floresta com araucária e a Southern Brazil Lumber and Colonization (1870-1970)**. Tese de doutorado. Universidade Federal de Santa Catarina, Pós graduação em História, 2010.

CARVALHO, P. E. R. **Algumas características ecológicas e silviculturais de quatro espécies florestais do estado do Paraná**. Tese de doutorado—[s.l.] Universidade Federal do Paraná, 1978.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira**. Colombo: EMBRAPA - CNPF, 1994.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies Arbóreas Brasileiras**. 1. ed. Colombo, PR: Embrapa Florestas, 2003.

CASCAES, M. F.; CITADINI-ZANETTE, V.; HARTER-MARQUES, B. Reproductive phenology in a riparian rainforest in the south of Santa Catarina state, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 85, n. 4, p. 1449–1460, 2013.

CATTERALL, C. P. Influencing Landscape-Scale Revegetation Trajectories through Restoration Interventions. **Current Landscape Ecology Reports**, v. 5, n. 4, p. 116–126, 3 dez. 2020.

CAVA, M. G. DE B. et al. Comparação de técnicas para restauração da vegetação lenhosa de Cerrado em pastagens abandonadas. **Hoehnea**, v. 43, n. 2, p. 301–315, jun. 2016.

CHAVES, R. B. et al. On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success: new perspectives from São Paulo state (Brazil). **Restoration Ecology**, v. 23, n. 6, p. 754–759, nov. 2015.

CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 195–218, 21 dez. 2012.

CHUNG, M. G. et al. Spatial genetic structure in a *Neolitsea sericea* population (Lauraceae). **Heredity**, v. 85, n. 5, p. 490–497, 11 nov. 2000.

CHUNG, M. Y. et al. Temporal aspects of the fine-scale genetic structure in a population of *Cinnamomum insularimontanum* (Lauraceae). **Heredity**, v. 90, n. 1, p. 98–106, 9 jan. 2003.

CICCARESE, L.; MATTSSON, A.; PETTENELLA, D. Ecosystem services from forest restoration: thinking ahead. **New Forests**, v. 43, n. 5–6, p. 543–560, 27 set. 2012.

CNCFLORA. **Centro Nacional de Conservação da Flora**. Disponível em: <<http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/listavermelha>>. Acesso em: 4 dez. 2022.

CONSEMA, C. E. DO M. A.-. **Reconhece a Lista Oficial das Espécies da Flora Ameaçada de Extinção no Estado de Santa Catarina e dá outras providências**. Disponível em: <<https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwiKhNz-tqD8AhXLR5UCHRV2DJYQFnoECBQQAQ&url=https%3A%2F%2Fwww.ima.sc.gov.br%2Findex.php%2Fdownloads%2Fbiodiversidade%2Fflora%2F2436-lista-da-flora-ameacada-de-extincao-em-sc-resolucao->>>. Acesso em: 13 ago. 2022.

COOPER, S. L.; CATTERALL, C.; BUNDOCK, P. C. Local provenancing in subtropical rainforest restoration: For better or worse? A review of practitioners perspectives. **Ecological Management & Restoration**, v. 19, n. 2, p. 156–165, maio 2018.

CORREIA, A. M. **Diversidade genética e taxa de cruzamento em ocotea porosa (nees & mart.) barroso**. Dissertação de mestrado. Blumenau: Universidade Regional de Blumenau, pós graduação em Engenharia Florestal, 2018.

COSTA, N. C. F. DA et al. Spatio temporal variation in mating system and genetic diversity of *Araucaria angustifolia*: Implications for conservation and seed collection. **Forest Ecology and Management**, v. 481, p. 118716, fev. 2021.

CROUZEILLES, R. et al. There is hope for achieving ambitious Atlantic Forest restoration commitments. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 2, p. 80–83, 2019.

CROWE, K. A.; PARKER, W. H. Using portfolio theory to guide reforestation and restoration

under climate change scenarios. **Climatic Change**, v. 89, n. 3–4, p. 355–370, 19 ago. 2008.

CUARANHUA, C. J. **Frutificação, dispersão e predação por insetos de frutos/sementes de imbuia (ocotea porosa)**. [s.l.] Universidade Federal do Paraná, 2010.

CUBAS, R.; WATZLAWICK, L. F.; FIGUEIREDO FILHO, A. Incremento, ingresso, mortalidade em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista Em Três Barras - SC. **Ciência Florestal**, v. 26, n. 3, p. 889–900, 30 set. 2016.

CURTIS, J. T. The modification of mid-latitude grasslands and forests by man. In: W. L. THOMAS (Ed.). . **Man's role in changing the face of the earth**. Chicago: University of Chicago Press, 1956. p. 721–736.

DA SILVA, J. A. et al. Phytosociological survey in Brazilian forest genetic reserve of Caçador. **Plant Ecology**, v. 133, n. 1, p. 1–11, 1997.

DA SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, v. 404, n. 6773, p. 72–74, mar. 2000.

DA SILVA JÚNIOR, A. L. et al. Molecular markers applied to the genetic characterization of *Dalbergia nigra*: implications for conservation and management. **Trees**, 21 maio 2022.

DANIELI-SILVA, A.; VARASSIN, I. G. Breeding system and thrips (Thysanoptera) pollination in the endangered tree *Ocotea porosa* (Lauraceae): implications for conservation. **Plant Species Biology**, v. 28, n. 1, p. 31–40, jan. 2013.

DASILVA, M. B.; PINTO-DA-ROCHA, R.; SOUZA, A. M. DE. História Biogeográfica da Mata Atlântica Opiliões (Arachnida) como Modelo para sua Inferência. In: CARVALHO, C. J. B. DE; ALMEIDA, E. A. B. (Eds.). . **Biogeografia da América do Sul: Padrões e Processos**. 1. ed. São Paulo: Roca, 2011. p. 221–238.

DE DATO, G. et al. Delineation of seed collection zones based on environmental and genetic characteristics for *Quercus suber* L. in Sardinia, Italy. **iForest - Biogeosciences and Forestry**, v. 11, n. 5, p. 651–659, 31 out. 2018.

DE MATOS, T. P. V. et al. Protected areas and forest fragmentation: sustainability index for prioritizing fragments for landscape restoration. **Geology, Ecology, and Landscapes**, v. 5, n. 1, p. 19–31, 2 jan. 2021.

DE SOUSA, V. A. et al. Genetic diversity and biogeographic determinants of population structure in *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. **Conservation Genetics**, v. 21, n. 2, p. 217–229, 6 abr. 2020.

DE SOUZA, S. E. X. F. et al. Ecological outcomes and livelihood benefits of community-managed agroforests and second growth forests in Southeast Brazil. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 868–881, nov. 2016.

DEGEN, B.; SEBBENN, A. M. Genetics and Tropical Forests. In: PANCEL, L.; KÖHL, M. (Eds.). . **Tropical Forestry Handbook**. 2. ed. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2014. p. 1–30.

DIAS, T. C. et al. Greening and browning trends in a tropical forest hotspot: Accounting for fragment size and vegetation indices. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 26, p. 100751, abr. 2022.

DONATH, T. W.; HOLZEL, N.; OTTE, A. The impact of site conditions and seed dispersal on restoration success in alluvial meadows. **Applied Vegetation Science**, v. 6, n. 1, p. 13–22, 24 jun. 2003.

DUARTE, M. M.; NOGUEIRA, A. C.; VIEIRA, E. S. N. Diversity and spatial genetic structure of natural populations of *Ziziphus joazeiro* Mart. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias - Brazilian Journal of Agricultural Sciences**, v. 13, n. 4, p. 1–6, 31 dez. 2018.

ELLIOTT, S.; BLAKESLEY, D.; HARDWICK, K. **Restoring tropical forests: a practical guide**. 1° ed. Chicago: Royal Botanic Gardens, Kew, 2013.

EPAGRI/CIRAM. **Atlas climatológico do estado de Santa Catarina**. Disponível em: <<https://ciram.epagri.sc.gov.br/index.php/solucoes/climatologia/>>. Acesso em: 24 nov. 2022.

EPPERSON, B. K. Recent Advances in Correlation Studies of Spatial Patterns of Genetic Variation. In: **Evolutionary Biology**. Boston, MA: Springer US, 1993. p. 95–155.

EWERS, R. M.; BANKS-LEITE, C. Fragmentation Impairs the Microclimate Buffering Effect of Tropical Forests. **PLoS ONE**, v. 8, n. 3, p. e58093, 4 mar. 2013.

FIGUEIREDO FILHO, A. et al. Crescimento, mortalidade, ingresso e distribuição diamétrica em Floresta Ombrófila Mista. **Floresta**, v. 40, n. 4, 23 dez. 2010.

FLORA E FUNGA DO BRASIL. **Lauraceae**. Disponível em: <<https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB8479>>. Acesso em: 24 mar. 2022.

FOCKINK, G. D. et al. Espécies prioritárias para restauração da Floresta Ombrófila Mista Montana e Altomontana na Bacia Hidrográfica do rio Canoas. **Advances in Forestry Science**, v. 7, n. 1, p. 911, 2020.

FOURNIER, L. A. Un método cuantitativo para la medición de características fenológicas en árboles. **Turrialba**, v. 24, n. 4, p. 422–423, 1974.

FOURNIER, L. A. El dendrofenograma, una representación gráfica del comportamiento fenológico de los árboles. **Turrialba**, v. 26, n. 1, p. 96–97, 1976.

FOURNIER, L. A.; CHARPANTIER, C. El tamaño de la muestra y la frecuencia de las

observaciones en el estudio de las características fenológicas de los árboles tropicales. **Turrialba**, v. 7, n. 25–26, p. 13–20, 1978.

FRANKEL, O.; SOULÉ, M. **Conservation and evolution**. 1. ed. New York, NY: Cambridge University Press, 1981.

FRANKHAM, R.; BRADSHAW, C. J. A.; BROOK, B. W. Genetics in conservation management: Revised recommendations for the 50/500 rules, Red List criteria and population viability analyses. **Biological Conservation**, v. 170, p. 56–63, fev. 2014.

FUNCH, L. S.; PUNCH, R.; BARROSO, G. M. Phenology of gallery and montane forest in the Chapada Diamantina, Bahia, Brazil. **Biotropica**, v. 34, n. 1, p. 40–50, mar. 2002.

GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; RODRIGUES, R. R. Permeability - impermeability: canopy trees as biodiversity filters. **Scientia Agricola**, v. 64, n. 4, p. 433–438, ago. 2007.

FVSA; WWF. **Condição da Floresta Atlântica: Três países, 148 milhões de pessoas, uma das florestas mais ricas da Terra**. Puerto Iguazú: Fundação Vida Silvestre Argentina e World Wildlife Fund, 2017.

GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; RODRIGUES, R. R. Permeability - impermeability: canopy trees as biodiversity filters. **Scientia Agricola**, v. 64, n. 4, p. 433–438, ago. 2007.

GARCIA, D.; ZAMORA, R.; AMICO, G. C. Birds as Suppliers of Seed Dispersal in Temperate Ecosystems: Conservation Guidelines from Real-World Landscapes. **Conservation Biology**, v. 24, n. 4, p. 1070–1079, 4 fev. 2010.

GELMI-CANDUSSO, T. A.; HEYMANN, E. W.; HEER, K. Effects of zoochory on the spatial genetic structure of plant populations. **Molecular Ecology**, v. 26, n. 21, p. 5896–5910, nov. 2017.

GILLESPIE, J. H. **Population Genetics: A Concise Guide**. 1. ed. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 1998.

GOMES VIANA, J. P. et al. Genomic diversity is similar between Atlantic Forest restorations and natural remnants for the native tree *Casearia sylvestris* Sw. **PLOS ONE**, v. 13, n. 3, p. e0192165, 7 mar. 2018.

GOUDET, J. Fstat (Version 2.9.3.2.): a computer program to calculate F-statistics. **Heredity**, v. 86, p. 485–486, 2002.

GROOTJANS, A. P. et al. Restoration of mires. In: **Restoration Ecology**. Chichester: John Wiley & Sons, Ltd, 2012. p. 203–213.

GUERRA, A. et al. Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. **Forest Ecology and Management**, v. 458, p. 117802, 2020.

GUICHOUX, E. et al. Current trends in microsatellite genotyping. **Molecular Ecology Resources**, v. 11, n. 4, p. 591–611, 12 jul. 2011.

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, 6 mar. 2015.

HAMRICK, J. L. The distribution of genetic variation within and among natural forest population. In: COZ-SCHONEWALD, M. C. et al. (Eds.). . **Genetics and Conservation**. 1. ed. Menlo Park, California: The Benjamin/Cummings Publishing Company, 1983. p. 335–348.

HANSEN, M. C. et al. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. **Science**, v. 342, n. 6160, p. 850–853, 15 nov. 2013.

HARDY, O. J. et al. Fine-scale genetic structure and gene dispersal inferences in 10 Neotropical tree species. **Molecular Ecology**, v. 15, n. 2, p. 559–571, 12 dez. 2005.

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, n. 4, p. 618–620, dez. 2002.

HENDERS, S.; PERSSON, U. M.; KASTNER, T. Trading forests: land-use change and carbon emissions embodied in production and exports of forest-risk commodities. **Environmental Research Letters**, v. 10, n. 12, p. 125012, 1 dez. 2015.

HERMOSILLA, T. et al. Impact of time on interpretations of forest fragmentation: Three-decades of fragmentation dynamics over Canada. **Remote Sensing of Environment**, v. 222, p. 65–77, mar. 2019.

HERRERA, H. A. R. et al. Análise florística e fitossociológica do componente arbóreo da Floresta Ombrófila Mista presente na reserva florestal EMBRAPA/EPAGRI, Caçador, SC – Brasil. **Floresta**, v. 39, n. 3, 11 set. 2009.

HMELJEVSKI, K. V. et al. Genetic diversity, genetic drift and mixed mating system in small subpopulations of *Dyckia ibiramensis*, a rare endemic bromeliad from Southern Brazil. **Conservation Genetics**, v. 12, n. 3, p. 761–769, 21 jun. 2011.

HOBAN, S.; STRAND, A. Ex situ seed collections will benefit from considering spatial sampling design and species reproductive biology. **Biological Conservation**, v. 187, p. 182–191, jul. 2015.

HOELTGEBAUM, M. P. et al. Genetic and demographic aspects of *Varronia curassavica* Jacq. in a heterogeneous coastal ecosystem. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 92, n. suppl 2, 2020.

HUFFORD, K. M. et al. Genetic delineation of local provenance defines seed collection zones along a climate gradient. **AoB PLANTS**, v. 8, 1 jan. 2016.



IBAMA. **Lista Oficial de Flora Ameaçada de extinção**. Brasil, 1992.

JALONEN, R. et al. Forest and landscape restoration severely constrained by a lack of attention to the quantity and quality of tree seed: Insights from a global survey. **Conservation Letters**, v. 11, n. 4, p. e12424, jul. 2018.

JAMIESON, I. G.; ALLENDORF, F. W. How does the 50/500 rule apply to MVPs? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 27, n. 10, p. 578–584, out. 2012.

JANZEN, D. H. Seed Predation by Animals. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 2, n. 1, p. 465–492, nov. 1971.

JOETZJER, E. et al. Effect of tree demography and flexible root water uptake for modeling the carbon and water cycles of Amazonia. **Ecological Modelling**, v. 469, p. 109969, jul. 2022.

JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459–473, 10 nov. 2014.

JØRGENSEN, D. Ecological restoration as objective, target, and tool in international biodiversity policy. **Ecology and Society**, v. 20, n. 4, p. art43, 2015.

KAGEYAMA, P. Y. Conservação in situ de recursos genéticos de plantas. **Instituto de Pesquisa e Estudos Florestais**, p. 7–37, 1987.

KAGEYAMA, P. Y. et al. Diversidade genética em espécies arbóreas tropicais de diferentes estágios sucessionais por marcadores genéticos. **Scientia Forestalis/Forest Sciences**, n. 64, p. 93–107, 2003a.

KAGEYAMA, P. Y. et al. Diversidade e autocorrelação genética espacial em populações de *Ocotea odorifera* (Lauraceae). **Scientia forestalis**, n. 64, p. 108–119, 2003b.

KAGEYAMA, P. Y.; PATIÑO-VALERA, F. **Conservacion y manejo de recursos geneticos forestales: factores que influyen em la estructura y diversidad de los ecosistemas forestales**. México IX Congreso Mundial, 1985.

KELLY, D. The evolutionary ecology of mast seeding. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 9, n. 12, p. 465–470, dez. 1994.

KLEIN, R. M. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. **Sellowia**, v. 12, p. 17–45, 1960.

KLEIN, R. M. Observações e considerações sobre a vegetação do Planalto Nordeste Catarinense. **Sellowia**, v. 15, p. 9–39, 1963.

KLEIN, R. M. Árvores nativas da floresta subtropical do Alto Uruguai. **Sellowia**, v. 24, p. 9–62,

1972.

KLEIN, R. M. Importância e fidelidade das Lauráceas na " formação de Araucária" do Estado de Santa Catarina. **INSULA Revista de Botânica**, v. 7, p. 3–19, 1974.

KLEIN, R. M. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia**, v. 31, p. 1–164, 1979.

KLEIN, R. M. Aspectos dinâmicos da vegetação do sul do Brasil. **Sellowia**, v. 36, p. 5–54, 1984.

KLIPPEL, V. H. et al. Avaliação de métodos de restauração florestal de mata de tabuleiros-ES. **Revista Árvore**, v. 39, n. 1, p. 69–79, fev. 2015.

KRAMER, A. T.; HAVENS, K. Plant conservation genetics in a changing world. **Trends in Plant Science**, v. 14, n. 11, p. 599–607, nov. 2009.

KUARAKSA, C.; ELLIOTT, S.; HOSSAERT-MCKEY, M. The phenology of dioecious *Ficus* spp. tree species and its importance for forest restoration projects. **Forest Ecology and Management**, v. 265, p. 82–93, fev. 2012.

LAMBIN, E. F.; MEYFROIDT, P. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 108, n. 9, p. 3465–3472, 14 mar. 2011.

LAMPRECHT, H. **Silvicultura nos tropicos: ecossistemas florestais e respectivas especies arboreas - possibilidades e métodos de aproveitamento sustentado**. Eschborn, 1990.

LAURANCE, W. F. et al. Rain forest fragmentation and the dynamics of amazonian tree communities. **Ecology**, v. 79, n. 6, p. 2032–2040, 1 set. 1998.

LAURANCE, W. F. Conserving the hottest of the hotspots. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1137, jun. 2009.

LAUTERJUNG, M. B. et al. Temporal changes in population genetics of six threatened Brazilian plant species in a fragmented landscape. **Forest Ecology and Management**, v. 435, n. December 2018, p. 144–150, 2019.

LEÃO, N. V. M.; FREITAS, A. D. D. DE; FELIPE, S. H. S. **Coleta de sementes de espécies florestais: a história do Seu Valdir das sementes: uma experiência de manejo de produtos florestais não madeireiros**. 1.ed ed. Brasília, DF: Embrapa, 2015.

LEITE, M. DE S. et al. Landscape Ecology Perspective in Restoration Projects for Biodiversity Conservation: a Review. **Natureza & Conservação**, v. 11, n. 2, p. 108–118, 2013.

LEWIS, P. .; ZAYKIN, D. **GDA (Genetic Data Analysis): computer program for the analysis of allelic data** Connecticut, 2001. Disponível em: <<http://phylogeny.uconn.edu/software/>>

LI, L. et al. Do ecological restoration programs reduce forest fragmentation? Case study of the Three Gorges Reservoir Area, China. **Ecological Engineering**, v. 172, p. 106410, dez. 2021.

LIETH, H. **Phenology and Seasonality Modeling**. 1. ed. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 1974. v. 8

LIU, J.-J.; SLIK, J. W. F. Forest fragment spatial distribution matters for tropical tree conservation. **Biological Conservation**, v. 171, p. 99–106, mar. 2014.

LIU, Z.; HE, C.; WU, J. The Relationship between Habitat Loss and Fragmentation during Urbanization: An Empirical Evaluation from 16 World Cities. **PLOS ONE**, v. 11, n. 4, p. e0154613, 28 abr. 2016.

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, nov. 1995.

LONGHI, S. J. **A estrutura de uma floresta natural de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze, no Sul do Brasil**. [s.l.] Universidade Federal do Paraná, 1985.

LUCAS, R. W.; FORSETH, I. N.; CASPER, B. B. Using rainout shelters to evaluate climate change effects on the demography of *Cryptantha flava*. **Journal of Ecology**, v. 96, n. 3, p. 514–522, 14 jan. 2008.

LUNA-NIEVES, A. L. et al. Reproductive phenology of useful Seasonally Dry Tropical Forest trees: Guiding patterns for seed collection and plant propagation in nurseries. **Forest Ecology and Management**, v. 393, p. 52–62, jun. 2017.

LUTHER, D. A. et al. Tropical forest fragmentation and isolation: Is community decay a random process? **Global Ecology and Conservation**, v. 23, p. e01168, set. 2020.

LYNCH, M. A Quantitative-Genetic Perspective on Conservation Issues. In: HAMRICK, J. L.; AVISE, J. C. (Eds.). **Conservation Genetics**. Boston, MA: Springer US, 1996. p. 471–501.

MALHI, Y. et al. Tropical Forests in the Anthropocene. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 39, n. 1, p. 125–159, 17 out. 2014.

MARCILIO-SILVA, V.; MARQUES, M. C. M.; CAVENDER-BARES, J. Land-use trade-offs between tree biodiversity and crop production in the Atlantic Forest. **Conservation Biology**, v. 32, n. 5, p. 1074–1084, out. 2018.

MARCON, F. et al. Modelagem da distribuição diamétrica de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Em Lebon Régis, SC. **Floresta**, v. 45, n. 2, p. 337, 30 set. 2014.

MARIA, V. R. B. **Estudo da periodicidade do crescimento, fenologia e relação com a atividade cambial de espécies arbóreas tropicais de florestas estacionais semidecíduais**. Dissertação de mestrado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz - ESALQ, 2002.

MARIOT, A.; MONTAGNA, T.; REIS, M. S. DOS. Genetic diversity and structure of *Drimys brasiliensis* in southern Brazil: insights for conservation. **Journal of Forestry Research**, v. 31, n. 4, p. 1325–1332, 4 ago. 2020.

MARQUES, M. C. M.; OLIVEIRA, P. E. A. M. Fenologia de espécies do dossel e do sub-bosque de duas Florestas de Restinga na Ilha do Mel, sul do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, n. 4, out. 2004.

MARQUES, M. C. M.; ROPER, J. J.; BAGGIO SALVALAGGIO, A. P. Phenological patterns among plant life-forms in a subtropical forest in southern Brazil. **Plant Ecology (formerly Vegetatio)**, v. 173, n. 2, p. 191–201, ago. 2004.

MARQUIS, R. J. Phenological Variation in the Neotropical Understory Shrub *Piper Arielanum*: Causes and Consequences. **Ecology**, v. 69, n. 5, p. 1552–1565, out. 1988.

MARTINS, E. M. et al. Genetic diversity and population genetic structure in three threatened *Ocotea* species (Lauraceae) from Brazil's Atlantic Rainforest and implications for their conservation. **Conservation Genetics**, v. 16, n. 1, p. 1–14, 24 fev. 2015.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. **Ecological Applications**, v. 12, n. 2, p. 335–345, 1 abr. 2002.

MCKAY, J. K. et al. “How Local Is Local?”—A Review of Practical and Conceptual Issues in the Genetics of Restoration. **Restoration Ecology**, v. 13, n. 3, p. 432–440, set. 2005.

MEIRMANS, P. G. Seven common mistakes in population genetics and how to avoid them. **Molecular Ecology**, v. 24, n. 13, p. 3223–3231, jul. 2015.

MEISSEN, J. C.; GALATOWITSCH, S. M.; CORNETT, M. W. Risks of overharvesting seed from native tallgrass prairies. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 6, p. 882–891, 26 nov. 2015.

MELO, A. T. DE O.; FRANCESCHINELLI, E. V. Gene flow and fine-scale spatial genetic structure in *Cabralea canjerana* (Meliaceae), a common tree species from the Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 32, n. 2, p. 135–145, 15 mar. 2016.

MELO, F. P. L. et al. Priority setting for scaling-up tropical forest restoration projects: Early lessons from the Atlantic Forest Restoration Pact. **Environmental Science & Policy**, v. 33, p. 395–404, nov. 2013.

MENZ, M. H. M.; DIXON, K. W.; HOBBS, R. J. Hurdles and opportunities for landscape-scale restoration. **Science**, v. 339, n. 6119, p. 526–527, 1 fev. 2013.

MENZEL, A. et al. European phenological response to climate change matches the warming pattern. **Global Change Biology**, v. 12, n. 10, p. 1969–1976, out. 2006.

METZGER, J. P.; BRANCALION, P. H. S. Challenges and Opportunities in Applying a Landscape Ecology Perspective in Ecological Restoration: a Powerful Approach to Shape Neolandscapes. **Natureza & Conservação**, v. 11, n. 2, p. 103–107, 2013.

MEYER, L. et al. Fitossociologia do Componente arbóreo/arbustivo da Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina. In: **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, vol. III, Floresta Ombrófila Mista**. 1. ed. Blumenau: Edifurb, 2013. p. 25–31.

MMA, M. DO M. A. **Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção**. Disponível em: <[https://dados.gov.br/dataset/portaria\\_443](https://dados.gov.br/dataset/portaria_443)>. Acesso em: 13 ago. 2022.

MOHEBALIAN, P. M. et al. Deforestation in South Americas tri-national Paraná Atlantic Forest: Trends and associational factors. **Forest Policy and Economics**, v. 137, p. 102697, abr. 2022.

MONTAGNA, T. et al. Spatial genetic structure, population dynamics, and spatial patterns in the distribution of *Ocotea catharinensis* from southern Brazil: Implications for conservation. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 48, n. 5, p. 506–516, 2018a.

MONTAGNA, T. et al. Situação atual e recomendações para conservação de 13 espécies de alto valor para uso e conservação no estado de Santa Catarina. In: GASPER, A. L. DE et al. (Eds.). **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina - Volume 7**. Blumenau: Edifurb, 2018b. p. 256.

MONTAGNA, T. et al. Reproductive ecology of *Ocotea catharinensis*, an endangered tree species. **Plant Biology**, v. 20, n. 5, p. 926–935, set. 2018c.

MONTALVO, A. M. et al. Restoration Biology: A Population Biology Perspective. **Restoration Ecology**, v. 5, n. 4, p. 277–290, dez. 1997.

MOORE, N. W. The Heaths of Dorset and their Conservation. **The Journal of Ecology**, v. 50, n. 2, p. 369, jul. 1962.

MORAES, L. F. D. DE et al. **Manual técnico para a restauração de áreas degradadas no Estado do Rio de Janeiro**. 1. ed. Rio de Janeiro: JBRJ, 2013.

MORALES-BARBERO, J.; VEGA-ÁLVAREZ, J. Input matters matter: Bioclimatic consistency to map more reliable species distribution models. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 10, n. 2, p. 212–224, 9 fev. 2019.

MORELLATO, L. P. C. et al. Linking plant phenology to conservation biology. **Biological Conservation**, v. 195, p. 60–72, mar. 2016.

MORETTO, S. P. Meio ambiente e sociedade: as transformações na paisagem do Oeste Catarinense, na segunda metade do século XX. **História Revista**, v. 22, n. 2, p. 107, 24 dez. 2017.

- MUNHOZ, C. A.; SILVA, J. V. DA; MARQUES, M. C. M. Demography of the endangered tree species *Ocotea porosa* (Lauraceae) along a gradient of forest disturbance in southern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 28, n. 4, p. 617–623, dez. 2014.
- MURAWSKI, D. A.; HAMRICK, J. L. The effect of the density of flowering individuals on the mating systems of nine tropical tree species. **Heredity**, v. 67, n. 2, p. 167–174, out. 1991.
- NEGRELLE, R. A. B.; SILVA, F. C. DA. Fitossociologia de um trecho de floresta com *Araucaria angustifolia* (Bert) O. Kyze, no Município de Caçador-SC. **Boletim de Pesquisa Florestal**, v. 1, n. 24/25, p. 37–54, 1992.
- NEI, M. Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small number of individuals. **Genetics**, v. 89, n. 3, p. 583 LP – 590, 1978.
- NEWMAN, D.; PILSON, D. Increased probability of extinction due to decreased genetic effective population size: experimental populations of *Clarkia pulchella*. **Evolution**, v. 51, n. 2, p. 354–362, abr. 1997.
- NEWSTROM, L. E.; FRANKIE, G. W.; BAKER, H. G. A New Classification for Plant Phenology Based on Flowering Patterns in Lowland Tropical Rain Forest Trees at La Selva, Costa Rica. **Biotropica**, v. 26, n. 2, p. 141, jun. 1994.
- NIESENBAUM, R. A. Linking Herbivory and Pollination: Defoliation and Selective Fruit Abortion in *Lindera Benzoin*. **Ecology**, v. 77, n. 8, p. 2324–2331, dez. 1996.
- NUNES, M. H. et al. Forest fragmentation impacts the seasonality of Amazonian evergreen canopies. **Nature Communications**, v. 13, n. 1, p. 917, 17 dez. 2022.
- NUNNEY, L.; CAMPBELL, K. A. Assessing minimum viable population size: Demography meets population genetics. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 8, n. 7, p. 234–239, jul. 1993.
- O'BRIEN, E. K.; MAZANEC, R. A.; KRAUSS, S. L. Provenance variation of ecologically important traits of forest trees: implications for restoration. **Journal of Applied Ecology**, v. 44, n. 3, p. 583–593, 13 abr. 2007.
- OLIVEIRA, L. Z.; VIBRANS, A. C. An approach to illustrate the naturalness of the Brazilian *Araucaria* forest. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 50, n. 1, p. 32–41, jan. 2020.
- OLIVEIRA, M. G. et al. Tree population structure in fragments of different sizes in the Eastern Amazon. **Environment, Development and Sustainability**, v. 24, n. 4, p. 5743–5763, 4 abr. 2022.
- ONY, M. A. et al. Habitat fragmentation influences genetic diversity and differentiation: Fine-scale population structure of *Cercis canadensis* (eastern redbud). **Ecology and Evolution**, v. 10, n. 8, p. 3655–3670, 16 abr. 2020.

PAIM, M. Zero deforestation in the Amazon: The Soy Moratorium and global forest governance. **Review of European, Comparative & International Environmental Law**, v. 30, n. 2, p. 220–232, 8 jul. 2021.

PEDRINI, S. et al. Collection and production of native seeds for ecological restoration. **Restoration Ecology**, v. 28, n. S3, 13 ago. 2020.

PEDRINI, S.; DIXON, K. W. International principles and standards for native seeds in ecological restoration. **Restoration Ecology**, v. 28, n. S286-S303, 20 ago. 2020.

PIKE, C. et al. New Seed-Collection Zones for the Eastern United States: The Eastern Seed Zone Forum. **Journal of Forestry**, v. 118, n. 4, p. 444–451, 1 jul. 2020.

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M. et al. **Parâmetros Técnicos para Produção de Sementes Florestais**. 1. ed. Seropédica: EDUR - UFRRJ, 2007.

PIZATTO, W. **Avaliação biométrica da estrutura e da dinâmica de uma floresta ombrofila mista em São João do Triunfo-PR**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Paraná, 1999.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Internacional: Editora Planta, 2001.

PROBER, S. M. et al. Climate-adjusted provenancing: a strategy for climate-resilient ecological restoration. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 3, 23 jun. 2015.

QUESADA, M. et al. Long-term effects of habitat fragmentation on mating patterns and gene flow of a tropical dry forest tree, *Ceiba aesculifolia* (Malvaceae: Bombacoideae). **American Journal of Botany**, v. 100, n. 6, p. 1095–1101, jun. 2013.

RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a diversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF, 2003.

RECH, C. C. C. et al. Avaliação da restauração florestal de uma APP degradada em Santa Catarina. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 2, p. 194–203, 2015.

RÊGO, G. M.; LAVORANTI, O. J. Atividades fenológicas de imbuia (*Ocotea porosa* (NEES ET MARTIUS ex NESS) em áreas de Floresta Ombrófila Mista, no Estado do Paraná. In: RÊGO, G. M.; NEGRELLE, R. R. B.; MORELLATO, L. P. C. (Eds.). **Fenologia: ferramenta para conservação, melhoramento e manejo de recursos vegetais arbóreos**. 1. ed. Colombo, PR: Embrapa Florestas, 2007. p. 422.

RÊGO, G. M.; LAVORANTI, O. J.; NETO, A. A. **Caracterização morfológica da fenofase reprodutiva da imbuia**. Colombo, PREmbrapa Florestas, , 2006a.

RÊGO, G. M.; LAVORANTI, O. J.; NETO, A. A. **Monitoramento dos ciclos fenológicos da imbuia, no município de Colombo, PR.** Colombo, PR. Embrapa Florestas, 2006b. Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/312886/1/comtec174.pdf>>. Acesso em: 20 jun. 2022

REIS, A. **Manejo e conservação das florestas catarinenses.** 1. ed. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 1993.

REIS, A.; TRES, D. R.; SCARIOT, E. C. Restauração na Floresta Ombrófila Mista através da sucessão natural. **Pesquisa Florestal Brasileira**, n. 55, p. 67–73, 2007.

REIS, A.; WIESBAUER, M. B. O Uso de Sementes na Restauração Ambiental. In: HIGA, A. R.; SILVA, L. D. (Eds.). **Pomar de sementes de espécies florestais nativas.** 1. ed. Curitiba: FUPEF, 2006. p. 83–92.

REIS, M. et al. Distribuição da Diversidade Genética e Conservação de Espécies Arbóreas em Remanescentes Florestais de Santa Catarina. In: VIBRANS, A. C. et al. (Eds.). **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina – Diversidade e conservação dos remanescentes Florestais.** 1. ed. Blumenau: Edifurb, 2012. p. 143–169.

REZENDE, C. L. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208–214, out. 2018.

RIBEIRO, J. C. T. et al. Forest fragmentation and impacts of intensive agriculture: Responses from different tree functional groups. **PLOS ONE**, v. 14, n. 8, p. e0212725, 1 ago. 2019.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: A Shrinking Biodiversity Hotspot. In: **Biodiversity Hotspots.** Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2011. p. 405–434.

RIITTERS, K. et al. A global evaluation of forest interior area dynamics using tree cover data from 2000 to 2012. **Landscape Ecology**, v. 31, n. 1, p. 137–148, 7 jan. 2016.

RIZZINI, C. **Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos.** 2. ed. São Paulo: Ambito Cultural, 1997.

RODARTE, A. T. A.; LIMA, H. A. DE; BENEVIDES, C. R. Fenologia de espécies arbóreas e arbustivas na Restinga de Maricá, RJ. In: RÊGO, G. M.; NEGRELLE, R. R. B.; MORELLATO, L. P. C. (Eds.). **Fenologia: ferramenta para conservação, melhoramento e manejo de recursos vegetais arbóreos.** 1. ed. Colombo, PR: Embrapa Florestas, 2007. p. 422.

ROSEMARTIN, A. H. et al. Organizing phenological data resources to inform natural resource conservation. **Biological Conservation**, v. 173, p. 90–97, maio 2014.

ROSENBERGER, K. et al. Proportional sampling strategy often captures more genetic diversity when population sizes vary. **Biological Conservation**, v. 261, p. 109261, set. 2021.



- ROSOT, N. C. et al. Ações de recuperação em área degradada por fogo em Floresta Ombrófila Mista: resultados parciais. **Pesquisas da Flora Brasileira**, n. 55, p. 23–30, 2007.
- SANQUETTA, C. R. et al. Dinâmica da estrutura horizontal de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Centro-Sul do Paraná. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, v. 3, n. 1, p. 1, 2001.
- SANTOS JUNIOR, P. C. A. et al. The importance of restoration areas to conserve bird species in a highly fragmented Atlantic forest landscape. **Natureza & Conservação**, v. 14, n. 1, p. 1–7, jan. 2016.
- SATAKE, A. et al. Forecasting flowering phenology under climate warming by modelling the regulatory dynamics of flowering-time genes. **Nature Communications**, v. 4, n. 1, p. 2303, 13 out. 2013.
- SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. **Conservation Biology**, v. 5, n. 1, p. 18–32, mar. 1991.
- SAWCZUK, A. R. et al. Alterações na estrutura horizontal, no período de 2002-2008, em Floresta Ombrófila Mista no centro-sul do estado do Paraná. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 1, p. 149–160, 30 mar. 2014.
- SCARANO, F. R.; CEOTTO, P. Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2319–2331, 2 set. 2015.
- SCHAAF, L. B. et al. Alteração na estrutura diamétrica de uma Floresta Ombrófila Mista no período entre 1979 e 2000. **Revista Árvore**, v. 30, n. 2, p. 283–295, abr. 2006.
- SCHMIDT, M. et al. Gradients of microclimate, carbon and nitrogen in transition zones of fragmented landscapes – a review. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 232, p. 659–671, jan. 2017.
- SCHWARTZ, M. D. **Phenology: An Integrative Environmental Science**. 2.ed. ed. Dordrecht: Springer Netherlands, 2013.
- SCIPIONI, M. C. Troncos de árvores monumentais como indicadores de degradação florestal no sul do Brasil. **Ciência Florestal**, v. 29, n. 4, p. 1712–1725, 10 dez. 2019.
- SEBBENN, A. M. Número de árvores matrizes e conceitos genéticos na coleta de sementes para reflorestamentos com espécies nativas. **Revista do Instituto Florestal**, v. 14, n. 2, p. 115–132, 2002.
- SEOANE, C. E. S.; SEBBENN, A. M.; KAGEYAMA, P. Y. Sistema reprodutivo em populações de *Esenbeckia leiocarpa*. **Revista do Instituto Florestal**, v. 13, n. 1, p. 19–26, 2001.
- SEUBERT, R. C. **Ecologia e variabilidade genética de uma população natural isolada de**

**Ocotea porosa no Parque Nacional da Serra do Itajaí.** Dissertação de mestrado. Universidade Regional de Blumenau (FURB), Pós graduação em Engenharia Florestal, 2017.

SEVEGNANI, L.; VIBRANS, A. C.; GASPER, A. L. DE. Considerações finais sobre a Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina. **Volume III - Floresta Ombrófila Mista**, n. Janeiro 2013, p. 275–278, 2013.

SHIMIZU, J. Y.; KAGEYAMA, P. Y.; HIGA, A. R. Procedimentos e recomendações para estudos de progênies de essências florestais. **Documentos EMBRAPA-URPFCS**, v. 11, p. 34, 1982.

SILVA, F. A. L. S. DA et al. Genetic Diversity and Structure of *Calophyllum brasiliense* Along the Santa Catarina Coast. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 2, 2019.

SILVA, J. Z. DA; LAUTERJUNG, M. B.; REIS, M. S. DOS. Influence of Reproduction and Basal Area on the Increment of *Euterpe edulis*. **Floresta e Ambiente**, v. 27, n. 4, 2020.

SILVERTOWN, J. W. The evolutionary ecology of mast seeding in trees. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 14, n. 2, p. 235–250, set. 1980.

SODRÉ, L. L. **Diversidade de espécies de mudas de árvores nativas de mata atlântica em viveiros do estado do Espírito Santo.** Seropédica: Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2006.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Mata Atlântica.** Disponível em:  
<<https://www.sosma.org.br/causas/mata-atlantica/>>. Acesso em: 3 dez. 2020.

SPIRONELLO, W. R.; SAMPAIO, P. DE T. B.; RONCHI-TELES, B. Produção e predação de frutos em *Aniba rosaeodora* Ducke var. *amazonica* Ducke (Lauraceae) em sistema de plantio sob floresta de terra firme na Amazônia Central. **Acta Botanica Brasilica**, v. 18, n. 4, p. 801–807, dez. 2004.

STANTURF, J. A.; PALIK, B. J.; DUMROESE, R. K. Contemporary forest restoration: A review emphasizing function. **Forest Ecology and Management**, v. 331, p. 292–323, nov. 2014.

STEPHENSON, A. G. Flower and Fruit Abortion: Proximate Causes and Ultimate Functions. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 12, n. 1, p. 253–279, nov. 1981.

STEPKA, T. F. et al. Growth of *Araucaria angustifolia*, *Cedrela fissilis* and *Ocotea porosa* in different locations within the Araucaria forest in the southern Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 486, p. 118941, abr. 2021.

STINGEMORE, J. A.; KRAUSS, S. L. Genetic Delineation of Local Provenance in *Persoonia longifolia* : Implications for Seed Sourcing for Ecological Restoration. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 1, p. 49–57, 30 jan. 2013.

STRASSBURG, B. B. N. et al. Strategic approaches to restoring ecosystems can triple conservation gains and halve costs. **Nature Ecology & Evolution**, v. 3, n. 1, p. 62–70, 17 jan. 2019.

SUJII, P. S. et al. Recovery of genetic diversity levels of a Neotropical tree in Atlantic Forest restoration plantations. **Biological Conservation**, v. 211, p. 110–116, jul. 2017.

TALORA, D. C.; MORELLATO, P. C. Fenologia de espécies arbóreas em floresta de planície litorânea do sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 23, n. 1, mar. 2000.

TARAZI, R.; MANTOVANI, A.; DOS REIS, M. S. Fine-scale spatial genetic structure and allozymic diversity in natural populations of *Ocotea catharinensis* Mez. (Lauraceae). **Conservation Genetics**, v. 11, n. 3, p. 965–976, 21 jun. 2010.

TENÓRIO, M. C. Coleta, processamento e início da domesticação de plantas no Brasil. In: **Pré-história da Terra Brasilis**. 1. ed. Rio de Janeiro: Ed. UFRJ, 2000. p. 259–271.

TEREZA, M. **Restauração Ecológica no Brasil : Desafios e Oportunidades**. 1. ed. Brasília: 2017.

THORPE, A. S.; STANLEY, A. G. Determining appropriate goals for restoration of imperilled communities and species. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 2, p. 275–279, abr. 2011.

VAN ZONNEVELD, M. et al. Mapping genetic diversity of cherimoya (*Annona cherimola* Mill.): application of spatial analysis for conservation and use of plant genetic resources. **PLoS ONE**, v. 7, n. 1, p. e29845, 9 jan. 2012.

VANDER MIJNSBRUGGE, K.; BISCHOFF, A.; SMITH, B. A question of origin: Where and how to collect seed for ecological restoration. **Basic and Applied Ecology**, v. 11, n. 4, p. 300–311, jun. 2010.

VARTY, N.; GUADAGNIN, D. L. *Ocotea porosa*. **The IUCN Red List of Threatened Species**, v. e.T32978A9, 1998.

VEKEMANS, X.; HARDY, O. J. New insights from fine-scale spatial genetic structure analyses in plant populations. **Molecular Ecology**, v. 13, n. 4, p. 921–935, 2004.

VENCOVSKY, R. Tamanho efetivo populacional na coleta e preservação de germoplasma de espécies alógamas. **Ipef**, n. 35, p. 79–84, 1987.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Revista do Instituto Florestal**, v. 12, n. 32, p. 25–42, 1998.

VIBRANS, A. C. et al. MonitoraSC. **Agropecuária Catarinense**, v. 34, n. 2, p. 42–48, 20 ago. 2021.

- VIEGAS, M. P. et al. Diversidade genética e tamanho efetivo de duas populações de *Myracrodruon urundeuva* Fr. All., sob conservação *ex situ*. **Revista Árvore**, v. 35, n. 4, p. 769–779, ago. 2011.
- VINCETI, B. et al. Conservation priorities for *Prunus africana* defined with the aid of spatial analysis of genetic data and climatic variables. **PLoS ONE**, v. 8, n. 3, p. e59987, 27 mar. 2013.
- VIVIAN, M. A. et al. Imbuia multissecular: caracterização morfológica das fibras da madeira de *Ocotea porosa* (Nees & Mart.) Barroso no sentido radial. **Ciência Florestal**, v. 31, n. 4, p. 2002–2022, 17 nov. 2021.
- 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, fev. 2009.
- VOLPE, N. L. et al. Tropical forest fragmentation limits movements, but not occurrence of a generalist pollinator species. **PLOS ONE**, v. 11, n. 12, p. e0167513, 12 dez. 2016.
- WANG, T.; O'NEILL, G. A.; AITKEN, S. N. Integrating environmental and genetic effects to predict responses of tree populations to climate. **Ecological Applications**, v. 20, n. 1, p. 153–163, jan. 2010.
- WESSINGER, C. A. From pollen dispersal to plant diversification: genetic consequences of pollination mode. **New Phytologist**, v. 229, n. 6, p. 3125–3132, 2 mar. 2021.
- WHEELWRIGHT, N. T. A seven-year study of individual variation in fruit production in tropical bird-dispersed tree species in the family Lauraceae In: *Frugivores and seed dispersal*, A.; FLEMING, T. H. (Eds.). Dordrecht: Springer Netherlands, 1986. p. 19–35.
- WILLIAMS-LINERA, G. et al. Litterfall, vegetation structure and tree composition as indicators of functional recovery in passive and active tropical cloud forest restoration. **Forest Ecology and Management**, v. 493, p. 119260, ago. 2021.
- WRIGHT, S. Size of population and breeding structure in relation to evolution. **Science**, v. 87, p. 430–431, 1938.
- YUAN, C. M. et al. Effects of habitat fragmentation on the demography of the critically endangered tree *Pterospermum kingtungense* (Sterculiaceae) in Yunnan, China. **Tropical Ecology**, v. 62, n. 1, p. 27–33, 19 mar. 2021.
- ZENG, X.; FISCHER, G. A. Using multiple seedlots in restoration planting enhances genetic diversity compared to natural regeneration in fragmented tropical forests. **Forest Ecology and Management**, v. 482, p. 118819, fev. 2021.
- ZHU, K.; WOODALL, C. W.; CLARK, J. S. Failure to migrate: lack of tree range expansion in response to climate change. **Global Change Biology**, v. 18, n. 3, p. 1042–1052, 2 mar. 2012.

ZHU, Y.; STRASSMANN, J. E.; QUELLER, D. C. Insertions, substitutions, and the origin of microsatellites. **Genetical Research**, v. 76, n. 3, p. 227–236, 18 dez. 2000.

ZINNEN, J. et al. Seed production areas are crucial to conservation outcomes: benefits and risks of an emerging restoration tool. **Biodiversity and Conservation**, v. 30, n. 5, p. 1233–1256, 26 abr. 2021.

ZUCCHI, M. I. et al. Genetic diversity of reintroduced tree populations in restoration plantations of the Brazilian Atlantic Forest. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 4, p. 694–701, jul. 2018.