



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

Miguel Busarello Lauterjung

**GENÉTICA DE PAISAGENS DE ESPÉCIES ARBÓREAS NO ESTADO DE SANTA  
CATARINA: IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO**

Florianópolis

2021



Miguel Busarello Lauterjung

**GENÉTICA DE PAISAGENS DE ESPÉCIES ARBÓREAS NO ESTADO DE SANTA  
CATARINA: IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Genéticos Vegetais da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do título de Doutor em Ciências.

Orientador: Prof. Maurício Sedrez dos Reis, Dr.

Florianópolis

2021

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

Lauterjung, Miguel Busarello  
Genética de paisagens de espécies arbóreas no estado de  
Santa Catarina: Implicações para a conservação / Miguel  
Busarello Lauterjung ; orientador, Maurício Sedrez dos  
Reis, 2021.  
318 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa  
Catarina, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós  
Graduação em Recursos Genéticos Vegetais, Florianópolis,  
2021.

Inclui referências.

1. Recursos Genéticos Vegetais. 2. Recursos genéticos  
vegetais. 3. Genética de paisagens. 4. Genética de  
populações. 5. Conservação da biodiversidade. I. Reis,  
Maurício Sedrez dos. II. Universidade Federal de Santa  
Catarina. Programa de Pós-Graduação em Recursos Genéticos  
Vegetais. III. Título.

Miguel Busarello Lauterjung

**GENÉTICA DE PAISAGENS DE ESPÉCIES ARBÓREAS NO ESTADO DE SANTA CATARINA: IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO**

O presente trabalho em nível de doutorado foi avaliado e aprovado por banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Adelar Mantovani, Dr.

Instituição Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)

Prof. Alexander Christian Vibrans, Dr.

Instituição Universidade Regional de Blumenau (FURB)

Prof. Rubens Onofre Nodari, Dr.

Instituição Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de doutor em Ciências.

---

Prof. Cláudio Roberto Fonsêca Sousa Soares, Dr.

Coordenador do Programa

---

Prof. Maurício Sedrez dos Reis, Dr.

Orientador

Florianópolis, 2021.

## **AGRADECIMENTOS**

Gostaria de agradecer a todos que tornaram possível a realização do meu doutorado e complementaram a minha formação, tanto durante desses quatro anos quanto antes de eu chegar até aqui.

Ao orientador Maurício Sedrez dos Reis, pela confiança e ensinamentos durante essa trajetória.

À todos os integrantes do Núcleo de Pesquisa em Florestas Tropicais, que forneceram um excelente ambiente de trabalho e parceria.

Aos professores, que facilitaram a minha formação e execução da tese por meio de aulas e disciplinas.

Aos funcionários envolvidos com o programa de pós-graduação em Recursos Genéticos Vegetais.

Ao projeto Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina (IFFSC) e toda sua equipe, que geraram uma quantidade imensa de dados, assim como aos proprietários de áreas que permitiram a coleta de dados.

À CAPES pela bolsa.

À minha família, pelo apoio e incentivo aos estudos.

## RESUMO

O bioma Mata Atlântica possui elevados níveis de biodiversidade e endemismo, porém sofreu grandes reduções de área por pressões antrópicas em um curto intervalo de tempo, restando apenas 11,7% de sua cobertura original. O estado de Santa Catarina está totalmente inserido nesse bioma, e a sua cobertura florestal encontra-se fragmentada e reduzida em comparação com o passado. Várias das consequências da redução de habitats possuem potencial de causar efeitos diretos na diversidade genética das espécies, porém pouco se sabe qual foi o seu real impacto e suas implicações. O presente trabalho objetivou estudar como aspectos da paisagem podem afetar a diversidade genética de espécies arbóreas ameaçadas e de interesse socioeconômico do estado de Santa Catarina, principalmente referente à redução de habitats, a partir de dados obtidos pelo Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina. Foram amostradas populações adultas de 13 espécies arbóreas na extensão do estado de Santa Catarina, das quais seis também tiveram populações regenerantes amostradas. As espécies amostradas foram *Apuleia leiocarpa*, *Araucaria angustifolia*, *Butia catarinensis*, *B. eriospatha*, *Calophyllum brasiliense*, *Cedrela fissilis*, *Dicksonia sellowiana*, *Euterpe edulis*, *Myrcarpus frondosus*, *Ocotea catharinensis*, *O. odorifera*, *O. porosa* e *Podocarpus lambertii*. Em cada população, foram genotipados 50 indivíduos por meio de isoenzimas, e caracterizadas pelos índices de riqueza alélica ( $A_r$ ), diversidade genética ( $H_e$ ), índice de fixação ( $f$ ) e divergência genética entre populações ( $F_{ST}$ ). A partir desses dados, foram testadas diferenças nos índices genéticos entre a coorte adulta e a de regenerantes para monitorar sua dinâmica no tempo (capítulo 1); testados modelos de regressão entre os índices genéticos com índices demográficos e fitossociológicos dos fragmentos florestais, assim como a paisagem no seu entorno (capítulo 2) e; testados modelos de regressão entre a divergência genética das populações e elementos da paisagem (capítulo 3). No capítulo 1, a coorte de indivíduos regenerantes revelou índices genéticos similares aos da coorte adulta, com uma média da divergência genética ( $F_{ST}$ ) entre coortes de 0,014. As espécies *Apuleia leiocarpa* e *Euterpe edulis* apresentaram redução no índice de fixação entre coortes; enquanto *Araucaria angustifolia* e *Ocotea catharinensis* mantiveram um elevado índice de fixação e *E. edulis* apresentou uma queda no  $H_e$ . No capítulo 2, os modelos mostraram uma maior diversidade genética em fragmentos com maior área e cobertura florestal original no seu entorno, e menor diversidade genética em locais com perdas nesses índices entre os anos 1985 e 2010. Adicionalmente, índices fitossociológicos potencialmente relacionados com o tamanho efetivo populacional ( $N_e$ ) mostraram uma tendência de associação positiva com a diversidade genética. No capítulo 3, foi identificado que elementos da paisagem de altitude, declividade e uso e cobertura do solo (UCS) influenciam na divergência genética das espécies, no qual florestas facilitam o fluxo gênico e categorias antrópicas (agropecuária, reflorestamentos e cidades) o dificultam. No capítulo 4, a informação dos demais capítulos foi reunida para propor estratégias de uso e conservação. Dentre todos os testes realizados, 11 das 13 espécies demonstraram efeitos negativos de alterações antrópicas na paisagem sobre sua diversidade genética, o que pode ser considerado preocupante tendo em vista o cenário de constante redução de ambientes florestais. O estudo ressalta a importância da manutenção de ambientes florestais para a diversidade genética de espécies florestais. São sugeridas ações que favoreçam o fluxo gênico e que aumentem o tamanho populacional para que essa situação seja melhorada em longo prazo.

**Palavras-chave:** redução de habitats; fragmentação; diversidade genética; modelagem; ecologia; isolamento por resistência (IBR).

## ABSTRACT

The Atlantic Forest biome has high levels of biodiversity and endemism, however it has undergone major reductions in area due to human pressure in a short period of time, with only 11,7% of its original coverage remaining. Santa Catarina state is fully inserted in this biome, and its forest cover is reduced and fragmented compared to the past. Several of the consequences of habitat reduction have potential to cause direct effects on the genetic diversity of species, however little is known about their real impact and implications. The present study aimed to study how landscape aspects can affect the genetic diversity of threatened forest species and of socioeconomic interest in the state of Santa Catarina, mainly related to the habitats reduction, based on data obtained by the Floristic Forest Inventory of Santa Catarina. Adult populations of 13 forest species were sampled in Santa Catarina state, of which six also had sampled seedling populations. The studied species were *Apuleia leiocarpa*, *Araucaria angustifolia*, *Butia catarinensis*, *B. eriospatha*, *Calophyllum brasiliense*, *Cedrela fissilis*, *Dicksonia sellowiana*, *Euterpe edulis*, *Myrocarpus frondosus*, *Ocotea catharinensis*, *O. odorifera*, *O. porosa* and *Podocarpus lambertii*. In each population, 50 individuals were genotyped using isoenzymes, and characterized by allelic richness (Ar), genetic diversity (He), fixation index (f) and genetic divergence between populations ( $F_{ST}$ ). From these data, differences in the genetic indexes between the adult and the seedling cohort in order to monitor their dynamics over time (chapter 1); regression models were tested between genetic indexes and demographic and phytosociological indexes of forest fragments, as well as the landscape around them (chapter 2) and; regression models were tested between the genetic divergence of populations and elements of the landscape (chapter 3). In chapter 1, the seedling cohort showed similar genetic indexes to those of the adult cohort, with an average genetic divergence between ( $F_{ST}$ ) cohorts of 0,014. The species *Apuleia leiocarpa* and *Euterpe edulis* showed a reduction in fixation index between cohorts; while *Araucaria angustifolia* and *Ocotea catharinensis* maintained a high fixation index and *E. edulis* showed a reduction in He. In chapter 2, the models showed greater genetic diversity in fragments with greater original area and forest cover in their surroundings, and less genetic diversity in places with losses in these indexes between the years 1985 and 2010. Additionally, phytosociological indices potentially related to the effective population size ( $N_e$ ) showed a positive association trend with genetic diversity. In chapter 3, it was identified that landscape elements of altitude, declivity and land use and cover (LUC) influence the genetic divergence of species, in which forests promote the gene flow and anthropic categories (agriculture, reforestation and cities) hamper it. In chapter 4, the information from the other chapters was gathered to propose strategies for use and conservation. Among all the tests carried out, 11 of the 13 species demonstrated negative effects of anthropic changes in the landscape on their genetic diversity, which can be considered daunting considering the scenario of constant reduction of forest environments. The study highlights the importance of maintaining forest environments for the genetic diversity of forest species. Actions that favor the gene flow and increase the population size are suggested so that this situation can be improved in the future.

**Keywords:** habitat reduction, fragmentation, genetic diversity, modelling, ecology, isolation by resistance (IBR)

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** Ilustração das principais abordagens analíticas utilizadas para responder questões relacionadas com a genética de paisagem. A) *node level* (nível de nó); B) *link level* (nível de conexão); C) *neighborhood level* (nível de vizinhança); D) *boundary level* (nível de limites). Fonte: Wagner e Fortin (2013).....26
- Figura 2** Modelos de fluxo gênico entre indivíduos/populações. A) isolamento por distância geográfica (*isolation by distance – IBD*); B) Caminho dos menores custos (*least-cost path – LCP*); C) isolamento por resistência da paisagem (*isolation by resistance – IBR*). Fonte: figura adaptada de McRae e Beier (2007).....27
- Figura 3** Vórtice da extinção, demonstrando os efeitos negativos e acumulativos da redução do tamanho populacional. Fonte: traduzido de Primack (2004).....29
- Figura 4** Prancha ilustrativa das espécies de estudo. Respectivamente, na 1ª linha (FED): *Apuleia leiocarpa*<sup>1</sup>, *Cedrela fissilis*<sup>2</sup> e *Myrocarpus frondosus*<sup>2</sup>. 2ª linha (FOM): *Araucaria angustifolia*<sup>3</sup>, *Butia eriospatha*<sup>4</sup>, *Dicksonia sellowiana*<sup>5</sup>, *Ocotea porosa*<sup>6</sup> e *Podocarpus lambertii*<sup>3</sup>. 3ª linha (FOD): *B. catariensis*<sup>4</sup>, *Calophyllum brasiliense*<sup>7</sup>, *Euterpe edulis*<sup>4</sup>, *O. catharinensis*<sup>4</sup> e *O. odorifera*<sup>6</sup>. Créditos: <sup>1</sup>Victor Hugo Buzzi, <sup>2</sup>Felipe Steiner, <sup>3</sup>Alison Paulo Bernardi, <sup>4</sup>Juliano Zago da Silva, <sup>5</sup>Márcia Patrícia Hoeltgebaum, <sup>6</sup>Acervo NPFT, <sup>7</sup>Tiago Montagna.....37
- Figura 5** Desenho amostral do estudo, contendo (a) 175 populações adultas de 13 espécies, distribuídas em 127 pontos geográficos e; (b) 61 populações regenerantes de 6 espécies, distribuídas em 50 pontos geográficos.....38
- Figura 1.1** Map of the studied populations in Santa Catarina state, southern Brazil. Each point indicates a population (adults and seedlings cohorts). Natural remnants of Atlantic Rainforest (Fundação SOS Mata Atlântica and INPE, 2018) are highlighted (dark grey: forests, light grey: non-forests, e.g., natural grasslands).....54
- Figura 1.2** Distribution of pairwise  $F_{ST}$  values between cohorts. Colors indicate species.....58
- Figura 1.3** Correlation test of differences between genetic indexes of seedling and adult cohorts (S-A) and the corresponding adult fixation index (f). Colors represent the studied species: *Apuleia leiocarpa* (purple), *Araucaria angustifolia* (red), *Dicksonia sellowiana* (yellow), *Euterpe edulis* (black), *Ocotea catharinensis* (light green) and *Podocarpus lambertii* (light blue).....59
- Figura 2.1** Localização geográfica das 563 unidades amostrais florísticas (preto) e 175 genéticas (vermelho). Áreas em cinza representam áreas de florestas naturais no ano de 1985, de acordo com o mapeamento realizado pelo Projeto MapBiomias (2020b).....68
- Figura 2.2** Ilustração dos diferentes tamanhos de raio utilizados para os *buffers* ao redor do fragmento em análise, sinalizado pelo ponto vermelho. A cor verde representa a categoria de florestas naturais, e a cor cinza as demais categorias não florestais.....71
- Figura 3.1** Mapa da área e dos pontos das 13 espécies de estudo, utilizado para a modelagem de Isolamento por Resistência (IBR).....115
- Figura 3.2** Mapeamento do modelo nulo para a área de estudo. Todos os valores do raster são idênticos, iguais a um (1).....121
- Figura 3.3** Mapeamento de uso e cobertura do solo do MapBiomias para o ano de 1985 (resolução de 500 m). Categorias: 1) Floresta, 2) Campos, 3) Agropecuária, 4) Água, 5) Reflorestamentos, 6) Urbano, 7) Não vegetada, 8) Mangue, 9) Restinga, 10) Natural não florestal, 11) Oceano, 12) Não observado.....122
- Figura 3.4** Mapeamento de uso e cobertura do solo MapBiomias para o ano de 2010 (resolução de 500 m). Categorias: 1) Floresta, 2) Campos, 3) Agropecuária, 4) Água, 5) .....

Reflorestamentos, 6) Urbano, 7) Não vegetada, 8) Mangue, 9) Restinga, 10) Natural não florestal, 11) Oceano, 12) Não observado.....	123
<b>Figura 3.5</b> Mapeamento de altitude para a área de estudo (resolução de 500 m).....	124
<b>Figura 3.6</b> Mapeamento de declividade para a área de estudo (resolução de 500 m).....	125
<b>Figura 3.7</b> Mapeamento de Modelagem de Nicho Ecológico (ENM) para a área de estudo para <i>Podocarpus lambertii</i> (resolução de 1 km). Menores valores indicam locais mais favoráveis para a espécie, logo com suposta menor resistência ao fluxo gênico.....	126
<b>Figura 3.8</b> Processo de otimização de superfícies de resistência exemplificada com a espécie <i>Podocarpus lambertii</i> . a) valores originais de uso e cobertura do solo (UCS) de 1985, b) otimização (pacote ReistanceGA) para dados qualitativos, c) superfície de resistência de UCS otimizada, d) valores originais de altitude, e) otimização para dados quantitativos, f) superfície de resistência de altitude otimizada.....	129
<b>Figura 3.9</b> Testes de isolamento por distância (IBD) para todas as populações da coorte adulta das espécies estudadas. 1) <i>Apuleia leiocarpa</i> ; 2) <i>Araucaria angustifolia</i> ; 3) <i>Butia catarinensis</i> ; 4) <i>Butia eriospatha</i> ; 5) <i>Calophyllum brasiliense</i> ; 6) <i>Cedrela fissilis</i> ; 7) <i>Dicksonia sellowiana</i> ; 8) <i>Euterpe edulis</i> ; 9) <i>Myrocarpus frondosus</i> ; 10) <i>Ocotea catharinensis</i> ; 11) <i>Ocotea odorifera</i> ; 12) <i>Ocotea porosa</i> ; 13) <i>Podocarpus lambertii</i> .....	133
<b>Figura 3.10</b> Testes de isolamento por distância (IBD) somente para as populações que amostraram ambas as coortes na mesma unidade amostral genética. a) coorte adulta, coluna esquerda; r) coorte regenerante, coluna direita. 1) <i>Apuleia leiocarpa</i> ; 2) <i>Araucaria angustifolia</i> ; 7) <i>Dicksonia sellowiana</i> ; 8) <i>Euterpe edulis</i> ; 10) <i>Ocotea catharinensis</i> ; 13) <i>Podocarpus lambertii</i> .....	134
<b>Figura 3.11</b> Valores de resistência otimizados (eixo y em escala logarítmica) para a coorte adulta e suas respectivas categoria de uso e cobertura do solo (UCS) de cada mapeamento: a) ano de 1985, resolução de 500 m; b) ano de 1985, resolução de 1 km; c) ano de 2010, resolução de 500 m; d) ano de 2010, resolução de 1 km. Categorias de UCS: 1) Floresta, 2) Campos, 3) Agropecuária, 4) Água, 5) Reflorestamentos, 6) Urbano, 7) Não vegetada, 8) Mangue, 9) Restinga, 10) Natural não florestal, 11) Oceano, 12) Não observado.....	138
<b>Figura 3.12</b> Valores de resistência otimizados (eixo y em escala logarítmica) para a coorte regenerante e suas respectivas categoria de uso e cobertura do solo (UCS) de cada mapeamento: a) ano de 1985, resolução de 500 m; b) ano de 1985, resolução de 1 km; c) ano de 2010, resolução de 500 m; d) ano de 2010, resolução de 1 km. Categorias de UCS: 1) Floresta, 2) Campos, 3) Agropecuária, 4) Água, 5) Reflorestamentos, 6) Urbano, 7) Não vegetada, 8) Mangue, 9) Restinga, 10) Natural não florestal, 11) Oceano, 12) Não observado.....	139
<b>Figura 3.13</b> Transformação dos dados de altitude a partir do processo de otimização para as espécies estudadas (coorte adulta). 1) resolução de 1 km, 2) resolução de 500 m. a) <i>Apuleia leiocarpa</i> , b) <i>Araucaria angustifolia</i> , c) <i>Butia catariensis</i> , d) <i>B. eriospatha</i> , e) <i>Calophyllum brasiliense</i> , f) <i>Cedrela fissilis</i> , g) <i>Dicksonia sellowiana</i> , h) <i>Euterpe edulis</i> , i) <i>Myrocarpus frondosus</i> , j) <i>Ocotea catharinensis</i> , k) <i>O. odorifera</i> , l) <i>O. porosa</i> , m) <i>Podocarpus lambertii</i> .....	141
<b>Figura 3.14</b> Transformação dos dados de declividade a partir do processo de otimização para as espécies estudadas (coorte adulta). 1) resolução de 1 km, 2) resolução de 500 m. a) <i>Apuleia leiocarpa</i> , b) <i>Araucaria angustifolia</i> , c) <i>Butia catariensis</i> , d) <i>B. eriospatha</i> , e) <i>Calophyllum brasiliense</i> , f) <i>Cedrela fissilis</i> , g) <i>Dicksonia sellowiana</i> , h) <i>Euterpe edulis</i> , i) <i>Myrocarpus frondosus</i> , j) <i>Ocotea catharinensis</i> , k) <i>O. odorifera</i> , l) <i>O. porosa</i> , m) <i>Podocarpus lambertii</i> .....	143
<b>Figura 3.15</b> Transformação dos dados de altitude a partir do processo de otimização para as espécies estudadas (coorte regenerante). 1) resolução de 1 km. 2) resolução de 500 m. a)	

<i>Apuleia leiocarpa</i> , b) <i>Araucaria angustifolia</i> , c) <i>Dicksonia sellowiana</i> , d) <i>Euterpe edulis</i> , e) <i>Ocotea catharinensis</i> , f) <i>Podocarpus lambertii</i> .....	145
<b>Figura 3.16</b> Transformação dos dados de declividade a partir do processo de otimização para as espécies estudadas (coorte regenerante). 1) resolução de 1 km, 2) resolução de 500 m. a) <i>Apuleia leiocarpa</i> , b) <i>Araucaria angustifolia</i> , c) <i>Dicksonia sellowiana</i> , d) <i>Euterpe edulis</i> , e) <i>Ocotea catharinensis</i> , f) <i>Podocarpus lambertii</i> .....	146
<b>Figura 3.17</b> Populações amostradas de a) <i>Cedrella fissilis</i> (coorte adulta) e; b) <i>Dicksonia sellowiana</i> (coorte regenerante); em seus respectivos mapeamentos de uso e cobertura do solo.....	163
<b>Figura 3.18</b> Plantio de <i>Pinus</i> sp. em área de ocorrência natural de <i>Butia eriospatha</i> . A) Foto aérea. B) Foto terrestre. Fonte: Candido-Ribeiro (2017).....	170
<b>Figura 3.19</b> Representação gráfica da parcela de estudo implantada por Montagna (2018) no Parque Nacional Serra do Itajaí para análises demográficas e genéticas de <i>Ocotea catharinensis</i> , com declividade média de 50%.....	173
<b>Figura 3.20</b> Taxa de desflorestamento anual (em ha) do bioma Mata Atlântica no período de 1985-2019. Fonte: Fundação SOS Mata Atlântica.....	178
<b>Figura 4.1</b> Área (em milhões de hectares) ocupada pela categoria florestas naturais no estado de Santa Catarina no período de 1985-2019. Dados da Coleção 5 do MapBiomas (Projeto MapBiomas 2020).....	196
<b>Figura 4.2</b> Área (em milhões de hectares) ocupada pela categoria florestas naturais no bioma Mata Atlântica no período de 1985-2019. Dados da Coleção 5 do MapBiomas (Projeto MapBiomas 2020).....	197
<b>Figura 4.3</b> Infográfico das alterações de categorias de uso e cobertura do solo para o bioma Mata Atlântica no período de 1985-2019 (Projeto MapBiomas 2020). Download em: <a href="https://mapbiomas.org/infograficos-1">https://mapbiomas.org/infograficos-1</a> .....	198
<b>Figura 4.4</b> Infográfico das alterações de categorias de uso e cobertura do solo para o Brasil no período de 1985-2019 (Projeto MapBiomas 2020). Download em: <a href="https://mapbiomas.org/infograficos-1">https://mapbiomas.org/infograficos-1</a> .....	199
<b>Figura 4.5</b> Representação gráfica de como valores a partir de determinado limiar podem influenciar a diversidade genética.....	200

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> Espécies estudadas, quantidade de populações coletadas e características ecológicas e de categoria de ameaça. As listas consultadas foram a Lista Catarinense (CONSEMA 2014), a Lista Brasileira (Ministério Do Meio Ambiente (MMA) 2014), e a Lista da IUCN (IUCN 2017) respectivamente. NT: quase ameaçada; VU: vulnerável; EN: ameaçada; CR: criticamente em perigo; FOD: Floresta Ombrófila Densa; FOM: Floresta Ombrófila Mista; FED: Floresta Estacional Decidual; s.d.: sem dados na literatura consultada.....	40
<b>Tabela 2</b> Marcadores utilizados para cada espécie e quantidade de loci revelados. Tampão de corrida utilizado: <sup>a</sup> Citrato de Morfolina (CM) pH 6,1, <sup>b</sup> Histidina (HIS) pH 8,0, <sup>c</sup> Tris-citrato (TC) pH 7,5.....	43
<b>Tabela 1.1</b> Ecological traits and density of six studied species in Santa Catarina state. n.a.: not applicable.....	57
<b>Tabela 1.2</b> Number of loci revealed for each species for each allozyme marker.....	57
<b>Tabela 1.3</b> Mean differences between seedlings and adults (S - A) for the genetic indexes, and the number of significant differences (95% CI) for the six studied species. Ar: allelic richness, Ho: observed heterozygosity, He: expected heterozygosity, f: fixation index, S: seedlings, A: adults, n: sample size (population pairs, i.e., adults and seedlings).....	58
<b>Tabela 1.4</b> Chi-squared test for the proportion of populations showing increase (seedlings > adults) and decrease (adults > seedlings) of genetic indexes over cohorts.....	58
<b>Tabela 1.5</b> Mean test for genetic indexes between adults and seedlings cohorts for each studied species. n: sample size (pairs of adult and seedling populations).....	59
<b>Tabela 2.1.</b> Resumo de modelos superiores ao modelo nulo ( $\Delta AICc > 2$ ) para a riqueza alélica (Ar) na coorte de indivíduos adultos. Para verificar o que as siglas dos modelos significam, ver metodologia. n: tamanho amostral; b1: coeficiente de inclinação; R <sup>2</sup> ajs.: coeficiente de determinação ajustado; SW.p: valor de p para o teste de Shapiro-Wilk; BP.p: valor de p para o teste de Breusch-Pagan. Valores em negrito destacam $p < 0,05$ . Os campos não foram preenchidos quando nenhum modelo foi superior ao nulo ( $\Delta AICc > 2$ ).....	75
<b>Tabela 2.2.</b> Resumo de modelos superiores ao modelo nulo ( $\Delta AICc > 2$ ) para a diversidade genética (He) na coorte de indivíduos adultos. Para verificar o que as siglas dos modelos significam, ver metodologia. n: tamanho amostral; b1: coeficiente de inclinação; R <sup>2</sup> ajs.: coeficiente de determinação ajustado; SW.p: valor de p para o teste de Shapiro-Wilk; BP.p: valor de p para o teste de Breusch-Pagan. Valores em negrito destacam $p < 0,05$ . Os campos não foram preenchidos quando nenhum modelo foi superior ao nulo ( $\Delta AICc > 2$ ).....	76
<b>Tabela 2.3.</b> Resumo de modelos superiores ao modelo nulo ( $\Delta AICc > 2$ ) para o índice de fixação (f) na coorte de indivíduos adultos. Para verificar o que as siglas dos modelos significam, ver metodologia. n: tamanho amostral; b1: coeficiente de inclinação; R <sup>2</sup> ajs.: coeficiente de determinação ajustado; SW.p: valor de p para o teste de Shapiro-Wilk; BP.p: valor de p para o teste de Breusch-Pagan. Valores em negrito destacam $p < 0,05$ . Os campos não foram preenchidos quando nenhum modelo foi superior ao nulo ( $\Delta AICc > 2$ ).....	77
<b>Tabela 2.4</b> Resumo de modelos superiores ao modelo nulo ( $\Delta AICc > 2$ ) para a riqueza alélica (Ar) na coorte de indivíduos regenerantes. Para verificar o que as siglas dos modelos significam, ver metodologia. n: tamanho amostral; b1: coeficiente de inclinação; R <sup>2</sup> ajs.: coeficiente de determinação ajustado; SW.p: valor de p para o teste de Shapiro-Wilk; BP.p: valor de p para o teste de Breusch-Pagan. Valores em negrito destacam $p < 0,05$ . Os campos não foram preenchidos quando nenhum modelo foi superior ao nulo ( $\Delta AICc > 2$ ).....	78
<b>Tabela 2.5</b> Resumo de modelos superiores ao modelo nulo ( $\Delta AICc > 2$ ) para a diversidade genética (He) na coorte de indivíduos regenerantes. Para verificar o que as siglas dos modelos significam, ver metodologia. n: tamanho amostral; b1: coeficiente de inclinação; R <sup>2</sup> ajs.:	

coeficiente de determinação ajustado; SW.p: valor de p para o teste de Shapiro-Wilk; BP.p: valor de p para o teste de Breusch–Pagan.....	78
<b>Tabela 2.6</b> Resumo de modelos superiores ao modelo nulo ( $\Delta AICc > 2$ ) para o índice de fixação (f) na coorte de indivíduos regenerantes. Para verificar o que as siglas dos modelos significam, ver metodologia. n: tamanho amostral; b1: coeficiente de inclinação; R <sup>2</sup> ajs.: coeficiente de determinação ajustado; SW.p: valor de p para o teste de Shapiro-Wilk; BP.p: valor de p para o teste de Breusch–Pagan.....	79
<b>Tabela 3.1</b> Categorias de uso e cobertura do solo utilizada no mapeamento MapBiomias e no presente estudo.....	117
<b>Tabela 3.2</b> Percentagem (%) de pixels (“área”) de cada categoria de uso e cobertura do solo presentes nos mapeamentos (rasters) de uso e cobertura do solo do MapBiomias (Projeto MapBiomias 2020a; Souza et al. 2020) referentes a área (extensão) de estudo (ver figuras 3.3 e 3.4).....	136
<b>Tabela 3.3</b> Seleção e avaliação de modelos de Isolamento por Resistência (IBR) da paisagem na resolução de 500 m para a coorte adulta das 13 espécies estudadas. LL = <i>log-likelihood</i> , AICc = critério de informação de Akaike para amostras pequenas, $\Delta AICc$ = delta AICc, w = pesos de Akaike, R <sup>2</sup> = R <sup>2</sup> de Nakagawa e Schielzeth, SW.p = valor de p do teste de Shapiro-Wilk, b0 = intercepto do modelo, b1 = coeficiente de inclinação do modelo, b1.p = valor de p do coeficiente. Valores em negrito indicam $p < 0,05$ .....	149
<b>Tabela 3.4</b> Seleção e avaliação de modelos de Isolamento por Resistência (IBR) da paisagem na resolução de 500 m para a coorte regenerante das seis espécies estudadas. LL = <i>log-likelihood</i> , AICc = critério de informação de Akaike para amostras pequenas, $\Delta AICc$ = delta AICc, w = pesos de Akaike, R <sup>2</sup> = R <sup>2</sup> de Nakagawa e Schielzeth, SW.p = valor de p do teste de Shapiro-Wilk, b0 = intercepto do modelo, b1 = coeficiente de inclinação do modelo, b1.p = valor de p do coeficiente. Valores em negrito indicam $p < 0,05$ .....	153
<b>Tabela 3.5</b> Resumo dos modelos de Isolamento por Resistência (IBR), com resolução de 500 m. F <sub>ST</sub> = divergência genética geral das populações estudadas; UCS = uso e cobertura do solo, para os anos de 1985 e 2010; Alt. = altitude; Decliv. = declividade; ENM = modelagem ecológica de nicho.....	155
<b>Tabela 4.1</b> Resumo de espécies afetadas negativamente por alguma forma de alteração antrópica na paisagem analisada em cada um dos capítulos.....	197

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- % - percentagem
- $\Delta$  - delta, variação
- ® - marca registrada
- °C - graus Celsius
- 6PGDH
- A - *adults*, coorte adulta
- A - número médio de alelos por loco
- ACP - fosfatase ácida, sistema isoenzimático
- ACS - área de coleta de sementes
- AF - área de fragmento
- AFo - área de fragmento original (1985)
- AFv - variação na área de fragmento (2010 - 1985)
- AIC - critério de informação de Akaike
- AICc - critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas
- Alt. - altitude
- AP - antes do presente
- APP - Área de Preservação Permanente
- AR - alelos raros
- Ar - riqueza alélica
- b0 - coeficiente de intercepção do modelo
- b1 - coeficiente de inclinação do modelo
- b1.p - valor de p de b1
- BA - Bahia
- BAG - Banco Ativo de Germoplasma
- bio01 - variável bioclimática correspondente à média de temperatura anual
- bio02 - variável bioclimática correspondente à média diária da amplitude de temperatura
- bio16 - variável bioclimática correspondente à precipitação do mês mais úmido
- bio19 - variável bioclimática correspondente à precipitação do trimestre mais frio
- BP.p - valor de p do teste de Breusch-Pagan
- Cap. - Capítulo
- CAPES - Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
- CBD - *Convention on Biological Diversity*, Convenção da Diversidade Biológica
- CF - cobertura florestal
- CFo - cobertura florestal original (1985)
- CFv - variação na cobertura florestal (2010 - 1985)
- CI - *Confidence Interval*, intervalo de confiança
- CM - Citrato de Morfolina
- CNPq - Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
- CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente
- cpDNA - DNA de cloroplasto
- CR - *Critically Endangered*, criticamente em perigo
- DAP - diâmetro à altura do peito
- DA<sub>R</sub> - densidade absoluta de indivíduos regenerantes (0,5 m < h < 5 m, DAP < 10 cm)
- DA<sub>sp.</sub> - número de indivíduos por hectare de indivíduos adultos relativos à espécie em questão
- DA<sub>T</sub> - densidade absoluta totais de indivíduos adultos (DAP > 10 cm)
- Decliv. - declividade
- Di - distância de Cook

DIA - diaforase, sistema isoenzimático  
DoA<sub>sp.</sub> - dominância absoluta (por hectare) de indivíduos adultos relativos à espécie em questão  
DoA<sub>T</sub> - dominância absoluta totais de indivíduos adultos (DAP > 10 cm)  
EM - *Endangered*, ameaçada  
ENM - *ecological niche modelling*, modelagem ecológica de nicho  
EST- esterase, sistema isoenzimático  
f - índice de fixação  
FAPESC - Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina  
FATMA - Fundação do Meio Ambiente  
FED - Floresta Estacional Decidual  
FOD - Floresta Ombrófila Densa  
FOM - Floresta Ombrófila Mista  
g - grama  
G2DH - glicerato desidrogenase, sistema isoenzimático  
G6PDH - glucose-6-fosfato desidrogenase, sistema isoenzimático  
GA - *genetic algorithm*, algoritmos genéticos  
GAM - *generalized additive models*, modelos generalizados aditivos  
GLS - *Generalized Least Squares*, mínimos quadrados generalizados  
GOT - glutamato oxalacetato transaminase, sistema isoenzimático  
GPS - *Global Positioning Systems*, sistema de posicionamento global  
GTDH - glutamato desidrogenase, sistema isoenzimático  
H - índice de diversidade de Shannon (H)  
ha - hectare  
He - heterozigosidade esperada, índice de diversidade genética  
HIST - Histidina  
Ho - heterozigosidade observada  
Htm - altura total média  
HWE - *Hardy-Weinberg Equilibrium*, equilíbrio de Hardy-Weinberg  
IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis  
IBD - *Isolation By Distance*, isolamento por distância  
IBR - *Isolation By Resistance*, isolamento por resistência  
ICMS - Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços  
ICMS-E - Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços Ecológico  
IDH - isocitrato desidrogenase, sistema isoenzimático  
IDW - *Inverse Distance Weighting*  
IFFSC - Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina  
INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais  
IUCN - *International Union for Conservation of Nature*, União Internacional para a Conservação da Natureza  
K - número de parâmetros de um modelo  
LAP - leucina aminopeptidase, sistema isoenzimático  
LCP - *Least Cost Path*  
LL - *log-likelihood*  
ln - logaritmo natural  
m - metro  
m - número de matrizes a serem coletadas  
MDH - malato desidrogenase, sistema isoenzimático  
ME - enzima málica, sistema isoenzimático

MLPE - *Maximum Likelihood Population-Effects*  
MMA - Ministério do Meio Ambiente  
n - tamanho amostral  
N - tamanho demográfico de uma população  
NADH - ubiquinona oxidoreductase, sistema isoenzimático  
NASA - *National Aeronautics and Space Administration*  
Ne - tamanho efetivo populacional  
Ne<sub>(v)</sub> - tamanho efetivo de variância  
NPFT - Núcleo de Pesquisas em Florestas Tropicais  
NT - *Near Threatened*, quase ameaçada  
OGM - Organismos Geneticamente Modificados  
p - valor de probabilidade de erro tipo 1  
PCA - *Principal Component Analysis*, análise dos componentes principais  
PGI - fosfoglicose isomerase, sistema isoenzimático  
PGM - fosfoglucomutase, sistema isoenzimático  
pH - potencial de Hidrogênio  
PRX - peroxidase, sistema isoenzimático  
r - coeficiente de correlação de Pearson  
R<sup>2</sup> - coeficiente de determinação do modelo  
R<sup>2</sup><sub>g</sub> - R<sup>2</sup> para modelos de máxima verossimilhança  
RDA - *Redundancy Analysis*, análise de redundância  
RL - Reserva Legal  
S - *seedlings*, coorte regenerante  
s.d. - sem dados  
s.d. - sem dados  
SAF - sistema agroflorestal  
SC - Santa Catarina  
SIG - Sistemas de Informações Geográficas  
SINFLO - Sistema de Inventário Florestal.  
SKDH - chiquimato desidrogenase, sistema isoenzimático  
SNP - *Single Nucleotide Polymorphism*, polimorfismo de nucleotídeo único  
SNUC - Sistema Nacional de Unidades de Conservação  
SOD - superóxido dismutase, sistema isoenzimático  
SP - São Paulo  
SRTM - *Shuttle Radar Topography Mission*  
SSR - *Short Sequence Repeats*  
SVM - *Support Vector Machine*  
SW.p - valor de p para o teste de Shapiro-Wilk  
TC - Tris-citrato  
UC - Unidade de Conservação  
UCS - Uso e Cobertura do Solo  
VI - valor de importância  
Vol - volume do fuste por hectare  
VU - *Vulnerable* (vulnerável)  
w - *model weight*, peso do modelo  
x - variável independente  
y - variável dependente  
Θ - coeficiente de coancestria

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVAS .....</b>	<b>17</b>
<b>2. ESTRUTURA DA TESE .....</b>	<b>19</b>
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>20</b>
3.1. CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE E DOS SEUS RECURSOS.....	20
3.2. UTILIZAÇÃO DA GENÉTICA NA CONSERVAÇÃO .....	22
3.3. GENÉTICA DE PAISAGENS.....	24
3.4. MODIFICAÇÕES NA PAISAGEM E SEUS EFEITOS NA GENÉTICA DE POPULAÇÕES DE ÁRVORES .....	28
3.5. SITUAÇÃO EM SANTA CATARINA.....	30
<b>4. OBJETIVOS .....</b>	<b>32</b>
4.1. OBJETIVO GERAL.....	32
4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	32
<b>5. HIPÓTESES .....</b>	<b>34</b>
<b>6. METODOLOGIA GERAL .....</b>	<b>36</b>
6.1. AMOSTRAGEM E ESPÉCIES DE ESTUDO .....	36
6.2. AQUISIÇÃO DE DADOS GENÉTICOS.....	38
6.3. CARACTERIZAÇÃO E ÍNDICES GENÉTICOS DAS POPULAÇÕES .....	42
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>44</b>
<b>CAPÍTULO I. MONITORAMENTO DA DIVERSIDADE GENÉTICA .....</b>	<b>53</b>
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>54</b>
<b>2. PRINCIPAIS RESULTADOS.....</b>	<b>54</b>
<b>CAPÍTULO II. GENÉTICA DE PAISAGENS: ANÁLISE DO FRAGMENTO E DO SEU ENTORNO .....</b>	<b>63</b>
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>64</b>
<b>2. METODOLOGIA.....</b>	<b>67</b>
2.1. AQUISIÇÃO DE DADOS.....	67

2.1.1. Variáveis genéticas .....	67
2.1.2. Variáveis demográficas e fitossociológicas .....	67
2.1.3. Variáveis da paisagem ao entorno do fragmento .....	69
2.2. ANÁLISE DE DADOS .....	70
2.2.1. Teste de autocorrelação espacial .....	70
2.2.2. Modelagem e seleção de modelos .....	70
<b>3. RESULTADOS .....</b>	<b>74</b>
3.1. AUTOCORRELAÇÃO ESPACIAL .....	74
3.2. MODELOS .....	74
<b>4. DISCUSSÃO .....</b>	<b>80</b>
4.1. AUTOCORRELAÇÃO ESPACIAL .....	80
4.2. MODELOS .....	80
4.3. ESPÉCIES .....	81
4.3.1. <i>Apuleia leiocarpa</i> .....	81
4.3.2. <i>Araucaria angustifolia</i> .....	82
4.3.3. <i>Butia catarinensis</i> .....	83
4.3.4. <i>Butia eriospatha</i> .....	83
4.3.5. <i>Calophyllum brasiliense</i> .....	84
4.3.6. <i>Cedrela fissilis</i> .....	84
4.3.7. <i>Dicksonia sellowiana</i> .....	85
4.3.8. <i>Euterpe edulis</i> .....	86
4.3.9. <i>Myrocarpus frondosus</i> .....	88
4.3.10. <i>Ocotea catharinensis</i> .....	88
4.3.11. <i>Ocotea odorifera</i> .....	89
4.3.12. <i>Ocotea porosa</i> .....	90
4.3.13. <i>Podocarpus lambertii</i> .....	90
4.4. RELAÇÕES ENTRE VARIÁVEIS FITOSSOCIOLÓGICAS, DE PAISAGEM E GENÉTICAS .....	91

<b>4.4.1. Variáveis de paisagem</b> .....	<b>92</b>
<b>4.4.2. Variáveis fitossociológicas</b> .....	<b>94</b>
<b>4.5. IMPLICAÇÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	<b>97</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>99</b>
<b>CAPÍTULO III. GENÉTICA DE PAISAGENS: ANÁLISE DE CONECTIVIDADE</b> .	<b>109</b>
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	<b>110</b>
<b>2. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>112</b>
2.1. AQUISIÇÃO E ANÁLISE DE Dados .....	112
<b>2.1.1. Aquisição dos dados genéticos</b> .....	<b>112</b>
<b>2.1.2. Modelos de isolamento por resistência (IBR)</b> .....	<b>113</b>
2.1.2.1. <i>Divergência genética (variável dependente)</i> .....	114
2.1.2.2. <i>Escolha e aquisição de dados dos elementos da paisagem (variável independente)</i> .....	114
2.1.2.3. <i>Superfícies e distâncias de resistência</i> .....	127
2.1.2.4. <i>Seleção e avaliação dos modelos</i> .....	130
<b>3. RESULTADOS</b> .....	<b>132</b>
3.1. ISOLAMENTO POR DISTÂNCIA (IBD) .....	132
3.2. VALORES DE RESISTÊNCIA .....	135
<b>3.2.1. Superfícies qualitativas</b> .....	<b>135</b>
<b>3.2.2. Superfícies quantitativas</b> .....	<b>140</b>
3.3. SELEÇÃO E AVALIAÇÃO DE MODELOS DE ISOLAMENTO POR RESISTÊNCIA (IBR).....	147
<b>3.3.1. Coorte adulta</b> .....	<b>147</b>
<b>3.3.2. Coorte regenerante</b> .....	<b>156</b>
<b>3.3.3. Comparação entre coortes</b> .....	<b>156</b>
<b>4. DISCUSSÃO</b> .....	<b>158</b>
4.1. ISOLAMENTO POR DISTÂNCIA (IBD) .....	158
4.2. ALTERAÇÕES NO USO E COBERTURA DO SOLO (UCS) ENTRE 1985 E 2010..	159

4.3. RESOLUÇÃO DOS MAPEAMENTOS.....	160
4.4. FEIÇÕES DA PAISAGEM E OTIMIZAÇÃO DE SUPERFÍCIES DE RESISTÊNCIA.....	160
4.5. MODELOS DE ISOLAMENTO POR RESISTÊNCIA (IBR).....	164
4.6. CASOS ESPECÍFICOS: ESPÉCIES .....	167
<b>4.6.1. <i>Araucaria angustifolia</i> .....</b>	<b>167</b>
<b>4.6.2. <i>Apuleia leiocarpa</i>, <i>Cedrela fissilis</i> e <i>Myrocarpus frondosus</i> (FED).....</b>	<b>168</b>
<b>4.6.3. <i>Butia catarinensis</i> e <i>B. eriospatha</i> .....</b>	<b>169</b>
<b>4.6.4. <i>Euterpe edulis</i> .....</b>	<b>171</b>
<b>4.6.5. <i>Ocotea catharinensis</i>, <i>O. odorifera</i> e <i>O. porosa</i> (canelas) .....</b>	<b>172</b>
<b>4.6.6. <i>Podocarpus lambertii</i>.....</b>	<b>173</b>
4.7. METODOLOGIA UTILIZADA .....	174
<b>5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>176</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>180</b>
<b>CAPÍTULO IV. INTEGRAÇÃO DOS RESULTADOS.....</b>	<b>193</b>
<b>1. INTRODUÇÃO E OBJETIVO .....</b>	<b>193</b>
<b>2. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>194</b>
2.1. PRINCIPAIS RESULTADOS .....	194
2.2. MUDANÇAS NA PAISAGEM .....	196
2.3. MEDIDAS DE CONSERVAÇÃO ATUAIS .....	201
<b>2.3.1. Listas de espécies ameaçadas de extinção.....</b>	<b>201</b>
<b>2.3.2. Lei da Mata Atlântica .....</b>	<b>202</b>
<b>2.3.3. Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza.....</b>	<b>202</b>
<b>2.3.4. Código Florestal Brasileiro .....</b>	<b>203</b>
2.4. RECOMENDAÇÕES.....	204
2.5. CUIDADOS NECESSÁRIOS NAS INTERVENÇÕES ANTRÓPICAS .....	208
2.6. PERSPECTIVAS DE ESTUDOS FUTUROS .....	210
<b>3. CONCLUSÃO.....</b>	<b>212</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>213</b>

<b>ANEXOS.....</b>	<b>217</b>
<b>ANEXO 1</b> MODELOS DE REGRESSÃO LINEARES TESTADOS NO CAPÍTULO 2. ...	217
<b>ANEXO 2</b> DIAGNÓSTICO DOS MODELOS SELECIONADOS.....	275
<b>ANEXO 3</b> VALORES DE RESISTÊNCIA OTIMIZADOS PARA OS MAPEAMENTOS DE USO E COBERTURA DO SOLO .....	299
<b>ANEXO 4</b> MODELOS DE ISOLAMENTO POR RESISTÊNCIA (IBR) TESTADOS NO CAPÍTULO 3. ....	309
<b>ANEXO 5</b> UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NO ESTADO DE SANTA CATARINA. .	317



## 1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVAS

As pressões antrópicas estão ocorrendo em um nível muito acelerado, colocando em risco a biodiversidade do planeta. A principal ameaça à biodiversidade terrestre é a redução de habitats, consequência da extração madeireira das espécies nativas e da conversão do uso da terra para outras finalidades, como agricultura e produção de madeira com espécies exóticas. No bioma Mata Atlântica, um dos principais *hotspots* de biodiversidade do planeta (MYERS et al., 2000), restam apenas 11,7% de sua cobertura florestal original (RIBEIRO et al., 2009). O estado de Santa Catarina está inserido por completo nesse bioma, restando apenas 28,8% da cobertura florestal original (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2018). Adicionalmente, a sua matriz de paisagem encontra-se altamente fragmentada. A maioria dos remanescentes florestais possui uma área inferior a 50 ha (VIBRANS et al., 2012), e o seu interior encontra-se empobrecido em termos de riqueza de espécies com relação ao passado (VIBRANS et al., 2011).

Um dos primeiros passos para planejar e executar esforços de conservação é a identificação e caracterização da biodiversidade, incluindo todos os seus níveis, como ecossistemas, e a variabilidade existente entre e dentro das espécies. A variabilidade genética é o material base na qual a evolução atua, permitindo adaptações frente a mudanças, e assegura a conservação a longo prazo. Com evidências de perdas em níveis mais amplos de biodiversidade, também podem ser esperadas perdas nos níveis mais específicos, como na diversidade genética. Todavia, geralmente a diversidade genética é deixada de lado nos esforços de conservação (LAIKRE, 2010). Pouco se sabe sobre o real impacto das mudanças na paisagem sobre a diversidade genética das árvores. Isso se deve, parcialmente, às mudanças terem ocorrido em um curto intervalo de tempo em comparação com a longevidade das árvores e o seu tempo evolutivo. Por isso, os índices genéticos apresentam certa resiliência, principalmente os da coorte de indivíduos adultos, havendo a necessidade de estudos que monitorem as mudanças nas coortes mais recentes.

Estudos sobre a diversidade genética possuem potencialidade e pertinência para serem empregados em estratégias de conservação. Mais especificamente, a genética de paisagens, uma área de estudo com avanços recentes, pode possibilitar inferências diretas de como a estrutura e diversidade genética respondem às alterações na matriz de paisagem, tornando-se assim uma ferramenta fundamental para identificar e quantificar os efeitos da fragmentação e redução de habitats sobre a dinâmica genética populacional.

A caracterização genética das espécies, realizada no âmbito do Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina (IFFSC), foi fruto de um trabalho de mais de 10 anos, iniciado em 2003 pelo grupo de pesquisa Núcleo de Pesquisas em Florestas Tropicais (NPFT), com foco em estudos no uso e conservação de espécies arbóreas nativas, no qual a tese foi desenvolvida. A partir dessa caracterização genética e de avanços na área de genética de paisagens, surgiu a oportunidade explorar os dados genéticos sob uma nova perspectiva, e de avançar no entendimento da dinâmica das populações ao longo do tempo, assim como compreender quais são as forças que moldam a genética de populações das espécies.

Portanto, esse estudo visa verificar quais são as consequências da alteração da paisagem, principalmente na forma de redução de habitats, na diversidade genética de espécies arbóreas, utilizando como ferramenta principal a genética de paisagens, bem como informações que possam auxiliar no planejamento e nos esforços de conservação do componente arbóreo das florestas no estado de Santa Catarina.

## 2. ESTRUTURA DA TESE

A tese apresenta introdução, revisão bibliográfica e metodologia geral, comum a todos os capítulos, e introdução e metodologias mais específicas em cada capítulo. A tese foi estruturada em quatro capítulos, seguindo uma lógica de questões mais locais (populações) à mais amplas (paisagem):

O capítulo *I. Monitoramento da diversidade genética* utilizou dados da diversidade genética de populações de coortes adultas e regenerantes para monitorar a sua dinâmica ao longo do tempo.

O capítulo *II. Genética de paisagens: análise do fragmento e do seu entorno* estabelece as possíveis relações entre índices de diversidade genética e descritores demográficos, fitossociológicos e da paisagem no entorno do fragmento analisado.

O capítulo *III. Genética de paisagens: análise de conectividade* abordou, de maneira direta, os efeitos da matriz de paisagem sobre o fluxo gênico das espécies, buscando compreender como cada elemento interfere na conectividade das populações remanescentes e se existem barreiras ou facilitadores ao fluxo gênico.

O capítulo *IV. Integração dos resultados* buscou reunir o conhecimento gerado para apontar diretrizes e recomendações gerais para a conservação da diversidade genética das espécies arbóreas estudadas no estado de Santa Catarina.

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1. CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE E DOS SEUS RECURSOS

A diversidade biológica (biodiversidade) é definida como a variabilidade existente dentro de todos os organismos vivos e dos ecossistemas no qual estão inseridos, incluindo a variabilidade dentro e entre espécies, e de ecossistemas (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 1992, Convention on Biological Diversity art. 2). A biodiversidade é essencial por fornecer recursos diretos e indiretos para a sobrevivência e o bem-estar humano (TOWNSEND et al., 2010) e, por esse motivo, existe uma preocupação de a conservarmos. Portanto, a conservação de recursos naturais envolve questões sociais e econômicas (MCNEELY et al., 1990) e de valorização ou de escolhas, geralmente difíceis de serem valoradas (COSTANZA, 2000).

Todavia, o crescimento populacional humano desarmônico e suas consequências associadas exercem fortes pressões e ameaças para a conservação de toda biodiversidade. Dentre elas, pode-se citar: a destruição, fragmentação e deterioração de habitats; alterações climáticas; superexploração de recursos naturais; propagação de espécies invasoras e de doenças; assim como interações entre essas ameaças (PRIMACK, 2004). Dentro delas, a principal causadora da redução da biodiversidade é a destruição de habitats (PRIMACK, 2004), muitas vezes interpretada conjuntamente ou até como sinônimo de fragmentação, devido a sua difícil separação na prática, embora possuindo consequências distintas (FAHRIG, 2003).

Logo, a preservação de áreas se tornou uma estratégia associada à conservação de recursos (MCNEELY et al., 1990; PRIMACK, 2004). Uma das interpretações mais utilizadas dessa estratégia é a criação de grandes áreas de proteção integral (MARGULES; PRESSEY, 2000), que conflita diretamente com necessidades socioeconômicas. Na tentativa de conciliar tanto as demandas de conservação de recursos naturais e socioeconômicas, outras alternativas complementares, que tenham um envolvimento sociocultural, tem ganhado força e se mostrado eficientes. Como exemplo, pode-se mencionar a conservação *in situ – on farm* (MAXTED; FORD-LLOYD; HAWKES, 1997), que consiste em manter a diversidade no local em que é encontrada com o auxílio dos proprietários de terras, principalmente agricultores, e pode ser realizada em sistemas tradicionais de manejo (e.g., NOVELLO et al.,

2018; ZECHINI et al., 2018), e/ou com a implementação de sistemas agroflorestais (DAWSON et al., 2013).

Modelos e critérios foram desenvolvidos na tentativa de sistematizar os esforços e servir como diretrizes para a conservação (MARGULES; PRESSEY, 2000). As estratégias de conservação devem seguir princípios orientadores, especialmente no momento de tomadas de decisões e escolha de áreas voltadas para esse fim. Alguns dos princípios são buscar áreas que possuam: representatividade; persistência; insubstituibilidade; complementaridade; flexibilidade; vulnerabilidade; entre outros (KUKKALA; MOILANEN, 2013; MARGULES; PRESSEY, 2000; SARKAR; ILLOLDI-RANGEL, 2010).

Em resumo, estratégias de conservação devem amostrar grande parte da variação da diversidade, em todos os níveis de organização, e garantir a sua manutenção a longo prazo, mitigando as ameaças existentes, tudo isso da maneira mais eficiente e com os menores gastos de recursos possíveis (MARGULES; PRESSEY, 2000; SARKAR; ILLOLDI-RANGEL, 2010).

Por esses motivos, um dos primeiros passos no planejamento de esforços de conservação é de identificar, conhecer e gerar bases de dados socioeconômicos e de biodiversidade (MARGULES; PRESSEY, 2000; SARKAR; ILLOLDI-RANGEL, 2010), tornando essenciais inventários dos recursos genéticos. A partir disso, é possível a elaboração e otimização das estratégias de conservação, assim como identificar áreas prioritárias para a conservação, conhecidos como *hotspots* de biodiversidade (MYERS et al., 2000), seguindo a mesma lógica e critérios citados anteriormente, como a insubstituibilidade e vulnerabilidade (MITTERMEIER et al., 2011). *Hotspots* são áreas que possuem grande parte da biodiversidade do planeta dentro de sua extensão, elevado nível de endemismo, um nível de ameaça antrópica elevado, e terem sofrido grandes reduções de suas áreas originais (MYERS et al., 2000). A sua identificação pode ser útil frente à situações de recursos limitados.

As ideias de estratégias para a conservação e de *hotspots* geralmente são utilizadas nos níveis de organização de espécie (MARGULES; PRESSEY, 2000; MYERS et al., 2000), mas podem ser ampliadas para níveis de diversidade entre indivíduos e populações, como a genética. Para o estado de Santa Catarina, a caracterização genética de 13 espécies arbóreas já encontra-se realizada, permitindo avanços mais detalhados de como aplica-los para a conservação.

### 3.2. UTILIZAÇÃO DA GENÉTICA NA CONSERVAÇÃO

Um dos níveis da biodiversidade é a diversidade genética, relacionada com o fenótipo individual e podendo se expressar diferenciadamente em cada ambiente, sendo assim o material base no qual a evolução atua (FUTUYMA, 2009). Quanto maior a variabilidade genética, maior é o potencial de adaptação frente a mudanças ambientais futuras e de assegurar a viabilidade das espécies ao longo do tempo (TOWNSEND et al., 2010).

A variabilidade genética é criada por mutações, que ocorrem em baixas frequências e, por isso, aquelas que não prejudicam a vantagem seletiva lentamente se acumulam no tempo; e é ampliada pelo fluxo gênico, aumentando o número de recombinantes. Reduções na variabilidade genética estão associadas à deriva genética (flutuação aleatória das frequências alélicas), acentuada por reduções de tamanho populacional, e às pressões de seleção (HARTL; CLARK, 2007).

Os humanos tem a capacidade e facilidade de alterar o ambiente ao seu entorno em larga escala, modificando a paisagem para que se torne mais favorável para si (CLEMENT, 1999). Portanto, as atividades humanas atuam em um tempo muito mais acelerado do que a evolução, e já estão sendo considerados na síntese moderna da evolução (ZEDER, 2017). Mudanças na paisagem, como de promoção, dispersão e expansão de espécies, podem agir no sentido de aumentar o tamanho populacional de espécies alvo (e.g., *Bertholletia excelsa*, SHEPARD; RAMIREZ 2011; *Araucaria angustifolia*, LAUTERJUNG et al., 2018), e trazer benefícios para a sua variabilidade genética. Todavia, a maioria das mudanças atuam no sentido de redução do tamanho populacional de outros organismos, diretamente, como mudanças no uso da terra para a criação de monoculturas ou construções urbanas, ou indiretamente, como as mudanças ambientais causadas pela poluição, crescimento populacional humano e danos aos serviços ecossistêmicos (CORVALAN; HALES; MCMICHAEL, 2005). Essas mudanças que causam redução no tamanho populacional de diferentes espécies aumentam a força dos efeitos da deriva genética que, por sua vez, facilitam a perda de diversidade genética e ameaçam a sua conservação à longo prazo. Por esse motivo, precisam ser direcionadas para reduzir os seus impactos e aumentar a variabilidade genética existente.

Porém, esse nível da biodiversidade – a variabilidade genética – raramente é utilizado em estratégias de conservação, levantamentos e monitoramentos de populações em larga escala (i.e., não limitados a estudos científicos), critérios de listas de extinção, ou no manejo

das populações naturais (LAIKRE 2010, mas ver HMELJEVSKI et al., 2011 e REIS et al., 2012), mesmo possuindo consequências tão significantes quanto às do nível demográfico (FRANKHAM, 2003).

Os descritores de estudos de genética de populações são baseados na genotipagem a nível individual ou de população, por meio de marcadores moleculares e de suas frequências alélicas. Para caracterizar populações, comumente são utilizados os descritores riqueza alélica ( $A_r$ ), diversidade genética ( $H_e$ , NEI, 1973) e índice de fixação ( $f$ ). Já para descrever a estruturação e divergência das populações, são utilizadas as estatísticas  $F$  de Wright (1951;  $F_{ST}$ ,  $F_{IS}$ ,  $F_{IT}$ ) ou semelhantes, como o  $G_{ST}$  (NEI, 1973) e o  $R_{ST}$  (SLATKIN, 1995).

A riqueza alélica é uma contagem direta do número de alelos em uma população, e nos fornece uma ideia de quantidade de biodiversidade, na qual geralmente são aplicadas técnicas de rarefação para fins comparativos entre amostragens de tamanhos diferentes (KALINOWSKI, 2004). Já a diversidade genética é calculada pela seguinte equação (NEI, 1973):

$$H_e = 1 - \sum_1^i p_i^2;$$

na qual  $p_i$  é a frequência do alelo  $i$  na população; ou calculada pela heterozigosidade esperada no equilíbrio de Hardy-Weinberg. Esse descritor, além da riqueza, contabiliza a distribuição e equabilidade dos alelos na população. O índice de fixação ( $f$ ) mede a diferença entre a heterozigosidade esperada ( $H_e$ ) e a observada ( $H_o$ ) por meio da seguinte equação:

$$f = (H_e - H_o)/H_e;$$

e pode ser interpretado como a perda potencial da diversidade genética entre gerações.

Esses índices possuem grandes potencialidades quando aplicados em estudos de conservação de biodiversidade. Eles podem ser utilizados para fins de comparação entre sistemas de conservação *in situ* e *ex situ* (e.g., Bancos Ativos de Germoplasma – BAGs, SANTOS, 2009), comparação entre diferentes sistemas de manejo (e.g., NOVELLO et al., 2018; ZECHINI et al., 2018), monitoramento e de manejo de áreas (FRANKHAM, 2010) e, inclusive, serem incorporados em estratégias de otimização para conservar a maior riqueza e diversidade genética com o menor gasto de recursos possíveis (e.g., DINIZ-FILHO et al., 2012, 2016).

Outros testes possíveis são de verificar a autocorrelação dos alelos no espaço (estrutura genética espacial), utilizado para recomendação de distâncias mínimas de coleta de sementes (e.g., BITTENCOURT; SEBBENN, 2008); realizar análises de paternidade para inferir sobre o fluxo gênico contemporâneo por pólen (e.g., COSTA, 2014) ou por sementes, utilizadas para determinar distâncias de contaminação por organismos geneticamente modificados (OGM; e.g., SILVA et al., 2017), ou distâncias de isolamento de árvores e fragmentos florestais (e.g., BITTENCOURT; SEBBENN, 2007). Já para verificar o fluxo gênico histórico, geralmente são empregados descritores de divergência genética ( $F_{ST}$ ,  $G_{ST}$ ), amplamente utilizados na genética de paisagens (ver item 2.3) para realizar inferências sobre como mudanças na paisagem (e.g., redução de habitats) interferem na genética.

Os índices mencionados acima são dependentes do marcador escolhido, com taxas de evolução e mutação diferenciadas, e da espécie estudada, tendo em vista que cada uma seguiu um rumo específico na evolução. Em função disso, estudos demonstram correlações entre os índices genéticos de espécies de plantas e suas características ecológicas (HAMRICK; GODT, 1989, 1996; HAMRICK; LINHART; MITTON, 1979; LOVELESS; HAMRICK, 1984), como, por exemplo, a síndrome de dispersão e o tempo de geração. Compreender melhor o que influencia nos índices genéticos pode auxiliar a determinar valores que sirvam de bases comparativas para a conservação.

Como demonstrado por todas essas potencialidades, existe uma necessidade de estudos genéticos e de uma melhor comunicação entre eles e esforços para a conservação de recursos naturais.

### 3.3. GENÉTICA DE PAISAGENS

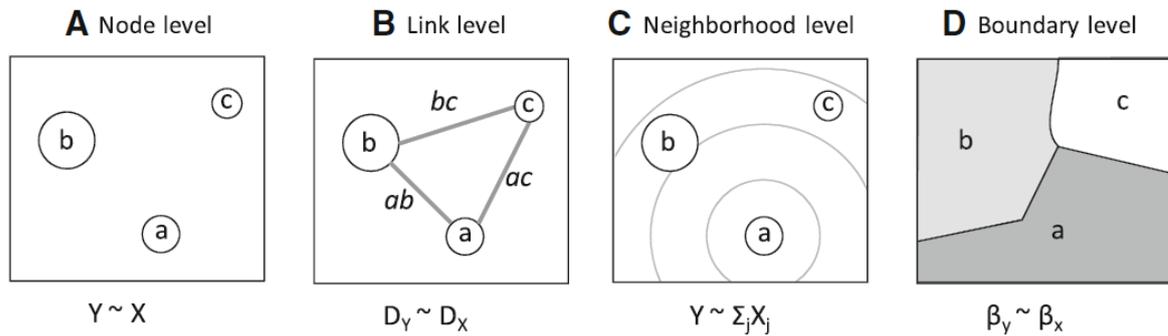
O termo genética de paisagens foi estabelecido por Manel et al. (2003), juntando os campos de genética de populações e ecologia de paisagens. Uma definição mais recente identifica esse campo como estudos que quantificam o efeito da composição, configuração e qualidade da matriz de paisagem sobre o fluxo gênico e a variação genética espacial (STORFER et al., 2007). Portanto, seu objetivo é de descrever e explicar como atributos da paisagem afetam a variação genética (BALKENHOL; WAITS; DEZZANI, 2009; SEGELBACHER et al., 2010), podendo ser bastante útil para analisar cenários de redução de habitats e fragmentação.

As principais etapas dos estudos de genética de paisagens são a identificação dos padrões da variação genética, a identificação dos dados ambientais, e o uso de diversas ferramentas para os ligarem estatisticamente (MANEL et al., 2003). A identificação da variação genética é feita a nível individual ou de populações com localização geográfica conhecida (MANEL et al., 2003), utilizando ferramentas de marcadores moleculares, principalmente isoenzimas e SSR (*short sequence repeats*) para plantas (STORFER et al., 2010) e, mais recentemente, SNPs (*single nucleotide polymorphism*). Os dados de paisagem são coletados de diversas maneiras, como avaliações em campo, sensoriamento remoto e imagens aéreas e de satélites (STORFER et al., 2007), os quais são processados por Sistemas de Informações Geográficas (SIG). Por fim, as análises existentes tentam conectar esses dados, geralmente baseadas em métodos correlativos ou de modelagem (STORFER et al., 2007).

A principal abordagem analítica para relacionar esses dados estatisticamente sugere a existência de quatro diferentes níveis de análises, escolhidas de acordo com a questão de estudo e tipos de dados (WAGNER; FORTIN, 2013; Figura 1):

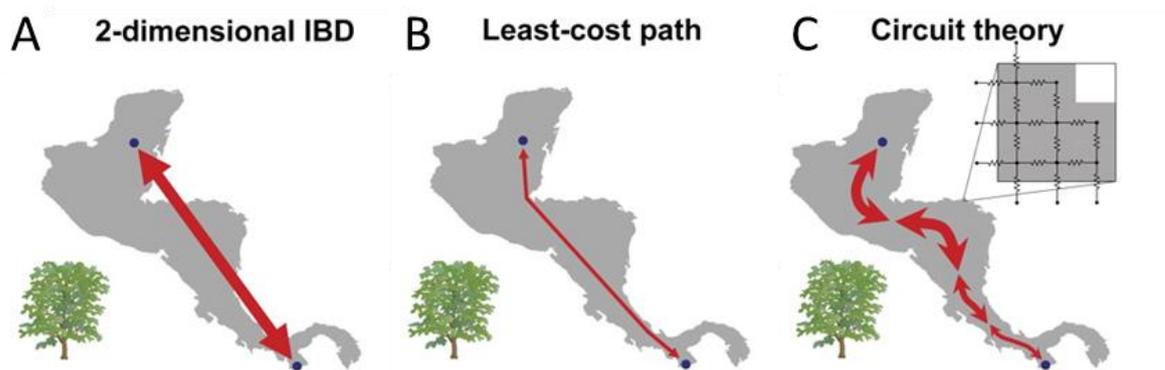
- A) *Node level*: relaciona dados genéticos locais com características intrínsecas ao sítio analisado;
- B) *Link level*: trata de questões de conectividade entre amostras, utilizando dados de distância genética e distância da paisagem, podendo responder questões relacionadas ao fluxo gênico;
- C) *Neighborhood level*: leva em conta questões de conectividade relacionadas à metapopulações, com aplicações ainda limitadas para genética de paisagens;
- D) *Boundary level*: infere limites genéticos que separam populações/indivíduos homogêneos para testes de barreiras.

Questões relacionadas com *node level* foram trabalhadas nos capítulos 1 e 2, e questões relacionadas com *link level* foram trabalhadas no capítulo 3. As duas demais abordagens não foram utilizadas nesta tese, por não estarem relacionadas com as perguntas de estudo ou a amostragem empregada e os dados gerados não serem apropriados para as análises.



**Figura 1** Ilustração das principais abordagens analíticas utilizadas para responder questões relacionadas com a genética de paisagem. A) *node level* (nível de nó); B) *link level* (nível de conexão); C) *neighborhood level* (nível de vizinhança); D) *boundary level* (nível de limites). Fonte: Wagner e Fortin (2013).

As análises de genética de paisagem apresentaram grandes avanços teóricos e metodológicos nos últimos anos (MANEL; HOLDEREGGER, 2013), como o avanço de tecnologias de sensoriamento remoto e processamento computacional, surgimento de novas técnicas de análises e adaptações de existentes de outros campos do conhecimento (BALKENHOL; WAITS; DEZZANI, 2009; DYER, 2016). Dentre os avanços teóricos, podemos destacar o surgimento de novos modelos para explicar o fluxo gênico entre indivíduos/populações, como o de caminhos de menor custo (*Least Cost Path* – LCP; SINGLETON et al., 2002; ADRIAENSEN et al., 2003) e de isolamento por resistência (*Isolation by Resistance* – IBR; Figura 1) a partir da teoria de circuitos elétricos (MCRAE, 2006); assim como implementações de análises estatísticas nos programas de análise (corMLPE, POPE, 2019) e otimização de superfícies de resistência (PETERMAN, 2018). Esse avanço abriu portas para a aplicação da genética de paisagens diretamente em estratégias de conservação (MANEL; HOLDEREGGER, 2013), como na delimitação de áreas prioritárias para a conservação (e.g., Thomassen et al. 2010), detecção de barreiras no fluxo gênico e a sugestão da criação de conectores na paisagem (e.g., EPPS et al., 2007).



**Figura 2** Modelos de fluxo gênico entre indivíduos/populações. A) isolamento por distância geográfica (*isolation by distance – IBD*); B) Caminho dos menores custos (*least-cost path – LCP*); C) isolamento por resistência da paisagem (*isolation by resistance – IBR*). Fonte: figura adaptada de McRae e Beier (2007).

Dentre suas aplicações nos últimos anos, a genética de paisagens tem focado nas seguintes questões: descritivas, identificação de barreiras, identificação de variáveis associadas à diversidade genética, testes de conectividade e de fluxo gênico, descrição do impacto de mudanças na paisagem sobre a variação genética, detecção de migrantes em função da paisagem, identificação de movimentos de dispersão de espécies e suas causas (STORFER et al., 2010). Foram relativamente poucos estudos que buscaram responder questões ligadas diretamente à conservação (MANEL; HOLDEREGGER, 2013).

Além disso, foram poucos os estudos em regiões tropicais até o ano de 2010 em relação à outras partes do planeta. Somente cerca de 8% dos trabalhos foram realizados na América do Sul, e 10% em florestas tropicais (STORFER et al., 2010). Ainda, 90% deles focaram nos efeitos da paisagem para apenas uma espécie (STORFER et al., 2010). A partir dessa data, o número de estudos em regiões tropicais cresceram expressivamente, principalmente nos últimos cinco anos, com 62 novos estudos entre 2010 e 2018 (MONTEIRO et al., 2019), chamando a atenção para essa região de extrema biodiversidade.

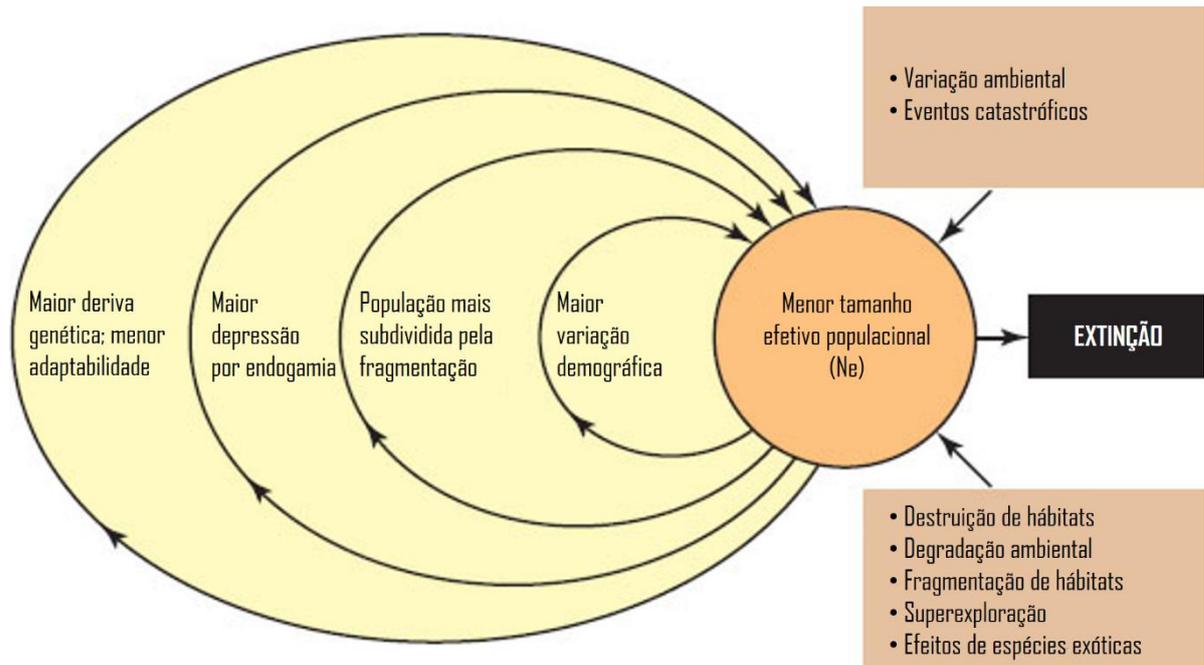
Portanto, visando uma aplicação direta na conservação de várias espécies florestais do bioma Mata Atlântica, estudos de genética de paisagens se tornam imprescindíveis e oportunos.

### 3.4. MODIFICAÇÕES NA PAISAGEM E SEUS EFEITOS NA GENÉTICA DE POPULAÇÕES DE ÁRVORES

O crescimento populacional humano resulta na modificação da paisagem, domesticando-a visando o seu bem estar (CLEMENT, 1999). Tais modificações ocorrem, na maior parte, para o uso madeireiro e para a conversão de áreas para agricultura e/ou urbanização (BURGESS, 1988), os quais foram ou ainda são realizados de maneira pouco planejada, possuindo diversos efeitos negativos, diretos e indiretos, na biodiversidade (FAHRIG, 2003). Estas são práticas que interligam os processos de fragmentação e perda de hábitat, difíceis de serem isolados em estudos, embora cada um possua consequências distintas (FAHRIG, 2003).

Os maiores impactos desses processos em espécies arbóreas são a redução do hábitat e do número de indivíduos das populações (LOWE et al., 2015), critérios que são utilizados para classificar o nível de ameaça de espécies em listas de extinção (e.g., IUCN STANDARDS AND PETITIONS SUBCOMMITTEE, 2014). As consequências de reduções no tamanho populacional operam no sentido de aumentar o efeito da deriva genética, o efeito da depressão por endogamia, a subdivisão e divergência populacional, e a variação demográfica. Essas consequências agem de maneira conjunta e interligada, cada vez mais reduzindo a variabilidade genética populacional, aumentando sua vulnerabilidade e, por fim, resultam na extinção local, processo conhecido como vórtice da extinção (Figura 2; PRIMACK, 2004).

Os efeitos esperados que atuam diretamente na genética de populações são: a redução do número de migrantes e da quantidade de fluxo gênico; redução da riqueza e da diversidade genética; aumento na divergência entre populações; e aumento no índice de fixação e endogamia (LOWE et al., 2005; YOUNG; BOYLE; BROWN, 1996).



**Figura 3** Vórtice da extinção, demonstrando os efeitos negativos e acumulativos da redução do tamanho populacional. Fonte: traduzido de Primack (2004).

Todavia, estudos revisados por Lowe et al. (2005) destacam um certo nível de resiliência de espécies arbóreas florestais para mudanças em índices genéticos, principalmente na coorte de indivíduos adultos. Isso ocorre devido a mecanismos intrínsecos das espécies, como fluxo gênico extensivo, tanto por pólen quanto sementes; à longevidade e sobreposição de gerações; e a uma flexibilidade nos sistemas de cruzamento, que atenuam as pressões da fragmentação (LOWE et al., 2015). Efeitos negativos da redução de habitat e fragmentação estão sendo identificados e reportados com maior frequência nos vetores de fluxo gênico das árvores (dispersores e polinizadores, e.g., WINFREE et al., 2009; BREED et al., 2015), assim como na coorte de indivíduos regenerantes, tanto nos índices genéticos quanto na sua performance inicial (AGUILAR et al., 2019).

Existe inclusive a possibilidade da fragmentação melhorar a diversidade e o fluxo gênico, especialmente para espécies pioneiras, que se beneficiam de ambientes mais abertos para o estabelecimento de indivíduos migrantes (LOWE et al., 2005). Por esses motivos, os impactos da fragmentação na genética variam conforme a situação e a espécie em questão e aos descritores utilizados (LOWE et al., 2015).

No geral, os estudos sobre o impacto da fragmentação apontam para três principais questões (LOWE et al., 2015): i) que a coorte adulta possui maior resiliência à mudanças na

paisagem, sendo sugerido trabalhar com a coorte regenerante; ii) cada espécie apresenta características ecológicas distintas, podendo sofrer diferentes níveis de impactos, principalmente referente ao sistema de reprodução, polinização, dispersão e de cruzamento; e iii) as categorias e escala da paisagem possuem um efeito importante sobre os resultados.

Por esses motivos, estudos com diferentes espécies e coortes, em uma escala como no nível de estado, podem ser interessantes para o melhor entendimento de como a fragmentação afeta a genética de espécies arbóreas.

### 3.5. SITUAÇÃO EM SANTA CATARINA

O estado de Santa Catarina possui uma grande quantidade de dados e informações referentes à sua flora, inicialmente levantados pelos botânicos Reitz e Klein entre os anos de 1950 e 1970 (VIBRANS; GASPER; MÜLLER, 2012). Mais recentemente, foi realizado o Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina (IFFSC), iniciado no ano de 2003, com o objetivo de gerar informações sobre a flora catarinense para a formulação de políticas públicas florestais de uso e conservação. O inventário se sobressaiu pela quantidade de dados gerados, além de expandir o levantamento florestal para diversas áreas do conhecimento (VIBRANS; GASPER; MÜLLER, 2012), como fitossociologia, socioambiental, climática, e com destaque para a genética (REIS et al., 2012), raramente considerada em inventários. Os seus principais resultados foram publicados em 2012, nos cinco primeiros volumes do livro Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina e, posteriormente em 2014 (volume 6) e em 2018 (volume 7).

Um dos seus resultados foi mostrar que a mudanças no uso e cobertura do solo e a fragmentação afetaram negativamente as florestas de Santa Catarina (VIBRANS et al., 2011, 2012). O estado está totalmente inserido no bioma da Mata Atlântica, avaliado como um dos principais *hotspots* de biodiversidade do mundo (MITTERMEIER et al., 2011; MYERS et al., 2000). Porém, restam apenas 11,7% da cobertura original desse bioma no Brasil (intervalo de confiança entre 11,4% a 16,0%; RIBEIRO et al., 2009), e estimativas de 28,8% (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2018), 28,9% (VIBRANS et al., 2012b, mas ver [monitora.furb.br](http://monitora.furb.br)), e de 42,3% (sem incluir campos naturais) a 46,9% (incluindo campos naturais; PROJETO MAPBIOMAS, 2020a) no estado de Santa Catarina. Ainda, a maioria dos remanescentes florestais estão em situações indesejáveis de conservação, com áreas menores que 50 ha (RIBEIRO et al., 2009; VIBRANS et al., 2012), e com impactos

diretos e indiretos do corte seletivo e do uso alternativo da terra para agricultura, silvicultura ou criação de gado (SEVEGNANI et al., 2012; VIBRANS et al., 2011).

Grande porção do estado de Santa Catarina, principalmente onde estão localizadas as maiores porções de remanescentes florestais, foram áreas consideradas de importância biológica “extrema”, “muito alta” ou “alta”, sendo áreas prioritárias para a conservação no Brasil (CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL et al., 2000). Porém, apenas 3,7% da área terrestre do estado encontra-se protegida por unidades de conservação (UC), divididas em 17 federais, 10 estaduais e 16 municipais (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE 2019).

Além dos remanescentes florestais em si, a matriz de paisagem encontra-se fortemente afetada. O seu entorno se caracteriza, principalmente, por florestas em estágio de sucessão médio ou avançado, permeadas por áreas de agropecuária e de reflorestamentos (SCHAADT; VIBRANS, 2015). Schaad e Vibrans (2015) também identificaram uma correlação entre a matriz de paisagem e características dendrométricas e fitossociológicas das florestas. Ainda, alterações na paisagem tem a potencialidade de influenciar tanto na riqueza e na diversidade genética quanto na sua permeabilidade para o fluxo gênico (ver itens 2.2. e 2.3.), havendo assim a necessidade de estudos genéticos para melhor compreender os efeitos de mudanças da paisagem na genética.

Alguns estudos envolvendo genética de populações (BITTENCOURT, 2011; REIS et al., 2012) e de genética de paisagens (MONTAGNA, 2014; MONTAGNA et al., 2018a; STEINER, 2014) de espécies arbóreas diretamente ligados ao IFFSC já foram realizados. Contudo, nenhuma ou pouca relação foi encontrada entre os índices genéticos e características intrínsecas dos remanescentes florestais analisados (e.g., área, perímetro, forma). Porém, ainda não foi explorada a possível relação entre as características da matriz de paisagem e a genética, tanto para a coorte de adultos quanto de regenerantes, existindo possibilidade de avanços nesses aspectos.

Portanto, estudos adicionais de genética de paisagens envolvendo as modificações recentes na matriz de paisagem podem gerar boas informações que auxiliem na elaboração de estratégias e nos esforços de conservação.

## 4. OBJETIVOS

### 4.1. OBJETIVO GERAL

Estudar a diversidade genética de espécies arbóreas e analisar como esta é afetada por impactos antrópicos na paisagem, visando poder gerar e propor estratégias de uso e conservação desses recursos genéticos.

### 4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

#### *CAP I – Monitoramento da diversidade genética*

- 1- Monitorar os índices genéticos das espécies ao longo do tempo (coortes).
- 2- Avaliar o papel da regeneração natural na dinâmica dos índices genéticos.

#### *CAP II – Genética de paisagens: análise do fragmento e do seu entorno*

- 3- Testar associações entre índices genéticos e características fitossociológicas dos fragmentos.
- 4- Testar associações entre índices genéticos e características do entorno dos fragmentos.

#### *CAP III – Genética de paisagens: análise de conectividade*

- 5- Avaliar a existência de isolamento por distância para as espécies.
- 6- Testar a influência da resolução espacial nas análises de conectividade.
- 7- Analisar a influência dos elementos da paisagem (cobertura florestal, cidades, reflorestamentos, agropecuária) sobre o fluxo gênico das espécies.
- 8- Analisar a influência temporal de modificações nos elementos da paisagem sobre o fluxo gênico das espécies.
- 9- Detectar possíveis diferenças entre as coortes adultos e regenerantes.

*CAP IV – Integração dos resultados*

10- Integrar os resultados obtidos visando propor estratégias de uso e conservação para as espécies estudadas levando em conta a sua diversidade genética.

## 5. HIPÓTESES

### *CAP I – Monitoramento da diversidade genética*

- Existe a possibilidade de perdas na diversidade genética das espécies ao longo do tempo (entre coortes) em função da redução de hábitat e fragmentação do bioma Mata Atlântica.
- Existe uma divergência genética significativa entre coortes em função da fragmentação e perda de hábitat.
- Há uma relação direta entre a perda de diversidade genética de uma população e o índice de fixação da coorte adulta, tendo em mente que esse índice indica o potencial de perda de diversidade entre gerações.
- Existem áreas no estado de Santa Catarina que resguardam maior riqueza e diversidade genética, que podem ser designadas como prioritárias para a conservação.

### *CAP II – Genética de paisagens: análise do fragmento e do seu entorno*

- Remanescentes florestais com maior diversidade florística e/ou em estágio mais avançado de sucessão devem apresentar maior riqueza e diversidade genética, existindo uma associação entre esses descritores.
- Quanto maior o número de indivíduos da espécie em questão no remanescente florestal, maior será a riqueza e a diversidade genética, e menor será o índice de fixação, existindo uma associação entre esses descritores.
- Fragmentos com maior área e/ou maior cobertura florestal no seu entorno irão apresentar maior diversidade genética.

### *CAP III – Genética de paisagens: análise de conectividade*

- A paisagem exerce influência direta no fluxo gênico das espécies estudadas, sendo esta relação mais evidente na coorte regenerante.
- Mapeamentos de melhor resolução terão maior poder em detectar efeitos da paisagem.
- Existem barreiras ao fluxo gênico das espécies, podendo estas serem naturais (e.g., montanhas e rios) ou de alterações antrópicas na paisagem (e.g., cidades, pastagens e reflorestamentos).

- Modificações antrópicas na paisagem (e.g., cidades, reflorestamentos e agricultura) exercem maior interferência (resistência) ao fluxo gênico quando comparadas a outras categorias de uso e cobertura do solo.
- Parte das espécies se beneficiam dos efeitos de alterações na paisagem do ponto de vista genético, ampliando o seu fluxo gênico.
- Elementos de modificações antrópicas na paisagem exercem maior impacto na coorte regenerantes. Já elementos físicos e geográficos exercem maior impacto na coorte adulta.
- No balanço geral, a redução de habitats afeta de maneira negativa a conservação genética das espécies.

#### *CAP IV – Integração dos resultados*

- Os impactos da fragmentação e redução de habitats são, no geral, negativos para a diversidade genética das espécies estudadas.

## 6. METODOLOGIA GERAL

### 6.1. AMOSTRAGEM E ESPÉCIES DE ESTUDO

A área do estudo foi o estado de Santa Catarina, onde foram amostradas populações adultas de 13 espécies ameaçadas de extinção e/ou de interesse (histórico e atual) para uso humano (Figura 3): *Apuleia leiocarpa* (n = 9 populações), *Cedrela fissilis* (n = 9), e *Myrocarpus frondosus* (n = 9) na Floresta Estacional Decidual (FED); *Araucaria angustifolia* (n = 32), *Butia eriospatha* (n = 14), *Dicksonia sellowiana* (n = 10), *Ocotea porosa* (n = 13) e *Podocarpus lambertii* (n = 13) na Floresta Ombrófila Mista (FOM); *B. catariensis* (n = 9), *Calophyllum brasiliense* (n = 9), *Euterpe edulis* (n = 20), *O. catharinensis* (n = 19) e *O. odorifera* (n = 9) na Floresta Ombrófila Densa (FOD). Essas informações foram coletadas em 127 pontos geográficos, com possibilidade de mais de uma espécie ser coletada no mesmo ponto (n total = 175 populações; Figura 5a). Cada população consiste de, no mínimo, 50 indivíduos, coletados com espaçamento de 50 m entre si. Informações ecológicas e de nível de ameaça de cada espécie podem ser vistos na Tabela 1.

Além das amostras em indivíduos adultos (populações adultas), foram coletadas amostras em indivíduos regenerantes (populações regenerantes) para 6 espécies: *Apuleia leiocarpa* (n = 5 populações), *Araucaria angustifolia* (n = 21), *Dicksonia sellowiana* (n = 10), *Euterpe edulis* (n = 9), *O. catharinensis* (n = 12) e *Podocarpus lambertii* (n = 6). Essas informações foram coletadas em 50 pontos geográficos sempre coincidentes com populações adultas, com possibilidade de mais de uma espécie ser coletada no mesmo ponto (n total = 61 populações; Figura 5b).

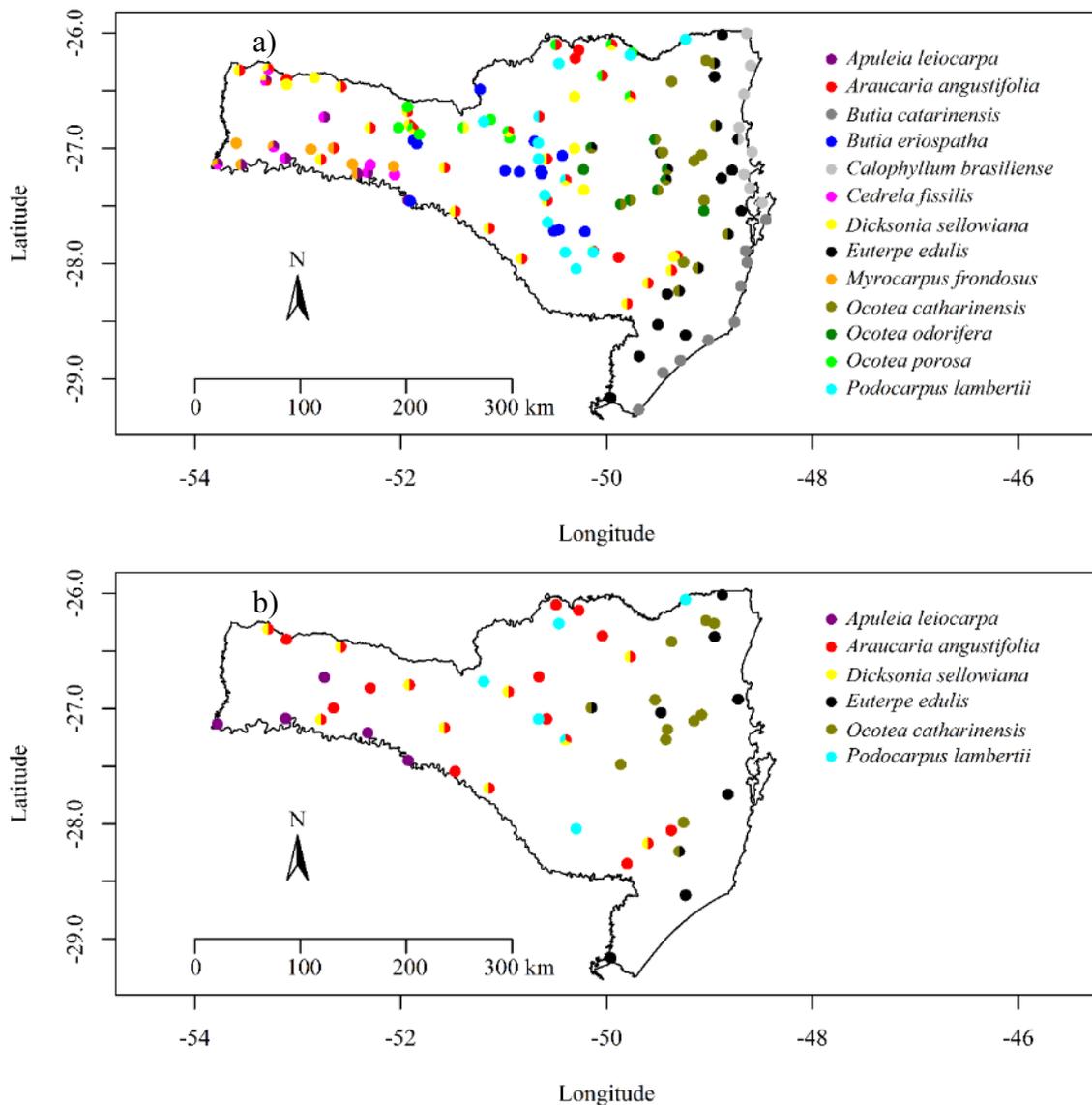
Em cada população, foi coletado o ponto GPS (*Global Positioning Systems*, latitude e longitude), e a altitude de cada local foi extraída do levantamento SRTM-3 (*Shuttle Radar Topography Mission*) da NASA (*National Aeronautics and Space Administration*; FARR et al., 2007).

## Prancha Ilustrativa

13 spp. de  
estudo



**Figura 4** Prancha ilustrativa das espécies de estudo. Respetivamente, na 1ª linha (FED): *Apuleia leiocarpa*<sup>1</sup>, *Cedrela fissilis*<sup>2</sup> e *Myrocarpus frondosus*<sup>2</sup>. 2ª linha (FOM): *Araucaria angustifolia*<sup>3</sup>, *Butia eriospatha*<sup>4</sup>, *Dicksonia sellowiana*<sup>5</sup>, *Ocotea porosa*<sup>6</sup> e *Podocarpus lambertii*<sup>3</sup>. 3ª linha (FOD): *B. catariensis*<sup>4</sup>, *Calophyllum brasiliense*<sup>7</sup>, *Euterpe edulis*<sup>4</sup>, *O. catharinensis*<sup>4</sup> e *O. odorifera*<sup>6</sup>. Créditos: <sup>1</sup>Victor Hugo Buzzi, <sup>2</sup>Felipe Steiner, <sup>3</sup>Alison Paulo Bernardi, <sup>4</sup>Juliano Zago da Silva, <sup>5</sup>Márcia Patrícia Hoeltgebaum, <sup>6</sup>Acervo NPFT, <sup>7</sup>Tiago Montagna.



**Figura 5** Desenho amostral do estudo, contendo (a) 175 populações adultas de 13 espécies, distribuídas em 127 pontos geográficos e; (b) 61 populações regenerantes de 6 espécies, distribuídas em 50 pontos geográficos.

## 6.2. AQUISIÇÃO DE DADOS GENÉTICOS

Os dados genéticos de cada população (adultos e regenerantes de cada espécie,  $n = 238$ ), composta por no mínimo 50 indivíduos, foi realizada por meio de marcadores de isoenzimas. O material vegetal de cada indivíduo foi coletado e mantido refrigerado ( $5\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) até a extração das enzimas.

A escolha dos marcadores de isoenzimas foi realizada em fases iniciais do IFFSC (2003) por dois principais motivos: nem todas as espécies possuíam marcadores SSR

desenvolvidos na época, o que não permitiria uma comparação justa; e realizar a caracterização genética de diversas espécies em uma abrangência de estado não seria viável financeiramente com os outros marcadores, que possuíam um custo mais elevado que atualmente.

Marcadores de isoenzimas refletem o DNA do indivíduo de maneira indireta, pelo fenótipo resultante da expressão gênica. São marcadores nucleares, neutros e de herança biparental, características preferidas em estudos de genética de paisagem (MONTEIRO et al., 2019; STORFER et al., 2010), tendo em vista que fornecem uma melhor resolução para eventos recentes quando comparados com outros tipos de marcadores (e.g., cpDNA, WAITS; STORFER, 2016). Com essas características mencionadas, se assemelham com os marcadores atualmente mais aceitos pela comunidade científica de microssatélites (SSR), tanto que, até o ano de 2010, foram utilizados na mesma proporção para estudos de genética de paisagens em plantas (STORFER et al., 2010).

A principal diferença entre isoenzimas e SSRs está no polimorfismo, sendo este inferior para isoenzimas devido a diferentes taxas de mutação. Baixo polimorfismo não permite determinadas análises genéticas, principalmente relacionadas com a identidade genética dos indivíduos (e.g., paternidade, estrutura genética espacial). Porém, análises em nível de população possuem poder suficiente (e.g., LAUTERJUNG et al., 2019, Capítulos 1 e 3 do presente trabalho) ou até mesmo similar à SSRs (e.g., FREVILLE et al., 2001; SUN et al., 2001; CONTE et al., 2008) para responder diversas questões de estudo.

A extração das enzimas foi realizada a partir de aproximadamente 50 mg de tecido foliar de cada indivíduo, por meio da adição de 1 ml de solução de extração nº 1 e de 10 mg de polivinilpolipirrolidona (PVPP) de acordo com Alfenas (1998), com auxílio do macerador automático Precellys® 24. A solução macerada foi adsorvida por papéis cromatográficos (*wicks*), os quais foram inseridos em gel de penetrose 30 13% para a eletroforese. Os marcadores utilizados, quantidade de loci revelados e seus respectivos tampões de corrida para cada espécie estão dispostos na Tabela 2. Foram utilizados de 7 a 11 marcadores por espécie, os quais revelaram de 7 a 15 loci.

**Tabela 1** Espécies estudadas, quantidade de populações coletadas e características ecológicas e de categoria de ameaça. As listas consultadas foram a Lista Catarinense (CONSEMA, 2014), a Lista Brasileira (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA), 2014), e a Lista da IUCN (IUCN, 2020) respectivamente. Pop. A/R: número de populações caracterizadas de indivíduos da coorte adulta e regenerante, respectivamente; NT: quase ameaçada; VU: vulnerável; EN: ameaçada; CR: criticamente em perigo; FOD: Floresta Ombrófila Densa; FOM: Floresta Ombrófila Mista; FED: Floresta Estacional Decidual; s.d.: sem dados na literatura consultada.

Espécie	Estágio sucessional	Polin.	Dispersão	Reprod.	Dioicia	Tipologia florestal <sup>3,*</sup>	Dens. (ind.ha <sup>-1</sup> ) <sup>9</sup>	Pop. A/R	Categoria de ameaça
<i>Apuleia leiocarpa</i> <sup>1</sup>	Pioneira	Insetos	Abiótica (vento)	Alógama	Monoica	FED	0,4	9/5	--   VU   --
<i>Araucaria angustifolia</i> <sup>1</sup>	Pioneira	Vento	Biótica (aves, mamíferos)	Alógama	Dioica	FOM	10,0	32/21	CR   EN   CR
<i>Butia Catharinensis</i> <sup>12,13</sup>	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	s.d.	FOD (Restinga)	0,01	9/-	EN   --   --
<i>Butia Eriopatha</i> <sup>10,11</sup>	Pioneira	Insetos	Biótica (animais)	Misto <sup>†</sup>	Monoica	FOM	0,01	14/-	CR   VU   VU
<i>Calophyllum brasiliense</i> <sup>1</sup>	Ocorre em todas as situações	Insetos (abelhas)	Biótica (morcegos, macacos e aves)	s.d.	Monoica	FOD	1,1	9/-	CR   --   LC
<i>Cedrela fissilis</i> <sup>14</sup>	Clímax exigente de luz	Insetos	Abiótica (vento, gravidade)	Alógama	Monoica	FED, FOD, FOM (mais rara)	5,3	9/-	--   VU   EN
<i>Dicksonia sellowiana</i> <sup>2,3,4,5</sup>	Secundária à clímax	n.a.	Abiótica (vento)	Misto <sup>†</sup>	s.d.	FOM, FOD (rara)	31,4	10/10	CR   EN   --
<i>Euterpe edulis</i> <sup>1</sup>	Clímax	Insetos	Biótica (morcegos, aves, mamíferos)	Alógama	Monoica	FOD	10,1	20/9	--   VU   --
<i>Myrocarpus frondosus</i> <sup>1</sup>	Secundária inicial à tardia	Insetos (abelhas)	Abiótica (vento)	s.d.	Monoica	FED, FOD e FOM (mais rara)	1,3	9/-	--   --   --
<i>Ocotea catharinensis</i> <sup>1,6,7</sup>	Clímax	Insetos	Biótica (aves, mamíferos)	Misto <sup>†</sup>	Monoica	FOD	2,0	19/12	CR   VU   VU
<i>Ocotea odorifera</i> <sup>1</sup>	Secundária tardia à clímax	Insetos	Biótica (aves, macacos e roedores)	s.d.	Monoica	FOD, FED e FOM (mais rara)	1,7	9/-	--   EN   --
<i>Ocotea porosa</i> <sup>1</sup>	Secundária tardia à clímax	Insetos (abelhas)	Biótica (aves e mamíferos)	s.d.	Monoica	FOM, FOD (mais rara)	3,0	13/-	CR   EN   VU

**Tabela 1.** Continuação.

<b>Espécie</b>	<b>Estágio sucessional</b>	<b>Polin.</b>	<b>Dispersão</b>	<b>Reprod.</b>	<b>Dioicia</b>	<b>Tipologia florestal<sup>3,*</sup></b>	<b>Dens. (ind.ha<sup>-1</sup>)<sup>9</sup></b>	<b>Pop. A/R</b>	<b>Categoria de ameaça</b>
<i>Podocarpus lambertii</i> <sup>1,8</sup>	Secundária tardia	Vento, insetos	Biótica (aves)	Alógama	Dioica	FOM, FOD (rara)	2,3	13/6	EN   --   NT

<sup>1</sup> Carvalho (2003), <sup>2</sup> Sehnem (1978), <sup>3</sup> Montagna et al. (2018a), <sup>4</sup> Tryon (1986), <sup>5</sup> Soltis e Soltis (1987), <sup>6</sup> Montagna et al. (2018c), <sup>7</sup> Moraes e Paoli (1995), <sup>8</sup> Bernardi AP (observação pessoal), <sup>9</sup> Miszinski et al. (2012), <sup>10</sup> Carvalho (2014), <sup>11</sup> Candido-Ribeiro (2017), <sup>12</sup> Rosa et al. (1998), <sup>13</sup> Rosa (2000), <sup>14</sup> Grings and Brack (2011)

s.d. sem dados.

\* De acordo com Klein (1978).

† Predominantemente alógama, ver referências 5, 6 (83% alogamia), e 11 (86,5% - 93,0% alogamia).

A quantidade de indivíduos por população ( $n = 50$ ) e o número de loci utilizados pode ser considerado adequado, na qual 30 indivíduos são suficientes para detectar, com precisão, alelos de frequência  $\geq 0,05$  (HALE; BURG; STEEVES, 2012). Há a possibilidade de eventuais dificuldades de precisão para valores de frequências alélicas  $< 0,05$  (HALE et al., 2012) e de divergência genética (e.g.,  $F_{ST}$ ) inferiores a 1% entre as populações (KALINOWSKI, 2005).

A leitura dos géis permitiu a genotipagem individual e a aquisição de frequências alélicas para cada população, necessárias para a caracterização genética e para o cálculo dos índices genéticos. Um pressuposto de algumas análises genéticas é que não haja ligação genética entre os loci utilizados (MANEL et al., 2003; STORFER et al., 2010). Portanto, foi realizado um teste de desequilíbrio de ligação com auxílio do programa FSTAT (GOUDET, 1995), e não foram detectados locos ligados.

### 6.3. CARACTERIZAÇÃO E ÍNDICES GENÉTICOS DAS POPULAÇÕES

A partir das frequências alélicas, foram calculados os seguintes índices genéticos utilizados para a caracterização genética das populações: riqueza alélica ( $A_r$ ), número médio de alelos por loco ( $A$ ), número de alelos raros ( $AR$ ,  $f \leq 0,05$ ), heterozigosidade observada ( $H_o$ ) e esperada ( $H_e$ ), e índice de fixação ( $f$ ). Além desses, foram utilizadas as estatísticas  $F$  de Wright (1951) para verificar a distribuição da diversidade genética entre e dentro das populações, assim como o  $F_{ST}$  par-a-par entre populações. Quando possível, foram construídos intervalos de confiança para esses índices, por meio de reamostragens bootstrap.

Os índices e as reamostragens foram calculados com auxílio dos programas FSTAT (GOUDET, 1995), GDA (LEWIS; ZAYKIN, 2001), Microsoft Excel e R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2020), com os pacotes e PopGenKit (PAQUETTE, 2012), hierfstat (GOUDET; JOMBART, 2015) e diveRsity (KEENAN et al., 2013).

**Tabela 2** Marcadores utilizados para cada espécie e quantidade de loci revelados. Tampão de corrida utilizado: <sup>a</sup> Citrato de Morfolina (CM) pH 6,1, <sup>b</sup> Histidina (HIS) pH 8,0, <sup>c</sup> Tris-citrato (TC) pH 7,5.

Espécie	Número de loci revelado por marcador																		
	6PGDH	ACP	DIA	EST	G2DH	G6PDH	GOT	GTDH	IDH	LAP	MDH	ME	NADH	PGI	PGM	PRX	SKDH	SOD	TOTAL
<i>Apuleia leiocarpa</i>	1 <sup>c</sup>		1 <sup>c</sup>					1 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>	2 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>		1 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>		<b>12</b>
<i>Araucaria angustifolia</i>	1 <sup>a</sup>	1 <sup>a</sup>					1 <sup>b</sup>		1 <sup>b</sup>	1 <sup>b</sup>	2 <sup>a</sup>	1 <sup>b</sup>		1 <sup>a</sup>	1 <sup>a</sup>		2 <sup>a</sup>		<b>12</b>
<i>Butia catarinensis</i>	1 <sup>b</sup>				2 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>				1 <sup>b</sup>	1 <sup>b</sup>		1 <sup>b</sup>	1 <sup>b</sup>	2 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>		<b>12</b>
<i>Butia eriospatha</i>	1 <sup>b</sup>				1 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>				1 <sup>b</sup>		3 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>	1 <sup>b</sup>	2 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>		<b>13</b>
<i>Calophyllum brasiliense</i>	2 <sup>c</sup>		3 <sup>c</sup>				1 <sup>c</sup>		1 <sup>c</sup>		2 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>		1 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>		<b>14</b>
<i>Cedrella fissilis</i>	2 <sup>b</sup>		2 <sup>c</sup>						1 <sup>b</sup>		1 <sup>b</sup>	1 <sup>c</sup>		1 <sup>b</sup>	1 <sup>c</sup>	3 <sup>c</sup>			<b>12</b>
<i>Dicksonia sellowiana</i>	1 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>					2 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>		1 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>		1 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>		1 <sup>c</sup>		<b>11</b>
<i>Euterpe edulis</i>	1 <sup>c</sup>		2 <sup>c</sup>			1 <sup>c</sup>			1 <sup>a</sup>		2 <sup>a</sup>		1 <sup>c</sup>	1 <sup>a</sup>	1 <sup>a</sup>	2 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>		<b>13</b>
<i>Myrcarpus frondosus</i>	3 <sup>c</sup>		1 <sup>c</sup>			1 <sup>c</sup>			1 <sup>c</sup>		2 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>	2 <sup>c</sup>		1 <sup>c</sup>		<b>14</b>
<i>Ocotea catharinensis</i>			2 <sup>c</sup>			1 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>		2 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>			1 <sup>c</sup>				<b>10</b>
<i>Ocotea odorifera</i>			2 <sup>c</sup>				1 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>		1 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>	2 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>				<b>11</b>
<i>Ocotea porosa</i>		1 <sup>c</sup>	2 <sup>c</sup>	2 <sup>c</sup>			1 <sup>c</sup>				3 <sup>c</sup>			1 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>	2 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>	<b>15</b>
<i>Podocarpus lambertii</i>	1 <sup>c</sup>		1 <sup>c</sup>		1 <sup>c</sup>	2 <sup>c</sup>				<b>11</b>									

## REFERÊNCIAS

- ADRIAENSEN, F. et al. The application of ‘least-cost’ modelling as a functional landscape model. **Landscape and Urban Planning**, v. 64, n. 4, p. 233–247, ago. 2003.
- AGUILAR, R. et al. Habitat fragmentation reduces plant progeny quality: a global synthesis. **Ecology Letters**, v. 22, n. 7, p. 1163–1173, 14 jul. 2019.
- ALFENAS, A. C. **Eletroforese de isoenzimas e proteínas afins: fundamentos e aplicações em plantas e microorganismos**. Viçosa: Editora Universidade Federal de Viçosa, 1998.
- BALKENHOL, N.; WAITS, L. P.; DEZZANI, R. J. Statistical approaches in landscape genetics: an evaluation of methods for linking landscape and genetic data. **Ecography**, v. 32, n. 5, p. 818–830, out. 2009.
- BITTENCOURT, J. V. M.; SEBBENN, A. M. Patterns of pollen and seed dispersal in a small, fragmented population of the wind-pollinated tree *Araucaria angustifolia* in southern Brazil. **Heredity**, v. 99, n. 6, p. 580–591, 2007.
- BITTENCOURT, J. V. M.; SEBBENN, A. M. Pollen movement within a continuous forest of wind-pollinated *Araucaria angustifolia*, inferred from paternity and TwoGener analysis. **Conservation Genetics**, v. 9, n. 4, p. 855–868, 2008.
- BITTENCOURT, R. **Distribuição da diversidade genética e estratégias para conservação de quatro espécies da Floresta Ombrófila Mista ameaçadas no estado de Santa Catarina**. [s.l.] Universidade Federal de Santa Catarina, 2011.
- BREED, M. F. et al. Mating patterns and pollinator mobility are critical traits in forest fragmentation genetics. **Heredity**, v. 115, n. 2, p. 108–114, 4 ago. 2015.
- BURGESS, R. L. Community organization: effects of landscape fragmentation. **Canadian Journal of Botany**, v. 66, p. 2687–2690, 1988.
- CANDIDO-RIBEIRO, R. **Aspectos históricos, demográficos, morfológicos e genéticos de populações de *Butia eriospatha* (Martius ex. Drude) Beccari (Arecaceae) em paisagens contrastantes no planalto serrano de Santa Catarina**. [s.l: s.n.].
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas Brasileiras**. Vol. 1 ed. Colombo, PR: Embrapa Florestas, 2003.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Vol. 5 ed. [s.l.] Embrapa, 2014.
- CLEMENT, C. R. 1492 and the loss of amazonian crop genetic resources. I. The relation between domestication and human population decline. **Economic Botany**, v. 53, p. 188, 1999.
- CONSEMA. **Resolução Consema 51, de 05 de dezembro de 2014. Lista oficial das**

- espécies da flora ameaçada de extinção no estado de Santa Catarina.** Disponível em: <<http://www.sds.sc.gov.br/index.php/biblioteca/consema/legislacao/resolucoes/325-resolucao-consema-no-512014-1/file>>.
- CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL et al. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos.** Brasília: [s.n.].
- CONTE, R. et al. Genetic structure and mating system of *Euterpe edulis* Mart. populations: a comparative analysis using microsatellite and allozyme markers. **Journal of Heredity**, v. 99, n. 5, p. 476–482, 2008.
- CORVALAN, C.; HALES, S.; MCMICHAEL, A. **Ecosystems and human well-being: health synthesis: a report of the Millennium Ecosystem Assessment.** [s.l.: s.n.].
- COSTA, N. C. F. DA. **Estrutura genética espacial, sistema de reprodução e fluxo de pólen em *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze em pequenas populações remanescentes em paisagem de campo e plantios florestais.** [s.l.] Universidade do Estado de Santa Catarina, 2014.
- COSTANZA, R. Social goals and the valuation of ecosystem services. **Ecosystems**, v. 3, p. 4–10, 2000.
- DAWSON, I. K. et al. What is the relevance of smallholders' agroforestry systems for conserving tropical tree species and genetic diversity in *circa situm*, *in situ* and *ex situ* settings? A review. **Biodiversity and Conservation**, v. 22, n. 2, p. 301–324, 2013.
- DINIZ-FILHO, J. A. F. et al. Planning for optimal conservation of geographical genetic variability within species. **Conservation Genetics**, v. 13, n. 4, p. 1085–1093, 2012.
- DINIZ-FILHO, J. A. F.; DINIZ, J. V. B. P. L.; TELLES, M. P. C. Exhaustive search for conservation networks of populations representing genetic diversity. **Genetics and Molecular Research**, v. 15, n. 1, p. 1–10, 2016.
- DYER, R. J. Landscapes and plant population genetics. In: BALKENHOL, N. et al. (Eds.). . **Landscape genetics: concepts, methods and applications.** [s.l.] Wiley Blackwell, 2016. p. 183–198.
- EPPS, C. W. et al. Optimizing dispersal and corridor models using landscape genetics. **Journal of Applied Ecology**, v. 44, n. 4, p. 714–724, 25 abr. 2007.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487–515, nov. 2003.
- FARR, T. G. et al. The shuttle radar topography mission. **Reviews of Geophysics**, v. 45, p. 1–

- 33, 2007.
- FRANKHAM, R. Genetics and conservation biology. **Comptes Rendus Biologies**, v. 326, p. 22–29, 2003.
- FRANKHAM, R. Challenges and opportunities of genetic approaches to biological conservation. **Biological Conservation**, v. 143, n. 9, p. 1919–1927, set. 2010.
- FREVILLE, H.; JUSTY, F.; OLIVIERI, I. Comparative allozyme and microsatellite population structure in a narrow endemic plant species, *Centaurea corymbosa* Pourret (Asteraceae). **Molecular Ecology**, v. 10, n. 4, p. 879–889, 2001.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2016-2017: relatório técnico**. São Paulo: [s.n.].
- FUTUYMA, D. J. **Biologia evolutiva**. 3. ed. [s.l.] FUNPEC, 2009.
- GOUDET, J. **FSTAT, a program to estimate and test gene diversities and fixation indices (version 2.9.3.2)**, 1995.
- GOUDET, J.; JOMBART, T. **hierfstat: estimation and tests of hierarchical F-statistics**, 2015. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=hierfstat>>
- GRINGS, M.; BRACK, P. *Cedrela fissilis*. In: **Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: plantas para o futuro – Região Sul**. [s.l.: s.n.]. p. 444–447.
- HALE, M. L.; BURG, T. M.; STEEVES, T. E. Sampling for microsatellite-based population genetic studies: 25 to 30 individuals per population is enough to accurately estimate allele frequencies. **PLoS ONE**, v. 7, n. 9, p. e45170, 2012.
- HAMRICK, J. L.; GODT, M. J. W. Allozyme diversity in plant species. In: SOLTIS, D. E.; SOLTIS, P. S. (Eds.). **Isozymes in plant biology**. Portland: Dioscorides Press, 1989. p. 43–63.
- HAMRICK, J. L.; GODT, M. J. W. Effects of life history traits on genetic diversity in plant species. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 351, n. 1345, p. 1291–1298, 30 set. 1996.
- HAMRICK, J. L.; LINHART, Y. B.; MITTON, J. B. Relationships between life history characteristics and electrophoretically detectable genetic variation in plants. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 10, p. 173–200, 1979.
- HARTL, D. L.; CLARK, A. G. **Principles of population genetics**. 4th. ed. Sunderland: Sinauer associates, 2007.
- 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, 2011.

- IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020-3**, 2020. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>
- IUCN STANDARDS AND PETITIONS SUBCOMMITTEE. **Guidelines for using the IUCN Red List categories and criteria. Version 11**, 2014.
- KALINOWSKI, S. T. Counting alleles with rarefaction: private alleles and hierarchical sampling designs. **Conservation Genetics**, v. 5, n. 4, p. 539–543, 2004.
- KALINOWSKI, S. T. Do polymorphic loci require large sample sizes to estimate genetic distances? **Heredity**, v. 94, n. 1, p. 33–36, 2005.
- KEENAN, K. et al. diveRsity: an R package for the estimation of population genetics parameters and their associated errors. **Methods in Ecology and Evolution**, 2013.
- KLEIN, R. M. **Mapa fitogeográfico do estado de Santa Catarina**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1978.
- KUKKALA, A. S.; MOILANEN, A. Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. **Biological Reviews**, v. 88, p. 443–464, 2013.
- LAIKRE, L. Genetic diversity is overlooked in international conservation policy implementation. **Conservation Genetics**, v. 11, n. 2, p. 349–354, 10 abr. 2010.
- LAUTERJUNG, M. B. et al. Phylogeography of Brazilian pine (*Araucaria angustifolia*): integrative evidence for pre-Columbian anthropogenic dispersal. **Tree Genetics & Genomes**, v. 14, n. 3, p. 36, 2018.
- 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, p. 144–150, mar. 2019.
- LEWIS, P. O.; ZAYKIN, D. **GDA (Genetic Data Analysis): computer program for the analysis of allelic data. Version 1.1** University of Connecticut, , 2001. Disponível em: <<http://phylogeny.uconn.edu/software/>>
- LOVELESS, M. D.; HAMRICK, J. L. Ecological determinants of genetic structure in plant populations. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 15, p. 65–95, 1984.
- LOWE, A. J. et al. Genetic resource impacts of habitat loss and degradation; reconciling empirical evidence and predicted theory for neotropical trees. **Heredity**, v. 95, n. 4, p. 255–273, 2005.
- LOWE, A. J. et al. The resilience of forest fragmentation genetics — no longer a paradox — we were just looking in the wrong place. **Heredity**, v. 115, n. 2, p. 97–99, 15 ago. 2015.
- MANEL, S. et al. Landscape genetics: combining landscape ecology and population genetics.

- Trends in Ecology & Evolution**, v. 18, n. 4, p. 189–197, 2003.
- MANEL, S.; HOLDEREGGER, R. Ten years of landscape genetics. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, n. 10, p. 614–621, out. 2013.
- MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, v. 405, p. 243–253, 2000.
- MAXTED, N.; FORD-LLOYD, B.; HAWKES, J. G. Complementary conservation strategies. In: MAXTED, N.; FORD-LLOYD, B.; HAWKES, J. G. (Eds.). . **Plant genetic conservation: The in situ approach**. Norwell, MA: Kluwer Academic Publishers, 1997. p. 15–19.
- MCNEELY, J. A. et al. **Conserving the world's biological diversity**. Lock Haven, PA: Consolidated Business Forms, 1990.
- MCRAE, B. H. Isolation by resistance. **Evolution**, v. 60, n. 8, p. 1551–1561, ago. 2006.
- MCRAE, B. H.; BEIER, P. Circuit theory predicts gene flow in plant and animal populations. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 104, n. 50, p. 19885–19890, 2007.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Portaria nº 443, de 17 de dezembro de 2014**, 2014.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Cadastro Nacional de Unidades de Conservação**. Disponível em: <[www.mma.gov.br](http://www.mma.gov.br)>.
- MISZINSKI, J. et al. Sistemas de Informações Florístico-Florestais de Santa Catarina - SIFFSC. In: VIBRANS, A. C. et al. (Eds.). . **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina – Diversidade e conservação dos remanescentes florestais**. Blumenau: Edifurb, 2012. p. 263–277.
- MITTERMEIER, R. A. et al. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. (Eds.). . **Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2011. p. 3–22.
- MONTAGNA, T. **Genética de paisagem de *Ocotea catharinensis* e *Euterpe edulis* na Floresta Ombrófila Densa catarinense: subsídios para a conservação**. [s.l.: s.n.].
- MONTAGNA, T. et al. Landscape genetics and genetic conservation of two keystone species from Ombrophilous Dense Forest: *Euterpe edulis* and *Ocotea catharinensis*. **Forest Science**, 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, Vol. VII, Espécies arbóreas raras de Santa Catarina**. Blumenau: Edifurb, 2018b. p. 159–241.
- MONTAGNA, T. et al. Reproductive ecology of *Ocotea catharinensis*, an endangered tree species. **Plant Biology**, 2018c.
- MONTEIRO, W. P. et al. Everything you always wanted to know about gene flow in tropical landscapes (but were afraid to ask). **PeerJ**, v. 7, p. e6446, 13 fev. 2019.
- MORAES, P. L. R. DE; PAOLI, A. A. S. Dispersão e germinação de sementes de *Cryptocarya moschata* Nees & Martius ex Nees, *Ocotea catharinensis* Mez e *Endlicheria paniculata* (Sprengel) MacBride (Lauraceae). **Arquivos de Biologia e Tecnologia**, v. 38, p. 1119–1129, 1995.
- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. February, p. 853–858, 2000.
- NEI, M. Analysis of gene diversity in subdivided populations. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 70, n. 12, p. 3321–3323, 1973.
- NOVELLO, M. et al. Genetic conservation of a threatened Neotropical palm through community-management of fruits in agroforests and second-growth forests. **Forest Ecology and Management**, v. 407, p. 200–209, 2018.
- PAQUETTE, S. R. **PopGenKit: useful functions for (batch) file conversion and data resampling in microsatellite datasets. R package version 1.0**, 2012.
- PETERMAN, W. E. ResistanceGA : An R package for the optimization of resistance surfaces using genetic algorithms. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 9, n. 6, p. 1638–1647, jun. 2018.
- POPE, N. **corMLPE: A correlation structure for symmetric relational data**, 2019.
- PRIMACK, R. B. **A primer of conservation biology**. Sunderland: Sinauer associates, 2004.
- PROJETO MAPBIOMAS. **Coleção 5 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria**. <http://www.R-project.org>. Vienna, Austria, 2020. Disponível em: <<http://www.r-project.org/>>
- REIS, M. S. DOS 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, vol. 1, Diversidade e Conservação dos remanescentes florestais**. Blumenau: Edifurb, 2012. v. 1p. 143–169.

- RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.
- ROSA, L. **Ecologia da polinização de *Butia capitata* (Martius) Beccari var. *odorata* (Palmae), no Sul do Brasil**. [s.l.] Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), 2000.
- ROSA, L.; CASTELLANNI, T. T.; REIS, A. Biologia reprodutiva de *Butia capitata* (Martius) Beccari var. *odorata* (Palmae) na restinga do município de Laguna, SC. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 21, n. 3, p. 281–287, 1998.
- SANTOS, K. L. **Diversidade cultural, genética e fenotípica da goiabeira-serrana (*Acca sellowiana*): implicações para a domesticação da espécie**. [s.l.] Universidade de Santa Catarina, 2009.
- SARKAR, S.; ILLOLDI-RANGEL, P. Systematic conservation planning: an updated protocol. **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 1, p. 19–26, 2010.
- SCHAADT, S. S.; VIBRANS, A. C. O uso da terra no entorno de fragmentos florestais influencia a sua composição e estrutura. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 4, p. 437–445, 2015.
- SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. **Convention on Biological Diversity**, 1992.
- SEGELBACHER, G. et al. Applications of landscape genetics in conservation biology: concepts and challenges. **Conservation Genetics**, v. 11, n. 2, p. 375–385, 2 abr. 2010.
- SEHNEM, A. Ciateáceas. In: REITZ, R. (Ed.). **Flora Ilustrada Catarinense**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1978. p. 1–115.
- SEVEGNANI, L. et al. Flora arbórea e o impacto humano nos fragmentos florestais na bacia do rio pelotas, Santa Catarina, Brasil. **Revista de Estudos Ambientais**, v. 14, n. 1, p. 60–73, 2012.
- SHEPARD, G. H.; RAMIREZ, H. “Made in Brazil”: human dispersal of the Brazil nut (*Bertholletia excelsa*, Lecythidaceae) in ancient Amazonia. **Economic Botany**, v. 65, n. 1, p. 44–65, 2011.
- SILVA, P. H. M. DA et al. Realized pollen flow and wildling establishment from a genetically modified eucalypt field trial in Southeastern Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 385, p. 161–166, fev. 2017.
- SINGLETON, P. H.; GAINES, W. L.; LEHMKUHL, J. F. **Landscape permeability for large carnivores in Washington: a geographic information system weighted-distance and least-cost corridor assessment**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<https://www.fs.usda.gov/treearch/pubs/5093>>.

- SLATKIN, M. A measure of population subdivision based on microsatellite allele frequencies. **Genetics**, v. 139, p. 457–462, 1995.
- SOLTIS, D. E.; SOLTIS, P. S. Polyploidy and breeding systems in homosporous Pteridophyta: a reevaluation. **American Naturalist**, v. 130, p. 219–232, 1987.
- STEINER, F. **Diversidade genética e análise da paisagem de espécies arbóreas da Floresta Estacional Decidual**. [s.l.] Universidade Federal de Santa Catarina, 2014.
- STORFER, A. et al. Putting the ‘landscape’ in landscape genetics. **Heredity**, v. 98, p. 128–142, 2007.
- STORFER, A. et al. Landscape genetics: where are we now? **Molecular Ecology**, v. 19, n. 17, p. 3496–3514, set. 2010.
- SUN, G.-L. et al. Genetic diversity and structure in a natural *Elymus caninus* population from Denmark based on microsatellite and isozyme analyses. **Plant Systematics and Evolution**, v. 227, n. 3–4, p. 235–244, 13 jun. 2001.
- THOMASSEN, H. A. et al. Modeling environmentally associated morphological and genetic variation in a rainforest bird, and its application to conservation prioritization. **Evolutionary Applications**, v. 3, n. 1, p. 1–16, jan. 2010.
- TOWNSEND, C. R. et al. **Fundamentos em ecologia**. 3. ed. Porto Alegre: Artmed, 2010.
- TRYON, R. M. The biogeography of species, with special reference to ferns. **The Botanical Review**, v. 52, n. 2, p. 117–156, 1986.
- VIBRANS, A. C. et al. Structure of mixed ombrophylous forests with *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) under external stress in Southern Brazil. **Revista de Biología Tropical**, v. 59, n. 3, p. 1371–1387, 2011.
- VIBRANS, A. C. et al. Extensão original e atual da cobertura florestal de Santa Catarina. In: VIBRANS, A. C. et al. (Eds.). **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina – Diversidade e conservação dos remanescentes florestais**. Blumenau: Edifurb, 2012. p. 65–78.
- VIBRANS, A. C.; GASPER, A. L. DE; MÜLLER, J. J. V. Para que inventariar florestas? Reflexões sobre a finalidade do inventário florístico florestal de Santa Catarina. **Revista de Estudos Ambientais**, v. 14, n. 1, p. 6–13, 2012.
- WAGNER, H. H.; FORTIN, M.-J. A conceptual framework for the spatial analysis of landscape genetic data. **Conservation Genetics**, v. 14, n. 2, p. 253–261, 28 abr. 2013.
- WAITS, L. P.; STORFER, A. Basics of population genetics: quantifying neutral and adaptive genetic variation for landscape genetic studies. In: **Landscape Genetics: Concepts**,

**methods and applications.** [s.l: s.n.]. p. 35–57.

WINFREE, R. et al. A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance.

**Ecology**, v. 90, n. 8, p. 2068–2076, ago. 2009.

WRIGHT, S. The genetical structure of populations. **Annals of Eugenics**, v. 15, p. 395–420, 1951.

YOUNG, A.; BOYLE, T.; BROWN, T. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. **Tree**, v. 11, n. 10, p. 413–418, 1996.

ZECHINI, A. A. et al. Genetic conservation of Brazilian pine (*Araucaria angustifolia*) through traditional land use. **Economic Botany**, v. 72, p. 1–14, 2018.

ZEDER, M. A. Domestication as a model system for the extended evolutionary synthesis.

**Interface Focus**, v. 7, n. 5, p. 20160133, 6 out. 2017.

## CAPÍTULO I. MONITORAMENTO DA DIVERSIDADE GENÉTICA

### RESUMO

Pressões antrópicas causaram várias mudanças no ambiente, como a perda de hábitat e fragmentação. Uma maneira efetiva de avaliar os efeitos na genética de população é o monitoramento de populações ao longo do tempo. O objetivo do presente capítulo foi de caracterizar a diversidade genética de seis espécies em dois tempos distintos (coortes). A partir disso, responder (1) se as populações apresentam divergência genética entre as coortes, (2) se existem mudanças significativas nos índices de diversidade genética entre as coortes e, se sim, (3) se esses estão associados com o índice de fixação presente na coorte adulta. Para isso, foram estudadas 61 populações de 50 indivíduos adultos e 50 indivíduos regenerantes genotipados com marcadores de isoenzimas. Foram calculadas a riqueza alélica ( $A_r$ ), heterozigosidade observada ( $H_o$ ) e esperada ( $H_e$ ), e o índice de fixação ( $f$ ) para cada população e coorte; e  $F_{ST}$  par-a-par entre coortes. Os indivíduos regenerantes foram geneticamente similares aos adultos (média de  $F_{ST}$  par-a-par = 0,014). Não houveram diferenças na proporção de populações que mostraram aumento ou redução dos índices genéticos entre coortes, com exceção do  $f$ , no qual mais populações mostraram uma redução. O índice de fixação dos adultos teve uma correlação com  $H_o$  ( $r = 0,507$ .  $p = 3 \cdot 10^{-5}$ ) e  $H_e$  ( $r = -0,247$ ;  $p = 0,055$ ). Um teste de médias entre coortes mostrou a manutenção de valores altos de índice de fixação para *Araucaria angustifolia* e *Ocotea catharinensis*, assim como uma redução significativa no  $H_e$  de *Euterpe edulis*, espécies amplamente exploradas no passado. Mesmo estudando apenas duas coortes, foram encontradas tendências gerais e mudanças significativas, que podem ser importantes para a conservação dessas seis espécies.

**Palavras-chave:** Mata Atlântica, monitoramento de populações, regeneração natural, *Apuleia leiocarpa*, *Dicksonia sellowiana*, *Podocarpus lambertii*.

## 1. INTRODUÇÃO

O presente capítulo descreve e analisa os impactos das variações que ocorrem dentro das populações ao longo do tempo, após modificações na paisagem. Ele está em formato de artigo, publicado na revista *Forest Ecology and Management* (LAUTERJUNG et al., 2019), e teve como objetivos específicos:

- 1- Monitorar os índices genéticos das espécies ao longo do tempo (coortes).
- 2- Avaliar o papel da regeneração natural na dinâmica dos índices genéticos.

## 2. PRINCIPAIS RESULTADOS

Como principais resultados, foi possível detectar o potencial da regeneração natural em manter a diversidade genética das populações, com alta similaridade na sua frequência alélica ( $F_{ST}$  par-a-par médio = 0,014), e com flutuações nos índices de diversidade genética ao acaso, exceto o índice de fixação, com tendência de redução. É importante ressaltar que os indivíduos da coorte regenerante ainda passarão por processos demográficos (i.e., mortalidade) até atingir a fase adulta, com possibilidade de perda de diversidade genética por deriva. Por fim, as espécies *Araucaria angustifolia* e *Ocotea catharinensis* apresentaram a manutenção de valores elevados e significativos do índice de fixação entre coortes, e *Euterpe edulis* apresentou uma queda significativa no seu índice de diversidade genética ( $H_e$ ).



Contents lists available at ScienceDirect

## Forest Ecology and Management

journal homepage: [www.elsevier.com/locate/foreco](http://www.elsevier.com/locate/foreco)

## Temporal changes in population genetics of six threatened Brazilian plant species in a fragmented landscape

Miguel Busarello Lauterjung<sup>a,\*</sup>, Tiago Montagna<sup>a</sup>, Alison Paulo Bernardi<sup>a</sup>, Juliano Zago da Silva<sup>a</sup>, Newton Clóvis Freitas da Costa<sup>a</sup>, Felipe Steiner<sup>a</sup>, Adelar Mantovani<sup>b</sup>, Maurício Sedrez dos Reis<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Universidade Federal de Santa Catarina, Fitotecnia/Núcleo de Pesquisas em Florestas Tropicais, Florianópolis, Santa Catarina 55 48 3721 5322, Brazil

<sup>b</sup> Universidade do Estado de Santa Catarina – Campus III Planalto Serrano, Engenharia Florestal, Lages, Santa Catarina, Brazil



## ARTICLE INFO

**Keywords:**  
Atlantic Rainforest  
Natural regeneration  
Population monitoring  
*Apuleia leiocarpa*  
*Dicksonia sellowiana*  
*Podocarpus lambertii*

## ABSTRACT

Anthropic pressure has caused several changes in the environment, such as habitat loss and fragmentation. One effective way to evaluate its effects on population genetics is to monitor populations through time. We aimed to characterize the population genetics of six plant species at two different times (cohorts). We asked (1) if populations show genetic divergence between cohorts, (2) if any significant changes are present between the genetic index of cohorts and, if so, (3) whether such changes are related to the adult cohort fixation index. To address these questions, we studied 61 populations of 50 adult and 50 seedling individuals genotyped with allozyme markers. We calculated allelic richness ( $A_r$ ), observed ( $H_o$ ) and expected heterozygosity ( $H_e$ ), and fixation index ( $f$ ) for each population cohort; and pairwise  $F_{ST}$  between cohorts. Seedlings were genetically similar to the adults (mean pairwise  $F_{ST} = 0.014$ ). No difference was found in the proportion of populations that showed increases and decreases of the genetic indexes over cohorts, except  $f$ , for which more populations showed a decrease. Adult fixation index had a correlation with  $H_o$  ( $r = 0.507$ ,  $p = 3 \cdot 10^{-5}$ ) and  $H_e$  ( $r = -0.247$ ,  $p = 0.055$ ). A mean test between cohorts revealed the maintenance of high  $f$  values in *Araucaria angustifolia* and *Ocotea catharinensis*, as well as a significant decrease in  $H_e$  of *Euterpe edulis*, species widely explored in the past. Although we only studied two cohorts, general trends and significant changes were detected, which could be important in the conservation of those six species.

### 1. Introduction

Destructive anthropic pressures are negatively affecting all levels of biodiversity, subsequently changing the environment within just a few decades (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). The main human-related threats to biodiversity are fragmentation and habitat loss (Primack, 2004), with the later leading to direct reduction in biodiversity (Fahrig, 2003). Genetic diversity (i.e., intraspecific variation) is one of the affected levels of biodiversity associated with long-term conservation (Primack, 2004), and its loss can have consequences similar in magnitude to those at demographic levels (Frankham, 2003). However, population genetics has received less emphasis when compared to other disciplines when it comes to conservation issues (Laikre, 2010).

The impacts on genetics vary according to each landscape context and the studied species (Young et al., 1996; Lowe et al., 2015) since different ecological traits can influence the genetics of a species (Hamrick and Godt, 1996; Broadhurst et al., 2017; Lowe et al., 2018).

Moreover, longevous species, such as trees, often present resilience after disturbance events (i.e., time lag) when analyzing genetics, no consensus has been reached on how they are affected by external pressures (Young et al., 1996; Kramer et al., 2008; Lowe et al., 2015). One way to minimize the effects of time lag is to work with seedlings (e.g., Carvalho et al., 2015; Montagna et al., 2018a), or monitor populations over time, i.e., cohorts. Monitoring of populations genetics is recommended for conservation purposes (Mimura et al., 2017), but relatively few studies have monitored the population genetics of trees (e.g., Wojnicka-Póltorak et al., 2013, 2017; Catherall et al., 2018) and then only rarely with more than one study site (e.g., Westergren et al., 2015) or species (e.g., Kettle et al., 2007). For those reasons, monitoring studies with multiple populations and species across the same landscape and affected by similar pressures can reveal patterns about how the population genetics of each species is affected by landscape changes over the years, which can, in turn, inform conservation policies and management.

One biome highly altered in the last century is the Atlantic

\* Corresponding author.

E-mail address: [miguelbusarello@hotmail.com](mailto:miguelbusarello@hotmail.com) (M.B. Lauterjung).

<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.058>

Received 25 October 2018; Received in revised form 28 December 2018; Accepted 30 December 2018  
0378-1127/ © 2019 Elsevier B.V. All rights reserved.

Rainforest, a biodiversity hotspot (Myers et al., 2000; Mittermeier et al., 2011) which has suffered a huge area reduction, now with only 11.7% of its original area left (Ribeiro et al., 2009). Because of such reduction, many species have, correspondingly, suffered a reduction in the number of individuals and habitats, criteria used to classify species as endangered (IUCN Standards and Petitions Subcommittee, 2014). Santa Catarina is a Brazilian state which holds one of the biggest proportions of remaining Atlantic Rainforest, and it is well characterized for its biodiversity (Vibrans et al., 2012c), including the genetics of some tree species (Reis et al., 2012; Montagna et al., 2018c). However, most of the remaining fragments are smaller than 50 ha (Vibrans et al., 2012a), and the current state of the landscape has direct effects on vegetation descriptors (Schaadt and Vibrans, 2015), which could also be expected for genetics descriptors.

Therefore, this study aimed to characterize the population genetics of six endangered plant species at two distinct moments in time (two cohorts) in a fragmented landscape and to verify possible temporal changes in their population genetics. We asked (1) if populations show genetic divergence between cohorts, (2) if any significant changes are present between the genetic index of adult and seedling cohorts and, if so, (3) whether such changes are related to the adult cohort fixation index.

## 2. Methods

### 2.1. Data collection

Our study area covered the entirety of Santa Catarina state, which presents a fragmented landscape of the Atlantic Rainforest biome (Fig. 1). Data collection was carried out from 2003 to 2015 as part of the Floristic and Forest Inventory of Santa Catarina Project (IFFSC, Vibrans et al., 2010; Reis et al., 2012). The project sampled 61 populations, each consisting of two cohorts: adults, the oldest/largest individuals in the stand, generally presenting reproductive structure, and seedlings, the smallest individuals, with heights < 1 m. We collected at least 50 individuals per cohort, spaced 50 m apart to reduce the chance of sampling related individuals.

The studied species were *Apuleia leiocarpa* (n = 5 populations), *Araucaria angustifolia* (n = 21), *Dicksonia sellowiana* (n = 10), *Euterpe edulis* (n = 8), *Ocotea catharinensis* (n = 11) and *Podocarpus lambertii* (n = 6; Fig. 1). All species are socioeconomically important (Reis et al., 2012), have a different combination of ecological traits (Table 1) and are classified as endangered by local, national and/or international lists of threatened species (CONSEMA, 2014; Ministério Do Meio Ambiente

(MMA) 2014; IUCN, 2017).

We used at least 10 allozyme loci for genetic characterization of each species (Table 2), following the procedures described by Alfenas (1998). Allozymes were used because of their simplicity and their costs, which made a study of this extent possible (61 populations of 100 individuals, divided over six different species). Moreover, they were adequate for our study questions (see Freville et al., 2001; Sun et al., 2001; Conte et al., 2008). For other studies, such as fine-scale spatial genetic structure, paternity analysis or reproductive system studies, markers with higher exclusion power should be used, such as SSR.

### 2.2. Data analysis

We used the following genetic indexes to characterize the two cohorts from each population: allelic richness (rarefied,  $A_r$ ), effective number of alleles ( $A_e$ ), observed (Ho) and expected heterozygosity (He; genetic diversity index, Nei, 1973), and fixation index (f, (He-Ho)/He). We constructed 95% confidence intervals (CI) via 10,000 bootstraps for each index except  $A_r$ , since it was rarefied. Allelic richness and expected heterozygosity are, respectively, measures of richness and diversity in the genetic level, and fixation index indicates the potential of genetic diversity loss between generations.

To verify if populations showed genetic divergence between cohorts (Question 1), we calculated the pairwise  $F_{ST}$  values (Weir and Cockerham, 1984) between adults and their respective seedlings cohort. Significance was obtained through 10,000 bootstraps CI. The  $F_{ST}$  values range from 0 to 1, indicating genetic similarity ( $F_{ST} = 0$ ) to complete divergence ( $F_{ST} = 1$ ).

To determine the existence of any significant changes between the genetic indexes of adults and seedlings (Question 2), we performed pairwise comparisons between them, using 95% CI mentioned above, and verified if genetic indexes increased or decreased between cohorts, subtracting the genetic index values of the adults from the seedlings (S - A). Positive values show an increase (S > A) of the index over cohorts, and negative values show a decrease (A > S). We then performed a Chi-squared test to see if this proportion was random, and a Pearson correlation test between changes in genetic indexes (S - A) and adults fixation index (Question 3). Because of low sample sizes, we could not implement those tests separately for each species.

Lastly, we performed an overall mean test between groups (adult vs. seedling cohorts) for each genetic index to verify consequences at species level instead of population level. This was carried out in FSTAT (Goudet, 1995). The significance of this test was obtained via permutation of individuals between groups.

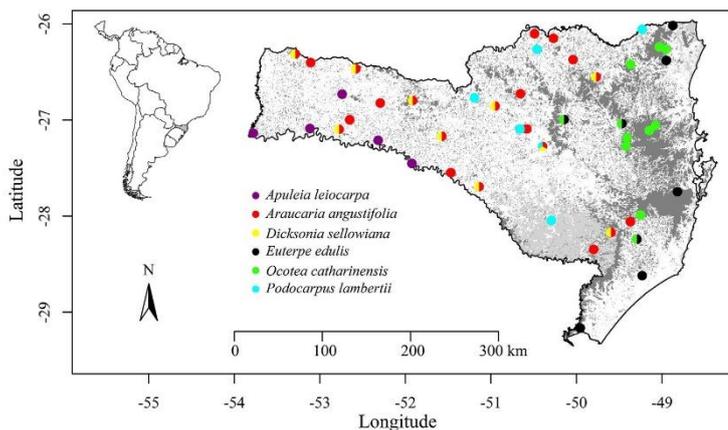


Fig. 1. Map of the studied populations in Santa Catarina state, southern Brazil. Each point indicates a population (adults and seedlings cohorts). Natural remnants of Atlantic Rainforest (Fundação SOS Mata Atlântica and INPE, 2018) are highlighted (dark grey: forests, light grey: non-forests, e.g., natural grasslands). (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

**Table 1**  
Ecological traits and density of six studied species in Santa Catarina state. n.a.: not applicable.

Species	Successional stage	Pollination	Dispersion	Reproduction	Dioicy	Taxonomy	Forest typology <sup>3,*</sup>	Density (ind.ha <sup>-1</sup> ) <sup>9</sup>
<i>Apuleia leiocarpa</i> <sup>1</sup>	Pioneer	Insects	Abiotic (wind)	Allogamy	Monoic	Angiosperm	Deciduous	0.3
<i>Araucaria angustifolia</i> <sup>1</sup>	Pioneer	Wind	Biotic (birds, mammals)	Allogamy	Dioic	Gymnosperm	Mixed	9.9
<i>Dicksonia sellowiana</i> <sup>2,3,4,5</sup>	Shade tolerant	n.a.	Abiotic (wind)	Mixed <sup>†</sup>	n.a.	Pteridophyta	Mixed, dense (rare)	30.0
<i>Euterpe edulis</i> <sup>5</sup>	Shade tolerant	Insects	Biotic (bats, birds, mammals)	Allogamy	Monoic	Angiosperm	Dense	10.4
<i>Ocotea catharinensis</i> <sup>1,6,7</sup>	Shade tolerant	Insects	Biotic (birds, mammals)	Mixed <sup>†</sup>	Monoic	Angiosperm	Dense	1.9
<i>Podocarpus lambertii</i> <sup>1,8</sup>	Shade tolerant	Wind, insects	Biotic (birds)	Allogamy	Dioic	Gymnosperm	Mixed	2.1

<sup>1</sup> Carvalho (1994).

<sup>2</sup> Sehnm (1978).

<sup>3</sup> Montagna et al. (2018a).

<sup>4</sup> Tryon (1986).

<sup>5</sup> Soltis and Soltis (1987).

<sup>6</sup> Montagna et al. (2018d).

<sup>7</sup> Moraes and Paoli (1995).

<sup>8</sup> Bernardi AP (personal observation).

<sup>9</sup> Miszinski et al. (2012).

\* According to Klein (1978).

<sup>†</sup> Mostly allogamy, see ref. 5 and 6 (83% allogamy).

**Table 2**  
Number of loci revealed for each species for each allozyme marker.

Species	Loci																
	6PGDH	ACP	DIA	G2DH	G6PDH	GOT	GTDH	IDH	LAP	MDH	ME	NADH	PGI	PGM	PRX	SKDH	TOTAL
<i>Apuleia leiocarpa</i>	1		1				1	1	1	2	1		1	1	1	1	12
<i>Araucaria angustifolia</i>	1	1				1		1	1	2	1		1	1		2	12
<i>Dicksonia sellowiana</i>	1	1	1				2	1	1	1			1	1		1	11
<i>Euterpe edulis</i>	1		2		1			1	2		1		1	1	2	1	13
<i>Ocotea catharinensis</i>			2		1	1	1	1	2	1				1			10
<i>Podocarpus lambertii</i>	1		1	1	1		1	1		1	1		1	2			11

All analyses, except when noted, were performed in R (R Development Core Team, 2017), using the following packages and functions: `diveRstity::basicStats`, `diveRstity::diffCalc` (Keenan et al., 2013), and `PopGenKit::bootstrapHet` (Paquette, 2012).

### 3. Results

#### 3.1. Genetic characterization

All genetic indexes used to characterize populations, as well as their CIs are shown in Table S1.

#### 3.2. $F_{ST}$ between cohorts

The mean pairwise  $F_{ST}$  value between cohorts (adults and seedlings from one population), considering all populations and species ( $n = 61$ ), was 0.014. Almost 50% (28/61) of  $F_{ST}$  values fell under 1%, 74% (45/61) under 2% and 95% (59/61) under 4%. The lowest  $F_{ST}$  values were  $-0.0073$  and  $-0.0068$  (negative values should be interpreted as zero), and the highest values were 0.0669 and 0.0654 (Fig. 2). Twenty-one of the 61  $F_{ST}$  values (34%) significantly differed from zero, and the lowest significant value detected was 0.0117.

When analyzing the mean of  $F_{ST}$  values between pairs of cohorts for each species (Table 3), *P. lambertii* had the highest mean value ( $F_{ST} = 0.0300$ ,  $n = 6$ ), and *O. catharinensis* had the lowest ( $F_{ST} = 0.0048$ ,  $n = 11$ ). All *Apuleia leiocarpa*  $F_{ST}$  values were significantly different from zero, but no significance was found for *O. catharinensis*  $F_{ST}$  values.

#### 3.3. Pairwise comparisons

A summary of significant pairwise comparisons can be found in the second part of Table 3. The mean difference values between cohorts (S - A) varied for each species, and statistically significant differences were found (Table 3). The most divergent index between species was Ar, and as a general trend, few changes to He were seen. While Ho increased, f values were reduced.

When comparing the proportion of populations that showed increases or decreases between cohorts, random fluctuations showed a trend, i.e., similar number of gain ( $S > A$ ) and loss ( $A > S$ ) except f, for which most populations showed a reduction (Table 4).

#### 3.4. Correlation test between genetic differences and adult fixation index

The correlation test between genetic differences (S - A) and adult fixation index showed  $r = 0.118$  for Ar ( $p = 0.364$ ),  $r = 0.507$  for Ho ( $p = 3 \cdot 10^{-5}$ ) and  $r = -0.247$  for He ( $p = 0.055$ ; Fig. 3). Positive correlations indicate an increase of the genetic index between cohorts, and negative correlations indicate a decrease.

#### 3.5. Mean test between cohorts

The mean test between cohorts (Table 5) revealed that species had different changes in their genetic indexes. Here, values represent the mean of the group (cohort), not the mean of differences (S - A) found in each population, as in Table 3. This test better represents the species as a whole. A significant increase of Ho values was observed for *Apuleia leiocarpa* ( $p = 0.031$ ), a significant reduction of He for *E. edulis* ( $p = 0.002$ ), and a significant reduction of f values for *A. leiocarpa* ( $p = 0.021$ ) and *E. edulis* ( $p = 0.017$ ). We also highlight the

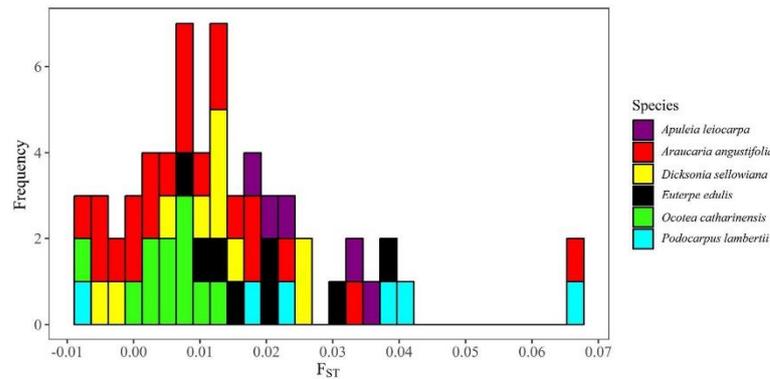


Fig. 2. Distribution of pairwise  $F_{ST}$  values between cohorts. Colors indicate species. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

maintenance of high  $f$  values for *Araucaria angustifolia* ( $p = 0.584$ ) and *O. catharinensis* ( $p = 0.496$ ). Overall, trends similar to those of pairwise comparisons (Table 3) were observed, such as an increase of  $H_o$  and a reduction of  $f$ .

#### 4. Discussion

Our study analyzed genetic changes between two cohorts in multiple populations of six longevous plant species, each one with distinct combination of ecological traits (Table 1), over a considerable area in a fragmented landscape (Fig. 1). This approach permitted a better understanding of how the genetic aspect of species is affected by human modifications in the landscape when compared to isolated populations studies. The results showed that each species had different changes between cohorts, including general trends for some genetic indexes, which can have important implications for conservation management. However, studied species have intrinsic characteristics that can delay the loss of genetic diversity, such as longevity itself and intense gene flow (Lowe et al., 2015). In addition, more than one generation is generally required to detect landscape effects on population genetics for some genetic indexes (Landguth et al., 2010). Furthermore, both cohorts can have overlapping generations and will still undergo demographic processes, e.g., recruitment, mortality and migration, with

Table 4

Chi-squared test for the proportion of populations showing increase (seedlings > adults) and decrease (adults > seedlings) of genetic indexes over cohorts.

Index	Increase	Decrease	$\chi^2$	$p$
Ar	32	29	0.148	0.701
Ho	36	25	1.984	0.159
He	27	34	0.803	0.370
$f$	18	43	10.246	0.001 <sup>†</sup>

\*  $p < 0.05$ .

higher frequency in seedlings, potentially changing population sizes and influencing genetic indexes (Wright, 1931; Lowe et al., 2017). Therefore, our results should be interpreted in this light.

The tests performed in this study are not directly related to fragmentation and habitat loss; however, some results can still be attributed to it. The landscape matrix of the study area has been extensively modified in the last few decades (Ribeiro et al., 2009; Vibrans et al., 2012a), and apart from genetics, other levels of biodiversity, such as species richness and diversity, have already suffered loss when compared to past reports (Vibrans et al., 2012b). However, Santa Catarina is still one of the Brazilian states with the highest percentage of forest

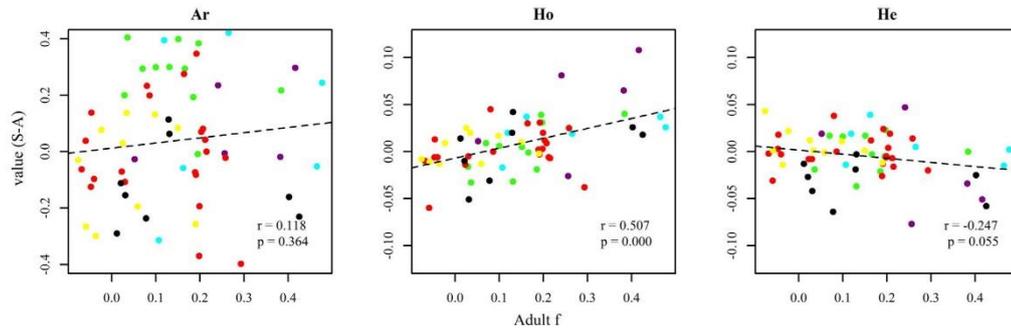
Table 3

Mean differences between seedlings and adults (S - A) for the genetic indexes, and the number of significant differences (95% CI) for the six studied species. Ar: allelic richness, Ho: observed heterozygosity, He: expected heterozygosity, f: fixation index, S: seedlings, A: adults, n: sample size (population pairs, i.e., adults and seedlings).

Index	<i>Apuleia leiocarpa</i> (n = 5)	<i>Araucaria angustifolia</i> (n = 21)	<i>Dicksonia sellowiana</i> (n = 10)	<i>Euterpe edulis</i> (n = 8)	<i>Ocotea catharinensis</i> (n = 11)	<i>Podocarpus lambertii</i> (n = 6)
Mean differences (S - A) <sup>†</sup>						
Ar	0.10	-0.01	-0.06	-0.08	0.27	0.11
Ho	0.05	0.00	0.00	0.02	0.00	0.02
He	-0.02	0.00	0.01	-0.01	0.00	0.01
$f$	-0.22	-0.09	-0.01	-0.17	-0.04	-0.18
$F_{ST}$ <sup>‡</sup>	0.027	0.011	0.011	0.019	0.005	0.030
N° of significant differences (S - A)						
Ho (+)	3	1	-	-	-	3
Ho (-)	-	2	-	-	-	1
He (+)	-	1	1	-	-	1
He (-)	1	1	-	3	-	-
$f$ (+)	-	-	1	-	-	-
$f$ (-)	2	1	-	4	2	3
$F_{ST}$ <sup>‡</sup>	5	5	2	5	-	4

\* Positive values indicate an increase of the index over cohorts, and negative values a decrease.

<sup>†</sup>  $F_{ST}$  is an index calculated between pairs, not difference between seedlings and adults.



**Fig. 3.** Correlation test of differences between genetic indexes of seedling and adult cohorts (S-A) and the corresponding adult fixation index ( $f$ ). Colors represent the studied species: *Apuleia leiocarpa* (purple), *Araucaria angustifolia* (red), *Dicksonia sellowiana* (yellow), *Euterpe edulis* (black), *Ocotea catharinensis* (light green) and *Podocarpus lambertii* (light blue). See online version for full color. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

remnants, having 28.9% of Atlantic Rainforest original cover (Vibrans et al., 2012a).

#### 4.1. Population level analysis and implications

Overall, pairwise  $F_{ST}$  values between cohorts (Fig. 2) can be considered low (i.e., 0 to 5%, Hartl and Clark, 2007). Only two pairwise  $F_{ST}$  values of 61 were higher than 4%, one for *A. angustifolia* and one for *P. lambertii*. The  $F_{ST}$  values that we found could be slightly overestimated because of sample size ( $n = 50$  individuals per cohort), since a higher number of individuals is required to detect such small differences with precision (i.e.,  $> 100$  individuals for  $F_{ST} < 1\%$ , Kalinowski, 2005). Similar values between cohorts were found for other tree species (not significant  $F_{ST}$  for *Araucaria nemorosa* and *A. columnaris*, Kettle et al., 2007;  $F_{ST} < 1\%$  for *Fagus sylvatica*, Westergren et al., 2015; and  $F_{ST} < 3\%$  for *Picea abies*, Wojnicka-Póltorak et al., 2013). However, differences up to 13% were observed for *Pinus sylvestris* (Wojnicka-Póltorak et al., 2017).

Higher  $F_{ST}$  values would be expected in situations that enhance genetic drift, such as endogamic populations or those with reduced effective population sizes ( $N_e$ ). This does not seem to be the case for our sampled populations, even after direct exploitation of the studied species combined with rainforest fragmentation. One possible reason is that all populations had at least 50 sampled individuals, usually more,

but effective population sizes were, nonetheless, retained, thus minimizing potential differences between generations. In these situations, seedlings kept allelic frequencies similar to those of their adult counterparts (mean  $F_{ST} = 0.014$  between cohorts), as well as similar rarefied and effective richness (Ar, Ae) and diversity (He) indexes (Table S1), indicating the potential of the natural regeneration process for conservation efforts aimed at genetic diversity.

Most of the pairwise comparisons were not statistically significant (Table 3), as was found for *A. columnaris* (Kettle et al., 2007) and *F. sylvatica* (Westergren et al., 2015). Some populations showed a reduction in allelic richness and significant loss of genetic diversity (Table 3). A reduction in allelic richness and a rise in  $f$  was also found for *A. nemorosa* (Kettle et al., 2007). However, when more than one population is assessed, as in our study, decreases in genetic indexes can occur in proportion to the number of increases (Table 4), except for  $f$ . For conservation purposes, monitoring only one population or only one reproductive event can produce misleading results for richness and diversity indexes for a species as a whole, but performing such monitoring can indicate priority populations for resource allocation.

Fixation index ( $f$ ) was the most altered index of all our tests, trending toward a reduction between cohorts, which was also observed for *P. sylvestris* (Wojnicka-Póltorak et al., 2017). In theory, just one generation of Hardy-Weinberg Equilibrium (HWE) can reduce the fixation index to zero, as well as maintain the same allelic frequencies

**Table 5**

Mean test for genetic indexes between adults and seedlings cohorts for each studied species.  $n$ : sample size (pairs of adult and seedling populations).

Index	Cohort	Species					
		<i>Apuleia leiocarpa</i> ( $n = 5$ )	<i>Araucaria angustifolia</i> ( $n = 21$ )	<i>Dicksonia sellowiana</i> ( $n = 10$ )	<i>Euterpe edulis</i> ( $n = 8$ )	<i>Ocotea catharinensis</i> ( $n = 11$ )	<i>Podocarpus lambertii</i> ( $n = 6$ )
Ar	Adults	2.276	1.570	1.880	2.157	1.693	1.728
	Seedlings	2.229	1.626	1.866	2.028	1.701	1.820
	$p$	0.573	0.132	0.692	0.080	0.834	0.468
Ho	Adults	0.265	0.073	0.119	0.214	0.155	0.059
	Seedlings	0.310	0.074	0.123	0.217	0.157	0.077
	$p$	0.031	0.754	0.630	0.841	0.773	0.263
He	Adults	0.332	0.079	0.122	0.241	0.179	0.079
	Seedlings	0.314	0.079	0.128	0.210	0.178	0.084
	$p$	0.412	0.975	0.405	0.002	0.927	0.769
$f$	Adults	0.202	0.080	0.018	0.114	0.136	0.248
	Seedlings	0.014	0.059	0.044	-0.034	0.118	0.075
	$p$	0.021	0.584	0.559	0.017	0.496	0.138
$F_{ST}$	Adults	0.063	0.023	0.009	0.052	0.065	0.186
	Seedlings	0.050	0.017	0.012	0.065	0.053	0.068
	$p$	0.508	0.544	0.673	0.603	0.589	0.359

<sup>a</sup>  $p < 0.05$ .

over generations (Hartl and Clark, 2007). Due to the higher  $H_o$  or lower  $H_e$  (decreasing the difference between  $H_o$  and  $H_e$ ) in the seedlings, values of  $f$  were reduced when compared to their adult counterparts. This was corroborated by the moderate correlation of observed differences in  $H_o$  ( $r = 0.507$ ,  $p = 3 \cdot 10^{-5}$ ) and the weak correlation between the differences in  $H_e$  ( $r = -0.247$ ,  $p = 0.055$ ) and adult fixation index. This shows a trend whereby fixation index can be related to the loss of genetic diversity ( $H_e$ ), but not richness ( $r = 0.118$ ,  $p = 0.364$ ) of populations. However, it should be noted that different species were analyzed together and that their different ecological traits could have caused variations in genetic indexes (Hamrick and Godt, 1996; Broadhurst et al., 2017; Lowe et al., 2018). Fixation index can also be a reflection of the history of each species (see Section 4.2) and can, therefore, be a good descriptor used for monitoring population genetics of species.

#### 4.2. Species level analysis and implications

Some species changed their genetic indexes differently between cohorts (Table 5). Part of the differences between the species genetic index can be attributed to their ecological traits molded by different evolutionary pathways, which have a direct impact over population genetics (e.g., Hamrick and Godt, 1996; Broadhurst et al., 2017; Lowe et al., 2018). For differences over one generation, aspects of reproductive biology can play an important role, such as pollination and dispersion vectors, which were variable for each species (Table 1) and can help explain differences found among species. Another factor of reproductive biology is reproduction mode, allogamous or mostly allogamous, for all of the species studied. Allogamy favors random mating of genotypes over autogamy (selfing), and it is therefore easier to attain or approximate HWE for which allelic frequencies remain the same over generations, while the fixation index reduces to zero (Hartl and Clark, 2007), as observed for most of the populations (Table 4) and overall for some species (Table 5).

The elevated fixation index in the adult cohort could have resulted from founder effect caused by the recent (4000–1500 y BP) forestation of southern Brazil (Behling, 1995, 1997; Behling et al., 2004; Behling and Pillar, 2007). Moreover, reductions in population size, by natural (i.e., mortality of individuals before reaching reproductive stage) or anthropic forces (i.e., deforestation), reduce effective population size ( $N_e$ ), facilitating the occurrence of higher  $f$  values. These historical events, colonization and population reduction, would cause direct, but intermittent (i.e., just in one established cohort), deviations of HWE and can therefore ease reductions of this index over cohorts, as observed in most of the present cases (Table 5).

From a conservation perspective, one would want higher  $A_r$ ,  $H_o$  and  $H_e$ , but lower  $f$  and  $F_{ST}$  values. With this in mind, significant favorable changes were observed for *Apuleia leiocarpa* (increase of  $H_o$  and reduction of  $f$ ) and *E. edulis* (reduction of  $f$ ). However, unfavorable changes were observed for *Araucaria angustifolia* and *O. catharinensis* (maintenance of high  $f$  values), and the reduction of  $H_e$  for *E. edulis*, a preoccupant scenario for those species. These three species share intense exploitation in common, especially in the last century, specifically *A. angustifolia* and *O. catharinensis* for the quality of their timber (Reitz et al., 1979; Fonseca et al., 2009) and *E. edulis* for its edible “heart of palm” (the apical meristem, Fantini et al., 2000).

To aggravate the situation, all of these species give evidence of an ongoing threat to their conservation. *Araucaria angustifolia* and *O. catharinensis* have shown difficulty in natural regeneration when forests are in an advanced successional stage (Paludo et al., 2016; Montagna et al., 2018b) paired with slow growth rates (Carvalho, 1994; Mattos et al., 2007; Montagna et al., 2018b). In the case of *A. angustifolia*, natural regeneration is even suppressed by some landowners because adult trees are legally a burden since they cannot be legally cut down (Montagna et al., 2018a). For *E. edulis*, large trees are still cut down for the heart of palm (Montagna et al., 2018a), even in protected

areas (personal observation).

The other species have also been exploited for wood (*Apuleia leiocarpa*, *Podocarpus lambertii*), or tree fern for plant vases (*D. sellowiana*), albeit to a lesser extent and/or had higher resilience and faster recovery rates. Of all studied species, *D. sellowiana* had the highest individual density (see Table 1), which can be correlated with effective population sizes ( $N_e$ ). Higher  $N_e$  and lower intensity of exploitation could have attenuated the effects of genetic loss and drift. It should be noted that *A. leiocarpa* had the lowest density of all studied species; however, this occurs partially because it has a limited geographic distribution on the west side of Santa Catarina state.

## 5. Conclusions

In just one generation, some significant and negative differences were detected, mainly in species intensely exploited in the past, but most genetic indexes showed little to no change, and the cohorts are genetically similar. Even so, those small effects can accumulate through time (Hartl and Clark, 2007) and have further consequences, prompting us to recommend more years of monitoring the factors studied in the present paper. Furthermore, fixation index can be related to loss of genetic diversity ( $H_e$ ), and be a good descriptor to monitor older cohorts.

## Acknowledgements

We would like to thank everyone involved in IFFSC project, especially those which helped with the population genetics part. This work was supported by Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina (FAPESC), grant numbers 11939/2009, 174/2011, 18868/2011-9, and TR2013-3558; Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) for doctoral scholarship to MBL, TM, APB, NCF and for post-doctoral scholarship to JZS (CAPES/PNDP); and Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), grant number 09128/2014-5 to MSR.

## Appendix A. Supplementary material

Population genetics indexes for each population and cohort are in Supplementary Table S1. Supplementary data associated with this article can be found in the online version. Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.058>.

## References

- Alfenas, A.C., 1998. Eletroforese de isoenzimas e proteínas afins: fundamentos e aplicações em plantas e microorganismos. Editora Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- Behling, H., 1995. Investigations into the late Pleistocene and Holocene history of vegetation and climate in Santa Catarina (South Brazil). *Veg. Hist. Archaeobot.* 4, 127–152. <https://doi.org/10.1007/BF00203932>.
- Behling, H., 1997. Late quaternary vegetation, climate and fire history of the Araucaria forest and campos region from Serra Campos Gerais, Paraná State (South Brazil). *Rev. Palaeobot. Palynol.* 97, 109–121.
- Behling, H., Pillar, V.D., 2007. Late quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on the southern Brazilian highland and their implication for conservation and management of modern Araucaria forest and grassland ecosystems. *Philos. Trans. R. Soc. B. Biol. Sci.* 362, 243–251. <https://doi.org/10.1098/rstb.2006.1984>.
- Behling, H., Pillar, V.D., Orlióci, L., Bauermann, S.G., 2004. Late Quaternary Araucaria forest, grassland (Campos), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambará do Sul core in southern Brazil. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol.* 203, 277–297. [https://doi.org/10.1016/S0031-0182\(03\)00687-4](https://doi.org/10.1016/S0031-0182(03)00687-4).
- Broadhurst, L., Breed, M., Lowe, A., et al., 2017. Genetic diversity and structure of the Australian flora. *Divers. Distrib.* 23, 41–52. <https://doi.org/10.1111/ddi.12505>.
- Carvalho, P.E.R., 1994. Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira. EMBRAPA/CNPQ, Colombo.
- Catherall, E.E., Janes, J.K., Josefsson, C.A., Gorrell, J.C., 2018. Spatial and temporal assessments of genetic structure in an endangered Garry oak ecosystem on Vancouver Island. *Botany* 96, 257–265. <https://doi.org/10.1139/cjb-2017-0130>.

- CONSEMA, 2014. Resolução Consema 51, de 05 de dezembro de 2014. Lista Oficial das Espécies da Flora Ameaçada de Extinção no Estado de Santa Catarina. <http://www.sds.sc.gov.br/index.php/biblioteca/consema/legislacao/resolucoes/325-resolucao-consema-no-512014-1/file>.
- Conte, R., Reis, M.S., Mantovani, A., et al., 2008. Genetic structure and mating system of *Euterpe edulis* Mart. Populations: A comparative analysis using microsatellite and allozyme markers. *J. Hered.* 99, 476–482. <https://doi.org/10.1093/jhered/esn055>.
- da Silva Carvalho, C., Ribeiro, M.C., Côrtes, M.C., et al., 2015. Contemporary and historic factors influence differently genetic differentiation and diversity in a tropical palm. *Heredity* (Edinb) 115, 216–224. <https://doi.org/10.1038/hdy.2015.30>.
- Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34, 487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>.
- Fantini, A.C., Ribeiro, R.J., Guries, R.P., 2000. Produção de palmito (*Euterpe edulis* Martius - Arecaceae) na Floresta Ombrófila Densa: potencial, problemas e possíveis soluções. *Sellowia* 49–52, 256–280.
- Fonseca, C.R., Souza, A.F., Leal-Zanchet, A.M., et al., 2009. Floresta com Araucária: Ecologia, Conservação e Desenvolvimento Sustentável. Holos, Ribeirão Preto.
- Frankham, R., 2003. Genetics and conservation biology. *C R Biol.* 326, 22–29. [https://doi.org/10.1016/S1631-0691\(03\)00023-4](https://doi.org/10.1016/S1631-0691(03)00023-4).
- Freville, H., Justy, F., Olivieri, I., 2001. Comparative allozyme and microsatellite population structure in a narrow endemic plant species, *Centaurea corymbosa* Pourret (Asteraceae). *Mol. Ecol.* 10, 879–889. <https://doi.org/10.1046/j.1365-294x.2001.01249.x>.
- Fundação SOS Mata Atlântica, INPE, 2018. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: Período 2016-2017. São Paulo.
- Goudet, J., 1995. FSTAT, a program to estimate and test gene diversities and fixation indices (version 2.9.3.2).
- Hamrick, J.L., Godt, M.J.W., 1996. Effects of life history traits on genetic diversity in plant species. *Philos. Trans. R. Soc. B. Biol. Sci.* 351, 1291–1298. <https://doi.org/10.1098/rstb.1996.0112>.
- Hartl, D.L., Clark, A.G., 2007. Principles of Population Genetics, fourth ed. Sinauer Associates, Sunderland.
- IUCN, 2017. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017-1.
- IUCN Standards and Petitions Subcommittee, 2014. Guidelines for using the IUCN Red List categories and criteria. Version 11.
- Kalinowski, S.T., 2005. Do polymorphic loci require large sample sizes to estimate genetic distances? *Heredity* (Edinb) 94, 33–36. <https://doi.org/10.1038/sj.hdy.6800548>.
- Keenan, K., McGinnity, P., Cross, T.F., et al., 2013. *diversity: An R package for the estimation of population genetics parameters and their associated errors.* *Methods Ecol. Evol.*
- Kettle, C.J., Hollingsworth, P.M., Jaffré, T., et al., 2007. Identifying the early genetic consequences of habitat degradation in a highly threatened tropical conifer, *Araucaria nemosa* Laubenfels. *Mol. Ecol.* 16, 3581–3591. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2007.03419.x>.
- Klein, R.M., 1978. Mapa fitogeográfico do estado de Santa Catarina. Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí.
- Kramer, A.T., Ison, J.L., Ashley, M.V., Howe, H.F., 2008. The paradox of forest fragmentation genetics. *Conserv. Biol.* 22, 878–885. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00944.x>.
- Laikre, L., 2010. Genetic diversity is overlooked in international conservation policy implementation. *Conserv. Genet.* 11, 349–354. <https://doi.org/10.1007/s10592-009-0037-4>.
- Landguth, E.L., Cushman, S.A., Schwartz, M.K., et al., 2010. Quantifying the lag time to detect barriers in landscape genetics. *Mol. Ecol.* 19, 4179–4191. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2010.04808.x>.
- Low, A.J., Breed, M.F., Caron, H., et al., 2018. Standardized genetic diversity-life history correlates for improved genetic resource management of Neotropical trees. *Divers. Distrib.* 1–12. <https://doi.org/10.1111/ddi.12716>.
- Low, A.J., Cavers, S., Boshier, D., et al., 2015. The resilience of forest fragmentation genetics—no longer a paradox—we were just looking in the wrong place. *Heredity* (Edinb) 115, 97–99. <https://doi.org/10.1038/hdy.2015.40>.
- Low, W.H., Kovach, R.P., Allendorf, F.W., 2017. Population genetics and demography unite ecology and evolution. *Trends Ecol. Evol.* 32, 141–152. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.12.002>.
- Mattos, P.P. de, Santos, A.T. dos, Rivera, H., et al., 2007. Crescimento de *Araucaria angustifolia* na Reserva Florestal Embrapa/Epagri, Caçador, SC. *Pesqui Florest Bras* 107–114.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis.* Island Press, Washington, DC.
- Mimura, M., Yahara, T., Faith, D.P., et al., 2017. Understanding and monitoring the consequences of human impacts on intraspecific variation. *Evol. Appl.* 10, 121–139. <https://doi.org/10.1111/eva.12436>.
- Ministério Do Meio Ambiente (MMA), 2014. Portaria no 443, de 17 de dezembro de 2014.
- Miszinski, J., Souza, J.M., Carrião, S.L., et al., 2012. Sistemas de Informações Florístico-Florestais de Santa Catarina - SIFFSC. In: Vibrans, A.C., Sevegnani, L., Gasper, A.L. de, Lingner, D.V. (Eds.), *Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina – Diversidade e conservação dos remanescentes florestais.* Edifurb, Blumenau, pp. 263–277.
- Mittermeier, R.A., Turner, W.R., Larsen, F.W., et al., 2011. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: Zachos, F.E., Habel, J.C. (Eds.), *Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Conservation Priority Areas.* Springer, Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 3–22.
- Montagna, T., Gasper, A.L. de, Oliveira, L.Z., et al., 2018a. 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, Oliveira, L.Z., Lingner, D.V., Vibrans, A.C. (Eds.), *Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina.* Vol. VII, *Espécies arbóreas raras de Santa Catarina.* Edifurb, Blumenau, pp. 159–241.
- Montagna, T., Lauterjung, M.B., Candido-Ribeiro, R., et al., 2018b. Spatial genetic structure, population dynamics and spatial patterns in the distribution of *Ocotea catharinensis* Mez. from southern Brazil: implications for conservation. *Can. J. For. Res.* 48, 506–516. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2017-0446>.
- Montagna, T., da Silva, J.Z., Bernardi, A.P., et al., 2018c. Landscape genetics and genetic conservation of two keystone species from Ombrophilous Dense Forest: *Euterpe edulis* and *Ocotea catharinensis*. *For. Sci.* <https://doi.org/10.1093/forsci/txy026>.
- Montagna, T., da Silva, J.Z., Pikart, T.G., Sedrez dos Reis, M., 2018d. Reproductive ecology of *Ocotea catharinensis*, an endangered tree species. *Plant Biol.* <https://doi.org/10.1111/plb.12847>.
- Moraes, P.L.R. de, Paoli, A.A.S., 1995. Dispersão e germinação de sementes de *Cryptocarya moschata* Nees & Martius ex Nees, *Ocotea catharinensis* Mez e *Endlicheria paniculata* (Sprengel) MacBride (Lauraceae). *Arq Biol e Tecnol* 38, 1119–1129.
- Myers, N., Mittermeier, A.R., Mittermeier, C.G., et al., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858.
- Nei, M., 1973. Analysis of gene diversity in subdivided populations. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 70, 3321–3323.
- Paludo, G.F., Lauterjung, M.B., dos Reis, M.S., Mantovani, A., 2016. Inferring population trends of *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) using a transition matrix model in an old-growth forest. *South For. a J. For. Sci.* 78, 137–143. <https://doi.org/10.2989/20702620.2015.1136506>.
- Paquette, S.R., 2012. PopGenKit: Useful functions for (batch) file conversion and data resampling in microsatellite datasets. R package version 1.0.
- Primack, R.B., 2004. *A Primer of Conservation Biology.* Sinauer Associates, Sunderland.
- R Development Core Team, 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Reis, M.S., dos, Mantovani, A., Silva, J.Z., et al., 2012. Distribuição da diversidade genética e conservação de espécies arbóreas em remanescentes florestais de Santa Catarina. In: Vibrans, A.C., Sevegnani, L., Gasper, A.L. de, Lingner, D.V. (Eds.), *Inventário florístico florestal de Santa Catarina, vol. 1, Diversidade e Conservação dos remanescentes florestais.* Edifurb, Blumenau, pp. 143–169.
- Reitz, R., Klein, R.M., Reis, A., 1979. *Madeiras do Brasil - Santa Catarina.* Editora Lunardelli, Florianópolis.
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., et al., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142, 1141–1153. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>.
- Schaadt, S.S., Vibrans, A.C., 2015. O uso da terra no entorno de fragmentos florestais influencia a sua composição e estrutura. *Floresta e Ambiente* 22, 437–445. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.062813>.
- Sehnem, A., 1978. *Ciateáceas.* In: Reitz, R. (Ed.), *Flora Ilustrada Catarinense.* Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí, pp. 1–115.
- Soltis, D.E., Soltis, P.S., 1987. Polyploidy and breeding systems in homosporous Pteridophyta: a reevaluation. *Am. Nat.* 130, 219–232.
- Sun, G.-L., Díaz, O., Salomon, B., et al., 2001. Genetic diversity and structure in a natural *Elymus caninus* population from Denmark based on microsatellite and isozyme analyses. *Plant Syst. Evol.* 227, 235–244. <https://doi.org/10.1007/s006060170051>.
- Tryon, R.M., 1986. The biogeography of species, with special reference to ferns. *Bot. Rev.* 52, 117–156.
- Vibrans, A.C., McRoberts, R.E., Lingner, D.V., et al., 2012a. Extensão original e atual da cobertura florestal de Santa Catarina. In: Vibrans, A.C., Sevegnani, L., De, Gasper A.L., Lingner, D.V. (Eds.), *Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina – Diversidade e conservação dos remanescentes florestais.* Edifurb, Blumenau, pp. 65–78.
- Vibrans, A.C., Sevegnani, L., Gasper, A.L. de, et al., 2012. Considerações finais e recomendações. In: *Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina. Volume 1: Diversidade e conservação dos remanescentes florestais.* pp. 333–336.
- Vibrans, A.C., Sevegnani, L., Gasper, A.L. de, Lingner, D.V., 2012. *Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina. Volume 1: Diversidade e conservação dos remanescentes florestais.* Edifurb, Blumenau.
- Vibrans, A.C., Sevegnani, L., Lingner, D.V., et al., 2010. O Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina (IFFSC): aspectos metodológicos e operacionais. *Pesqui Florest Bras* 30, 291–302. <https://doi.org/10.4336/2010.pb.64.291>.
- Weir, B.S., Cockerham, C.C., 1984. Estimating F-Statistics for the analysis of population structure. *Evolution (N Y)* 38, 1358–1370.
- Westergren, M., Bozic, G., Ferreira, A., Kraigher, H., 2015. Insignificant effect of management using irregular shelterwood system on the genetic diversity of European beech (*Fagus sylvatica* L.): A case study of managed stand and old growth forest in Slovenia. *For. Ecol. Manage.* 335, 51–59. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.09.026>.
- Wojnicka-Półtorak, A., Celiński, K., Chudzińska, E., 2017. native gene pool, age genetic differentiation, biodiversity conservation, isozyme, nSSR markers, 261–280.
- Wojnicka-Półtorak, A., Prus-Głowacki, W., Celiński, K., Korczyk, A., 2013. Genetic aspects of age dynamics of a natural *Picea abies* (L.) Karst. population in the Białowieża Primeval Forest, Poland. *New For.* 44, 811–825. <https://doi.org/10.1007/s11056-013-9367-7>.
- Wright, S., 1931. Evolution in mendelian populations. *Genetics* 16, 97–159.
- Young, A., Boyle, T., Brown, T., 1996. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Tree* 11, 413–418.



## CAPÍTULO II. GENÉTICA DE PAISAGENS: ANÁLISE DO FRAGMENTO E DO SEU ENTORNO

### RESUMO

As pressões antrópicas, principalmente as modificações na paisagem e uso inadequado dos recursos, conflitam com a conservação da biodiversidade de espécies florestais. Um melhor entendimento de como a diversidade genética se relaciona com níveis mais amplos da biodiversidade é fundamental para assegurar estratégias de uso e conservação em longo prazo. Esse capítulo teve como objetivo testar relações entre a diversidade genética e variáveis fitossociológicas de um fragmento e características da paisagem ao seu entorno. Para isso, foram testados modelos de regressão lineares. As variáveis dependentes foram riqueza alélica ( $A_r$ ), índice de diversidade genética ( $H_e$ ) e índice de fixação ( $f$ ), calculados com base na caracterização genética de 175 populações adultas divididas em 13 espécies, e 61 populações regenerantes divididas em 6 espécies. As variáveis independentes fitossociológicas foram estabelecidas com base no levantamento realizado pelo Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina (IFFSC). As variáveis independentes de paisagem foram área de fragmento e cobertura florestal originais ( $A_{Fo}$  e  $C_{Fo}$ ) e suas variações/perdas ao longo de 25 anos ( $A_{Fv}$  e  $C_{Fv}$ ), calculados para áreas com diferentes raios ao redor da população amostrada com base em mapeamentos de uso e cobertura do solo para os anos de 1985 e 2010. Relativamente poucos dos modelos testados (46 de 1653) foram superiores aos modelos nulos, e a maioria deles (32 de 46) relacionados à variáveis de paisagem do entorno do fragmento ( $A_{Fo}$ ,  $C_{Fo}$ ,  $A_{Fv}$  e  $C_{Fv}$ ). As espécies responderam de maneira diferenciada, principalmente de acordo com suas características ecológicas. De maneira geral, os resultados apontam para uma maior diversidade genética em ambientes mais conservados, que favoreçam a ocorrência e a densidade de indivíduos de uma espécie em questão. A partir dos resultados, recomendam-se ações que conservem ambientes florestais existentes, que por sua vez favorecem um maior tamanho efetivo populacional e uma maior diversidade genética.

**Palavras chave:** genética de populações, tamanho efetivo populacional ( $N_e$ ), conservação

## 1. INTRODUÇÃO

A conservação da biodiversidade é uma ciência que busca preservar espécies, recursos naturais e serviços ecossistêmicos (PRIMACK, 2004), dos quais os seres humanos dependem para a sua sobrevivência, conforto e bem estar. A grande maioria dos esforços de conservação são focados em níveis mais amplos da biodiversidade, como a de ecossistemas e de espécies (e.g., CBD, SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 1992; IUCN, IUCN, 2020). Não obstante, a evolução ocorre com base na variabilidade genética de uma espécie e de suas populações. Portanto, é de extrema importância para a conservação em longo prazo.

A falta de atenção com a diversidade genética em esforços de conservação já foi criticada no passado (LAIKRE, 2010), porém, pouca ação foi tomada desde então, e autores continuam ressaltando a sua importância, sugerindo a inclusão explícita de variáveis da diversidade genética em diretrizes das instituições e órgãos dedicados a conservação, como a IUCN e CBD (GARNER; HOBAN; LUIKART, 2020; HOBAN et al., 2020; LAIKRE et al., 2020). Os índices mais comumente utilizados para mensurar e descrever a diversidade genética de populações são derivados das frequências alélicas populacionais, sendo eles a riqueza alélica ( $A_r$ ), o índice de diversidade genética ( $H_e$ , NEI, 1973) e o índice de fixação ( $f$ ), que refletem a quantidade de diversidade genética e a sua distribuição (HEDRICK, 2011; e.g., CARVALHO et al., 2015; SILVA et al., 2019; LAUTERJUNG et al., 2019; COLLEVATTI et al., 2020).

Um dos indicadores mais recorrentes relacionados à conservação da diversidade genética, que consegue resumir o risco de perda em futuras gerações dos índices mencionados anteriormente ( $A_r$ ,  $H_e$  e  $f$ ), é o tamanho efetivo populacional ( $N_e$ ), definido como o número de indivíduos de uma população teórica ideal que possui a mesma magnitude de deriva genética que a população em questão (FISHER, 1930; HARTL; CLARK, 2007; WRIGHT, 1931), isto é, o quanto o número real de indivíduos de uma população representa geneticamente. Para populações naturais, o  $N_e$  difere do tamanho demográfico de uma população ( $N$ ), mas com uma relação direta, com médias da razão  $N/N_e$  entre 0,1 e 0,2, altamente variável dependendo da espécie e do histórico de suas populações (FRANKHAM; BRADSHAW; BROOK, 2014; JAMIESON; ALLENDORF, 2012). Baixos valores de  $N_e$  indicam populações mais susceptíveis a perda de diversidade em função da deriva genética. Em casos extremos, de autofecundação ou plantios clonais, populações inteiras podem representar apenas um único genótipo. Portanto, a conservação da diversidade genética está

intimamente relacionada com o número de indivíduos de uma população e de seu histórico de uso/conservação.

A principal ameaça para a conservação de populações naturais é a perda de habitats (PRIMACK, 2004), que por sua vez ocorre na forma de conversão de uso do solo. Áreas florestais e de vegetação nativas brasileiras são ou foram desmatadas para serem convertidas em outras, majoritariamente em atividades de agropecuária (PROJETO MAPBIOMAS, 2020a). As pressões antrópicas tem capacidade de alterar o ambiente com muita facilidade e em um intervalo de tempo relativamente curto quando comparados com o tempo de geração (tempo evolutivo) das espécies, especialmente as arbóreas. Tais ações reduzem diretamente o habitat e o número de indivíduos (e o  $N_e$ ) de uma população e, por consequência, ameaçam a diversidade genética, como já evidenciado para espécies arbóreas (e.g., CARVALHO et al., 2015; GHAREHAGHAJI et al., 2017) e seus polinizadores e dispersores, como aves e insetos (e.g., ADAMS et al., 2016; KLINGA et al., 2017; JAFFÉ et al., 2019).

Como mencionado na introdução geral (item 3.5.), o estado de Santa Catarina contou com dois levantamentos sistemáticos da sua vegetação, assim como caracterizou geneticamente 13 espécies arbóreas. Aliado a isso, uma série temporal (1985 até 2019) de mapeamentos de uso e cobertura do solo de alta acurácia e resolução foram disponibilizados publicamente pelo projeto MapBiomias (PROJETO MAPBIOMAS, 2020b; SOUZA et al., 2020). A partir dessas informações, é possível: i) ter uma referência histórica do que eram fragmentos bem conservados; ii) realizar testes ligando diretamente a conservação da diversidade genética de diversas espécies arbóreas e o grau de conservação/histórico de uso de um fragmento e; iii) verificar como mudanças antrópicas na paisagem afetam a diversidade genética. Tais informações são essências para a conservação da biodiversidade, pois permitem entender melhor a relação genética-demografia e acessar melhor o risco de declínio ou extinção de populações e espécies; e identificar áreas prioritárias para a conservação *in situ*, monitoramento da diversidade genética e/ou coleta de sementes. Com isso, é possível um melhor direcionamento de estratégias para o uso e conservação dos recursos naturais.

Portanto, os objetivos desse capítulo foram de estudar relações entre índices de diversidade genética e variáveis de dentro de uma população (variáveis fitossociológicas) e do seu entorno (variáveis de paisagem), para 13 espécies florestais do estado de Santa Catarina. Como a matriz de paisagem influencia na genética, principalmente no fluxo gênico, será discutido no capítulo 3. Os objetivos específicos foram os seguintes:

4- Testar associações entre índices genéticos e características fitossociológicas dos fragmentos.

5- Testar associações entre índices genéticos e características do entorno dos fragmentos.

## 2. METODOLOGIA

### 2.1. AQUISIÇÃO DE DADOS

#### 2.1.1. Variáveis genéticas

As variáveis genéticas utilizadas foram de riqueza ( $A_r$ ) e diversidade genética ( $H_e$ ), e índice de fixação ( $f$ ). Esses índices foram calculados de acordo com a metodologia geral, para as populações das coortes de indivíduos adultos e regenerantes.

#### 2.1.2. Variáveis demográficas e fitossociológicas

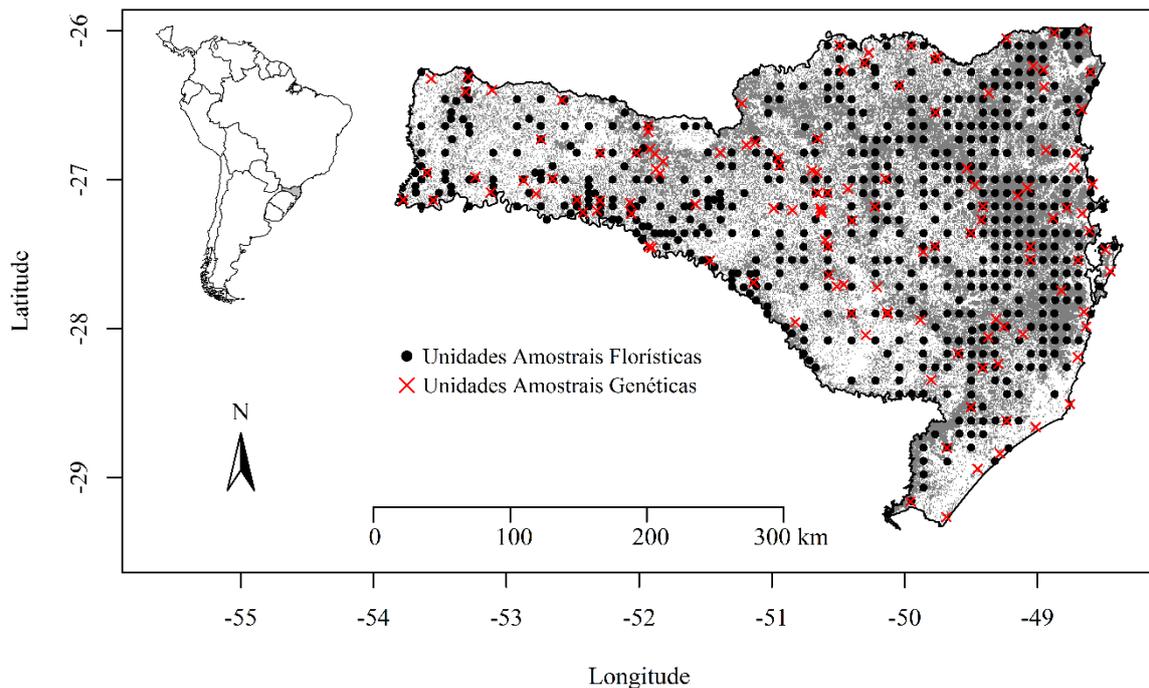
As variáveis demográficas e fitossociológicas utilizadas foram densidade absoluta (número de indivíduos por hectare;  $DA_{sp.}$ ) e dominância absoluta (área basal por hectare;  $DoA_{sp.}$ ) de indivíduos adultos relativos à espécie em questão; e de densidade absoluta ( $DA_T$ ) e dominância absoluta ( $DoA_T$ ) totais de indivíduos adultos ( $DAP > 10$  cm), e densidade absoluta de indivíduos regenerantes ( $0,5$  m  $< h < 5$  m,  $DAP < 10$  cm;  $DA_R$ ) do fragmento. Adicionalmente, foi utilizado o índice de diversidade de Shannon ( $H$ ), e variáveis de mensuração florestal, como altura total média ( $H_{tm}$ ), e volume do fuste por hectare ( $Vol$ ). Essas variáveis foram escolhidas por terem uma relação direta com o número de indivíduos da espécie em questão (e.g.,  $DA_{sp.}$ ,  $DoA_{sp.}$ ) e, por consequência, com o tamanho efetivo ( $N_e$ ) da população; ou por serem potenciais indicativos de conservação do fragmento em questão (e.g.,  $H$ ,  $Vol$ ).

Todas essas variáveis são provenientes do levantamento florístico do IFFSC (VIBRANS et al., 2010), obtidos pela plataforma SINFLOR (<http://www.furb.br/sinflor/>). Foram gerados os relatórios de i) Estrutura Diamétrica - Espécie-Parcela; ii) Estrutura Diamétrica - Parcela; iii) Diversidade e; iv) Estimativas. Para gerar esses relatórios, foram escolhidas as opções de todas as fitofisionomias, usos do solo e bacias hidrográficas, parcelas ativas, implantadas, da grade/complementar, incluindo árvores mortas; considerando apenas áreas com floresta.

Parte das variáveis utilizadas – genéticas e fitossociológicas – possuem correlações entre si, mas estas não são necessariamente comuns para todas as espécies e coortes e, por isso, foram mantidas. Outras variáveis correlacionadas, comuns à todas as espécies, não foram

incluídas na análise (e.g., número de indivíduos com densidade absoluta; área basal com dominância absoluta e DAP médio do fragmento).

As coletas das variáveis genéticas foram independentes do levantamento florístico e, por isso, nem sempre ocorreram no mesmo fragmento florestal (Figura 2.1). Por esse motivo, todas as variáveis fitossociológicas foram interpoladas para a localização dos pontos amostrais genéticos, utilizando a técnica de *Inverse Distance Weighting* (IDW, SHEPARD, 1968) com auxílio dos pacotes raster (HIJMANS, 2019) e *gstat* (GRÄLER; PEBESMA; HEUVELINK, 2016; PEBESMA, 2004) no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2020). Para esse processo, nota-se que a distância do ponto mais próximo entre os 127 pontos genéticos e os 563 pontos florísticos teve média de 4,26 km e mediana de 3 km, com valor máximo de 27,6 km, mas apenas 10 valores acima de 10 km.



**Figura 2.1** Localização geográfica das 563 unidades amostrais florísticas (preto) e 175 genéticas (vermelho). Áreas em cinza representam áreas de florestas naturais no ano de 1985, de acordo com o mapeamento realizado pelo Projeto MapBiomass (2020b).

### 2.1.3. Variáveis da paisagem ao entorno do fragmento

A paisagem do entorno dos fragmentos analisada foi obtida a partir do mapa de uso e cobertura do solo realizada pelo projeto Mapbiomas. O Projeto MapBiomas é uma rede colaborativa de especialistas que gera dados anuais de uso e cobertura do solo do Brasil por meio de classificação automática aplicada a imagens de satélite (PROJETO MAPBIOMAS, 2020b; SOUZA et al., 2020).

Os dados brutos são provenientes da coleção 4.0, e foram baixados no mês de março de 2020 por meio do github (<https://github.com/mapbiomas-brazil/>) e Google Earth Engine para a região sul do Brasil. Novas coleções de melhor acurácia (4.1 e 5.0) foram disponibilizadas mais recentemente, porém após a análise de dados estar concluída. Foram utilizados dois anos distintos (1985 e 2010) para permitir cálculos de alterações na paisagem. A escolha do ano de 1985 se justifica por ser o mapa mais antigo disponível, e o de 2010 por ser quando foram iniciadas as coletas de indivíduos regenerantes. Mapeamentos que refletem alterações mais recentes na paisagem (depois de 2010) não fazem tanto sentido por refletirem eventos após aquisição de dados genéticos. Os arquivos foram disponibilizados no formato raster, com resolução de 30 m (melhor disponível) e sistema de coordenadas geográficas em formato latitude/longitude.

Variáveis de paisagens podem ser classificadas de acordo com o foco do observador em diferentes níveis (MCGARIGAL, 2015). Para esse estudo, foram utilizados os níveis de fragmento, com variáveis definidas para cada fragmento em questão; e o nível de classe, no qual as variáveis integram a informação de todos os fragmentos de uma mesma categoria (e.g., florestas) em uma determinada área no entorno do ponto analisado (MCGARIGAL, 2015).

As variáveis em nível de fragmento foram área do fragmento inicial (em 1985; AFo) e; variação de área total (diferença entre 1985 e 2010; AFv). Já as variáveis em nível de classe utilizadas foram cobertura florestal inicial (em 1985; CFo) e; variação de cobertura florestal (diferença entre 2010 e 1985; CFp) no entorno do fragmento. Para as variáveis AFv e CFv, valores positivos indicam perda (maioria dos casos), e valores negativos indicam ganho (29,37% dos casos), portanto a palavra variação pode ser interpretada como um sinônimo de perda. Foi considerada cobertura florestal apenas a categoria 1.1.1. (Floresta -> Floresta Natural -> Formação Florestal) do mapeamento realizado pelo MapBiomas (ver Figura 2.1). No caso de *Butia catarinensis* e *Butia eriospatha*, a ocorrência geográfica de suas populações nem sempre coincidiram com ambientes florestais de acordo com o mapeamento utilizado.

Portanto, as variáveis de fragmento não necessariamente refletem ambientes florestais para essas espécies.

As variáveis de paisagem foram sempre calculadas a partir de uma área circular (*buffer*) ao entorno do ponto genético amostrado. Como essas variáveis são dependentes de escala (CUSHMAN; MCRAE; MCGARIGAL, 2016), foram utilizados *buffers* com raio de 0,5; 1; 2,5; 5 e 10 km (Figura 2.2), de acordo com outros trabalhos de genética de paisagens envolvendo espécies arbóreas (e.g., CARVALHO et al., 2015; SANTOS et al., 2015, 2016; SOARES et al., 2019; CARVALHO et al., 2019). A partir de 5 km, os percentuais das categorias de UCS no entorno dos fragmentos tenderam a se estabilizar para a área de estudo (ver SCHAADT; VIBRANS, 2015).

Todos os cálculos foram realizados no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2020) com os pacotes raster (HIJMANS, 2019) e SDMTools (VANDERWAL; SHOO; JANUCHOWSKI, 2010).

## 2.2. ANÁLISE DE DADOS

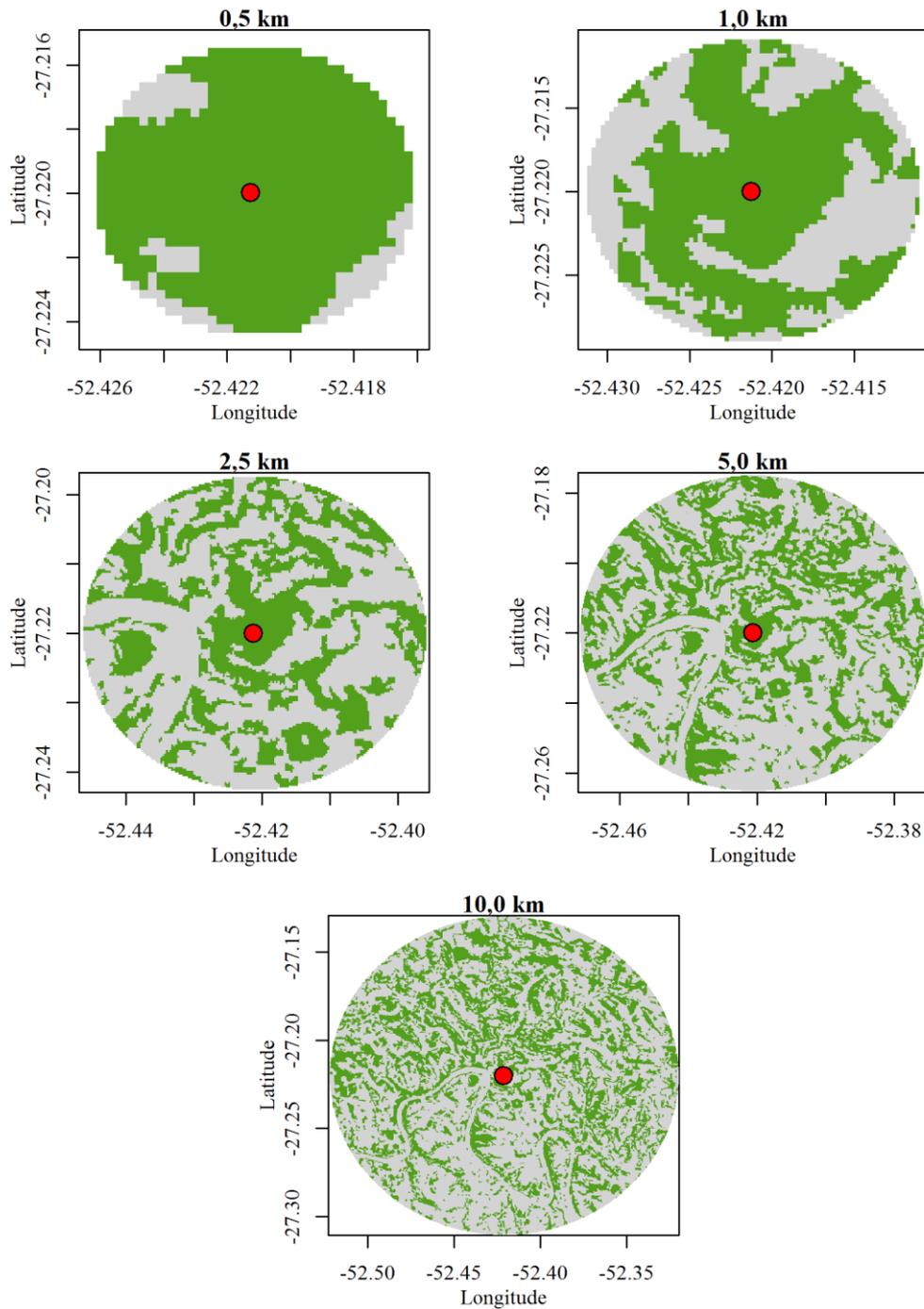
### 2.2.1. Teste de autocorrelação espacial

Dados espaciais de diferentes localizações podem ter dependências entre si de acordo com sua proximidade geográfica, o que é conhecido como autocorrelação espacial (WAGNER; FORTIN, 2016), podendo interferir nos resultados caso não sejam incorporados nas análises. Por isso, foram realizados testes de autocorrelação espacial para os dados genéticos (Ar, He e f) utilizando o coeficiente de autocorrelação I de Moran (GITTLEMAN; KOT, 1990), realizado a partir da distância inversa entre os pontos amostrados para cada espécie e em ambas as coortes, com auxílio do pacote ape (PARADIS; SCHLIEP, 2019) no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2020).

### 2.2.2. Modelagem e seleção de modelos

Para cada coorte (adultos e regenerantes), espécie e cada índice genético analisado (Ar, He e f), foram testados modelos lineares utilizando as variáveis demográficas, fitossociológicas e do entorno da paisagem como variáveis preditoras. Devido ao número de populações ( $n = 234$ ) por coorte/espécie ( $n = 19$ ) amostradas ter uma média de tamanho

amostral  $n = 12$ , foram analisados apenas modelos simples, com apenas uma variável preditora, totalizando 1653 modelos.



**Figura 2.2** Ilustração dos diferentes tamanhos de raio utilizados para os *buffers* ao redor do fragmento em análise, sinalizado pelo ponto vermelho. A cor verde representa a categoria de florestas naturais, e a cor cinza as demais categorias não florestais.

Os modelos foram selecionados de acordo com a estatística AIC (*Akaike Information Criterion*) corrigido para tamanhos amostrais pequenos (AICc; BURNHAM; ANDERSON, 2002), de acordo com as equações a seguir:

$$AIC = -2 \cdot \log(L(\hat{\theta}|y)) + 2K$$

$$AICc = AIC + \frac{2K \cdot (K + 1)}{n - K - 1}$$

No qual AIC = critério de informação de Akaike, AICc = AIC para amostras pequenas,  $L(\theta|y)$  = valor de máxima verossimilhança dos parâmetros estimados,  $k$  = número de parâmetros estimados do modelo,  $n$  = número de observações (amostra).

O AICc é recomendado no lugar do AIC quando o número de observações ( $n$ ) é pequeno em relação ao número de parâmetros ( $K$ ) estimados ( $n/K < 40$ , BURNHAM; ANDERSON, 2002).

Quando a diferença entre o AICc de dois modelos ( $\Delta AICc$ ) é  $> 2$ , existe uma forte evidência de que o modelo com o menor AICc é superior em relação ao outro (BURNHAM; ANDERSON, 2002). Portanto, os modelos analisados foram comparados contra um modelo nulo ( $y = 1$ ), e foram selecionados todos os modelos com  $\Delta AICc < 2$  em relação ao modelo nulo para cada espécie em cada coorte.

A seleção de modelos apenas indica qual é o melhor modelo do conjunto avaliado, e não necessariamente se ele é um bom modelo (BURNHAM; ANDERSON, 2002). Por esse motivo, para cada modelo, também foi calculada a significância dos coeficientes pelo teste de  $t$  de Student, o valor e o sinal do coeficiente  $b_1$  (indicando relação positiva ou negativa), e os coeficientes de determinação ( $R^2$  e  $R^2$  ajustado; ZAR, 2010).

Os pressupostos dos modelos selecionados (linearidade, homocedasticidade, normalidade dos resíduos) e a ocorrência de pontos extremos foram verificados a posteriori por análises gráficas. Adicionalmente, foram utilizados os testes de Shapiro-Wilk (SHAPIRO; WILK, 1965) para a normalidade dos resíduos, de Breusch-Pagan (BREUSCH; PAGAN, 1979) para homocedasticidade e a distância de Cook ( $D_i$ ; COOK, 1977) para a detecção de pontos extremos ( $D_i > 1$ ).

Todo o processo de seleção e avaliação de modelos foi realizado no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2020), com auxílio dos pacotes MuMIn (BARTON, 2018), lmttest (ZEILEIS; HOTHORN, 2002) e nlme (PINHEIRO et al., 2018).

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. AUTOCORRELAÇÃO ESPACIAL

Dos 57 testes de I de Moran realizados (três índices genéticos para 13 espécies da coorte adulta e 6 espécies da coorte regenerante), só foram encontradas autocorrelações espaciais significativas em dois casos: Ar de *Butia catarinensis* ( $p = 0,0058$ ) e *Ocotea odorifera* ( $p = 0,0064$ ) na coorte adulta. Como a grande maioria dos testes apontou para a ausência de autocorrelação espacial, esta não foi incorporada nos modelos testados a seguir.

#### 3.2. MODELOS

Um resumo dos modelos superiores ao nulo ( $\Delta AICc > 2$ ) para a coorte de indivíduos adultos está disposto nas tabelas 2.1 (riqueza alélica; Ar), 2.2 (diversidade genética; He) e 2.3 (índice de fixação; f); e para a coorte de indivíduos regenerantes nas tabelas 2.4 (Ar), 2.5 (He) e 2.6 (f). Todos os modelos analisados estão detalhados no anexo 1. Caso exista mais de um modelo selecionado por espécie, é possível que haja correlação entre as variáveis preditoras.

Apenas 46 dos 1653 modelos testados foram superiores aos modelos nulos de acordo com o  $\Delta AICc$ . Dentre esses, todos apresentaram coeficientes b1 significativos ( $p < 0,05$ ; Anexo 1), com o menor  $R^2$  ajustado para a riqueza alélica de indivíduos regenerantes de *Araucaria angustifolia* em função da variação de cobertura florestal em um raio de 5 km (CFv\_5km;  $R^2$ ajs. = 0,1957), e o maior para o índice de fixação de indivíduos adultos de *Myrocarpus frondosus* em função da variação de cobertura florestal em um raio de 0,5 km (CFv\_0,5km;  $R^2$ ajs. = 0,7949).

Dos modelos selecionados, quatro não possuíram resíduos com distribuição normal de acordo com o teste de Shapiro-Wilk, e outros três não possuíram homocedasticidade de acordo com o teste Breusch-Pagan ( $p < 0,05$ ; Tabelas 2.1 a 2.6; Anexo 2). O reduzido tamanho amostral (n) dos modelos favoreceu a ocorrência de pontos extremos em 16 casos, de acordo com a distância de Cook (Anexo 2). A maioria dos modelos superiores ao nulo foram relacionados com variáveis de paisagem (n = 32) em comparação com as variáveis demográficas e fitossociológicas (n = 8), possivelmente por testar diferentes raios de *buffer* e por haver correlação entre as variáveis de paisagem analisadas. Ainda, 13 dos modelos de

paisagem estão relacionados com a cobertura original, e 16 deles com a dinâmica no período de 25 anos analisados (1985 até 2010).

Existiu variação nos melhores modelos escolhidos entre as espécies analisadas, assim como variações nos efeitos de cada variável analisada, tanto em magnitude, quanto em sinal. Além disso, os modelos selecionados também variaram conforme o raio do *buffer*, sinalizando o efeito da escala para variáveis de paisagem.

O número amostral para a coorte de indivíduos regenerantes foi inferior à coorte de indivíduos adultos, perdendo poder. Por consequência, a maioria dos modelos não foi superior ao modelo nulo.

**Tabela 2.1.** Resumo de modelos superiores ao modelo nulo ( $\Delta AICc > 2$ ) para a riqueza alélica ( $Ar$ ) na coorte de indivíduos adultos. Para verificar o que as siglas dos modelos significam, ver metodologia. n: tamanho amostral; b1: coeficiente de inclinação;  $R^2$ ajs.: coeficiente de determinação ajustado; SW.p: valor de p para o teste de Shapiro-Wilk; BP.p: valor de p para o teste de Breusch–Pagan. Valores em negrito destacam  $p < 0,05$ . Os campos não foram preenchidos quando nenhum modelo foi superior ao nulo ( $\Delta AICc > 2$ ).

<b>Espécie</b>	<b>Modelo</b>	<b>n</b>	<b>b1</b>	<b><math>R^2</math>ajs.</b>	<b>SW.p</b>	<b>BP.p</b>
<i>Apuleia leiocarpa</i>	DoA(T)	9	1,36E-01	0,5711	0,8041	0,6170
<i>Araucaria angustifolia</i>	-	32	-	-	-	-
<i>Butia catarinensis</i>	AFo_5km	9	-5,70E+00	0,7727	0,5704	0,8550
<i>Butia catarinensis</i>	AFo_10km	9	-4,39E+00	0,5768	0,7397	0,5350
<i>Butia catarinensis</i>	H	9	-3,99E+00	0,5212	0,3461	0,1732
<i>Butia eriospatha</i>	AFo_1km	14	6,92E-07	0,2721	<b>0,0199</b>	0,8812
<i>Calophyllum brasiliense</i>	-	9	-	-	-	-
<i>Cedrela fissilis</i>	-	9	-	-	-	-
<i>Dicksonia sellowiana</i>	-	10	-	-	-	-
<i>Euterpe edulis</i>	-	20	-	-	-	-
<i>Myrocarpus frondosus</i>	-	9	-	-	-	-
<i>Ocotea catharinensis</i>	-	19	-	-	-	-
<i>Ocotea odorifera</i>	AFo_10km	9	8,37E-09	0,6448	0,3560	0,3685
<i>Ocotea odorifera</i>	CFo_10km	9	4,97E+00	0,6174	0,4422	0,3559
<i>Ocotea odorifera</i>	AFo_5km	9	3,28E-08	0,5190	0,5364	0,4645
<i>Ocotea porosa</i>	DA(sp)	13	6,39E-01	0,3548	0,7661	0,6854
<i>Podocarpus lambertii</i>	CFo_10km	13	-5,30E+00	0,4166	<b>0,0449</b>	0,4566

**Tabela 2.2.** Resumo de modelos superiores ao modelo nulo ( $\Delta AICc > 2$ ) para a diversidade genética (He) na coorte de indivíduos adultos. Para verificar o que as siglas dos modelos significam, ver metodologia. n: tamanho amostral; b1: coeficiente de inclinação; R<sup>2</sup> ajs.: coeficiente de determinação ajustado; SW.p: valor de p para o teste de Shapiro-Wilk; BP.p: valor de p para o teste de Breusch–Pagan. Valores em negrito destacam  $p < 0,05$ . Os campos não foram preenchidos quando nenhum modelo foi superior ao nulo ( $\Delta AICc > 2$ ).

<b>Espécie</b>	<b>Modelo</b>	<b>n</b>	<b>b1</b>	<b>R<sup>2</sup> ajs.</b>	<b>SW.p</b>	<b>BP.p</b>
<i>Apuleia leiocarpa</i>	-	9	-	-	-	-
<i>Araucaria angustifolia</i>	-	32	-	-	-	-
<i>Butia catarinensis</i>	-	9	-	-	-	-
<i>Butia eriospatha</i>	-	14	-	-	-	-
<i>Calophyllum brasiliense</i>	H	9	-1,16E+00	0,5433	0,9794	0,2620
<i>Cedrela fissilis</i>	AFo_5km	9	6,17E-08	0,5013	0,3779	0,4942
<i>Cedrela fissilis</i>	AFo_10km	9	2,14E-08	0,4904	0,3451	0,5068
<i>Dicksonia sellowiana</i>	DA(reg)	10	-6,63E-04	0,7394	0,8897	0,8474
<i>Dicksonia sellowiana</i>	Vol	10	5,82E-04	0,4101	0,1961	0,1289
<i>Euterpe edulis</i>	CFv_2,5km	20	-1,10E+01	0,5538	0,3234	0,9493
<i>Euterpe edulis</i>	AFv_1km	20	-2,61E-06	0,4928	0,7157	0,1004
<i>Euterpe edulis</i>	AFv_0,5km	20	-8,93E-06	0,3860	0,3266	0,3608
<i>Euterpe edulis</i>	CFv_1km	20	-7,00E+00	0,3803	0,8178	<b>0,0133</b>
<i>Euterpe edulis</i>	CFv_5km	20	-1,50E+01	0,3720	0,1697	0,0776
<i>Euterpe edulis</i>	CFv_0,5km	20	-6,82E+00	0,3710	0,4685	0,2643
<i>Euterpe edulis</i>	AFv_2,5km	20	-3,89E-07	0,2880	<b>0,0333</b>	0,3742
<i>Euterpe edulis</i>	CFv_10km	20	-1,75E+01	0,2643	<b>0,0045</b>	0,1091
<i>Myrocarpus frondosus</i>	H	9	-2,68E+00	0,5358	0,2259	0,1887
<i>Myrocarpus frondosus</i>	AFv_2,5km	9	4,68E-07	0,5236	0,8455	0,8936
<i>Ocotea catharinensis</i>	DA(reg)	19	1,44E-04	0,3381	0,1740	0,7728
<i>Ocotea odorifera</i>	-	9	-	-	-	-
<i>Ocotea porosa</i>	-	13	-	-	-	-
<i>Podocarpus lambertii</i>	Vol	13	3,62E-03	0,4474	0,7329	0,5755

**Tabela 2.3.** Resumo de modelos superiores ao modelo nulo ( $\Delta AICc > 2$ ) para o índice de fixação ( $f$ ) na coorte de indivíduos adultos. Para verificar o que as siglas dos modelos significam, ver metodologia.  $n$ : tamanho amostral;  $b1$ : coeficiente de inclinação;  $R^2$  ajs.: coeficiente de determinação ajustado; SW.p: valor de  $p$  para o teste de Shapiro-Wilk; BP.p: valor de  $p$  para o teste de Breusch–Pagan. Valores em negrito destacam  $p < 0,05$ . Os campos não foram preenchidos quando nenhum modelo foi superior ao nulo ( $\Delta AICc > 2$ ).

<b>Espécie</b>	<b>Modelo</b>	<b>n</b>	<b>b1</b>	<b>R<sup>2</sup> ajs.</b>	<b>SW.p</b>	<b>BP.p</b>
<i>Apuleia leiocarpa</i>	DA(T)	9	-5,84E-03	0,5088	0,5619	0,9675
<i>Araucaria angustifolia</i>	-	32	-	-	-	-
<i>Butia catarinensis</i>	-	9	-	-	-	-
<i>Butia eriospatha</i>	-	14	-	-	-	-
<i>Calophyllum brasiliense</i>	AFo_0,5km	9	-3,35E-06	0,5817	0,9906	0,3313
<i>Calophyllum brasiliense</i>	CFo_0,5km	9	-2,98E+00	0,4942	0,9429	<b>0,0361</b>
<i>Cedrela fissilis</i>	CFv_1km	9	-1,59E+01	0,6709	0,3378	0,7306
<i>Cedrela fissilis</i>	CFv_0,5km	9	-1,29E+01	0,5778	0,9757	0,2810
<i>Cedrela fissilis</i>	Vol	9	-1,10E-03	0,5261	0,6979	0,2334
<i>Cedrela fissilis</i>	AFo_0,5km	9	-3,50E-06	0,4686	0,1055	0,7808
<i>Dicksonia sellowiana</i>	-	10	-	-	-	-
<i>Euterpe edulis</i>	-	20	-	-	-	-
<i>Myrocarpus frondosus</i>	CFv_0,5km	9	-1,49E+01	0,7949	0,4499	0,3526
<i>Myrocarpus frondosus</i>	AFv_0,5km	9	-1,87E-05	0,6771	0,3248	0,6731
<i>Ocotea catharinensis</i>	CFv_2,5km	19	-1,44E+01	0,4146	0,4759	0,0523
<i>Ocotea catharinensis</i>	CFv_5km	19	-1,66E+01	0,3662	0,1545	0,3478
<i>Ocotea catharinensis</i>	CFv_10km	19	-1,51E+01	0,2087	0,0733	0,2271
<i>Ocotea odorifera</i>	-	9	-	-	-	-
<i>Ocotea porosa</i>	CFv_0,5km	13	8,15E+00	0,3156	0,8641	0,1618
<i>Podocarpus lambertii</i>	-	13	-	-	-	-

**Tabela 2.4** Resumo de modelos superiores ao modelo nulo ( $\Delta AICc > 2$ ) para a riqueza alélica (Ar) na coorte de indivíduos regenerantes. Para verificar o que as siglas dos modelos significam, ver metodologia. n: tamanho amostral; b1: coeficiente de inclinação; R<sup>2</sup>ajs.: coeficiente de determinação ajustado; SW.p: valor de p para o teste de Shapiro-Wilk; BP.p: valor de p para o teste de Breusch–Pagan. Valores em negrito destacam  $p < 0,05$ . Os campos não foram preenchidos quando nenhum modelo foi superior ao nulo ( $\Delta AICc > 2$ ).

<b>Espécie</b>	<b>Modelo</b>	<b>n</b>	<b>b1</b>	<b>R<sup>2</sup>ajs.</b>	<b>SW.p</b>	<b>BP.p</b>
<i>Apuleia leiocarpa</i>	-	5	-	-	-	-
<i>Araucaria angustifolia</i>	DA(reg)	21	-2,46E-04	0,2004	0,8485	0,7840
<i>Araucaria angustifolia</i>	CFv_10km	21	8,78E+00	0,1957	0,7684	0,9566
<i>Dicksonia sellowiana</i>	-	10	-	-	-	-
<i>Euterpe edulis</i>	-	8	-	-	-	-
<i>Ocotea catharinensis</i>	CFv_10km	11	2,00E+01	0,4032	0,7091	<b>0,0220</b>
<i>Podocarpus lambertii</i>	Nulo	6	-	-	-	-

**Tabela 2.5** Resumo de modelos superiores ao modelo nulo ( $\Delta AICc > 2$ ) para a diversidade genética (He) na coorte de indivíduos regenerantes. Para verificar o que as siglas dos modelos significam, ver metodologia. n: tamanho amostral; b1: coeficiente de inclinação; R<sup>2</sup>ajs.: coeficiente de determinação ajustado; SW.p: valor de p para o teste de Shapiro-Wilk; BP.p: valor de p para o teste de Breusch–Pagan.

<b>Espécie</b>	<b>Modelo</b>	<b>n</b>	<b>b1</b>	<b>R<sup>2</sup>ajs.</b>	<b>SW.p</b>	<b>BP.p</b>
<i>Apuleia leiocarpa</i>	Nulo	5	-	-	-	-
<i>Araucaria angustifolia</i>	Vol	21	6,40E-04	0,2735	0,8502	0,7660
<i>Araucaria angustifolia</i>	DoA(sp)	21	5,55E-01	0,2718	0,9001	0,4293
<i>Dicksonia sellowiana</i>	Nulo	10	-	-	-	-
<i>Euterpe edulis</i>	Nulo	8	-	-	-	-
<i>Ocotea catharinensis</i>	Nulo	11	-	-	-	-
<i>Podocarpus lambertii</i>	Nulo	6	-	-	-	-

**Tabela 2.6** Resumo de modelos superiores ao modelo nulo ( $\Delta AICc > 2$ ) para o índice de fixação ( $f$ ) na coorte de indivíduos regenerantes. Para verificar o que as siglas dos modelos significam, ver metodologia. n: tamanho amostral; b1: coeficiente de inclinação; R<sup>2</sup> ajs.: coeficiente de determinação ajustado; SW.p: valor de p para o teste de Shapiro-Wilk; BP.p: valor de p para o teste de Breusch–Pagan.

<b>Espécie</b>	<b>Modelo</b>	<b>n</b>	<b>b1</b>	<b>R<sup>2</sup> ajs.</b>	<b>SW.p</b>	<b>BP.p</b>
<i>Apuleia leiocarpa</i>	Nulo	5	-	-	-	-
<i>Araucaria angustifolia</i>	Nulo	21	-	-	-	-
<i>Dicksonia sellowiana</i>	AFo_10km	10	-9,10E-09	0,4074	0,5097	0,2646
<i>Euterpe edulis</i>	Nulo	8	-	-	-	-
<i>Ocotea catharinensis</i>	Nulo	11	-	-	-	-
<i>Podocarpus lambertii</i>	Nulo	6	-	-	-	-

## 4. DISCUSSÃO

### 4.1. AUTOCORRELAÇÃO ESPACIAL

A ausência de autocorrelação espacial das variáveis genéticas indica que estas não são mais similares ou distintas de acordo com a sua localização. Como consequência, não existem regiões ou áreas que concentrem uma maior riqueza ou diversidade genética. Isso dificulta a indicação de apenas uma região como *hotspot* da diversidade genética para as espécies. Portanto, outros indicadores que podem ter relações com a diversidade genética podem ser mais relevantes do que ela por si só para indicar áreas como prioridade de conservação, como exemplo tamanho do fragmento (descrito nesse capítulo), ou áreas com categorias de uso e cobertura do solo de menor resistência ao fluxo gênico (capítulo 3). Além disso, a indicação de áreas prioritárias para a conservação não deve ignorar outros aspectos mais amplos, como a biodiversidade total de espécies e seu endemismo; e sua vulnerabilidade às pressões antrópicas (MARGULES; PRESSEY, 2000; MITTERMEIER et al., 2011), critérios já utilizados para sugerir áreas prioritárias para o bioma Mata Atlântica (CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL et al., 2000).

### 4.2. MODELOS

Devido à limitação do número de populações coletadas por espécie (média  $n = 12$ ), apenas modelos de regressões lineares foram testados. Outras relações podem existir entre variáveis de diversidade genética e variáveis demográficas, fitossociológicas e de paisagem, como relações não lineares (e.g., modelos de classificação, modelos generalizados aditivos – GAM); ou que envolvam a interação entre mais de uma variável preditora. Para a coorte regenerante, os modelos sofreram ainda mais restrições devido ao tamanho amostral, principalmente as espécies *Apuleia leiocarpa*, *Euterpe edulis* e *Podocarpus lambertii*, respectivamente com  $n = 5$ ,  $n = 7$  e  $n = 6$ , perdendo poder.

Como o número de modelos testados foi alto ( $n = 1653$ ), é possível que existam relações espúrias (i.e., serem bons modelos por acaso). Todavia, a interpretação de dados procurou identificar padrões repetidos dentro dos índices e das espécies analisadas.

Por fim, existe um possível viés na coleta de dados genéticos. As coletas foram realizadas em locais de ocorrência da espécie, de tamanho efetivo populacional, área total de

fragmento e cobertura florestal relativamente elevados (50 indivíduos coletados com espaçamento mínimo de 50 m). Populações ocorrendo em condições no outro extremo não foram estudadas, principalmente com baixos  $N_e$  e mais susceptíveis a perda de diversidade por deriva genética, podendo limitar as inferências do estudo nesse sentido.

### 4.3. ESPÉCIES

Os resultados dos modelos encontrados para cada espécie são discutidos com mais detalhe a seguir, com enfoque em características intrínsecas aos fragmentos, como sua diversidade genética e características fitossociológicas e do seu entorno, e como estes podem ser aplicados na sua conservação. Os modelos foram interpretados do ponto de vista de relações positivas ( $b_1 > 0$ ) e negativas ( $b_1 < 0$ ) entre as variáveis analisadas. Relações com a matriz de paisagem e como estas podem influenciar o fluxo gênico foram analisadas e discutidas no Capítulo 3.

Índices genéticos desejáveis do ponto de vista da conservação são uma maior riqueza ( $A_r$ ) e uma maior diversidade genética ( $H_e$ ), e um menor índice de fixação ( $f$ ), que por sua vez significam um maior potencial adaptativo.

#### 4.3.1. *Apuleia leiocarpa*

Para a coorte adulta, *Apuleia leiocarpa* apresentou relações positivas ( $b_1 > 0$ ) entre  $A_r$  e a  $DoA_{(T)}$  ( $R^2$  ajs. = 0,5711; Tabela 1), e relações negativas ( $b_1 < 0$ ) entre o  $f$  e  $DA_{(T)}$  ( $R^2$  ajs. = 0,5088; Tabela 3). Já para a coorte regenerante, não foi encontrado nenhum efeito (Tabelas 4, 5 e 6), possivelmente em função do tamanho amostral ( $n = 5$ ). Isso indica que, quanto maior é a densidade de árvores e dominância absoluta de um fragmento, melhor é sua diversidade genética.

Steiner (2014) sugere, por meio de análise de componentes principais (PCA) envolvendo métricas de paisagens, que áreas fragmentadas podem favorecer a diversidade genética da espécie, embora o presente estudo não identificou o efeito de variáveis de paisagem (AF e CF originais e variação), assim como análises de redundância (RDA) não detectaram efeitos significativos para ambas as coortes da espécie ( $R^2$  ajs. = 0,20,  $p = 0,40$ ;  $R^2$  ajs. = 0,56,  $p = 0,16$ ; MONTAGNA et al., 2018). *Apuleia leiocarpa* é classificada como uma espécie pioneira, com dispersão de sementes pelo vento (Tabela 1 da metodologia geral), características ecológicas que podem favorecer sua ocorrência com maior intensidade em

ambientes fragmentados e mais abertos e, dessa maneira, aumentar o seu tamanho efetivo populacional ( $N_e$ ). Todavia, é importante que esses ambientes sejam florestais e adequados para a ocorrência da espécie ( $DA_{sp.}$  e  $DoA_{sp.}$ ).

#### 4.3.2. *Araucaria angustifolia*

Nenhum modelo foi superior ao nulo para a coorte adulta de *Araucaria angustifolia* (Tabelas 1, 2 e 3). Fatores históricos podem ter uma influência relativamente maior na genética da espécie em relação às variáveis analisadas. De acordo com registros palinológicos, a espécie teve uma expansão territorial recente (BEHLING, 1995, 1997; BEHLING et al., 2004; BEHLING; BAUERMANN; NEVES, 2001), com picos de intensidade começando entre 2000 a 1500 anos antes do presente. Ainda, existem evidências desta ter sido acelerada por grupos humanos (BITENCOURT; KRAUSPENHAR, 2006; LAUTERJUNG et al., 2018; REIS; LADIO; PERONI, 2014). Tal expansão pode ter deixado fortes marcas na genética, como baixa divergência genética das suas populações distribuídas em uma escala de estado ( $F_{ST} = 0,044$ ,  $G_{ST} = 0,056$ , AULER et al., 2002;  $F_{ST} = 0,041$ , LAUTERJUNG et al., 2018), não sendo associadas a distância geográfica (LAUTERJUNG et al., 2019), e índices de fixação das populações próximas a meios-irmãos ( $f \approx 0,125$ ; com média de  $f = 0,111$  para as 31 populações adultas analisadas nesse estudo).

Adicionalmente, foi encontrada uma relação positiva entre  $He$  e  $Vol$  ( $R^2$  ajs. = 0,2735) e  $DoA_{(sp.)}$  ( $R^2$  ajs. = 0,2718), havendo correlação entre essas duas variáveis predictoras ( $r = 0,7885$ ). Esses modelos demonstram a importância de áreas que possuam ocorrência da espécie, principalmente de matrizes produtoras de semente, tendo em vista que existe uma relação entre estágio reprodutivo e DAP (por consequência, área basal e dominância) da espécie (PALUDO et al., 2016a).

A regeneração natural da espécie sofre de outros problemas: encontra dificuldades para se regenerar em ambientes de floresta em estágio sucessional mais avançados (PALUDO et al., 2016b), e a regeneração natural é suprimida em muitos locais (MONTAGNA et al., 2018a) devido a legislação proibitiva ao corte de indivíduos adultos (Resolução nº 278 – CONAMA, 2001; Lei nº 11.428, BRASIL, 2006). Ações de conservação no nível demográfico de reintrodução e ampliação da espécie (SCHORN et al., 2012; VIBRANS et al., 2012a), como o plantio de mudas para enriquecimento e restauração de áreas degradadas,

devem ser realizadas para garantir que a espécie mantenha um tamanho efetivo populacional ( $N_e$ ) da próxima coorte com potencial de resguardar uma boa qualidade genética.

#### 4.3.3. *Butia catarinensis*

Foram encontradas relações negativas entre Ar e CFo\_5km ( $R^2$  ajs. = 0,7727), CFo\_10km ( $R^2$  ajs. = 0,5768) e H ( $R^2$  ajs. = 0,5212, Tabela 1). *Butia catarinensis* é uma espécie litorânea que ocorre em restingas (LORENZI et al., 2010), e a matriz de paisagem na sua área de ocorrência é composta por mosaicos de agricultura, florestas e restingas. A ocorrência das suas populações nem sempre coincidiram com áreas classificadas como ambientes florestais e/ou de restingas, porém a cobertura florestal parece favorecer a sua riqueza alélica, potencialmente favorecendo a movimentação de seus polinizadores e dispersores (ver capítulo 3).

Quanto ao H, espécies de butiá geralmente ocorrem em agrupamentos puros ou de alta densidade e que dominam o fragmento, conhecidos como “butiazais” (REITZ, 1974). Portanto, esse índice pode ter uma relação com a predominância de indivíduos da espécie e seu  $N_e$ . Isso pode não ter sido refletido diretamente nos modelos contendo as variáveis  $DA_{(sp.)}$  e  $DoA_{(sp.)}$  devido a amostragem florística, que detectou a ocorrência de um único indivíduo da espécie e em apenas uma de 563 unidades amostrais, o que reforça o argumento de imprecisões causadas devido à amostras genéticas e florísticas não coincidentes.

Ambientes de restinga contemplam diversas espécies raras, endêmicas e ameaçadas de extinção (FALKENBERG, 1999), e sofrem pressões antrópicas principalmente do setor imobiliário (BARCELOS et al., 2012), que atuam no sentido de reduzir o  $N_e$  das populações e das espécies presentes neste ambiente. Sendo assim, a conservação de ambientes de restinga também favorece a conservação da diversidade genética de *B. catarinensis*.

#### 4.3.4. *Butia eriospatha*

Foram encontradas relações positivas entre Ar e AFo\_1km ( $R^2$  ajs. = 0,2721; Tabela 1). *Butia eriospatha* é uma espécie que, assim como *B. catarinensis*, ocorre em alta frequência nos chamados butiazais, geralmente localizados em campos abertos (REITZ, 1974), e raramente em ambientes florestais (e.g., CANDIDO-RIBEIRO et al., 2019). Nem todas as suas populações ocorreram em ambientes classificados como florestas, e a variável de área do fragmento original também pode não ser um bom indicador. Além disso, quando a área do

fragmento foi analisada em raios maiores do que 1 km (Anexo 1), o que pode refletir melhor o tamanho real do fragmento, houve uma queda do poder explicativo dos modelos até atingir valores próximos a zero nos raios de 5 e 10 km. Isso indica que a relação encontrada para o raio de 1 km pode ser espúria, não sendo possível uma recomendação a partir desse resultado. Todavia, a espécie apresenta outras ameaças a sua conservação, discutidas em maior detalhe no capítulo 3.

#### **4.3.5. *Calophyllum brasiliense***

*Calophyllum brasiliense* é uma espécie litorânea, que ocorre em ambientes com solos aluviais com drenagem deficiente, tipicamente locais brejosos e alagáveis (Schultz plantas para o futuro, Oliveira e Joly 2009). Tais ambientes requerem espécies adaptadas e específicas e, portanto, fazem com que a espécie domine esses ambientes (OLIVEIRA; JOLY, 2010; SCHULTZ, 2012), que por vezes são denominados de “olandizais” (LINGNER, 2011; MEDEIROS; STEFANI, 1997). Ainda, as condições restritas podem ser desfavoráveis a diversidade de espécies (e.g., diversidade de Shannon – H), o que pode justificar a relação negativa entre  $H_e$  e H ( $R^2$  ajs. = 0,5433; Tabela 2).

Silva et al. (2019), com a mesma base de dados do presente estudo para o estado de SC, identificou alto índice de fixação médio ( $f = 0,259$ ), com risco de perda de diversidade genética devido à restrições de tamanho populacional ( $N_e$ ). Os resultados do presente estudo corroboram com essa hipótese: menores índices de fixação estão associados a fragmentos que possuíam uma maior área original (AFo\_5km,  $R^2$  ajs. = 0,5817; Tabela 3), e com maior cobertura florestal nos seus arredores (CFo\_5km,  $R^2$  ajs. = 0,4942; Tabela 3). Por esses motivos, a manutenção de florestas, especialmente os holandizais nas planícies quartenárias, são importantes para a conservação da diversidade genética da espécie.

#### **4.3.6. *Cedrela fissilis***

Quanto maior a área original do fragmento, maior foi o  $H_e$  de *Cedrela fissilis* (AFo\_5km,  $R^2$  ajs. = 0,5013, AFo\_10km,  $R^2$  ajs. = 0,4904; Tabela 2). A espécie geralmente ocorre em baixas densidades (CUSATIS et al., 2016), logo pode precisar de grandes áreas para possuir um maior  $N_e$ . Também foi encontrada uma relação negativa entre  $f$  e volume médio do fragmento ( $R^2$  ajs. = 0,5261; Tabela 3).

Todavia, também ficou evidenciado que, quanto maior a perda de cobertura, menor o  $f$  ( $CFv_{1km}$ ,  $R^2$  ajs. = 0,6709;  $CFv_{0,5km}$ ,  $R^2$  ajs. = 0,5778; Tabela 3). Associações benéficas entre índices genéticos e ambientes fragmentados também foram identificados por Steiner (2014). A espécie é classificada como secundária tardia a clímax, mas exigente de luz, sendo heliófita no seu estágio adulto (CARVALHO, 2003), e com dispersão de sementes da espécie ocorre pelo vento (Tabela 1 da metodologia geral). Tais características podem favorecer a maior diversidade genética da espécie em ambientes mais abertos e de maior intensidade de distúrbios, principalmente referente ao seu fluxo gênico, mas é importante ressaltar os resultados do parágrafo anterior, que podem sugerir que ambientes florestais também são importantes para a espécie.

#### 4.3.7. *Dicksonia sellowiana*

Para a coorte adulta, foram encontradas relações positivas entre  $Vol$  e  $He$  ( $R^2$  ajs. = 0,4101; Tabela 2) e negativas entre  $DA_{(reg)}$  e  $He$  ( $R^2$  ajs. = 0,7394; Tabela 2). Um maior volume florestal pode ser um indicativo de florestas mais sombreadas e fechadas, com menor intensidade luminosa e que retém maior umidade. Essas condições são favoráveis à *Dicksonia sellowiana*, mas podem dificultar o processo de regeneração natural de outras espécies, o que corrobora com as relações encontradas. Para a coorte de regenerantes, foi encontrada uma relação negativa entre  $AFo_{10km}$  e o  $f$  ( $R^2$  ajs. = 0,4074; Tabela 6).

A ocorrência e dominância de *D. sellowiana*, que por vezes forma agrupamentos densos popularmente conhecidos como “xaxinzais”, depende de condições ambientais e climáticas, como o solo, temperatura, umidade e precipitação (associadas a altitude), como indicam estudos no estado de Santa Catarina (GASPER et al., 2011; SCHWARTZ; GASPER, 2020; SEHNEM, 1978). No México, Reyes-Ortiz et al. (2019) encontraram relações positivas entre a densidade populacional da espécie e cobertura de vegetação no nível do solo, e variáveis relacionadas à pressões antrópicas (nível de extração e proximidade de estabelecimentos humanos). Essa última relação positiva foi justificada pelo grau de cuidado e proteção da área que os proprietários possuem contra a extração predatória por intrusos. Outras relações positivas encontradas nesse estudo foram da área basal da espécie com variáveis altitude e orientação do declive, sinalizando a importância de variáveis microclimáticas associadas a temperatura e umidade. Todavia, nota-se que nesse estudo, o xaxim ocorre em menores densidades quando comparado com o Sul do Brasil.

Os resultados encontrados apontam para uma maior diversidade genética da espécie em locais que proporcionem um maior tamanho efetivo populacional ( $N_e$ ), com um microclima específico. Portanto, a conservação desses habitats pode ser fundamental para a diversidade genética de *D. sellowiana*, especialmente os xaxinzais.

#### **4.3.8. *Euterpe edulis***

Para a coorte de adultos, houve uma relação negativa entre a variação, tanto de área de fragmento (AFv) quanto de cobertura florestal (CFv) com o  $H_e$ , consistente em todos os raios, com  $R^2$  ajustados variando de 0,2643 até 0,5538 (Tabela 2). Para a coorte de indivíduos regenerantes, nenhum modelo foi superior ao nulo, provavelmente pelo baixo tamanho amostral ( $n = 7$ ; Tabelas 4, 5 e 6).

*Euterpe edulis* é considerada espécie clímax (Tabela 1 da metodologia geral) que possui uma forte relação com a fauna (SILVA; REIS, 2019), da qual depende para a sua dispersão e polinização. Adicionalmente, a sua germinação de sementes se beneficia com aumento do nível de sombreamento até certo ponto em comparação com pleno sol (GUIMARÃES et al., 2018; NODARI et al., 1999). Tais características apontam que ambientes perturbados são prejudiciais para a ocorrência e para o desenvolvimento da espécie, e que também podem ter impactos negativos na sua diversidade genética de acordo com os presentes resultados encontrados (Tabela 2).

Estudos sobre a genética da espécie tiveram dificuldades em detectar efeitos de pressões antrópicas quando compararam locais com diferentes níveis de perturbações de maneira estática. Seoane et al. (2005) não observaram efeitos da fragmentação florestal sobre o sistema de reprodução da espécie; assim como Conte et al. (2006) não encontraram diferenças nos índices genéticos da coorte adulta entre sistemas manejados e não manejados, apenas uma tendência de aumento do índice de fixação na coorte de indivíduos regenerantes. Ainda, não foi encontrada relação entre os índices genéticos da espécie e métricas de paisagem, tanto para variáveis de fragmento (MONTAGNA et al., 2018b), quanto para variáveis de classe como o percentual cobertura florestal por meio de mapeamento realizado com dados entre 2009 e 2011 (SANTOS et al., 2015, mas ver CARVALHO et al., 2017). Por esses motivos, foi sugerido que a espécie provavelmente sofrerá extirpação local antes de demonstrar efeitos na genética (SANTOS et al., 2015).

Mesmo sendo uma espécie apontada como resiliente, outros estudos conseguiram observar relações negativas entre os índices de diversidade genética e intensidade de distúrbios, como defaunação (CARVALHO et al., 2017), exploração madeireira (SOARES et al., 2019) e os próprios efeitos da fragmentação e redução de habitats quando a coorte adulta foi comparada com a coorte regenerante (Capítulo 1, LAUTERJUNG et al., 2019). Adicionalmente, uma relação positiva entre tamanho efetivo populacional ( $N_e$ ) histórico e riqueza e diversidade genética já foi evidenciada (CARVALHO et al., 2015). Por meio de simulações, Silva e Reis (2010) também encontraram que reduções na densidade populacional da espécie (consequentemente o  $N_e$ ) tem efeitos negativos nos seus índices genéticos. Discrepâncias entre os resultados encontrados pelos diferentes estudos podem ocorrer devido a ampla ocorrência geográfica da espécie, e o seu comportamento pode variar de local para local, no qual possuem diferentes níveis de impactos antrópicos, como é parcialmente refletido no percentual de Mata Atlântica remanescente nesses três estados (SC: 28,8%, SP = 16,3%, BA = 14,0%; FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2019). Ainda, diferentes variáveis foram analisadas nos diferentes estudos.

Assim como os primeiros trabalhos citados anteriormente, o presente estudo também não detectou que indicadores estáticos (i.e., mapeamento da cobertura original em 1985) explicam a variação genética (mas ver capítulo 3). Todavia, variações dinâmicas, como a perda de área de fragmento ou de cobertura florestal ao longo do tempo, podem estar associadas à redução do tamanho efetivo populacional da espécie e alterações do microhabitat e, por consequência, com os índices genéticos (Tabela 2). Adicionalmente, as variáveis de perda ao longo do tempo podem ser bons indicativos de pressões antrópicas nos locais. Nota-se que variáveis da paisagem (tamanho de fragmento e cobertura florestal) mais recentes (mapeamento de 2010) não foram testadas nos modelos para evitar uma relação triangular entre as variáveis escolhidas (original e variação).

Uma das maiores pressões atuais para a espécie é a sua exploração predatória e destrutiva para a obtenção do palmito, o que ocorre inclusive dentro de Unidades de Conservação (UCs; REIS et al., 2000; MONTAGNA et al., 2018b, e.g., MULDER et al., 2014), reduzindo diretamente o número de indivíduos da espécie e seu tamanho efetivo (e.g., MULDER et al., 2014). Portanto, há uma convergência entre as recomendações para estratégias de conservação da genética da espécie, com foco na manutenção e aumento de ambientes florestais (SANTOS et al., 2016; SOARES et al., 2019), assim como o enriquecimento destes com a espécie (REIS et al., 2000).

#### 4.3.9. *Myrocarpus frondosus*

Foi observada uma relação positiva entre AFv\_2,5km e He ( $R^2$ ajs. = 0,5236; Tabela 2). Steiner (2014) observou uma associação similar, na qual um maior He foi observado em locais com maior quantidade de áreas urbanizadas e reflorestamentos, que refletem um maior grau de divisão da paisagem. Essas relações foram atribuídas às características ecológicas da espécie (STEINER, 2014), que raramente se regenera em florestas de estágio sucessional mais avançados, e depende de distúrbios, sendo uma espécie heliófita (LORENZI, 2002). Outra relação observada foi entre o He e o H, sendo esta negativa ( $R^2$ ajs. = 0,5358; Tabela 2). A espécie apresentou uma distribuição agregada em um estudo demográfico realizado na Argentina (CALDATO; PEZZUTTI, 2010), podendo indicar sua ocorrência de maneira concentrada em ambientes específicos, que limitam a diversidade de outras espécies (H). Também foi observado que, quanto maior a perda de CF ( $R^2$ ajs. = 0,7949; Tabela 3) e AF ( $R^2$ ajs. = 0,6771; Tabela 3) em 0,5 km, menor o f. Todavia, isso ocorreu somente nesse raio de 0,5 km. Em outros raios, os  $R^2$  ajustados foram estimados com valores negativos (Anexo 1), podendo indicar que esse raio não reflete bem o tamanho real (que pode ser observado em raios maiores) dos fragmentos amostrados para AF, e que a cobertura florestal nessa escala pode não refletir bem os processos ecológicos que interferem na genética da espécie.

As recomendações para essa espécie seguem as recomendações gerais, de manter locais que favoreçam a sua ocorrência e que mantenham elevados tamanhos efetivos populacionais ( $N_e$ ).

#### 4.3.10. *Ocotea catharinensis*

Para a coorte adulta de *Ocotea catharinensis*, foram observadas relações positivas entre  $DA_{(reg)}$  e He ( $R^2$ ajs. = 0,3381; Tabela 2), e quanto maior a perda de cobertura florestal nos raios de 2,5 km, 5 km e 10 km, menor o f ( $R^2$ ajs. = 0,4146,  $R^2$ ajs. = 0,3662,  $R^2$ ajs. = 0,2087, respectivamente; Tabela 3). Para regenerantes, a perda de cobertura florestal no raio de 10 km ( $R^2$ ajs. = 0,4032; Tabela 4) esteve positivamente relacionada com o Ar.

Esses resultados indicam que a espécie poderia se beneficiar de áreas mais abertas ou que sofreram distúrbios. Todavia, são contrastantes com as características ecológicas da espécie, que é considerada clímax (Tabela 1 da metodologia geral), e com resultados de outros estudos. A espécie possui baixas densidades quando comparadas com o que havia no

passado, ocorrendo em distribuições espaciais agregadas e com estrutura genética espacial, e necessita de grandes áreas para manter um tamanho efetivo populacional suficiente para conservar sua diversidade genética (MONTAGNA et al., 2018c). Ainda, houve a manutenção de elevados índices de fixação da espécie da coorte adulta para a regenerante nas populações estudadas (Capítulo 1, LAUTERJUNG et al., 2019).

Métricas de fragmento (estáticas) também não foram bons indicadores de diversidade genética para a espécie em ambas as coortes (MONTAGNA et al., 2018b), o que também foi observado no presente estudo (AFo e CFo). Por fim, espécies do mesmo gênero (itens 4.3.11. e 4.3.12.) apresentaram comportamentos distintos do encontrado para *O. catharinensis*.

Portanto, os resultados dessas relações não fazem muito sentido, podendo ser espúrias. Todavia, resultados semelhantes, de maior  $A_r$  e  $H_e$ , e de menor  $F_{ST}$  em áreas com menor cobertura florestal também foram encontrados para *Tabebuia aurea* (COLLEVATTI et al., 2020), no qual os autores atribuíram o resultado ao possível comportamento dos polinizadores e dispersores; assim como eventos de floração em massa da população e seu isolamento de outras, que favorecem o tempo de residência dos polinizadores dentro de uma população e reduzem o fluxo gênico entre populações. Essa hipótese também é plausível para explicar os resultados encontrados de *O. catharinensis*, no qual polinizadores e dispersores seriam influenciados por situações de distúrbio, reduzindo o fluxo gênico entre fragmentos e favorecendo eventos de autofecundação; ou a amostragem genética da espécie foi enviesada para situações extremas de ambientes bem conservados, com alta cobertura florestal e área de fragmento, não refletindo o comportamento da espécie caso ela ocorresse em situações mais degradadas. Recomendações para essa espécie estão em maior detalhe no capítulo 3.

#### 4.3.11. *Ocotea odorifera*

Para *Ocotea odorifera*, foram encontradas relações positivas entre  $A_r$  e área de fragmento original (AFo\_10km,  $R^2$  ajs. = 0,6448; AFo\_5km,  $R^2$  ajs. = 0,5190; Tabela 1), e entre  $A_r$  e cobertura florestal original (CFo\_10km,  $R^2$  ajs. = 0,6174; Tabela 1).

Um estudo demográfico da espécie (BETT; MAY, 2017) identificou que a ocorrência de árvores matrizes ficou restrita a ambientes de Floresta Ombrófila Mista em estágio avançado de sucessão, e a sua regeneração natural foi correlacionada com a espessura de serapilheira das parcelas. Esses resultados corroboram com o encontrado no presente estudo, indicando que ambientes florestais maiores (com menor proporção de área de borda) e mais conservados podem beneficiar tanto a demografia quanto a riqueza genética da espécie.

#### 4.3.12. *Ocotea porosa*

*Ocotea porosa* demonstrou relações positivas entre  $DA_{(sp.)}$  e Ar ( $R^2$  ajs. = 0,3548; Tabela 1), podendo estar diretamente ligada com o Ne das populações. Outra relação positiva encontrada foi entre CFv\_0,5km e f ( $R^2$  ajs. = 0,3156; Tabela 3), indicando que a perda de cobertura florestal pode ser prejudicial para a espécie.

Ambas as relações encontradas podem ser indicativas de que fragmentos em estágios mais conservados possuem uma maior diversidade genética. Os resultados de (MONTAGNA et al., 2018a), que utilizaram o mesmo conjunto de dados do presente estudo, também corroboram com essa hipótese: por meio de uma análise de componentes principais (PCA), foi evidenciado que fragmentos de menor área tiveram uma tendência de apresentar uma menor diversidade genética.

Os efeitos da paisagem também foram evidenciados na demografia da espécie. Munhoz et al. (2014) identificaram que fragmentos menores e que sofreram extração madeireira apresentaram um número inferior de indivíduos da espécie quando comparados com fragmentos mais intactos. A partir disso, sugeriram que a extração madeireira e a fragmentação podem afetar a sua estrutura populacional e serem ameaças para a conservação da espécie em longo prazo.

Portanto, para *Ocotea porosa*, fragmentos maiores e com menores níveis de distúrbios são importantes para a manutenção e conservação da sua estrutura populacional e da sua diversidade genética.

#### 4.3.13. *Podocarpus lambertii*

Para *Podocarpus lambertii*, foi encontrada uma relação negativa entre CFo\_10km e Ar ( $R^2$  ajs. = 0,4166; Tabela 1). Para explicar essa relação, são levantadas duas hipóteses: 1) a cobertura florestal original não necessariamente reflete mais indivíduos de *P. lambertii*: a espécie teve uma expansão populacional relativamente recente (BERNARDI et al., 2020), o que também é corroborado por um estudo envolvendo ferramentas dendrocronológicas, no qual identificou que os indivíduos de um fragmento tiveram idades médias de 54 anos, com mínimo de 32 e máximo de 66 anos (CANETTI et al., 2016); 2) a polinização da espécie ocorre pelo vento (Tabela 1 da metodologia geral), e pode ser beneficiada em ambientes mais abertos.

Também foi encontrada uma relação positiva entre Vol e He ( $R^2$  ajs. = 0,4474; Tabela 2). Por meio de modelagens, Longhi et al. (2009) observaram que a espécie tem maior probabilidade de ocorrência em locais expostos ao sul, com baixa declividade, e com maior número de indivíduos, umidade do solo e densidade do sub-bosque. Bernardi et al. (2019) também observaram que a cobertura do dossel pode beneficiar uma maior densidade de *P. lambertii*. As variáveis de densidade do sub-bosque e número de indivíduos podem ter relação direta com o volume, e também proporcionarem ambientes mais úmidos, favoráveis a um número de indivíduos da espécie elevado. Adicionalmente, *P. lambertii* geralmente está associada a ocorrência da espécie *Araucaria angustifolia* (LEDRU et al., 2007; REITZ; KLEIN, 1966), considerada uma planta facilitadora (*nurse plant*, DUARTE et al., 2006) e pode contribuir com condições microclimáticas favoráveis à espécie. Os indivíduos de *A. angustifolia* geralmente possuem os maiores valores de importância (VI: soma de área basal, densidade e frequência relativa) em estudos fitossociológicos (e.g. MEYER et al., 2013) e, por consequência, são responsáveis por um elevado volume florestal.

Para a coorte regenerante, nenhum modelo foi superior ao nulo, provavelmente pelo baixo poder do tamanho amostral ( $n = 6$ ). Para essa espécie, seguir as recomendações gerais de manter alto tamanho efetivo populacional ( $N_e$ ) pode ser interessante para conservar a sua diversidade genética. Ambientes mais abertos, como campos permeados por fragmentos florestais (capões), podem ser importantes tanto por favorecer a sua ocorrência quanto o seu fluxo gênico (BERNARDI, 2019).

#### 4.4. RELAÇÕES ENTRE VARIÁVEIS FITOSSOCIOLÓGICAS, DE PAISAGEM E GENÉTICAS

A principal tendência encontrada para os modelos testados é que a maioria das relações estão ligadas com características ecológicas das espécies (Tabela 1 da metodologia geral), que ditam o seu nicho, onde elas ocorrem e qual é o seu mecanismo de fluxo gênico. Essas variáveis indicam onde a espécie tem uma maior probabilidade de ocorrência e em maior densidade demográfica e, por consequência, maior tamanho efetivo populacional ( $N_e$ ). Se a espécie está no seu nicho, ela ocorre em maior frequência (CRAWLEY, 1989) e, conseqüentemente, possui um maior  $N_e$ , tendo um maior sucesso demográfico e genético. Os estudos demográficos realizados para as espécies, citados na discussão do item 4.3. corroboram com essa hipótese para as diferentes espécies estudadas.

Os nichos de espécies arbóreas são ambientes florestais em determinado estágio de sucessão. Nessas condições possuem estrutura populacional equilibrada ou em crescimento, e índices genéticos desejáveis para a conservação. Essa tendência é refletida tanto nas variáveis de paisagem (ver item 4.4.1.) quanto nas variáveis fitossociológicas (ver item 4.4.2.)

#### **4.4.1. Variáveis de paisagem**

Para as variáveis de paisagem, houve uma tendência dos modelos demonstrarem que, quanto maior a área de fragmento ou a cobertura florestal original, melhores são os índices de diversidade genética (maior  $A_r$  e  $H_e$ , menor  $f$ ), e que perdas dessas variáveis ( $AF_v$  e  $CF_v$ ) ao longo do tempo são prejudiciais. Relações opostas (i.e., menor área/cobertura ou maior perda, melhores índices genéticos) foram encontradas em espécies classificadas em estágios sucessionais mais iniciais, que se podem beneficiar de menores tamanhos de fragmento ou de ambientes mais abertos ou menos florestados (exceto os resultados encontrados para *Ocotea catharinensis*), como exemplo *Podocarpus lambertii*, que possui fluxo gênico pelo vento, e ocorre em ambientes de baixa cobertura florestal como campos intermeados por fragmentos florestais (capões), com taxa de crescimento populacional positiva (BERNARDI et al., 2019).

A estrutura e composição da paisagem pode afetar a diversidade genética de diversas maneiras, mas as três principais estão relacionadas com efeitos de 1) área; 2) borda e; 3) isolamento (CUSHMAN; MCRAE; MCGARIGAL, 2016), geralmente atuando em conjunto. Efeitos de área estão relacionados com o fluxo gênico e a aptidão de espécies ou populações em determinado local, necessitando de uma área mínima para se manter estável ou crescer (CUSHMAN; MCRAE; MCGARIGAL, 2016). Quanto maior a área do fragmento e/ou a cobertura florestal, maior é o hábitat potencial fornecido para espécies arbóreas, podendo assim suportar um maior número de indivíduos e, conseqüentemente,  $N_e$ . Já reduções em área de fragmento ( $AF_v$ ) e de cobertura florestal ( $CF_v$ ) reduzem diretamente o  $N_e$  de espécies florestais, acelerando assim a perda de diversidade genética por efeitos de deriva; influenciam na distribuição geográfica da espécie; e aumentam o efeito de borda (CUSHMAN; MCRAE; MCGARIGAL, 2016).

Efeitos de borda alteram o microambiente, principalmente quanto a luminosidade, vento e umidade para ambientes florestais, interferindo assim na movimentação (fluxo gênico) e a adaptabilidade de espécies (CUSHMAN; MCRAE; MCGARIGAL, 2016).

Portanto, as modificações na paisagem podem beneficiar a diversidade genética de certas espécies (e.g. pioneiras a secundárias, *Cedrela fissilis*, item 4.3.6, *Myrocarpus frondosus*, item 4.3.9) e prejudicar outras (e.g. clímax, *Euterpe edulis*, item 4.3.8). Por fim, os efeitos de isolamento estão mais ligados à questões do fluxo gênico, e serão discutidos em maior detalhe no capítulo 3.

Os padrões e processos ecológicos que influenciam a genética das espécies são dependentes da escala em que a paisagem está sendo analisada (CUSHMAN; MCRAE; MCGARIGAL, 2016). Efeitos da paisagem foram detectados em apenas uma escala, como no caso do índice de fixação da coorte adulta de *Calophyllum brasiliense* em função da cobertura florestal ao entorno do fragmento em um raio de 0,5 km (Tabela 3); ou em várias escalas, como o caso da diversidade genética da coorte adulta de *Euterpe edulis* em função da cobertura florestal ao entorno do fragmento para todos os raios analisados (Tabela 2). Quando o mesmo modelo de paisagem foi superior ao nulo mas em diferentes escalas, isso ocorreu em escalas contínuas (i.e., 0,5 km e 1 km, 5 km e 10 km), nunca havendo descontinuidade entre elas (i.e., 0,5 km e 10 km; Anexo 1), provavelmente devido a uma correlação e similaridade entre elas. Outros estudos também detectaram que os efeitos da paisagem podem ser mais intensos em determinadas escalas (e.g., SOARES et al., 2019). Análises em mais de um raio também auxiliaram na identificação de possíveis relações espúrias, ressaltando a importância da análise de diversas escalas. Todavia, modelos com raios a partir de 5 km podem ter sobreposição parcial da cobertura florestal de cada população.

Nem todas as espécies/coortes demonstraram efeitos da paisagem na sua diversidade genética. É possível que os efeitos da fragmentação e redução de habitats demorem para ser observados em espécies arbóreas devido a sua longevidade (i.e., *time lag*, YOUNG et al., 1996; KRAMER et al., 2008; LOWE et al., 2015), tendo em vista que poucas gerações (ou até nenhuma) se passaram no período estudado (1985-2010). Por esse motivo, estudos com a coorte regenerante são indicados (LOWE et al., 2015). No presente estudo, efeitos da paisagem foram evidenciados na coorte regenerante (Tabelas 4, 5 e 6), mas prejudicados pelo tamanho amostral reduzido quando comparado com a coorte adulta.

Por fim, é possível que efeitos da paisagem só possam ser evidenciados após um limiar específico, como exemplo tamanhos efetivos mínimos sugeridos ( $N_e > 50/500$ , FRANKHAM, 1995;  $N_e > 100/1000$ , FRANKHAM et al., 2014) para que populações e espécies garantam a conservação da sua diversidade genética em longo prazo; ou como uma área mínima teórica necessária para uma espécie sobreviver (CUSHMAN; MCRAE; MCGARIGAL, 2016). Esse limiar pode não ter sido atingido para as populações de estudo,

que ainda possuem Ne relativamente altos; ou até mesmo para a área de estudo, tendo em vista que o estado de Santa Catarina está em 2º lugar no ranking de percentual remanescente da área original da MA, com uma cobertura estimada entre 28,8% (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2018) a 46,9% (PROJETO MAPBIOMAS, 2020a) do que se tinha originalmente.

#### **4.4.2. Variáveis fitossociológicas**

As variáveis fitossociológicas utilizadas na modelagem buscaram, de maneira direta ou indireta, representar o tamanho efetivo populacional de cada espécie e o nível de conservação de um fragmento, para assim testar a sua associação com a diversidade genética. Para definir o que seria um fragmento bem conservado, é preciso de um ponto de referência. Para o estado de Santa Catarina, o levantamento florístico realizado por Reitz e Klein é o estudo mais antigo documentado, descrevendo a vegetação para nível de estado antes das explorações madeireiras intensas. Os fragmentos possuíam uma maior densidade de indivíduos arbóreos (VELOSO; KLEIN, 1959), e uma maior frequência de indivíduos de grande porte (altura, diâmetro e volume; REITZ et al., 1978) do que é encontrado hoje. Adicionalmente, Vibrans et al. (2020) fazem uma comparação de estudos em fragmentos do Sul do Brasil que são considerados bem conservados com os resultados do IFFSC: eles possuem mais que o dobro de área basal e número de espécies do que a média encontrada para as unidades amostrais do IFFSC, assim como maior volume, densidade de indivíduos regenerantes e biomassa. Tais variáveis se acumulam no tempo conforme o crescimento das populações e dos indivíduos ao longo de um processo de sucessão ecológica secundária (HUTCHINGS, 1989; WATKINSON, 1989). Portanto, é possível considerar que fragmentos mais bem conservados possuam esses atributos (maior volume, área basal, densidade de indivíduos adultos e regenerantes, diâmetros e alturas médios).

Modelos incluindo variáveis fitossociológicas se sobressaíram em relação ao nulo em baixa frequência, provavelmente devido à imprecisões causadas pelo processo amostragem, nem sempre coincidente entre florística e genética. O levantamento florístico buscou quantificar e qualificar como estão as florestas do estado (VIBRANS et al., 2012b), enquanto o levantamento genético foi focado em locais que possuíam populações da espécie em questão, com densidades de indivíduos ou áreas de fragmento e cobertura relativamente altas (coleta de, no mínimo, 50 indivíduos, espaçados entre si por 50 m; REIS et al., 2012). Assim,

para atender os critérios de coleta genética, é possível que a amostragem não captou todo o espectro da variação florística em que a espécie ocorre. Adicionalmente, foi necessário realizar a interpolação dos dados. As distâncias entre os pontos florísticos e genéticos tiveram médias de 4,26 km e medianas de 3 km, embora concentradas em distâncias menores (Figura 2.1). Variáveis que consideram somente a espécie em questão ( $DA_{sp.}$  e  $DoA_{sp.}$ ), com uma relação mais direta com o seu  $N_e$ , podem ter apresentado um ruído ainda maior na interpolação, principalmente para espécies de ocorrência mais raras. Como exemplo, *Butia catarinensis* apresentou ocorrência em apenas uma das 563 parcelas florísticas analisadas, *Butia eriospatha* em oito, e *Calophyllum brasiliense* em 11.

Assim como para as variáveis de paisagem, as variáveis fitossociológicas indicaram uma tendência de uma maior diversidade genética em locais mais bem conservados e favoráveis à ocorrência e abundância da espécie (maior  $N_e$ ), de maneira direta, como demonstrado nas variáveis  $DA_{sp.}$  e  $DoA_{sp.}$ , ou indireta, como nas variáveis H e Vol. Essa tendência também foi apoiada por estudos ecológicos e demográficos de cada espécie. Adicionalmente, fragmentos com um maior número de indivíduos ( $DA_T$ ) e maior área basal ( $DoA_T$ ) demoram para se acumular, e podem indicar locais com menor pressão antrópica.

Uma relação comum encontrada para três espécies (*Butia catarinenses*, *Calophyllum brasiliense* e *Myrocarpus frondosus*) foi que ambientes com maior diversidade de espécies (H de Shannon) apresentaram menor riqueza e diversidade genética (Tabelas 2.1 e 2.2). A diversidade de espécies pode ser bom indicativo de conservação em um nível mais amplo, por indicar que um fragmento resguarda uma alta riqueza de espécies com distribuição equilibrada; mas também pode servir como um limitante de quantos indivíduos de uma mesma espécie ele suporta. Locais com alto H geralmente são encontrados em ecótonos, áreas de transição, ou misturas entre diferentes estágios de sucessão (e.g., áreas de borda, FERREIRA et al., 2016), misturando diferentes nichos ecológicos e não sendo o ideal para a ocorrência de uma espécie em questão, por ser um ponto extremo do seu nicho ecológico. Já baixos valores de H podem indicar ambientes específicos, como pântanos/brejos, que necessitam de adaptações/especiação, favorecendo assim a ocorrência de espécies hiperdominantes (i.e., espécies que ocorrem em densidades elevadas em relação as outras, que dominam o fragmento, TER STEEGE et al., 2013). Como discutido anteriormente no item 4.3., duas dessas três espécies apresentam o comportamento de hiperdominância: os butiás ocorrem em agrupamentos conhecidos como butiazais, e o olandi em olandizais; enquanto *Myrocarpus frondosus* não possui relatos hiperdominância, mas ocorreu em densidades elevadas na amostragem genética (observação pessoal da equipe de coleta). De acordo com

estudos florísticos/fitogeográficos (LINGNER et al., 2013; MEYER et al., 2013; SCHORN et al., 2014), a maioria das espécies estudadas geneticamente apresentam elevada dominância, geralmente com os maiores valores de importância (VI) dos fragmentos analisados. Além das mencionadas acima, podem ser citadas as florestas de araucária; o palmiteiro, espécie chave da Floresta Ombrófila Densa; e os xaxins que ocorrem em xaxinzais. Todavia, nem todas elas tiveram relações diretas entre diversidade genética e o  $H$ , ou até mesmo  $DA_{sp.}$  e  $DoA_{sp.}$ , que podem estar ligados com o seu  $N_e$ .

Dentre as 13 espécies estudadas, quatro (*Araucaria angustifolia*, *Cedrela fissilis*, *Euterpe edulis*, *Ocotea odorifera*) não apresentaram nenhuma correlação significativa entre índices genéticos e variáveis fitossociológicas na coorte adulta (Tabelas 2.1, 2.2 e 2.3), e três (*Apuleia leiocarpa*, *Euterpe edulis* e *Podocarpus lambertii*) na coorte regenerante (Tabelas 2.4, 2.5 e 2.6). A ausência de efeitos das variáveis analisadas podem indicar que outros processos (e.g., fatores históricos) estão governando a diversidade genética, principalmente para a coorte adulta, tendo em vista a menor amostragem da coorte regenerante. Por fim, em nenhum caso as variáveis altura média e DAP médio da parcela florística resultaram em modelos superiores ao nulo. Isso pode ser um indicativo de que a exploração madeireira removeu árvores de grande porte, homogeneizando as populações remanescentes para essas variáveis e potencialmente outras (e.g., área basal), como destacado pela reduzida suficiência amostral necessária para captar a variabilidade existente dessas variáveis (VIBRANS et al., 2020).

#### 4.5. IMPLICAÇÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Dos 1653 modelos analisados, relativamente poucos foram superiores aos modelos nulos, indicando que outros efeitos ainda explicam a maior parte da variação na diversidade genética (e.g., fatores históricos) e/ou que as espécies apresentam resiliência a efeitos da paisagem. Essa resiliência pode ser em função da sua longevidade ou das populações não terem atingido níveis críticos (limiares) de modificações antrópicas (e.g.,  $N_e < 100$ ), não sendo possível visualizar os efeitos de perda de diversidade genética nas coortes estudadas.

Os modelos analisados superiores ao nulo indicam que a diversidade genética está associada a efeitos diretos e indiretos da paisagem sobre o tamanho efetivo populacional ( $N_e$ ). Os mesmos efeitos (e.g., redução de cobertura florestal) podem ser distintos dependendo de como se relacionam com o  $N_e$  de cada espécie, tanto em magnitude quanto nos sinais das respostas. Isso ocorre principalmente por possuírem adaptações a nichos ecológicos específicos (e.g., diferentes estágios de sucessão). Essa informação pode ser útil no sentido de facilitar a escolha de áreas para áreas de conservação, esforços de monitoramento, restauração e/ou de coleta de sementes.

De maneira geral, é possível apontar que:

- Ambientes favoráveis à ocorrência e à maior densidade de indivíduos ( $N_e$ ) das espécies são melhores para a sua conservação da diversidade genética. Para espécies pioneiras e secundárias, esses ambientes são florestais em estágios sucessionais mais iniciais, enquanto para espécies clímax em estágios mais avançados;
- O sucesso genético acompanha o sucesso demográfico de uma população/espécie. Ambientes com alta densidade de indivíduos tendem a possuir um maior  $N_e$  e, por consequência, melhor diversidade genética;
- Para a maioria das espécies florestais estudadas, áreas de fragmento maiores e com maior cobertura florestal são benéficas para a conservação da diversidade genética, enquanto perdas em ambos os índices são prejudiciais;
- A manutenção de ambientes florestais é importante para a conservação da diversidade genética das espécies em longo prazo;
- Uma das maiores ameaças para a diversidade genética das espécies arbóreas é a redução do  $N_e$  das populações, que ocorre principalmente pela redução e substituição de florestas por outras categorias de uso e cobertura do solo.

A partir disso, são sugeridas ações de conservação que atuem no seguinte sentido:

- Preservar áreas florestais já existentes, principalmente as de maior tamanho e cobertura florestal, ou que possuam conectividade entre si;
- Ampliar áreas florestais e o tamanho efetivo populacional das espécies desejadas, podendo esta ser por meio da sua inclusão em recuperação de áreas degradadas, sistemas de produção agroflorestais, na arborização urbana, entre outros;
- Devido à falta de um comportamento unânime para todas as espécies, ainda é necessário realizar estudos específicos da diversidade genética para cada espécie em questão, assim como manter um monitoramento das próximas gerações das espécies estudadas.

Por fim, para aprofundar o presente estudo e melhor compreender as relações entre elementos da paisagem e a diversidade genética, recomendam-se estudos que: 1) ampliem a amostragem existente, especialmente as espécies com  $n < 10$  populações; 2) colem a informação genética e fitossociológica no mesmo ponto (principalmente  $DA_{sp.}$  e  $DoA_{sp.}$ ); 3) busquem amostrar populações em situações mais extremas, de fragmentos menos conservados e de baixo  $N_e$ ; 4) analisem espécies de ocorrência mais rara em relação as do presente estudo e; 5) utilizem marcadores que permitam acessar o  $N_e$  populacional (e.g., SSR, sequenciamento).

## REFERÊNCIAS

- ADAMS, R. V et al. Influence of landscape features on the microgeographic genetic structure of a resident songbird. **Heredity**, v. 117, n. 2, p. 63–72, 24 ago. 2016.
- AULER, N. M. F. et al. The genetics and conservation of *Araucaria angustifolia*: I. Genetic structure and diversity of natural populations by means of non-adaptive variation in the state of Santa Catarina, Brazil. **Genetics and Molecular Biology**, v. 25, n. 3, p. 329–338, 2002.
- BARCELOS, M. E. F. et al. Uma visão panorâmica sobre os solos das restingas e seu papel na definição de comunidades vegetais nas planícies costeiras do sudeste do Brasil. **Natureza on line**, v. 10, n. 2, p. 71–76, 2012.
- BARTON, K. **MuMIn: Multi-Model Inference**, 2018. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=MuMIn>>
- BEHLING, H. Investigations into the late Pleistocene and Holocene history of vegetation and climate in Santa Catarina (South Brazil). **Vegetation History and Archaeobotany**, v. 4, n. 3, p. 127–152, 1995.
- BEHLING, H. Late Quaternary vegetation, climate and fire history of the Araucaria forest and campos region from Serra Campos Gerais, Paraná State (South Brazil). **Review of Palaeobotany and Palynology**, v. 97, n. 1, p. 109–121, 1997.
- BEHLING, H. et al. Late Quaternary Araucaria forest, grassland (Campos), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambará do Sul core in southern Brazil. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 203, n. 3, p. 277–297, 2004.
- BEHLING, H.; BAUERMANN, S. G.; NEVES, P. C. P. Holocene environmental changes in the São Francisco de Paula region, southern Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 14, n. 6, p. 631–639, 2001.
- BERNARDI, A. P. **Aspectos ecológicos e filogeográficos de *Podocarpus lambertii* Klotzch Ex Endl.** [s.l.] Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), 2019.
- 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.
- BERNARDI, A. P. et al. Phylogeography and species distribution modeling reveal a historic disjunction for the conifer *Podocarpus lambertii*. **Tree Genetics & Genomes**, v. 16, n. 3, p. 40, 18 jun. 2020.
- BETT, L. A.; MAY, D. Regeneração natural de *Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer (Lauraceae)

- em Floresta Ombrófila Mista, Paraná, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 2, p. 707, 29 jun. 2017.
- BITENCOURT, A. L. V.; KRAUSPENHAR, P. M. Possible prehistoric anthropogenic effect on *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze expansion during the late Holocene. **Revista Brasileira de Paleontologia**, v. 9, n. 1, p. 109–116, 2006.
- BRASIL. **Lei nº 11.428, d e 22 de dezembro de 2006**, 2006.
- BREUSCH, T. S.; PAGAN, A. R. A simple test for heteroscedasticity and random coefficient variation. **Econometrica**, v. 47, p. 1287–1294, 1979.
- BURNHAM, A.; ANDERSON, D. R. **Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach**. 2ª ed. ed. [s.l.] Springer-Verlag, 2002.
- CALDATO, S. L.; PEZZUTTI, R. V. Estructura poblacional de *Myrcarpus frondosus* Allemão en un bosque en galería de la Selva Paranaense en Misiones, Argentina. **Ciência Florestal**, v. 20, n. 3, p. 411–418, 2010.
- CANDIDO-RIBEIRO, R. et al. Distinct seeds in contrasting habitats: morphological and reproductive responses in *Butia eriospatha* to new environmental conditions. **Acta Oecologica**, v. 99, p. 103447, ago. 2019.
- CANETTI, A. et al. Retrospective analysis of competition in a forest remnant: a case study of *Podocarpus lambertii* in the Araucaria Forest. **Dendrochronologia**, v. 40, p. 43–49, dez. 2016.
- CARVALHO, C. S. et al. Contemporary and historic factors influence differently genetic differentiation and diversity in a tropical palm. **Heredity**, v. 115, n. 3, p. 216–224, 15 set. 2015.
- CARVALHO, C. S. et al. Climatic stability and contemporary human impacts affect the genetic diversity and conservation status of a tropical palm in the Atlantic Forest of Brazil. **Conservation Genetics**, v. 18, n. 2, p. 467–478, 12 abr. 2017.
- CARVALHO, C. S. et al. Habitat loss does not always entail negative genetic consequences. **Frontiers in Genetics**, v. 10, 13 nov. 2019.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas Brasileiras**. Vol. 1 ed. Colombo, PR: Embrapa Florestas, 2003.
- COLLEVATTI, R. G. et al. Multi-Scale landscape influences on genetic diversity and adaptive traits in a Neotropical Savanna tree. **Frontiers in Genetics**, v. 11, 25 mar. 2020.
- CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL et al. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos**. Brasília:

[s.n.].

- CONTE, R.; REIS, M. S.; VENCOVSKY, R. Effects of management on the genetic structure of *Euterpe edulis* Mart. populations based on microsatellites. **Scientia Forestalis**, v. 72, p. 9–16, 2006.
- COOK, R. D. Detection of influential observation in linear regression. **Technometrics**, v. 19, n. 1, p. 15–18, 1977.
- CRAWLEY, M. J. The structure of plant communities. In: CRAWLEY, M. J. (Ed.). . **Plant ecology**. [s.l.] Blackwell Scientific Publications, 1989. p. 1–50.
- CUSATIS, A. C. et al. Genetic diversity of *Cedrela fissilis* (Vell.): insights on conservation and production. **Scientia Forestalis**, v. 44, n. 112, 21 dez. 2016.
- CUSHMAN, S. A.; MCRAE, B. H.; MCGARIGAL, K. Basics of landscape ecology: an introduction to landscapes and population processes for landscape geneticists. In: BALKENHOL, N. et al. (Eds.). . **Landscape genetics: concepts, methods and applications**. [s.l.] Willey Blackwell, 2016. p. 11–34.
- DUARTE, L. DA S. et al. Role of nurse plants in Araucaria Forest expansion over grassland in south Brazil. **Austral Ecology**, v. 31, n. 4, p. 520–528, jun. 2006.
- FALKENBERG, D. B. Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, Sul do Brasil. **Insula**, v. 28, p. 1–30, 1999.
- FERREIRA, T. D. S. et al. Composição florístico-estrutural ao longo de um gradiente de borda em fragmento de Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana em Santa Catarina. **Ciência Florestal**, v. 26, n. 1, 31 mar. 2016.
- FISHER, R. A. **The genetical theory of natural selection**. Oxford, UK: Oxford University Press, 1930.
- FRANKHAM, R. Effective population size/adult population size ratios in wildlife: a review. **Genetical Research**, v. 66, n. 2, p. 95–107, 14 out. 1995.
- FRANKHAM, R.; BRADSHAW, C. J. A. 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.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2016-2017: relatório técnico**. São Paulo: [s.n.].
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2017-2018: relatório técnico. p. 65, 2019.
- GARNER, B. A.; HOBAN, S.; LUIKART, G. IUCN Red List and the value of integrating genetics. **Conservation Genetics**, v. 21, n. 5, p. 795–801, 18 out. 2020.

- GASPER, A. L. DE et al. Inventário de *Dicksonia sellowiana* Hook. em Santa Catarina. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 4, p. 776–784, 2011.
- GHAREHAGHAJI, M. et al. Effects of landscape features on gene flow of valley oaks (*Quercus lobata*). **Plant Ecology**, v. 218, n. 4, p. 487–499, 4 abr. 2017.
- GITTLEMAN, J. L.; KOT, M. Adaptation: statistics and a null model for estimating phylogenetic effects. **Systematic Zoology**, v. 39, n. 3, p. 227, set. 1990.
- GRÄLER, B.; PEBESMA, E.; HEUVELINK, G. Spatio-temporal interpolation using gstat. **R Journal**, v. 8, n. 1, p. 204–218, 2016.
- GUIMARÃES, L. A. O. P. et al. Emergencia y vigor de plántulas de *Euterpe edulis* bajo niveles de sombreado y presencia y ausencia del pericarpio. **Idesia (Arica)**, v. 36, n. 1, p. 49–56, mar. 2018.
- HARTL, D. L.; CLARK, A. G. **Principles of population genetics**. 4th. ed. Sunderland: Sinauer associates, 2007.
- HEDRICK, P. W. **Genetics of populations**. 4th. ed. [s.l.] Jones and Bartlett Publishers, 2011.
- HIJMANS, R. J. **raster: geographic data analysis and modeling**, 2019. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=raster>>
- HOBAN, S. et al. Genetic diversity targets and indicators in the CBD post-2020 Global Biodiversity Framework must be improved. **Biological Conservation**, v. 248, p. 108654, ago. 2020.
- HUTCHINGS, M. J. The structure of plant populations. In: CRAWLEY, M. J. (Ed.). **Plant Ecology**. 2. ed. Malden: Blackwell Publishing, 1989. p. 325–358.
- IUCN. **International Union for Conservation of Nature**. Disponível em: <<https://www.iucn.org/>>. Acesso em: 26 out. 2020.
- JAFFÉ, R. et al. Landscape genomics to the rescue of a tropical bee threatened by habitat loss and climate change. **Evolutionary Applications**, p. eia.12794, 10 abr. 2019.
- 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, 2012.
- KLINGA, P. et al. Landscape genetics highlight the importance of sustainable management in European mountain spruce forests: a case study on Western capercaillie. **European Journal of Forest Research**, v. 136, n. 5–6, p. 1041–1050, 6 dez. 2017.
- KRAMER, A. T. et al. The paradox of forest fragmentation genetics. **Conservation Biology**, v. 22, n. 4, p. 878–885, 2008.
- LAIKRE, L. Genetic diversity is overlooked in international conservation policy

- implementation. **Conservation Genetics**, v. 11, n. 2, p. 349–354, 10 abr. 2010.
- LAIKRE, L. et al. Post-2020 goals overlook genetic diversity. **Science**, v. 367, n. 6482, p. 1083.2-1085, 6 mar. 2020.
- LAUTERJUNG, M. B. et al. Phylogeography of Brazilian pine (*Araucaria angustifolia*): integrative evidence for pre-Columbian anthropogenic dispersal. **Tree Genetics & Genomes**, v. 14, n. 3, p. 36, 2018.
- 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, p. 144–150, mar. 2019.
- LEDRU, M.-P. et al. Regional assessment of the impact of climatic change on the distribution of a tropical conifer in the lowlands of South America. **Diversity and Distributions**, v. 13, n. 6, p. 761–771, 26 jun. 2007.
- LINGNER, D. V. **Floresta Ombrófila Densa em Santa Catarina – composição e padrões estruturais condicionados por variáveis geoclimáticas**. [s.l.] Universidade Regional de Blumenau - FURB, 2011.
- LINGNER, D. V. et al. Fitossociologia do componente arbóreo/arbustivo da Floresta Ombrófila Densa em Santa Catarina. In: VIBRANS, A. C. et al. (Eds.). **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, vol. 4, Floresta Ombrófila Densa**. Blumenau: Edifurb, 2013. p. 159–248.
- LONGHI, S. J. et al. Fatores ecológicos determinantes na ocorrência de *Araucaria angustifolia* e *Podocarpus lambertii*, na Floresta Ombrófila Mista da FLONA de São Francisco de Paula, RS, Brasil. **Ciência Rural**, v. 40, n. 1, p. 57–63, 6 nov. 2009.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil. Volume 1**. 4. ed. [s.l.] Nova Odessa: Plantarum, 2002.
- LORENZI, H. et al. **Flora Brasileira: Arecaceae (Palmeiras)**. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2010.
- LOWE, A. J. et al. The resilience of forest fragmentation genetics — no longer a paradox — we were just looking in the wrong place. **Heredity**, v. 115, n. 2, p. 97–99, 15 ago. 2015.
- MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, v. 405, p. 243–253, 2000.
- MCGARIGAL, K. **FRAGSTATS help**, 2015.
- MEDEIROS, J. D.; STEFANI, M. R. Anatomia ecológica de la hoja de olandi *Calophyllum brasiliense* Camb. (Clusiaceae). **Biotemas**, v. 10, n. 2, p. 77–96, 1997.
- MEYER, L. et al. Fitossociologia do componente arbóreo/arbustivo da Floresta Ombrófila

- Mista no Estado de Santa Catarina. In: **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina. Volume III - Floresta Ombrófila Mista**. 1. ed. Blumenau: Edifurb, 2013. p. 157–189.
- MITTERMEIER, R. A. et al. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. (Eds.). . **Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2011. p. 3–22.
- 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, Vol. VII, Espécies arbóreas raras de Santa Catarina**. Blumenau: Edifurb, 2018a. p. 159–241.
- MONTAGNA, T. et al. Landscape genetics and genetic conservation of two keystone species from Ombrophilous Dense Forest: *Euterpe edulis* and *Ocotea catharinensis*. **Forest Science**, 2018b.
- MONTAGNA, T. et al. Spatial genetic structure, population dynamics and spatial patterns in the distribution of *Ocotea catharinensis* Mez. from southern Brazil: implications for conservation. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 48, n. 5, p. 506–516, 2018c.
- MULER, A. E. et al. Can overharvesting of a non-timber-forest-product change the regeneration dynamics of a tropical rainforest? The case study of *Euterpe edulis*. **Forest Ecology and Management**, v. 324, p. 117–125, 2014.
- 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, 2014.
- NEI, M. Analysis of gene diversity in subdivided populations. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 70, n. 12, p. 3321–3323, 1973.
- NODARI, R. O. et al. Crescimento de mudas de palmiteiro (*Euterpe edulis* Mart.) em diferentes condições de sombreamento e densidade. **Revista Árvore**, v. 23, n. 3, p. 285–292, 1999.
- OLIVEIRA, V. C.; JOLY, C. A. Flooding tolerance of *Calophyllum brasiliense* Camb. (Clusiaceae): morphological, physiological and growth responses. **Trees - Structure and Function**, v. 24, n. 1, p. 185–193, 2010.
- PALUDO, G. F. et al. The size of *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze entering into reproductive stages as a basis for seed management projects. **Revista Árvore**, v. 40, n. 4, p. 695–705, 2016a.

- PALUDO, G. F. et al. Inferring population trends of *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) using a transition matrix model in an old-growth forest. **Southern Forests: a Journal of Forest Science**, v. 78, n. 2, p. 137–143, 2016b.
- PARADIS, E.; SCHLIEP, K. ape 5.0: an environment for modern phylogenetics and evolutionary analyses in R. **Bioinformatics**, v. 35, n. 3, p. 526–528, 1 fev. 2019.
- PEBESMA, E. J. Multivariable geostatistics in S: the gstat package. **Computers & Geosciences**, v. 30, n. 7, p. 683–691, 2004.
- PINHEIRO, J. et al. **nlme: linear and nonlinear mixed effects models**, 2018. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=nlme>>
- PRIMACK, R. B. **A primer of conservation biology**. Sunderland: Sinauer associates, 2004.
- PROJETO MAPBIOMAS. **Coleção 5 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**.
- PROJETO MAPBIOMAS. **Coleção 4 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>. Vienna, Austria, 2020. Disponível em: <<http://www.r-project.org/>>
- REIS, M. S. DOS et al. Legislação sobre o manejo e produção do palmitheiro (*Euterpe edulis* Martius Arecaceae). **Sellowia**, v. 49–52, p. 281–303, 2000.
- REIS, M. S. DOS 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, vol. 1, Diversidade e Conservação dos remanescentes florestais**. Blumenau: Edifurb, 2012. v. 1p. 143–169.
- REIS, M. S. DOS; LADIO, A.; PERONI, N. Landscapes with Araucaria in South America: evidence for a cultural dimension. **Ecology and Society**, v. 19, n. 2, p. art43, 2014.
- REITZ, R. Palmeiras. In: REITZ, R. (Ed.). **Flora Ilustrada Catarinense**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1974. p. 189.
- REITZ, R.; KLEIN, R. M. Araucariáceas. In: REITZ, R. (Ed.). **Flora Ilustrada Catarinense**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1966. p. 62.
- REITZ, R.; KLEIN, R. M.; REIS, A. Projeto madeira de Santa Catarina. **Sellowia**, v. 28–30, 1978.
- REYES-ORTIZ, J. L. et al. Population structure and habitat characteristics of *Dicksonia sellowiana* Hook. in the Sierra Madre Oriental, Mexico. **American Fern Journal**, v. 109, n. 1, p. 26, 30 abr. 2019.

- SANTOS, A. S. et al. Lessons from a palm: genetic diversity and structure in anthropogenic landscapes from Atlantic Forest, Brazil. **Conservation Genetics**, v. 16, n. 6, p. 1295–1302, 2015.
- SANTOS, A. S. et al. Landscape-scale deforestation decreases gene flow distance of a keystone tropical palm, *Euterpe edulis* Mart (Arecaceae). **Ecology and Evolution**, p. 1–13, 2016.
- SCHAADT, S. S.; VIBRANS, A. C. O uso da terra no entorno de fragmentos florestais influencia a sua composição e estrutura. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 4, p. 437–445, 2015.
- SCHORN, L. A. et al. Síntese da estrutura dos remanescentes florestais em Santa Catarina. In: VIBRANS, A. C. et al. (Eds.). . **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, Vol. I, Diversidade e conservação dos remanescentes florestais**. Blumenau: Edifurb, 2012. p. 125–140.
- SCHORN, L. A. et al. Fitossociologia de fragmentos de Floresta Estacional Decidual no estado de Santa Catarina – Brasil. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 4, p. 821–831, 2014.
- SCHULTZ, J. *Calophyllum brasiliense*. In: CORADIN, L.; REIS, A.; SIMINSKI, A. (Eds.). . **Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: plantas para o futuro – Região Sul**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2012. p. 440–443.
- SCHWARTZ, C. E.; GASPER, A. L. DE. Environmental factors affect population structure of tree ferns in the Brazilian subtropical Atlantic Forest. **Acta Botanica Brasilica**, v. 34, n. 1, p. 204–213, mar. 2020.
- SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. **Convention on Biological Diversity**, 1992.
- SEHNEM, A. Ciateáceas. In: REITZ, R. (Ed.). . **Flora Ilustrada Catarinense**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1978. p. 1–115.
- SEOANE, C. E. S.; SEBBENN, A. M.; KAGEYAMA, P. Y. Sistema de reprodução em duas populações naturais de *Euterpe edulis* M. sob diferentes condições de fragmentação florestal. **Scientia Forestalis**, v. 69, p. 13–24, 2005.
- SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. An analysis of variance test for normality (complete samples). **Biometrika**, v. 52, n. 3/4, p. 591, dez. 1965.
- SHEPARD, D. **A two-dimensional interpolation function for irregularly-spaced data**. Proceedings of the 1968 23rd ACM national conference on -. **Anais...**New York, New York, USA: ACM Press, 1968Disponível em: <<http://portal.acm.org/citation.cfm?doid=800186.810616>>

- 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; REIS, M. S. DOS. Effects of different simulated management intensities on the genetic diversity of a heart-of-palm tree natural population (*Euterpe edulis* Martius). **Silvae Genetica**, v. 59, n. 1–6, p. 201–210, 1 dez. 2010.
- SILVA, J. Z.; REIS, M. S. Consumption of *Euterpe edulis* fruit by wildlife: implications for conservation and management of the Southern Brazilian Atlantic Forest. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 91, n. 1, 2019.
- SOARES, L. A. S. S. et al. Anthropogenic disturbances eroding the genetic diversity of a threatened palm tree: a multiscale approach. **Frontiers in Genetics**, v. 10, 7 nov. 2019.
- SOUZA, C. M. et al. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, 25 ago. 2020.
- STEINER, F. **Diversidade genética e análise da paisagem de espécies arbóreas da Floresta Estacional Decidual**. [s.l.] Universidade Federal de Santa Catarina, 2014.
- TER STEEGE, H. et al. Hyperdominance in the Amazonian tree flora. **Science**, v. 342, n. 6156, p. 1243092–1243092, 18 out. 2013.
- VANDERWAL, J.; SHOO, L.; JANUCHOWSKI, S. SDMTools: Species Distribution Modelling Tools: tools for processing data associated with species distribution modelling exercises. **R package version**, v. 1, 2010.
- VELOSO, H. P.; KLEIN, R. M. As comunidades e associações vegetais da mata pluvial do Sul do Brasil. II. Dinamismo e fidelidade das espécies em associações do município de Brusque, estado de Santa Catarina. **Sellowia**, v. 10, p. 9–124, 1959.
- VIBRANS, A. C. et al. O Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina (IFFSC): aspectos metodológicos e operacionais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 64, p. 291–302, 2010.
- VIBRANS, A. C. et al. Considerações finais e recomendações. In: **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina. Volume 1: Diversidade e conservação dos remanescentes florestais**. [s.l: s.n.]. p. 333–336.
- VIBRANS, A. C. et al. Metodologia do Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina. In: **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina – Diversidade e conservação dos remanescentes florestais**. [s.l: s.n.]. p. 342 p.
- VIBRANS, A. C. et al. Insights from a large-scale inventory in the southern Brazilian Atlantic Forest. **Scientia Agricola**, v. 77, n. 1, 2020.

- WAGNER, H. H.; FORTIN, M.-J. Basics of spatial data analysis: linking landscape and genetic data for landscape genetic studies. In: BALKENHOL, N. et al. (Eds.). . **Landscape genetics: concepts, methods and applications**. [s.l.] Wiley Blackwell, 2016. p. 77–98.
- WATKINSON, A. R. Plant population dynamics. In: CRAWLEY, M. J. (Ed.). . **Plant ecology**. [s.l.] Blackwell Scientific Publications, 1989. p. 137–184.
- WRIGHT, S. Evolution in mendelian populations. **Genetics**, v. 16, n. 2, p. 97–159, 1931.
- YOUNG, A.; BOYLE, T.; BROWN, T. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. **Tree**, v. 11, n. 10, p. 413–418, 1996.
- ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 5th. ed. New Jersey: Prentice Hall, 2010.
- ZEILEIS, A.; HOTHORN, T. Diagnostic checking in regression relationships. **R News**, v. 2, n. 3, p. 7–10, 2002.

### CAPÍTULO III. GENÉTICA DE PAISAGENS: ANÁLISE DE CONECTIVIDADE

#### RESUMO

Uma das possíveis interações entre humanos e natureza é alterar a paisagem para ambientes mais favoráveis para si. Como consequência, geralmente temos redução e fragmentação de habitats florestais, que ameaçam a biodiversidade do planeta. No presente capítulo, objetivou-se analisar influências da matriz de paisagem na divergência genética de populações de espécies florestais. Foram testados modelos de isolamento por resistência (IBR) de elementos da paisagem para populações adultas de 13 espécies arbóreas no estado de Santa Catarina, das quais seis também tiveram a coorte regenerante avaliada. Os elementos de paisagem incluíram fatores abióticos, tais como isolamento por distância geográfica (IBD), altitude, declividade e clima (modelagem de nicho ecológico); e fatores associados aos mapas de uso e cobertura do solo (UCS) em dois tempos distintos (1985 e 2010), os quais podem indicar impactos antrópicos. Cinco das 13 espécies apresentaram IBD somente na coorte adulta, mas com intensidades fracas a moderadas. Dentre as categorias de UCS nos testes de IBR, florestas apresentaram a menor resistência ao fluxo gênico, campos naturais, agricultura e reflorestamentos valores intermediários, e áreas urbanas a maior resistência após o processo de otimização. Os modelos de IBR indicaram que fatores abióticos, tais como altitude, declividade e isolamento por distância ainda exercem um papel importante na estrutura genética das populações de sete das 13 espécies analisadas, principalmente pela sua influência histórica na distribuição das espécies. Mesmo com a resiliência das espécies arbóreas frente à impactos antrópicos, oito das 13 espécies (coorte adulta e/ou regenerante) já apresentaram efeitos de resistência de UCS na estrutura das suas populações, na qual florestas facilitam a conectividade e atividades antrópicas podem servir de barreiras ao fluxo gênico. É provável que esses efeitos negativos se agravem ainda mais no futuro, já que as pressões antrópicas são contínuas e que espécies arbóreas geralmente apresentam um atraso temporal para demonstrar os efeitos na sua diversidade genética. São sugeridas ações que conciliem a divisão de espaço entre humanos e o restante da natureza, que atuem primeiramente no sentido de aumentar o fluxo gênico e da ocorrência de ambientes florestais, de maneira constante, no espaço, tanto para espécies arbóreas quanto seus vetores de fluxo gênico (polinizadores e dispersores).

**Palavras-chave:** genética de populações, fluxo gênico, estrutura genética espacial, seleção de modelos

## 1. INTRODUÇÃO

Desde sua existência, seres humanos interagem com a natureza de diversas maneiras. Uma delas é pelo processo de domesticação; não somente de outros seres vivos, como plantas e animais, mas também da paisagem ao seu redor, tornando-a mais produtiva e agradável para si (CLEMENT, 1999). Os processos de domesticação (organismos e paisagem) exercem fortes pressões evolutivas, as quais tendem a se tornar mais intensas e aceleradas conforme o constante surgimento de novas tecnologias. Portanto, seres humanos são considerados uma força de escala geológica, nomeada como Antropoceno (CRUTZEN, 2002; STEFFEN; CRUTZEN; MCNEIL, 2007), e seus impactos precisam ser reconhecidos, inclusive na evolução das espécies e na síntese moderna da evolução (ZEDER, 2017).

Nos dias atuais, a transformação da paisagem ocorre por meio da construção de elementos urbanos, tais como cidades e estradas; e pela conversão de áreas florestais nativas para alternativas com retorno econômico, como agricultura e reflorestamentos com espécies exóticas (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). Tais ações reduzem habitats florestais e os tornam fragmentados, permeados por ambientes não propícios para o estabelecimento e movimento de espécies que dependem do ambiente florestal. Logo, a redução de habitats e sua fragmentação são apontadas como as principais ameaças à biodiversidade (PRIMACK, 2004).

Os efeitos negativos dessas alterações possuem consequências nos mais diversos níveis de biodiversidade (FAHRIG, 2003), inclusive na diversidade genética (YOUNG; BOYLE; BROWN, 1996). Modificações da paisagem influenciam na diversidade genética por redução direta no número de indivíduos na conversão de áreas florestais, ou por alterações na matriz de paisagem, que conecta indivíduos e populações. Mudanças nessa matriz alteram o comportamento do fluxo gênico de plantas, por ser um ambiente menos adequado para polinizadores e dispersores, ou por criarem barreiras e ambientes que dificultam o estabelecimento da espécie em questão. Por consequência, os efeitos negativos da deriva genética são acentuados, podendo acarretar em perda de conectividade, redução de riqueza e de diversidade genética, e aumento de endogamia (HARTL; CLARK, 2007).

Nesse contexto, ferramentas de genética de paisagem permitem relacionar como elementos da paisagem, tanto abióticos como alterações recentes, podem interferir na diversidade genética e no fluxo gênico entre populações, podendo serem aplicadas

diretamente em esforços de conservação (MANEL; HOLDEREGGER, 2013; STORFER et al., 2010).

Dentre as áreas elencadas como prioritárias para a conservação – os *hotspots* globais de biodiversidade (MYERS et al., 2000) – o Brasil possui o bioma Mata Atlântica, cobrindo o seu litoral de Norte à Sul. Ele sofreu grandes reduções, restando apenas 11,7% de seu território original (RIBEIRO et al., 2009). Mais especificamente, o estado de Santa Catarina está inserido por completo nesse bioma, e é o segundo estado com maior percentual de cobertura florestal original remanescente, com estimativas entre 28,8% (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2018) e 28,9% (VIBRANS et al., 2012). Mesmo assim, o estado encontra-se altamente fragmentado, com a maioria dos seus remanescentes com áreas inferiores à 50 ha (VIBRANS et al., 2012). Esse cenário é preocupante, já que Santa Catarina abriga diversas espécies arbóreas de importância socioeconômica, muitas delas incluídas em listas de ameaça de extinção, regionais (CONSEMA, 2014; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA), 2014) e globais (IUCN, 2020).

Portanto, o presente estudo teve como objetivo verificar a influência de elementos da matriz de paisagem (abióticos e antrópicos) na divergência genética de 13 espécies florestais no estado de Santa Catarina. Os objetivos específicos foram os seguintes:

- 5- Avaliar a existência de isolamento por distância para as espécies.
- 6- Testar a influência da resolução espacial nas análises de conectividade.
- 7- Analisar a influência dos elementos da paisagem (cobertura florestal, cidades, reflorestamentos) sobre o fluxo gênico das espécies.
- 8- Analisar a influência temporal de modificações nos elementos da paisagem sobre o fluxo gênico das espécies.
- 9- Detectar possíveis diferenças entre as coortes adultos e regenerantes.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1. AQUISIÇÃO E ANÁLISE DE DADOS**

#### **2.1.1. Aquisição dos dados genéticos**

Os dados genéticos foram obtidos de acordo com a metodologia geral da tese. Foram coletadas 175 populações de indivíduos da coorte adulta, divididas entre as 13 espécies estudadas (Figura 5 da metodologia geral e Figura 3.1). Para indivíduos da coorte regenerante, foram coletadas 61 populações, divididas entre seis espécies (Figura 5 da metodologia geral). Ressalta-se que, nas espécies das quais foram coletados indivíduos da coorte regenerante, um menor número de populações foi amostrado na maioria dos casos, porém sempre no mesmo ponto em que uma população adulta foi coletada.

#### **2.1.1. Modelos de isolamento por distância (IBD)**

O termo isolamento por distância foi proposto por Wright (1943) para descrever a variação genética de acordo com uma limitação de dispersão geográfica (SLATKIN, 1993). É esperado que, quanto mais longe uma população da outra, mais difícil seja troca de migrantes entre elas devido a uma limitação ao fluxo gênico, gerando uma estruturação genética espacial. No caso de espécies arbóreas, a informação da ocorrência de IBD em populações de uma espécie pode ser útil especialmente para direcionar locais de coleta de sementes (e.g., MONTAGNA et al., 2018a).

Para verificar se existe isolamento por distância (IBD; objetivo 5) no conjunto de populações estudadas, foi estimada a correlação de Pearson entre os valores de divergência genética ( $F_{ST}$ ) com os valores de distância geográfica entre populações, para todos os conjuntos de espécies e coortes. Os valores foram transformados de acordo com Rousset (1997) em  $F_{ST} / (1-F_{ST})$  e  $\ln(\text{distância})$ . A significância foi obtida por um teste de Mantel (MANTEL, 1967).

Para realizar comparações justas entre coortes, tendo em vista que a amostragem do número de populações da coorte adulta foi maior do que a coorte regenerante na maioria dos casos, o mesmo processo foi realizado utilizando somente o subconjunto de populações adultas em que também foram coletados indivíduos regenerantes.

Os testes de IBD foram realizados com auxílio do pacote *vegan* (OKSANEN et al., 2016) no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2020).

### 2.1.2. Modelos de isolamento por resistência (IBR)

Foram avaliados modelos de isolamento por resistência (*isolation by resistance*, IBR, MCRAE, 2006) para verificar se a paisagem exerce influência no fluxo gênico das 13 espécies estudadas em Santa Catarina, das quais foram amostradas populações da coorte de indivíduos adultos, e em seis espécies também foram amostradas populações da coorte de indivíduos regenerantes (ver metodologia geral). Aqui o modelo de IBR é explicado de maneira mais geral, o qual cada etapa é descrita em maior detalhe nas próximas seções.

Para cada um dos elementos da paisagem, foram atribuídos valores de resistência ao fluxo gênico e, baseando-se na teoria de circuitos elétricos, foi calculada a distância de resistência (MCRAE, 2006) entre os pares de pontos estudados (populações). O fluxo gênico ( $y$ , variável dependente) é então modelado em função das distâncias de resistências ( $x$ , variável independente), utilizando-se modelos lineares que levam em conta uma estrutura de correlação espacial dos dados (*Maximum Likelihood Population-Effects* – MLPE, CLARKE et al., 2002).

Para representar a distância genética, foi utilizado o  $F_{ST}$  par-a-par entre as populações estudadas (item 2.1.1.1.). Já os elementos escolhidos para representar a paisagem (item 2.1.1.2.) foram mapas de uso e cobertura do solo, altitude, declividade, e variáveis bioclimáticas. A partir desses mapas, foram geradas superfícies de resistência e, posteriormente, calculadas distâncias de resistência entre populações (item 2.1.1.3.), sendo as variáveis independentes do modelo.

A avaliação dos modelos de IBR (item 2.1.1.4.) é feita comparando-os contra um modelo nulo – o de isolamento por distância (*isolation by distance*, IBD) – utilizando estatísticas como AIC,  $R^2$  e derivados (WAGNER; FORTIN, 2016), o que nos permite verificar se a adição de elementos da paisagem apresentam resistência ao fluxo gênico e contribuem para a divergência genética entre populações.

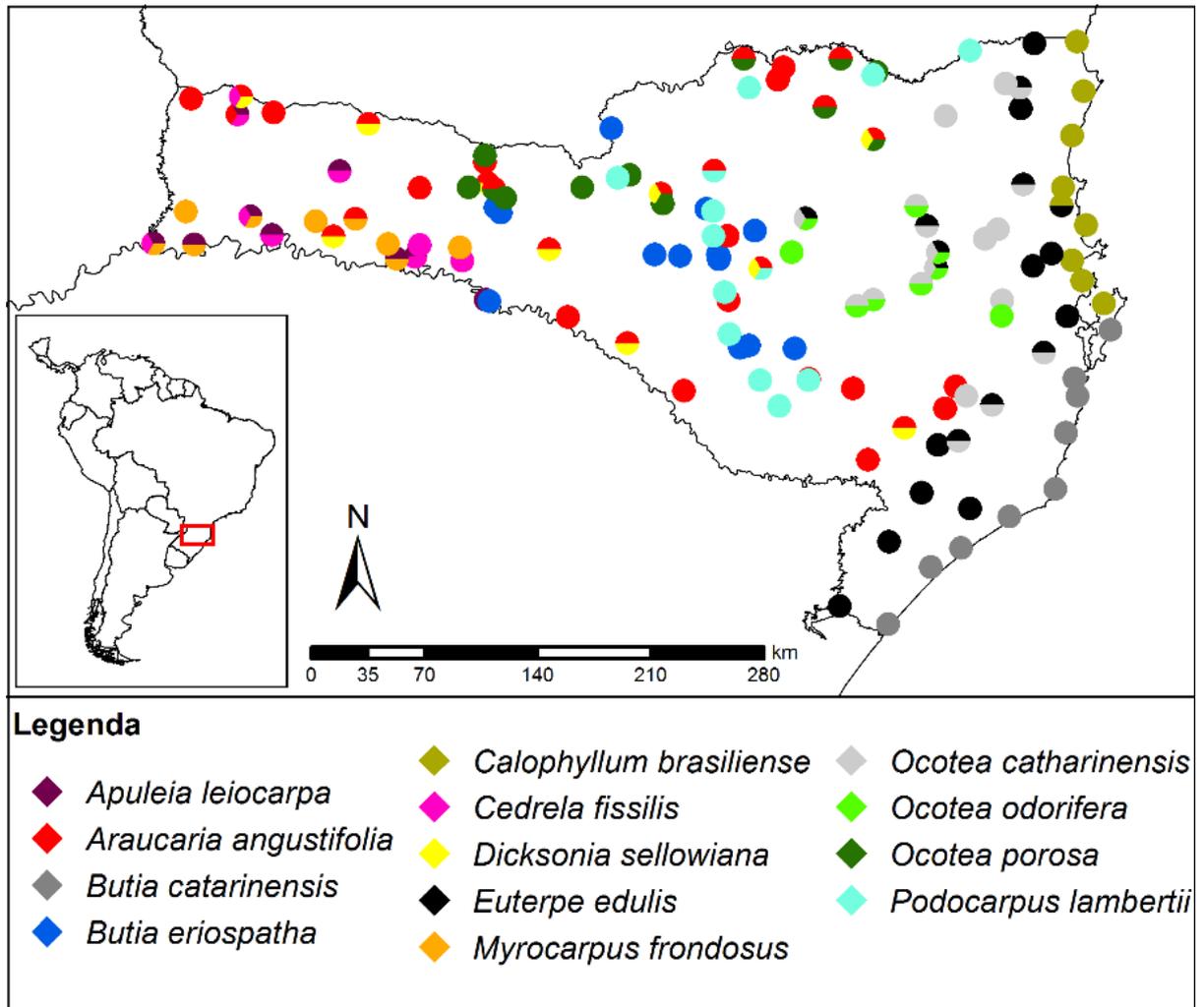
### 2.1.2.1. Divergência genética (variável dependente)

Para testar modelos de IBR, é possível de se trabalhar com análises individuais (i.e., a unidade de amostragem é o indivíduo) ou populacionais (i.e., unidade de amostragem é a população). O cálculo dos índices mais comumente utilizados para análises em nível individual necessita de grande número de locos e/ou de marcadores bastante polimórficos (BALKENHOL; FORTIN, 2016), como de SSRs ou de sequenciamento, que possuem maiores poderes de exclusão/identidade de indivíduos. O menor polimorfismo da técnica de isoenzimas, pareada à um número relativamente baixo de locos, pode ser mitigada ou compensada com análises populacionais, escolhidas neste estudo para os testes de modelos de IBR, no qual o número de indivíduos coletados dentro de cada população passa a ser importante para o cálculo de divergência genética entre populações.

Foi utilizado o  $F_{ST}$  par-a-par entre populações como distância genética para representar indiretamente o fluxo gênico entre elas, sendo a variável dependente nos modelos de IBR. Estudos realizados com uma coleta de 30 indivíduos já trazem uma precisão satisfatória para estimativas do índice de  $F_{ST}$  (HALE; BURG; STEEVES, 2012), embora a coleta de mais indivíduos seja recomendada para a precisão de valores de  $F_{ST}$  inferiores a 0,05 (KALINOWSKI, 2005). No presente estudo, foram utilizados 50 indivíduos por população.

### 2.1.2.2. Escolha e aquisição de dados dos elementos da paisagem (variável independente)

Uma parte crítica da análise de IBR é a escolha das variáveis independentes, que possam, de alguma maneira, influenciar no fluxo gênico das espécies (CUSHMAN; MCRAE; MCGARIGAL, 2016). Variáveis de paisagem são obtidas a partir de mapas da área de estudo, comumente trabalhados em formato “raster” (.asc, .tif), que são arquivos matriciais que armazenam informações georreferenciadas em cada uma de suas células (pixels) em uma determinada resolução (qual área real é representada por cada pixel). Nesse estudo, foram utilizados mapas com resoluções de 500 m<sup>2</sup> e de 1 km<sup>2</sup> (cada célula representa, respectivamente, 500 m<sup>2</sup> e 1 km<sup>2</sup>), para a extensão (área) -54,41° O a -47,92° O, e -29,59° S -25,68° S, equivalente a todos os pontos de estudo com uma borda extra de 10% (estado inteiro de Santa Catarina e parte dos estados Rio Grande do Sul e Paraná; Figura 3.1). O termo “área de estudo” utilizado nesse capítulo se refere à essa extensão.



**Figura 3.1** Mapa da área e dos pontos das 13 espécies de estudo, utilizado para a modelagem de Isolamento por Resistência (IBR).

As variáveis de paisagem escolhidas foram: 1) isolamento por distância (IBD; modelo nulo); 2) e 3) uso e cobertura do solo para os anos de 1985 e de 2010, 4) altitude; 5) declividade e; 6) variáveis climáticas/modelagem de nicho. No geral, essas são as variáveis mais utilizadas em estudos de genética de paisagens de plantas (DYER, 2016; e.g., LANES et al., 2018). A obtenção dessas variáveis e a razão para a sua escolha é detalhada a seguir:

a) Isolamento por distância (IBD) – Modelo nulo

O modelo de isolamento por distância (IBD; Figura 3.2) foi utilizado como modelo nulo para a comparação entre modelos de IBR e verificar se a adição de elementos da paisagem influenciam o fluxo gênico, de acordo com o sugerido por Jenkins et al. (2010) e

Wagner e Fortin (2016). Para representar o modelo nulo (IBD), foi criado um raster da extensão de estudo, no qual todas as suas células continham valores idênticos, iguais a um (1). Sendo assim, o único elemento afetando a resistência entre dois pontos é a distância entre eles.

Ressalta-se que a influência das distâncias entre os pontos (IBD) já está intrinsecamente inclusa em superfícies que contêm outras variáveis de paisagem nos modelos de IBR (MCRAE, 2006).

#### b) Uso e cobertura do solo (UCS)

Categorias de uso e cobertura do solo (UCS) podem ser um reflexo direto de atividades antrópicas na paisagem, além de captarem a fragmentação e redução de habitats. Em Santa Catarina, cerca de 100.000 ha de florestas foram desmatadas anualmente no período de 1985 até 2000 (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2018).

Para representar o UCS na área de estudo, foram utilizados mapeamentos realizados pelo projeto MapBiomias (PROJETO MAPBIOMAS, 2020a; SOUZA et al., 2020), descritos em detalhe previamente no capítulo 2. Foram utilizados os mapeamentos de 1985 e de 2010 (Figuras 3.3 e 3.4) nas resoluções de 500 m e de 1 km.

Os mapeamentos do MapBiomias utilizaram 20 categorias de classificação, as quais foram agrupadas em 11 categorias para o presente estudo: 1) Floresta, 2) Campos, 3) Agropecuária, 4) Água, 5) Reflorestamentos, 6) Urbano, 7) Não vegetada, 8) Mangue, 9) Restinga, 10) Natural não florestal, 11) Oceano, 12) Não observado (Tabela 3.1).

**Tabela 3.1** Categorias de uso e cobertura do solo utilizada no mapeamento MapBiomias e no presente estudo.

Classificação MapBiomias			Classificação utilizada
Nível 1	Nível 2	Nível 3	
1 Floresta	1.1 Floresta Natural	1.1.1 Formação Florestal	Floresta nativa
1 Floresta	1.1 Floresta Natural	1.1.2 Formação Savânica	*
1 Floresta	1.1 Floresta Natural	1.1.3 Mangue	Mangue
1 Floresta	1.2 Floresta Plantada	-	Reflorestamentos
2 Formação Natural não Florestal	2.1 Área Úmida Natural não Florestal	-	Natural não florestal
2 Formação Natural não Florestal	2.2 Formação Campestre	-	Campos
2 Formação Natural não Florestal	2.3 Outra Formação não Florestal	-	Natural não florestal
2 Formação Natural não Florestal	2.4 Afloramento Rochoso	-	Natural não florestal
2 Formação Natural não Florestal	2.5 Apicum	-	Natural não florestal
3 Agropecuária	3.1 Pastagem	-	Agropecuária
3 Agropecuária	3.2 Agricultura	3.2.1 Cultivo Anual e Perene	Agropecuária
3 Agropecuária	3.2 Agricultura	3.2.2 Cultivo Semi-Perene	Agropecuária
3 Agropecuária	3.3 Mosaico de Agricultura ou Pastagem	-	Agropecuária
4 Área não Vegetada	4.1 Praia e Duna	-	Restinga
4 Área não Vegetada	4.2 Infraestrutura Urbana	-	Área urbana
4 Área não Vegetada	4.3 Outra área não Vegetada	-	Área não vegetada
4 Área não Vegetada	4.4 Mineração	-	Área não vegetada
5 Corpo D'água	5.1 Aquicultura	-	Água
5 Corpo D'água	5.2 Rio, Lago e Oceano	-	Água
6 Não observado	-	-	Não observado / Oceanos†

\* Categoria ausente na área de estudo.

† Presente para as espécies *Butia catarinensis*, *Calophyllum brasiliense*, *Euterpe edulis*, *Ocotea catharinensis*.

### c) Topografia (altitude e declividade)

A altitude geralmente está associada com diversas variáveis climáticas, principalmente com a temperatura (LOMOLINO, 2001). Isso causa uma pressão de seleção, na qual contribuiu na distribuição das espécies no passado. O estado de Santa Catarina possui altitudes variando entre 0 e 1824 metros, e as espécies são distribuídas em faixas ideais de altitude. Por consequência, o estado possui três categorias florestais: a Floresta Ombrófila Densa (FOD), Floresta Ombrófila Mista (FOM) e Floresta Estacional Decidual (FED). Superfícies de altitude podem representar parcialmente fatores abióticos moldando a distribuição das espécies e ambientes mais favoráveis para o seu fluxo gênico.

Além das alterações climáticas e de formações florestais, a inclinação da superfície – a declividade – pode ter consequência na movimentação de pólen, de sementes, ou de dispersores e polinizadores. Declividades elevadas podem servir de barreira geográfica para o fluxo e, portanto, uma superfície de resistência de declividade também foi incluída nos modelos de IBR.

Foram utilizados mapas de altitude (Figura 3.5) e declividade (Figura 3.6) gerados pelo *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM-3, FARR et al., 2007) e fornecidos pelo TOPODATA do INPE ([www.dsr.inpe.br/topodata](http://www.dsr.inpe.br/topodata)), em escala 1:250.000. As 24 quadrículas (entre a 25s555, 29s555, 29s495 e 25s495) referentes à área de estudo foram unidas, redimensionadas para as resoluções de 500 m e de 1 km, e cortadas para a extensão da área de estudo utilizando o pacote raster (HIJMANS, 2018) do programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2020).

### d) Variáveis climáticas (modelagem de nicho ecológico)

Fatores climáticos podem ser chave na seleção natural das espécies, exercendo pressão seletiva em organismos e moldar sua distribuição geográfica ao longo do tempo (e.g., árvore *Corymbia calophylla*, AHRENS et al., 2019). Geralmente a influência de fatores climáticos na genética de paisagem são testados com marcadores adaptativos (e.g., SNPs, árvore *Quercus lobata*, SORK et al., 2016), mas seus efeitos também podem ser detectados com marcadores neutros (e.g., árvore *Populus fremonti*, CUSHMAN et al., 2014).

A superfície de resistência climática foi gerada por meio de modelagem de nicho ecológico (ENM – *Ecological Niche Modelling*), que consiste em extrair o “espaço ambiental” (variáveis climáticas) do “espaço físico” (pontos de ocorrência) de uma determinada espécie, e modelar a sua ocorrência potencial a partir desses dados para diferentes situações ambientais. Um de seus resultados é um mapa indicando a adequabilidade da espécie para a área modelada de acordo com um conjunto de variáveis bioclimáticas. Portanto, a modelagem de nicho é altamente influenciada pelos seus dados de entrada no modelo, que são os pontos de ocorrência da espécie alvo e variáveis bioclimáticas.

Existem diversas variáveis bioclimáticas (e.g., 19 disponibilizadas pelo WorldClim v.2; FICK; HIJMANS, 2017) que podem ter correlação entre si, ou que a informação pode ser repetida e a sua adição não trazer ganhos para o modelo. Por isso, é necessário uma etapa de seleção de variáveis, geralmente realizada por meio de análise multivariada. Visando encontrar a maior variação bioclimática dentro da área de estudo, a seleção de variáveis climáticas foi realizada utilizando apenas a sua extensão como plano de fundo, e as 19 variáveis disponibilizadas pelo WorldClim v.2 na resolução de 1 km<sup>2</sup> (FICK; HIJMANS, 2017), por meio de análise fatorial (LEGENDRE; LEGENDRE, 2012) utilizando a rotação Varimax, com auxílio do pacote psych (REVELLE, 2018) do programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2020). A análise fatorial sugeriu o uso de quatro variáveis bioclimáticas: bio01 (média de temperatura anual), bio02 (média diária da amplitude de temperatura), bio16 (precipitação do mês mais úmido) e bio19 (precipitação do trimestre mais frio).

Os pontos de ocorrência das 13 espécies estudadas foram obtidos do repositório público speciesLink (<https://www.splink.org.br>), totalizando 10709 pontos, distribuídos entre as espécies. Foi realizada uma filtragem dos pontos a grosso modo, removendo pontos incluindo cf. no nome da espécie, entradas localizadas em herbários, viveiros e instituições de pesquisa, e pontos extremos discrepantes. Após isso, todos os pontos foram cortados para a área de estudo, restando 887 pontos.

A modelagem de nicho foi realizada individualmente para cada uma das 13 espécies. Os dados de entrada foram os seus pontos de ocorrência; e as quatro variáveis bioclimáticas selecionadas, com resolução de 1 km e cortadas para a área de estudo. Excepcionalmente para a modelagem de nicho, não foi possível realizar a análise na resolução de 500 m, tendo em vista que a resolução de 1 km é a melhor disponível. Foi utilizada uma abordagem de *ensemble* (“conjunto”) de cinco diferentes algoritmos de modelagem (ARAÚJO; NEW, 2007,

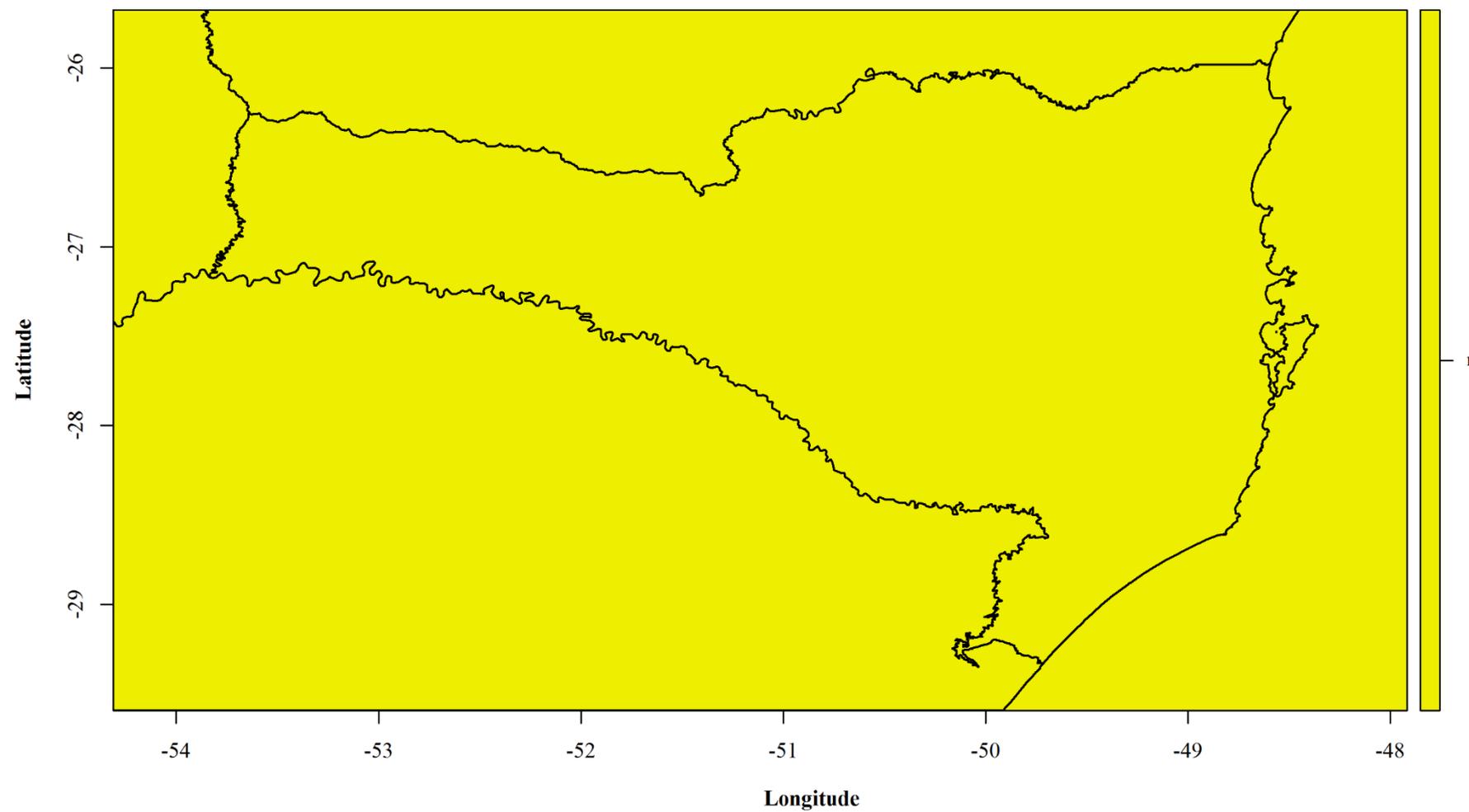
e.g., SOBRAL-SOUZA et al., 2015). Os modelos utilizados foram (1) Bioclim (NIX, 1986), baseado em método de envelope; (2) Mahalanobis (FARBER; KADMON, 2003) e (3) Domain (Gower; CARPENTER et al., 1993), baseados em métodos de distância; (4) *Support Vector Machine* (SVM; TAX; DUIN, 2004) e (5) *Maximum Entropy* (Maxent; PHILLIPS et al., 2004, 2006), baseados em aprendizado de máquina (*machine learning*).

Para cada um desses algoritmos, foram ajustados 10 modelos independentes (réplicas), sorteando 75% dos dados de presença para treino e 25% para teste dos modelos. Em cada réplica foi definido um valor limiar (*threshold*), que determina a ocorrência ou não da espécie a partir de sua probabilidade de ocorrência em determinado local (e.g., limiar = 0,3 e probabilidade de ocorrência = 0,2 determina a não ocorrência da espécie). O valor limiar escolhido para cada réplica foi o que maximizasse a soma da taxa de positivos (sensitividade) e negativos verdadeiros (especificidade) do modelo. A partir desse limiar, cada uma das 10 réplicas gerou um mapa binário, de presença-ausência da espécie.

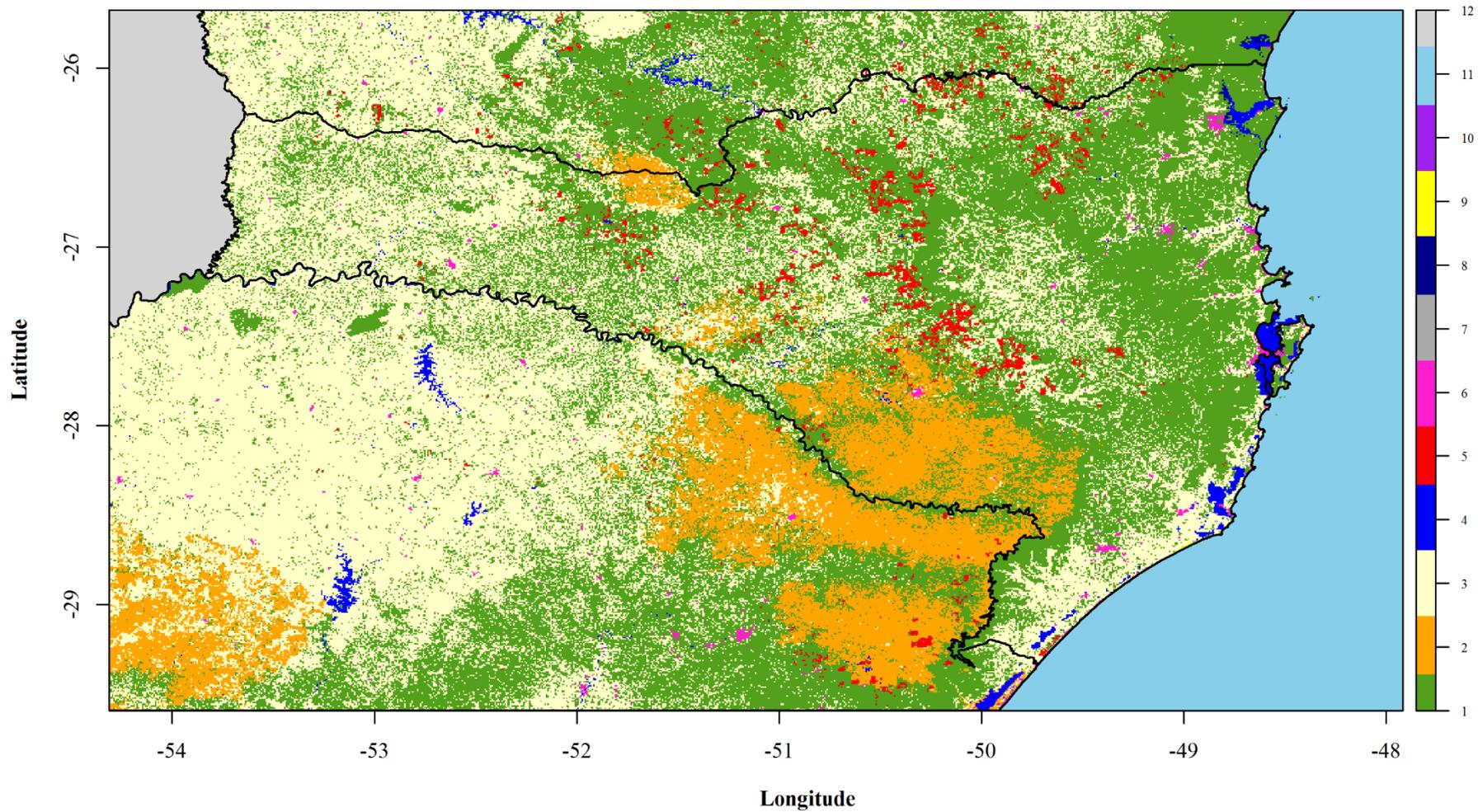
O mapa final de cada algoritmo foi calculado como a frequência em que cada célula previu a ocorrência da espécie dentre as 10 réplicas, variando de 0 a 1.

O mapa consenso para cada espécie, que foi utilizado nos modelos de IBR, foi criado a partir dos valores médios dos cinco algoritmos. Como os mapas gerados pela modelagem de nicho indicam a adequabilidade (“x”) da espécie em determinada área, variando de 0 (espécie não ocorre) a 1 (espécie ocorre), a superfície de resistência utilizada foi o seu complemento (“1-x”; Figura 3.7).

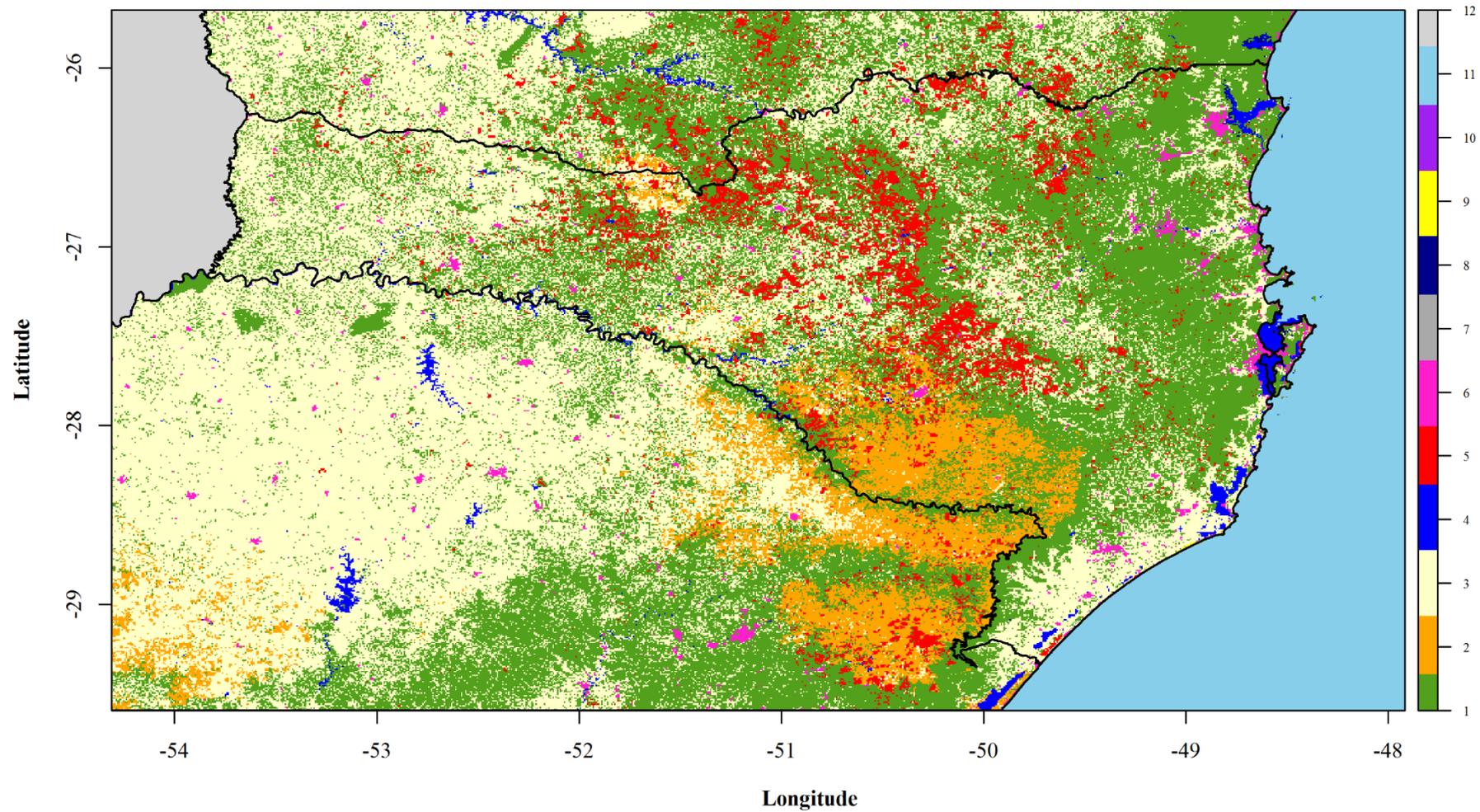
Todas as etapas de modelagem de nicho foram realizadas no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2020), utilizando os pacotes raster (HIJMANS, 2018), dismo (HIJMANS et al., 2017) e kernlab (KARATZOGLOU et al., 2004).



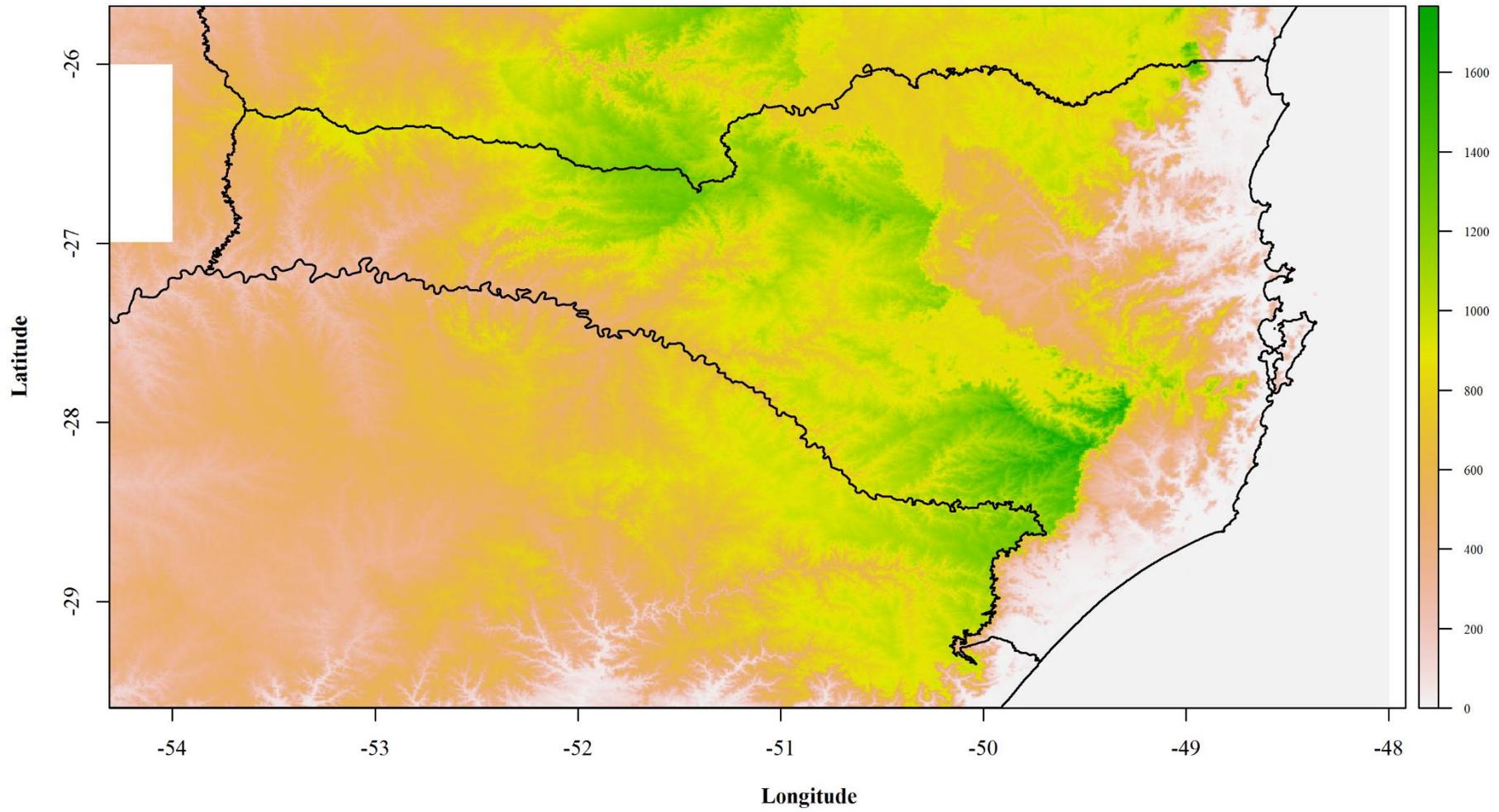
**Figura 3.2** Mapeamento do modelo nulo para a área de estudo. Todos os valores do raster são idênticos, iguais a um (1).



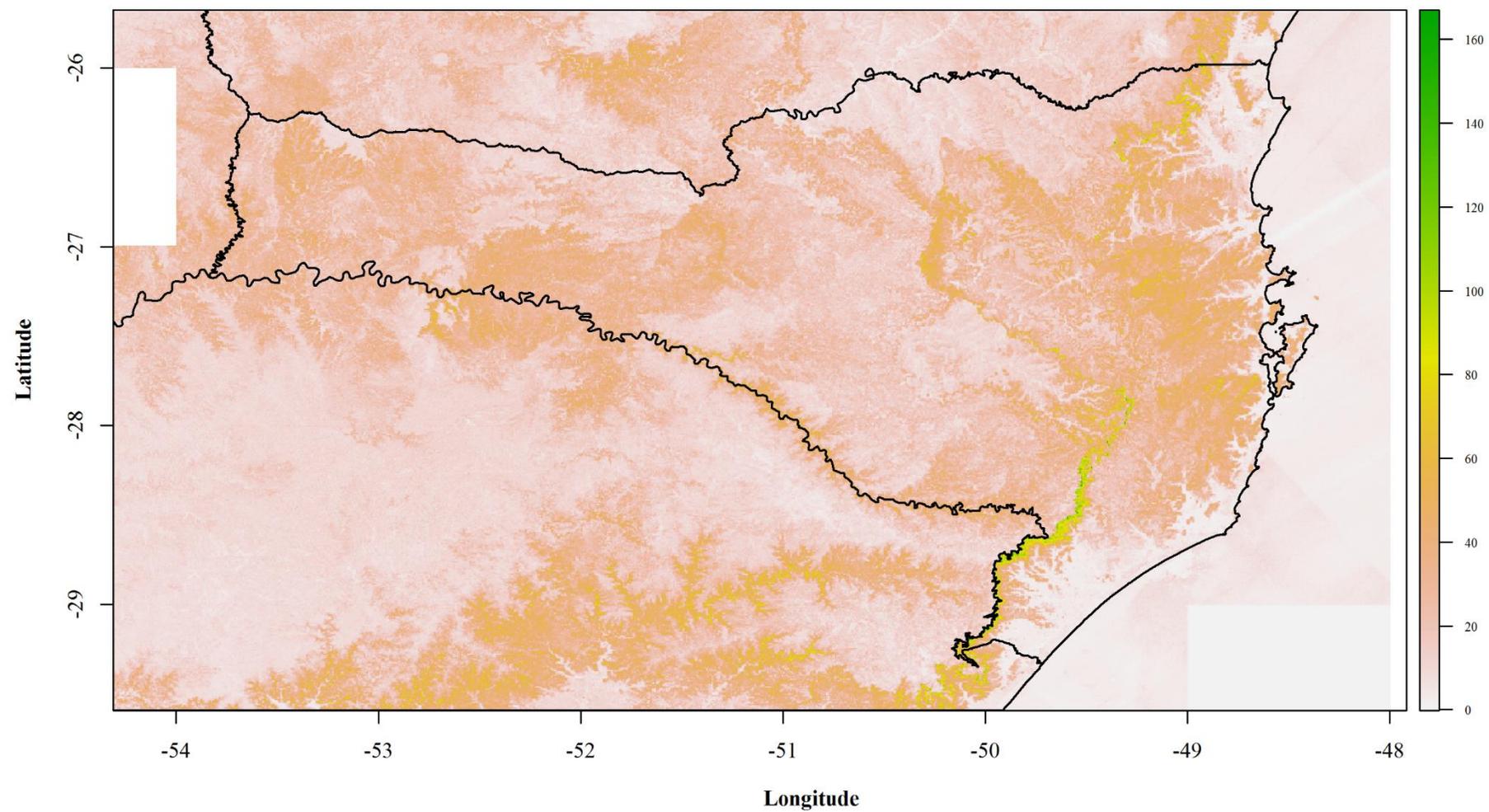
**Figura 3.3** Mapeamento de uso e cobertura do solo do MapBiomias para o ano de 1985 (resolução de 500 m). Categorias: 1) Floresta, 2) Campos, 3) Agropecuária, 4) Água, 5) Reflorestamentos, 6) Urbano, 7) Não vegetada, 8) Mangue, 9) Restinga, 10) Natural não florestal, 11) Oceano, 12) Não observado.



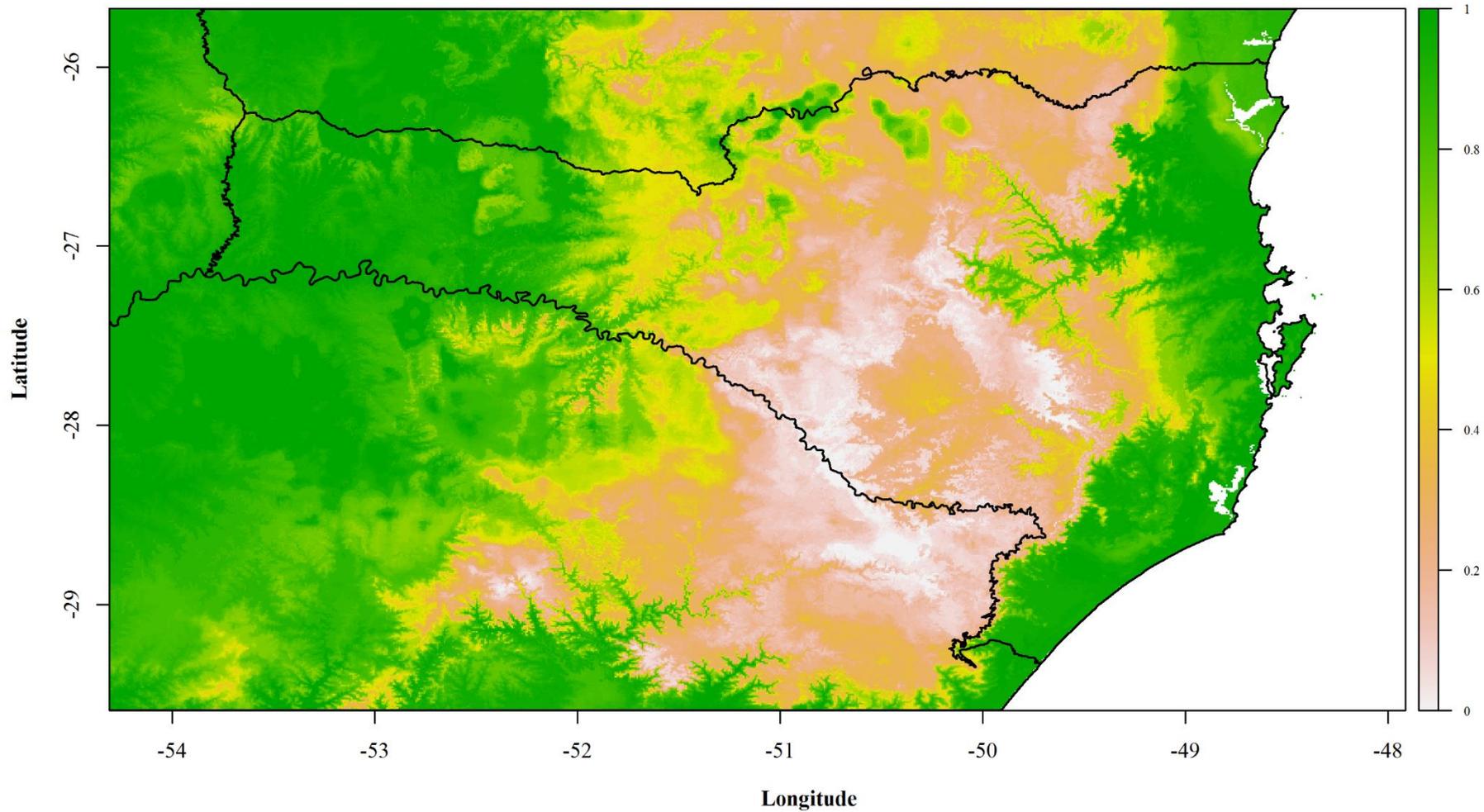
**Figura 3.4** Mapeamento de uso e cobertura do solo MapBiomias para o ano de 2010 (resolução de 500 m). Categorias: 1) Floresta, 2) Campos, 3) Agropecuária, 4) Água, 5) Reflorestamentos, 6) Urbano, 7) Não vegetada, 8) Mangue, 9) Restinga, 10) Natural não florestal, 11) Oceano, 12) Não observado.



**Figura 3.5** Mapeamento de altitude para a área de estudo (resolução de 500 m).



**Figura 3.6** Mapeamento de declividade para a área de estudo (resolução de 500 m).



**Figura 3.7** Mapeamento de Modelagem de Nicho Ecológico (ENM) para a área de estudo para *Podocarpus lambertii* (resolução de 1 km). Menores valores indicam locais mais favoráveis para a espécie, logo com suposta menor resistência ao fluxo gênico.

### 2.1.2.3. Superfícies e distâncias de resistência

O primeiro passo para calcular uma distância de resistência entre dois pontos é a obtenção de superfícies de resistência a partir dos mapas contendo as variáveis de paisagem (Figuras 3.2 a 3.7).

Para dados quantitativos, como declividade ou altitude, é possível utilizar os valores contidos no raster de maneira direta como valores de resistência, assumindo uma relação linear (ex.: quanto maior a declividade, maior a resistência), ou usá-los após uma transformação, caso uma relação não-linear seja esperada (ex.: (1) não existe resistência até a declividade de 20%, a partir da qual se torna exponencial; (2) espécies possuem faixas ideais de altitude, seguindo uma parábola). Respostas não-lineares parecem ser prevalentes no campo de genética de paisagens, e tratá-las como relações lineares pode acarretar na perda de significância biológica (SPEAR; CUSHMAN; MCRAE, 2016). No caso de dados qualitativos (categóricos), como um mapeamento de uso e cobertura do solo, é necessário a atribuição de valores de resistência para cada categoria, relativos uns aos outros (ex.: cidades [10] são 10 vezes mais resistentes que florestas [1]).

A atribuição de valores de resistência para dados qualitativos, assim como transformações de dados quantitativos, pode ser realizada de diversas maneiras (SPEAR et al., 2010) e, portanto, se tornar uma tarefa subjetiva. Geralmente, os estudos evitam a subjetividade do pesquisador recorrendo à opinião de especialistas (e.g., CARVALHO et al., 2015); tentativa e erro de vários valores em diferentes modelos (e.g., DRIEZEN et al., 2007); ou a utilização de ferramentas de otimização para cada superfície de resistência, em função da divergência genética amostrada entre populações (e.g., PETERMAN et al., 2014). A última opção foi escolhida para esse estudo, em função de ser menos subjetiva, mas também possui desvantagens, como de otimizar valores até em casos em que não há um efeito direto da paisagem sobre a genética.

A otimização dos valores de resistência foi realizada por meio de algoritmos genéticos (GA) iterativos (PETERMAN, 2018) que, a cada iteração, mutam e selecionam parâmetros de possíveis soluções de equações por meio de funções de máxima verossimilhança (*log-likelihood*). Para a otimização de dados quantitativos, são testadas duas famílias de funções de transformação (Ricker e monomolecular, respectivamente):

$$y = r \cdot \exp^{-bx}$$

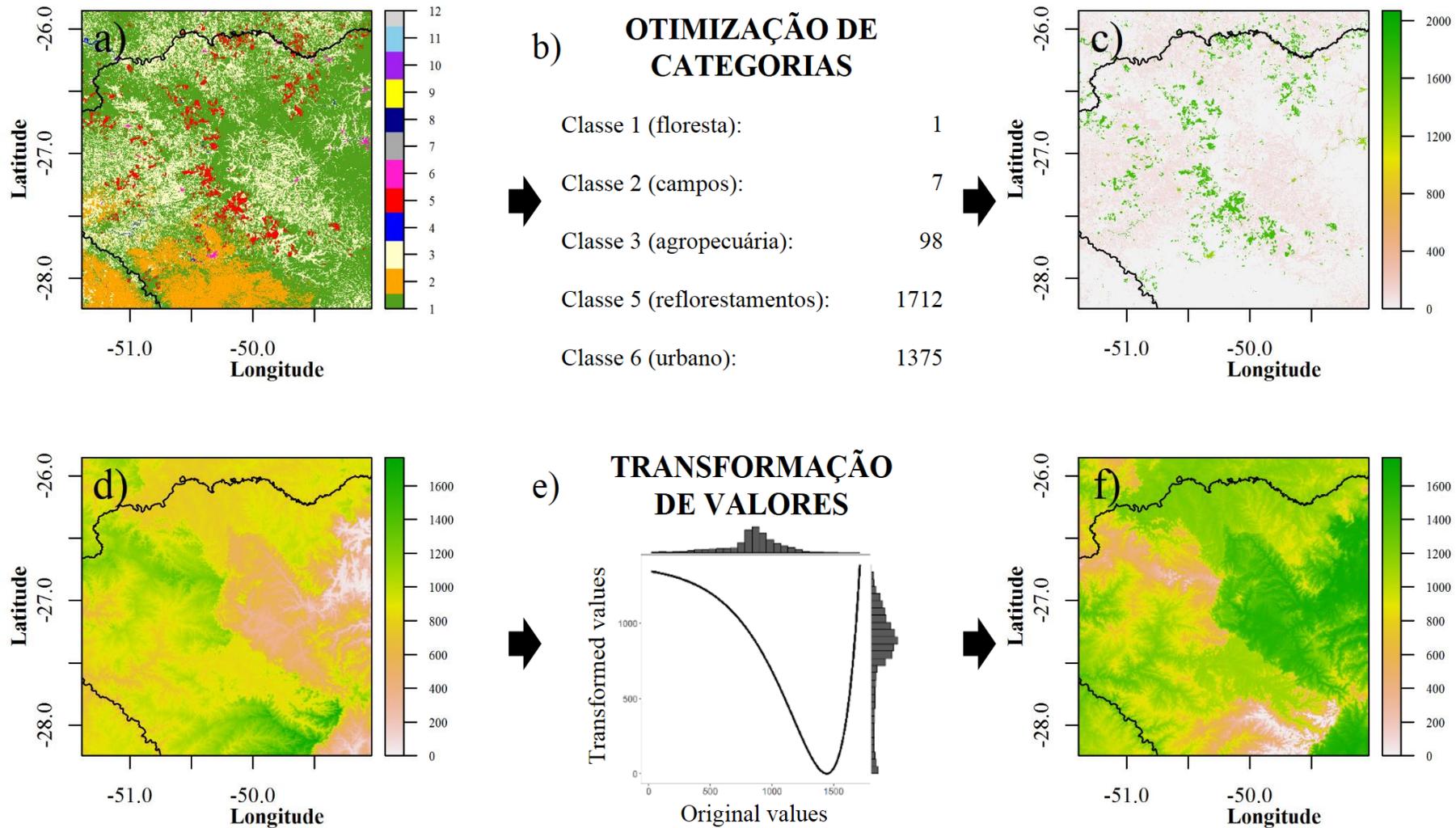
$$y = r \cdot (1 - \exp^{-bx})$$

No qual:  $y$  = valor transformado,  $r$  = valor original da superfície de resistência,  $x$  = forma da função,  $b$  = magnitude da função.

Os parâmetros ajustados pelo GA são a forma ( $x$ ) e magnitude ( $b$ ) dessas funções. Já para dados qualitativos, o GA altera diretamente os valores de resistência para cada categoria. Para não haver infinitas soluções no caso de dados categóricos, uma das categorias tem o seu valor fixado em 1, e o restante é calculado de maneira relativa a essa categoria. Esses cálculos foram realizados no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2020), com auxílio do pacote ResistanceGA (PETERMAN, 2018). Foram utilizadas as configurações padrões das funções de otimização. Antes da otimização, os mapas foram cortados para a extensão das populações da espécie em questão com uma borda extra de 10%, já que esse processo é computacionalmente intensivo. Um exemplo de otimização é disposto na Figura 3.8.

No processo de otimização dos mapeamentos categóricos, áreas categorizadas como não observadas pelo mapeamento do MapBiomas (e.g., Argentina, Figura 3.3) foram consideradas uma nova categoria. Após o processo de otimização, foi atribuído o maior valor otimizado dentre as demais categorias para esses locais, com uma adição de 10%. Para o mapeamento da modelagem de nicho, foi atribuído o valor 1 para áreas sem nenhuma informação.

A partir dos valores de resistência otimizados, as distâncias de resistência entre dois pontos foram calculadas pela metodologia de *commute distance* ao invés da teoria de circuitos elétricos mencionada no item 2.1.1., por possuir maior eficiência computacional (e.g., PETERMAN, 2018). Essa metodologia é baseada no algoritmo do “caminhar do bêbado” (*random walk commute time*), implementada no pacote *gdistance* (VAN ETTEN, 2018) do programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2020). A ideia permanece a mesma que aquela dos circuitos elétricos; ambas metodologias possuem propriedades matemáticas semelhantes (CHANDRA et al., 1996; MCRAE, 2006) e produzem resultados quase idênticos ( $r > 0,99$ ; PETERMAN, 2018), diferindo apenas na escala (VAN ETTEN, 2017). Valores iguais a zero nas superfícies de resistência (rasters) foram substituídos por 0,001 devido a limitações computacionais, como descrito em Jaffé et al. (2018).



**Figura 3.8** Processo de otimização de superfícies de resistência exemplificada com a espécie *Podocarpus lambertii*. a) valores originais de uso e cobertura do solo (UCS) de 1985, b) otimização (pacote ReistanceGA) para dados qualitativos, c) superfície de resistência de UCS otimizada, d) valores originais de altitude, e) otimização para dados quantitativos, f) superfície de resistência de altitude otimizada.

Para verificar se as transformações de dados quantitativos foram uma escolha adequada, foram analisados os gráficos dos valores reais contra os valores transformados pelas funções de otimização. Para verificar quais categorias de uso e cobertura do solo exercem maior influência na divergência genética das espécies (objetivo 7), foram analisados os valores otimizados para cada categoria para cada mapeamento dentro o conjunto de espécies.

#### 2.1.2.4. Seleção e avaliação dos modelos

A divergência genética ( $F_{ST}$ ) entre pares de populações foi modelada em função das distâncias de resistência para cada elemento da paisagem (ver item 2.1.1.2). Foram testados modelos lineares de *Maximum Likelihood Population-Effects* (MLPE; CLARKE et al., 2002), que levam em conta a dependência espacial de distâncias pareadas (CLARKE; ROTHERY; RAYBOULD, 2002; VAN STRIEN; KELLER; HOLDEREGGER, 2012), ajustados pelo método dos mínimos quadrados generalizados (*Generalized Least Squares* – GLS). Foram testados apenas modelos simples (i.e., incluindo apenas uma distância de resistência), totalizando 12 modelos (cinco elementos de paisagem + modelo nulo de IBD para cada resolução).

A etapa de modelagem foi realizada utilizando a mesma metodologia descrita no capítulo 2 (item 2.2.2.). Para a seleção de modelos, também foi utilizado o AICc no lugar do AIC, tendo em vista que, para  $n$  populações, existem  $n \cdot (n-1)/2$  observações pareadas, sendo necessárias 10 populações para se ter 45 observações e atingir a proporção  $n/K > 40$  para um parâmetro estimado (BURNHAM; ANDERSON, 2002).

Quando a diferença entre o AICc de dois modelos ( $\Delta AICc$ ) é  $> 2$ , existe uma forte evidência de que o modelo com o menor AICc é superior em relação ao outro (BURNHAM; ANDERSON, 2002). A partir disso, foi verificada se existe diferença ( $\Delta AICc > 2$ ) nas resoluções dos mapeamentos utilizados (500 m ou 1 km; objetivo 6); foram selecionados modelos que representam a paisagem superiores ( $\Delta AICc > 2$ ) ao modelo nulo (IBD; objetivo 7); e analisado se existiu influência temporal (mapeamentos de 1985 e de 2010) dos elementos da paisagem (objetivo 8).

Para a avaliação dos modelos, foi utilizada a significância dos coeficientes pelo teste de  $t$  e o  $R^2$  para modelos de máxima verossimilhança ( $R^2_g$ , NAKAGAWA; SCHIELZETH,

2013), equivalente à um  $R^2$  marginal (apenas fatores fixos do modelo) de acordo com a equação:

$$R_g^2 = 1 - \left( \frac{L(0)}{L(\hat{\theta})} \right)^{2/n}$$

No qual  $R_g^2$  = coeficiente de determinação para modelos de máxima verossimilhança,  $L(0)$  = verossimilhança (*likelihood*) dos dados para o modelo nulo ( $y \sim 1$ , incluindo o termo  $\text{cor}(\text{Pop1} \sim \text{Pop2})$ ),  $L(\theta)$  = verossimilhança dos dados para o modelo completo em questão,  $n$  = tamanho amostral.

Todo o processo de seleção e avaliação de modelos foi realizada no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2020), com auxílio dos pacotes MuMIn (BARTON, 2018), lmtest (ZEILEIS; HOTHORN, 2002), corMLPE (POPE, 2019) e nlme (PINHEIRO et al., 2018).

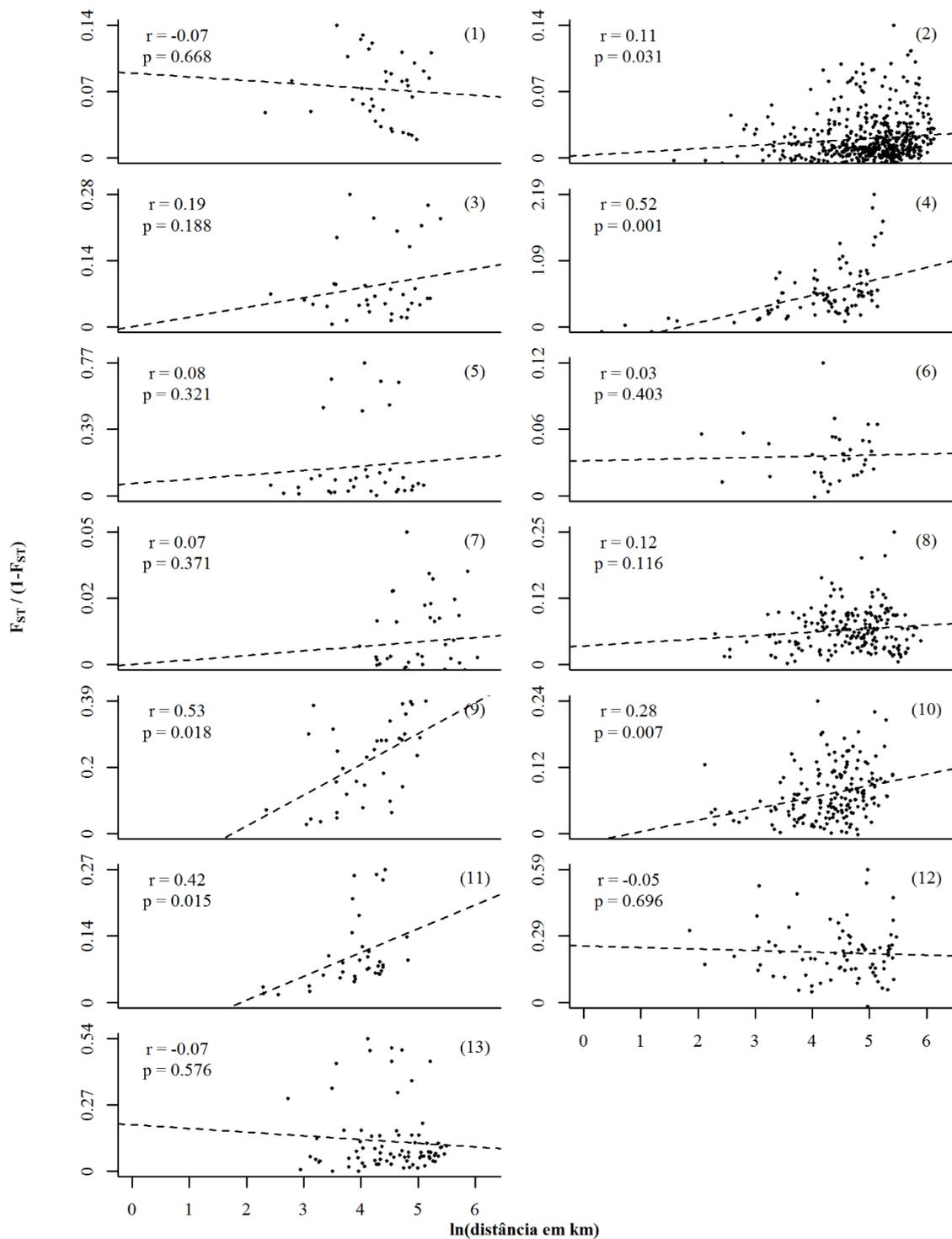
Todas as análises foram realizadas nas duas coortes estudadas (adulta e regenerante), realizando comparações entre elas sempre que possível (objetivo 9).

### 3. RESULTADOS

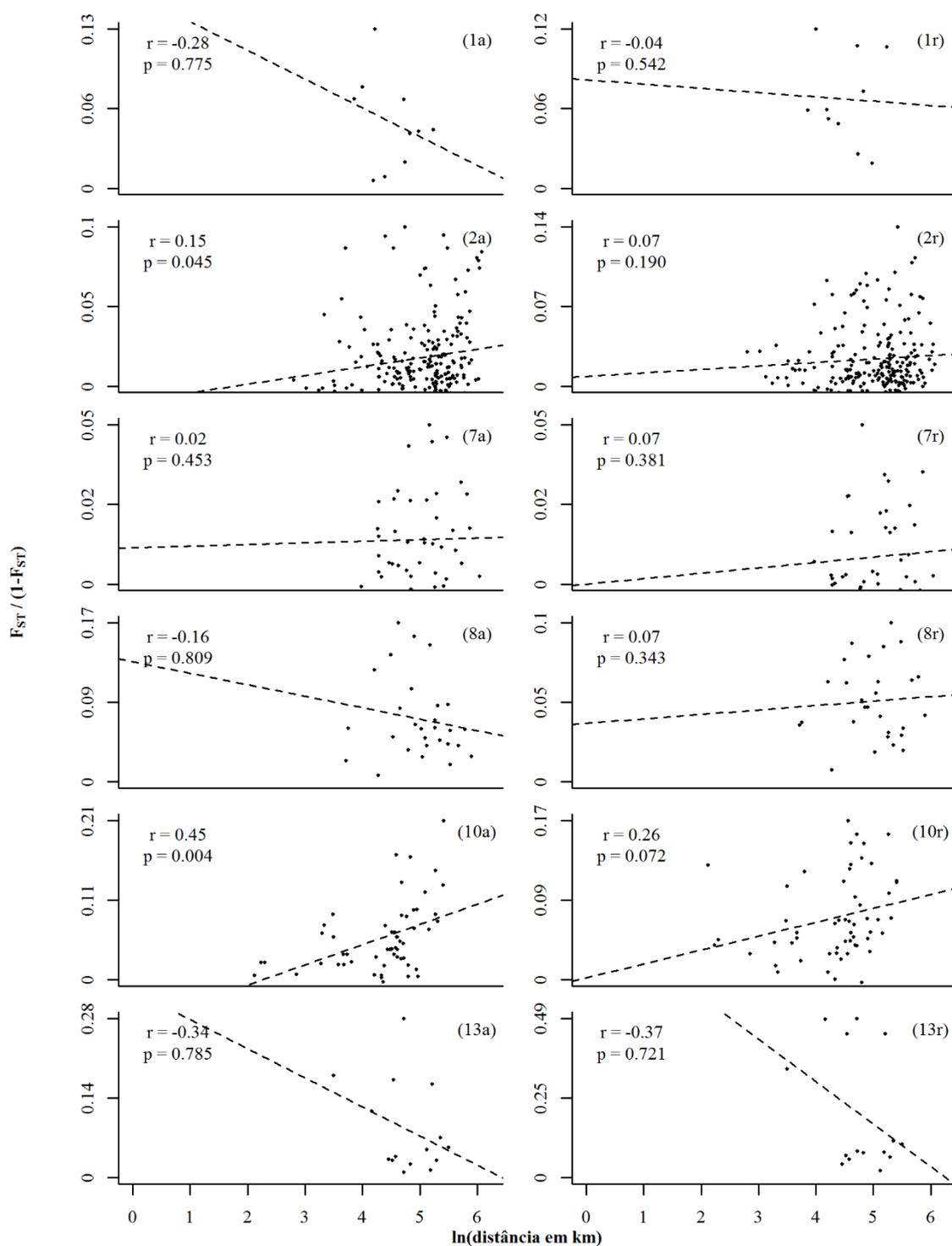
#### 3.1. ISOLAMENTO POR DISTÂNCIA (IBD)

Cinco das 13 espécies apresentaram isolamento por distância IBD na coorte adulta (Figura 3.9), porém com intensidades fracas a moderadas, sendo elas: *Araucaria angustifolia* ( $r = 0,11$ ;  $p = 0,033$ ), *Butia eriospatha* ( $r = 0,52$ ;  $p = 0,001$ ), *Myrocarpus frondosus* ( $r = 0,53$ ;  $p = 0,015$ ), *Ocotea catharinensis* ( $r = 0,28$ ;  $p = 0,006$ ), e *O. porosa* ( $r = 0,42$ ;  $p = 0,006$ ). Já na coorte de indivíduos regenerantes, nenhuma espécie apresentou IBD (Figura 3.10).

Utilizando apenas o conjunto de populações com ambas as cortes amostradas na mesma unidade amostral, também foi observado IBD para a coorte adulta de *Araucaria angustifolia* ( $r = 0,15$ ;  $p = 0,045$ ) e *Ocotea catharinensis* ( $r = 0,45$ ;  $p = 0,004$ ), mas deixaram de ser significativas na coorte de indivíduos regenerantes ( $r = 0,07$ ;  $p = 0,190$ ; e  $r = 0,26$ ;  $p = 0,072$ ; respectivamente; Figura 3.10).



**Figura 3.9** Testes de isolamento por distância (IBD) para todas as populações da coorte adulta das espécies estudadas. 1) *Apuleia leiocarpa*; 2) *Araucaria angustifolia*; 3) *Butia catarinensis*; 4) *Butia eriospatha*; 5) *Calophyllum brasiliense*; 6) *Cedrela fissilis*; 7) *Dicksonia sellowiana*; 8) *Euterpe edulis*; 9) *Myrocarpus frondosus*; 10) *Ocotea catharinensis*; 11) *Ocotea odorifera*; 12) *Ocotea porosa*; 13) *Podocarpus lambertii*.



**Figura 3.10** Testes de isolamento por distância (IBD) somente para as populações que amostraram ambas as coortes na mesma unidade amostral genética. a) coorte adulta, coluna esquerda; r) coorte regenerante, coluna direita. 1) *Apuleia leiocarpa*; 2) *Araucaria angustifolia*; 7) *Dicksonia sellowiana*; 8) *Euterpe edulis*; 10) *Ocotea catharinensis*; 13) *Podocarpus lambertii*.

## 3.2. VALORES DE RESISTÊNCIA

O processo de otimização gera superfícies de resistência otimizadas de acordo com os dados inseridos. A variável de paisagem não necessariamente exerce influência na genética (ver item 3.3), podendo gerar otimizações distorcidas da realidade. Esse aspecto deve ser levado em conta na interpretação dos próximos resultados (itens 3.2.1 e 3.2.2).

### 3.2.1. Superfícies qualitativas

Um resumo das categorias e de sua porcentagem de pixels (“área”) ocupados na região de estudo para cada ano e resolução dos mapeamentos de uso e cobertura do solo está disposto na Tabela 3.2. Apenas seis das categorias (1 a 6) de cada mapeamento possuem uma cobertura maior que 0,5% (e.g., florestas, campos, agropecuária, água, reflorestamentos e área urbana). Existem categorias que, dentro da extensão de uma espécie (i.e., menor que o mapeamento para a área de estudo), podem ocupar áreas inferiores a 0,01%, equivalente a 1 pixel a cada 10.000. Inclusive, esses pixels podem ser externos às populações estudadas, não interferindo na divergência interpopulacional. Isso ocorreu principalmente para as categorias com os menores valores de área (Tabela 3.2), que podem ter sido otimizadas de maneira imprecisa, ou serem irrelevantes no mapeamento e nos modelos de isolamento por resistência (IBR).

Ocorreram diferenças entre as resoluções utilizadas (Tabela 3.2). Para as principais categorias (áreas maiores que 0,5%), o mapeamento de melhor resolução (500 m) detectou menor porcentagem de florestas, campos e áreas urbanas, e maiores porcentagens de agropecuária, reflorestamentos e corpos d’água. Tais diferenças, além da área, também modificam a composição e a fragmentação da paisagem, o que podem influenciar no processo de otimização de valores, gerando valores de resistência e modelos distintos quando resoluções diferentes são empregadas.

Em 25 anos (Figuras 3.3 e 3.4), nota-se uma substituição expressiva das áreas de florestas e campos por áreas urbanas, de agropecuária e de reflorestamentos (Tabela 3.2).

**Tabela 3.2** Percentagem (%) de pixels (“área”) de cada categoria de uso e cobertura do solo presentes nos mapeamentos (rasters) de uso e cobertura do solo do MapBiomias (PROJETO MAPBIOMAS, 2020a; SOUZA et al., 2020) referentes a área (extensão) de estudo (ver figuras 3.3 e 3.4).

Resolução	Categoria	Ano	
		1985	2010
500 m	Floresta	41,75%	38,83%
	Campos	10,61%	6,76%
	Agropecuária	44,37%	46,42%
	Água	1,01%	1,22%
	Reflorestamentos	1,57%	5,50%
	Urbano	0,51%	1,13%
	Não vegetada	0,07%	0,03%
	Mangue	0,05%	0,05%
	Restinga	0,04%	0,04%
	Natural não florestal	0,01%	0,00%
	Oceano*	-	-
	Não amostrado*	-	-
1 km	Floresta	43,17%	40,24%
	Campos	10,99%	6,92%
	Agropecuária	42,69%	45,21%
	Água	0,98%	1,21%
	Reflorestamentos	1,50%	5,11%
	Urbano	0,51%	1,18%
	Não vegetada	0,07%	0,02%
	Mangue	0,04%	0,04%
	Restinga	0,04%	0,04%
	Natural não florestal	0,00%	0,00%
	Oceano*	-	-
	Não amostrado*	-	-

\* Categorias não contabilizadas.

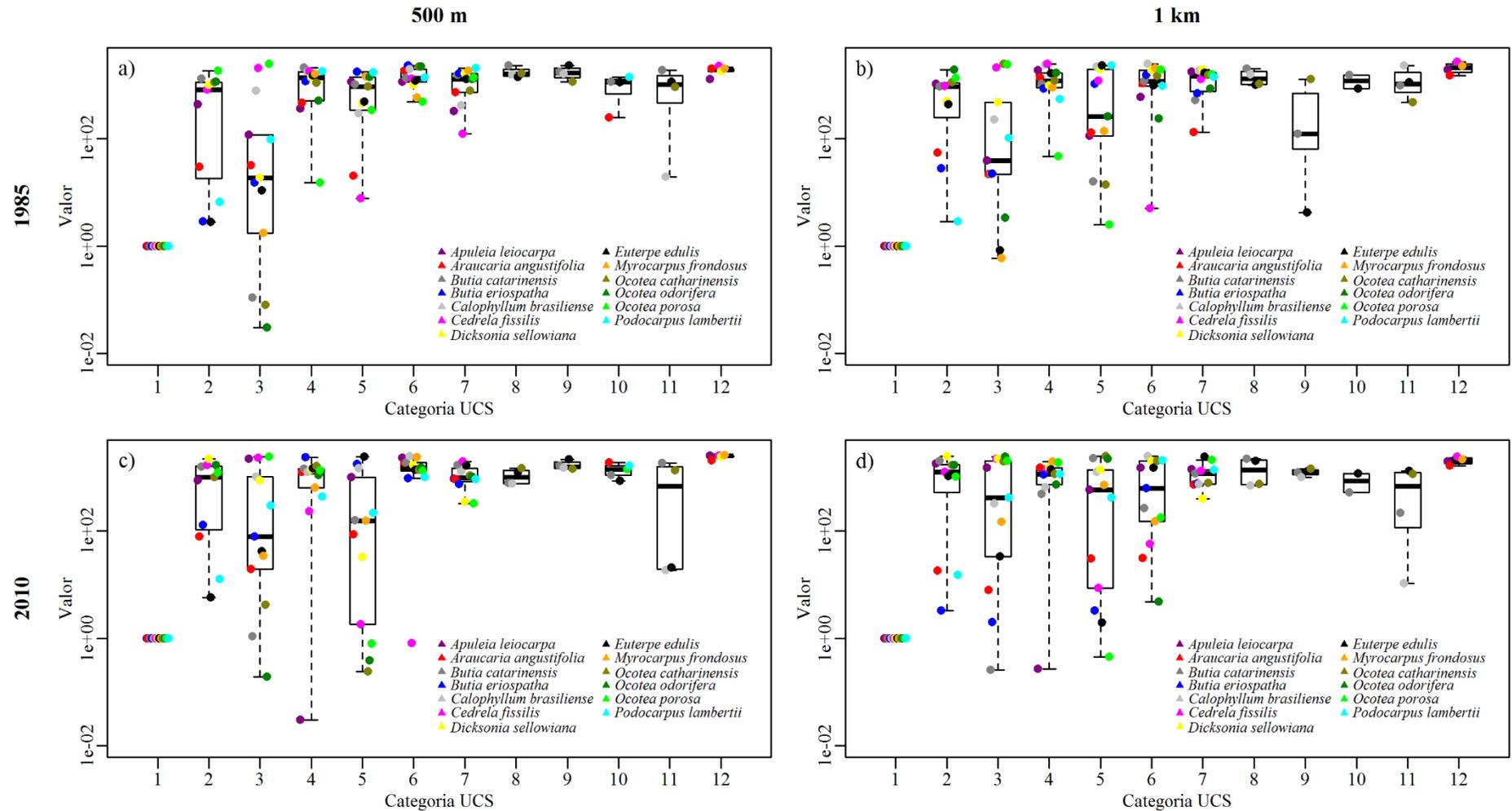
Os valores de resistência otimizados para cada espécie estão dispostos na Figura 3.11 para a coorte adulta e na Figura 3.12 para a coorte regenerante (dados brutos no Anexo 3). É possível observar que os menores valores de resistência foram atribuídos para a categoria de floresta em quase todos os casos, com poucas exceções (Figuras 3.11 e 3.12): de um total de 641 valores, apenas 19 deles (3,0%) foram atribuídos como o menor valor em outra categoria, com florestas ocupando o segundo (n = 18) ou terceiro lugar (n = 1) de menor resistência. Na coorte adulta (Figura 3.11), isso ocorreu para as classes agropecuária (*Butia catarinensis*, *Euterpe edulis*, *Myrcarpus frondosus*, *Ocotea catharinensis*, *O. odorifera*, n = 7), água

(*Apuleia leiocarpa*, n = 2), reflorestamentos (*O. catharinensis*, *O. odorifera*, *O. porosa*, n = 4) e área urbana (*Cedrela fissilis*, n = 1). Para a coorte regenerante (Figura 3.12), isso ocorreu para as categorias agropecuária (*O. catarinenses*, n = 1), corpos d'água (*Dicksonia sellowiana*, n = 1), reflorestamentos (*Araucaria angustifolia* e *O. catharinensis* n = 2) e área urbana (*D. sellowiana*, n = 1).

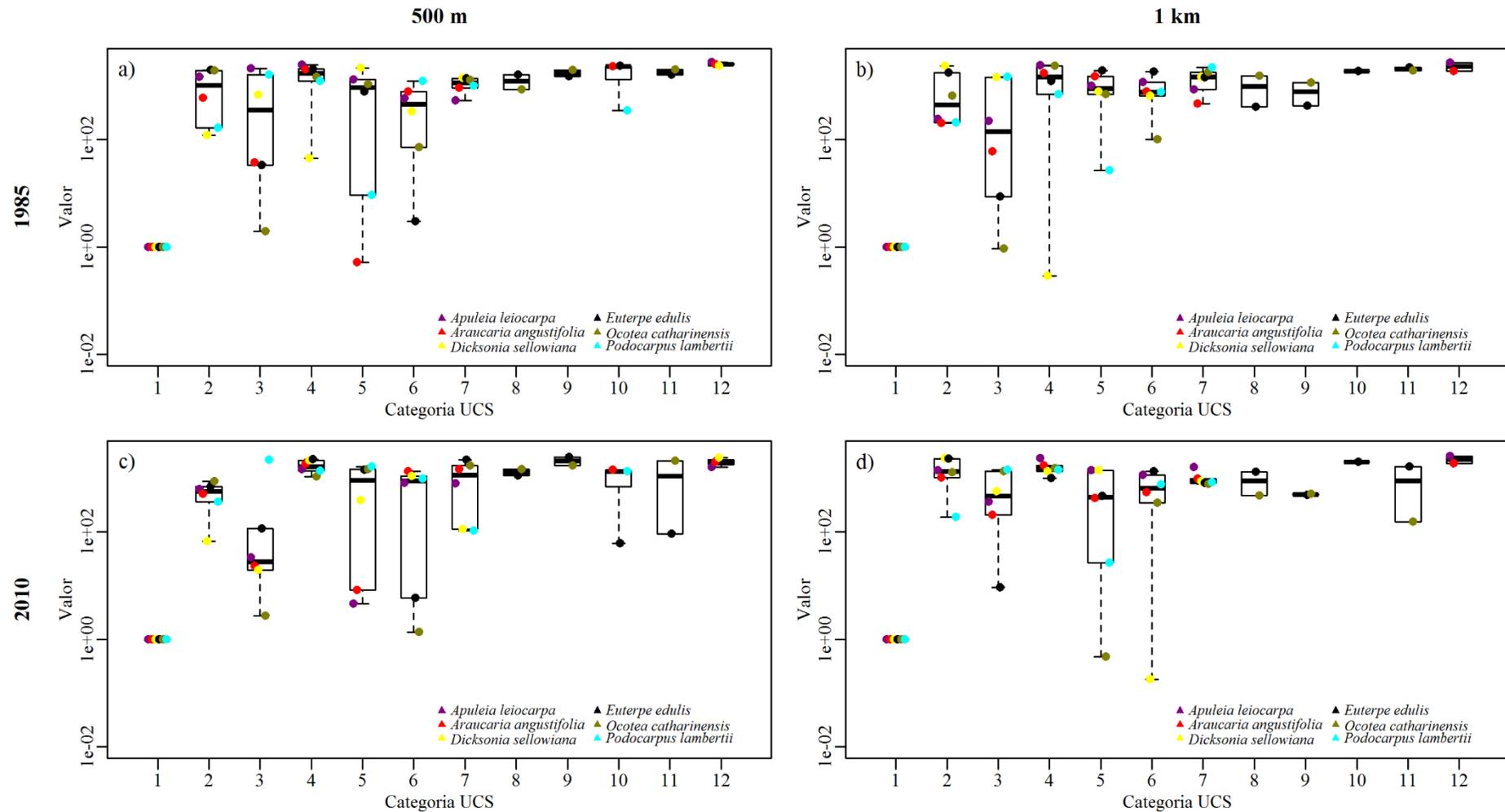
Também é possível de se observar que a atribuição dos valores foi praticamente binária, havendo separação entre a categoria de florestas (valores de resistência = 1) e as demais categorias (valores de resistência  $\approx$  1000). Das seis principais categorias (área > 0,5%, Tabela 3.2), os valores de resistência médios, em ordem crescente, foram atribuídos as categorias de florestas, agropecuária, campos, reflorestamentos, cidades e área urbana, podendo haver variações nessa ordem de acordo com as coortes, anos e resoluções analisadas (Figuras 3.11 e 3.12). Dentre elas, campo, agropecuária e reflorestamentos apresentaram variação entre espécies relativamente alta quando comparadas com as demais categorias (Figuras 3.11 e 3.12).

Visualmente, houve menor variação dos valores de resistência entre as resoluções empregadas (500 m e 1 km) do que entre anos estudados (1985 e 2010; Figuras 3.11 e 3.12), possivelmente pela diferente composição e configuração resultante das alterações na paisagem nesses 25 anos (Figura 3.11 e 3.12).

Os padrões dos valores de resistência entre coortes (Figura 3.11 e 3.12) também foram semelhantes. Todavia, o número de espécies e de populações por espécies foi diferente para cada coorte, dificultando uma comparação direta.



**Figura 3.11** Valores de resistência otimizados (eixo y em escala logarítmica) para a coorte adulta e suas respectivas categoria de uso e cobertura do solo (UCS) de cada mapeamento: a) ano de 1985, resolução de 500 m; b) ano de 1985, resolução de 1 km; c) ano de 2010, resolução de 500 m; d) ano de 2010, resolução de 1 km. Categorias de UCS: 1) Floresta, 2) Campos, 3) Agropecuária, 4) Água, 5) Reflorestamentos, 6) Urbano, 7) Não vegetada, 8) Mangue, 9) Restinga, 10) Natural não florestal, 11) Oceano, 12) Não observado.



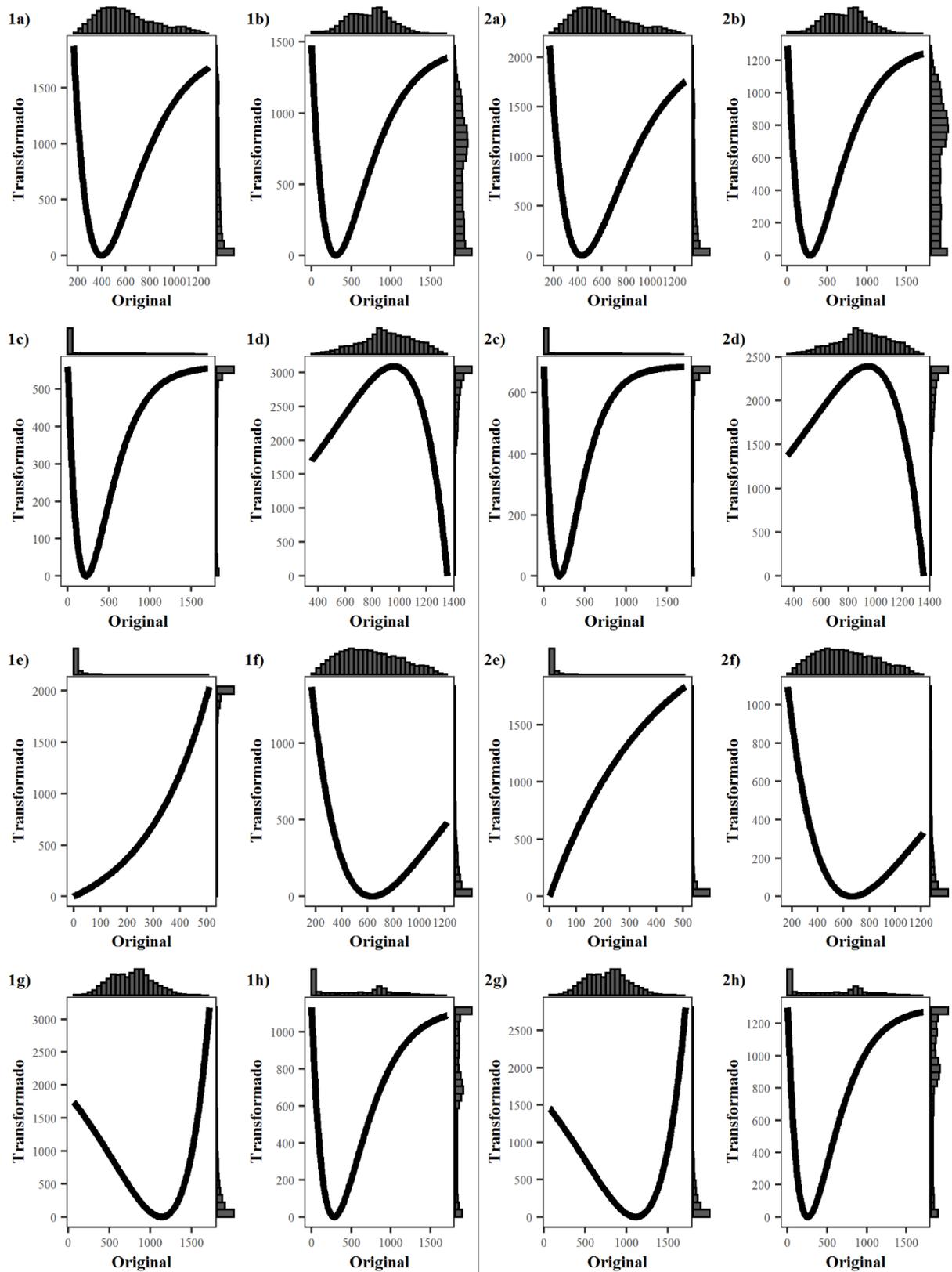
**Figura 3.12** Valores de resistência otimizados (eixo y em escala logarítmica) para a coorte regenerante e suas respectivas categoria de uso e cobertura do solo (UCS) de cada mapeamento: a) ano de 1985, resolução de 500 m; b) ano de 1985, resolução de 1 km; c) ano de 2010, resolução de 500 m; d) ano de 2010, resolução de 1 km. Categorias de UCS: 1) Floresta, 2) Campos, 3) Agropecuária, 4) Água, 5) Reflorestamentos, 6) Urbano, 7) Não vegetada, 8) Mangue, 9) Restinga, 10) Natural não florestal, 11) Oceano, 12) Não observado.

### 3.2.2. Superfícies quantitativas

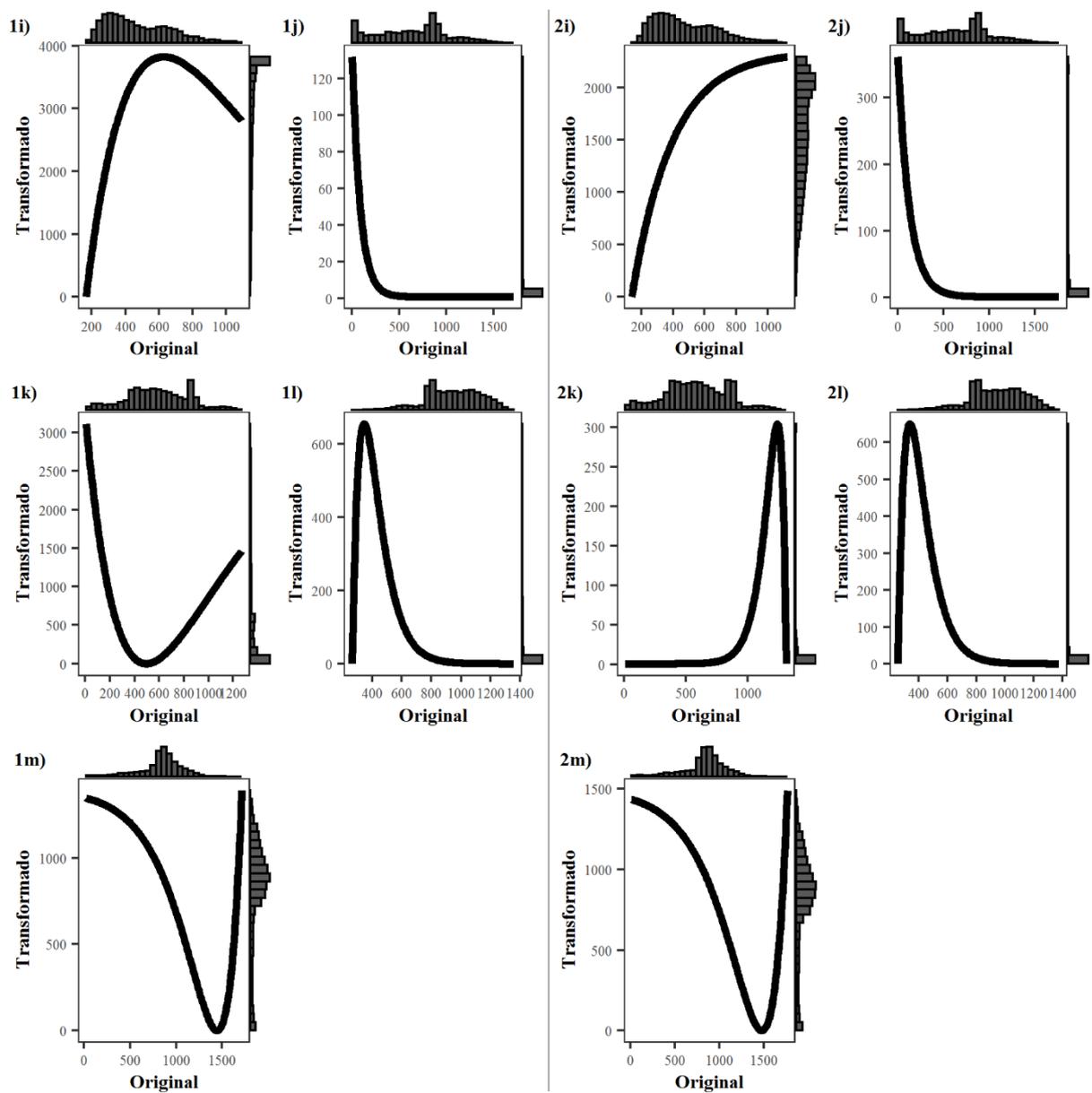
As transformações utilizadas na otimização das superfícies quantitativas (altitude e declividade, respectivamente) estão dispostas nas figuras 3.13 e 3.14 (coorte adulta) e 3.15 e 3.16 (coorte regenerante). Ressalta-se que as transformações são para os valores localizados na área entre as populações, e não do ponto em que elas ocorrem.

As transformações de altitude seguiram, em grande parte das espécies, um padrão semelhante à uma parábola, tanto para a coorte adulta (Figura 3.13) quanto para a coorte regenerante (Figura 3.15), geralmente com os menores valores de resistência próximos às altitudes onde a espécie em questão possui maior abundância. Para as transformações de declividade, não foi possível distinguir nenhum padrão entre as espécies (Figuras 3.14 e 3.16).

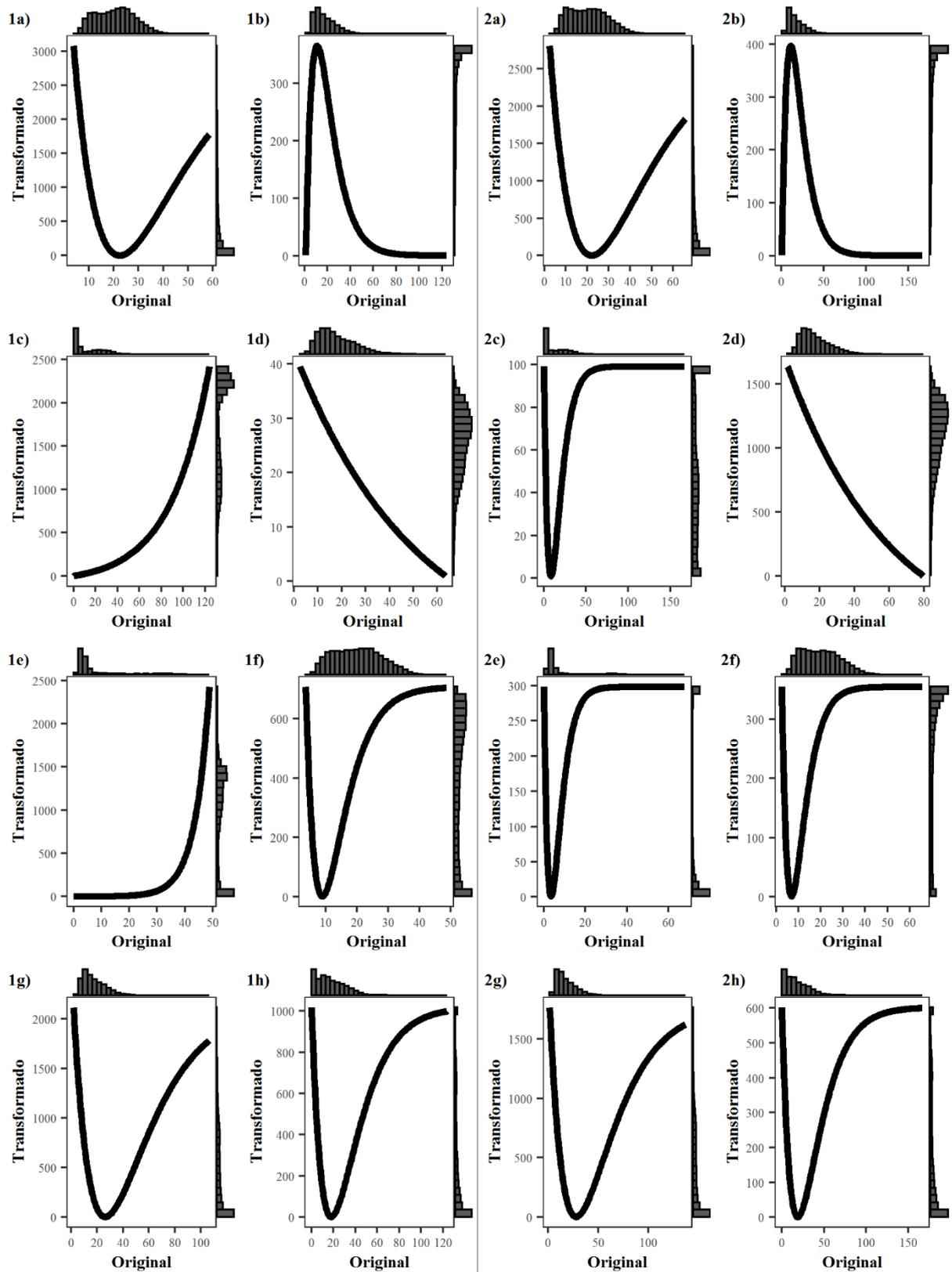
Diferente das superfícies qualitativas, praticamente não existiram diferenças entre as resoluções empregadas no mapeamento (500 m ou 1 km), gerando transformações praticamente idênticas (ver figuras 3.13 a 3.16). As exceções foram para a altitude da espécie *Ocotea odorifera* (Figura 3.13: 1c e 2c) e declividade das espécies *Butia catarinensis* e *Calophyllum brasiliense*, embora dentre esses, o único modelo superior ao nulo (ver item 3.3.1) foi o de altitude para *O. odorifera*, e sem diferença entre os modelos de 500 m e 1 km.



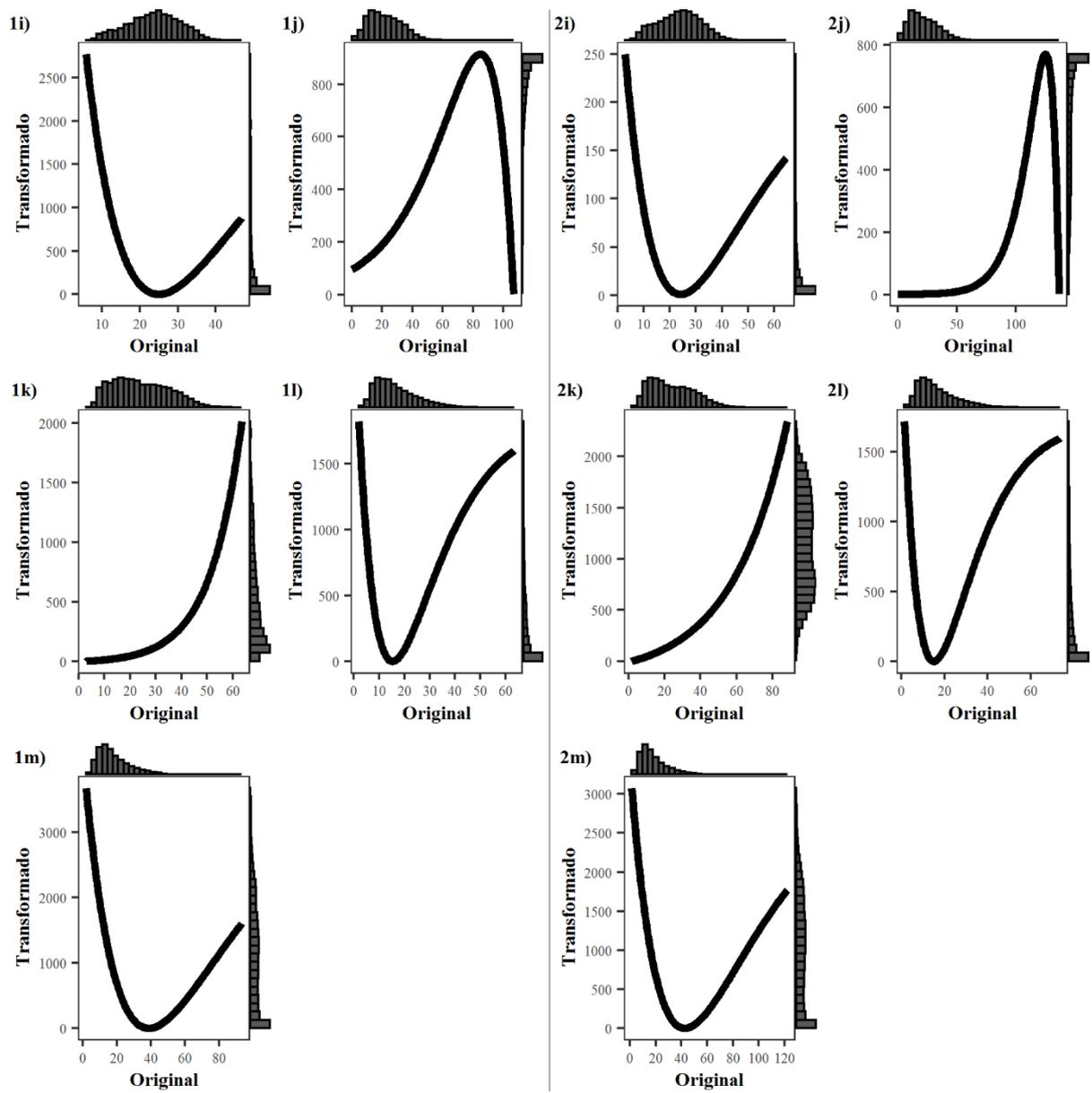
**Figura 3.13** Transformação dos dados de altitude a partir do processo de otimização para as espécies estudadas (coorte adulta). 1) resolução de 1 km, 2) resolução de 500 m. a) *Apuleia leiocarpa*, b) *Araucaria angustifolia*, c) *Butia catariensis*, d) *B. eriospatha*, e) *Calophyllum brasiliense*, f) *Cedrela fissilis*, g) *Dicksonia sellowiana*, h) *Euterpe edulis*,



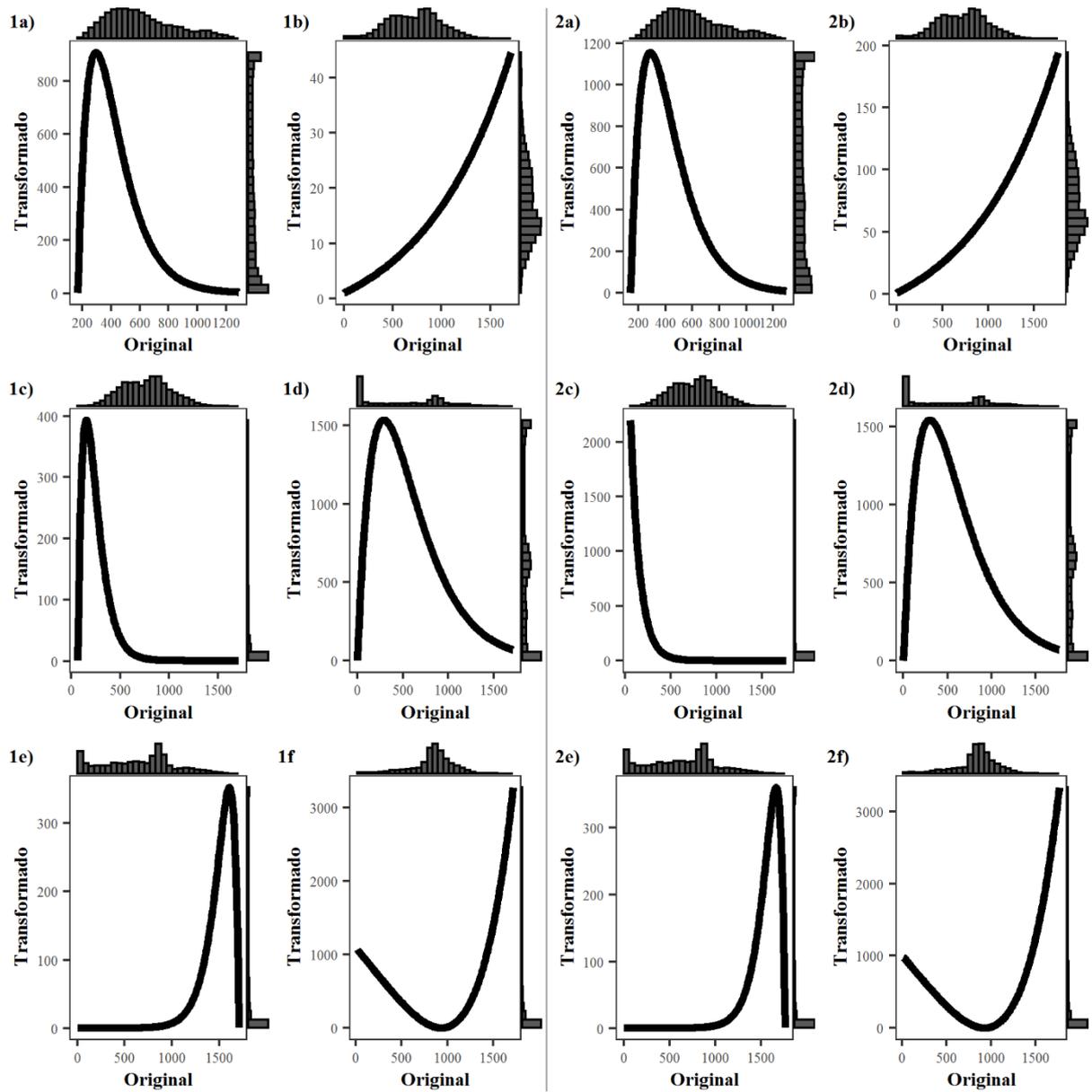
**Figura 3.13** Continuação. 1) resolução de 1 km, 2) resolução de 500 m. i) *Myrocarpus frondosus*, j) *Ocotea catharinensis*, k) *O. odorifera*, l) *O. porosa*, m) *Podocarpus lambertii*.



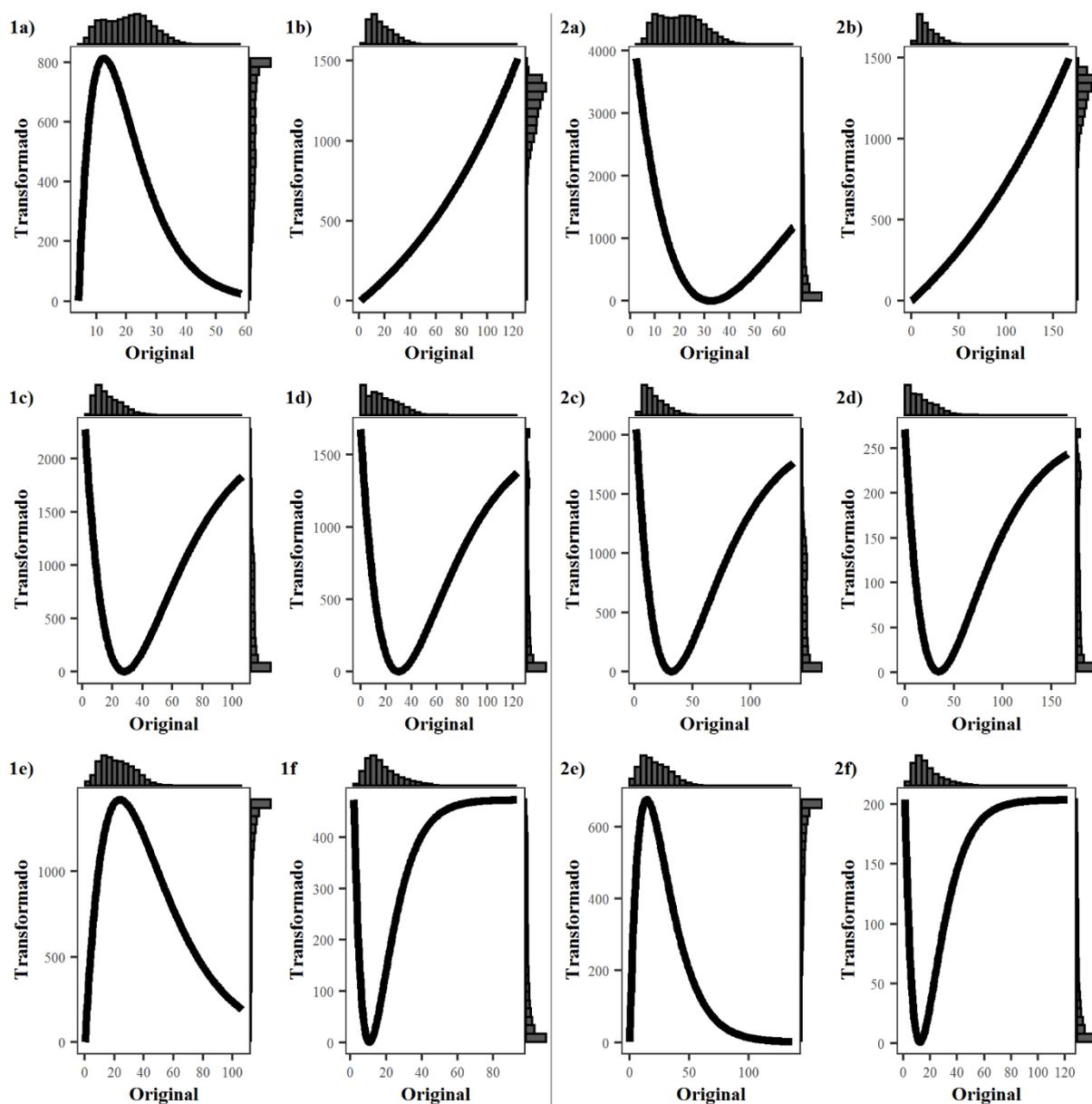
**Figura 3.14** Transformação dos dados de declividade a partir do processo de otimização para as espécies estudadas (coorte adulta). 1) resolução de 1 km, 2) resolução de 500 m. a) *Apuleia leiocarpa*, b) *Araucaria angustifolia*, c) *Butia catariensis*, d) *B. eriospatha*, e) *Calophyllum brasiliense*, f) *Cedrela fissilis*, g) *Dicksonia sellowiana*, h) *Euterpe edulis*,



**Figura 3.14** Continuação. 1) resolução de 1 km, 2) resolução de 500 m. i) *Myrocarpus frondosus*, j) *Ocotea catharinensis*, k) *O. odorifera*, l) *O. porosa*, m) *Podocarpus lambertii*.



**Figura 3.15** Transformação dos dados de altitude a partir do processo de otimização para as espécies estudadas (coorte regenerante). 1) resolução de 1 km. 2) resolução de 500 m. a) *Apuleia leiocarpa*, b) *Araucaria angustifolia*, c) *Dicksonia sellowiana*, d) *Euterpe edulis*, e) *Ocotea catharinensis*, f) *Podocarpus lambertii*.



**Figura 3.16** Transformação dos dados de declividade a partir do processo de otimização para as espécies estudadas (coorte regenerante). 1) resolução de 1 km, 2) resolução de 500 m. a) *Apuleia leiocarpa*, b) *Araucaria angustifolia*, c) *Dicksonia sellowiana*, d) *Euterpe edulis*, e) *Ocotea catharinensis*, f) *Podocarpus lambertii*.

### 3.3. SELEÇÃO E AVALIAÇÃO DE MODELOS DE ISOLAMENTO POR RESISTÊNCIA (IBR)

A seleção dos modelos avaliados e todas as suas estatísticas estão dispostos por completo no Anexo 4.

Foram detectadas diferenças ( $\Delta AICc > 2$ ) na comparação entre os modelos de resoluções de 500 m e 1 km. Dez modelos foram superiores na resolução de 500 m (oito na coorte adulta e dois na regenerante) e nove superiores na resolução de 1 km (sete na coorte adulta e dois na regenerante); embora nem sempre superiores ao modelo nulo. Desses modelos, dois deles foram superiores em relação ao modelo nulo somente na resolução de 1 km, enquanto cinco somente na resolução de 500 m. Quando a resolução de 1 km foi superior ao modelo nulo, o modelo de resolução de 500 m também foi superior com exceção dos dois casos mencionados anteriormente. Esses resultados indicam melhores desempenhos para resoluções mais detalhadas e, por isso, as tabelas seleção de modelos apresentadas focaram na resolução de 500 m, ocultando a resolução de 1 km para facilitar a interpretação (mas ver Anexo 4).

A seleção de modelos está disposta em detalhes na Tabela 3.3 para a coorte adulta e na Tabela 3.4 para a coorte regenerante. Um resumo do processo da seleção de modelos e de sua interpretação está disposto na Tabela 3.5.

#### 3.3.1. Coorte adulta

Para as espécies *Apuleia leiocarpa* e *Calophyllum brasiliense*, nenhum modelo de paisagem se sobressaiu ( $\Delta AICc > 2$ ) em relação ao modelo nulo (isolamento por distância – IBD; Tabelas 3.3 e 3.5). No caso da espécie *Cedrela fissilis*, os modelos de resistência de altitude e de UCS de ambos os anos se sobressaíram em relação ao nulo, porém o seu coeficiente não diferiu de zero; e para *Ocotea porosa*, os modelos de altitude e declividade foram superiores ao nulo, porém seus coeficientes b1 negativos ( $b1 < 0$ ). Para todos os demais modelos que se sobressaíram ao nulo, o coeficiente b1 foi significativamente superior a zero ( $b1 > 0$ ;  $p < 0,05$ ).

Cinco espécies tiveram modelos de UCS que se destacaram em relação ao modelo nulo: *Butia catarinenses*, *Euterpe edulis*, *Ocotea catharinensis*, *O. odorifera* e *Podocarpus lambertii*. Incluindo nesse caso os modelos com resolução de 1 km, *O. porosa* também teve

modelos de UCS superiores ao nulo (Tabela 3.5; Anexo 4). Desse conjunto de seis espécies, três dessas superfícies em ambos os anos (1985 e 2010) e as outras três para somente um dos anos analisados (1985 ou 2010; Tabelas 3.7 e 3.9), podendo indicar que variações na composição e estrutura da matriz de paisagem interferem no processo da otimização dos valores de resistência (ver Figura 3.11) e, por consequência, o resultado da modelagem.

Seis espécies tiveram modelos de aspectos topológicos (altitude e/ou declividade) que se destacaram em relação ao nulo: *Araucaria angustifolia*, *B. eriospatha*, *E. edulis*, *Myrocarpus frondosus*, *Ocotea catharinensis* e *Ocotea odorifera* (Tabelas 3.3 e 3.5). Para *B. eriospatha*, somente a altitude foi superior ao nulo, enquanto para as demais cinco espécies tanto altitude quanto declividade foram superiores (Tabelas 3.3 e 3.5).

A superfície de modelagem de nicho somente foi superior ao modelo nulo para *M. frondosus*. Para as demais espécies, geralmente ficou entre os piores modelos (Tabela 3.3).

Dentre os modelos que se sobressaíram em relação ao nulo, os  $R^2$  variaram de 0,0489 para *E. edulis* (altitude) a 0,5383 para *B. eriospatha* (altitude).

**Tabela 3.3** Seleção e avaliação de modelos de Isolamento por Resistência (IBR) da paisagem na resolução de 500 m para a coorte adulta das 13 espécies estudadas. LL = *log-likelihood*, AICc = critério de informação de Akaike para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc = delta AICc, w = pesos de Akaike, R<sup>2</sup> = R<sup>2</sup> de Nakagawa e Schielzeth, SW.p = valor de p do teste de Shapiro-Wilk, b0 = intercepto do modelo, b1 = coeficiente de inclinação do modelo, b1.p = valor de p do coeficiente. Valores em negrito indicam  $p < 0,05$ .

Espécie	Superfície	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup>	SW.p	b0	b1	b1.p
<i>Apuleia leiocarpa</i>	UCS_2010	80,73	-152,18	0,00	0,194	0,0863	0,9413	3,5E-02	1,1E-07	0,066
	Altitude	80,08	-150,87	1,30	0,101	0,0526	0,2395	7,7E-02	-2,2E-06	0,162
	Declividade	79,89	-150,49	1,69	0,083	0,0424	0,1486	8,2E-02	-4,3E-06	0,205
	ENM_1km	79,62	-149,96	2,22	0,064	0,0281	0,1455	8,2E-02	-1,4E-06	0,315
	UCS_1985	79,59	-149,89	2,29	0,062	0,0263	0,5205	4,7E-02	1,8E-06	0,342
	Nulo	79,11	-148,93	3,25	0,038	0,0001	0,2844	6,4E-02	1,2E-06	0,958
<i>Araucaria angustifolia</i>	Altitude	1386,74	-2765,41	0,00	0,404	0,0623	0,0000	-7,8E-03	5,6E-07	<b>0,000</b>
	Declividade	1384,97	-2761,85	3,55	0,068	0,0555	0,0000	-4,3E-03	2,9E-06	<b>0,000</b>
	Nulo	1384,06	-2760,05	5,36	0,028	0,0521	0,0000	-2,4E-03	3,4E-06	<b>0,000</b>
	ENM_1km	1381,42	-2754,76	10,65	0,002	0,0419	0,0000	3,0E-03	1,1E-05	<b>0,000</b>
	UCS_2010	1379,04	-2749,99	15,41	0,000	0,0327	0,0000	1,2E-03	9,5E-07	<b>0,000</b>
	UCS_1985	1377,23	-2746,37	19,03	0,000	0,0256	0,0000	4,2E-03	8,6E-07	<b>0,000</b>
<i>Butia catharinensis</i>	UCS_1985	87,10	-164,91	0,26	0,340	0,5232	0,4177	4,7E-02	6,0E-07	<b>0,000</b>
	UCS_2010	86,88	-164,46	0,71	0,272	0,5172	0,4347	4,5E-02	1,2E-06	<b>0,000</b>
	Altitude	74,17	-139,05	26,13	0,000	0,0220	0,0003	4,1E-02	7,2E-06	0,387
	Declividade	74,15	-139,01	26,17	0,000	0,0209	0,0001	6,0E-02	1,1E-05	0,395
	Nulo	73,99	-138,70	26,48	0,000	0,0125	0,0001	6,1E-02	1,3E-05	0,515
	ENM_1km	73,96	-138,63	26,54	0,000	0,0107	0,0001	6,8E-02	4,9E-05	0,548
<i>Butia eriospatha</i>	Altitude	85,29	-162,12	1,02	0,200	0,5383	0,6715	-2,8E-01	4,5E-04	<b>0,000</b>
	Declividade	84,70	-160,93	2,20	0,111	0,5323	0,3253	-2,9E-01	4,4E-04	<b>0,000</b>
	Nulo	83,75	-159,04	4,10	0,043	0,5224	0,3961	-2,6E-01	4,7E-04	<b>0,000</b>
	ENM_1km	74,98	-141,49	21,65	0,000	0,4209	0,6398	-2,3E-01	1,1E-03	<b>0,000</b>
	UCS_1985	72,00	-135,53	27,60	0,000	0,3817	0,0572	-3,9E-01	2,3E-04	<b>0,000</b>
	UCS_2010	61,16	-113,85	49,29	0,000	0,2153	0,3503	-5,4E-01	6,6E-05	<b>0,000</b>

Tabela 3.3 Continuação.

Espécie	Superfície	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup>	SW.p	b0	b1	b1.p
<i>Calophyllum brasiliense</i>	UCS_2010	38,60	-67,91	0,36	0,145	0,0493	0,0098	2,2E-01	-5,9E-06	0,175
	Declividade	38,17	-67,05	1,22	0,094	0,0264	0,0000	8,4E-02	3,7E-05	0,338
	Altitude	38,08	-66,87	1,40	0,086	0,0215	0,0000	7,1E-02	7,3E-05	0,389
	ENM_1km	37,87	-66,45	1,83	0,070	0,0099	0,0000	1,0E-01	9,7E-06	0,560
	UCS_1985	37,79	-66,28	1,99	0,064	0,0054	0,0000	1,3E-01	-6,7E-07	0,669
	Nulo	37,74	-66,20	2,07	0,062	0,0031	0,0000	1,1E-01	4,0E-05	0,747
<i>Cedrela fissilis</i>	Altitude	99,69	-190,10	0,18	0,154	0,0847	0,7950	2,4E-02	1,6E-06	0,068
	UCS_1985	99,44	-189,60	0,68	0,120	0,0719	0,4824	1,8E-02	1,8E-07	0,084
	UCS_2010	99,37	-189,45	0,82	0,111	0,0681	0,7217	2,1E-02	1,7E-07	0,107
	Declividade	98,43	-187,58	2,70	0,044	0,0183	0,0124	2,5E-02	3,2E-06	0,421
	ENM_1km	98,30	-187,31	2,97	0,038	0,0109	0,0199	2,9E-02	2,9E-05	0,545
	Nulo	98,28	-187,28	3,00	0,038	0,0101	0,0199	2,8E-02	7,1E-06	0,559
<i>Dicksonia sellowiana</i>	UCS_2010	155,86	-302,71	0,48	0,124	0,0316	0,0002	1,4E-02	-7,4E-08	0,224
	UCS_1985	155,58	-302,16	1,04	0,094	0,0195	0,0005	1,2E-02	-1,2E-07	0,353
	Altitude	155,55	-302,11	1,09	0,092	0,0184	0,0001	1,4E-02	-1,8E-07	0,365
	ENM_1km	155,29	-301,59	1,61	0,071	0,0070	0,0001	1,1E-02	-7,3E-07	0,580
	Declividade	155,24	-301,48	1,72	0,067	0,0047	0,0001	4,5E-03	1,6E-07	0,650
	Nulo	155,14	-301,28	1,92	0,061	0,0001	0,0000	8,9E-03	-1,1E-07	0,942
<i>Euterpe edulis</i>	Declividade	432,60	-856,99	0,00	0,290	0,0618	0,3349	2,4E-02	4,2E-06	<b>0,000</b>
	UCS_2010	432,37	-856,52	0,47	0,229	0,0595	0,1595	4,1E-02	3,0E-06	<b>0,000</b>
	Altitude	431,30	-854,39	2,60	0,079	0,0489	0,0037	3,7E-02	3,0E-06	<b>0,002</b>
	Nulo	429,33	-850,45	6,54	0,011	0,0290	0,0000	3,3E-02	9,5E-06	<b>0,018</b>
	UCS_1985	429,32	-850,42	6,57	0,011	0,0288	0,0006	3,9E-02	6,7E-06	<b>0,019</b>
	ENM_1km	426,75	-845,28	11,71	0,001	0,0022	0,0000	5,5E-02	8,5E-08	0,509

Tabela 3.3 Continuação.

Espécie	Superfície	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup>	SW.p	b0	b1	b1.p
<i>Myrocarpus frondosus</i>	Declividade	49,51	-89,73	2,80	0,164	0,4238	0,4045	4,2E-02	1,7E-04	<b>0,000</b>
	ENM_1km	48,47	-87,66	4,88	0,058	0,3897	0,9169	2,9E-02	1,4E-03	<b>0,000</b>
	Altitude	47,95	-86,61	5,92	0,035	0,3717	0,5062	2,5E-02	3,0E-04	<b>0,000</b>
	Nulo	46,90	-84,50	8,03	0,012	0,3338	0,5745	3,0E-02	3,3E-04	<b>0,000</b>
	UCS_1985	46,12	-82,95	9,58	0,006	0,3045	0,3004	4,5E-02	2,9E-04	<b>0,000</b>
	UCS_2010	44,63	-79,98	12,56	0,001	0,2446	0,3992	6,0E-02	7,5E-05	<b>0,000</b>
<i>Ocotea catharinensis</i>	Altitude	353,63	-699,02	3,97	0,119	0,0964	0,0029	3,9E-02	3,6E-06	<b>0,000</b>
	Declividade	350,47	-692,70	10,29	0,005	0,0624	0,0011	4,9E-03	2,7E-05	<b>0,001</b>
	UCS_1985	350,22	-692,20	10,79	0,004	0,0597	0,0016	1,9E-04	2,3E-05	<b>0,001</b>
	Nulo	348,69	-689,13	13,86	0,001	0,0427	0,0003	1,3E-02	3,4E-05	<b>0,006</b>
	UCS_2010	347,85	-687,46	15,52	0,000	0,0333	0,0006	3,0E-02	2,1E-05	<b>0,016</b>
	ENM_1km	345,33	-682,42	20,57	0,000	0,0044	0,0005	6,0E-02	4,9E-07	0,389
<i>Ocotea odorifera</i>	Altitude	67,90	-126,51	0,00	0,377	0,2587	0,2115	-2,9E-02	1,6E-04	<b>0,000</b>
	Declividade	66,65	-124,01	2,50	0,108	0,2054	0,0436	-2,6E-02	1,5E-04	<b>0,002</b>
	UCS_1985	66,22	-123,15	3,37	0,070	0,1860	0,0203	-4,8E-02	8,6E-05	<b>0,004</b>
	UCS_2010	65,35	-121,41	5,11	0,029	0,1457	0,0005	-4,2E-02	2,1E-04	<b>0,013</b>
	Nulo	64,70	-120,11	6,40	0,015	0,1145	0,0000	-6,6E-03	2,1E-04	<b>0,035</b>
	ENM_1km	62,58	-115,87	10,64	0,002	0,0038	0,0001	7,4E-02	1,9E-06	0,697
<i>Ocotea porosa</i>	Declividade	127,51	-246,47	0,19	0,200	0,0767	0,1701	2,2E-01	-9,8E-06	<b>0,012</b>
	Altitude	126,37	-244,19	2,47	0,064	0,0493	0,2029	2,0E-01	-9,1E-06	<b>0,048</b>
	UCS_1985	126,04	-243,53	3,13	0,046	0,0412	0,8712	1,3E-01	2,8E-07	0,058
	UCS_2010	125,45	-242,36	4,30	0,026	0,0268	0,6523	1,5E-01	1,9E-07	0,138
	Nulo	125,10	-241,65	5,01	0,018	0,0179	0,5612	2,0E-01	-1,7E-05	0,242
	ENM_1km	124,79	-241,03	5,63	0,013	0,0100	0,6379	1,9E-01	-2,7E-06	0,384

Tabela 3.3 Continuação.

Espécie	Superfície	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup>	SW.p	b0	b1	b1.p
<i>Podocarpus lambertii</i>	UCS_1985	131,80	-255,06	8,29	0,015	0,1363	0,3161	1,6E-02	8,2E-06	<b>0,000</b>
	UCS_2010	131,64	-254,73	8,62	0,013	0,1326	0,2470	-1,9E-03	3,2E-06	<b>0,000</b>
	Declividade	127,92	-247,29	16,06	0,000	0,0459	0,0000	-2,2E-02	6,5E-06	0,057
	Altitude	127,57	-246,58	16,77	0,000	0,0371	0,0000	3,5E-02	1,6E-05	0,089
	Nulo	127,43	-246,32	17,03	0,000	0,0339	0,0000	3,0E-02	2,9E-05	0,104
	ENM_1km	126,72	-244,88	18,47	0,000	0,0159	0,0000	6,0E-02	3,9E-06	0,260

**Tabela 3.4** Seleção e avaliação de modelos de Isolamento por Resistência (IBR) da paisagem na resolução de 500 m para a coorte regenerante das seis espécies estudadas. LL = *log-likelihood*, AICc = critério de informação de Akaike para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc = delta AICc, w = pesos de Akaike, R<sup>2</sup> = R<sup>2</sup> de Nakagawa e Schielzeth, SW.p = valor de p do teste de Shapiro-Wilk, b0 = intercepto do modelo, b1 = coeficiente de inclinação do modelo, b1.p = valor de p do coeficiente. Valores em negrito indicam  $p < 0,05$ .

<b>Espécie</b>	<b>Superfície</b>	<b>LL</b>	<b>AICc</b>	<b><math>\Delta</math>AICc</b>	<b>w</b>	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>SW.p</b>	<b>b0</b>	<b>b1</b>	<b>b1.p</b>
<i>Apuleia leiocarpa</i>	Declividade	21,77	-27,53	0,00	0,157	0,2470	0,5015	1,1E-01	-1,3E-05	<b>0,000</b>
	Altitude	21,55	-27,10	0,43	0,126	0,2136	0,5622	1,1E-01	-1,3E-05	<b>0,000</b>
	UCS_1985	21,44	-26,87	0,66	0,113	0,1955	0,8145	1,0E-01	-3,3E-07	<b>0,000</b>
	UCS_2010	21,09	-26,19	1,35	0,080	0,1384	0,7650	1,1E-01	-1,3E-05	<b>0,000</b>
	Nulo	20,71	-25,42	2,11	0,055	0,0701	0,4580	1,0E-01	-4,1E-05	<b>0,000</b>
	ENM_1km	20,62	-25,24	2,29	0,050	0,0531	0,4377	7,1E-02	-1,9E-06	<b>0,000</b>
<i>Araucaria angustifolia</i>	Declividade	543,95	-1079,71	0,00	0,167	0,0489	0,0000	-4,5E-03	2,8E-06	<b>0,000</b>
	UCS_2010	543,86	-1079,52	0,19	0,152	0,0480	0,0000	1,7E-03	9,8E-07	<b>0,000</b>
	UCS_1985	543,82	-1079,45	0,26	0,147	0,0477	0,0000	2,6E-03	6,6E-07	<b>0,000</b>
	Altitude	542,50	-1076,81	2,89	0,039	0,0357	0,0000	-4,3E-03	1,6E-06	<b>0,000</b>
	ENM_1km	542,25	-1076,30	3,40	0,030	0,0334	0,0000	-3,2E-05	1,1E-05	<b>0,000</b>
	Nulo	541,76	-1075,32	4,39	0,019	0,0288	0,0000	-4,4E-03	3,4E-06	<b>0,000</b>
<i>Dicksonia sellowiana</i>	UCS_2010	149,58	-290,15	0,00	0,909	0,2762	0,3544	1,9E-03	3,8E-07	<b>0,000</b>
	UCS_1985	147,03	-285,07	5,08	0,072	0,1896	0,8720	4,4E-03	6,5E-08	<b>0,000</b>
	Altitude	144,41	-279,81	10,34	0,005	0,0892	0,0575	3,9E-03	1,3E-06	<b>0,000</b>
	Declividade	143,14	-277,28	12,88	0,001	0,0364	0,0551	-1,4E-03	5,1E-07	<b>0,000</b>
	Nulo	142,38	-275,77	14,38	0,001	0,0036	0,0078	8,4E-03	8,4E-07	<b>0,000</b>
	ENM_1km	142,37	-275,74	14,42	0,001	0,0029	0,0066	1,0E-02	5,7E-07	<b>0,000</b>

Tabela 3.4 Continuação.

Espécie	Superfície	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup>	SW.p	b0	b1	b1.p
<i>Euterpe edulis</i>	Altitude	60,72	-111,70	0,02	0,131	0,0524	0,1335	1,6E-02	5,9E-07	<b>0,000</b>
	Declividade	60,63	-111,53	0,20	0,120	0,0466	0,3368	9,3E-02	-3,4E-06	<b>0,000</b>
	UCS_2010	60,42	-111,11	0,62	0,097	0,0321	0,1309	7,9E-02	-1,3E-06	<b>0,000</b>
	UCS_1985	60,21	-110,69	1,03	0,079	0,0176	0,0720	7,7E-02	-2,2E-06	<b>0,000</b>
	ENM_1km	59,98	-110,22	1,51	0,062	0,0009	0,0235	6,6E-02	-3,7E-08	<b>0,000</b>
	Nulo	59,97	-110,20	1,52	0,062	0,0003	0,0191	6,0E-02	7,9E-07	<b>0,000</b>
<i>Ocotea catharinensis</i>	Altitude	125,73	-242,66	1,00	0,362	0,3530	0,0467	-3,7E-02	6,1E-05	<b>0,000</b>
	Declividade	122,04	-235,27	8,38	0,009	0,2600	0,0338	-4,4E-02	5,8E-05	<b>0,000</b>
	UCS_1985	121,66	-234,52	9,14	0,006	0,2498	0,0394	-2,9E-02	5,9E-05	<b>0,000</b>
	UCS_2010	121,13	-233,45	10,20	0,004	0,2351	0,0315	-2,1E-02	5,4E-05	<b>0,000</b>
	Nulo	121,07	-233,34	10,31	0,003	0,2336	0,0313	-4,2E-02	5,9E-05	<b>0,000</b>
	ENM_1km	114,03	-219,26	24,39	0,000	0,0099	0,0236	4,4E-02	6,4E-07	<b>0,000</b>
<i>Podocarpus lambertii</i>	UCS_1985	36,36	-60,72	0,03	0,337	0,7724	0,2507	2,0E-02	5,1E-07	<b>0,000</b>
	UCS_2010	30,58	-49,17	11,58	0,001	0,5084	0,9496	-6,1E-03	3,7E-07	<b>0,000</b>
	Declividade	26,60	-41,19	19,56	0,000	0,1633	0,1510	1,7E-01	-2,7E-05	<b>0,000</b>
	Altitude	26,35	-40,69	20,05	0,000	0,1352	0,2842	1,6E-01	-9,4E-06	<b>0,000</b>
	ENM_1km	25,88	-39,77	20,98	0,000	0,0802	0,4128	1,5E-01	-5,7E-06	<b>0,000</b>
	Nulo	25,36	-38,71	22,03	0,000	0,0130	0,0371	1,3E-01	-2,1E-05	<b>0,000</b>

**Tabela 3.5** Resumo dos modelos de Isolamento por Resistência (IBR), com resolução de 500 m.  $F_{ST}$  = divergência genética geral das populações estudadas; UCS = uso e cobertura do solo, para os anos de 1985 e 2010; Alt. = altitude; Decliv. = declividade; ENM = modelagem ecológica de nicho.

Coorte adulta						
Espécie	$F_{ST}$	UCS 1985	UCS 2010	Alt.	Decliv.	ENM*
<i>Apuleia leiocarpa</i>	0,07	×	-	×	×	×
<i>Araucaria angustifolia</i>	0,02	×	×	✓	✓	×
<i>Butia catarinensis</i>	0,08	✓	✓	×	×	×
<i>Butia eriospatha</i>	0,36	×	×	✓	×	×
<i>Calophyllum brasiliense</i>	0,07	×	×	×	×	×
<i>Cedrela fissilis</i>	0,04	-	-	-	×	×
<i>Dicksonia sellowiana</i>	0,01	×	×	×	×	×
<i>Euterpe edulis</i>	0,06	×	✓	✓	✓	×
<i>Myrocarpus frondosus</i>	0,15	×	×	✓	✓	✓
<i>Ocotea catharinensis</i>	0,07	✓	×	✓	✓	×
<i>Ocotea odorifera</i>	0,09	✓	×	✓	✓	×
<i>Ocotea porosa</i>	0,19	✓*	✓*	×	×	×
<i>Podocarpus lambertii</i>	0,13	✓	✓	×	×	×

Coorte regenerante						
Espécie	$F_{ST}$	UCS 1985	UCS 2010	Alt.	Decliv.	ENM
<i>Apuleia leiocarpa</i>	0,05	×	×	×	×	×
<i>Araucaria angustifolia</i>	0,02	✓	✓	×	✓	×
<i>Dicksonia sellowiana</i>	0,01	✓	✓	✓	×	×
<i>Euterpe edulis</i>	0,07	×	×	×	×	×
<i>Ocotea catharinensis</i>	0,05	×	×	✓	×	×
<i>Podocarpus lambertii</i>	0,07	✓	✓	×	×	×

✓ =  $\Delta AICc > 2$  em relação ao nulo, coeficiente  $> 0$  ( $p < 0,05$ ).

- =  $\Delta AICc > 2$  em relação ao modelo nulo, coeficiente não difere de 0 ( $p > 0,05$ ).

×

\* = resolução de 1 km.

### 3.3.2. Coorte regenerante

Para as espécies *Apuleia leiocarpa* e *Euterpe edulis*, nenhum modelo de paisagem se sobressaiu ( $\Delta AICc > 2$ ) em relação ao modelo nulo (Tabelas 3.4 e 3.5). No caso da espécie *Apuleia leiocarpa*, o modelo de resistência de declividade se sobressaiu em relação ao nulo, porém o seu coeficiente  $b_1$  foi negativo ( $b_1 < 0$ ).

*Araucaria angustifolia*, *Dicksonia sellowiana* e *Podocarpus lambertii* apresentaram modelos de UCS superiores ao modelo nulo para ambos os anos estudados (1985 e 2010; Tabelas 3.4 e 3.5).

Para os modelos topográficos (altitude e declividade), as espécies *D. sellowiana* e *Ocotea catharinensis* tiveram o modelo de altitude superior ao nulo, e *A. angustifolia* o modelo de declividade.

Nenhuma espécie teve o modelo contendo a modelagem de nicho superior ao modelo nulo. Assim como a coorte adulta, geralmente ficou entre os piores modelos (Tabela 3.8).

Dentre os modelos que se sobressaíram em relação ao nulo, os  $R^2$  variaram de 0,0477 para *A. angustifolia* (UCS 1985) a 0,7724 para *P. lambertii* (UCS 1985).

### 3.3.3. Comparação entre coortes

Assim como ressaltado no item 2.1.1, a comparação entre as coortes possui consistência diferenciada na amostragem de populações.

As espécies *Apuleia leiocarpa* e *Podocarpus lambertii* mantiveram um comportamento semelhante entre coortes. Para *A. leiocarpa*, nenhum elemento da paisagem se sobressaiu em relação ao modelo nulo, enquanto para *P. lambertii* os dois modelos de UCS (1985 e 2010) se mantiveram superiores ao modelo nulo. Para a espécie *Ocotea catharinensis*, o comportamento entre coortes foi semelhante, com o modelo de altitude sendo o melhor do conjunto (Tabelas 3.3, 3.4 e 3.5).

As principais diferenças ocorreram para as espécies *Araucaria angustifolia* e *Dicksonia sellowiana*, no qual modelos de UCS (1985 e 2010) se sobressaíram ao modelo nulo, passando a ser elementos importantes na paisagem. Já para *Euterpe edulis* e *Ocotea catharinensis*, tais elementos deixaram de ser superiores ao nulo (Tabelas 3.4 e 3.5).

Para a altitude, o modelo se manteve superior ao nulo para *Ocotea catharinensis*, mas trocou de comportamento entre coortes para as espécies *Araucaria angustifolia*,

*Dicksonia sellowiana* e *Euterpe edulis*. Já a declividade deixou de ser superior ao modelo nulo para *Euterpe edulis* e *Ocotea catharinensis*, mas se manteve para *Araucaria angustifolia* (Tabelas 3.4 e 3.5).

Os elementos da paisagem que deixaram de ser melhores que o modelo nulo na coorte regenerante já possuíam baixos valores de  $R^2$  ( $R^2 < 0,07$ ) para a coorte adulta (Tabela 3.3), e provavelmente sua amostragem inferior não permitiu detectar tais efeitos de baixa magnitude.

## 4. DISCUSSÃO

### 4.1. ISOLAMENTO POR DISTÂNCIA (IBD)

A análise de isolamento por distância (IBD) pode ter consequências importantes na elaboração de estratégias de uso e conservação das espécies. O IBD propõe que a divergência genética populacional é proporcional à sua distância geográfica. No caso de haver IBD, locais mais distantes possuem material genético com menor semelhança do que locais próximos.

A informação de presença de IBD, aliada com questões ecológicas de cada espécie, pode ser utilizada para definir áreas de coleta de sementes. Existe a recomendação de coleta local de sementes (MCKAY et al., 2005) ou na mesma zona genética (populações com divergência genética  $< 5\%$ ; SEBBENN, 2006). Caso o efeito de IBD seja significativo, como apresentado para cinco das espécies estudadas (Figura 3.9), seria interessante coletar sementes de locais mais próximos da área em que serão plantadas, não do ponto de vista de adaptação local (ponto que ainda não há um consenso na literatura, ver BROADHURST et al., 2008 e BREED et al., 2018), mas pensando em tentar imitar processos que ocorreriam naturalmente. Se as populações das espécies não apresentam IBD, ou até mesmo se o efeito for fraco, seria possível flexibilizar a recomendação de coleta local de sementes. Todavia, o presente estudo amostrou somente a variabilidade genética neutra. A coleta de sementes de localidades próximas em que o plantio será realizado, pelo menos da mesma bacia hidrográfica (REIS et al., 2012), ainda pode ser uma boa recomendação para a manutenção de potencial adaptativo e evitar depressão por exogamia.

A ocorrência de IBD também pode ser aplicada à estratégias de conservação *in situ* e *ex situ*. Se a espécie em questão possui IBD, é interessante que populações distanciadas sejam alvo de unidades de conservação (*in situ*) ou de coleta para bancos de germoplasma (*ex situ*), para que assim diferentes composições genéticas sejam representadas.

No caso de isolamento de populações, seja este por distância, barreiras ou resistência da paisagem, o potencial de perda de diversidade por deriva genética é aumentada, já que as populações não compartilham a mesma composição genética e apresentam dificuldades de fluxo gênico entre si. Em casos extremos de isolamento, existe a possibilidade de especiação e até de extinção local de populações. Ambos são processos que ocorreram naturalmente ao longo da história. Portanto, espécies que possuam IBD podem apresentar maiores riscos de extinção, e demandarem maiores esforços e investimentos de recursos para a sua conservação.

Adicionalmente, a ocorrência de IBD pode ser um indicativo de que a espécie possua limitações na sua capacidade de dispersão dentro de sua área de ocorrência natural. Espécies com IBD teriam dificuldades de recolonizar áreas distantes caso sofram um processo de redução de habitats, necessitando de interferências humanas para auxiliar a sua recuperação e expansão territorial.

#### 4.2. ALTERAÇÕES NO USO E COBERTURA DO SOLO (UCS) ENTRE 1985 E 2010

As maiores mudanças encontradas para a área de estudo nesse período de 25 anos foi a substituição de áreas de florestas e campos por áreas urbanas, de agropecuária e de reflorestamentos (Tabela 3.2). Também é possível de se observar que, conjuntamente com a redução de habitat, a área florestal se torna mais fragmentada, principalmente no oeste de Santa Catarina (ver Figuras 3.3 e 3.4). Como florestas geralmente foram as categorias de menor resistência nos modelos testados, além de também diminuir diretamente o tamanho efetivo populacional ( $N_e$ ) como já discutido no capítulo 2, a sua redução pode ser vista como um impacto negativo para espécies florestais. O padrão de substituição de florestas também é relatado para Santa Catarina, com a redução de cerca de 100.000 ha de florestas entre 1985 e 2000 (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2018); no bioma Mata Atlântica, que teve a redução de 4 Mha de vegetação nativa entre 1985 e 2019 (PROJETO MAPBIOMAS, 2020b; SOUZA et al., 2020); e para o resto do Brasil, com redução de 87 Mha de vegetação nativa entre 1985 e 2019 (PROJETO MAPBIOMAS, 2020b; SOUZA et al., 2020); podendo ter um impacto negativo em diversas espécies ainda não estudadas.

Alterações na paisagem entre os anos analisados modificam a sua configuração e o arranjo de seus elementos (i.e., categorias de UCS), podendo causar diferenças na otimização dos valores de resistência (Figuras 3.11 e 3.12) e, por consequência, nos seus respectivos modelos de isolamento por resistência (IBR; Tabelas 3.3, 3.4 e 3.5). Por esse motivo, a inclusão de mapeamentos temporais (e.g., LANES et al., 2018) podem ser interessantes. Todavia, quando os modelos de UCS foram superiores ao nulo, seis dos nove casos foram superiores simultaneamente em ambos os anos estudados (1985 e 2010). Embora o mapeamento de uso e cobertura do solo de 2010 seja mais recente que o estabelecimento da coorte adulta, ele retrata ações do passado, como construção de cidades, redução de florestas e a fragmentação, podendo possuir relações históricas diretas com a diversidade genética das espécies estudadas. Adicionalmente, dois modelos de UCS foram superiores ao nulo

exclusivamente para o ano de 1985 na coorte adulta, e um para o ano de 2010 na coorte adulta. Apesar que a diferença tenha sido em apenas um modelo a mais, isso pode ser um indicativo que a paisagem de 1985 retrata melhor a realidade de quando a coorte de indivíduos adultos foi estabelecida no passado do que o ano de 2010, tendo em vista a idade dos indivíduos.

#### 4.3. RESOLUÇÃO DOS MAPEAMENTOS

A resolução pode ter um papel importante nos testes de isolamento por resistência (IBR), podendo esconder algumas feições da paisagem, principalmente as de menor frequência e feições lineares, como rios e estradas; (CUSHMAN et al., 2016; SPEAR et al., 2016). Cushman e Landguth (2010) identificaram que, quanto melhor a resolução do pixel, maior foi a relação entre divergência genética e paisagem, porém as diferenças não foram drásticas (mas ver SAEKI et al., 2018). No presente estudo, as resoluções de 500 m e de 1 km tiveram resultados semelhantes, mas com um maior poder para os modelos de 500 m (Anexo 4).

Quanto a otimização dos valores de resistência, as maiores diferenças encontradas foram para as superfícies qualitativas (Figuras 3.11 e 3.12) do que quantitativas, que tiveram comportamento quase idêntico (Figuras 3.13 a 3.16). Mudanças na resolução afetam tanto a composição quanto a configuração da paisagem. A resolução de 1 km superestimou a quantidade de áreas de floresta em relação a de 500 m para a extensão do estudo (Tabela 3.2) e, por consequência, sua configuração fica mais contínua. Mapeamentos de melhor resolução podem ter sido melhores modelos por melhor refletirem a realidade da categoria florestal da área de estudo. Mapeamentos de resoluções mais precisas (e.g., 100 m<sup>2</sup>) podem ter um poder ainda maior, porém a demanda computacional será exponencialmente maior.

#### 4.4. FEIÇÕES DA PAISAGEM E OTIMIZAÇÃO DE SUPERFÍCIES DE RESISTÊNCIA

Quando analisados isoladamente, sem considerar os resultados das modelagens de IBR (Tabelas 3.3, 3.4 e 3.5), os valores de otimização (Figuras 3.11 e 3.12; Anexo 3) não indicam interferência dos elementos da paisagem no fluxo gênico, mas foi observado um padrão em seus valores para todos os mapeamentos utilizados (diferentes resoluções e anos). Embora nem sempre o uso e cobertura do solo (UCS) se sobressaiu em relação ao modelo

nulo nos modelos de IBR (Tabelas 3.3, 3.4 e 3.5), uma tendência praticamente binária – floresta ( $\approx 1$ ) vs. não floresta ( $\approx 1000$ ) – ficou marcada em quase todas as otimizações realizadas, independente da espécie, coorte, valor de  $F_{ST}$  global ou mapeamento. O valor de resistência cresceu conforme o ambiente se distancia de uma floresta e com grau de alterações antrópicas no ambiente, dos quais agricultura, campos naturais e reflorestamentos possuíram valores intermediários (embora com as maiores amplitudes), e ambientes urbanos geralmente com os valores máximos (Figuras 3.11 e 3.12; Anexo 3). Essa tendência indica, como esperado, que ambientes florestais facilitam o fluxo gênico em espécies arbóreas, enquanto ambientes antrópicos o dificultam. Apenas em dois casos (*Cedrela fissilis*, coorte adulta, 2010, 500 m; e *Dicksonia sellowiana* coorte regenerante, 2010, 1 km) ambientes urbanos tiveram os menores valores de resistência dentre todas as categorias. Provavelmente isso ocorreu porque a categoria de ambientes urbanos ficou, em maioria, externa aos pares de populações amostradas dessas duas espécies, com pouca representatividade (Figura 3.17).

Feições da paisagem de UCS influenciam na divergência genética entre populações de espécies arbóreas principalmente de duas maneiras: no fluxo gênico entre indivíduos e populações; e no seu estabelecimento (CUSHMAN; MCRAE; MCGARIGAL, 2016). Na questão do estabelecimento de indivíduos, florestas são os ambientes mais propícios para espécies florestais. Ambientes urbanos impedem quase que por completo o estabelecimento de novos indivíduos, e ambientes de agricultura e de reflorestamentos manejam a área para favorecer o cultivo da espécie alvo em detrimento das outras. No quesito fluxo gênico, espécies arbóreas são organismos sésseis, nos quais o movimento dos seus genes ocorre por polinização e dispersão de sementes (BURCZYK; DIFAZIO; ADAMS, 2004; LEVIN; KERSTER, 1974), seja por fatores abióticos (predominantemente o vento) ou bióticos (fauna; Tabela 1 da metodologia geral).

Quando o vetor do fluxo gênico (polinização ou dispersão) é o vento, ambientes abertos são os locais mais adequados por permitirem o movimento livre do pólen, como agricultura e campos naturais, enquanto reflorestamentos (e.g., COSTA, 2014), ambientes urbanos, e até mesmo florestas (e.g., YOUNG et al., 1993; DYER; SORK, 2001) podem servir como barreiras físicas. Porém, as categorias florestais consistentemente apresentaram os menores valores de resistência após a otimização (Figuras 3.11 e 3.12; Anexo 3), inclusive para as espécies com modelos de IBR melhores que o nulo. Um outro aspecto a ser considerado é que florestas apresentam uma maior densidade de indivíduos florestais. Populações em baixas densidades podem apresentar o efeito Allee (HAMBLER; CANNEY,

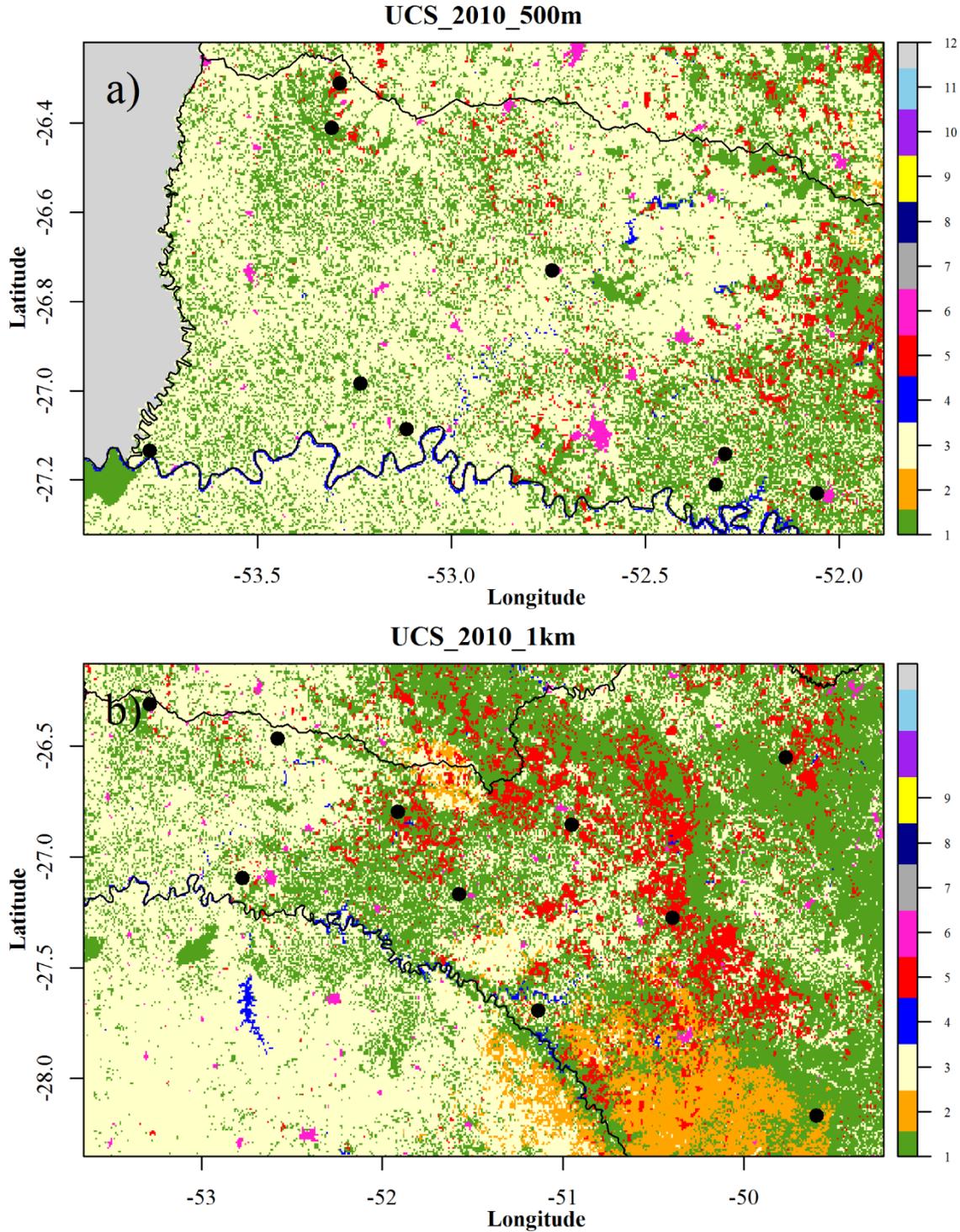
2013), na qual a sua aptidão é dependente da densidade de indivíduos (aspecto investigado no capítulo 2). Locais de maiores densidades permitem que a polinização entre dois indivíduos aconteça com maior chance, tanto para fatores abióticos quanto bióticos.

Já quando o vetor do fluxo gênico (polinização ou dispersão) é biótico, os principais grupos de animais responsáveis por essa tarefa são insetos e animais como aves, morcegos, mamíferos e pequenos roedores (Tabela 1 da metodologia geral), os quais já começaram a mostrar que florestas facilitam o seu fluxo gênico, enquanto ambientes antrópicos possuem efeitos negativos (e.g., aves: *Poecile atricapillus*, ADAMS et al., 2016; *Tetrao urogallus*, KLINGA et al., 2017; insetos: *Melipona subnitida*, JAFFÉ et al., 2019, mas ver JAFFÉ et al., 2016a, b). Essa tendência também é observada para o fluxo gênico de anfíbios (e.g., *Rana sylvatica*, ZELLMER; KNOWLES, 2009; *Rhyacotriton kezeri* e *R. variegatus*, EMEL et al., 2019), grandes mamíferos (e.g., *Ursus americanus*, OHNISHI et al., 2019) e, inclusive, plantas herbáceas (e.g., *Acis nicaeensis*, POUGET et al., 2017) por meio de testes de modelos de IBR. Até mesmo dentro das cidades, faixas de vegetação, como parques e praças, podem facilitar o fluxo gênico, o que ocorre para *Peromyscus leucopus*, no qual a cobertura florestal dentro da cidade facilita o movimento desse pequeno roedor, e serve de corredores para migração (MUNSHI-SOUTH, 2012). Todavia, áreas de reflorestamentos podem permitir a movimentação de animais específicos com maior facilidade em relação a ambientes abertos como campos; e áreas de agropecuária geralmente possuem áreas de Reserva Legal (RL) e Áreas de Proteção Permanente (APPs) associadas ou próximas, geralmente florestais, tornando-as por vezes menos resistentes em relação à ambientes urbanos (Figuras 3.11 e 3.12; Anexo 3).

Em resumo, quanto menor é a semelhança com um ambiente florestal e maior o nível de interferências antrópicas, mais prejudicado é o fluxo gênico das espécies, seja por impedir a movimentação ou o estabelecimento de novos indivíduos, que poderiam manter a conectividade.

Para as variáveis quantitativas, as transformações das superfícies de altitude (Figuras 3.13 e 3.15) tiveram uma tendência de parábolas, com baixas resistências próximas às faixas ideais de ocorrência da espécie dentro do seu gradiente, e valores altos próximos aos extremos. A altitude tem forte correlação com variáveis climáticas, como a temperatura, precipitação e sazonalidade (LOMOLINO, 2001). Dentro de gradientes ecológicos, as espécies geralmente apresentam valores ótimos em uma determinada faixa (BEALS, 1969;

e.g., HERRERA; BAZAGA, 2008), e as transformações de otimização podem ser reflexo disso.



**Figura 3.17** Populações amostradas de a) *Cedrella fissilis* (coorte adulta) e; b) *Dicksonia sellowiana* (coorte regenerante); em seus respectivos mapeamentos de uso e cobertura do solo, com enfoque na categoria 6 – áreas urbanas (rosa).

Já as transformações de declividade (Figuras 3.14 e 3.16) não tiveram um padrão bem definido. Em teoria, terrenos planos facilitariam o movimento de animais terrestres, enquanto aves seriam menos afetadas devido à sua capacidade de voo. Porém, a maioria das atividades humanas possui uma preferência por ambientes planos para o seu estabelecimento, como as cidades ou áreas produtivas para a agricultura, ao mesmo tempo em que áreas com declividade maior que 100% (45°) são enquadradas como Áreas de Proteção Permanente (APP), protegidas por lei, e não é permitido a remoção da vegetação (BRASIL, 2012). Como citado anteriormente, ambientes antrópicos podem ser prejudiciais ao fluxo gênico de plantas e animais, e a escolha de seu estabelecimento pode estar ligada com a declividade do terreno.

#### 4.5. MODELOS DE ISOLAMENTO POR RESISTÊNCIA (IBR)

Semelhante à dinâmica dos índices genéticos entre coortes analisada no capítulo 1 (LAUTERJUNG et al., 2019) e as características do fragmento ou o seu entorno (capítulo 2), o fluxo gênico das espécies é afetada pela matriz paisagem de maneira diferenciada umas das outras (Tabelas 3.3, 3.4 e 3.5). Isso pode ser parcialmente explicado considerando as diferentes características ecológicas das espécies (metodologia geral, Tabela 1) e seu histórico de uso, previamente discutidos no capítulo 1 e 2.

A influência de efeitos abióticos (altitude, declividade e clima) e de IBD (Figuras 3.9 e 3.10) sobre o fluxo gênico nas espécies estudadas ficou evidenciada nos resultados encontrados (Figuras 3.9 e 3.10, Tabelas 3.3, 3.4 e 3.5). Essa tendência de efeitos abióticos da paisagem, praticamente livres de interferências humanas (e.g., altitude, declividade, rios, clima e de IBD), influenciarem no fluxo gênico já foi identificada em outros estudos de espécies arbóreas (SPEAR et al., 2016, e.g., *Quercus engelmannii*, ORTEGO et al., 2012; *Populus fremontii*, CUSHMAN et al., 2014; *Miconia affinis*, CASTILLA et al., 2016; *Q. lobata*, GHAREHAGHAJI et al., 2017; *Tsuga mertensiana*, JOHNSON et al., 2017) e plantas (e.g., *Oenothera harringtonii*, RHODES et al., 2014; *Amphirrhox longifolia*, NAZARENO et al., 2017). Além disso, fatores como a altitude e a declividade estão presentes a mais tempo na paisagem, e o isolamento por distância pode levar em conta aspectos históricos, como surgimento de barreiras que impossibilitam o fluxo gênico (BERNARDI et al., 2020). Como discutido no item 4.4, espécies possuem uma faixa ótima de altitude, geralmente correlacionadas com fatores climáticos (LOMOLINO, 2001); enquanto que a declividade,

além de servir de barreira física ao movimento de alguns animais, pode ter uma relação direta com o estabelecimento de atividades humanas.

Questões bioclimáticas (ENM) sobre a divergência genética, calculada nesse estudo com marcadores neutros, não foram bons modelos explicativos, geralmente ficando nos últimos lugares dentre os modelos avaliados (Tabelas 3.3 e 3.4). Apenas para *Myrocarpus frondosus* o modelo climático se sobressaiu em relação ao nulo (Tabelas 3.3 e 3.5). Geralmente, questões climáticas são abordadas com marcadores adaptativos (SNPs, *Quercus lobata*, SORK et al., 2016), mas também podem ser detectadas com marcadores neutros (e.g., SSR, *Populus fremonti*, CUSHMAN et al., 2014) por terem influência indireta, como na movimentação e estabelecimento de indivíduos.

Testes de IBR envolvendo mapeamentos de UCS atual não tiveram influência para as árvores *Carica papaya* (CHÁVEZ-PESQUEIRA et al., 2014), *M. affinis* (CASTILLA et al., 2016) e *Q. lobata* (GHAREHAGHAJI et al., 2017). Dos trabalhos pesquisados envolvendo árvores, apenas Carvalho et al. (2015), estudando indivíduos regenerantes de *Euterpe edulis*, detectaram efeitos negativos da matriz de paisagem na sua divergência genética, enquanto o presente estudo detectou efeitos de UCS em seis espécies na coorte adulta e em duas espécies apenas na coorte regenerante.

O fato de espécies arbóreas ainda não demonstrarem os efeitos negativos das alterações recentes na paisagem sobre seus índices genéticos pode ser atribuído à sua resiliência. Características como amplo fluxo gênico, longevidade e sobreposição de gerações geram um atraso (i.e., *time lag*) entre o distúrbio e sua consequência (LOWE et al., 2005, 2015), no qual várias gerações podem ser necessárias para que efeitos da paisagem comecem a ser percebidos nos índices genéticos (KRAMER et al., 2008; LANDGUTH et al., 2010). Por esse motivo, estudar a coorte regenerante permite detectar os efeitos de alterações recentes na paisagem com maior facilidade, como ocorreu para *A. angustifolia* e *Dicksonia sellowiana* nesse estudo (Tabela 3.5).

Todavia, espécies arbóreas estão começando a apresentar efeitos negativos da intervenção humana na paisagem, quando são utilizadas outras abordagens metodológicas além de modelos de IBR. Maiores índices de diversidade e taxas de migração foram encontrados em florestas contínuas quando comparadas com fragmentadas em *Carica papaya* (CHÁVEZ-PESQUEIRA et al., 2014); um menor fluxo gênico foi encontrado entre remanescentes florestais de *A. angustifolia* quando permeados por reflorestamentos de *Pinus* sp. (COSTA, 2014; COSTA et al., no prelo); e, para a mesma espécie, áreas fragmentadas e

árvores isoladas tiveram indícios de perda de alelos e maior índice de fixação quando comparadas com florestas contínuas (BITTENCOURT; SEBBENN, 2009).

Os efeitos de alterações humanas na paisagem estão sendo detectados em animais em uma proporção maior do que plantas; dos quais aves e insetos são importantes vetores do fluxo gênico biótico (dispersão e polinização). Esses possuem tempo de geração relativamente mais curtos quando comparados à espécies arbóreas. Alterações humanas na paisagem, como a caça, corte seletivo e, em menor grau, a fragmentação, influenciam o comportamento de dispersores de sementes (MARKL et al., 2012). Além disso, modelos de UCS foram importantes preditores em modelos de IBR nas aves *Poecile atricapillus* (ADAMS et al., 2016) e *Tetrao urogallus* (KLINGA et al., 2017), e em abelhas (*Melipona subnitida*, JAFFÉ et al., 2019, mas ver JAFFÉ et al., 2016a, b). Nesse contexto, florestas geralmente são ambientes mais adequados para animais como discutidos no item 4.4.

Além disso, os efeitos da redução de habitats e fragmentação podem começar a ter efeito somente após um limiar, como identificado para *Peromyscus leucopus*, no qual as melhores relações entre índices genéticos e paisagem foram obtidos quando áreas de maior resistência foram atribuídas à uma cobertura florestal igual ou inferior à 30%. (MUNSHI-SOUTH, 2012). Esses valores limiares, ainda são desconhecidos, e podem não terem sido atingidos para a área de estudo. Santa Catarina é o segundo estado com maior percentagem de remanescentes da Mata Atlântica no Brasil (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2018), com estimativas de 28,8% (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2018) à 28,9% (VIBRANS et al., 2012) da cobertura florestal original. Categorias florestais nos mapeamentos de UCS apresentaram a menor resistência ao fluxo gênico no processo de otimização (Figuras 3.11 e 3.12; Anexo 3).

Dentre as espécies que tiveram modelos de UCS melhores que o nulo (Tabelas 3.3, 3.4 e 3.5), quatro delas possuem distribuição geográfica predominantemente localizadas na Floresta Ombrófila Mista (FOM), nenhuma na Floresta Estacional Decidual (FED), e quatro na Floresta Ombrófila Densa (FOD). Dentre essas formações, a FOM e a FED tiveram a maior redução da sua cobertura original, restando 24,4% e 16,1%, respectivamente, enquanto a FOD possui 40,4% (VIBRANS et al., 2012). Ainda, os remanescentes florestais de FOM se encontram altamente impactados e empobrecidos (VIBRANS et al., 2011). Já no caso da FOD, a espécie com modelo de UCS superior ao nulo foram *Euterpe edulis* e as canelas *Ocotea catharinesnsis* e *O. odorifera*, espécies intensamente exploradas no passado (REITZ; KLEIN; REIS, 1978); além de *Butia catarinensis*, uma espécie de ocorrência litorânea,

coincidente com cidades de maior densidade populacional humana do estado (IBGE, 2010) e, possivelmente, maior impacto na paisagem.

Mesmo com a resiliência das espécies arbóreas e uma área florestal remanescente significativa no estado, modelos considerando UCS de oito espécies já se sobressaíram em relação ao modelo nulo de IBD, duas delas somente na coorte de indivíduos regenerantes, sinalizando que a longevidade e limiares estão começando a serem quebrados.

#### 4.6. CASOS ESPECÍFICOS: ESPÉCIES

Aspectos específicos das espécies também foram discutidos no capítulo 2, mas com enfoque em características do fragmento e seu entorno. Nesse capítulo, o foco é principalmente em relação ao fluxo gênico e à influência da matriz de paisagem. Para algumas espécies mais estudadas, é possível avançar mais a partir dos resultados já existentes na literatura. Para as espécies com menor disponibilidade de dados, que não foram detalhadas a seguir, mais informações podem ser encontradas em Montagna et al. (2018).

##### 4.6.1. *Araucaria angustifolia*

Existem evidências palinológicas (BEHLING, 1995, 1997; BEHLING et al., 2004; BEHLING; BAUERMANN; NEVES, 2001) de que as florestas do sul do Brasil começaram a substituir as paisagens de campo a partir de 4000 a 3000 anos antes do presente (AP), a partir de alterações no clima, que se tornou mais quente e úmido. Para *A. angustifolia*, a maior intensidade de expansão ocorreu entre 2000-1500 anos AP, de maneira desproporcional com as suas taxas de crescimento e suas distâncias de dispersão. Isso foi um dos motivos que fez com que estudos levantassem a hipótese de que a expansão da espécie foi auxiliada por humanos (e.g., BITENCOURT; KRAUSPENHAR, 2006), com estudos recentes corroborando com essa hipótese (LAUTERJUNG, 2017; LAUTERJUNG et al., 2018; REIS; LADIO; PERONI, 2014).

Essa expansão acelerada, a partir de uma área restrita de refúgio, deixou uma marca forte nos índices genéticos da espécie. Dentre eles, é possível citar baixos valores de divergência genética entre populações, usando marcadores nucleares, nesse trabalho ( $F_{ST} = 0,02$ ; Tabela 3.5) e em outros estudos ( $F_{ST} = 0,04$ ;  $G_{ST} = 0,06$ ; AULER et al., 2002); e marcadores de cpDNA ( $F_{ST} = 0,04$ ; LAUTERJUNG et al., 2018). Além disso, a divergência

não está associada com a distância geográfica (IBD; LAUTERJUNG et al., 2018), ou possui associações fracas mas significativas ( $r = 0,11$ ,  $p < 0,05$ ; Figura 3.9), provavelmente devido ao elevado tamanho amostral ( $n = 32$ ). Isso ocorre mesmo com uma ampla extensão territorial da espécie e limitações em sua dispersão para longas distâncias.

Tais marcas históricas podem ser relativamente superiores aos efeitos da paisagem testados. Alguns dos modelos de IBR foram superiores ao modelo nulo de IBD, tanto para a coorte adulta (altitude e declividade) quanto para a regenerante (UCS e declividade). Todavia, os efeitos foram baixos (coorte adulta  $R^2 = 0,062$  e  $R^2 = 0,056$ , respectivamente; e coorte regenerante  $R^2 < 0,05$ ), e a significância ou capacidade de detectar pequenas diferenças nos modelos pode ser devido ao tamanho amostral (adultos:  $n = 32$  populações, 496 pares de pontos; regenerantes:  $n = 21$  populações, 210 pares de pontos).

Mesmo que fracos, a coorte de regenerante demonstrou sinais de resistência impostos pelos dois mapeamentos de UCS (1985 e 2010), e que merecem atenção. Outros estudos também apontam sinais negativos da fragmentação e alteração da paisagem para *A. angustifolia*. Bittencourt e Sebbenn (2009) detectaram que agrupamentos de árvores isoladas em áreas fragmentadas possuem indícios de perda de alelos de menor frequência e maior índice de fixação; e Costa (2014) identificou que plantios de *Pinus* sp. podem agir como barreiras físicas ao fluxo de pólen.

#### **4.6.2. *Apuleia leiocarpa*, *Cedrela fissilis* e *Myrocarpus frondosus* (FED)**

Utilizando uma abordagem de características intrínsecas das áreas estudadas (*node analysis*) e ferramentas de análise multivariada (PCA), Steiner (2014) estudou o efeito da paisagem sobre a diversidade genética das espécies que ocorrem na Floresta Estacional Decidual (*Apuleia leiocarpa*, *Cedrela fissilis* e *Myrocarpus frondosus*).

Para essas espécies, os resultados das PCAs sugeriram que ambientes com maior nível de fragmentação poderiam favorecer os seus índices de diversidade genética. Suas características ecológicas, como polinização e dispersão principalmente pelo vento (metodologia geral, Tabela 1), também corroboram com essa ideia. Especificamente para *A. leiocarpa*, Montagna et al. (2018) utilizaram uma análise RDA acompanhada de um teste F global com as mesmas métricas de paisagem. Foi detectado que estas explicariam 20% ( $R^2$  ajs. = 0,20;  $p = 0,40$ ) da variação nos índices genéticos para a coorte adulta, e esse valor aumentou para 56% analisando a coorte regenerante ( $R^2$  ajs. = 0,56;  $p = 0,16$ ).

No presente estudo, as otimizações das categorias de UCS para essas espécies também apontaram valores de resistência relativamente mais baixos do que as demais para ambientes mais abertos, como campos, pastagens, agricultura, e até mesmo urbanos, mas a categoria de menor resistência geralmente continuou sendo as florestas (Figuras 3.11 e 3.12; Anexo 3). Todavia, nenhum modelo de UCS foi superior ao nulo (Tabelas 3.3, 3.4 e 3.5).

A atribuição de menores valores de resistência para ambientes florestais, assim como os resultados do capítulo 2, evidenciam que modificações na paisagem, no sentido de reduzir ambientes florestais e o tamanho efetivo populacional ( $N_e$ ) das populações, pode também ser prejudicial à essas espécies, em contraste com o que foi sugerido pelas análises intrínsecas das áreas estudadas. Todavia, ambientes não florestais parecem ser menos impactantes para estas espécies em relação as demais.

#### **4.6.3. *Butia catarinensis* e *B. eriospatha***

As espécies de do gênero *Butia* foram as que apresentaram os maiores coeficientes de determinação para os modelos de IBR ( $R^2 > 0,40$ ; Tabela 3.3).

Para *B. catarinensis*, os dois melhores modelos foram os de UCS (1985 e 2010). No levantamento demográfico, a espécie teve uma ocorrência rara e de baixa densidade (MONTAGNA et al., 2018a). Sua ocorrência está limitada em áreas litorâneas, geralmente áreas de proteção permanente (restingas), mas que conflitam diretamente com a especulação imobiliária (MONTAGNA et al., 2018a). Como ambientes de restinga foram pouco estudados pelo IFFSC, foram recomendados estudos mais específicos para a espécie (MONTAGNA et al., 2018a). Adicionalmente, ambientes de restinga ocorreram em baixa frequência na área de estudo (0,04%), e apresentaram resistências elevadas para a espécie ( $> 1000$ , exceto para o ano de 1985 na resolução de 1 km, com valor de 124). Os elevados valores de resistência podem ser em decorrência da área restrita de ambientes de restinga no processo de otimização; ou indicar que, de fato, ambientes florestais possuem menor resistência ao fluxo gênico, seja por meio de seus polinizadores ou dispersores que, assim como *B. eriospatha* e outras palmeiras, são provavelmente insetos e aves.

No caso de *B. eriospatha*, o modelo de altitude foi o melhor modelo, e os modelos de UCS não foram superiores ao nulo (Tabelas 3.3 e 3.5). Todavia, essa espécie apresenta uma área de ocorrência restrita e baixa densidade de indivíduos (MONTAGNA et al., 2018a). Sua estrutura demográfica geralmente é bimodal (adultos e regenerantes), sem indivíduos

intermediários (juvenis; Montagna et al. 2018), inclusive com casos em que plântulas não são encontradas (CANDIDO-RIBEIRO, 2017), no qual a principal ameaça é a predação pelo gado (NAZARENO; REIS, 2014).



**Figura 3.18** Plantio de *Pinus* sp. em área de ocorrência natural de *Butia eriospatha*. A) Foto aérea. B) Foto terrestre. Fonte: Candido-Ribeiro (2017).

Estudos de genética de populações para a espécie detectaram elevados índices de fixação, utilizando tanto isoenzimas (REIS et al., 2012) quanto SSRs (NAZARENO; REIS, 2014). Além disso, é a espécie com maior  $F_{ST}$  global no presente estudo ( $F_{ST} = 0,36$ ; Tabela 3.5). Por esses motivos, a espécie é considerada fragilizada do ponto de vista genético (MONTAGNA et al., 2018a).

A ausência completa de regeneração natural, devido à pecuária e a predação pelo gado; o comércio ilegal de indivíduos adultos para fins paisagísticos; a implementação de silvicultura nas áreas de ocorrência da espécie (Figura 3.18); e a fragmentação da paisagem, são apontadas como os principais riscos de extinção local para a espécie (MONTAGNA et al., 2018a). A maioria desses pontos citados estão conectados diretamente ou podem ter consequências e serem refletidos em mapeamentos de UCS, embora isso não tenha sido refletido nos modelos para a espécie (Tabela 3.3).

Por fim, *B. eriospatha* apresenta índices demográficos e genéticos indesejáveis do ponto de vista de sua conservação, e existem pressões antrópicas em seu ambiente de ocorrência. Mesmo assim, ela é classificada somente como “vulnerável” de extinção na lista global (IUCN, 2020) e na nacional (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA), 2014), embora diversas áreas de estudo apontam para um risco muito maior. Somente na lista estadual ela é classificada como “Críticamente em perigo”. Dentre as espécies estudadas, é a que provavelmente possui um maior risco de extinção.

#### **4.6.4. *Euterpe edulis***

Para *Euterpe edulis*, áreas com diferentes percentuais de coberturas florestais não demonstraram diferenças na densidade demográfica, na diversidade genética (SANTOS et al., 2015) e na estrutura genética espacial (SANTOS et al., 2016) no estado da Bahia (BA), havendo somente indícios de que o fluxo gênico é maior em ambientes florestados (SANTOS et al., 2016). Estudando *E. edulis* no estado de São Paulo (SP), Carvalho et al. (2015) encontraram que o tamanho efetivo populacional histórico é um bom descritor da diversidade genética, e que a matriz de paisagem tem influência na divergência genética entre populações, no qual menores resistências foram atribuídas à florestas, e maiores relacionadas à atividades antrópicas. O presente estudo encontrou um resultado semelhante para a coorte adulta e o modelo com o mapeamento de UCS de 1985 (Tabelas 3.3 e 3.5), também atribuindo as menores resistências as florestas (Figuras 3.11 e 3.12), embora com um poder explicativo

relativamente baixo ( $R^2 = 0,0595$ ). Todavia, a análise comparativa entre a coorte adulta e regenerante (Capítulo 1, LAUTERJUNG et al., 2019) detectou uma perda de diversidade genética ( $H_e$ ) entre gerações; e os resultados apresentados no capítulo 2 indicaram que perdas de tamanho de fragmento e de cobertura florestal impactam a diversidade de maneira negativa, podendo indicar, de maneira conjunta, que os impactos antrópicos na diversidade genética da espécie não podem ser ignorados.

Fatores topográficos, como altitude e declividade também foram modelos superiores ao nulo para a coorte adulta da espécie, embora com  $R^2$  variando entre 0,0489 e 0,0618 (Tabelas 3.3 e 3.5). O gradiente de altitude já foi apontado como um fator importante no fluxo gênico e na distribuição da diversidade genética da espécie (REIS et al., 2000), sendo sugerido que isso ocorre em função dos processos de polinização e dispersão, possivelmente relacionados à movimentação dos seus vetores (insetos e animais); e também em função sistema reprodutivo da espécie, que pode impedir o fluxo gênico por diferenças fenológicas entre esses gradientes, intensificando assim o efeito da deriva genética (REIS et al., 2000).

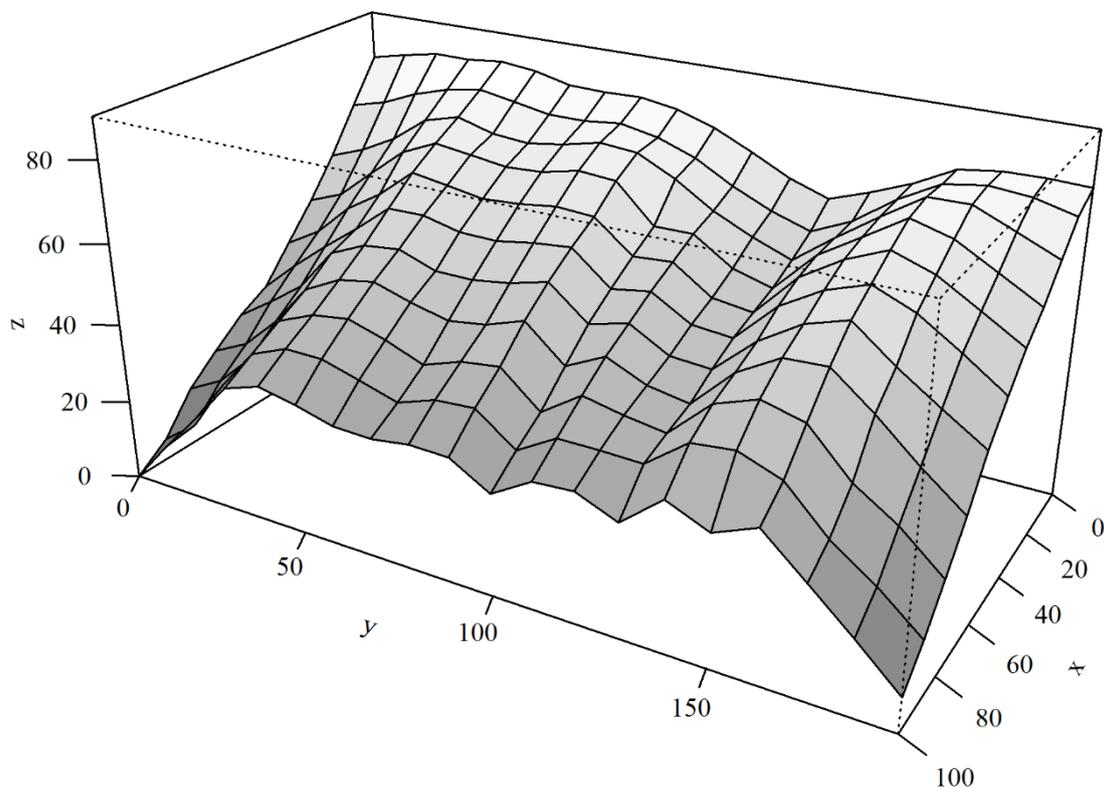
#### **4.6.5. *Ocotea catharinensis*, *O. odorifera* e *O. porosa* (canelas)**

Para as canelas estudadas (gênero *Ocotea*), os modelos de UCS de 1985 foram superiores ao nulo (para *O. porosa*, também o UCS de 2010, mas ambos somente na resolução de 1 km; Tabela 3.5), embora com um poder explicativo relativamente baixo (Tabela 3.3). Todas elas foram intensamente exploradas no passado por terem madeiras de boa qualidade, causando grande impacto na sua demografia (REITZ; KLEIN, 1966; REITZ; KLEIN; REIS, 1978) e, por consequência, na diversidade genética pela redução do  $N_e$ . Adicionalmente, são espécies de estágios sucessionais mais avançados (Tabela 1 da metodologia geral). A categoria de “Florestas” utilizada nos mapeamentos de UCS, embora sempre esteja entre os menores valores de resistência (Figuras 3.11 e 3.12), não faz distinção entre florestas de diferentes estágios de sucessão, e tal refinamento poderia resultar em melhores modelos nesses casos.

No caso de *O. catharinensis* e *O. porosa*, os modelos de altitude e declividade tiveram um poder explicativo maior em relação ao UCS de 1985 (Tabela 3.3), mas esses também podem estar relacionados com atividades antrópicas: áreas de maior altitude e principalmente declividade podem ser mais difíceis de extração madeireira, como exemplo a parcela de estudo implantada por Montagna (2018) no Parque Nacional Serra do Itajaí, com

declividade média de 50% (Figura 3.19) e densidades populacionais de *O. catharinensis* relativamente elevadas.

Assim como para *E. edulis*, os impactos antrópicos também podem estar sendo refletidos em outros índices genéticos, como a manutenção de elevados índices de fixação para *O. catharinensis* (Capítulo 1, LAUTERJUNG et al., 2019), uma maior diversidade genética em locais de maior  $N_e$  (e.g., maior área de fragmento e/ou cobertura florestal, capítulo 2), ou até mesmo em índices demográficos, como a intensidade de regeneração natural reduzida quando comparada ao passado, mesmo em florestas em estágio de sucessão avançada (MONTAGNA et al., 2018b).



**Figura 3.19** Representação gráfica da parcela de estudo implantada por Montagna (2018) no Parque Nacional Serra do Itajaí para análises demográficas e genéticas de *Ocotea catharinensis*, com declividade média de 50%.

#### 4.6.6. *Podocarpus lambertii*

Modelos UCS (1985 e 2010) foram importantes para *Podocarpus lambertii* em ambas as coortes, inclusive apresentando os maiores valores de  $R^2$  de todos os modelos

estudados ( $R^2 = 0,7724$ ; Tabela 3.4). Dentre todos os mapeamentos analisados, *P. lambertii* é a espécie na qual os valores de resistência para a categoria campo possuem os menores valores de todas as espécies observadas, e estão sempre entre os três mais baixos para *P. lambertii* (Figuras 3.11 e 3.12). A espécie pode se beneficiar de ambientes abertos como campos, principalmente quando ocorre em fragmentos florestais inseridos em áreas de mosaicos de florestas-campos (BERNARDI, 2019), conhecidos como “capões”. Os capões facilitam o estabelecimento e crescimento da espécie (BERNARDI et al., 2019), enquanto a matriz de campos abertos facilita o seu fluxo gênico, tendo em vista que sua polinização ocorre pelo vento (Tabela 1 da metodologia geral).

#### 4.7. METODOLOGIA UTILIZADA

Dez a quinze marcadores de isoenzimas conseguiram detectar efeitos de isolamento por resistência (Tabelas 3.3, 3.4 e 3.5), mesmo havendo um debate entre o poder de detecção de outros marcadores quando comparados à SNPs (McCartney-Melstad et al. 2018). Isoenzimas possuem menor diversidade e riqueza genética quando comparados com outros marcadores. Para análises que requerem um maior nível de refinamento (e.g., teste de paternidade, estrutura genética espacial de fina escala), essa ferramenta pode não ser ideal. Porém, analisando diferentes tipos de marcadores, Jenkins et al. (2010) não encontraram um efeito significativo do tipo de marcador na detecção de IBD e, por consequência, a detecção de IBR também não deve ser afetada, já que a distância genética estimada é a mesma. A precisão de valores de  $F_{ST}$  dependem de boas estimativas da frequência alélica e de suas diferenças entre populações. Para isso, trabalhando-se em nível populacional, o número de indivíduos amostrados dentro de cada população pode possuir um papel muito mais importante que o marcador utilizado, desde que os marcadores não sejam monomórficos. A coleta de 25-30 indivíduos geralmente é suficiente para uma boa precisão de grande parte das estimativas dos índices genéticos, como riqueza e diversidade (HALE; BURG; STEEVES, 2012). Para valores de  $F_{ST}$  inferiores à 1%, a coleta de mais de 100 indivíduos é recomendada (KALINOWSKI, 2005). No presente estudo, foram utilizados cerca de 50 indivíduos por população, embora cinco dos 19 casos (espécies + coortes) analisados apresentaram valores  $F_{ST}$  global inferiores à 5%, dos quais três tiveram modelos de IBR superiores ao modelo de IBD (Tabela 3.5).

Quanto ao número de populações ( $n$ ) utilizadas, cada par de população gera um dado para o modelo a ser testado. Portanto, o número de dados total de um modelo cresce exponencialmente, de acordo com a equação  $n \cdot (n-1)/2$ . Foi percebido que espécies com relativamente poucas populações ( $n = 5$  ou  $6$ ), principalmente para a coorte regenerante, tiveram menor poder em detectar efeitos, ou até mesmo de detectar todos os contrastes das categorias de UCS entre as populações estudadas (ver Figura 3.17). Pelo motivo do aumento exponencial de dados por população amostrada, uma amostragem de um número pequeno de novas populações poderia melhorar os resultados encontrados.

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo detectou que:

- Nos mapeamentos de uso e cobertura do solo, as categorias de menor resistência foram as florestas, seguidas de agropecuária, campos, reflorestamentos, e por áreas urbanas, com maior resistência.

- Existe uma diferença praticamente binária de resistência entre as categorias de floresta [1] e as demais [ $\approx 1000$ ].

- As espécies possuíram menores resistências ao fluxo gênico em faixas ideais de altitude correspondentes com a sua distribuição geográfica.

- Existe diferença na resolução utilizada, sendo mais sensível para mapas categóricos do que quantitativos. Resoluções mais detalhadas possuem maior poder.

- Marcadores de isoenzimas detectaram efeitos da paisagem na divergência genética de espécies arbóreas (IBR).

- As espécies se comportaram de maneira diferenciada, devido à suas características ecológicas, histórico de uso e paisagem onde estão inseridas.

- Altitude e declividade se sobressaíram ao modelo nulo (IBD) com frequência semelhante à mapeamentos de uso e cobertura do solo (UCS).

- Modelagem de nicho não foi capaz de explicar a divergência genética para as populações (exceção para *Myrocarpus frondosus*), calculada por meio de marcadores neutros.

- Para uso e cobertura do solo, a maioria dos casos (seis de nove) detectou efeitos em ambos os anos estudados (1985 e 2010).

- Mesmo com a longevidade das espécies arbóreas estudadas, já foram encontrados efeitos de uso e cobertura do solo na conectividade genética das espécies, inclusive na coorte de indivíduos adultos.

- Na coorte regenerante, o uso e cobertura do solo passou a ser importante para *Araucaria angustifolia* e *Dicksonia sellowiana*. As espécies *Apuleia leiocarpa* e *Podocarpus lambertii* mantiveram o comportamento apresentado para a coorte adulta, enquanto houveram diferenças para as outras quatro espécies, indicando que pode existir uma dinâmica entre gerações.

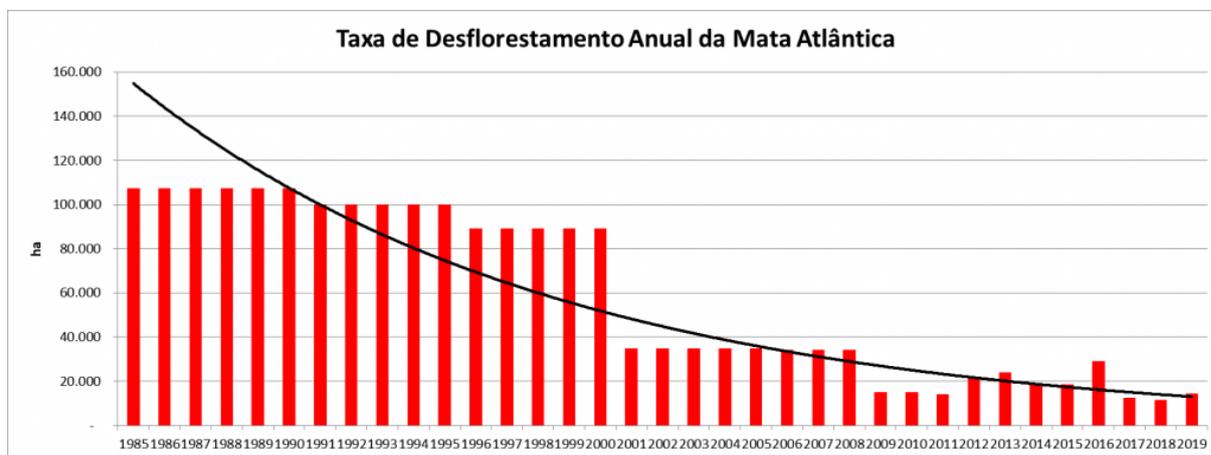
Fatores abióticos (IBD, altitude, declividade) foram detectados como importantes na diversidade genética e estrutura genética espacial de sete das 13 espécies estudadas, provavelmente por influências históricas nas expansões populacionais e distribuição espacial das espécies.

Todavia, o efeito de modificações antrópicas na paisagem, analisado por meio de mapeamentos de UCS, teve uma proporção semelhante (oito das 13 espécies). Árvores possuem efeitos que amenizam os impactos humanos recentes na diversidade genética, como extensivo fluxo gênico, longevidade e sobreposição de gerações, porém já estão começando a demonstrar sinais negativos da redução de habitats e da fragmentação. Quatro das 13 espécies estudadas estão em estado mais crítico: *Butia catarinensis*, *B. eriospatha*, *Cedrella fissilis* e *Ocotea odorifera*. Para estas quatro espécies a interferência do uso e cobertura do solo já foi detectada para a coorte de indivíduos adultos, e necessitam de ações mais urgentes. Também é importante estudar a maioria das espécies que for possível, tendo em vista que cada uma pode ser afetada de maneira diferenciada devido à suas características ecológicas, histórico de uso e a paisagem em que estão inseridas.

As pressões antrópicas responsáveis pelos efeitos negativos na biodiversidade são, principalmente, a redução de habitats e fragmentação (PRIMACK, 2004), e ainda não foram cessadas em totalidade. No bioma Mata Atlântica, houve uma tendência de redução de desmatamento desde os anos de 1985 até hoje, com uma queda expressiva em suas taxas a partir do ano de 2000 (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2018), mas com um crescimento de 27,2% no período de 2018-2019 quando comparado com 2017-2018 (Figura 3.20). No estado de Santa Catarina, houve uma redução de 29,7% de desmatamentos entre os anos de 2016-2017 em comparação com 2015-2016, mas um aumento de 52,1% no período de 2017-2018 quando comparado com o ano anterior (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2019). As alterações na paisagem ainda existem, atuando no sentido de redução de florestas, que é justamente a categoria de menor resistência nos modelos testados.

A maioria (71%) dos pedidos de supressão da vegetação para a Mata Atlântica é para um uso econômico alternativo do solo, principalmente reflorestamentos e agropecuária (SIMINSKI; FANTINI, 2011), o que pode explicar o crescimento dessa categoria entre os anos de 1985 e 2010 (Tabela 3.2). Ambientes florestais fornecem serviços ecossistêmicos de alto valor estimado (COSTANZA, 2000; COSTANZA et al., 1997), porém se não houverem incentivos financeiros para quem conserva remanescentes florestais, haverá uma preferência pela conversão de áreas, estas que apresentam maiores valores de resistência ao fluxo gênico.

Além disso, a população mundial está crescendo e, por si só, pode ser um bom descritor de ameaça e perda de biodiversidade (CRUTZEN, 2002; MCKEE et al., 2003).



**Figura 3.20** Taxa de desflorestamento anual (em ha) do bioma Mata Atlântica no período de 1985-2019. Fonte: Fundação SOS Mata Atlântica.

Existe a necessidade de se conciliar o espaço dos seres humanos com o restante da natureza, e incluir isso em planejamentos futuros. Ambientes mais permeáveis e favoráveis ao estabelecimento e fluxo gênico de espécies florestais podem ser criados artificialmente, na tentativa de tornar feições da paisagem não florestais (e.g., cidades, agricultura) em ambientes menos contrastantes e que, primeiramente, facilitem o fluxo de polinizadores e dispersores. Isso pode ser realizado dentro das cidades, aumentando o número de árvores na arborização urbana, em praças e/ou em parques, ou inclusive criar mais praças e parques. Todavia, áreas urbanas ocupam uma área pequena (0,5%) quando comparado com as outras categorias de UCS, principalmente a agropecuária (> 40%) e reflorestamentos (crescimento expressivo entre 1985-2010, de  $\approx 1\%$  para  $\approx 5\%$ ; Tabela 3.2). Para a agropecuária, é possível integrar áreas produtivas com espécies florestais, como exemplificado pelo uso de sistemas agroflorestais (SAF). No caso de propriedades privadas que mantêm florestas (áreas de Preservação Permanente – APP, Reserva Legal – RL), elas podem possuir o mesmo nível de diversidade genética que unidades de conservação (e.g., MONTAGNA et al., 2018; NOVELLO et al., 2018; ZECHINI et al., 2018) e, por consequência, potencial para conservação. Já no caso de reflorestamentos, existe a possibilidade de utilizar espécies nativas ao invés de exóticas, que provavelmente serão locais mais atrativos para os polinizadores e dispersores e, por consequência, apresentar menor resistência ao fluxo gênico.

Políticas públicas que reconheçam e influenciem essas práticas descritas no parágrafo anterior são recomendadas e necessárias, para que assim não sejam demandadas ações corretivas e de maiores riscos, impactos e custos no futuro. Para várias delas se faz necessário o uso de sementes apropriadas, ao menos, a partir de áreas de coleta de sementes que garantam representatividade e “qualidade genética”. Assim, no planejamento dessa etapa, é importante que a coleta de sementes respeite critérios (e.g., MONTAGNA et al., 2019) para que a conservação da diversidade genética seja efetivamente atingida.

Como possibilidade de avanço para esse capítulo, ainda é possível testar outras variáveis de paisagem, como diferença de altitude entre duas populações, densidade populacional humana e cobertura florestal, que, eventualmente, possam ser interessantes para explicar a conectividade e a divergência genética entre as populações estudadas. Também é possível trabalhar as mesmas variáveis com uma resolução de 100 m ao invés de 1 km. Por fim, também são sugeridos estudos de genética de paisagens focados nos vetores do fluxo gênico, sejam abióticos ou bióticos (animais e insetos), dos quais espécies florestais dependem.

## REFERÊNCIAS

- ADAMS, R. V et al. Influence of landscape features on the microgeographic genetic structure of a resident songbird. **Heredity**, v. 117, n. 2, p. 63–72, 24 ago. 2016.
- AHRENS, C. W.; BYRNE, M.; RYMER, P. D. Standing genomic variation within coding and regulatory regions contributes to the adaptive capacity to climate in a foundation tree species. **Molecular Ecology**, p. mec.15092, 13 maio 2019.
- ARAÚJO, M.; NEW, M. Ensemble forecasting of species distributions. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 22, n. 1, p. 42–47, jan. 2007.
- AULER, N. M. F. et al. The genetics and conservation of *Araucaria angustifolia*: I. Genetic structure and diversity of natural populations by means of non-adaptive variation in the state of Santa Catarina, Brazil. **Genetics and Molecular Biology**, v. 25, n. 3, p. 329–338, 2002.
- BALKENHOL, N.; FORTIN, M.-J. Basics of study design: sampling landscape heterogeneity and genetic variation for landscape genetic studies. In: **Landscape genetics: concepts, methods and applications**. [s.l: s.n.]. p. 58–76.
- BARTON, K. **MuMIn: Multi-Model Inference**, 2018. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=MuMIn>>
- BEALS, E. W. Vegetational change along altitudinal gradients. **Science**, v. 165, n. 3897, p. 981–985, 1969.
- BEHLING, H. Investigations into the late Pleistocene and Holocene history of vegetation and climate in Santa Catarina (South Brazil). **Vegetation History and Archaeobotany**, v. 4, n. 3, p. 127–152, 1995.
- BEHLING, H. Late Quaternary vegetation, climate and fire history of the Araucaria forest and campos region from Serra Campos Gerais, Paraná State (South Brazil). **Review of Palaeobotany and Palynology**, v. 97, n. 1, p. 109–121, 1997.
- BEHLING, H. et al. Late Quaternary Araucaria forest, grassland (Campos), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambará do Sul core in southern Brazil. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 203, n. 3, p. 277–297, 2004.
- BEHLING, H.; BAUERMANN, S. G.; NEVES, P. C. P. Holocene environmental changes in the São Francisco de Paula region, southern Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 14, n. 6, p. 631–639, 2001.
- BERNARDI, A. P. **Aspectos ecológicos e filogeográficos de *Podocarpus lambertii* Klotzch**

- Ex Endl.** [s.l.] Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), 2019.
- 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.
- BERNARDI, A. P. et al. Phylogeography and species distribution modeling reveal a historic disjunction for the conifer *Podocarpus lambertii*. **Tree Genetics & Genomes**, v. 16, n. 3, p. 40, 18 jun. 2020.
- BITENCOURT, A. L. V.; KRAUSPENHAR, P. M. Possible prehistoric anthropogenic effect on *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze expansion during the late Holocene. **Revista Brasileira de Paleontologia**, v. 9, n. 1, p. 109–116, 2006.
- BITTENCOURT, J. V. M.; SEBBENN, A. M. Genetic effects of forest fragmentation in high-density *Araucaria angustifolia* populations in Southern Brazil. **Tree Genetics & Genomes**, v. 5, n. 4, p. 573–582, 2009.
- BRASIL. Lei 12.651, de 25 de Maio de 2012. . 2012.
- BREED, M. F. et al. Priority actions to improve provenance decision-making. **BioScience**, v. 68, n. 7, p. 510–516, 1 jul. 2018.
- BROADHURST, L. M. et al. Seed supply for broadscale restoration: maximizing evolutionary potential. **Evolutionary Applications**, set. 2008.
- BURCZYK, J.; DIFAZIO, S. P.; ADAMS, W. T. Gene flow in forest trees: how far do genes really travel? **Forest Genetics**, v. 11, n. 3–4, p. 179–192, 2004.
- BURNHAM, A.; ANDERSON, D. R. **Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach**. 2<sup>a</sup> ed. ed. [s.l.] Springer-Verlag, 2002.
- CANDIDO-RIBEIRO, R. **Aspectos históricos, demográficos, morfológicos e genéticos de populações de *Butia eriospatha* (Martius ex. Drude) Beccari (Arecaceae) em paisagens contrastantes no planalto serrano de Santa Catarina**. [s.l: s.n.].
- CARPENTER, G.; GILLISON, A. N.; WINTER, J. DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. **Biodiversity and Conservation**, v. 2, n. 6, p. 667–680, dez. 1993.
- CARVALHO, C. S. et al. Contemporary and historic factors influence differently genetic differentiation and diversity in a tropical palm. **Heredity**, v. 115, n. 3, p. 216–224, 15 set. 2015.
- CASTILLA, A. R. et al. Elevation, not deforestation, promotes genetic differentiation in a pioneer tropical tree. **PLOS ONE**, v. 11, n. 6, p. e0156694, 9 jun. 2016.

- CHANDRA, A. K. et al. The electrical resistance of a graph captures its commute and cover times. **Computational Complexity**, v. 6, n. 4, p. 312–340, dez. 1996.
- CHÁVEZ-PESQUEIRA, M. et al. Habitat fragmentation threatens wild populations of *Carica papaya* (Caricaceae) in a lowland rainforest. **American Journal of Botany**, v. 101, n. 7, p. 1092–1101, 1 jul. 2014.
- CLARKE, R. T.; ROTHERY, P.; RAYBOULD, A. F. Confidence limits for regression relationships between distance matrices: estimating gene flow with distance. **Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics**, v. 7, n. 3, p. 361–372, set. 2002.
- CLEMENT, C. R. 1492 and the loss of amazonian crop genetic resources. I. The relation between domestication and human population decline. **Economic Botany**, v. 53, p. 188, 1999.
- CONSEMA. **Resolução Consema 51, de 05 de dezembro de 2014. Lista oficial das espécies da flora ameaçada de extinção no estado de Santa Catarina**. Disponível em: <<http://www.sds.sc.gov.br/index.php/biblioteca/consema/legislacao/resolucoes/325-resolucao-consema-no-512014-1/file>>.
- COSTA, N. C. F. DA. **Estrutura genética espacial, sistema de reprodução e fluxo de pólen em *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze em pequenas populações remanescentes em paisagem de campo e plantios florestais**. [s.l.] Universidade do Estado de Santa Catarina, 2014.
- COSTANZA, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Ecological Economics**, v. 25, n. 1, p. 3–15, abr. 1997.
- COSTANZA, R. Social goals and the valuation of ecosystem services. **Ecosystems**, v. 3, p. 4–10, 2000.
- CRUTZEN, P. J. Geology of mankind. **Nature**, v. 415, n. 6867, p. 23–23, jan. 2002.
- CUSHMAN, S. A. et al. Landscape genetic connectivity in a riparian foundation tree is jointly driven by climatic gradients and river networks. **Ecological Applications**, v. 24, n. 5, p. 1000–1014, jul. 2014.
- CUSHMAN, S. A.; LANDGUTH, E. L. Scale dependent inference in landscape genetics. **Landscape Ecology**, v. 25, n. 6, p. 967–979, 12 jul. 2010.
- CUSHMAN, S. A.; MCRAE, B. H.; MCGARIGAL, K. Basics of landscape ecology: an introduction to landscapes and population processes for landscape geneticists. In: BALKENHOL, N. et al. (Eds.). **Landscape genetics: concepts, methods and applications**. [s.l.] Willey Blackwell, 2016. p. 11–34.

- DRIEZEN, K. et al. Evaluating least-cost model predictions with empirical dispersal data: a case-study using radiotracking data of hedgehogs (*Erinaceus europaeus*). **Ecological Modelling**, v. 209, n. 2–4, p. 314–322, dez. 2007.
- DYER, R. J. Landscapes and plant population genetics. In: BALKENHOL, N. et al. (Eds.). . **Landscape genetics: concepts, methods and applications**. [s.l.] Wiley Blackwell, 2016. p. 183–198.
- DYER, R. J.; SORK, V. L. Pollen pool heterogeneity in shortleaf pine, *Pinus echinata* Mill. **Molecular Ecology**, v. 10, p. 859–866, 2001.
- EMEL, S. L. et al. Comparative landscape genetics of two endemic torrent salamander species, *Rhyacotriton kezeri* and *R. variegatus*: implications for forest management and species conservation. **Conservation Genetics**, 5 abr. 2019.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487–515, nov. 2003.
- FARBER, O.; KADMON, R. Assessment of alternative approaches for bioclimatic modeling with special emphasis on the Mahalanobis distance. **Ecological Modelling**, v. 160, n. 1–2, p. 115–130, fev. 2003.
- FARR, T. G. et al. The shuttle radar topography mission. **Reviews of Geophysics**, v. 45, p. 1–33, 2007.
- FICK, S. E.; HIJMANS, R. J. Worldclim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, 2017.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2016-2017: relatório técnico**. São Paulo: [s.n.].
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2017-2018: relatório técnico. p. 65, 2019.
- GHAREHAGHAJI, M. et al. Effects of landscape features on gene flow of valley oaks (*Quercus lobata*). **Plant Ecology**, v. 218, n. 4, p. 487–499, 4 abr. 2017.
- HALE, M. L.; BURG, T. M.; STEEVES, T. E. Sampling for microsatellite-based population genetic studies: 25 to 30 individuals per population is enough to accurately estimate allele frequencies. **PLoS ONE**, v. 7, n. 9, p. e45170, 2012.
- HAMBLER, C.; CANNEY, S. M. **Conservation**. [s.l.] Cambridge University Press, 2013.
- HARTL, D. L.; CLARK, A. G. **Principles of population genetics**. 4th. ed. Sunderland: Sinauer associates, 2007.
- HERRERA, C. M.; BAZAGA, P. Adding a third dimension to the edge of a species' range:

- altitude and genetic structuring in mountainous landscapes. **Heredity**, v. 100, p. 275–285, 2008.
- HIJMANS, R. J. et al. **dismo: Species Distribution Modeling**, 2017. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=dismo>>
- HIJMANS, R. J. **raster: geographic data analysis and modeling**, 2018. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=raster>>
- IBGE. **Densidade demográfica - 1:5.000.000**. [s.l.: s.n.].
- IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020-3**, 2020. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>
- JAFFÉ, R. et al. Landscape genetics of a tropical rescue pollinator. **Conservation Genetics**, v. 17, n. 2, p. 267–278, 16 abr. 2016a.
- JAFFÉ, R. et al. Beekeeping practices and geographic distance, not land use, drive gene flow across tropical bees. **Molecular Ecology**, v. 25, n. 21, p. 5345–5358, nov. 2016b.
- JAFFÉ, R. et al. Conserving relics from ancient underground worlds: assessing the influence of cave and landscape features on obligate iron cave dwellers from the Eastern Amazon. **PeerJ**, v. 6, p. e4531, 20 mar. 2018.
- JAFFÉ, R. et al. Landscape genomics to the rescue of a tropical bee threatened by habitat loss and climate change. **Evolutionary Applications**, p. e12794, 10 abr. 2019.
- JENKINS, D. G. et al. A meta-analysis of isolation by distance: relic or reference standard for landscape genetics? **Ecography**, maio 2010.
- JOHNSON, J. S. et al. Landscape genomic insights into the historic migration of mountain hemlock in response to Holocene climate change. **American Journal of Botany**, v. 104, n. 3, p. 439–450, mar. 2017.
- KALINOWSKI, S. T. Do polymorphic loci require large sample sizes to estimate genetic distances? **Heredity**, v. 94, n. 1, p. 33–36, 2005.
- KARATZOGLU, A. et al. kernlab - an S4 package for kernel methods in R. **Journal of Statistical Software**, v. 11, n. 9, p. 1–20, 2004.
- KLINGA, P. et al. Landscape genetics highlight the importance of sustainable management in European mountain spruce forests: a case study on Western capercaillie. **European Journal of Forest Research**, v. 136, n. 5–6, p. 1041–1050, 6 dez. 2017.
- KRAMER, A. T. et al. The paradox of forest fragmentation genetics. **Conservation Biology**, v. 22, n. 4, p. 878–885, 2008.
- LANDGUTH, E. L. et al. Quantifying the lag time to detect barriers in landscape genetics.

- Molecular Ecology**, v. 19, n. 19, p. 4179–4191, 2010.
- LANES, É. C. et al. Landscape genomic conservation assessment of a narrow-endemic and a widespread morning glory from amazonian savannas. **Frontiers in Plant Science**, v. 9, 7 maio 2018.
- LAUTERJUNG, M. B. **Evidências genéticas da ação antrópica pré-colombiana sobre a expressão da *Araucaria angustifolia***. [s.l: s.n.].
- LAUTERJUNG, M. B. et al. Phylogeography of Brazilian pine (*Araucaria angustifolia*): integrative evidence for pre-Columbian anthropogenic dispersal. **Tree Genetics & Genomes**, v. 14, n. 3, p. 36, 2018.
- 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, p. 144–150, mar. 2019.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. F. J. **Numerical ecology**. Oxford: Elsevier, 2012. v. 24
- LEVIN, D. A.; KERSTER, H. W. Gene flow in seed plants. In: **Evolutionary biology. Vol. 7**. London: Plenum Press, 1974. p. 139–220.
- LOMOLINO, M. V. Elevation gradients of species-density: historical and prospective views. **Global Ecology & Biogeography**, v. 10, p. 3–13, 2001.
- LOWE, A. J. et al. Genetic resource impacts of habitat loss and degradation; reconciling empirical evidence and predicted theory for neotropical trees. **Heredity**, v. 95, n. 4, p. 255–273, 2005.
- LOWE, A. J. et al. The resilience of forest fragmentation genetics — no longer a paradox — we were just looking in the wrong place. **Heredity**, v. 115, n. 2, p. 97–99, 15 ago. 2015.
- MANEL, S.; HOLDEREGGER, R. Ten years of landscape genetics. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, n. 10, p. 614–621, out. 2013.
- MANTEL, N. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. **Cancer Research**, v. 27, n. 2 Part 1, p. 209–220, 1967.
- MARKL, J. S. et al. Meta-analysis of the effects of human disturbance on seed dispersal by animals. **Conservation Biology**, v. 26, n. 6, p. 1072–1081, dez. 2012.
- MCCARTNEY-MELSTAD, E.; VU, J. K.; SHAFFER, H. B. Genomic data recover previously undetectable fragmentation effects in an endangered amphibian. **Molecular Ecology**, v. 27, n. 22, p. 4430–4443, nov. 2018.
- 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, 2005.

- MCKEE, J. K. et al. Forecasting global biodiversity threats associated with human population growth. **Biological Conservation**, v. 115, n. 1, p. 161–164, jan. 2003.
- MCRAE, B. H. Isolation by resistance. **Evolution**, v. 60, n. 8, p. 1551–1561, ago. 2006.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis**. Washington, DC: [s.n.].
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Portaria nº 443, de 17 de dezembro de 2014**, 2014.
- 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, Vol. VII, Espécies arbóreas raras de Santa Catarina**. Blumenau: Edifurb, 2018a. p. 159–241.
- MONTAGNA, T. **Fundamentos ecológicos e genéticos para a conservação de *Ocotea catharinensis* Mez**. [s.l.] Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), 2018.
- MONTAGNA, T. et al. Spatial genetic structure, population dynamics and spatial patterns in the distribution of *Ocotea catharinensis* Mez. from southern Brazil: implications for conservation. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 48, n. 5, p. 506–516, 2018b.
- MONTAGNA, T. et al. Guidelines for seed collection of *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze: a genetic, demographic and geographic approach. **Forest Ecology and Management**, v. 438, p. 10–17, abr. 2019.
- MUNSHI-SOUTH, J. Urban landscape genetics: canopy cover predicts gene flow between white-footed mouse (*Peromyscus leucopus*) populations in New York City. **Molecular Ecology**, v. 21, n. 6, p. 1360–1378, mar. 2012.
- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. February, p. 853–858, 2000.
- NAKAGAWA, S.; SCHIELZETH, H. A general and simple method for obtaining  $R^2$  from generalized linear mixed-effects models. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 4, n. 2, p. 133–142, 2013.
- NAZARENO, A. G.; DICK, C. W.; LOHMANN, L. G. Wide but not impermeable: Testing the riverine barrier hypothesis for an Amazonian plant species. **Molecular Ecology**, v. 26, n. 14, p. 3636–3648, jul. 2017.
- NAZARENO, A. G.; DOS REIS, M. S. Where did they come from? Genetic diversity and forensic investigation of the threatened palm species *Butia eriospatha*. **Conservation Genetics**, v. 15, n. 2, p. 441–452, 22 abr. 2014.

- NAZARENO, A. G.; REIS, M. S. DOS. At risk of population decline? An ecological and genetic approach to the threatened palm species *Butia eriospatha* (Arecaceae) of southern Brazil. **Journal of Heredity**, v. 105, n. 1, p. 120–129, 2014.
- NIX, H. A. A biogeographic analysis of Australian elapid snakes. In: LONGMORE, R. (Ed.). **Atlas of Elapid Snakes of Australia**. Canberra: Australian Government Publishing Service, 1986. p. 4–15.
- NOVELLO, M. et al. Genetic conservation of a threatened Neotropical palm through community-management of fruits in agroforests and second-growth forests. **Forest Ecology and Management**, v. 407, p. 200–209, 2018.
- OHNISHI, N. et al. Landscape heterogeneity in landform and land use provides functional resistance to gene flow in continuous Asian black bear populations. **Ecology and Evolution**, v. 9, n. 8, p. 4958–4968, 5 abr. 2019.
- OKSANEN, J. et al. **vegan: community ecology package. R package version 2.3-5.**, 2016. Disponível em: <<http://cran.r-project.org/package=vegan>>
- ORTEGO, J. et al. Influence of environmental heterogeneity on genetic diversity and structure in an endemic southern Californian oak. **Molecular Ecology**, v. 21, n. 13, p. 3210–3223, jul. 2012.
- PETERMAN, W. E. et al. Ecological resistance surfaces predict fine-scale genetic differentiation in a terrestrial woodland salamander. **Molecular Ecology**, v. 23, n. 10, p. 2402–2413, maio 2014.
- PETERMAN, W. E. ResistanceGA : An R package for the optimization of resistance surfaces using genetic algorithms. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 9, n. 6, p. 1638–1647, jun. 2018.
- PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, v. 190, n. 3–4, p. 231–259, jan. 2006.
- PHILLIPS, S. J.; DUDÍK, M.; SCHAPIRE, R. E. **A maximum entropy approach to species distribution modeling**. Twenty-first international conference on Machine learning - ICML '04. **Anais...**New York, New York, USA: ACM Press, 2004Disponível em: <<http://portal.acm.org/citation.cfm?doid=1015330.1015412>>
- PINHEIRO, J. et al. **nlme: linear and nonlinear mixed effects models**, 2018. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=nlme>>
- POPE, N. **corMLPE: A correlation structure for symmetric relational data**, 2019.

- POUGET, M. et al. Conservation unit allows assessing vulnerability and setting conservation priorities for a Mediterranean endemic plant within the context of extreme urbanization. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, n. 2, p. 293–307, 4 fev. 2017.
- PRIMACK, R. B. **A primer of conservation biology**. Sunderland: Sinauer associates, 2004.
- PROJETO MAPBIOMAS. **Coleção 4 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**.
- PROJETO MAPBIOMAS. **Coleção 5 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>. Vienna, Austria, 2020. Disponível em: <<http://www.r-project.org/>>
- REIS, M. S. DOS et al. Variação genética em populações naturais de palmitreiro (*Euterpe edulis* Martius - Arecaceae) na Floresta Ombrófila Densa. **Sellowia**, v. 49–52, p. 131–149, 2000.
- REIS, M. S. DOS 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, vol. 1, Diversidade e Conservação dos remanescentes florestais**. Blumenau: Edifurb, 2012. v. 1p. 143–169.
- REIS, M. S. DOS; LADIO, A.; PERONI, N. Landscapes with Araucaria in South America: evidence for a cultural dimension. **Ecology and Society**, v. 19, n. 2, p. art43, 2014.
- REITZ, R.; KLEIN, R. M. Araucariáceas. In: REITZ, R. (Ed.). **Flora Ilustrada Catarinense**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1966. p. 62.
- REITZ, R.; KLEIN, R. M.; REIS, A. Projeto madeira de Santa Catarina. **Sellowia**, v. 28–30, 1978.
- REVELLE, W. **psych: procedures for psychological, psychometric, and personality research**, 2018. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=psych>>
- RHODES, M. K.; FANT, J. B.; SKOGEN, K. A. Local Topography Shapes Fine-Scale Spatial Genetic Structure in the Arkansas Valley Evening Primrose, *Oenothera harringtonii* (Onagraceae). **Journal of Heredity**, v. 105, n. 6, p. 900–909, 2014.
- RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.
- ROUSSET, F. Genetic differentiation and estimation of gene flow from F-Statistics under

- isolation by distance. **Genetics**, v. 145, n. 4, p. 1219–1228, 1997.
- SAEKI, I. et al. Landscape genetics of a threatened maple, *Acer miyabei*: implications for restoring riparian forest connectivity. **Biological Conservation**, v. 220, p. 299–307, abr. 2018.
- SANTOS, A. S. et al. Lessons from a palm: genetic diversity and structure in anthropogenic landscapes from Atlantic Forest, Brazil. **Conservation Genetics**, v. 16, n. 6, p. 1295–1302, 2015.
- SANTOS, A. S. et al. Landscape-scale deforestation decreases gene flow distance of a keystone tropical palm, *Euterpe edulis* Mart (Arecaceae). **Ecology and Evolution**, p. 1–13, 2016.
- SEBBENN, A. M. Sistema de reprodução em espécies arbóreas tropicais e suas implicações para a seleção de árvores matrizes para reflorestamentos ambientais. In: HIGA, A. R.; SILVA, L. D. (Eds.). . **Pomar de sementes de espécies florestais nativas**. Curitiba: FUFPEF, 2006. p. 93–138.
- SIMINSKI, A.; FANTINI, A. C. A Mata Atlântica cede lugar a outros usos da terra em Santa Catarina, Brasil. **Biotemas**, v. 23, n. 2, p. 51–59, 2011.
- SLATKIN, M. Isolation by distance in equilibrium and non-equilibrium populations. **Evolution**, v. 47, n. 1, p. 264, fev. 1993.
- SOBRAL-SOUZA, T.; LIMA-RIBEIRO, M. S.; SOLFERINI, V. N. Biogeography of Neotropical Rainforests: past connections between Amazon and Atlantic Forest detected by ecological niche modeling. **Evolutionary Ecology**, v. 29, n. 5, p. 643–655, 3 set. 2015.
- SORK, V. L. et al. Landscape genomic analysis of candidate genes for climate adaptation in a California endemic oak, *Quercus lobata*. **American Journal of Botany**, v. 103, n. 1, p. 33–46, jan. 2016.
- SOUZA, C. M. et al. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with Landsat archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, 25 ago. 2020.
- SPEAR, S. F. et al. Use of resistance surfaces for landscape genetic studies: considerations for parameterization and analysis. **Molecular Ecology**, v. 19, n. 17, p. 3576–3591, set. 2010.
- SPEAR, S. F.; CUSHMAN, S. A.; MCRAE, B. H. Resistance surface modeling in landscape genetics. In: BALKENHOL, N. et al. (Eds.). . **Landscape Genetics: Concepts, methods and applications**. [s.l.] Wiley Blackwell, 2016. p. 129–148.
- STEFFEN, W.; CRUTZEN, P. J.; MCNEIL, J. R. The Anthropocene: are humans now

- overwhelming the great forces of nature? **Ambio**, v. 36, n. 8, p. 614–621, 2007.
- STEINER, F. **Diversidade genética e análise da paisagem de espécies arbóreas da Floresta Estacional Decidual**. [s.l.] Universidade Federal de Santa Catarina, 2014.
- STORFER, A. et al. Landscape genetics: where are we now? **Molecular Ecology**, v. 19, n. 17, p. 3496–3514, set. 2010.
- TAX, D. M. J.; DUIN, R. P. W. Support Vector data description. **Machine Learning**, v. 54, n. 1, p. 45–66, jan. 2004.
- VAN ETTEN, J. R package gdistance: distances and routes on geographical grids. **Journal of Statistical Software**, v. 76, n. 13, 2017.
- VAN ETTEN, J. **gdistance: distances and routes on geographical grids**, 2018. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=gdistance>>
- VAN STRIEN, M. J.; KELLER, D.; HOLDEREGGER, R. A new analytical approach to landscape genetic modelling: least-cost transect analysis and linear mixed models. **Molecular Ecology**, v. 21, n. 16, p. 4010–4023, ago. 2012.
- VIBRANS, A. C. et al. Structure of mixed ombrophyllous forests with *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) under external stress in Southern Brazil. **Revista de Biología Tropical**, v. 59, n. 3, p. 1371–1387, 2011.
- VIBRANS, A. C. et al. Extensão original e atual da cobertura florestal de Santa Catarina. In: VIBRANS, A. C. et al. (Eds.). **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina – Diversidade e conservação dos remanescentes florestais**. Blumenau: Edifurb, 2012. p. 65–78.
- WAGNER, H. H.; FORTIN, M.-J. Basics of spatial data analysis: linking landscape and genetic data for landscape genetic studies. In: BALKENHOL, N. et al. (Eds.). **Landscape genetics: concepts, methods and applications**. [s.l.] Wiley Blackwell, 2016. p. 77–98.
- WRIGHT, S. Isolation by distance. **Genetics**, v. 28, n. 2, p. 114–138, 1943.
- YOUNG, A.; BOYLE, T.; BROWN, T. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. **Tree**, v. 11, n. 10, p. 413–418, 1996.
- YOUNG, A. G.; MERRIAM, H. G.; WARWICK, S. I. The effects of forest fragmentation on genetic variation in *Acer saccharum* Marsh. (sugar maple) populations. **Heredity**, v. 71, p. 277–289, 1993.
- ZECHINI, A. A. et al. Genetic conservation of Brazilian pine (*Araucaria angustifolia*) through traditional land use. **Economic Botany**, v. 72, p. 1–14, 2018.
- ZEDER, M. A. Domestication as a model system for the extended evolutionary synthesis.

**Interface Focus**, v. 7, n. 5, p. 20160133, 6 out. 2017.

ZEILEIS, A.; HOTHORN, T. Diagnostic checking in regression relationships. **R News**, v. 2, n. 3, p. 7–10, 2002.

ZELLMER, A. J.; KNOWLES, L. L. Disentangling the effects of historic vs. contemporary landscape structure on population genetic divergence. **Molecular Ecology**, v. 18, n. 17, p. 3593–3602, set. 2009.



## CAPÍTULO IV. INTEGRAÇÃO DOS RESULTADOS

### RESUMO

Estudando os impactos antrópicos na paisagem em diversos níveis e com diferentes metodologias para cada capítulo, foram detectados consequências negativas na diversidade genética para 11 das 13 espécies estudadas. A partir dos resultados obtidos na tese, o presente capítulo teve como objetivos integrar os resultados obtidos para propor estratégias de uso e conservação das espécies estudadas levando em conta a sua diversidade genética. É destacada a importância de ambientes florestais para espécies florestais. Questões chave para a conservação da diversidade genética são a manutenção de tamanho efetivo populacional ( $N_e$ ) e fluxo gênico entre populações, pensando em evitar a sua perda por deriva. Todavia, existe uma tendência de redução de ambientes florestais, que ameaçam a diversidade genética das espécies arbóreas. A partir disso, são recomendadas ações visando manter e ampliar os ambientes florestais sempre que possível, assim como tornar outros ambientes mais favoráveis para a ocorrência e fluxo gênico de espécies arbóreas. As três principais categorias antrópicas de uso e cobertura do solo (UCS) estudadas que estão substituindo ambientes florestais foram agropecuária, reflorestamentos e áreas urbanas, existindo potencial para atuação em cada uma delas. As principais medidas recomendadas são a restauração de áreas degradadas, uso de sistemas agroflorestais na agropecuária, reflorestamentos com espécies nativas, estabelecimento de áreas de coleta de sementes e integrar a arborização urbana das cidades com a conservação da diversidade genética. São necessárias políticas públicas que apoiem tais práticas de manutenção e ampliação do ambiente florestal, para assim melhorar as chances da conservação da diversidade genética de espécies arbóreas.

**Palavras-chave:** biodiversidade, conservação, diversidade genética, políticas públicas

### 1. INTRODUÇÃO E OBJETIVO

A partir dos demais capítulos, foi possível estudar influências dos impactos antrópicos e de elementos da paisagem na diversidade genética de espécies arbóreas. O objetivo do presente capítulo foi integrar os resultados obtidos visando propor estratégias de uso e conservação para as espécies estudadas levando em conta a sua diversidade genética.

## 2. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 2.1. PRINCIPAIS RESULTADOS

O presente estudo detectou efeitos negativos dos impactos antrópicos na paisagem em diversos níveis, de acordo com cada capítulo. Tais efeitos estão resumidos na Tabela 4.1 para as espécies estudadas.

No Capítulo 1, estudando a dinâmica da diversidade genética dentro das populações, foi detectada a manutenção de índices de fixação superiores a zero ( $p < 0,05$ ) entre as coortes estudadas para *Araucaria angustifolia* e *Ocotea catharinensis*, e a redução da diversidade genética ( $H_e$ ) para *Euterpe edulis*.

No Capítulo 2, foram evidenciadas associações entre a diversidade genética e descritores de dentro dos fragmentos (fitossociológicos) e do seu entorno (área de fragmento e cobertura florestal), o último em maior proporção. Os resultados indicaram uma maior diversidade genética em locais de maior tamanho efetivo populacional ( $N_e$ ), de maior área de fragmento e cobertura florestal inicial (ano de 1985), e de menor perda de área de fragmento e cobertura florestal. Nesse capítulo, também foram observadas associações entre maior diversidade genética e ambientes alterados (menor área de fragmento e cobertura florestal), mas em menor proporção do que o efeito oposto. De maneira geral, os resultados apontaram que ambientes florestais mais bem conservados resguardam uma maior diversidade genética.

Finalmente, no Capítulo 3, estudando os efeitos da matriz de paisagem na diversidade genética, em oito das 13 espécies estudadas ficou evidenciado que o uso e cobertura do solo interfere diretamente no seu fluxo gênico e estrutura genética. Nesses modelos, a categoria de florestas apresenta a menor resistência ao fluxo gênico e, em contrapartida, atividades antrópicas apresentam resistências elevadas.

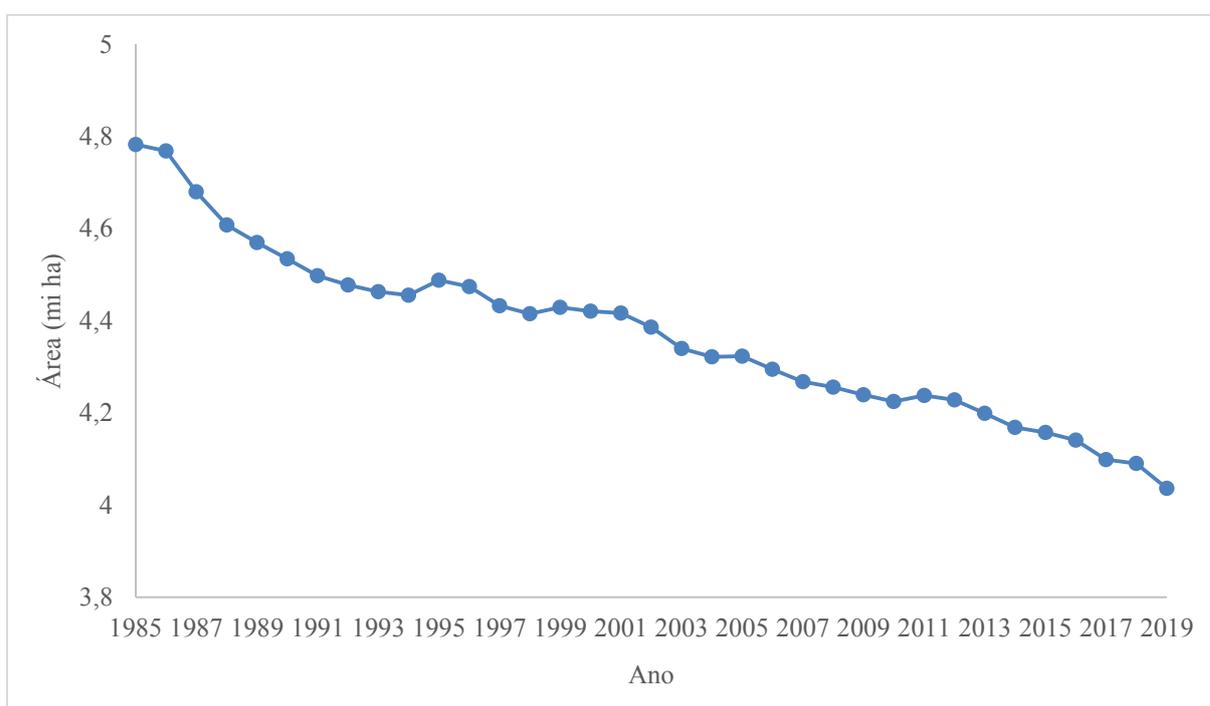
**Tabela 4.1** Resumo de espécies afetadas negativamente por alguma forma de alteração antrópica na paisagem analisada em cada um dos capítulos.

<b>Espécie</b>	<b>Cap. 1</b>	<b>Cap. 2</b>	<b>Cap. 3</b>	<b>Total</b>
<i>Apuleia leiocarpa</i>				
<i>Araucaria angustifolia</i>	x		x	x
<i>Butia catarinensis</i>			x	x
<i>Butia eriospatha</i>		x		x
<i>Calophyllum brasiliense</i>		x		x
<i>Cedrela fissilis</i>		x		x
<i>Dicksonia sellowiana</i>		x	x	x
<i>Euterpe edulis</i>	x	x	x	x
<i>Myrocarpus frondosus</i>				
<i>Ocotea catharinensis</i>	x		x	x
<i>Ocotea odorifera</i>		x	x	x
<i>Ocotea porosa</i>		x	x	x
<i>Podocarpus lambertii</i>			x	x

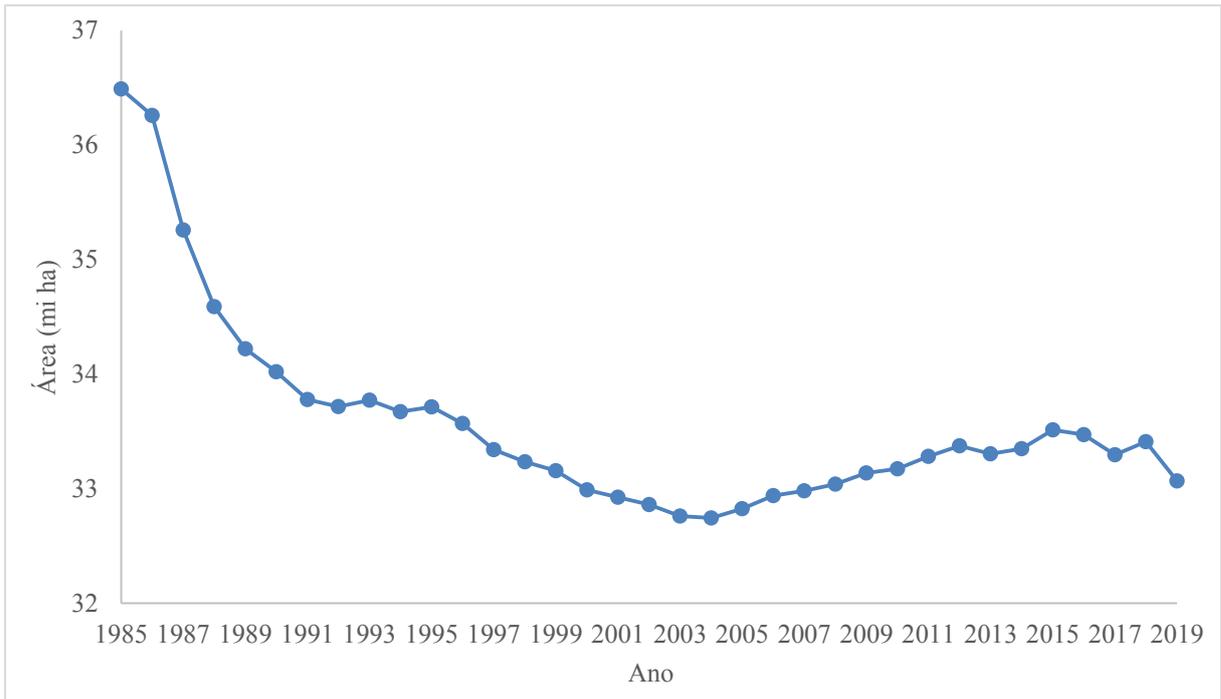
Espécies afetadas negativamente por impactos antrópicos geralmente apresentam sintomas e consequências na diversidade genética em mais de uma área de estudo, que podem atuar em conjunto (vórtice da extinção, Figura 3), o que facilita diagnosticar espécies em que sua conservação está sendo prejudicada. Dentre as variáveis analisadas na tese, foi possível observar reduções de área e fragmentação de hábitat; redução de cobertura florestal; barreiras ou resistência da paisagem ao fluxo gênico; alta divergência genética entre populações (e.g., *Butia eriospatha*,  $F_{ST} = 0,36$ ). Além desses aspectos, as espécies estudadas podem ter sofrido redução no tamanho efetivo populacional por meio de exploração madeireira (ou por alguma outra forma) no passado (REITZ; KLEIN, 1966; REITZ; KLEIN; REIS, 1978); apresentar problemas na pirâmide populacional, indicando descontinuidade demográfica (e.g., *Butia eriospatha*, ausência de indivíduos da classe juvenil; CANDIDO-RIBEIRO, 2017); possuir baixas densidades demográficas quando comparadas com o passado (e.g., *Ocotea catharinensis*, MONTAGNA et al., 2018b); ocorrência pouco abundante a rara (e.g., *B. catarinenses* e *B. eriospatha*, MONTAGNA et al., 2018) ou em ambientes específicos (e.g., *Ocotea catharinensis*, declividade acentuada, MONTAGNA, 2018).

## 2.2. MUDANÇAS NA PAISAGEM

A região de estudo foi o estado de Santa Catarina. Em questão de impactos antrópicos na paisagem quanto a seus ambientes florestais, é uma área privilegiada: foi o segundo estado com maior cobertura florestal da Mata Atlântica no Brasil no período de 2016-2017 (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2018), possuindo estimativas de 28,8% (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2018) e 28,9% (VIBRANS et al., 2012) de remanescentes florestais. Dentro do período analisado no presente estudo, do ano de 1985 até o ano de 2010, houve uma redução na cobertura florestal de 11,66% (4,78 mi ha para 4,22 mi ha; Figura 4.1). Após o período de estudo, a redução foi contínua até 2019, o último ano levantado (Figura 4.1). Já para o bioma Mata Atlântica como um todo (Figura 4.2), houve uma redução expressiva na categoria florestas naturais entre os anos de 1985-1992, um aumento constante nessa categoria no período de 2004-2015, e uma nova tendência de redução desde então.

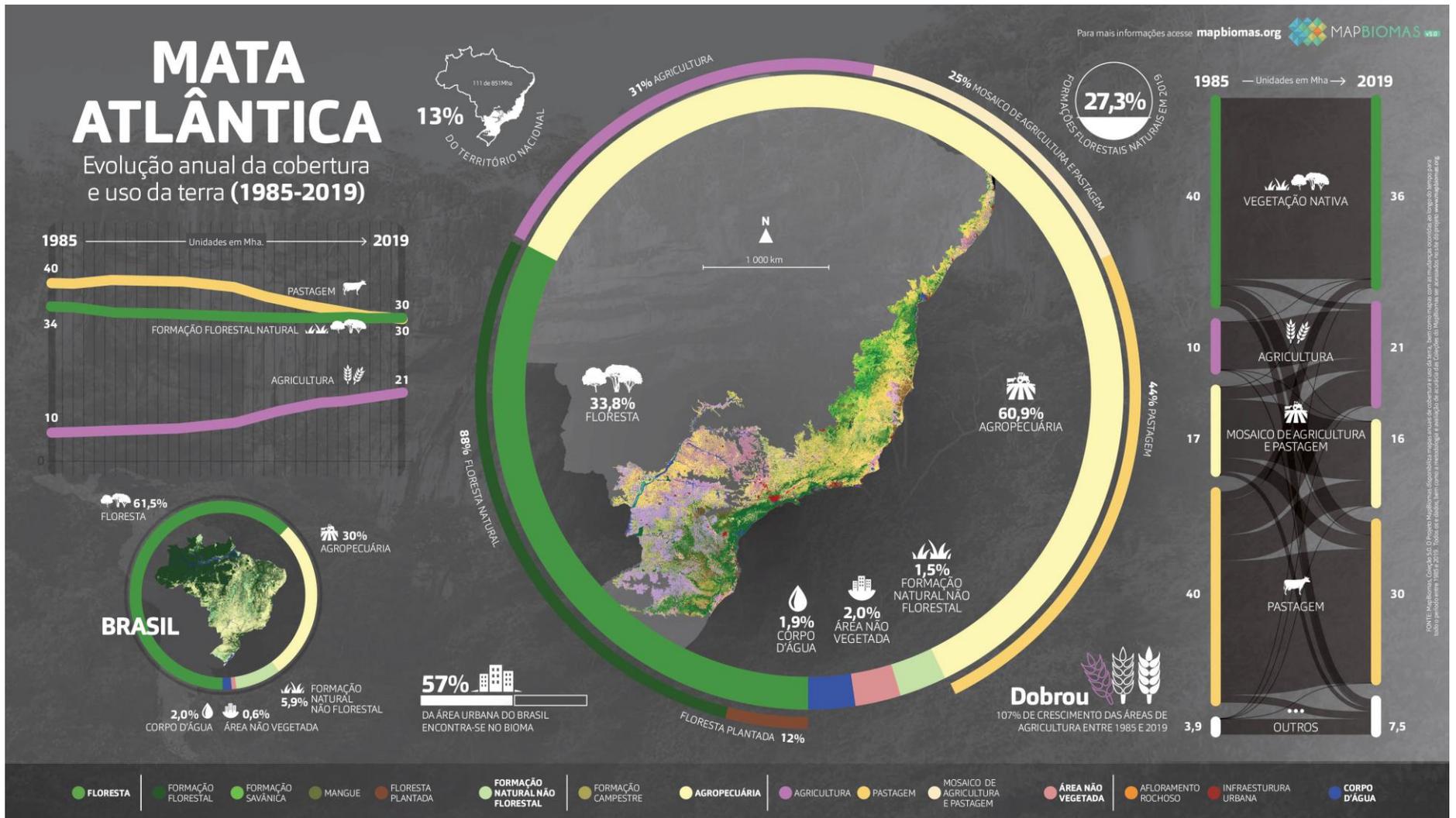


**Figura 4.1** Área (em milhões de hectares) ocupada pela categoria florestas naturais no estado de Santa Catarina no período de 1985-2019. Dados da Coleção 5 do MapBiomas (PROJETO MAPBIOMAS, 2020).



**Figura 4.2** Área (em milhões de hectares) ocupada pela categoria florestas naturais no bioma Mata Atlântica no período de 1985-2019. Dados da Coleção 5 do MapBiomas (PROJETO MAPBIOMAS, 2020).

Na área e no intervalo de tempo estudados, houve conversão de áreas de vegetação nativa para categorias de uso e cobertura do solo de uso econômico (e.g., agropecuária, reflorestamentos, ver capítulo 3), menos adequadas para espécies florestais. O processo de redução e da substituição de habitats florestais para outras atividades criam novos ambientes, que interferem tanto no fluxo gênico entre as espécies quanto no seu estabelecimento. Os habitats criados (agricultura, reflorestamentos com espécies exóticas, cidades) são intensamente manejados e alterados por humanos, e raramente permitem o estabelecimento de novos indivíduos de espécies florestais autóctones. A tendência de substituição de áreas florestais para áreas de maior rentabilidade também é observada para o bioma Mata Atlântica (Figura 4.3, embora reduzida a partir do ano de 2004, Figura 4.2) e para o resto do país (Figura 4.4), no qual certamente espécies não estudadas também estão sendo afetadas negativamente.



**Figura 4.3** Infográfico das alterações de categorias de uso e cobertura do solo para o bioma Mata Atlântica no período de 1985-2019 (PROJETO MAPBIOMAS, 2020). Download em: <https://mapbiomas.org/infograficos-1>

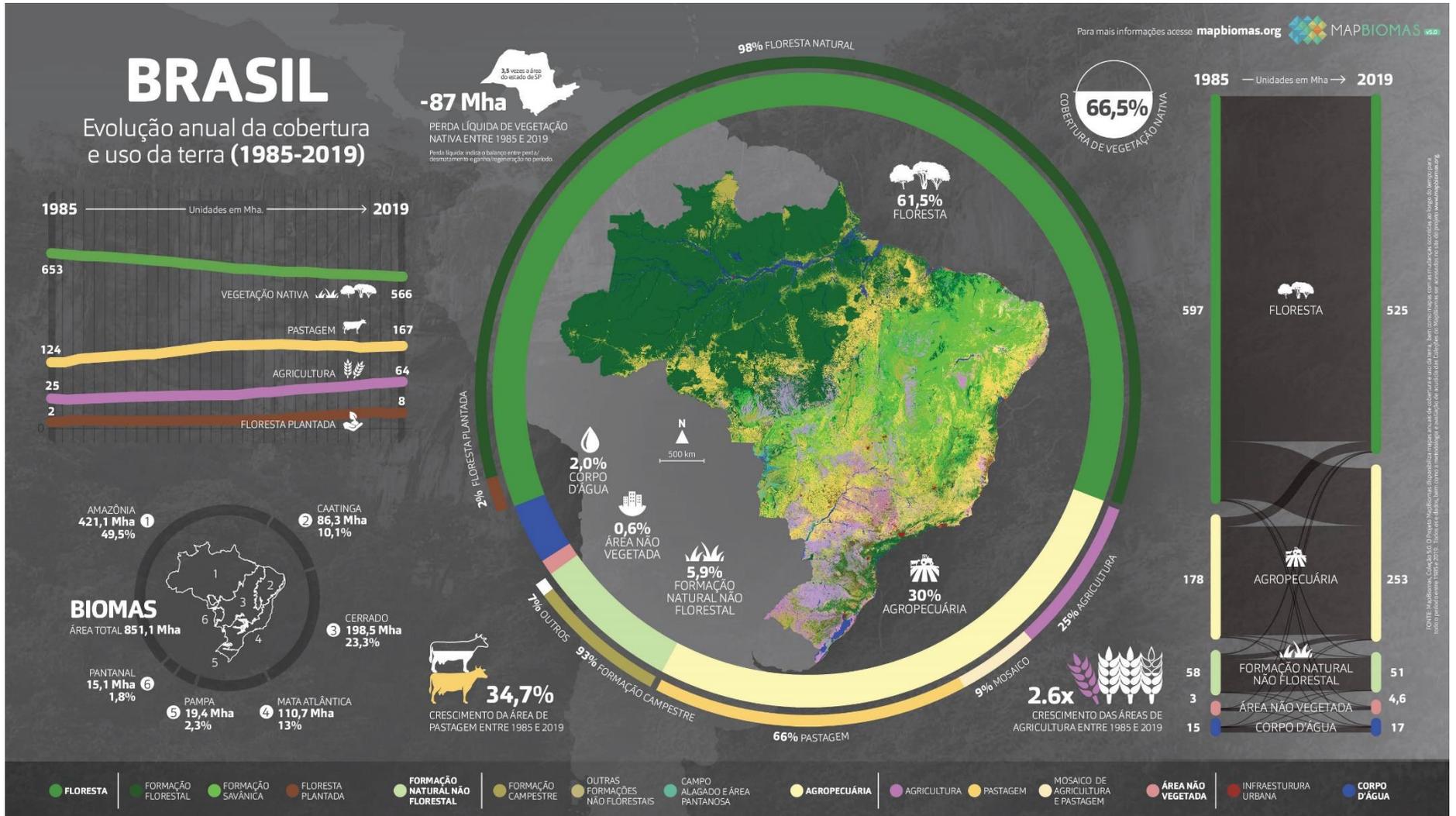
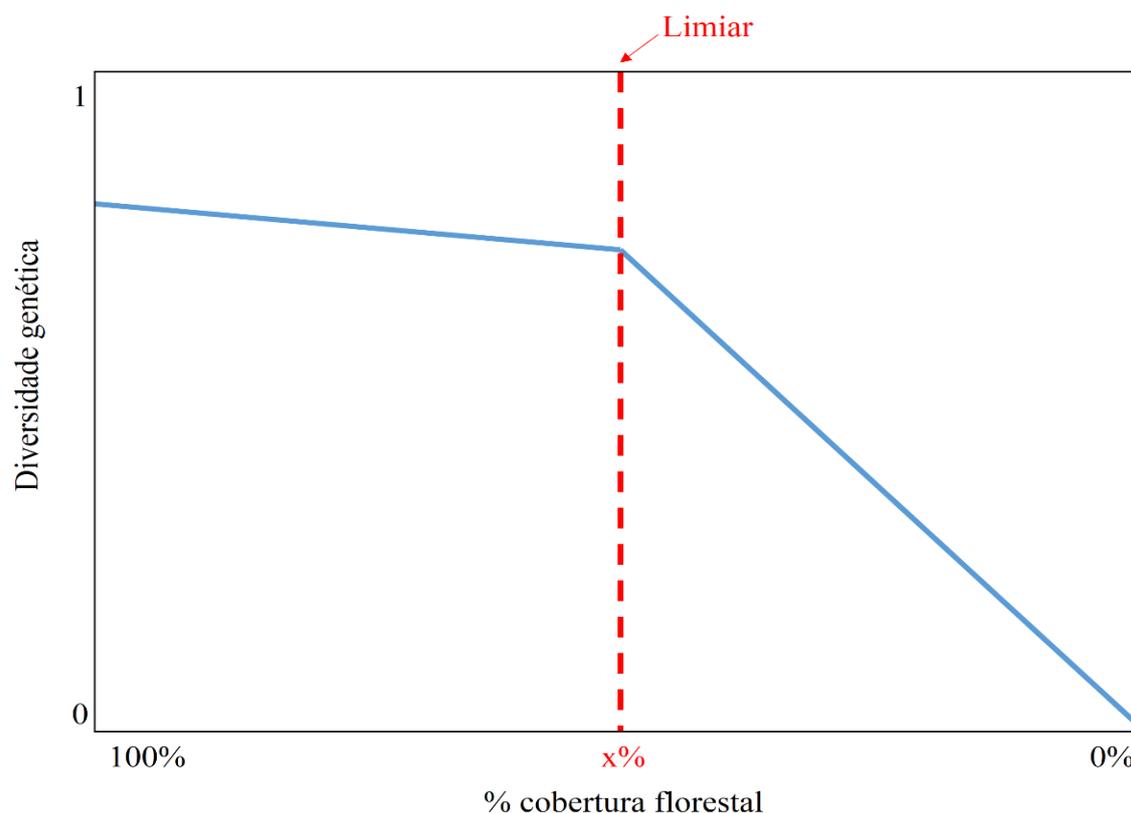


Figura 4.4 Infográfico das alterações de categorias de uso e cobertura do solo para o Brasil no período de 1985-2019 (PROJETO MAPBIOMAS, 2020). Download em: <https://mapbiomas.org/infograficos-1>

Como tendência futura, tem-se o crescimento populacional humano constante, que demanda recursos; o desmatamento de 1,22 mi ha no Brasil no ano de 2019, concentrado nos biomas Amazônia e Caatinga (MAPBIOMAS, 2020); e 20,29 mi ha de áreas com registros de queimadas ou incêndios florestais, concentradas em áreas naturais (14,70 mi ha; PROJETO MAPBIOMAS, 2020). Todos são processos que atuam no sentido de redução de florestas. Tendo em vista os resultados encontrados nos demais capítulos, podemos considerar esse cenário como preocupante para a conservação da diversidade genética de espécies florestais autóctones, de uma maneira generalizada para o país.

Como previamente discutido nos demais capítulos, espécies arbóreas são apontadas como resilientes frente a impactos na sua diversidade genética, por possuírem características como longo tempo de geração, sobreposição de gerações e fluxo gênico amplo (KRAMER et al., 2008; LOWE et al., 2005, 2015), sendo recomendados estudos com regenerantes. Mesmo com essa resiliência, e ainda em um estado com a sua cobertura florestal relativamente bem conservada, com a ampla amostragem utilizada já foram detectados efeitos negativos na sua diversidade genética na maioria das espécies estudadas (Tabela 4.1), inclusive na coorte adulta. Não obstante, fatores históricos ainda podem ter uma influência importante na diversidade genética, não sendo possível estudar de maneira isolada os efeitos antrópicos, o que inclui ruídos nas estimativas. Isso ficou evidenciado nos modelos de isolamento por resistência das superfícies de altitude e declividade no capítulo 3; ou como discutido em outros estudos filogeográficos das espécies (e.g., LAUTERJUNG et al., 2018; BERNARDI et al., 2020).

Por fim, é importante ressaltar que todo o presente estudo analisou somente efeitos lineares. Ainda é possível que a diversidade genética responda de maneira não linear (MURADIAN, 2001; FOLEY et al., 2015; PENG et al., 2017; e.g., WINFREE et al., 2009), e que efeitos se tornem expressivos apenas a partir de limiares desconhecidos (Figura 4.5).



**Figura 4.5** Representação gráfica de como valores a partir de determinado limiar podem influenciar a diversidade genética.

## 2.3. MEDIDAS DE CONSERVAÇÃO ATUAIS

### 2.3.1. Listas de espécies ameaçadas de extinção

O impacto antrópico na paisagem, mensurado principalmente pela redução e fragmentação de áreas e habitats, inclui os principais critérios utilizados para diagnosticar o risco de extinção de espécies e sua inclusão em listas de espécies ameaçadas de extinção (CONSEMA, 2014; IUCN, 2020; MMA, 2014). Espécies arbóreas ameaçadas usualmente possuem restrições quanto ao seu corte ou uso destrutivo (ver item 2.3.4). Contudo, descritores da diversidade genética ainda são pouco utilizados como critérios em tais listas (LAIKRE et al., 2020; HOBAN et al., 2020; GARNER et al., 2020, mas ver II Workshop sobre a lista das espécies da flora catarinense ameaçadas de 2011).

Nesse contexto, o presente estudo demonstra o potencial de inclusão de indicadores de diversidade genética como refinamento e informação adicional para monitorar o risco de

extinção das espécies, assim como reforçar que a redução de habitats afetam negativamente a sua conservação. Com a exceção de *Myrocarpus frondosus* – uma das duas únicas espécies que não apresentaram efeitos negativos decorrentes das alterações estudadas da paisagem sobre a diversidade genética, no presente estudo – todas as outras espécies são classificadas em perigo de extinção por pelo menos uma lista de espécies ameaçadas (Tabela 1 da metodologia geral), na qual a presença de impactos antrópicos negativos sobre a diversidade genética (Tabela 4.1) está em concordância com as classificações das listas.

### **2.3.2. Lei da Mata Atlântica**

A Lei da Mata Atlântica (Lei nº 11.428, BRASIL, 2006) foi estabelecida no ano de 2006, proibindo o desmatamento de florestas primárias e em estágios médios a avançados de sucessão, como já previamente havia sido estabelecido no decreto nº 750 de 1993 (BRASIL, 1993). Como mostram os dados da cobertura florestal do bioma Mata Atlântica (Figura 4.2), a partir do estabelecimento do decreto em 1993, a taxa de desmatamento foi reduzida em comparação com anos anteriores; e a partir da Lei da Mata Atlântica foram até observados aumentos na categoria florestas naturais. Pensando na contenção do desmatamento no bioma Mata Atlântica como um todo, a lei pode ser considerada uma boa medida para a manutenção de ambientes florestais. Todavia, em Santa Catarina, ainda ocorreu a redução constante de vegetação nativa (Figura 4.1), na qual pedidos de supressão são realizados, em maioria, para usos econômicos alternativos (SIMINSKI; FANTINI, 2011).

### **2.3.3. Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza**

Assim como a Lei da Mata Atlântica, a Lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC; Lei nº 9.985, BRASIL, 2000) foi estabelecida no ano de 2000 com o objetivo de preservar a biodiversidade e promover o seu uso sustentável. Para isso, são implantadas de Unidades de Conservação (UC) de diferentes categorias, podendo ser mais ou menos restritas quanto as possíveis ações antrópicas.

Na Mata Atlântica, 3,8% de sua área total está inserida em UCs do SNUC de acordo com os dados de unidades de conservação por bioma do ICMBio (2020), atualizado em julho de 2019. Para Santa Catarina, de acordo com um levantamento realizado por Montagna (comunicação pessoal) em 2018 e também com base nos dados do ICMBio (2020), o estado

possuía 96 UCs divididas nas categorias municipais, estaduais e federais, com área média de 3651,6 ha e mediana de 94,0 ha, ocupando 3,7% do estado (ver também Anexo 5: mapeamento das UCs realizado pelo IBAMA e FATMA). Embora não sejam 100% florestas naturais, destaca-se o tamanho de suas áreas, que comportam alguns dos maiores fragmentos florestais do estado, com menor percentagem de área de borda. Em SC, mais que 80% dos fragmentos florestais tem menos de 50 ha (VIBRANS et al., 2012), e houve uma tendência de fragmentos maiores resguardarem maior diversidade genética no capítulo 2.

Além de grandes áreas, tais fragmentos presentes nas UCs estão relativamente bem conservados e em estágios de sucessão mais avançados (observação pessoal das áreas visitadas). Dentre as 13 espécies estudadas, apenas *Apuleia leiocarpa* e *Myrocarpus frondosus* não apresentaram efeitos negativos em nenhum dos capítulos analisados (Tabela 4.1). Ambas são classificadas como espécies de estágio de sucessão mais inicial, de pioneiras a secundárias (Tabela 1 da metodologia geral). Provavelmente outras espécies florestais pioneiras se beneficiaram ou irão se beneficiar da situação atual de redução e fragmentação de ambientes florestais, e de ambientes em estágios mais iniciais de sucessão, aproveitando as novas condições ecológicas criadas, favoráveis ao seu nicho. Todavia, também há a possibilidade de terem perdido parte da sua biodiversidade nesse processo devido à redução direta de habitats e de indivíduos. De toda forma, é importante de ressaltar que, para as espécies estudadas, foi possível demonstrar associações de maior diversidade genética com variáveis que podem estar associadas com o seu tamanho efetivo populacional ( $N_e$ , capítulo 2).

Portanto, as UCs também são importantes para a manutenção de ambientes florestais, em quantidade e qualidade.

#### **2.3.4. Código Florestal Brasileiro**

Como mencionado anteriormente, as UCs cobrem apenas 3,7% do estado de Santa Catarina, assim a maioria do ambiente florestal do estado está fora das UCs, inseridos em propriedades privadas. Tais áreas são regulamentadas pelo Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651, BRASIL, 2012), que dispõe sobre a proteção da vegetação, Áreas de Preservação Permanente (APP) e áreas de Reserva Legal (RL).

Reserva legal são áreas destinadas a conservação da vegetação nativa, equivalentes a um percentual variável da área da propriedade, que só permite o manejo sustentável. Áreas de Preservação Permanente são áreas de topo de morro, declivosas, próximos à corpos d'água e

acima de 1800 m de altitude, que não permitem a supressão da vegetação nativa. Além disso, essa mesma lei reforça a proibição do corte de espécies ameaçadas.

A proteção legal nessas áreas também auxilia a manutenção do ambiente florestal, mas ainda existem pedidos de supressão da vegetação nativa como mencionado no item 2.3.2 para usos de maior retorno econômico. Por fim, vale ressaltar que a diversidade genética de áreas privadas é semelhante à de UCs (e.g., MONTAGNA et al., 2018b; NOVELLO et al., 2018; ZECHINI et al., 2018). Portanto, ações de conservação relacionadas à áreas privadas exercem um papel importante na diversidade genética, principalmente em questão de área ocupada no estado, e precisam ser incentivadas.

#### 2.4. RECOMENDAÇÕES

Recomendações para o uso e conservação das 13 espécies estudadas já foram sugeridas por Montagna et al. (2018). A partir dos resultados obtidos na tese, foi possível reforçar as sugestões já existentes, assim como realizar avanços em pontos mais específicos relacionados à paisagem e interferências antrópicas. São feitas recomendações gerais (item 2.4.1) e específicas (item 2.4.2) para auxiliar na conservação da diversidade genética das espécies estudadas, com generalizações para espécies florestais como um todo. As principais estão associados a manutenção e propagação de ambientes florestais. A seguir são apontados benefícios da sua manutenção:

- conservação *in situ* de espécies florestais nativas e espécies associadas (polinizadores e dispersores), sem necessidade de maiores intervenções;
- aumento do tamanho efetivo populacional ( $N_e$ ) e maior fluxo gênico entre populações, reduzindo efeito da perda de diversidade genética por deriva;
- auxilia a proteger serviços ecossistêmicos;
- facilita o processo de regeneração natural das espécies, que consegue manter a diversidade genética entre gerações (Capítulo 1);
- resulta em maior porcentagem da categoria de uso e cobertura do solo de florestas, relacionada a maior diversidade genética (Capítulo 2);
- cria paisagens de menor resistência (cobertura florestal) ao fluxo gênico para a grande maioria das espécies florestais (Capítulo 3);

Ações comuns à todas as espécies poderiam agir de maneira mais ampla, com a finalidade principal de manter as populações existentes na natureza, ampliar o seu tamanho populacional, e de mantê-las conectadas pelo fluxo gênico. Essas questões estão intimamente ligadas ao planejamento das diversas atividades antrópicas, tendo em vista que a manutenção e o crescimento do tamanho populacional da espécie humana demandam áreas para o seu estabelecimento e produção de recursos. Tais áreas surgem usualmente em detrimento de ambientes florestais. Portanto, uma ação imediata a ser considerada é planejar um uso mais efetivo do espaço, conciliando-o com outras espécies, assim como um planejamento do tamanho populacional da espécie humana, que continua a crescer de maneira exponencial.

Para a manutenção de áreas florestais, existem as leis da Mata Atlântica, SNUC e o Código Florestal Brasileiro (item 2.3). Embora por vezes podem ser consideradas muito restritivas, é preciso reconhecer a sua importância para a manutenção de ambientes florestais. Todavia, existe um custo da manutenção desses ambientes, sendo, no mínimo, um custo de oportunidade. Como discutido nos itens 2.3.2 e 2.3.4, áreas da Mata Atlântica ainda são suprimidas em Santa Catarina para cederem espaços à atividades de retorno econômico. Associar retornos econômicos em áreas de APP e RL podem ser interessantes nesse sentido. Mesmo os ambientes florestais apresentando um alto valor econômico estimado por todos os serviços que fornecem (COSTANZA, 2000; COSTANZA et al., 1997), é uma conta que ninguém paga. Políticas públicas que oferecem benefícios para os responsáveis por conservarem tais áreas florestais são encorajadas. Como exemplo, temos o Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS) com critérios ambientais, conhecido como ICMS Ecológico (ICMS-E). É um instrumento incentivador que utiliza critérios ambientais para repasse de recursos financeiros, desenvolvido e estabelecido inicialmente no Paraná em 1991 e, posteriormente, estendido para outros estados da Mata Atlântica, como São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro (LOUREIRO, 2008; PINTO et al., 2019). O ICMS-E vem fazendo sucesso na valorização ambiental (PINTO et al., 2019), e pode servir como base para novos modelos de incentivos da conservação da biodiversidade.

Outras ações gerais recomendadas são de aumentar o número de indivíduos e a área dos ambientes florestais ou que se assemelham à florestas, para que, no mínimo, exista a conectividade do fluxo gênico e os efeitos da deriva genética sejam reduzidos. Em casos de conversão de uso e cobertura do solo de ambientes florestais para outra finalidade, é possível utilizar a prática *tree retention*, que consiste na manutenção estratégica de indivíduos ou grupos de indivíduos arbóreos, que pode reduzir os danos ecossistêmicos causados na

conversão de áreas e facilitar a conectividade e fluxo gênico entre fragmentos (GUSTAFSSON; KOUKI; SVERDRUP-THYGESON, 2010; ROSENVALD; LÖHMUS, 2008). Uma prática comum para ambientes já alterados é a restauração de áreas degradadas, que visam restaurar ecossistemas e seus serviços (SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL SCIENCE & POLICY WORKING GROUP, 2004), atuando principalmente em áreas que estão em desacordo com as leis (item 2.3). Tal prática auxilia na conservação da diversidade genética pelo aumento de ambientes florestais e no tamanho efetivo ( $N_e$ ) de indivíduos de diferentes espécies. Não impedir a regeneração natural por meio de roçadas, limpezas, pastoreio e fogo também pode favorecer a restauração de áreas por meio de restauração passiva.

Adicionalmente, o aumento de áreas florestais pode ser realizado dentro em categorias de UCS com alta resistência ao fluxo gênico, como cidades, agropecuária e reflorestamentos. Como discutido no capítulo 3, áreas urbanas são a categoria que apresentou maiores valores de resistência, mas possuem uma área relativamente pequena. Para as cidades, é possível trabalhar com a arborização urbana e em áreas de lazer como praças e parques, empregando um número elevado de espécies arbóreas nativas, as quais podem facilitar o fluxo gênico e a movimentação dos seus vetores nesses ambientes. Entretanto, o maior potencial, pelo menos em área ocupada, está na agropecuária e nos reflorestamentos, essa última categoria com aumento expressivo no estado entre os anos de 1985 e 2010 (ver Figuras 3.3 e 3.4; e Tabela 3.2 do capítulo 3). Para áreas de agropecuária, o uso de Sistemas Agroflorestais (SAF) pode ser uma prática conveniente, tendo em vista que associa espécies arbóreas a sistemas de produção, concilia melhor o espaço e permite um retorno econômico (SCHROTH et al., 2004). Outra possibilidade é agregar um maior preço para produtos produzidos em agroflorestais, semelhante à produtos orgânicos, para assim incentivar essa prática.

Para os reflorestamentos, existe ainda a possibilidade do uso de espécies nativas de interesse econômico, seja este para produção de madeira, frutos, sementes e/ou produtos florestais não madeireiros, que provavelmente irão apresentar menor resistência ao fluxo gênico em comparação com espécies exóticas, ainda com maior potencial se apresentarem atrativos para a fauna polinizadora e dispersora das demais espécies nativas. Todavia, espécies nativas ainda encontram-se atrasadas no tempo na questão do seu melhoramento genético em relação as exóticas.

Todas essas medidas mencionadas nos dois últimos parágrafos podem servir como um *pool* gênico intermitente, assim como de corredores ecológicos para vetores do fluxo gênico. No caso de tais plantios atingirem a idade reprodutiva, estes podem até contribuir para a próxima geração de remanescentes florestais naturais, porém necessitam de certos cuidados, mencionados no item 2.5, para não danificarem a diversidade genética das populações naturais. De toda forma, é imprescindível existirem e serem incentivadas Áreas de Coleta de Sementes (ACS) para servirem de fonte de propágulos nas ações recomendadas. Áreas de Coleta de Sementes são definidas como populações da espécie alvo, naturais ou plantadas, onde são coletadas sementes ou outro material de propagação (Lorza et al. 2006), geralmente sendo florestas nativas. Para isso, são necessários estudos que caracterizem a vegetação existente no estado (e.g., IFFSC), assim como a diversidade genética existente (ver item 2.5) para o sucesso das ações de restauração.

A continuidade do monitoramento da diversidade genética por mais gerações também é sugerida, já que a grande maioria das espécies florestais são longevas, e a literatura aponta um atraso (*time lag*) das consequências das atividades antrópicas na genética de espécies arbóreas (LOWE et al., 2005, 2015), embora o presente estudo já tenha detectado efeitos na coorte adulta.

Ações distintas dependem da situação de cada uma das espécies estudadas, não somente das questões tratadas no presente estudo, mas também de outras disciplinas, especialmente a demografia. Tendo em vista recursos limitados de esforços e de investimentos humanos, espécies em situações menos críticas podem se beneficiar das ações comuns à todas as espécies. Ainda, no capítulo 1 fica evidenciado que a diversidade genética pode ser mantida sem a interferência humana, pelo processo de regeneração natural.

Já as espécies em situações mais críticas necessitam de intervenções diretas. No caso do *Butia eriospatha*, que deve ser a espécie mais ameaçada entre as estudadas, sua perpetuação na natureza está comprometida, já que são raríssimas as populações desta espécie que apresentam regeneração natural, e é uma espécie longeva. Nesse caso, todas ações possíveis de serem tomadas são recomendadas, e com urgência. Como exemplo, enriquecer as populações existentes por meio de plantio de sementes ou mudas, remover as pressões antrópicas existentes do seu hábitat natural (para essa espécie, especificamente o gado bovino). Inclusive é recomendado um esforço de conservação *ex situ*, como banco de germoplasma de sementes, até que a situação das populações *in situ* garantam que a espécie se

perpetue. Espécies que se encontram em situações não tão críticas também podem se beneficiar dessas medidas propostas.

Todas essas ações citadas, tantas as gerais quanto as específicas, necessitam do interesse e do esforço da sociedade como um todo, que podem e devem ser incentivadas por meio de políticas públicas e valorização econômica dessas atividades. Existe uma dificuldade em atribuir um valor monetário aos diversos serviços ecossistêmicos que a natureza nos oferece, mas que certamente são gigantescos (COSTANZA, 2000; COSTANZA et al., 1997). Todavia, ninguém paga para usá-los ou recebe para cuidá-los, e a conversão de áreas florestais geralmente ocorre para um uso econômico alternativo do solo, principalmente reflorestamentos (SIMINSKI; FANTINI, 2011), com um retorno monetário direto para o proprietário.

## 2.5. CUIDADOS NECESSÁRIOS NAS INTERVENÇÕES ANTRÓPICAS

Os principais cuidados a serem tomados para o aumento populacional das espécies estão relacionados principalmente à coleta de sementes e no estabelecimento das novas populações. Diversos aspectos importantes a serem levados em conta no planejamento e no momento da coleta estão discutidos em Montagna et al. (2019).

O primeiro aspecto a ser levado em conta é a escolha da área de coleta de sementes. É importante que esta seja realizada em áreas que possuam índices adequados de diversidade genética. Para que essa etapa seja realizada, é necessário que exista uma base de dados da diversidade genética de populações para a espécie alvo, para servir de comparações. Ainda, na medida do possível, a coleta deve ser realizada em ambientes próximos à nova área de estabelecimento. Isso deve ser realizado para que o material genético da nova população esteja adaptado localmente, e não possua carga genética (alelos mal adaptados, difíceis de serem removidos da população por completo, por se manterem em heterozigose), embora essa questão de adaptação local ainda está sendo debatida na literatura (ver BROADHURST et al., 2008; BREED et al., 2018).

Após a escolha do local de coleta, esta deve ser realizada buscando-se uma representatividade. Na literatura, são recomendados que as novas populações a serem implantadas tenham um tamanho populacional de acordo com os valores de referência: tamanho efetivo populacional ( $N_e$ ) de 50 a 100 indivíduos para evitar depressão por endogamia em um curto intervalo, e de 500 a 1000 para manter o potencial evolutivo da

população (FRANKHAM, 1995; FRANKHAM; BRADSHAW; BROOK, 2014), se fundamentando nos efeitos da deriva genética (HARTL; CLARK, 2007), mas sem uma concordância unânime especificamente para esses números. Para se atingir tal representatividade, o número de árvores matrizes a serem coletadas ( $m$ ) leva em conta o tamanho efetivo de variância e o valor de coancestria dentro das progênies ( $Ne_{(v)} = 0,5/\theta$ ;  $m = Ne/Ne_{(v)}$ ). É recomendado que o processo de coleta respeite uma distância mínima para evitar a coleta de indivíduos aparentados, com base na estrutura genética espacial de cada população, que inclusive pode ser desde poucos até centenas de metros (e.g., STEFENON et al., 2008; MEDINA-MACEDO et al., 2015). Ainda, a coleta de sementes em cada matriz deve ser realizada em uma quantidade semelhante (preferencialmente idêntica, VENCOVSKY, 1987; SEBBENN, 2002), e aleatorizadas no momento do plantio para garantir uma frequência alélica semelhante à original.

Respeitando todos os cuidados mencionados, não é todo remanescente florestal que apresenta essas características exigidas. Montagna et al. (2019) demonstraram que as estimativas do número de remanescentes florestais que possuem todas as características necessárias para uma boa representatividade genética não são das melhores em estudo de caso com *A. angustifolia*, uma espécie com distribuição ampla, e altos valores de frequência, densidade e de importância (VI) fitossociológica. Em média, para que a nova população represente um tamanho efetivo ( $Ne$ ) de 100 indivíduos, respectivamente para as probabilidades de reprodução de 50 e 90%, apenas 64,1 a 48,8% do número de remanescentes estão aptos para se realizar a coleta, e que estes representam entre 94,3 e 89,4% da área florestal existente. Quando altera-se o  $Ne$  para 1000, esses valores caem drasticamente, para 5,7 e 4,1% do número de remanescentes, que representam de 64,4 a 59,8% de área (MONTAGNA et al., 2019). Esses dados sugerem que, em Santa Catarina, apenas grandes contínuos florestais apresentariam as características necessárias. Todavia, se o fluxo gênico for possível entre os remanescentes, estes não precisam estar conectados fisicamente, e o número de áreas para a coleta aumentaria. Isso ressalta ainda mais as sugestões de que é necessário aumentar os ambientes florestais, para que ao menos fiquem conectados entre si pelo fluxo gênico.

## 2.6. PERSPECTIVAS DE ESTUDOS FUTUROS

Como sugestões são recomendados estudos que atuem no sentido de caracterizar a biodiversidade, desde uma maneira ampla até uma mais específica e detalhada, necessários para um melhor planejamento de esforços de conservação, assim como para pôr em ação todos os cuidados mencionadas anteriormente (item 2.5).

Em primeiro lugar, estudos gerais, como estudos de inventários florestais que levem em conta aspectos ecológicos, demográficos e da diversidade genética são recomendados. A exemplo o Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina (IFFSC), que envolveu o levantamento de dados de diferentes disciplinas, e nos fornece um panorama geral de qual a situação de diversas espécies em determinada área, e qual o nível de intervenções necessárias para ações de conservação.

A amostragem do IFFSC foi um esforço gigantesco, em especial para a diversidade genética das 13 espécies estudadas, tanto em número de espécies e quanto de populações por espécie. As análises realizadas requerem um grande número de dados populacionais, o que não é uma tarefa fácil, principalmente quando os efeitos ainda são relativamente pequenos, mas a amostragem empregada foi suficiente para detectar efeitos da paisagem na diversidade genética de suas populações. Porém, parte das análises propostas sofreram limitações por ter um baixo número de populações amostradas, principalmente as análises envolvendo a coorte regenerante. Continuar estudando a diversidade genética, principalmente da coorte regenerante, pode ser interessante para superar algumas das limitações deste estudo, mas também para monitorar como a diversidade genética irá se comportar no futuro. Adicionalmente, estudos demográficos e fitossociológicos no mesmo ponto geográfico das populações que amostraram a diversidade genética permitirão relações mais diretas nos testes propostos no capítulo 2, que apresenta limitações decorrentes das imprecisões geradas no processo de interpolação de dados.

Como discutido anteriormente, no capítulo 3, a maioria das espécies caracterizadas geneticamente no IFFSC foram secundárias à clímax (Tabela 1 da metodologia geral). Nesse aspecto, a inclusão do estudo genético de um maior número de espécies pioneiras poderia ser de grande proveito, e trazer respostas mais consistentes sobre os potenciais benefícios dos processos de fragmentação para essas espécies, ou se essas espécies também sofreram perdas com a redução de habitats e fragmentação.

Partindo para perspectivas de estudos mais específicos, estudos que caracterizem o número total de indivíduos reprodutivos de um remanescente florestal, ou que estudem a relação entre probabilidade de reprodução e diâmetro, que é mais fácil de ser mensurado (e.g., PALUDO et al., 2016), poderiam fornecer informações da área de ocorrência das espécies, assim como da identificação de áreas para possível coleta de sementes. Cada espécie oferta suas sementes em intervalos de tempo determinados, que podem ser investigado por meio de estudos fenológicos, fornecendo assim um dado importante de quando é possível realizar a coleta.

Para o momento da coleta, seguindo o estudo de Montagna et al. (2019) como base, se faz necessário estudar alguns aspectos da espécie alvo, como a sua biologia reprodutiva, que nos fornece valores de tamanho efetivo de variância ( $N_{e(v)}$ ); e a sua estrutura espacial genética de fina escala, que nos fornece distâncias de coleta de sementes para evitar a coleta de indivíduos aparentados ( $f > 0$ ).

Outro aspecto importante é se as áreas onde os novos indivíduos serão inseridos são propícias, e fornecem um ambiente de acordo com as características ecológicas exigidas da espécie. Se a forma do propágulo for por meio de sementes, estudos envolvendo a quebra de dormência, testes de germinação e de sobrevivência inicial são recomendados, para possibilitar um melhor planejamento e evitar perdas desnecessárias nos esforços de implantação.

No capítulo 3, também foram sugeridos que ambientes que se assemelham à florestas nativas poderiam ser criados artificialmente, em reflorestamentos com espécies nativas e Sistemas Agroflorestais (SAFs) para áreas de produção, ou praças, parques e o uso de árvores na arborização urbana. Nesse sentido, são recomendados estudos de caso para verificar se a incorporação de indivíduos arbóreos em tais áreas realmente melhoram a diversidade genética das espécies e reduzem a resistência ao fluxo gênico desses ambientes.

No caso de aumentar o tamanho populacional em ambientes urbanos, espécies arbóreas que possuem certas características podem causar problemas dependendo do local em que serão inseridas. Como exemplos, árvores de grande porte podem interferir na fiação elétrica; algumas raízes podem danificar canos e calçadas; e a queda de folhas e frutos pode entupir calhas e bueiros, ou causarem problemas para a limpeza. Portanto, estudar e planejar a escolha das espécies para a arborização urbana é essencial. Nem todas as espécies alvo para a conservação se enquadrariam nesses requerimentos, mas a inclusão de outras espécies não alvo podem trazer benefícios essenciais, como de servir para corredores ecológicos para o

movimento de dispersores (e.g., MUNSHI-SOUTH, 2012) e polinizadores. O principal seria manter um ambiente que permita a conectividade e o movimento dos vetores do fluxo gênico. Além disso, se a produção de frutos e sementes não for um problema, é importante que as árvores desse ambiente não fiquem reprodutivamente isoladas, para que além de contribuírem com o movimento de polinizadores e dispersores, possam também contribuir com o seu *pool* gênico para as próximas gerações. Ainda em ambientes urbanos, é recomendado o planejamento de áreas maiores, como praças e parques que permitam o desenvolvimento de um ambiente florestal, e que estes sejam mantidos ao longo do tempo.

Já para SAFs, as espécies precisam ter um apelo econômico, e que permitam a sua inclusão em conjunto com espécies agrônomicas de ciclo curto, e/ou a criação conjunta de gado (SCHROTH et al., 2004). Portanto, as características ecológicas dessas espécies arbóreas precisam ser complementares, ou ao menos não prejudiciais às outras espécies do sistema (SCHROTH et al., 2004).

A maioria das sugestões recomendadas acima foram a de realizar diferentes estudos, para que assim os cuidados necessários possam ser tomados seguindo critérios científicos. Um outro resultado importante do presente estudo foi que, embora existam tendências de como as espécies se comportam, elas não são idênticas devido à suas características ecológicas, histórico de uso e paisagem na qual estão inseridas, havendo a necessidade de estudos para cada espécie de interesse. Caso não seja possível estudar todos esses aspectos de uma determinada espécie, recomenda-se utilizar de informações disponíveis para espécies evolutivamente próximas, ou com características ecológicas semelhantes.

### 3. CONCLUSÃO

O presente estudo demonstrou benefícios de ambientes florestais para a diversidade genética, ou as consequências negativas da sua ausência que, mesmo com a resiliência das espécies arbóreas, já foram evidenciadas. **Em resumo, espécies florestais precisam de florestas:** o seu hábitat natural. É nele que conseguem se estabelecer, crescer, se reproduzir. Também é nele em que vivem os seus polinizadores e dispersores. Portanto, são necessários esforços para a manutenção de florestas visando a conservação da diversidade genética de espécies arbóreas.

## REFERÊNCIAS

- BERNARDI, A. P. et al. Phylogeography and species distribution modeling reveal a historic disjunction for the conifer *Podocarpus lambertii*. **Tree Genetics & Genomes**, v. 16, n. 3, p. 40, 18 jun. 2020.
- BRASIL. Decreto nº 750, de 10 de fevereiro de 1993. . 1993.
- BRASIL. Lei no 9.985, de 18 de julho de 2000. . 2000.
- BRASIL. **Lei nº 11.428,d e 22 de dezembro de 2006**, 2006.
- BRASIL. Lei 12.651, de 25 de Maio de 2012. . 2012.
- BREED, M. F. et al. Priority actions to improve provenance decision-making. **BioScience**, v. 68, n. 7, p. 510–516, 1 jul. 2018.
- BROADHURST, L. M. et al. Seed supply for broadscale restoration: maximizing evolutionary potential. **Evolutionary Applications**, set. 2008.
- CANDIDO-RIBEIRO, R. **Aspectos históricos, demográficos, morfológicos e genéticos de populações de *Butia eriospatha* (Martius ex. Drude) Beccari (Arecaceae) em paisagens contrastantes no planalto serrano de Santa Catarina**. [s.l: s.n.].
- CONSEMA. **Resolução Consema 51, de 05 de dezembro de 2014. Lista oficial das espécies da flora ameaçada de extinção no estado de Santa Catarina**. Disponível em: <<http://www.sds.sc.gov.br/index.php/biblioteca/consema/legislacao/resolucoes/325-resolucao-consema-no-512014-1/file>>.
- COSTANZA, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Ecological Economics**, v. 25, n. 1, p. 3–15, abr. 1997.
- COSTANZA, R. Social goals and the valuation of ecosystem services. **Ecosystems**, v. 3, p. 4–10, 2000.
- FOLEY, M. M. et al. Using ecological thresholds to inform resource management: current options and future possibilities. **Frontiers in Marine Science**, v. 2, 9 nov. 2015.
- FRANKHAM, R. Conservation genetics. **Annual Review of Genetics**, v. 29, p. 305–327, 1995.
- FRANKHAM, R.; BRADSHAW, C. J. A. 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.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2016-2017: relatório técnico**. São Paulo: [s.n.].

- GARNER, B. A.; HOBAN, S.; LUIKART, G. IUCN Red List and the value of integrating genetics. **Conservation Genetics**, v. 21, n. 5, p. 795–801, 18 out. 2020.
- GUSTAFSSON, L.; KOUKI, J.; SVERDRUP-THYGESON, A. Tree retention as a conservation measure in clear-cut forests of northern Europe: a review of ecological consequences. **Scandinavian Journal of Forest Research**, v. 25, n. 4, p. 295–308, 28 ago. 2010.
- HARTL, D. L.; CLARK, A. G. **Principles of population genetics**. 4th. ed. Sunderland: Sinauer associates, 2007.
- HOBAN, S. et al. Genetic diversity targets and indicators in the CBD post-2020 Global Biodiversity Framework must be improved. **Biological Conservation**, v. 248, p. 108654, ago. 2020.
- ICMBIO. **Instituto Chico Mendes da Biodiversidade**. Disponível em: <[www.icmbio.gov.br](http://www.icmbio.gov.br)>.
- IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020-3**, 2020. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>
- KRAMER, A. T. et al. The paradox of forest fragmentation genetics. **Conservation Biology**, v. 22, n. 4, p. 878–885, 2008.
- LAIKRE, L. et al. Post-2020 goals overlook genetic diversity. **Science**, v. 367, n. 6482, p. 1083.2-1085, 6 mar. 2020.
- LAUTERJUNG, M. B. et al. Phylogeography of Brazilian pine (*Araucaria angustifolia*): integrative evidence for pre-Columbian anthropogenic dispersal. **Tree Genetics & Genomes**, v. 14, n. 3, p. 36, 2018.
- LOUREIRO, W. **ICMS Ecológico, uma experiência brasileira de pagamentos por serviços ambientais**. Belo Horizonte: Conservação Internacional, 2008.
- LOWE, A. J. et al. Genetic resource impacts of habitat loss and degradation; reconciling empirical evidence and predicted theory for neotropical trees. **Heredity**, v. 95, n. 4, p. 255–273, 2005.
- LOWE, A. J. et al. The resilience of forest fragmentation genetics — no longer a paradox — we were just looking in the wrong place. **Heredity**, v. 115, n. 2, p. 97–99, 15 ago. 2015.
- MAPBIOMAS. **Relatório anual de desmatamento 2019**. São Paulo, SP. 49 p: [s.n.].
- MEDINA-MACEDO, L. et al. High levels of genetic diversity through pollen flow of the coniferous *Araucaria angustifolia*: a landscape level study in Southern Brazil. **Tree Genetics & Genomes**, v. 11, n. 1, p. 1–14, 2015.

- MMA, M. DO M. A. Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção. **Portaria MMA nº 443, de 17 de dezembro de 2014**, n. 10, p. 25, 2014.
- MONTAGNA, T. et al. Spatial genetic structure, population dynamics and spatial patterns in the distribution of *Ocotea catharinensis* Mez. 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, Vol. VII, Espécies arbóreas raras de Santa Catarina**. Blumenau: Edifurb, 2018b. p. 159–241.
- MONTAGNA, T. **Fundamentos ecológicos e genéticos para a conservação de *Ocotea catharinensis* Mez.** [s.l.] Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), 2018.
- MONTAGNA, T. et al. Landscape genetics and genetic conservation of two keystone species from Ombrophilous Dense Forest: *Euterpe edulis* and *Ocotea catharinensis*. **Forest Science**, 2018c.
- MONTAGNA, T. et al. Guidelines for seed collection of *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze: a genetic, demographic and geographic approach. **Forest Ecology and Management**, v. 438, p. 10–17, abr. 2019.
- MUNSHI-SOUTH, J. Urban landscape genetics: canopy cover predicts gene flow between white-footed mouse (*Peromyscus leucopus*) populations in New York City. **Molecular Ecology**, v. 21, n. 6, p. 1360–1378, mar. 2012.
- MURADIAN, R. Ecological thresholds: a survey. **Ecological Economics**, v. 38, n. 1, p. 7–24, jul. 2001.
- NOVELLO, M. et al. Genetic conservation of a threatened Neotropical palm through community-management of fruits in agroforests and second-growth forests. **Forest Ecology and Management**, v. 407, p. 200–209, 2018.
- PALUDO, G. F. et al. The size of *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze entering into reproductive stages as a basis for seed management projects. **Revista Árvore**, v. 40, n. 4, p. 695–705, 2016.
- PENG, J. et al. Ecosystem services response to urbanization in metropolitan areas: Thresholds identification. **Science of The Total Environment**, v. 607–608, p. 706–714, dez. 2017.
- PINTO, L. P. et al. **ICMS Ecológico e as Unidades de Conservação municipais da Mata Atlântica**. [s.l: s.n.].
- PROJETO MAPBIOMAS. **Coleção 5 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de**

### **Solo do Brasil.**

- REITZ, R.; KLEIN, R. M. Araucariáceas. In: REITZ, R. (Ed.). . **Flora Ilustrada Catarinense**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1966. p. 62.
- REITZ, R.; KLEIN, R. M.; REIS, A. Projeto madeira de Santa Catarina. **Sellowia**, v. 28–30, 1978.
- ROSENVALD, R.; LÖHMUS, A. For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n. 1, p. 1–15, fev. 2008.
- SCHROTH, G. et al. **Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscape**. Washington, DC: Island Press, 2004.
- 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.
- SIMINSKI, A.; FANTINI, A. C. A Mata Atlântica cede lugar a outros usos da terra em Santa Catarina, Brasil. **Biotemas**, v. 23, n. 2, p. 51–59, 2011.
- SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL SCIENCE & POLICY WORKING GROUP. **The SER international primer on ecological restoration** www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International., , 2004.
- STEFENON, V. M.; GAILING, O.; FINKELDEY, R. The role of gene flow in shaping genetic structures of the subtropical conifer species *Araucaria angustifolia*. **Plant Biology**, v. 10, n. 3, p. 356–364, 2008.
- VENCOVSKY, R. Tamanho efetivo populacional na coleta e preservação de germoplasmas de espécies alógamas. **IPEF**, v. 35, p. 79–84, 1987.
- VIBRANS, A. C. et al. Extensão original e atual da cobertura florestal de Santa Catarina. In: VIBRANS, A. C. et al. (Eds.). . **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina – Diversidade e conservação dos remanescentes florestais**. Blumenau: Edifurb, 2012. p. 65–78.
- WINFREE, R. et al. A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. **Ecology**, v. 90, n. 8, p. 2068–2076, ago. 2009.
- ZECHINI, A. A. et al. Genetic conservation of Brazilian pine (*Araucaria angustifolia*) through traditional land use. **Economic Botany**, v. 72, p. 1–14, 2018.

**ANEXOS****ANEXO 1** MODELOS DE REGRESSÃO LINEARES TESTADOS NO CAPÍTULO 2.

**Tabela A1.1** Modelos de regressão linear entre a riqueza alélica (Ar) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Apuleia leiocarpa*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
DoA(T)	-7,83	26,46	0,00	0,556	0,5711	-2,76E+00	1,36E-01	3,98E-02	8	3,41	0,011
Nulo	-12,24	30,48	4,02	0,074	0,0000	0,00E+00	-	-	-	-	-
DA(sp)	-10,03	30,85	4,39	0,062	0,3012	4,61E-17	6,23E-01	2,96E-01	8	2,11	0,073
H	-10,06	30,92	4,46	0,060	0,2958	-7,00E+00	2,28E+00	1,09E+00	8	2,09	0,075
DoA(sp)	-10,27	31,33	4,87	0,049	0,2631	4,41E-17	5,96E-01	3,04E-01	8	1,96	0,090
DA(reg)	-11,54	33,88	7,42	0,014	0,0218	-9,79E-01	2,35E-04	2,17E-04	8	1,09	0,314
CFo_2,5km	-11,64	34,07	7,61	0,012	0,0006	9,48E-01	-2,80E+00	2,80E+00	8	-1,00	0,350
Ht	-11,65	34,11	7,65	0,012	-0,0031	-1,99E+00	1,91E-01	1,93E-01	8	0,99	0,356
DAP	-11,80	34,40	7,94	0,010	-0,0365	-1,79E+00	8,11E-02	9,57E-02	8	0,85	0,425
CFo_5km	-11,92	34,64	8,18	0,009	-0,0649	8,39E-01	-2,59E+00	3,61E+00	8	-0,72	0,497
CFv_10km	-11,94	34,68	8,22	0,009	-0,0689	-3,99E-02	7,60E+00	1,09E+01	8	0,70	0,509
AFv_1km	-11,98	34,76	8,30	0,009	-0,0789	7,01E-02	-1,09E-06	1,70E-06	8	-0,64	0,540
CFo_1km	-12,19	35,17	8,71	0,007	-0,1291	2,27E-01	-5,44E-01	1,86E+00	8	-0,29	0,778
AFv_500m	-12,19	35,19	8,73	0,007	-0,1309	6,21E-02	-2,34E-06	8,57E-06	8	-0,27	0,793
CFv_5km	-12,19	35,19	8,73	0,007	-0,1311	-6,30E-03	3,06E+00	1,13E+01	8	0,27	0,795
DA(T)	-12,21	35,21	8,75	0,007	-0,1341	-2,89E-01	6,77E-04	2,91E-03	8	0,23	0,823
AFo_500m	-12,21	35,22	8,76	0,007	-0,1352	-1,64E-01	3,77E-07	1,73E-06	8	0,22	0,834
CFo_10km	-12,21	35,22	8,76	0,007	-0,1357	3,34E-01	-1,05E+00	4,97E+00	8	-0,21	0,839
AFo_2,5km	-12,21	35,23	8,77	0,007	-0,1364	5,60E-02	-2,16E-08	1,08E-07	8	-0,20	0,847
CFv_1km	-12,22	35,23	8,77	0,007	-0,1366	2,84E-02	-1,26E+00	6,45E+00	8	-0,20	0,850
AFo_5km	-12,22	35,24	8,78	0,007	-0,1374	3,44E-02	-5,81E-09	3,16E-08	8	-0,18	0,860
CFv_500m	-12,22	35,24	8,78	0,007	-0,1379	-4,49E-02	1,38E+00	7,92E+00	8	0,17	0,866
Vol	-12,22	35,24	8,78	0,007	-0,1381	3,20E-02	-1,42E-04	8,25E-04	8	-0,17	0,868
AFo_10km	-12,22	35,24	8,79	0,007	-0,1383	2,49E-02	-1,80E-09	1,08E-08	8	-0,17	0,872
AFo_1km	-12,22	35,25	8,79	0,007	-0,1387	7,62E-02	-7,49E-08	4,69E-07	8	-0,16	0,878
CFv_2,5km	-12,23	35,26	8,80	0,007	-0,1399	-2,10E-03	1,09E+00	8,08E+00	8	0,13	0,897
CFo_500m	-12,23	35,26	8,81	0,007	-0,1408	-1,04E-01	1,77E-01	1,59E+00	8	0,11	0,914
AFv_10km	-12,24	35,27	8,81	0,007	-0,1418	3,56E-03	-1,05E-09	1,29E-08	8	-0,08	0,938
AFv_2,5km	-12,24	35,27	8,81	0,007	-0,1420	-1,15E-04	-1,70E-08	2,35E-07	8	-0,07	0,944
AFv_5km	-12,24	35,28	8,82	0,007	-0,1422	1,74E-03	-3,17E-09	4,88E-08	8	-0,06	0,950

**Tabela A1.2** Modelos de regressão linear entre a riqueza alélica (Ar) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Araucaria angustifolia*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
Ht	-42,69	92,25	0,00	0,123	0,0996	-2,66E+00	2,44E-01	1,16E-01	31	2,10	0,044
DA(sp)	-43,19	93,23	0,98	0,075	0,0715	2,58E-16	3,19E-01	1,73E-01	31	1,84	0,076
DAP	-43,41	93,68	1,44	0,060	0,0583	-2,31E+00	1,07E-01	6,25E-02	31	1,71	0,098
DoA(sp)	-43,62	94,10	1,85	0,049	0,0460	2,66E-16	2,77E-01	1,75E-01	31	1,58	0,125
Nulo	-44,90	94,21	1,96	0,046	0,0000	2,55E-16	-	-	-	-	-
CFv_5km	-43,74	94,34	2,09	0,043	0,0388	-2,36E-01	4,25E+00	2,83E+00	31	1,50	0,144
CFv_10km	-43,74	94,34	2,10	0,043	0,0386	-2,80E-01	4,65E+00	3,10E+00	31	1,50	0,144
AFo_10km	-43,77	94,40	2,16	0,042	0,0368	2,57E-01	-3,17E-09	2,15E-09	31	-1,48	0,150
H	-43,79	94,45	2,20	0,041	0,0356	-1,73E+00	6,42E-01	4,39E-01	31	1,46	0,154
AFo_2,5km	-43,80	94,45	2,20	0,041	0,0354	3,40E-01	-4,97E-08	3,40E-08	31	-1,46	0,154
CFo_10km	-43,84	94,53	2,29	0,039	0,0330	7,08E-01	-1,55E+00	1,08E+00	31	-1,43	0,162
CFv_2,5km	-43,88	94,62	2,37	0,038	0,0303	-1,75E-01	3,64E+00	2,60E+00	31	1,40	0,171
DA(T)	-44,03	94,92	2,67	0,032	0,0213	8,95E-01	-1,35E-03	1,04E-03	31	-1,29	0,206
AFo_5km	-44,05	94,97	2,72	0,032	0,0197	2,43E-01	-1,10E-08	8,62E-09	31	-1,27	0,212
CFo_5km	-44,09	95,04	2,79	0,030	0,0176	5,77E-01	-1,27E+00	1,02E+00	31	-1,25	0,222
CFo_2,5km	-44,16	95,18	2,93	0,028	0,0132	5,42E-01	-1,15E+00	9,64E-01	31	-1,19	0,244
Vol	-44,20	95,26	3,02	0,027	0,0106	-1,78E-01	2,46E-04	2,14E-04	31	1,15	0,258
CFo_1km	-44,25	95,35	3,10	0,026	0,0080	3,96E-01	-7,65E-01	6,85E-01	31	-1,12	0,273
AFo_1km	-44,51	95,88	3,63	0,020	-0,0085	2,41E-01	-1,63E-07	1,90E-07	31	-0,86	0,397
CFv_1km	-44,67	96,21	3,96	0,017	-0,0190	3,69E-02	-1,36E+00	2,09E+00	31	-0,65	0,521
CFo_500m	-44,73	96,33	4,08	0,016	-0,0229	2,07E-01	-3,43E-01	6,18E-01	31	-0,55	0,583
DoA(T)	-44,74	96,34	4,09	0,016	-0,0231	3,21E-01	-1,03E-02	1,88E-02	31	-0,55	0,588
AFv_1km	-44,77	96,40	4,15	0,015	-0,0252	3,51E-02	-2,52E-07	5,16E-07	31	-0,49	0,628
AFv_5km	-44,78	96,41	4,16	0,015	-0,0254	-5,06E-02	7,15E-09	1,49E-08	31	0,48	0,634
AFo_500m	-44,79	96,44	4,20	0,015	-0,0265	1,48E-01	-3,26E-07	7,31E-07	31	-0,45	0,659
AFv_2,5km	-44,86	96,57	4,33	0,014	-0,0307	-3,35E-02	1,88E-08	6,84E-08	31	0,28	0,785
CFv_500m	-44,87	96,59	4,34	0,014	-0,0312	1,47E-02	-7,11E-01	2,88E+00	31	-0,25	0,807
DA(reg)	-44,87	96,59	4,35	0,014	-0,0313	-1,04E-01	2,27E-05	9,41E-05	31	0,24	0,811
AFv_500m	-44,90	96,65	4,40	0,014	-0,0332	4,07E-03	-2,04E-07	3,37E-06	31	-0,06	0,952
AFv_10km	-44,90	96,65	4,40	0,014	-0,0332	-7,35E-03	2,17E-10	3,68E-09	31	0,06	0,953

**Tabela A1.3** Modelos de regressão linear entre a riqueza alélica (Ar) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Butia catarinensis*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
CFo_5km	-4,97	20,74	0,00	0,870	0,7727	1,38E+00	-5,70E+00	1,07E+00	8	-5,31	0,001
CFo_10km	-7,77	26,34	5,60	0,053	0,5768	1,16E+00	-4,39E+00	1,27E+00	8	-3,45	0,011
H	-8,33	27,45	6,71	0,030	0,5212	1,16E+01	-3,99E+00	1,28E+00	8	-3,12	0,017
Nulo	-12,24	30,48	9,74	0,007	0,0000	-4,63E-18	-	-	-	-	-
AFv_500m	-10,07	30,95	10,20	0,005	0,2940	1,31E-01	-5,44E-06	2,61E-06	8	-2,08	0,076
DA(sp)	-10,50	31,80	11,05	0,003	0,2241	1,63E-17	5,67E-01	3,11E-01	8	1,82	0,112
DoA(sp)	-10,50	31,80	11,05	0,003	0,2241	-4,63E-18	5,67E-01	3,11E-01	8	1,82	0,112
AFv_5km	-10,63	32,06	11,31	0,003	0,2012	4,77E-02	-6,24E-08	3,59E-08	8	-1,74	0,126
AFv_1km	-10,80	32,39	11,65	0,003	0,1710	-5,56E-02	-1,23E-06	7,54E-07	8	-1,63	0,148
AFv_10km	-10,86	32,52	11,77	0,002	0,1594	1,31E-01	-1,22E-08	7,68E-09	8	-1,59	0,157
AFv_2,5km	-10,97	32,74	11,99	0,002	0,1386	-4,98E-02	-2,11E-07	1,39E-07	8	-1,51	0,174
AFo_10km	-11,06	32,93	12,18	0,002	0,1203	2,52E-01	-1,02E-08	7,02E-09	8	-1,45	0,191
CFo_1km	-11,41	33,61	12,87	0,001	0,0505	5,98E-01	-2,27E+00	1,90E+00	8	-1,19	0,271
DA(reg)	-11,45	33,69	12,95	0,001	0,0422	3,73E+00	-3,74E-04	3,21E-04	8	-1,16	0,283
Ht	-11,48	33,76	13,02	0,001	0,0347	6,90E+00	-6,93E-01	6,11E-01	8	-1,13	0,294
CFo_2,5km	-11,67	34,15	13,40	0,001	-0,0075	5,78E-01	-2,59E+00	2,67E+00	8	-0,97	0,364
AFo_5km	-11,69	34,18	13,43	0,001	-0,0112	1,95E-01	-2,41E-08	2,52E-08	8	-0,95	0,372
AFo_2,5km	-11,76	34,33	13,58	0,001	-0,0281	2,02E-01	-8,03E-08	9,08E-08	8	-0,88	0,406
AFo_1km	-11,79	34,39	13,64	0,001	-0,0348	2,58E-01	-3,67E-07	4,29E-07	8	-0,85	0,421
AFo_500m	-11,97	34,73	13,99	0,001	-0,0752	2,70E-01	-9,82E-07	1,48E-06	8	-0,66	0,528
CFv_10km	-11,98	34,77	14,02	0,001	-0,0796	3,76E-01	-1,00E+01	1,57E+01	8	-0,64	0,542
DA(T)	-12,05	34,90	14,16	0,001	-0,0958	-2,12E+00	2,85E-03	5,19E-03	8	0,55	0,600
DAP	-12,12	35,04	14,30	0,001	-0,1131	-2,11E+00	1,24E-01	2,86E-01	8	0,43	0,678
CFo_500m	-12,13	35,07	14,32	0,001	-0,1162	1,85E-01	-6,74E-01	1,65E+00	8	-0,41	0,695
Vol	-12,20	35,21	14,46	0,001	-0,1337	-3,85E-01	3,46E-03	1,46E-02	8	0,24	0,819
DoA(T)	-12,21	35,21	14,47	0,001	-0,1339	-8,77E-01	4,06E-02	1,73E-01	8	0,23	0,821
CFv_500m	-12,21	35,22	14,48	0,001	-0,1355	-3,33E-02	4,94E-01	2,32E+00	8	0,21	0,837
CFv_5km	-12,22	35,23	14,49	0,001	-0,1367	5,39E-02	-1,68E+00	8,64E+00	8	-0,19	0,851
CFv_1km	-12,24	35,28	14,53	0,001	-0,1423	-1,14E-02	2,22E-01	3,69E+00	8	0,06	0,954
CFv_2,5km	-12,24	35,28	14,54	0,001	-0,1428	3,03E-03	-8,41E-02	6,29E+00	8	-0,01	0,990

**Tabela A1.4** Modelos de regressão linear entre a riqueza alélica (Ar) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Butia eriospatha*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
AFo_1km	-16,56	41,53	0,00	0,227	0,2721	-1,01E+00	6,92E-07	2,86E-07	13	2,42	0,032
AFo_500m	-17,07	42,55	1,02	0,136	0,2169	-1,05E+00	2,54E-06	1,18E-06	13	2,14	0,053
Nulo	-19,35	43,78	2,26	0,073	0,0000	5,34E-16	-	-	-	-	-
DA(reg)	-17,87	44,14	2,61	0,062	0,1230	-3,20E+00	7,10E-04	4,23E-04	13	1,68	0,119
AFo_2,5km	-18,02	44,43	2,91	0,053	0,1043	-5,28E-01	8,13E-08	5,13E-08	13	1,59	0,139
H	-18,36	45,13	3,60	0,037	0,0586	-2,24E+00	9,43E-01	7,01E-01	13	1,34	0,204
DoA(T)	-18,61	45,61	4,09	0,029	0,0253	-1,58E+00	8,15E-02	7,04E-02	13	1,16	0,270
AFo_5km	-18,77	45,95	4,42	0,025	0,0017	-3,10E-01	1,39E-08	1,38E-08	13	1,01	0,332
Ht	-18,96	46,32	4,79	0,021	-0,0250	-2,48E+00	2,29E-01	2,77E-01	13	0,83	0,425
CFo_5km	-19,00	46,41	4,88	0,020	-0,0315	7,45E-01	-1,60E+00	2,07E+00	13	-0,78	0,452
CFo_10km	-19,01	46,41	4,89	0,020	-0,0318	9,51E-01	-2,04E+00	2,63E+00	13	-0,77	0,454
AFo_10km	-19,03	46,46	4,94	0,019	-0,0358	-2,07E-01	2,78E-09	3,75E-09	13	0,74	0,472
AFv_2,5km	-19,10	46,59	5,07	0,018	-0,0454	-9,64E-02	7,16E-08	1,08E-07	13	0,66	0,522
AFv_500m	-19,15	46,69	5,17	0,017	-0,0528	-8,00E-02	1,09E-06	1,85E-06	13	0,59	0,566
CFo_500m	-19,15	46,69	5,17	0,017	-0,0528	-3,04E-01	7,71E-01	1,31E+00	13	0,59	0,566
DoA(sp)	-19,17	46,73	5,21	0,017	-0,0556	5,34E-16	1,60E-01	2,85E-01	13	0,56	0,585
DA(sp)	-19,17	46,73	5,21	0,017	-0,0558	5,44E-16	1,59E-01	2,85E-01	13	0,56	0,586
CFo_2,5km	-19,17	46,74	5,21	0,017	-0,0562	4,32E-01	-9,62E-01	1,73E+00	13	-0,56	0,589
DA(T)	-19,20	46,79	5,27	0,016	-0,0604	-7,22E-01	1,39E-03	2,72E-03	13	0,51	0,620
CFv_10km	-19,25	46,90	5,37	0,015	-0,0682	1,98E-01	-1,97E+00	4,79E+00	13	-0,41	0,688
CFv_500m	-19,27	46,94	5,42	0,015	-0,0716	-4,64E-02	7,50E-01	2,07E+00	13	0,36	0,724
CFo_1km	-19,31	47,02	5,50	0,015	-0,0780	1,45E-01	-3,43E-01	1,41E+00	13	-0,24	0,812
AFv_1km	-19,32	47,03	5,51	0,014	-0,0788	3,73E-02	-1,51E-07	6,76E-07	13	-0,22	0,826
CFv_5km	-19,32	47,04	5,52	0,014	-0,0794	9,22E-02	-9,01E-01	4,29E+00	13	-0,21	0,837
AFv_5km	-19,32	47,05	5,52	0,014	-0,0798	-4,44E-02	6,87E-09	3,48E-08	13	0,20	0,847
AFv_10km	-19,33	47,05	5,53	0,014	-0,0802	-3,87E-02	1,85E-09	9,97E-09	13	0,19	0,856
CFv_2,5km	-19,33	47,06	5,53	0,014	-0,0805	7,02E-02	-7,30E-01	4,13E+00	13	-0,18	0,863
Vol	-19,34	47,08	5,55	0,014	-0,0823	-1,43E-01	7,80E-04	7,22E-03	13	0,11	0,916
CFv_1km	-19,35	47,09	5,57	0,014	-0,0832	8,76E-03	-1,17E-01	3,41E+00	13	-0,03	0,973
DAP	-19,35	47,09	5,57	0,014	-0,0833	1,09E-02	-5,47E-04	3,15E-01	13	0,00	0,999

**Tabela A1.5** Modelos de regressão linear entre a riqueza alélica (Ar) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Calophyllum brasiliense*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
Nulo	-12,24	30,48	0,00	0,175	0,0000	-9,62E-16	-	-	-	-	-
Vol	-9,98	30,75	0,27	0,152	0,3089	1,71E+00	-2,02E-02	9,46E-03	8	-2,14	0,070
Ht	-10,93	32,67	2,19	0,059	0,1452	2,66E+00	-2,54E-01	1,65E-01	8	-1,54	0,168
DoA(T)	-10,99	32,78	2,30	0,055	0,1346	1,67E+00	-8,08E-02	5,39E-02	8	-1,50	0,178
H	-11,05	32,90	2,42	0,052	0,1229	2,21E+00	-7,23E-01	4,96E-01	8	-1,46	0,189
DA(reg)	-11,16	33,12	2,64	0,047	0,1006	-4,69E+00	6,68E-04	4,86E-04	8	1,38	0,211
AFv_500m	-11,41	33,62	3,14	0,036	0,0499	3,78E-01	-3,29E-06	2,76E-06	8	-1,19	0,272
CFv_500m	-11,65	34,09	3,61	0,029	-0,0014	3,18E-01	-2,31E+00	2,33E+00	8	-0,99	0,353
DAP	-11,69	34,18	3,70	0,027	-0,0116	2,29E+00	-1,27E-01	1,34E-01	8	-0,95	0,372
CFv_5km	-11,89	34,57	4,09	0,023	-0,0561	4,51E-01	-5,18E+00	6,83E+00	8	-0,76	0,473
CFo_500m	-11,98	34,77	4,29	0,020	-0,0796	7,07E-01	-9,38E-01	1,47E+00	8	-0,64	0,542
AFo_500m	-11,99	34,77	4,29	0,020	-0,0798	5,65E-01	-9,89E-07	1,55E-06	8	-0,64	0,543
AFv_1km	-12,08	34,96	4,48	0,019	-0,1030	1,76E-01	-4,28E-07	8,52E-07	8	-0,50	0,631
DA(T)	-12,08	34,97	4,49	0,019	-0,1038	5,26E-01	-8,07E-04	1,62E-03	8	-0,50	0,634
AFo_1km	-12,13	35,07	4,58	0,018	-0,1159	2,27E-01	-1,31E-07	3,18E-07	8	-0,41	0,693
AFo_10km	-12,14	35,07	4,59	0,018	-0,1170	1,03E-01	-1,64E-09	4,08E-09	8	-0,40	0,699
AFo_5km	-12,14	35,08	4,60	0,018	-0,1175	1,09E-01	-5,02E-09	1,26E-08	8	-0,40	0,702
AFv_2,5km	-12,14	35,09	4,61	0,017	-0,1188	-1,29E-01	9,19E-08	2,37E-07	8	0,39	0,709
AFv_10km	-12,16	35,11	4,63	0,017	-0,1214	-7,99E-02	6,33E-09	1,73E-08	8	0,37	0,725
CFv_10km	-12,16	35,12	4,64	0,017	-0,1224	2,45E-01	-2,57E+00	7,19E+00	8	-0,36	0,731
AFo_2,5km	-12,17	35,13	4,65	0,017	-0,1242	1,18E-01	-1,60E-08	4,69E-08	8	-0,34	0,743
CFv_1km	-12,20	35,19	4,71	0,017	-0,1319	8,79E-02	-6,61E-01	2,54E+00	8	-0,26	0,802
CFo_5km	-12,21	35,22	4,74	0,016	-0,1354	2,16E-01	-3,62E-01	1,69E+00	8	-0,21	0,836
DA(sp)	-12,21	35,22	4,74	0,016	-0,1356	-9,64E-16	7,99E-02	3,77E-01	8	0,21	0,838
CFv_2,5km	-12,21	35,23	4,75	0,016	-0,1361	-8,18E-02	7,03E-01	3,44E+00	8	0,20	0,844
CFo_10km	-12,22	35,25	4,76	0,016	-0,1383	1,93E-01	-3,35E-01	2,01E+00	8	-0,17	0,872
AFv_5km	-12,22	35,25	4,77	0,016	-0,1385	-5,18E-02	1,43E-08	8,79E-08	8	0,16	0,875
CFo_1km	-12,22	35,25	4,77	0,016	-0,1389	1,38E-01	-2,13E-01	1,36E+00	8	-0,16	0,880
DoA(sp)	-12,23	35,26	4,78	0,016	-0,1403	-9,66E-16	4,71E-02	3,78E-01	8	0,12	0,904
CFo_2,5km	-12,24	35,27	4,79	0,016	-0,1417	-7,72E-02	1,28E-01	1,53E+00	8	0,08	0,936

**Tabela A1.6** Modelos de regressão linear entre a riqueza alélica (Ar) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Cedrela fissilis*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
Nulo	-12,24	30,48	0,00	0,145	0,0000	-2,50E-16	-	-	-	-	-
AFv_10km	-10,04	30,89	0,41	0,118	0,2985	6,49E-02	1,89E-08	8,98E-09	8	2,10	0,074
AFv_1km	-10,22	31,25	0,77	0,099	0,2699	-3,11E-02	2,49E-06	1,25E-06	8	1,99	0,087
DAP	-10,76	32,31	1,83	0,058	0,1784	-4,12E+00	1,79E-01	1,08E-01	8	1,65	0,142
AFv_5km	-10,96	32,72	2,24	0,047	0,1399	-5,32E-02	7,04E-08	4,64E-08	8	1,52	0,173
DA(sp)	-11,03	32,85	2,37	0,044	0,1272	-2,32E-16	-4,86E-01	3,30E-01	8	-1,47	0,185
AFo_10km	-11,29	33,37	2,89	0,034	0,0756	-1,97E-01	1,26E-08	9,77E-09	8	1,29	0,239
AFv_2,5km	-11,30	33,41	2,93	0,034	0,0719	-5,29E-02	2,64E-07	2,07E-07	8	1,27	0,244
CFv_500m	-11,37	33,55	3,07	0,031	0,0573	-6,15E-02	4,85E+00	3,98E+00	8	1,22	0,262
AFv_500m	-11,40	33,61	3,13	0,030	0,0512	-7,38E-03	4,70E-06	3,93E-06	8	1,20	0,270
AFo_5km	-11,42	33,64	3,16	0,030	0,0474	-2,54E-01	3,35E-08	2,83E-08	8	1,18	0,276
CFo_500m	-11,59	33,98	3,49	0,025	0,0115	-9,84E-01	1,57E+00	1,50E+00	8	1,05	0,331
AFo_1km	-11,61	34,03	3,55	0,025	0,0055	-5,37E-01	4,57E-07	4,47E-07	8	1,02	0,341
AFo_500m	-11,63	34,07	3,59	0,024	0,0011	-8,06E-01	1,70E-06	1,69E-06	8	1,00	0,349
AFo_2,5km	-11,74	34,27	3,79	0,022	-0,0219	-3,09E-01	8,53E-08	9,37E-08	8	0,91	0,393
CFv_1km	-11,80	34,40	3,92	0,020	-0,0362	-9,37E-02	5,77E+00	6,79E+00	8	0,85	0,424
Vol	-11,87	34,54	4,06	0,019	-0,0530	-1,76E-01	4,02E-04	5,20E-04	8	0,77	0,465
CFo_1km	-11,94	34,68	4,20	0,018	-0,0686	-5,76E-01	1,26E+00	1,80E+00	8	0,70	0,508
CFo_10km	-11,99	34,77	4,29	0,017	-0,0801	8,30E-01	-2,52E+00	3,95E+00	8	-0,64	0,544
DA(T)	-12,04	34,88	4,39	0,016	-0,0925	5,70E-01	-1,26E-03	2,23E-03	8	-0,57	0,588
DoA(T)	-12,06	34,92	4,44	0,016	-0,0984	4,54E-01	-1,80E-02	3,39E-02	8	-0,53	0,611
CFv_10km	-12,10	34,99	4,51	0,015	-0,1068	-1,64E-02	5,17E+00	1,08E+01	8	0,48	0,647
CFo_2,5km	-12,10	35,00	4,52	0,015	-0,1081	-4,58E-01	1,30E+00	2,77E+00	8	0,47	0,654
DoA(sp)	-12,13	35,07	4,59	0,015	-0,1159	-2,47E-16	1,54E-01	3,73E-01	8	0,41	0,693
Ht	-12,18	35,17	4,69	0,014	-0,1285	8,46E-01	-7,49E-02	2,51E-01	8	-0,30	0,774
CFv_2,5km	-12,19	35,18	4,70	0,014	-0,1301	-2,09E-02	1,71E+00	6,09E+00	8	0,28	0,786
CFo_5km	-12,21	35,21	4,73	0,014	-0,1341	-2,70E-01	8,30E-01	3,57E+00	8	0,23	0,823
CFv_5km	-12,21	35,22	4,73	0,014	-0,1346	-2,28E-04	2,69E+00	1,19E+01	8	0,23	0,828
H	-12,24	35,27	4,79	0,013	-0,1415	3,08E-01	-1,04E-01	1,14E+00	8	-0,09	0,930
DA(reg)	-12,24	35,28	4,79	0,013	-0,1422	-9,55E-02	2,15E-05	3,38E-04	8	0,06	0,951

**Tabela A1.7** Modelos de regressão linear entre a riqueza alélica (Ar) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Dicksonia sellowiana*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
CFo_5km	-11,46	32,92	0,00	0,104	0,2755	-1,44E+00	3,15E+00	1,50E+00	9	2,10	0,069
Nulo	-13,66	33,04	0,11	0,098	0,0000	-1,91E-15	-	-	-	-	-
CFv_5km	-11,63	33,26	0,34	0,088	0,2506	-5,01E-01	7,85E+00	3,92E+00	9	2,00	0,080
CFo_2,5km	-11,86	33,72	0,79	0,070	0,2157	-1,71E+00	3,21E+00	1,72E+00	9	1,86	0,099
AFo_5km	-11,98	33,97	1,04	0,062	0,1959	-5,54E-01	2,52E-08	1,41E-08	9	1,79	0,112
AFv_5km	-12,03	34,07	1,14	0,059	0,1879	-3,02E-01	5,80E-08	3,30E-08	9	1,76	0,117
AFv_2,5km	-12,33	34,67	1,74	0,043	0,1376	-3,99E-01	2,96E-07	1,90E-07	9	1,56	0,157
CFv_2,5km	-12,37	34,74	1,81	0,042	0,1316	-3,95E-01	6,75E+00	4,39E+00	9	1,54	0,163
AFo_2,5km	-12,53	35,07	2,14	0,035	0,1023	-8,73E-01	9,91E-08	6,97E-08	9	1,42	0,192
CFv_10km	-12,54	35,09	2,16	0,035	0,1007	-4,57E-01	7,93E+00	5,60E+00	9	1,42	0,194
DoA(T)	-12,70	35,40	2,48	0,030	0,0718	1,19E+00	-3,34E-02	2,57E-02	9	-1,30	0,229
CFo_10km	-12,77	35,54	2,62	0,028	0,0589	-1,13E+00	2,53E+00	2,02E+00	9	1,25	0,247
CFv_500m	-12,88	35,75	2,83	0,025	0,0387	-1,58E-01	6,91E+00	5,92E+00	9	1,17	0,277
AFv_500m	-12,89	35,78	2,85	0,025	0,0363	-1,49E-01	8,61E-06	7,44E-06	9	1,16	0,281
Vol	-12,98	35,96	3,04	0,023	0,0181	3,07E-01	-3,01E-04	2,79E-04	9	-1,08	0,312
AFo_10km	-13,06	36,12	3,20	0,021	0,0025	-3,15E-01	4,45E-09	4,40E-09	9	1,01	0,341
Ht	-13,08	36,16	3,24	0,021	-0,0014	1,97E+00	-1,77E-01	1,79E-01	9	-0,99	0,350
CFv_1km	-13,13	36,26	3,34	0,020	-0,0117	-1,22E-01	3,75E+00	3,96E+00	9	0,95	0,372
AFv_1km	-13,14	36,29	3,36	0,019	-0,0141	-1,19E-01	1,14E-06	1,22E-06	9	0,94	0,377
DAP	-13,27	36,54	3,62	0,017	-0,0401	2,13E+00	-9,36E-02	1,16E-01	9	-0,81	0,442
AFo_1km	-13,33	36,65	3,73	0,016	-0,0517	-7,56E-01	3,85E-07	5,15E-07	9	0,75	0,477
DA(T)	-13,36	36,72	3,79	0,016	-0,0588	8,87E-01	-1,31E-03	1,86E-03	9	-0,71	0,500
CFo_1km	-13,38	36,76	3,84	0,015	-0,0634	-7,66E-01	1,19E+00	1,75E+00	9	0,68	0,515
DA(reg)	-13,40	36,81	3,88	0,015	-0,0682	-6,83E-01	1,70E-04	2,61E-04	9	0,65	0,532
DoA(sp)	-13,45	36,90	3,98	0,014	-0,0782	-1,91E-15	-2,04E-01	3,46E-01	9	-0,59	0,572
AFv_10km	-13,55	37,10	4,17	0,013	-0,0994	-1,11E-01	4,07E-09	9,43E-09	9	0,43	0,678
DA(sp)	-13,56	37,12	4,20	0,013	-0,1022	-1,92E-15	-1,42E-01	3,50E-01	9	-0,41	0,695
AFo_500m	-13,61	37,22	4,30	0,012	-0,1137	3,28E-01	-5,25E-07	1,84E-06	9	-0,28	0,783
CFo_500m	-13,62	37,23	4,31	0,012	-0,1147	3,20E-01	-4,03E-01	1,48E+00	9	-0,27	0,792
H	-13,66	37,32	4,39	0,012	-0,1242	1,35E-01	-5,09E-02	6,58E-01	9	-0,08	0,940

**Tabela A1.8** Modelos de regressão linear entre a riqueza alélica (Ar) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Euterpe edulis*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
CFv_10km	-25,81	59,12	0,00	0,131	0,1406	6,67E-01	-1,37E+01	6,76E+00	19	-2,03	0,058
AFv_2,5km	-26,01	59,52	0,40	0,107	0,1233	1,85E-01	-2,81E-07	1,46E-07	19	-1,92	0,071
CFo_500m	-26,37	60,24	1,12	0,075	0,0909	-1,52E+00	1,84E+00	1,08E+00	19	1,70	0,106
AFo_500m	-26,45	60,40	1,28	0,069	0,0837	-1,32E+00	2,06E-06	1,24E-06	19	1,65	0,115
Nulo	-27,87	60,44	1,32	0,068	0,0000	-2,00E-15	-	-	-	-	-
DA(reg)	-27,29	62,09	2,97	0,030	0,0031	4,67E-01	-5,19E-05	5,04E-05	19	-1,03	0,317
AFo_1km	-27,35	62,20	3,08	0,028	-0,0025	-5,39E-01	2,48E-07	2,54E-07	19	0,98	0,342
CFv_1km	-27,35	62,21	3,09	0,028	-0,0030	1,30E-01	-2,43E+00	2,50E+00	19	-0,97	0,344
DAP	-27,36	62,21	3,09	0,028	-0,0030	-1,68E+00	8,72E-02	8,98E-02	19	0,97	0,345
CFv_2,5km	-27,47	62,45	3,33	0,025	-0,0149	1,53E-01	-2,85E+00	3,36E+00	19	-0,85	0,407
AFv_500m	-27,48	62,46	3,34	0,025	-0,0157	6,85E-02	-2,68E-06	3,19E-06	19	-0,84	0,412
AFv_1km	-27,49	62,47	3,35	0,024	-0,0162	8,54E-02	-7,00E-07	8,39E-07	19	-0,83	0,415
CFo_1km	-27,49	62,49	3,37	0,024	-0,0171	-6,73E-01	9,08E-01	1,10E+00	19	0,82	0,420
CFv_500m	-27,50	62,49	3,38	0,024	-0,0174	7,00E-02	-2,04E+00	2,48E+00	19	-0,82	0,422
AFo_5km	-27,50	62,50	3,38	0,024	-0,0175	-3,55E-01	8,44E-09	1,03E-08	19	0,82	0,422
AFv_10km	-27,54	62,58	3,46	0,023	-0,0217	3,62E-02	-6,92E-09	8,96E-09	19	-0,77	0,450
DA(T)	-27,60	62,69	3,57	0,022	-0,0274	9,10E-01	-1,14E-03	1,62E-03	19	-0,70	0,491
CFo_10km	-27,60	62,70	3,58	0,022	-0,0281	-6,81E-01	1,05E+00	1,52E+00	19	0,69	0,497
AFo_10km	-27,62	62,73	3,61	0,021	-0,0295	-2,62E-01	1,75E-09	2,60E-09	19	0,68	0,508
DA(sp)	-27,62	62,73	3,61	0,021	-0,0295	-1,98E-15	-1,57E-01	2,33E-01	19	-0,68	0,508
DoA(sp)	-27,68	62,86	3,74	0,020	-0,0362	-2,00E-15	-1,36E-01	2,34E-01	19	-0,58	0,569
AFo_2,5km	-27,70	62,90	3,79	0,020	-0,0384	-2,63E-01	2,27E-08	4,16E-08	19	0,54	0,593
CFo_5km	-27,74	62,97	3,85	0,019	-0,0419	-4,29E-01	6,49E-01	1,34E+00	19	0,49	0,633
CFv_5km	-27,74	62,98	3,86	0,019	-0,0423	1,41E-01	-2,64E+00	5,51E+00	19	-0,48	0,638
H	-27,82	63,13	4,01	0,018	-0,0503	9,06E-01	-2,71E-01	9,04E-01	19	-0,30	0,767
DoA(T)	-27,83	63,16	4,04	0,017	-0,0520	-1,94E-01	7,08E-03	2,86E-02	19	0,25	0,807
CFo_2,5km	-27,84	63,18	4,06	0,017	-0,0530	-1,66E-01	2,44E-01	1,17E+00	19	0,21	0,837
Vol	-27,84	63,19	4,07	0,017	-0,0533	-1,02E-01	7,86E-04	4,04E-03	19	0,19	0,848
Ht	-27,85	63,20	4,08	0,017	-0,0540	4,52E-01	-3,97E-02	2,41E-01	19	-0,16	0,871
AFv_5km	-27,86	63,21	4,09	0,017	-0,0546	-1,94E-02	7,30E-09	5,84E-08	19	0,13	0,902

**Tabela A1.9** Modelos de regressão linear entre a riqueza alélica (Ar) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Myrocarpus frondosus*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
AFv_2,5km	-8,92	28,64	0,00	0,165	0,4534	5,96E-01	4,43E-07	1,60E-07	8	2,76	0,028
AFo_10km	-9,18	29,17	0,53	0,127	0,4204	-3,11E-01	3,07E-08	1,18E-08	8	2,61	0,035
DA(T)	-9,24	29,29	0,64	0,120	0,4129	-1,83E+00	4,02E-03	1,56E-03	8	2,57	0,037
AFo_5km	-9,77	30,33	1,69	0,071	0,3404	-3,68E-01	6,48E-08	2,86E-08	8	2,26	0,058
Nulo	-12,24	30,48	1,84	0,066	0,0000	7,03E-16	-	-	-	-	-
CFv_1km	-9,89	30,58	1,93	0,063	0,3225	1,13E-01	9,43E+00	4,30E+00	8	2,19	0,064
CFo_5km	-10,34	31,48	2,84	0,040	0,2509	-2,44E+00	7,38E+00	3,85E+00	8	1,92	0,097
CFo_10km	-10,46	31,71	3,07	0,036	0,2312	-2,61E+00	8,26E+00	4,48E+00	8	1,85	0,107
AFv_1km	-10,48	31,77	3,13	0,035	0,2264	1,38E-02	2,31E-06	1,26E-06	8	1,83	0,110
CFv_2,5km	-10,64	32,07	3,43	0,030	0,1997	2,12E-01	9,45E+00	5,46E+00	8	1,73	0,127
CFv_5km	-10,65	32,10	3,46	0,029	0,1971	1,95E-01	1,60E+01	9,27E+00	8	1,72	0,129
CFo_2,5km	-10,76	32,32	3,68	0,026	0,1775	-1,90E+00	5,33E+00	3,23E+00	8	1,65	0,143
AFv_5km	-10,89	32,58	3,93	0,023	0,1536	2,74E-01	5,95E-08	3,80E-08	8	1,57	0,161
AFo_2,5km	-10,98	32,76	4,11	0,021	0,1367	-4,67E-01	1,81E-07	1,20E-07	8	1,51	0,176
DoA(T)	-11,36	33,53	4,89	0,014	0,0593	-8,82E-01	4,38E-02	3,57E-02	8	1,23	0,260
H	-11,39	33,58	4,94	0,014	0,0534	4,39E+00	-1,44E+00	1,20E+00	8	-1,20	0,267
CFv_10km	-11,42	33,64	4,99	0,014	0,0480	2,98E-01	2,30E+01	1,94E+01	8	1,18	0,275
Vol	-11,43	33,66	5,02	0,013	0,0454	-3,35E-01	2,89E-03	2,46E-03	8	1,17	0,278
Ht	-11,50	33,80	5,16	0,013	0,0305	-2,38E+00	2,47E-01	2,21E-01	8	1,12	0,300
DA(sp)	-11,76	34,32	5,67	0,010	-0,0267	7,03E-16	3,19E-01	3,58E-01	8	0,89	0,403
DoA(sp)	-11,82	34,44	5,80	0,009	-0,0408	6,98E-16	2,99E-01	3,61E-01	8	0,83	0,435
DA(reg)	-11,90	34,60	5,96	0,008	-0,0598	-5,02E-01	1,20E-04	1,62E-04	8	0,74	0,483
AFo_1km	-11,93	34,66	6,02	0,008	-0,0668	-3,84E-01	4,23E-07	5,99E-07	8	0,71	0,503
CFo_1km	-12,06	34,92	6,27	0,007	-0,0974	-5,26E-01	1,40E+00	2,60E+00	8	0,54	0,607
CFo_500m	-12,18	35,16	6,52	0,006	-0,1274	-2,56E-01	4,86E-01	1,57E+00	8	0,31	0,766
AFo_500m	-12,20	35,21	6,57	0,006	-0,1337	-1,83E-01	4,51E-07	1,90E-06	8	0,24	0,819
DAP	-12,21	35,23	6,58	0,006	-0,1361	4,36E-01	-2,15E-02	1,05E-01	8	-0,20	0,844
AFv_500m	-12,23	35,26	6,61	0,006	-0,1397	-8,25E-03	1,17E-06	8,35E-06	8	0,14	0,892
AFv_10km	-12,24	35,28	6,63	0,006	-0,1422	-1,68E-02	-1,01E-09	1,60E-08	8	-0,06	0,951
CFv_500m	-12,24	35,28	6,64	0,006	-0,1425	-7,03E-04	-2,72E-01	6,23E+00	8	-0,04	0,966

**Tabela A1.10** Modelos de regressão linear entre a riqueza alélica (Ar) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Ocotea catharinensis*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
Nulo	-26,45	57,64	0,00	0,104	0,0000	-7,13E-16	-	-	-	-	-
CFo_10km	-25,89	59,39	1,74	0,044	0,0010	-1,08E+00	1,46E+00	1,45E+00	18	1,01	0,327
CFv_5km	-26,05	59,70	2,06	0,037	-0,0157	2,17E-01	-5,29E+00	6,22E+00	18	-0,85	0,407
CFo_5km	-26,06	59,72	2,07	0,037	-0,0164	-8,43E-01	1,11E+00	1,32E+00	18	0,84	0,411
AFo_10km	-26,09	59,78	2,14	0,036	-0,0197	-4,16E-01	2,09E-09	2,58E-09	18	0,81	0,431
DA(reg)	-26,12	59,83	2,19	0,035	-0,0228	-3,12E-01	4,35E-05	5,62E-05	18	0,77	0,450
AFo_2,5km	-26,12	59,84	2,20	0,035	-0,0231	-5,37E-01	3,69E-08	4,79E-08	18	0,77	0,452
CFo_2,5km	-26,13	59,86	2,21	0,034	-0,0240	-7,49E-01	9,55E-01	1,26E+00	18	0,76	0,458
AFo_5km	-26,13	59,86	2,22	0,034	-0,0243	-4,53E-01	8,30E-09	1,10E-08	18	0,76	0,459
CFv_10km	-26,16	59,92	2,28	0,033	-0,0273	1,92E-01	-5,18E+00	7,17E+00	18	-0,72	0,480
AFv_500m	-26,17	59,93	2,29	0,033	-0,0281	7,49E-02	-4,06E-06	5,69E-06	18	-0,71	0,485
CFv_500m	-26,17	59,94	2,30	0,033	-0,0286	7,43E-02	-3,07E+00	4,34E+00	18	-0,71	0,489
DA(sp)	-26,19	59,99	2,35	0,032	-0,0311	-7,26E-16	-1,62E-01	2,39E-01	18	-0,68	0,508
DAP	-26,22	60,04	2,39	0,031	-0,0337	1,20E+00	-5,91E-02	9,21E-02	18	-0,64	0,529
CFv_2,5km	-26,23	60,07	2,42	0,031	-0,0354	1,07E-01	-3,20E+00	5,16E+00	18	-0,62	0,543
AFo_1km	-26,25	60,09	2,45	0,031	-0,0366	-5,39E-01	2,05E-07	3,40E-07	18	0,60	0,554
CFo_1km	-26,25	60,11	2,47	0,030	-0,0377	-6,03E-01	7,11E-01	1,21E+00	18	0,59	0,564
DA(T)	-26,26	60,11	2,47	0,030	-0,0378	-7,60E-01	9,81E-04	1,67E-03	18	0,59	0,565
AFo_500m	-26,30	60,19	2,55	0,029	-0,0423	-7,21E-01	1,01E-06	1,95E-06	18	0,52	0,610
CFo_500m	-26,31	60,22	2,58	0,029	-0,0439	-7,03E-01	7,74E-01	1,57E+00	18	0,49	0,628
DoA(sp)	-26,31	60,23	2,59	0,029	-0,0443	-7,16E-16	-1,17E-01	2,41E-01	18	-0,49	0,633
DoA(T)	-26,38	60,35	2,71	0,027	-0,0510	3,70E-01	-1,27E-02	3,55E-02	18	-0,36	0,726
AFv_2,5km	-26,38	60,37	2,73	0,027	-0,0519	3,18E-02	-6,20E-08	1,86E-07	18	-0,33	0,743
AFv_10km	-26,39	60,39	2,74	0,026	-0,0529	1,72E-02	-3,52E-09	1,14E-08	18	-0,31	0,761
AFv_5km	-26,39	60,39	2,75	0,026	-0,0531	-5,65E-02	2,15E-08	7,08E-08	18	0,30	0,765
AFv_1km	-26,43	60,46	2,82	0,025	-0,0572	1,45E-02	-2,21E-07	1,35E-06	18	-0,16	0,872
Vol	-26,44	60,49	2,84	0,025	-0,0585	-5,13E-02	3,87E-04	5,28E-03	18	0,07	0,942
H	-26,44	60,49	2,84	0,025	-0,0585	-2,77E-01	8,34E-02	1,17E+00	18	0,07	0,944
CFv_1km	-26,45	60,49	2,85	0,025	-0,0588	2,42E-03	-1,20E-01	4,27E+00	18	-0,03	0,978
Ht	-26,45	60,49	2,85	0,025	-0,0588	4,91E-03	-4,24E-04	2,63E-01	18	0,00	0,999

**Tabela A1.11** Modelos de regressão linear entre a riqueza alélica (Ar) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Ocotea odorifera*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
AFo_10km	-6,98	24,76	0,00	0,377	0,6448	-1,40E+00	8,37E-09	2,12E-09	8	3,94	0,006
CFo_10km	-7,32	25,43	0,67	0,270	0,6174	-3,26E+00	4,97E+00	1,33E+00	8	3,73	0,007
AFo_5km	-8,35	27,49	2,73	0,096	0,5190	-1,46E+00	3,28E-08	1,06E-08	8	3,10	0,017
AFv_5km	-8,91	28,63	3,86	0,055	0,4544	-4,63E-01	1,70E-07	6,15E-08	8	2,77	0,028
CFo_5km	-9,17	29,14	4,37	0,042	0,4226	-2,64E+00	3,91E+00	1,49E+00	8	2,62	0,034
CFv_1km	-9,54	29,88	5,12	0,029	0,3726	-4,37E-01	1,12E+01	4,68E+00	8	2,40	0,048
Nulo	-12,24	30,48	5,72	0,022	0,0000	-2,87E-16	-	-	-	-	-
AFv_10km	-10,50	31,81	7,05	0,011	0,2229	-2,75E-01	3,49E-08	1,92E-08	8	1,82	0,112
DoA(T)	-10,68	32,17	7,40	0,009	0,1914	-2,23E+00	6,71E-02	3,94E-02	8	1,70	0,133
DA(sp)	-10,73	32,26	7,50	0,009	0,1832	-2,72E-16	5,34E-01	3,20E-01	8	1,67	0,139
DoA(sp)	-10,73	32,26	7,50	0,009	0,1830	-2,87E-16	5,34E-01	3,20E-01	8	1,67	0,139
AFv_2,5km	-10,88	32,55	7,79	0,008	0,1560	1,44E-01	-3,76E-07	2,39E-07	8	-1,57	0,159
CFo_2,5km	-11,08	32,95	8,19	0,006	0,1175	-1,68E+00	2,45E+00	1,70E+00	8	1,44	0,194
DA(T)	-11,08	32,96	8,19	0,006	0,1172	-1,38E+00	1,76E-03	1,22E-03	8	1,44	0,194
CFv_2,5km	-11,23	33,26	8,50	0,005	0,0872	-4,92E-01	1,11E+01	8,37E+00	8	1,33	0,226
AFv_1km	-11,23	33,26	8,50	0,005	0,0867	-3,94E-01	2,79E-06	2,11E-06	8	1,33	0,226
CFv_5km	-11,54	33,88	9,12	0,004	0,0216	-5,23E-01	1,03E+01	9,46E+00	8	1,08	0,314
Vol	-11,56	33,92	9,15	0,004	0,0180	-1,00E+00	6,78E-03	6,33E-03	8	1,07	0,320
AFo_2,5km	-11,57	33,95	9,19	0,004	0,0143	-8,12E-01	6,87E-08	6,50E-08	8	1,06	0,326
DA(reg)	-11,64	34,09	9,33	0,004	-0,0010	-5,64E-01	1,10E-04	1,10E-04	8	1,00	0,352
CFo_1km	-11,78	34,37	9,61	0,003	-0,0327	-1,04E+00	1,44E+00	1,66E+00	8	0,86	0,416
H	-11,80	34,40	9,64	0,003	-0,0367	-4,81E+00	1,45E+00	1,71E+00	8	0,85	0,425
AFo_1km	-12,02	34,84	10,08	0,002	-0,0888	-6,16E-01	2,82E-07	4,78E-07	8	0,59	0,574
CFo_500m	-12,08	34,96	10,19	0,002	-0,1023	-8,18E-01	1,00E+00	1,97E+00	8	0,51	0,627
CFv_10km	-12,14	35,07	10,31	0,002	-0,1170	2,71E-01	-5,93E+00	1,47E+01	8	-0,40	0,699
CFv_500m	-12,14	35,08	10,32	0,002	-0,1179	-1,70E-01	2,65E+00	6,70E+00	8	0,40	0,704
AFo_500m	-12,15	35,10	10,34	0,002	-0,1201	-6,00E-01	9,48E-07	2,51E-06	8	0,38	0,717
Ht	-12,18	35,16	10,39	0,002	-0,1271	-1,24E+00	1,03E-01	3,28E-01	8	0,31	0,764
AFv_500m	-12,18	35,16	10,40	0,002	-0,1278	-1,37E-01	2,84E-06	9,27E-06	8	0,31	0,769
DAP	-12,23	35,27	10,51	0,002	-0,1414	2,65E-01	-1,22E-02	1,31E-01	8	-0,09	0,929

**Tabela A1.12** Modelos de regressão linear entre a riqueza alélica (Ar) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Ocotea porosa*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
DA(sp)	-14,51	37,69	0,00	0,377	0,3548	-7,07E-16	6,39E-01	2,32E-01	12	2,76	0,019
Nulo	-17,93	41,05	3,36	0,070	0,0000	-6,77E-16	-	-	-	-	-
DoA(sp)	-16,41	41,48	3,79	0,057	0,1365	-6,84E-16	4,57E-01	2,68E-01	12	1,70	0,117
CFo_5km	-16,75	42,16	4,47	0,040	0,0902	2,11E+00	-4,00E+00	2,70E+00	12	-1,48	0,167
CFv_10km	-16,81	42,28	4,59	0,038	0,0815	1,23E+00	-1,08E+01	7,51E+00	12	-1,44	0,179
AFv_1km	-17,00	42,67	4,98	0,031	0,0535	-3,01E-01	1,21E-06	9,31E-07	12	1,30	0,222
CFv_1km	-17,10	42,86	5,17	0,028	0,0400	-3,29E-01	4,11E+00	3,36E+00	12	1,22	0,246
CFo_2,5km	-17,12	42,92	5,22	0,028	0,0356	1,45E+00	-2,59E+00	2,16E+00	12	-1,20	0,255
CFo_10km	-17,16	42,99	5,30	0,027	0,0302	1,81E+00	-3,40E+00	2,90E+00	12	-1,17	0,266
CFv_5km	-17,25	43,16	5,47	0,025	0,0175	6,95E-01	-6,36E+00	5,77E+00	12	-1,10	0,294
CFo_500m	-17,65	43,97	6,28	0,016	-0,0459	-5,71E-01	8,28E-01	1,20E+00	12	0,69	0,506
AFo_500m	-17,66	43,99	6,29	0,016	-0,0471	-4,41E-01	8,52E-07	1,26E-06	12	0,68	0,511
DoA(T)	-17,68	44,03	6,34	0,016	-0,0505	5,70E-01	-1,59E-02	2,45E-02	12	-0,65	0,529
DA(T)	-17,72	44,10	6,41	0,015	-0,0564	5,52E-01	-7,69E-04	1,28E-03	12	-0,60	0,561
AFv_2,5km	-17,73	44,12	6,43	0,015	-0,0583	-1,04E-01	5,77E-08	9,91E-08	12	0,58	0,572
AFo_5km	-17,75	44,16	6,47	0,015	-0,0615	2,54E-01	-9,09E-09	1,65E-08	12	-0,55	0,592
AFv_10km	-17,76	44,18	6,49	0,015	-0,0630	1,56E-01	-2,66E-09	4,96E-09	12	-0,54	0,602
Vol	-17,78	44,22	6,53	0,014	-0,0659	1,03E-01	-1,48E-04	2,91E-04	12	-0,51	0,622
DAP	-17,78	44,23	6,54	0,014	-0,0670	1,27E+00	-5,64E-02	1,14E-01	12	-0,50	0,629
AFo_10km	-17,80	44,27	6,58	0,014	-0,0701	1,87E-01	-1,73E-09	3,75E-09	12	-0,46	0,653
AFo_2,5km	-17,80	44,27	6,58	0,014	-0,0702	2,27E-01	-2,73E-08	5,93E-08	12	-0,46	0,654
H	-17,84	44,34	6,65	0,014	-0,0759	7,75E-01	-2,94E-01	7,49E-01	12	-0,39	0,703
CFv_2,5km	-17,90	44,46	6,77	0,013	-0,0858	-9,90E-02	1,17E+00	5,15E+00	12	0,23	0,825
CFv_500m	-17,90	44,46	6,77	0,013	-0,0859	-5,19E-02	9,04E-01	4,02E+00	12	0,23	0,826
CFo_1km	-17,91	44,48	6,79	0,013	-0,0876	1,52E-01	-2,44E-01	1,33E+00	12	-0,18	0,857
Ht	-17,91	44,49	6,80	0,013	-0,0884	-4,84E-01	4,25E-02	2,67E-01	12	0,16	0,877
AFv_500m	-17,92	44,50	6,81	0,013	-0,0895	-2,18E-02	3,46E-07	2,86E-06	12	0,12	0,906
AFv_5km	-17,92	44,51	6,82	0,012	-0,0902	2,30E-02	-1,98E-09	2,36E-08	12	-0,08	0,935
DA(reg)	-17,92	44,51	6,82	0,012	-0,0902	4,10E-02	-1,23E-05	1,48E-04	12	-0,08	0,935
AFo_1km	-17,92	44,51	6,82	0,012	-0,0906	3,21E-02	-1,85E-08	3,20E-07	12	-0,06	0,955

**Tabela A1.13** Modelos de regressão linear entre a riqueza alélica (Ar) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Podocarpus lambertii*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
CFo_10km	-13,86	36,38	0,00	0,290	0,4166	2,44E+00	-5,30E+00	1,71E+00	12	-3,09	0,010
CFo_2,5km	-15,21	39,08	2,70	0,075	0,2818	1,51E+00	-3,28E+00	1,37E+00	12	-2,39	0,036
CFo_5km	-15,37	39,40	3,02	0,064	0,2640	1,64E+00	-3,75E+00	1,63E+00	12	-2,30	0,042
CFo_1km	-15,62	39,91	3,53	0,050	0,2348	1,30E+00	-2,65E+00	1,23E+00	12	-2,16	0,053
AFo_1km	-15,72	40,11	3,73	0,045	0,2226	8,69E-01	-7,10E-07	3,37E-07	12	-2,11	0,059
AFo_5km	-15,80	40,27	3,89	0,041	0,2130	5,78E-01	-3,01E-08	1,46E-08	12	-2,06	0,064
Ht	-15,82	40,31	3,93	0,041	0,2110	5,05E+00	-5,02E-01	2,45E-01	12	-2,05	0,065
AFo_10km	-15,92	40,52	4,13	0,037	0,1982	5,29E-01	-7,10E-09	3,57E-09	12	-1,99	0,072
CFv_1km	-16,08	40,84	4,45	0,031	0,1782	3,85E-01	-5,25E+00	2,76E+00	12	-1,90	0,084
AFv_1km	-16,13	40,93	4,55	0,030	0,1724	2,25E-01	-1,16E-06	6,22E-07	12	-1,87	0,088
Nulo	-17,93	41,05	4,67	0,028	0,0000	6,16E-16	-	-	-	-	-
CFv_10km	-16,29	41,25	4,87	0,025	0,1515	6,40E-01	-7,36E+00	4,15E+00	12	-1,77	0,104
CFv_500m	-16,32	41,30	4,92	0,025	0,1485	2,68E-01	-4,24E+00	2,41E+00	12	-1,76	0,106
AFv_5km	-16,33	41,33	4,95	0,024	0,1461	3,64E-01	-4,06E-08	2,32E-08	12	-1,75	0,108
CFv_2,5km	-16,53	41,72	5,34	0,020	0,1203	4,05E-01	-4,86E+00	2,99E+00	12	-1,63	0,132
CFo_500m	-16,60	41,86	5,48	0,019	0,1107	9,33E-01	-1,73E+00	1,09E+00	12	-1,58	0,143
DA(sp)	-16,66	41,99	5,61	0,018	0,1016	6,03E-16	-4,20E-01	2,74E-01	12	-1,54	0,153
CFv_5km	-16,73	42,13	5,75	0,016	0,0919	4,89E-01	-6,46E+00	4,34E+00	12	-1,49	0,165
AFv_500m	-16,76	42,19	5,81	0,016	0,0881	2,16E-01	-3,60E-06	2,45E-06	12	-1,47	0,170
AFo_2,5km	-16,78	42,23	5,85	0,016	0,0850	4,36E-01	-8,38E-08	5,77E-08	12	-1,45	0,174
DoA(sp)	-17,00	42,66	6,28	0,013	0,0544	6,50E-16	-3,65E-01	2,81E-01	12	-1,30	0,220
AFo_500m	-17,04	42,76	6,37	0,012	0,0474	6,54E-01	-1,65E-06	1,31E-06	12	-1,26	0,232
AFv_10km	-17,14	42,94	6,56	0,011	0,0336	2,91E-01	-8,42E-09	7,07E-09	12	-1,19	0,259
DoA(T)	-17,19	43,05	6,67	0,010	0,0256	1,31E+00	-5,58E-02	4,87E-02	12	-1,15	0,276
DA(T)	-17,22	43,10	6,72	0,010	0,0219	1,03E+00	-1,61E-03	1,43E-03	12	-1,13	0,284
Vol	-17,33	43,33	6,95	0,009	0,0043	5,08E-01	-1,52E-03	1,48E-03	12	-1,03	0,327
AFv_2,5km	-17,42	43,51	7,13	0,008	-0,0093	1,17E-01	-7,12E-08	7,55E-08	12	-0,94	0,366
H	-17,89	44,45	8,07	0,005	-0,0853	5,71E-01	-2,07E-01	8,70E-01	12	-0,24	0,816
DA(reg)	-17,91	44,49	8,11	0,005	-0,0888	-1,38E-01	3,04E-05	2,07E-04	12	0,15	0,886
DAP	-17,92	44,50	8,12	0,005	-0,0891	3,58E-01	-1,83E-02	1,37E-01	12	-0,13	0,896

**Tabela A1.14** Modelos de regressão linear entre a diversidade genética (He) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Apuleia leiocarpa*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
Nulo	-12,24	30,48	0,00	0,233	0,0000	6,66E-16	-	-	-	-	-
CFv_500m	-11,62	34,04	3,56	0,039	0,0040	-2,44E-01	7,53E+00	7,41E+00	8	1,02	0,343
DoA(sp)	-11,64	34,07	3,59	0,039	0,0005	6,92E-16	3,54E-01	3,53E-01	8	1,00	0,350
CFo_2,5km	-11,65	34,10	3,62	0,038	-0,0020	9,39E-01	-2,78E+00	2,80E+00	8	-0,99	0,354
CFo_5km	-11,67	34,13	3,65	0,038	-0,0057	1,11E+00	-3,43E+00	3,51E+00	8	-0,98	0,361
DA(sp)	-11,69	34,17	3,69	0,037	-0,0105	6,91E-16	3,40E-01	3,55E-01	8	0,96	0,370
AFo_2,5km	-11,83	34,46	3,97	0,032	-0,0427	2,20E-01	-8,48E-08	1,03E-07	8	-0,82	0,439
AFo_5km	-11,87	34,55	4,07	0,031	-0,0533	1,39E-01	-2,35E-08	3,05E-08	8	-0,77	0,466
AFv_500m	-11,92	34,63	4,15	0,029	-0,0636	-1,59E-01	6,01E-06	8,31E-06	8	0,72	0,493
CFo_1km	-11,95	34,70	4,22	0,028	-0,0716	5,16E-01	-1,24E+00	1,81E+00	8	-0,68	0,517
AFo_10km	-11,99	34,78	4,30	0,027	-0,0811	9,17E-02	-6,63E-09	1,05E-08	8	-0,63	0,547
CFv_1km	-12,03	34,85	4,37	0,026	-0,0896	-8,29E-02	3,69E+00	6,31E+00	8	0,58	0,577
Vol	-12,04	34,89	4,41	0,026	-0,0938	1,02E-01	-4,53E-04	8,08E-04	8	-0,56	0,593
Ht	-12,06	34,92	4,44	0,025	-0,0985	1,12E+00	-1,08E-01	2,02E-01	8	-0,53	0,611
AFo_1km	-12,09	34,98	4,50	0,025	-0,1056	2,29E-01	-2,25E-07	4,63E-07	8	-0,49	0,642
AFv_1km	-12,12	35,04	4,56	0,024	-0,1123	-4,84E-02	7,54E-07	1,72E-06	8	0,44	0,674
CFo_10km	-12,14	35,07	4,59	0,023	-0,1168	6,37E-01	-1,99E+00	4,93E+00	8	-0,40	0,698
CFv_10km	-12,16	35,12	4,64	0,023	-0,1231	-2,06E-02	3,93E+00	1,12E+01	8	0,35	0,736
DA(T)	-12,17	35,15	4,67	0,023	-0,1262	3,98E-01	-9,33E-04	2,90E-03	8	-0,32	0,757
CFv_2,5km	-12,18	35,16	4,68	0,022	-0,1278	-4,76E-03	2,46E+00	8,04E+00	8	0,31	0,769
CFo_500m	-12,20	35,21	4,73	0,022	-0,1339	2,19E-01	-3,73E-01	1,59E+00	8	-0,24	0,821
DoA(T)	-12,23	35,26	4,78	0,021	-0,1400	-1,74E-01	8,58E-03	6,49E-02	8	0,13	0,899
AFv_10km	-12,23	35,27	4,78	0,021	-0,1409	-4,83E-03	1,42E-09	1,29E-08	8	0,11	0,916
AFv_2,5km	-12,23	35,27	4,79	0,021	-0,1411	1,68E-04	2,48E-08	2,35E-07	8	0,11	0,919
AFv_5km	-12,24	35,27	4,79	0,021	-0,1415	-2,44E-03	4,47E-09	4,88E-08	8	0,09	0,930
CFv_5km	-12,24	35,27	4,79	0,021	-0,1419	-1,80E-03	8,73E-01	1,14E+01	8	0,08	0,941
AFo_500m	-12,24	35,28	4,80	0,021	-0,1423	4,52E-02	-1,04E-07	1,74E-06	8	-0,06	0,954
DA(reg)	-12,24	35,28	4,80	0,021	-0,1427	-2,85E-02	6,87E-06	2,34E-04	8	0,03	0,977
H	-12,24	35,28	4,80	0,021	-0,1428	6,58E-02	-2,15E-02	1,39E+00	8	-0,02	0,988
DAP_med	-12,24	35,28	4,80	0,021	-0,1429	1,33E-02	-6,01E-04	1,00E-01	8	-0,01	0,995

**Tabela A1.15** Modelos de regressão linear entre a diversidade genética (He) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Araucaria angustifolia*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup> ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
CFv_10km	-42,75	92,35	0,00	0,157	0,0966	-3,77E-01	6,25E+00	3,01E+00	31	2,08	0,046
H	-43,19	93,23	0,88	0,101	0,0715	-2,13E+00	7,92E-01	4,30E-01	31	1,84	0,076
DoA(T)	-43,62	94,10	1,74	0,066	0,0460	8,93E-01	-2,87E-02	1,82E-02	31	-1,58	0,125
Nulo	-44,90	94,21	1,86	0,062	0,0000	-2,36E-16	-	-	-	-	-
CFv_5km	-43,81	94,47	2,12	0,054	0,0349	-2,30E-01	4,13E+00	2,84E+00	31	1,46	0,156
DAP_med	-44,14	95,14	2,79	0,039	0,0143	1,66E+00	-7,70E-02	6,40E-02	31	-1,20	0,238
CFv_2,5km	-44,26	95,38	3,03	0,035	0,0070	-1,39E-01	2,90E+00	2,63E+00	31	1,10	0,279
AFo_10km	-44,46	95,78	3,43	0,028	-0,0056	1,62E-01	-2,00E-09	2,19E-09	31	-0,91	0,370
DoA(sp)	-44,54	95,94	3,58	0,026	-0,0104	-2,41E-16	-1,49E-01	1,81E-01	31	-0,82	0,416
AFv_500m	-44,55	95,96	3,60	0,026	-0,0111	-5,39E-02	2,71E-06	3,33E-06	31	0,81	0,423
CFv_500m	-44,55	95,96	3,61	0,026	-0,0113	-4,75E-02	2,30E+00	2,85E+00	31	0,81	0,426
AFo_5km	-44,60	96,06	3,71	0,025	-0,0145	1,45E-01	-6,54E-09	8,77E-09	31	-0,75	0,461
AFo_1km	-44,65	96,16	3,81	0,023	-0,0175	1,92E-01	-1,31E-07	1,91E-07	31	-0,68	0,500
AFv_2,5km	-44,68	96,22	3,87	0,023	-0,0194	-7,73E-02	4,35E-08	6,80E-08	31	0,64	0,527
Vol	-44,70	96,25	3,89	0,022	-0,0203	9,71E-02	-1,34E-04	2,17E-04	31	-0,62	0,541
AFo_2,5km	-44,74	96,35	3,99	0,021	-0,0234	1,29E-01	-1,89E-08	3,50E-08	31	-0,54	0,594
CFo_1km	-44,75	96,35	4,00	0,021	-0,0237	1,91E-01	-3,69E-01	6,96E-01	31	-0,53	0,600
CFo_500m	-44,76	96,37	4,02	0,021	-0,0242	1,93E-01	-3,20E-01	6,19E-01	31	-0,52	0,609
AFo_500m	-44,79	96,44	4,09	0,020	-0,0264	1,49E-01	-3,28E-07	7,31E-07	31	-0,45	0,657
AFv_5km	-44,84	96,53	4,18	0,019	-0,0294	-3,55E-02	5,01E-09	1,49E-08	31	0,34	0,739
CFo_10km	-44,87	96,60	4,25	0,019	-0,0316	-1,15E-01	2,51E-01	1,12E+00	31	0,22	0,824
Ht	-44,87	96,60	4,25	0,019	-0,0317	2,93E-01	-2,69E-02	1,24E-01	31	-0,22	0,830
DA(sp)	-44,88	96,61	4,25	0,019	-0,0319	-2,36E-16	-3,75E-02	1,82E-01	31	-0,21	0,838
CFv_1km	-44,88	96,61	4,26	0,019	-0,0319	1,16E-02	-4,28E-01	2,11E+00	31	-0,20	0,840
AFv_10km	-44,88	96,62	4,27	0,019	-0,0322	-2,21E-02	6,55E-10	3,68E-09	31	0,18	0,860
CFo_5km	-44,90	96,65	4,30	0,018	-0,0332	-2,60E-02	5,72E-02	1,04E+00	31	0,05	0,957
DA(reg)	-44,90	96,65	4,30	0,018	-0,0333	1,34E-02	-2,93E-06	9,41E-05	31	-0,03	0,975
AFv_1km	-44,90	96,65	4,30	0,018	-0,0333	1,75E-03	-1,26E-08	5,18E-07	31	-0,02	0,981
DA(T)	-44,90	96,65	4,30	0,018	-0,0333	-6,42E-03	9,65E-06	1,07E-03	31	0,01	0,993
CFo_2,5km	-44,90	96,65	4,30	0,018	-0,0333	-1,85E-03	3,91E-03	9,87E-01	31	0,00	0,997

**Tabela A1.16** Modelos de regressão linear entre a diversidade genética (He) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Butia catarinensis*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
Nulo	-12,24	30,48	0,00	0,219	0,0000	-3,52E-16	-	-	-	-	-
CFo_5km	-11,23	33,26	2,78	0,055	0,0874	6,90E-01	-2,86E+00	2,15E+00	8	-1,33	0,226
Ht	-11,37	33,55	3,07	0,047	0,0572	7,32E+00	-7,36E-01	6,04E-01	8	-1,22	0,262
H	-11,52	33,83	3,35	0,041	0,0272	5,87E+00	-2,02E+00	1,83E+00	8	-1,11	0,305
AFo_2,5km	-11,63	34,06	3,58	0,037	0,0019	-2,27E-01	9,01E-08	8,94E-08	8	1,01	0,347
AFo_5km	-11,64	34,07	3,59	0,036	0,0009	-2,04E-01	2,52E-08	2,51E-08	8	1,00	0,349
DA(T)	-11,71	34,21	3,73	0,034	-0,0148	3,49E+00	-4,69E-03	4,99E-03	8	-0,94	0,379
AFo_1km	-11,76	34,31	3,83	0,032	-0,0261	-2,68E-01	3,81E-07	4,27E-07	8	0,89	0,402
AFo_500m	-11,80	34,40	3,92	0,031	-0,0360	-3,40E-01	1,23E-06	1,45E-06	8	0,85	0,424
DoA(T)	-11,88	34,55	4,07	0,029	-0,0542	2,76E+00	-1,28E-01	1,67E-01	8	-0,77	0,468
CFo_10km	-11,89	34,57	4,09	0,028	-0,0566	4,00E-01	-1,52E+00	2,01E+00	8	-0,76	0,474
AFo_10km	-11,94	34,69	4,21	0,027	-0,0702	-1,33E-01	5,34E-09	7,74E-09	8	0,69	0,513
AFv_500m	-12,00	34,79	4,31	0,025	-0,0825	-4,87E-02	2,02E-06	3,24E-06	8	0,62	0,552
CFv_10km	-12,01	34,82	4,34	0,025	-0,0861	3,56E-01	-9,51E+00	1,57E+01	8	-0,60	0,564
CFv_500m	-12,09	34,98	4,50	0,023	-0,1055	-7,50E-02	1,11E+00	2,29E+00	8	0,49	0,642
DAP_med	-12,16	35,11	4,63	0,022	-0,1215	1,79E+00	-1,05E-01	2,88E-01	8	-0,37	0,726
CFv_1km	-12,16	35,11	4,63	0,022	-0,1217	-6,82E-02	1,33E+00	3,65E+00	8	0,36	0,727
DA(reg)	-12,16	35,13	4,65	0,021	-0,1238	1,20E+00	-1,20E-04	3,48E-04	8	-0,34	0,741
CFo_2,5km	-12,18	35,15	4,67	0,021	-0,1267	-2,00E-01	8,93E-01	2,82E+00	8	0,32	0,761
CFv_5km	-12,19	35,18	4,70	0,021	-0,1303	-7,70E-02	2,40E+00	8,61E+00	8	0,28	0,789
CFo_1km	-12,20	35,20	4,72	0,021	-0,1329	1,36E-01	-5,17E-01	2,08E+00	8	-0,25	0,811
DA(sp)	-12,21	35,21	4,73	0,021	-0,1345	-3,48E-16	8,54E-02	3,77E-01	8	0,23	0,827
DoA(sp)	-12,21	35,21	4,73	0,021	-0,1345	-3,52E-16	8,54E-02	3,77E-01	8	0,23	0,827
CFv_2,5km	-12,21	35,22	4,74	0,021	-0,1350	-4,99E-02	1,38E+00	6,27E+00	8	0,22	0,832
CFo_500m	-12,22	35,23	4,75	0,020	-0,1366	8,95E-02	-3,25E-01	1,66E+00	8	-0,20	0,850
Vol	-12,23	35,26	4,78	0,020	-0,1399	-2,20E-01	1,98E-03	1,46E-02	8	0,14	0,896
AFv_2,5km	-12,23	35,27	4,79	0,020	-0,1411	-3,98E-03	-1,69E-08	1,60E-07	8	-0,11	0,919
AFv_5km	-12,24	35,27	4,79	0,020	-0,1421	-2,29E-03	3,00E-09	4,29E-08	8	0,07	0,946
AFv_10km	-12,24	35,28	4,80	0,020	-0,1423	-5,47E-03	5,07E-10	8,96E-09	8	0,06	0,956
AFv_1km	-12,24	35,28	4,80	0,020	-0,1429	1,77E-04	3,90E-09	8,85E-07	8	0,00	0,997

**Tabela A1.17** Modelos de regressão linear entre a diversidade genética (He) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Butia eriospatha*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
Nulo	-19,35	43,78	0,00	0,077	0,0000	1,78E-16	-	-	-	-	-
DoA(T)	-17,71	43,81	0,03	0,076	0,1431	-2,28E+00	1,18E-01	6,60E-02	13	1,78	0,100
AFv_500m	-17,84	44,09	0,30	0,066	0,1260	-2,09E-01	2,86E-06	1,69E-06	13	1,70	0,116
DA(T)	-17,86	44,13	0,34	0,065	0,1235	-2,17E+00	4,17E-03	2,48E-03	13	1,68	0,118
CFo_10km	-17,93	44,27	0,48	0,061	0,1147	-1,87E+00	3,99E+00	2,44E+00	13	1,64	0,127
CFv_2,5km	-18,20	44,80	1,02	0,046	0,0801	-5,35E-01	5,56E+00	3,81E+00	13	1,46	0,170
H	-18,22	44,85	1,06	0,045	0,0772	-2,39E+00	1,00E+00	6,94E-01	13	1,45	0,174
AFo_500m	-18,29	44,97	1,19	0,043	0,0690	-7,50E-01	1,81E-06	1,29E-06	13	1,40	0,186
CFv_5km	-18,45	45,30	1,51	0,036	0,0471	-5,30E-01	5,17E+00	4,03E+00	13	1,28	0,224
CFo_500m	-18,46	45,33	1,55	0,036	0,0449	-6,23E-01	1,58E+00	1,25E+00	13	1,27	0,228
AFo_2,5km	-18,49	45,38	1,60	0,035	0,0412	-4,30E-01	6,62E-08	5,31E-08	13	1,25	0,236
AFo_500m	-18,50	45,41	1,62	0,034	0,0395	-1,51E-01	2,43E+00	1,96E+00	13	1,24	0,239
AFo_1km	-18,57	45,53	1,75	0,032	0,0308	-5,71E-01	3,92E-07	3,30E-07	13	1,19	0,258
CFv_10km	-18,60	45,60	1,81	0,031	0,0265	-5,35E-01	5,32E+00	4,57E+00	13	1,16	0,267
CFv_1km	-18,62	45,63	1,85	0,031	0,0239	-2,78E-01	3,71E+00	3,24E+00	13	1,15	0,273
DAP_med	-18,72	45,84	2,06	0,028	0,0091	6,37E+00	-3,19E-01	3,01E-01	13	-1,06	0,311
CFo_5km	-18,78	45,96	2,18	0,026	0,0008	-9,49E-01	2,04E+00	2,03E+00	13	1,01	0,335
AFo_5km	-18,84	46,08	2,30	0,024	-0,0080	-2,92E-01	1,31E-08	1,38E-08	13	0,95	0,362
CFo_2,5km	-18,97	46,33	2,55	0,022	-0,0262	-6,26E-01	1,39E+00	1,71E+00	13	0,82	0,430
AFv_10km	-19,01	46,41	2,63	0,021	-0,0320	-1,57E-01	7,53E-09	9,75E-09	13	0,77	0,455
CFo_1km	-19,03	46,46	2,68	0,020	-0,0356	-4,36E-01	1,03E+00	1,38E+00	13	0,74	0,471
AFo_10km	-19,12	46,65	2,86	0,018	-0,0493	-1,75E-01	2,36E-09	3,77E-09	13	0,62	0,544
AFv_2,5km	-19,12	46,65	2,86	0,018	-0,0493	-9,13E-02	6,78E-08	1,09E-07	13	0,62	0,544
AFv_5km	-19,25	46,90	3,12	0,016	-0,0688	-9,04E-02	1,40E-08	3,46E-08	13	0,40	0,693
Vol	-19,28	46,96	3,18	0,016	-0,0730	4,48E-01	-2,44E-03	7,19E-03	13	-0,34	0,740
DA(reg)	-19,28	46,96	3,18	0,016	-0,0730	7,14E-01	-1,59E-04	4,67E-04	13	-0,34	0,740
Ht	-19,33	47,06	3,28	0,015	-0,0811	4,80E-01	-4,45E-02	2,85E-01	13	-0,16	0,879
DA(sp)	-19,34	47,07	3,29	0,015	-0,0816	1,76E-16	-4,02E-02	2,88E-01	13	-0,14	0,891
AFv_1km	-19,34	47,07	3,29	0,015	-0,0818	2,20E-02	-8,93E-08	6,77E-07	13	-0,13	0,897
DoA(sp)	-19,35	47,09	3,31	0,015	-0,0831	1,78E-16	-1,35E-02	2,89E-01	13	-0,05	0,963

**Tabela A1.18** Modelos de regressão linear entre a diversidade genética (He) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Calophyllum brasiliense*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
H	-8,11	27,02	0,00	0,373	0,5433	3,55E+00	-1,16E+00	3,58E-01	8	-3,24	0,014
DoA(T)	-8,88	28,56	1,54	0,173	0,4584	2,46E+00	-1,19E-01	4,27E-02	8	-2,79	0,027
Vol	-9,22	29,24	2,22	0,123	0,4158	1,90E+00	-2,25E-02	8,70E-03	8	-2,59	0,036
Nulo	-12,24	30,48	3,46	0,066	0,0000	2,34E-16	-	-	-	-	-
Ht	-10,11	31,02	3,99	0,051	0,2882	3,25E+00	-3,10E-01	1,51E-01	8	-2,06	0,078
DA(reg)	-10,64	32,08	5,05	0,030	0,1994	-5,55E+00	7,93E-04	4,58E-04	8	1,73	0,127
DA(T)	-10,95	32,71	5,69	0,022	0,1411	1,42E+00	-2,18E-03	1,43E-03	8	-1,52	0,172
AFo_10km	-11,83	34,46	7,44	0,009	-0,0433	2,02E-01	-3,22E-09	3,95E-09	8	-0,82	0,441
AFo_5km	-11,85	34,49	7,47	0,009	-0,0471	2,12E-01	-9,75E-09	1,22E-08	8	-0,80	0,450
AFo_2,5km	-11,86	34,52	7,50	0,009	-0,0506	2,63E-01	-3,56E-08	4,54E-08	8	-0,78	0,459
CFv_10km	-11,88	34,56	7,54	0,009	-0,0550	-5,07E-01	5,32E+00	6,97E+00	8	0,76	0,470
DAP_med	-11,93	34,66	7,64	0,008	-0,0668	1,75E+00	-9,68E-02	1,37E-01	8	-0,71	0,503
CFo_2,5km	-11,96	34,71	7,69	0,008	-0,0729	6,07E-01	-1,00E+00	1,49E+00	8	-0,68	0,521
CFv_2,5km	-12,03	34,85	7,83	0,007	-0,0897	-2,29E-01	1,97E+00	3,37E+00	8	0,58	0,577
AFv_10km	-12,07	34,95	7,92	0,007	-0,1015	-1,11E-01	8,79E-09	1,71E-08	8	0,51	0,624
CFo_1km	-12,08	34,96	7,93	0,007	-0,1025	4,38E-01	-6,77E-01	1,34E+00	8	-0,51	0,628
AFo_1km	-12,09	34,97	7,95	0,007	-0,1041	2,72E-01	-1,57E-07	3,17E-07	8	-0,50	0,635
CFv_1km	-12,11	35,03	8,00	0,007	-0,1113	-1,49E-01	1,12E+00	2,51E+00	8	0,45	0,669
CFo_5km	-12,12	35,04	8,02	0,007	-0,1127	4,34E-01	-7,27E-01	1,67E+00	8	-0,44	0,676
CFo_10km	-12,12	35,05	8,02	0,007	-0,1134	4,94E-01	-8,56E-01	1,99E+00	8	-0,43	0,680
DA(sp)	-12,19	35,19	8,16	0,006	-0,1309	2,31E-16	1,02E-01	3,76E-01	8	0,27	0,793
DoA(sp)	-12,20	35,20	8,18	0,006	-0,1331	2,27E-16	9,25E-02	3,76E-01	8	0,25	0,813
AFv_2,5km	-12,21	35,23	8,20	0,006	-0,1361	-6,86E-02	4,88E-08	2,39E-07	8	0,20	0,844
CFo_500m	-12,22	35,24	8,22	0,006	-0,1381	1,93E-01	-2,56E-01	1,50E+00	8	-0,17	0,869
AFv_5km	-12,23	35,25	8,23	0,006	-0,1392	-4,78E-02	1,32E-08	8,79E-08	8	0,15	0,885
CFv_500m	-12,23	35,25	8,23	0,006	-0,1394	-4,94E-02	3,60E-01	2,48E+00	8	0,14	0,889
AFo_500m	-12,23	35,26	8,23	0,006	-0,1400	1,20E-01	-2,10E-07	1,59E-06	8	-0,13	0,899
CFv_5km	-12,23	35,27	8,24	0,006	-0,1410	-6,65E-02	7,63E-01	7,09E+00	8	0,11	0,917
AFv_500m	-12,24	35,28	8,26	0,006	-0,1427	-9,29E-03	8,09E-08	3,03E-06	8	0,03	0,979
AFv_1km	-12,24	35,28	8,26	0,006	-0,1429	1,79E-03	-4,36E-09	8,67E-07	8	-0,01	0,996

**Tabela A1.19** Modelos de regressão linear entre a diversidade genética (He) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Cedrela fissilis*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
AFo_5km	-8,51	27,82	0,00	0,179	0,5013	-4,67E-01	6,17E-08	2,05E-08	8	3,01	0,020
AFo_10km	-8,61	28,01	0,19	0,162	0,4904	-3,35E-01	2,14E-08	7,26E-09	8	2,95	0,021
AFo_2,5km	-9,03	28,86	1,04	0,106	0,4403	-6,78E-01	1,87E-07	6,94E-08	8	2,70	0,031
AFv_5km	-9,27	29,33	1,52	0,084	0,4098	-7,44E-02	9,84E-08	3,84E-08	8	2,56	0,038
AFv_2,5km	-9,28	29,36	1,55	0,083	0,4078	-8,47E-02	4,22E-07	1,66E-07	8	2,55	0,038
DA(sp)	-9,71	30,22	2,40	0,054	0,3490	1,54E-16	-6,56E-01	2,85E-01	8	-2,30	0,055
Nulo	-12,24	30,48	2,66	0,047	0,0000	1,30E-16	-	-	-	-	-
AFo_1km	-9,97	30,74	2,92	0,042	0,3101	-9,39E-01	7,98E-07	3,72E-07	8	2,14	0,069
Vol	-10,49	31,77	3,96	0,025	0,2259	-3,57E-01	8,14E-04	4,46E-04	8	1,83	0,111
CFo_1km	-10,58	31,95	4,14	0,023	0,2103	-1,26E+00	2,74E+00	1,55E+00	8	1,77	0,120
CFo_2,5km	-10,58	31,96	4,14	0,023	0,2101	-1,46E+00	4,13E+00	2,34E+00	8	1,77	0,120
AFv_10km	-10,59	31,98	4,16	0,022	0,2079	5,79E-02	1,68E-08	9,55E-09	8	1,76	0,122
AFv_1km	-10,62	32,05	4,23	0,022	0,2022	-2,84E-02	2,27E-06	1,31E-06	8	1,74	0,125
CFv_2,5km	-11,00	32,81	4,99	0,015	0,1316	-9,67E-02	7,94E+00	5,34E+00	8	1,49	0,181
CFv_5km	-11,02	32,83	5,01	0,015	0,1295	-1,31E-03	1,54E+01	1,04E+01	8	1,48	0,182
CFv_10km	-11,20	33,20	5,38	0,012	0,0935	-4,19E-02	1,32E+01	9,80E+00	8	1,35	0,219
CFo_5km	-11,47	33,73	5,92	0,009	0,0375	-1,22E+00	3,77E+00	3,29E+00	8	1,15	0,290
DAP_med	-11,51	33,82	6,00	0,009	0,0282	-3,01E+00	1,30E-01	1,17E-01	8	1,11	0,304
CFv_1km	-11,52	33,83	6,02	0,009	0,0268	-1,18E-01	7,27E+00	6,58E+00	8	1,10	0,306
DoA(sp)	-11,59	33,99	6,17	0,008	0,0103	1,23E-16	-3,66E-01	3,52E-01	8	-1,04	0,333
H	-11,76	34,32	6,50	0,007	-0,0272	2,85E+00	-9,63E-01	1,08E+00	8	-0,89	0,404
CFo_500m	-11,81	34,42	6,60	0,007	-0,0384	-8,10E-01	1,29E+00	1,54E+00	8	0,84	0,429
DA(reg)	-11,84	34,47	6,66	0,006	-0,0447	1,17E+00	-2,62E-04	3,23E-04	8	-0,81	0,444
AFo_500m	-11,96	34,72	6,90	0,006	-0,0741	-5,57E-01	1,17E-06	1,75E-06	8	0,67	0,525
AFv_500m	-12,10	35,00	7,18	0,005	-0,1077	3,14E-03	-2,00E-06	4,25E-06	8	-0,47	0,652
CFv_500m	-12,14	35,08	7,26	0,005	-0,1174	2,19E-02	-1,73E+00	4,33E+00	8	-0,40	0,702
CFo_10km	-12,18	35,16	7,34	0,005	-0,1276	-4,09E-01	1,24E+00	4,04E+00	8	0,31	0,768
Ht	-12,20	35,21	7,39	0,004	-0,1338	-6,72E-01	5,95E-02	2,52E-01	8	0,24	0,820
DoA(T)	-12,24	35,28	7,46	0,004	-0,1428	2,08E-02	-8,25E-04	3,46E-02	8	-0,02	0,982
DA(T)	-12,24	35,28	7,46	0,004	-0,1428	-1,76E-02	3,90E-05	2,28E-03	8	0,02	0,987

**Tabela A1.20** Modelos de regressão linear entre a diversidade genética (He) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Dicksonia sellowiana*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
DA(reg)	-6,35	22,70	0,00	0,942	0,7394	2,66E+00	-6,63E-04	1,29E-04	9	-5,15	0,001
Vol	-10,43	30,87	8,17	0,016	0,4101	-5,93E-01	5,82E-04	2,16E-04	9	2,69	0,027
Nulo	-13,66	33,04	10,34	0,005	0,0000	2,63E-16	-	-	-	-	-
DAP_med	-11,98	33,97	11,27	0,003	0,1958	-4,14E+00	1,82E-01	1,02E-01	9	1,79	0,112
H	-12,03	34,06	11,35	0,003	0,1888	2,62E+00	-9,84E-01	5,59E-01	9	-1,76	0,117
AFv_2,5km	-12,03	34,06	11,36	0,003	0,1884	4,36E-01	-3,24E-07	1,84E-07	9	-1,76	0,117
AFv_1km	-12,05	34,10	11,40	0,003	0,1848	1,99E-01	-1,90E-06	1,09E-06	9	-1,74	0,119
DA(sp)	-12,28	34,56	11,86	0,003	0,1469	2,98E-16	4,92E-01	3,08E-01	9	1,60	0,149
Ht	-12,42	34,84	12,14	0,002	0,1225	-2,79E+00	2,51E-01	1,67E-01	9	1,50	0,172
CFv_1km	-12,58	35,17	12,47	0,002	0,0932	1,69E-01	-5,21E+00	3,75E+00	9	-1,39	0,203
DoA(T)	-12,86	35,72	13,02	0,001	0,0418	-1,10E+00	3,08E-02	2,61E-02	9	1,18	0,272
CFv_500m	-12,91	35,83	13,13	0,001	0,0315	1,55E-01	-6,76E+00	5,94E+00	9	-1,14	0,289
AFv_500m	-13,01	36,02	13,32	0,001	0,0129	1,38E-01	-7,96E-06	7,53E-06	9	-1,06	0,321
DA(T)	-13,06	36,12	13,42	0,001	0,0030	-1,23E+00	1,83E-03	1,80E-03	9	1,01	0,341
CFv_2,5km	-13,11	36,23	13,53	0,001	-0,0081	2,66E-01	-4,55E+00	4,73E+00	9	-0,96	0,364
CFo_500m	-13,12	36,23	13,53	0,001	-0,0083	1,08E+00	-1,35E+00	1,41E+00	9	-0,96	0,364
AFo_500m	-13,16	36,31	13,61	0,001	-0,0169	1,01E+00	-1,62E-06	1,76E-06	9	-0,92	0,383
DoA(sp)	-13,22	36,43	13,73	0,001	-0,0290	2,53E-16	2,92E-01	3,38E-01	9	0,86	0,413
AFv_10km	-13,37	36,75	14,05	0,001	-0,0618	-1,74E-01	6,39E-09	9,26E-09	9	0,69	0,510
AFo_1km	-13,47	36,93	14,23	0,001	-0,0816	5,82E-01	-2,96E-07	5,23E-07	9	-0,57	0,586
CFv_5km	-13,55	37,10	14,40	0,001	-0,0999	1,30E-01	-2,03E+00	4,75E+00	9	-0,43	0,680
CFo_1km	-13,58	37,15	14,45	0,001	-0,1058	4,28E-01	-6,66E-01	1,79E+00	9	-0,37	0,719
AFv_5km	-13,59	37,17	14,47	0,001	-0,1080	7,05E-02	-1,35E-08	3,86E-08	9	-0,35	0,735
AFo_5km	-13,63	37,26	14,56	0,001	-0,1181	8,12E-02	-3,70E-09	1,66E-08	9	-0,22	0,830
AFo_10km	-13,64	37,29	14,59	0,001	-0,1209	5,66E-02	-8,00E-10	4,67E-09	9	-0,17	0,868
CFo_2,5km	-13,64	37,29	14,59	0,001	-0,1210	-1,87E-01	3,50E-01	2,06E+00	9	0,17	0,869
CFv_10km	-13,65	37,30	14,60	0,001	-0,1226	-4,69E-02	8,14E-01	6,26E+00	9	0,13	0,900
CFo_5km	-13,66	37,31	14,61	0,001	-0,1235	8,87E-02	-1,94E-01	1,86E+00	9	-0,10	0,920
AFo_2,5km	-13,66	37,32	14,62	0,001	-0,1243	-4,74E-02	5,38E-09	7,79E-08	9	0,07	0,947
CFo_10km	-13,66	37,32	14,62	0,001	-0,1248	3,24E-02	-7,30E-02	2,21E+00	9	-0,03	0,974

**Tabela A1.21** Modelos de regressão linear entre a diversidade genética ( $H_e$ ) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Euterpe edulis*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta AICc$ : diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo,  $R^2$ ajs.:  $R^2$  ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta AICc$	w	$R^2$ ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
CFv_2,5km	-19,26	46,01	0,00	0,693	0,5538	5,91E-01	-1,10E+01	2,23E+00	19	-4,96	0,000
AFv_1km	-20,54	48,57	2,56	0,193	0,4928	3,19E-01	-2,61E-06	5,92E-07	19	-4,41	0,000
AFv_500m	-22,45	52,39	6,38	0,028	0,3860	2,28E-01	-8,93E-06	2,48E-06	19	-3,60	0,002
CFv_1km	-22,54	52,58	6,57	0,026	0,3803	3,75E-01	-7,00E+00	1,97E+00	19	-3,56	0,002
CFv_5km	-22,67	52,85	6,83	0,023	0,3720	7,99E-01	-1,50E+01	4,28E+00	19	-3,50	0,003
CFv_500m	-22,69	52,88	6,87	0,022	0,3710	2,34E-01	-6,82E+00	1,95E+00	19	-3,49	0,003
AFv_2,5km	-23,93	55,36	9,35	0,006	0,2880	2,57E-01	-3,89E-07	1,32E-07	19	-2,95	0,009
CFv_10km	-24,26	56,01	10,00	0,005	0,2643	8,51E-01	-1,75E+01	6,25E+00	19	-2,80	0,012
Nulo	-27,87	60,44	14,43	0,001	0,0000	-3,72E-16	-	-	-	-	-
AFv_5km	-27,07	61,64	15,62	0,000	0,0254	1,82E-01	-6,86E-08	5,61E-08	19	-1,22	0,237
DoA(sp)	-27,28	62,06	16,05	0,000	0,0046	-3,66E-16	2,39E-01	2,29E-01	19	1,04	0,311
AFv_10km	-27,32	62,13	16,12	0,000	0,0009	4,68E-02	-8,94E-09	8,86E-09	19	-1,01	0,326
DA(sp)	-27,32	62,15	16,14	0,000	0,0000	-3,95E-16	2,29E-01	2,29E-01	19	1,00	0,330
Vol	-27,42	62,35	16,34	0,000	-0,0099	-4,63E-01	3,57E-03	3,96E-03	19	0,90	0,379
H	-27,62	62,74	16,73	0,000	-0,0299	2,00E+00	-5,99E-01	8,95E-01	19	-0,67	0,512
DAP_med	-27,65	62,79	16,78	0,000	-0,0326	-1,11E+00	5,76E-02	9,11E-02	19	0,63	0,535
CFo_5km	-27,70	62,90	16,89	0,000	-0,0384	-4,81E-01	7,26E-01	1,33E+00	19	0,54	0,593
AFo_5km	-27,75	63,00	16,98	0,000	-0,0432	-2,02E-01	4,81E-09	1,04E-08	19	0,46	0,649
DoA(T)	-27,75	63,00	16,99	0,000	-0,0432	-3,60E-01	1,31E-02	2,85E-02	19	0,46	0,650
CFo_500m	-27,76	63,01	17,00	0,000	-0,0441	-4,25E-01	5,12E-01	1,16E+00	19	0,44	0,663
DA(reg)	-27,76	63,02	17,01	0,000	-0,0445	-2,03E-01	2,25E-05	5,16E-05	19	0,44	0,668
AFo_500m	-27,80	63,09	17,08	0,000	-0,0482	-3,04E-01	4,74E-07	1,33E-06	19	0,36	0,726
DA(T)	-27,82	63,14	17,13	0,000	-0,0507	-3,77E-01	4,72E-04	1,64E-03	19	0,29	0,777
CFo_10km	-27,82	63,15	17,14	0,000	-0,0512	-2,71E-01	4,20E-01	1,54E+00	19	0,27	0,788
Ht	-27,84	63,17	17,16	0,000	-0,0525	6,29E-01	-5,52E-02	2,41E-01	19	-0,23	0,821
AFo_10km	-27,84	63,18	17,16	0,000	-0,0526	-8,82E-02	5,91E-10	2,63E-09	19	0,22	0,825
CFo_2,5km	-27,86	63,22	17,21	0,000	-0,0552	6,58E-02	-9,70E-02	1,17E+00	19	-0,08	0,935
CFo_1km	-27,86	63,23	17,21	0,000	-0,0552	-6,13E-02	8,27E-02	1,12E+00	19	0,07	0,942
AFo_2,5km	-27,86	63,23	17,22	0,000	-0,0554	-2,15E-02	1,85E-09	4,20E-08	19	0,04	0,965
AFo_1km	-27,87	63,23	17,22	0,000	-0,0556	3,97E-03	-1,82E-09	2,60E-07	19	-0,01	0,994

**Tabela A1.22** Modelos de regressão linear entre a diversidade genética (He) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Myrocarpus frondosus*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
H	-8,19	27,17	0,00	0,266	0,5358	8,16E+00	-2,68E+00	8,37E-01	8	-3,20	0,015
AFv_2,5km	-8,30	27,40	0,23	0,237	0,5236	6,30E-01	4,68E-07	1,50E-07	8	3,13	0,017
DA(T)	-9,73	30,25	3,08	0,057	0,3464	-1,71E+00	3,77E-03	1,65E-03	8	2,29	0,056
Nulo	-12,24	30,48	3,31	0,051	0,0000	3,33E-16	-	-	-	-	-
AFv_5km	-10,05	30,90	3,73	0,041	0,2973	3,34E-01	7,25E-08	3,46E-08	8	2,09	0,075
CFv_10km	-10,17	31,14	3,97	0,037	0,2784	4,42E-01	3,41E+01	1,69E+01	8	2,02	0,083
CFv_2,5km	-10,26	31,32	4,15	0,033	0,2640	2,31E-01	1,03E+01	5,24E+00	8	1,97	0,090
Vol	-10,28	31,36	4,19	0,033	0,2606	-4,90E-01	4,24E-03	2,17E-03	8	1,95	0,092
DA(sp)	-10,38	31,55	4,38	0,030	0,2449	3,33E-16	5,82E-01	3,07E-01	8	1,90	0,100
CFv_5km	-10,42	31,65	4,48	0,028	0,2366	2,06E-01	1,69E+01	9,03E+00	8	1,87	0,104
DA(reg)	-10,56	31,91	4,74	0,025	0,2140	-1,04E+00	2,49E-04	1,40E-04	8	1,78	0,118
CFv_1km	-10,66	32,13	4,95	0,022	0,1950	9,64E-02	8,04E+00	4,69E+00	8	1,71	0,130
DoA(sp)	-10,68	32,16	4,99	0,022	0,1919	3,23E-16	5,41E-01	3,18E-01	8	1,70	0,132
AFv_1km	-10,83	32,46	5,29	0,019	0,1645	1,26E-02	2,10E-06	1,31E-06	8	1,60	0,153
AFo_10km	-11,35	33,50	6,33	0,011	0,0621	-1,88E-01	1,85E-08	1,50E-08	8	1,24	0,256
DoA(T)	-11,41	33,63	6,46	0,011	0,0488	-8,58E-01	4,26E-02	3,59E-02	8	1,19	0,274
AFo_5km	-11,70	34,21	7,04	0,008	-0,0146	-1,90E-01	3,34E-08	3,55E-08	8	0,94	0,378
AFv_10km	-11,79	34,38	7,21	0,007	-0,0341	2,16E-01	1,30E-08	1,52E-08	8	0,86	0,419
CFo_10km	-12,00	34,80	7,63	0,006	-0,0839	-1,04E+00	3,28E+00	5,32E+00	8	0,62	0,557
CFo_5km	-12,00	34,80	7,63	0,006	-0,0840	-9,43E-01	2,85E+00	4,63E+00	8	0,62	0,557
AFo_500m	-12,02	34,84	7,67	0,006	-0,0887	4,46E-01	-1,10E-06	1,86E-06	8	-0,59	0,574
CFo_2,5km	-12,07	34,93	7,76	0,005	-0,0996	-6,98E-01	1,96E+00	3,73E+00	8	0,52	0,616
CFo_500m	-12,07	34,95	7,77	0,005	-0,1010	4,22E-01	-7,99E-01	1,55E+00	8	-0,52	0,622
Ht	-12,16	35,12	7,95	0,005	-0,1223	-8,21E-01	8,50E-02	2,37E-01	8	0,36	0,731
AFo_1km	-12,16	35,12	7,95	0,005	-0,1224	1,99E-01	-2,20E-07	6,14E-07	8	-0,36	0,731
DAP_med	-12,17	35,14	7,96	0,005	-0,1245	7,18E-01	-3,54E-02	1,05E-01	8	-0,34	0,745
CFo_1km	-12,18	35,15	7,98	0,005	-0,1267	3,14E-01	-8,34E-01	2,63E+00	8	-0,32	0,760
AFo_2,5km	-12,21	35,22	8,05	0,005	-0,1356	-7,54E-02	2,92E-08	1,38E-07	8	0,21	0,838
AFv_500m	-12,22	35,23	8,06	0,005	-0,1367	-1,14E-02	1,63E-06	8,34E-06	8	0,19	0,851
CFv_500m	-12,24	35,28	8,11	0,005	-0,1425	-7,47E-04	-2,89E-01	6,23E+00	8	-0,05	0,964

**Tabela A1.23** Modelos de regressão linear entre a diversidade genética ( $H_e$ ) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Ocotea catharinensis*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta AICc$ : diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo,  $R^2$ ajs.:  $R^2$  ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta AICc$	w	$R^2$ ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
DA(reg)	-21,98	51,57	0,00	0,650	0,3381	-1,04E+00	1,44E-04	4,52E-05	18	3,19	0,005
DAP_med	-24,81	57,21	5,65	0,039	0,1091	3,12E+00	-1,53E-01	8,55E-02	18	-1,79	0,091
Nulo	-26,45	57,64	6,08	0,031	0,0000	-1,53E-16	-	-	-	-	-
DA(T)	-25,18	57,95	6,39	0,027	0,0736	-1,91E+00	2,46E-03	1,58E-03	18	1,56	0,137
H	-25,44	58,47	6,90	0,021	0,0480	5,11E+00	-1,54E+00	1,11E+00	18	-1,38	0,185
DoA(T)	-25,75	59,10	7,53	0,015	0,0160	1,14E+00	-3,91E-02	3,44E-02	18	-1,14	0,271
Ht	-25,76	59,12	7,55	0,015	0,0149	3,31E+00	-2,86E-01	2,53E-01	18	-1,13	0,275
CFv_2,5km	-25,87	59,34	7,77	0,013	0,0036	1,75E-01	-5,22E+00	5,06E+00	18	-1,03	0,317
AFv_10km	-25,87	59,35	7,78	0,013	0,0031	5,57E-02	-1,14E-08	1,11E-08	18	-1,03	0,319
AFv_2,5km	-25,99	59,58	8,02	0,012	-0,0093	8,53E-02	-1,66E-07	1,82E-07	18	-0,91	0,374
Vol	-26,03	59,67	8,10	0,011	-0,0138	5,96E-01	-4,49E-03	5,16E-03	18	-0,87	0,397
AFo_500m	-26,18	59,95	8,39	0,010	-0,0292	-9,65E-01	1,35E-06	1,94E-06	18	0,70	0,494
CFo_500m	-26,19	59,97	8,41	0,010	-0,0303	-9,70E-01	1,07E+00	1,56E+00	18	0,69	0,502
CFv_5km	-26,25	60,10	8,53	0,009	-0,0369	1,54E-01	-3,76E+00	6,29E+00	18	-0,60	0,557
CFv_10km	-26,33	60,27	8,70	0,008	-0,0464	1,21E-01	-3,25E+00	7,23E+00	18	-0,45	0,659
CFo_1km	-26,35	60,30	8,74	0,008	-0,0484	-4,25E-01	5,00E-01	1,22E+00	18	0,41	0,686
AFv_5km	-26,37	60,33	8,77	0,008	-0,0499	-7,06E-02	2,69E-08	7,07E-08	18	0,38	0,708
AFo_10km	-26,37	60,34	8,77	0,008	-0,0503	1,95E-01	-9,76E-10	2,62E-09	18	-0,37	0,714
AFo_1km	-26,38	60,36	8,80	0,008	-0,0516	-3,08E-01	1,17E-07	3,43E-07	18	0,34	0,737
CFv_500m	-26,41	60,41	8,85	0,008	-0,0544	2,83E-02	-1,17E+00	4,39E+00	18	-0,27	0,793
AFv_500m	-26,41	60,42	8,86	0,008	-0,0551	2,62E-02	-1,42E-06	5,77E-06	18	-0,25	0,808
CFv_1km	-26,42	60,43	8,87	0,008	-0,0555	-2,00E-02	9,91E-01	4,26E+00	18	0,23	0,819
AFo_2,5km	-26,43	60,46	8,89	0,008	-0,0570	-1,20E-01	8,24E-09	4,87E-08	18	0,17	0,868
CFo_2,5km	-26,43	60,47	8,90	0,008	-0,0576	-1,42E-01	1,82E-01	1,28E+00	18	0,14	0,889
DoA(sp)	-26,44	60,48	8,91	0,008	-0,0579	-1,52E-16	2,98E-02	2,42E-01	18	0,12	0,904
CFo_10km	-26,44	60,48	8,91	0,008	-0,0580	1,23E-01	-1,67E-01	1,49E+00	18	-0,11	0,912
CFo_5km	-26,44	60,48	8,92	0,008	-0,0583	9,38E-02	-1,23E-01	1,34E+00	18	-0,09	0,928
DA(sp)	-26,44	60,48	8,92	0,008	-0,0583	-1,54E-16	-2,17E-02	2,42E-01	18	-0,09	0,930
AFo_5km	-26,44	60,48	8,92	0,008	-0,0584	5,04E-02	-9,24E-10	1,11E-08	18	-0,08	0,935
AFv_1km	-26,44	60,49	8,92	0,008	-0,0586	5,34E-03	-8,15E-08	1,35E-06	18	-0,06	0,953

**Tabela A1.24** Modelos de regressão linear entre a diversidade genética ( $H_e$ ) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Ocotea odorifera*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta AICc$ : diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo,  $R^2$ ajs.:  $R^2$  ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta AICc$	w	$R^2$ ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
Nulo	-12,24	30,48	0,00	0,188	0,0000	-7,40E-17	-	-	-	-	-
AFv_10km	-10,52	31,83	1,35	0,096	0,2208	-2,74E-01	3,48E-08	1,93E-08	8	1,81	0,114
DA(T)	-10,61	32,03	1,55	0,087	0,2039	-1,59E+00	2,03E-03	1,16E-03	8	1,75	0,124
AFv_1km	-11,09	32,98	2,50	0,054	0,1149	-4,17E-01	2,96E-06	2,07E-06	8	1,43	0,196
CFo_10km	-11,44	33,69	3,20	0,038	0,0428	-1,61E+00	2,45E+00	2,11E+00	8	1,17	0,282
AFo_10km	-11,54	33,88	3,39	0,034	0,0224	-6,42E-01	3,83E-09	3,52E-09	8	1,09	0,313
AFv_2,5km	-11,54	33,88	3,40	0,034	0,0216	-1,07E-01	2,79E-07	2,57E-07	8	1,08	0,314
DAP_med	-11,56	33,92	3,44	0,034	0,0174	2,83E+00	-1,30E-01	1,21E-01	8	-1,07	0,321
AFv_5km	-11,61	34,01	3,53	0,032	0,0076	-2,32E-01	8,55E-08	8,30E-08	8	1,03	0,337
CFo_5km	-11,76	34,31	3,83	0,028	-0,0264	-1,20E+00	1,78E+00	1,99E+00	8	0,89	0,402
AFo_5km	-11,97	34,74	4,26	0,022	-0,0762	-4,62E-01	1,04E-08	1,58E-08	8	0,66	0,531
CFv_1km	-12,03	34,86	4,38	0,021	-0,0912	-1,38E-01	3,55E+00	6,17E+00	8	0,58	0,583
CFv_2,5km	-12,04	34,88	4,40	0,021	-0,0933	-2,28E-01	5,16E+00	9,16E+00	8	0,56	0,591
DA(reg)	-12,05	34,89	4,41	0,021	-0,0948	-3,28E-01	6,37E-05	1,15E-04	8	0,55	0,597
DoA(T)	-12,05	34,90	4,42	0,021	-0,0952	-8,40E-01	2,53E-02	4,59E-02	8	0,55	0,598
CFv_10km	-12,12	35,05	4,57	0,019	-0,1137	2,88E-01	-6,31E+00	1,47E+01	8	-0,43	0,681
CFo_2,5km	-12,13	35,07	4,59	0,019	-0,1163	-5,35E-01	7,82E-01	1,92E+00	8	0,41	0,695
Ht	-12,14	35,08	4,60	0,019	-0,1178	-1,56E+00	1,30E-01	3,27E-01	8	0,40	0,704
AFv_500m	-12,14	35,09	4,61	0,019	-0,1188	1,73E-01	-3,58E-06	9,23E-06	8	-0,39	0,710
AFo_2,5km	-12,15	35,11	4,63	0,019	-0,1210	-3,03E-01	2,56E-08	6,93E-08	8	0,37	0,723
DA(sp)	-12,18	35,17	4,69	0,018	-0,1287	-7,09E-17	1,11E-01	3,76E-01	8	0,30	0,776
Vol	-12,19	35,17	4,69	0,018	-0,1293	2,91E-01	-1,97E-03	6,79E-03	8	-0,29	0,780
CFv_500m	-12,20	35,21	4,73	0,018	-0,1335	1,04E-01	-1,62E+00	6,74E+00	8	-0,24	0,817
CFo_500m	-12,22	35,23	4,75	0,018	-0,1365	-3,23E-01	3,96E-01	2,01E+00	8	0,20	0,849
AFo_500m	-12,22	35,25	4,77	0,017	-0,1386	-2,58E-01	4,08E-07	2,53E-06	8	0,16	0,877
CFo_1km	-12,23	35,27	4,79	0,017	-0,1411	1,31E-01	-1,80E-01	1,75E+00	8	-0,10	0,921
H	-12,24	35,27	4,79	0,017	-0,1420	4,31E-01	-1,30E-01	1,80E+00	8	-0,07	0,944
CFv_5km	-12,24	35,28	4,80	0,017	-0,1423	-2,94E-02	5,76E-01	1,02E+01	8	0,06	0,957
DoA(sp)	-12,24	35,28	4,80	0,017	-0,1426	-7,40E-17	-1,62E-02	3,78E-01	8	-0,04	0,967
AFo_1km	-12,24	35,28	4,80	0,017	-0,1426	4,10E-02	-1,88E-08	4,90E-07	8	-0,04	0,971

**Tabela A1.25** Modelos de regressão linear entre a diversidade genética (He) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Ocotea porosa*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
DoA(T)	-15,24	39,14	0,00	0,203	0,2789	-1,73E+00	4,82E-02	2,03E-02	12	2,37	0,037
DoA(sp)	-15,73	40,12	0,98	0,124	0,2222	4,54E-16	5,36E-01	2,55E-01	12	2,10	0,059
Nulo	-17,93	41,05	1,91	0,078	0,0000	4,62E-16	-	-	-	-	-
CFv_10km	-16,26	41,18	2,05	0,073	0,1559	1,48E+00	-1,29E+01	7,20E+00	12	-1,79	0,100
DA(sp)	-16,77	42,21	3,08	0,044	0,0864	4,43E-16	4,03E-01	2,76E-01	12	1,46	0,172
CFv_5km	-17,00	42,67	3,53	0,035	0,0536	8,02E-01	-7,34E+00	5,66E+00	12	-1,30	0,221
DA(T)	-17,07	42,81	3,68	0,032	0,0432	-1,09E+00	1,52E-03	1,22E-03	12	1,24	0,240
CFo_5km	-17,20	43,07	3,93	0,028	0,0242	1,68E+00	-3,19E+00	2,80E+00	12	-1,14	0,279
AFv_500m	-17,29	43,24	4,10	0,026	0,0114	1,84E-01	-2,91E-06	2,73E-06	12	-1,07	0,309
Vol	-17,30	43,26	4,12	0,026	0,0099	-2,07E-01	2,97E-04	2,81E-04	12	1,06	0,313
CFv_2,5km	-17,33	43,32	4,18	0,025	0,0053	4,31E-01	-5,09E+00	4,93E+00	12	-1,03	0,324
Ht	-17,43	43,53	4,39	0,023	-0,0111	-2,73E+00	2,40E-01	2,58E-01	12	0,93	0,371
CFv_500m	-17,47	43,60	4,47	0,022	-0,0169	2,00E-01	-3,48E+00	3,89E+00	12	-0,90	0,390
DAP_med	-17,61	43,89	4,75	0,019	-0,0394	-1,87E+00	8,28E-02	1,12E-01	12	0,74	0,476
AFv_1km	-17,62	43,91	4,77	0,019	-0,0412	-1,77E-01	7,08E-07	9,76E-07	12	0,72	0,484
H	-17,64	43,95	4,81	0,018	-0,0442	-1,37E+00	5,18E-01	7,38E-01	12	0,70	0,497
AFo_500m	-17,69	44,05	4,91	0,017	-0,0519	-4,16E-01	8,04E-07	1,26E-06	12	0,64	0,536
CFv_1km	-17,75	44,16	5,02	0,016	-0,0613	-1,56E-01	1,96E+00	3,53E+00	12	0,55	0,591
CFo_500m	-17,79	44,25	5,12	0,016	-0,0690	-3,98E-01	5,78E-01	1,22E+00	12	0,48	0,644
AFo_1km	-17,82	44,32	5,18	0,015	-0,0741	-2,29E-01	1,32E-07	3,18E-07	12	0,41	0,686
AFo_2,5km	-17,84	44,34	5,20	0,015	-0,0759	-1,93E-01	2,33E-08	5,94E-08	12	0,39	0,703
AFv_2,5km	-17,88	44,43	5,29	0,014	-0,0833	5,04E-02	-2,78E-08	1,00E-07	12	-0,28	0,786
AFv_10km	-17,88	44,43	5,30	0,014	-0,0837	7,94E-02	-1,35E-09	5,01E-09	12	-0,27	0,792
CFo_10km	-17,90	44,47	5,33	0,014	-0,0867	3,35E-01	-6,31E-01	3,07E+00	12	-0,21	0,841
CFo_1km	-17,91	44,49	5,35	0,014	-0,0882	-1,38E-01	2,21E-01	1,33E+00	12	0,17	0,871
CFo_2,5km	-17,91	44,49	5,35	0,014	-0,0882	2,13E-01	-3,80E-01	2,29E+00	12	-0,17	0,871
DA(reg)	-17,92	44,51	5,37	0,014	-0,0900	-4,66E-02	1,40E-05	1,48E-04	12	0,09	0,926
AFo_5km	-17,92	44,51	5,37	0,014	-0,0901	4,31E-02	-1,54E-09	1,67E-08	12	-0,09	0,928
AFv_5km	-17,92	44,51	5,37	0,014	-0,0903	2,21E-02	-1,90E-09	2,36E-08	12	-0,08	0,937
AFo_10km	-17,92	44,51	5,38	0,014	-0,0905	-2,66E-02	2,48E-10	3,79E-09	12	0,07	0,949

**Tabela A1.26** Modelos de regressão linear entre a diversidade genética (He) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Podocarpus lambertii*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
Vol	-13,51	35,68	0,00	0,614	0,4474	-1,21E+00	3,62E-03	1,11E-03	12	3,27	0,007
DA(reg)	-15,56	39,79	4,11	0,079	0,2418	1,72E+00	-3,80E-04	1,73E-04	12	-2,20	0,050
Nulo	-17,93	41,05	5,37	0,042	0,0000	1,23E-16	-	-	-	-	-
AFv_500m	-16,87	42,42	6,74	0,021	0,0720	2,06E-01	-3,43E-06	2,47E-06	12	-1,39	0,192
Ht	-17,03	42,72	7,05	0,018	0,0499	-3,45E+00	3,43E-01	2,69E-01	12	1,28	0,228
DAP_med	-17,10	42,87	7,19	0,017	0,0393	-3,07E+00	1,57E-01	1,29E-01	12	1,22	0,248
DoA(T)	-17,23	43,12	7,45	0,015	0,0201	-1,28E+00	5,45E-02	4,88E-02	12	1,12	0,288
CFv_500m	-17,24	43,14	7,46	0,015	0,0190	1,82E-01	-2,88E+00	2,59E+00	12	-1,11	0,291
CFv_1km	-17,61	43,89	8,21	0,010	-0,0394	1,68E-01	-2,29E+00	3,11E+00	12	-0,74	0,476
H	-17,67	44,01	8,33	0,010	-0,0488	-1,56E+00	5,68E-01	8,55E-01	12	0,66	0,520
DoA(sp)	-17,71	44,10	8,42	0,009	-0,0560	1,07E-16	1,79E-01	2,97E-01	12	0,60	0,559
CFo_500m	-17,75	44,17	8,49	0,009	-0,0617	-3,55E-01	6,58E-01	1,20E+00	12	0,55	0,593
AFo_10km	-17,75	44,17	8,50	0,009	-0,0623	1,66E-01	-2,23E-09	4,11E-09	12	-0,54	0,597
AFo_500m	-17,79	44,25	8,57	0,008	-0,0685	-2,63E-01	6,66E-07	1,39E-06	12	0,48	0,640
AFv_10km	-17,80	44,26	8,59	0,008	-0,0698	1,20E-01	-3,46E-09	7,44E-09	12	-0,47	0,651
AFv_2,5km	-17,81	44,29	8,62	0,008	-0,0723	-5,60E-02	3,40E-08	7,79E-08	12	0,44	0,670
AFo_5km	-17,82	44,30	8,63	0,008	-0,0730	1,40E-01	-7,32E-09	1,71E-08	12	-0,43	0,676
CFv_2,5km	-17,83	44,33	8,65	0,008	-0,0749	1,12E-01	-1,34E+00	3,31E+00	12	-0,40	0,694
AFv_1km	-17,84	44,34	8,66	0,008	-0,0759	5,37E-02	-2,77E-07	7,09E-07	12	-0,39	0,703
AFv_5km	-17,84	44,34	8,66	0,008	-0,0761	9,11E-02	-1,02E-08	2,61E-08	12	-0,39	0,704
DA(T)	-17,85	44,37	8,69	0,008	-0,0784	3,42E-01	-5,36E-04	1,50E-03	12	-0,36	0,728
CFo_1km	-17,89	44,46	8,78	0,008	-0,0857	1,64E-01	-3,35E-01	1,46E+00	12	-0,23	0,823
DA(sp)	-17,90	44,47	8,79	0,008	-0,0865	1,25E-16	6,33E-02	3,01E-01	12	0,21	0,837
CFo_2,5km	-17,91	44,48	8,80	0,008	-0,0878	1,37E-01	-2,97E-01	1,69E+00	12	-0,18	0,864
AFo_2,5km	-17,91	44,49	8,81	0,007	-0,0885	-5,12E-02	9,84E-09	6,29E-08	12	0,16	0,879
CFv_10km	-17,92	44,50	8,83	0,007	-0,0896	-4,75E-02	5,47E-01	4,71E+00	12	0,12	0,910
CFv_5km	-17,92	44,51	8,83	0,007	-0,0902	-3,05E-02	4,03E-01	4,76E+00	12	0,08	0,934
AFo_1km	-17,92	44,51	8,84	0,007	-0,0906	-2,84E-02	2,32E-08	3,99E-07	12	0,06	0,955
CFo_10km	-17,92	44,52	8,84	0,007	-0,0907	-4,50E-02	9,77E-02	2,34E+00	12	0,04	0,967
CFo_5km	-17,93	44,52	8,84	0,007	-0,0909	2,05E-02	-4,71E-02	1,98E+00	12	-0,02	0,981

**Tabela A1.27** Modelos de regressão linear entre a índice de fixação (f) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Apuleia leiocarpa*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo,  $R^2$ ajs.:  $R^2$  ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	$R^2$ ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
DA(T)	-8,44	27,68	0,00	0,428	0,5088	2,49E+00	-5,84E-03	1,92E-03	8	-3,05	0,019
Nulo	-12,24	30,48	2,80	0,106	0,0000	3,70E-17	-	-	-	-	-
DAP_med	-10,15	31,10	3,42	0,078	0,2818	-3,58E+00	1,62E-01	7,97E-02	8	2,03	0,081
DoA(sp)	-10,33	31,47	3,79	0,065	0,2519	8,05E-17	5,88E-01	3,06E-01	8	1,92	0,096
CFv_10km	-11,54	33,88	6,20	0,019	0,0217	-5,95E-02	1,13E+01	1,04E+01	8	1,09	0,314
AFo_500m	-11,59	33,98	6,30	0,018	0,0113	-7,33E-01	1,69E-06	1,62E-06	8	1,04	0,331
AFo_1km	-11,72	34,24	6,56	0,016	-0,0184	-4,18E-01	4,11E-07	4,44E-07	8	0,92	0,386
DA(reg)	-11,79	34,37	6,69	0,015	-0,0329	8,00E-01	-1,92E-04	2,23E-04	8	-0,86	0,417
CFv_500m	-11,80	34,40	6,72	0,015	-0,0360	-2,08E-01	6,42E+00	7,56E+00	8	0,85	0,424
CFo_500m	-11,83	34,45	6,77	0,015	-0,0422	-7,32E-01	1,25E+00	1,52E+00	8	0,82	0,438
AFo_2,5km	-11,83	34,45	6,77	0,014	-0,0425	-2,20E-01	8,49E-08	1,03E-07	8	0,82	0,439
AFo_5km	-11,86	34,53	6,85	0,014	-0,0511	-1,41E-01	2,38E-08	3,04E-08	8	0,78	0,460
AFo_10km	-11,88	34,56	6,88	0,014	-0,0548	-1,09E-01	7,92E-09	1,04E-08	8	0,76	0,470
Vol	-11,95	34,69	7,01	0,013	-0,0705	-1,24E-01	5,50E-04	8,00E-04	8	0,69	0,514
CFv_2,5km	-12,01	34,81	7,13	0,012	-0,0848	-9,35E-03	4,83E+00	7,88E+00	8	0,61	0,560
AFv_10km	-12,02	34,84	7,16	0,012	-0,0880	-2,55E-02	7,51E-09	1,26E-08	8	0,59	0,571
Ht	-12,02	34,84	7,16	0,012	-0,0880	-1,25E+00	1,20E-01	2,01E-01	8	0,59	0,571
H	-12,06	34,93	7,25	0,011	-0,0988	-2,22E+00	7,24E-01	1,37E+00	8	0,53	0,613
CFo_1km	-12,07	34,94	7,26	0,011	-0,1010	-3,95E-01	9,48E-01	1,84E+00	8	0,52	0,622
AFv_500m	-12,07	34,95	7,27	0,011	-0,1014	-1,15E-01	4,34E-06	8,46E-06	8	0,51	0,624
AFv_5km	-12,08	34,96	7,28	0,011	-0,1025	-1,33E-02	2,43E-08	4,80E-08	8	0,51	0,628
CFv_5km	-12,11	35,03	7,35	0,011	-0,1112	-1,03E-02	5,02E+00	1,12E+01	8	0,45	0,668
AFv_1km	-12,16	35,12	7,44	0,010	-0,1229	-3,91E-02	6,09E-07	1,73E-06	8	0,35	0,735
DoA(T)	-12,21	35,22	7,54	0,010	-0,1352	2,86E-01	-1,41E-02	6,48E-02	8	-0,22	0,834
CFo_5km	-12,21	35,22	7,54	0,010	-0,1353	2,61E-01	-8,05E-01	3,73E+00	8	-0,22	0,835
AFv_2,5km	-12,23	35,25	7,57	0,010	-0,1391	2,41E-04	3,56E-08	2,35E-07	8	0,15	0,884
CFo_10km	-12,23	35,26	7,58	0,010	-0,1402	-2,03E-01	6,37E-01	4,98E+00	8	0,13	0,902
DA(sp)	-12,24	35,27	7,59	0,010	-0,1420	3,91E-17	2,81E-02	3,78E-01	8	0,07	0,943
CFo_2,5km	-12,24	35,27	7,59	0,010	-0,1420	-7,41E-02	2,19E-01	2,99E+00	8	0,07	0,944
CFv_1km	-12,24	35,28	7,60	0,010	-0,1424	-8,08E-03	3,60E-01	6,46E+00	8	0,06	0,957

**Tabela A1.28** Modelos de regressão linear entre a índice de fixação (f) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Araucaria angustifolia*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
Nulo	-44,90	94,21	0,00	0,098	0,0000	4,91E-17	-	-	-	-	-
CFo_5km	-44,33	95,52	1,31	0,051	0,0028	-4,85E-01	1,07E+00	1,03E+00	31	1,04	0,306
CFo_10km	-44,64	96,15	1,94	0,037	-0,0171	-3,51E-01	7,68E-01	1,11E+00	31	0,69	0,494
H	-44,74	96,34	2,13	0,034	-0,0234	6,57E-01	-2,44E-01	4,52E-01	31	-0,54	0,593
CFv_500m	-44,74	96,35	2,14	0,034	-0,0235	-3,18E-02	1,54E+00	2,87E+00	31	0,54	0,595
Ht	-44,75	96,37	2,16	0,033	-0,0241	7,01E-01	-6,43E-02	1,24E-01	31	-0,52	0,607
DAP_med	-44,78	96,41	2,20	0,033	-0,0254	-6,78E-01	3,14E-02	6,53E-02	31	0,48	0,634
CFo_2,5km	-44,81	96,48	2,27	0,031	-0,0276	-1,90E-01	4,02E-01	9,84E-01	31	0,41	0,686
CFv_2,5km	-44,83	96,51	2,30	0,031	-0,0288	-4,67E-02	9,73E-01	2,67E+00	31	0,36	0,718
AFv_500m	-44,83	96,51	2,30	0,031	-0,0288	-2,43E-02	1,22E-06	3,36E-06	31	0,36	0,719
AFv_5km	-44,85	96,56	2,35	0,030	-0,0303	-3,16E-02	4,46E-09	1,49E-08	31	0,30	0,767
AFv_10km	-44,85	96,56	2,35	0,030	-0,0303	-3,69E-02	1,09E-09	3,68E-09	31	0,30	0,769
AFo_1km	-44,85	96,56	2,35	0,030	-0,0303	8,37E-02	-5,69E-08	1,92E-07	31	-0,30	0,770
AFv_2,5km	-44,86	96,57	2,36	0,030	-0,0306	-3,45E-02	1,94E-08	6,84E-08	31	0,28	0,778
AFo_10km	-44,86	96,57	2,36	0,030	-0,0308	4,93E-02	-6,07E-10	2,22E-09	31	-0,27	0,786
DA(reg)	-44,86	96,57	2,36	0,030	-0,0308	-1,17E-01	2,56E-05	9,40E-05	31	0,27	0,788
CFv_1km	-44,86	96,57	2,36	0,030	-0,0308	-1,55E-02	5,72E-01	2,11E+00	31	0,27	0,788
CFv_10km	-44,87	96,59	2,38	0,030	-0,0314	4,57E-02	-7,58E-01	3,21E+00	31	-0,24	0,815
DA(sp)	-44,87	96,60	2,39	0,030	-0,0317	4,87E-17	-3,93E-02	1,82E-01	31	-0,22	0,831
DoA(T)	-44,88	96,61	2,40	0,029	-0,0321	1,12E-01	-3,60E-03	1,89E-02	31	-0,19	0,850
AFo_500m	-44,89	96,64	2,43	0,029	-0,0327	-4,36E-02	9,59E-08	7,34E-07	31	0,13	0,897
Vol	-44,89	96,64	2,43	0,029	-0,0329	1,77E-02	-2,45E-05	2,18E-04	31	-0,11	0,912
AFv_1km	-44,89	96,64	2,43	0,029	-0,0331	6,54E-03	-4,69E-08	5,18E-07	31	-0,09	0,928
CFo_1km	-44,89	96,65	2,44	0,029	-0,0331	2,76E-02	-5,34E-02	6,99E-01	31	-0,08	0,940
CFo_500m	-44,90	96,65	2,44	0,029	-0,0331	-2,75E-02	4,57E-02	6,22E-01	31	0,07	0,942
CFv_5km	-44,90	96,65	2,44	0,029	-0,0332	1,04E-02	-1,87E-01	2,94E+00	31	-0,06	0,950
AFo_2,5km	-44,90	96,65	2,44	0,029	-0,0332	1,24E-02	-1,82E-09	3,52E-08	31	-0,05	0,959
DoA(sp)	-44,90	96,65	2,44	0,029	-0,0332	4,94E-17	9,27E-03	1,83E-01	31	0,05	0,960
DA(T)	-44,90	96,65	2,44	0,029	-0,0333	1,99E-02	-2,99E-05	1,07E-03	31	-0,03	0,978
AFo_5km	-44,90	96,65	2,44	0,029	-0,0333	2,89E-04	-1,31E-11	8,85E-09	31	0,00	0,999

**Tabela A1.29** Modelos de regressão linear entre a índice de fixação (f) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Butia catarinensis*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
Nulo	-12,24	30,48	0,00	0,186	0,0000	-1,48E-16	-	-	-	-	-
AFo_5km	-10,50	31,79	1,31	0,097	0,2245	3,26E-01	-4,02E-08	2,21E-08	8	-1,82	0,111
AFo_2,5km	-10,63	32,07	1,59	0,084	0,2002	3,50E-01	-1,39E-07	8,01E-08	8	-1,73	0,127
CFo_1km	-11,06	32,93	2,45	0,055	0,1200	-6,97E-01	2,65E+00	1,83E+00	8	1,45	0,191
CFo_2,5km	-11,30	33,39	2,91	0,043	0,0736	-7,31E-01	3,27E+00	2,56E+00	8	1,28	0,242
AFo_1km	-11,35	33,49	3,01	0,041	0,0632	3,56E-01	-5,07E-07	4,08E-07	8	-1,24	0,255
AFo_10km	-11,42	33,64	3,16	0,038	0,0473	2,14E-01	-8,63E-09	7,30E-09	8	-1,18	0,276
AFv_500m	-11,61	34,02	3,54	0,032	0,0062	7,65E-02	-3,18E-06	3,10E-06	8	-1,02	0,340
CFo_500m	-11,61	34,03	3,55	0,032	0,0056	-4,37E-01	1,59E+00	1,56E+00	8	1,02	0,341
AFo_500m	-11,88	34,56	4,08	0,024	-0,0547	3,09E-01	-1,12E-06	1,46E-06	8	-0,76	0,469
CFv_500m	-11,98	34,77	4,29	0,022	-0,0793	-9,78E-02	1,45E+00	2,26E+00	8	0,64	0,541
CFv_1km	-12,01	34,83	4,34	0,021	-0,0865	-1,11E-01	2,17E+00	3,60E+00	8	0,60	0,566
DA(T)	-12,03	34,86	4,37	0,021	-0,0901	-2,24E+00	3,01E-03	5,17E-03	8	0,58	0,579
Ht	-12,06	34,92	4,44	0,020	-0,0983	3,45E+00	-3,47E-01	6,52E-01	8	-0,53	0,611
DA(sp)	-12,11	35,03	4,55	0,019	-0,1114	-1,42E-16	1,66E-01	3,73E-01	8	0,45	0,670
DoA(sp)	-12,11	35,03	4,55	0,019	-0,1114	-1,48E-16	1,66E-01	3,73E-01	8	0,45	0,670
CFv_5km	-12,12	35,04	4,56	0,019	-0,1128	1,19E-01	-3,71E+00	8,54E+00	8	-0,43	0,677
Vol	-12,12	35,05	4,57	0,019	-0,1137	6,88E-01	-6,18E-03	1,44E-02	8	-0,43	0,681
AFv_1km	-12,15	35,10	4,62	0,018	-0,1198	-1,51E-02	-3,33E-07	8,76E-07	8	-0,38	0,715
DA(reg)	-12,17	35,14	4,66	0,018	-0,1251	-1,16E+00	1,16E-04	3,48E-04	8	0,33	0,749
CFo_5km	-12,18	35,17	4,69	0,018	-0,1287	-1,71E-01	7,10E-01	2,39E+00	8	0,30	0,775
AFv_5km	-12,19	35,18	4,70	0,018	-0,1301	9,19E-03	-1,20E-08	4,27E-08	8	-0,28	0,787
H	-12,21	35,23	4,75	0,017	-0,1361	1,17E+00	-4,04E-01	1,97E+00	8	-0,20	0,844
CFo_10km	-12,22	35,24	4,76	0,017	-0,1372	-1,03E-01	3,90E-01	2,08E+00	8	0,19	0,857
AFv_2,5km	-12,22	35,25	4,77	0,017	-0,1386	-6,09E-03	-2,58E-08	1,60E-07	8	-0,16	0,877
CFv_2,5km	-12,23	35,26	4,78	0,017	-0,1404	-2,81E-02	7,79E-01	6,28E+00	8	0,12	0,905
DAP_med	-12,23	35,27	4,79	0,017	-0,1414	4,74E-01	-2,78E-02	2,90E-01	8	-0,10	0,926
DoA(T)	-12,24	35,27	4,79	0,017	-0,1421	2,63E-01	-1,21E-02	1,73E-01	8	-0,07	0,946
CFv_10km	-12,24	35,28	4,80	0,017	-0,1422	-3,71E-02	9,91E-01	1,61E+01	8	0,06	0,953
AFv_10km	-12,24	35,28	4,80	0,017	-0,1425	-4,74E-03	4,39E-10	8,96E-09	8	0,05	0,962

**Tabela A1.30** Modelos de regressão linear entre a índice de fixação (f) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Butia eriospatha*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
DoA(sp)	-17,60	43,59	0,00	0,096	0,1562	0,00E+00	-4,70E-01	2,55E-01	13	-1,85	0,090
DA(sp)	-17,60	43,60	0,01	0,096	0,1558	-2,79E-17	-4,70E-01	2,55E-01	13	-1,84	0,090
Nulo	-19,35	43,78	0,19	0,087	0,0000	0,00E+00	-	-	-	-	-
AFv_2,5km	-17,80	43,99	0,40	0,079	0,1319	-2,30E-01	1,70E-07	9,88E-08	13	1,73	0,110
DoA(T)	-18,28	44,97	1,37	0,048	0,0692	1,87E+00	-9,65E-02	6,88E-02	13	-1,40	0,186
AFv_500m	-18,43	45,25	1,66	0,042	0,0501	-1,67E-01	2,28E-06	1,76E-06	13	1,30	0,219
AFv_5km	-18,53	45,45	1,86	0,038	0,0366	-2,59E-01	4,01E-08	3,28E-08	13	1,22	0,245
DA(T)	-18,59	45,57	1,98	0,036	0,0281	1,59E+00	-3,06E-03	2,61E-03	13	-1,17	0,263
AFo_2,5km	-18,74	45,87	2,28	0,031	0,0070	-3,66E-01	5,64E-08	5,40E-08	13	1,04	0,317
AFv_1km	-18,81	46,02	2,43	0,029	-0,0036	-1,57E-01	6,36E-07	6,52E-07	13	0,98	0,348
Ht	-18,86	46,12	2,52	0,027	-0,0104	-2,77E+00	2,56E-01	2,76E-01	13	0,93	0,370
AFv_10km	-18,86	46,13	2,53	0,027	-0,0111	-1,87E-01	8,93E-09	9,65E-09	13	0,93	0,373
Vol	-18,90	46,21	2,61	0,026	-0,0169	1,14E+00	-6,20E-03	7,00E-03	13	-0,89	0,393
CFv_2,5km	-18,94	46,27	2,68	0,025	-0,0217	-3,29E-01	3,41E+00	4,01E+00	13	0,85	0,412
H	-18,94	46,28	2,69	0,025	-0,0225	1,47E+00	-6,18E-01	7,31E-01	13	-0,84	0,415
AFo_5km	-18,97	46,33	2,74	0,024	-0,0261	-2,55E-01	1,14E-08	1,40E-08	13	0,82	0,429
AFo_500m	-19,02	46,43	2,84	0,023	-0,0335	-4,29E-01	1,04E-06	1,36E-06	13	0,76	0,461
AFo_1km	-19,03	46,46	2,87	0,023	-0,0358	-3,68E-01	2,53E-07	3,41E-07	13	0,74	0,472
CFv_500m	-19,14	46,67	3,08	0,021	-0,0514	-7,68E-02	1,24E+00	2,05E+00	13	0,60	0,557
CFo_1km	-19,14	46,68	3,09	0,021	-0,0519	-3,53E-01	8,35E-01	1,40E+00	13	0,60	0,561
CFv_1km	-19,16	46,73	3,13	0,020	-0,0556	-1,42E-01	1,89E+00	3,36E+00	13	0,56	0,585
CFv_5km	-19,18	46,75	3,16	0,020	-0,0571	-2,37E-01	2,32E+00	4,25E+00	13	0,55	0,596
CFo_500m	-19,20	46,79	3,20	0,019	-0,0605	-2,63E-01	6,68E-01	1,31E+00	13	0,51	0,620
CFv_10km	-19,32	47,04	3,44	0,017	-0,0790	-1,06E-01	1,05E+00	4,81E+00	13	0,22	0,831
DA(reg)	-19,32	47,05	3,45	0,017	-0,0797	4,24E-01	-9,42E-05	4,69E-04	13	-0,20	0,844
CFo_2,5km	-19,33	47,07	3,47	0,017	-0,0814	-1,15E-01	2,56E-01	1,75E+00	13	0,15	0,886
AFo_10km	-19,34	47,07	3,48	0,017	-0,0817	-3,78E-02	5,08E-10	3,83E-09	13	0,13	0,897
CFo_10km	-19,34	47,08	3,49	0,017	-0,0827	-1,03E-01	2,20E-01	2,69E+00	13	0,08	0,936
DAP_med	-19,34	47,09	3,49	0,017	-0,0830	-3,98E-01	1,99E-02	3,15E-01	13	0,06	0,951
CFo_5km	-19,35	47,09	3,50	0,017	-0,0833	-2,38E-03	5,12E-03	2,12E+00	13	0,00	0,998

**Tabela A1.31** Modelos de regressão linear entre a índice de fixação (f) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Calophyllum brasiliense*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
AFo_500m	-7,72	26,24	0,00	0,390	0,5817	1,91E+00	-3,35E-06	9,63E-07	8	-3,48	0,010
CFo_500m	-8,57	27,94	1,71	0,166	0,4942	2,24E+00	-2,98E+00	1,00E+00	8	-2,97	0,021
AFo_1km	-9,11	29,03	2,79	0,097	0,4295	1,05E+00	-6,03E-07	2,28E-07	8	-2,65	0,033
AFo_10km	-9,81	30,42	4,18	0,048	0,3344	4,43E-01	-7,06E-09	3,15E-09	8	-2,24	0,060
AFo_2,5km	-9,81	30,43	4,19	0,048	0,3333	5,97E-01	-8,08E-08	3,61E-08	8	-2,24	0,060
Nulo	-12,24	30,48	4,25	0,047	0,0000	1,20E-16	-	-	-	-	-
AFo_5km	-9,87	30,55	4,31	0,045	0,3244	4,67E-01	-2,15E-08	9,79E-09	8	-2,20	0,064
CFo_1km	-10,85	32,51	6,27	0,017	0,1601	1,20E+00	-1,86E+00	1,17E+00	8	-1,59	0,156
CFo_5km	-10,97	32,73	6,50	0,015	0,1389	1,33E+00	-2,22E+00	1,47E+00	8	-1,51	0,174
CFo_10km	-11,20	33,21	6,97	0,012	0,0921	1,39E+00	-2,42E+00	1,80E+00	8	-1,35	0,220
CFo_2,5km	-11,25	33,30	7,06	0,011	0,0829	1,09E+00	-1,80E+00	1,37E+00	8	-1,31	0,231
AFv_10km	-11,31	33,43	7,19	0,011	0,0701	2,52E-01	-1,99E-08	1,58E-08	8	-1,27	0,246
AFv_5km	-11,59	33,97	7,74	0,008	0,0117	3,10E-01	-8,57E-08	8,19E-08	8	-1,05	0,330
DoA(sp)	-11,76	34,32	8,08	0,007	-0,0268	1,44E-16	-3,19E-01	3,58E-01	8	-0,89	0,403
DA(sp)	-11,94	34,67	8,44	0,006	-0,0683	1,27E-16	-2,55E-01	3,65E-01	8	-0,70	0,507
AFv_1km	-11,95	34,70	8,47	0,006	-0,0718	-2,35E-01	5,72E-07	8,40E-07	8	0,68	0,518
Vol	-12,07	34,94	8,70	0,005	-0,1001	-5,26E-01	6,23E-03	1,19E-02	8	0,52	0,618
AFv_2,5km	-12,07	34,94	8,71	0,005	-0,1005	-1,71E-01	1,22E-07	2,35E-07	8	0,52	0,620
CFv_1km	-12,08	34,97	8,73	0,005	-0,1036	-1,66E-01	1,25E+00	2,51E+00	8	0,50	0,633
CFv_500m	-12,10	35,00	8,77	0,005	-0,1082	-1,57E-01	1,14E+00	2,45E+00	8	0,47	0,654
DoA(T)	-12,11	35,02	8,79	0,005	-0,1105	-5,70E-01	2,76E-02	6,11E-02	8	0,45	0,665
H	-12,12	35,03	8,79	0,005	-0,1115	-7,58E-01	2,48E-01	5,59E-01	8	0,44	0,670
CFv_2,5km	-12,12	35,04	8,81	0,005	-0,1130	-1,72E-01	1,48E+00	3,40E+00	8	0,43	0,678
AFv_500m	-12,12	35,05	8,81	0,005	-0,1134	-1,48E-01	1,29E-06	2,99E-06	8	0,43	0,680
DA(reg)	-12,13	35,06	8,83	0,005	-0,1152	-1,58E+00	2,25E-04	5,41E-04	8	0,42	0,690
CFv_10km	-12,13	35,07	8,83	0,005	-0,1160	2,80E-01	-2,94E+00	7,17E+00	8	-0,41	0,694
DA(T)	-12,16	35,12	8,89	0,005	-0,1227	-3,78E-01	5,80E-04	1,63E-03	8	0,35	0,733
DAP_med	-12,17	35,14	8,91	0,005	-0,1256	8,31E-01	-4,61E-02	1,41E-01	8	-0,33	0,753
CFv_5km	-12,23	35,27	9,03	0,004	-0,1410	-6,68E-02	7,66E-01	7,09E+00	8	0,11	0,917
Ht	-12,24	35,28	9,05	0,004	-0,1428	3,54E-02	-3,37E-03	1,91E-01	8	-0,02	0,986

**Tabela A1.32** Modelos de regressão linear entre a índice de fixação (f) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Cedrela fissilis*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo,  $R^2$ ajs.:  $R^2$  ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	$R^2$ ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
CFv_1km	-6,64	24,08	0,00	0,447	0,6709	2,59E-01	-1,59E+01	3,83E+00	8	-4,16	0,004
CFv_2,5km	-7,76	26,32	2,24	0,146	0,5778	1,57E-01	-1,29E+01	3,72E+00	8	-3,46	0,011
Vol	-8,28	27,36	3,28	0,087	0,5261	4,81E-01	-1,10E-03	3,49E-04	8	-3,14	0,016
AFo_500m	-8,79	28,39	4,31	0,052	0,4686	1,66E+00	-3,50E-06	1,23E-06	8	-2,84	0,025
CFo_500m	-9,08	28,97	4,89	0,039	0,4333	1,90E+00	-3,03E+00	1,14E+00	8	-2,67	0,032
Ht	-9,31	29,42	5,34	0,031	0,4042	5,23E+00	-4,63E-01	1,82E-01	8	-2,54	0,039
AFv_2,5km	-9,63	30,06	5,98	0,022	0,3601	8,09E-02	-4,04E-07	1,72E-07	8	-2,35	0,051
H	-9,70	30,20	6,12	0,021	0,3504	-5,89E+00	1,99E+00	8,63E-01	8	2,31	0,055
Nulo	-12,24	30,48	6,40	0,018	0,0000	-1,48E-16	-	-	-	-	-
CFv_5km	-9,95	30,69	6,62	0,016	0,3136	1,69E-03	-2,00E+01	9,26E+00	8	-2,16	0,068
AFv_1km	-10,23	31,26	7,18	0,012	0,2691	3,11E-02	-2,49E-06	1,25E-06	8	-1,99	0,087
AFv_500m	-10,34	31,47	7,40	0,011	0,2515	1,05E-02	-6,70E-06	3,49E-06	8	-1,92	0,096
AFo_2,5km	-10,35	31,51	7,43	0,011	0,2485	5,56E-01	-1,53E-07	8,04E-08	8	-1,91	0,098
AFo_5km	-10,40	31,60	7,53	0,010	0,2404	3,60E-01	-4,76E-08	2,53E-08	8	-1,88	0,102
CFo_2,5km	-10,51	31,82	7,74	0,009	0,2222	1,49E+00	-4,20E+00	2,32E+00	8	-1,81	0,113
AFo_1km	-10,68	32,16	8,09	0,008	0,1916	8,07E-01	-6,86E-07	4,03E-07	8	-1,70	0,133
DoA(T)	-10,69	32,17	8,10	0,008	0,1907	1,24E+00	-4,94E-02	2,91E-02	8	-1,70	0,133
CFo_1km	-10,73	32,27	8,19	0,007	0,1825	1,21E+00	-2,63E+00	1,57E+00	8	-1,67	0,139
CFv_500m	-10,76	32,33	8,25	0,007	0,1769	7,78E-02	-6,13E+00	3,72E+00	8	-1,65	0,143
DAP_med	-10,85	32,50	8,43	0,007	0,1607	4,01E+00	-1,74E-01	1,09E-01	8	-1,59	0,156
AFv_5km	-11,12	33,04	8,97	0,005	0,1086	5,02E-02	-6,64E-08	4,72E-08	8	-1,41	0,203
AFo_10km	-11,16	33,13	9,05	0,005	0,1002	2,08E-01	-1,33E-08	9,64E-09	8	-1,38	0,211
DA(reg)	-11,23	33,27	9,19	0,005	0,0864	-1,78E+00	4,00E-04	3,02E-04	8	1,33	0,227
CFv_10km	-11,71	34,22	10,15	0,003	-0,0163	3,07E-02	-9,69E+00	1,04E+01	8	-0,93	0,382
DA(T)	-11,76	34,32	10,24	0,003	-0,0271	8,65E-01	-1,92E-03	2,16E-03	8	-0,89	0,404
AFv_10km	-11,86	34,53	10,45	0,002	-0,0508	-2,97E-02	-8,61E-09	1,10E-08	8	-0,78	0,459
CFo_5km	-11,94	34,67	10,59	0,002	-0,0679	7,89E-01	-2,43E+00	3,46E+00	8	-0,70	0,506
DoA(sp)	-11,95	34,71	10,63	0,002	-0,0724	-1,43E-16	2,48E-01	3,66E-01	8	0,68	0,519
CFo_10km	-12,19	35,18	11,11	0,002	-0,1305	3,69E-01	-1,12E+00	4,04E+00	8	-0,28	0,790
DA(sp)	-12,24	35,27	11,19	0,002	-0,1415	-1,49E-16	3,44E-02	3,78E-01	8	0,09	0,930

**Tabela A1.33** Modelos de regressão linear entre a índice de fixação (f) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Dicksonia sellowiana*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
AFv_2,5km	-11,22	32,44	0,00	0,182	0,3096	5,13E-01	-3,81E-07	1,70E-07	9	-2,24	0,055
Nulo	-13,66	33,04	0,60	0,135	0,0000	7,02E-17	-	-	-	-	-
AFv_10km	-11,69	33,37	0,93	0,115	0,2423	-4,21E-01	1,54E-08	7,83E-09	9	1,97	0,084
DA(reg)	-12,45	34,91	2,47	0,053	0,1164	1,41E+00	-3,50E-04	2,37E-04	9	-1,48	0,178
CFo_500m	-12,97	35,94	3,50	0,032	0,0203	1,20E+00	-1,51E+00	1,39E+00	9	-1,09	0,308
AFo_500m	-13,02	36,05	3,61	0,030	0,0097	1,13E+00	-1,81E-06	1,74E-06	9	-1,04	0,327
CFo_10km	-13,18	36,36	3,92	0,026	-0,0219	-8,43E-01	1,89E+00	2,11E+00	9	0,90	0,395
AFo_10km	-13,23	36,45	4,01	0,025	-0,0309	-2,71E-01	3,83E-09	4,48E-09	9	0,85	0,418
AFv_1km	-13,24	36,48	4,04	0,024	-0,0342	1,07E-01	-1,03E-06	1,23E-06	9	-0,84	0,426
CFv_2,5km	-13,27	36,54	4,09	0,024	-0,0397	2,28E-01	-3,89E+00	4,80E+00	9	-0,81	0,441
AFv_500m	-13,40	36,80	4,36	0,021	-0,0675	-8,92E-02	5,14E-06	7,83E-06	9	0,66	0,530
DoA(sp)	-13,43	36,86	4,41	0,020	-0,0734	7,77E-17	-2,14E-01	3,45E-01	9	-0,62	0,552
H	-13,46	36,93	4,49	0,019	-0,0813	9,76E-01	-3,67E-01	6,46E-01	9	-0,57	0,585
CFv_500m	-13,47	36,94	4,50	0,019	-0,0825	-8,06E-02	3,52E+00	6,28E+00	9	0,56	0,591
AFo_1km	-13,49	36,98	4,53	0,019	-0,0864	5,49E-01	-2,79E-07	5,24E-07	9	-0,53	0,608
DoA(T)	-13,50	37,00	4,55	0,019	-0,0887	5,12E-01	-1,44E-02	2,78E-02	9	-0,52	0,619
DAP_med	-13,51	37,03	4,58	0,018	-0,0917	1,33E+00	-5,86E-02	1,19E-01	9	-0,49	0,635
CFo_5km	-13,52	37,04	4,59	0,018	-0,0929	-4,07E-01	8,91E-01	1,84E+00	9	0,48	0,641
CFo_1km	-13,52	37,04	4,59	0,018	-0,0930	5,52E-01	-8,60E-01	1,78E+00	9	-0,48	0,641
DA(T)	-13,54	37,08	4,63	0,018	-0,0972	5,74E-01	-8,51E-04	1,89E-03	9	-0,45	0,665
CFv_1km	-13,55	37,11	4,66	0,018	-0,1007	5,64E-02	-1,74E+00	4,13E+00	9	-0,42	0,685
DA(sp)	-13,58	37,17	4,72	0,017	-0,1072	6,14E-17	-1,26E-01	3,51E-01	9	-0,36	0,729
AFo_5km	-13,61	37,22	4,78	0,017	-0,1135	-1,05E-01	4,77E-09	1,66E-08	9	0,29	0,781
CFv_10km	-13,62	37,23	4,79	0,017	-0,1148	-9,72E-02	1,69E+00	6,24E+00	9	0,27	0,793
CFo_2,5km	-13,62	37,23	4,79	0,017	-0,1148	-2,96E-01	5,56E-01	2,06E+00	9	0,27	0,794
AFv_5km	-13,65	37,30	4,85	0,016	-0,1219	-3,02E-02	5,81E-09	3,88E-08	9	0,15	0,885
AFo_2,5km	-13,65	37,30	4,86	0,016	-0,1221	-9,81E-02	1,11E-08	7,79E-08	9	0,14	0,890
CFv_5km	-13,65	37,31	4,87	0,016	-0,1233	3,38E-02	-5,30E-01	4,80E+00	9	-0,11	0,915
Ht	-13,66	37,32	4,88	0,016	-0,1249	-6,63E-02	5,97E-03	1,89E-01	9	0,03	0,976
Vol	-13,66	37,32	4,88	0,016	-0,1250	-3,63E-03	3,56E-06	2,98E-04	9	0,01	0,991

**Tabela A1.34** Modelos de regressão linear entre a índice de fixação (f) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Euterpe edulis*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
DA(reg)	-26,32	60,15	0,00	0,098	0,0952	-7,49E-01	8,32E-05	4,80E-05	19	1,73	0,100
Nulo	-27,87	60,44	0,29	0,085	0,0000	-7,45E-17	-	-	-	-	-
CFv_5km	-26,75	61,00	0,85	0,064	0,0557	4,08E-01	-7,64E+00	5,24E+00	19	-1,46	0,163
AFv_2,5km	-27,07	61,65	1,50	0,047	0,0249	1,24E-01	-1,88E-07	1,54E-07	19	-1,22	0,239
CFv_10km	-27,17	61,83	1,69	0,042	0,0156	4,02E-01	-8,25E+00	7,23E+00	19	-1,14	0,269
AFv_5km	-27,17	61,84	1,69	0,042	0,0153	1,70E-01	-6,42E-08	5,64E-08	19	-1,14	0,270
Vol	-27,19	61,87	1,72	0,042	0,0138	-5,70E-01	4,40E-03	3,91E-03	19	1,12	0,275
DAP_med	-27,23	61,96	1,81	0,040	0,0096	-1,87E+00	9,71E-02	8,92E-02	19	1,09	0,291
CFv_2,5km	-27,47	62,44	2,29	0,031	-0,0144	1,54E-01	-2,87E+00	3,36E+00	19	-0,85	0,404
DoA(T)	-27,57	62,65	2,50	0,028	-0,0252	-5,64E-01	2,06E-02	2,82E-02	19	0,73	0,475
CFo_2,5km	-27,58	62,66	2,51	0,028	-0,0260	5,63E-01	-8,30E-01	1,15E+00	19	-0,72	0,481
AFo_500m	-27,59	62,69	2,54	0,028	-0,0273	5,96E-01	-9,27E-07	1,32E-06	19	-0,70	0,490
CFo_1km	-27,61	62,72	2,57	0,027	-0,0288	5,62E-01	-7,57E-01	1,11E+00	19	-0,68	0,502
DA(sp)	-27,61	62,73	2,58	0,027	-0,0294	-9,01E-17	1,57E-01	2,33E-01	19	0,68	0,507
CFo_500m	-27,62	62,73	2,58	0,027	-0,0295	6,42E-01	-7,74E-01	1,15E+00	19	-0,68	0,508
AFo_2,5km	-27,62	62,74	2,59	0,027	-0,0300	3,22E-01	-2,77E-08	4,15E-08	19	-0,67	0,513
AFo_1km	-27,65	62,79	2,64	0,026	-0,0327	3,54E-01	-1,62E-07	2,58E-07	19	-0,63	0,536
DoA(sp)	-27,65	62,80	2,65	0,026	-0,0332	-7,09E-17	1,46E-01	2,33E-01	19	0,62	0,540
CFo_5km	-27,67	62,84	2,69	0,026	-0,0350	5,26E-01	-7,95E-01	1,33E+00	19	-0,60	0,558
AFv_500m	-27,81	63,12	2,97	0,022	-0,0497	2,63E-02	-1,03E-06	3,25E-06	19	-0,32	0,755
H	-27,81	63,12	2,97	0,022	-0,0499	9,40E-01	-2,81E-01	9,03E-01	19	-0,31	0,759
CFo_10km	-27,82	63,14	2,99	0,022	-0,0508	2,84E-01	-4,39E-01	1,54E+00	19	-0,29	0,778
AFo_10km	-27,82	63,14	2,99	0,022	-0,0508	-1,12E-01	7,48E-10	2,63E-09	19	0,28	0,779
CFv_500m	-27,82	63,15	3,00	0,022	-0,0511	2,38E-02	-6,93E-01	2,52E+00	19	-0,27	0,787
AFo_5km	-27,83	63,17	3,02	0,022	-0,0523	1,04E-01	-2,48E-09	1,05E-08	19	-0,24	0,815
AFv_1km	-27,84	63,17	3,02	0,022	-0,0525	2,38E-02	-1,95E-07	8,53E-07	19	-0,23	0,822
Ht	-27,85	63,20	3,05	0,021	-0,0539	-4,59E-01	4,02E-02	2,41E-01	19	0,17	0,869
DA(T)	-27,85	63,20	3,05	0,021	-0,0540	2,16E-01	-2,71E-04	1,64E-03	19	-0,16	0,871
CFv_1km	-27,87	63,23	3,08	0,021	-0,0555	4,41E-03	-8,24E-02	2,57E+00	19	-0,03	0,975
AFv_10km	-27,87	63,23	3,08	0,021	-0,0555	1,50E-03	-2,88E-10	9,11E-09	19	-0,03	0,975

**Tabela A1.35** Modelos de regressão linear entre a índice de fixação (f) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Myrocarpus frondosus*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
CFv_500m	-4,51	19,82	0,00	0,866	0,7949	-3,86E-02	-1,49E+01	2,64E+00	8	-5,66	0,001
AFv_500m	-6,55	23,91	4,08	0,112	0,6771	1,32E-01	-1,87E-05	4,45E-06	8	-4,22	0,004
Nulo	-12,24	30,48	10,66	0,004	0,0000	-7,40E-17	-	-	-	-	-
DA(T)	-10,63	32,06	12,24	0,002	0,2007	-1,44E+00	3,16E-03	1,82E-03	8	1,73	0,126
DoA(T)	-10,84	32,47	12,65	0,002	0,1637	-1,09E+00	5,39E-02	3,36E-02	8	1,60	0,153
DoA(sp)	-10,99	32,78	12,95	0,001	0,1347	-8,31E-17	4,93E-01	3,29E-01	8	1,50	0,178
Vol	-11,12	33,04	13,22	0,001	0,1090	-3,87E-01	3,35E-03	2,38E-03	8	1,41	0,202
DA(sp)	-11,24	33,28	13,46	0,001	0,0848	-7,40E-17	4,46E-01	3,38E-01	8	1,32	0,229
AFo_500m	-11,55	33,89	14,07	0,001	0,0206	7,75E-01	-1,91E-06	1,77E-06	8	-1,08	0,316
CFo_500m	-11,56	33,91	14,09	0,001	0,0184	8,28E-01	-1,57E+00	1,46E+00	8	-1,07	0,319
AFo_1km	-11,76	34,32	14,50	0,001	-0,0270	4,74E-01	-5,22E-07	5,88E-07	8	-0,89	0,404
AFv_1km	-11,90	34,59	14,77	0,001	-0,0587	-6,57E-03	-1,10E-06	1,48E-06	8	-0,75	0,480
CFv_1km	-11,91	34,62	14,80	0,001	-0,0621	-4,72E-02	-3,93E+00	5,39E+00	8	-0,73	0,489
CFo_1km	-12,03	34,85	15,03	0,000	-0,0900	5,66E-01	-1,51E+00	2,59E+00	8	-0,58	0,579
DAP_med	-12,10	34,99	15,17	0,000	-0,1070	1,00E+00	-4,96E-02	1,04E-01	8	-0,48	0,649
AFv_2,5km	-12,13	35,05	15,23	0,000	-0,1145	-1,30E-01	-9,66E-08	2,29E-07	8	-0,42	0,685
AFo_2,5km	-12,13	35,06	15,23	0,000	-0,1148	1,48E-01	-5,73E-08	1,37E-07	8	-0,42	0,687
DA(reg)	-12,14	35,08	15,26	0,000	-0,1176	-2,77E-01	6,64E-05	1,67E-04	8	0,40	0,703
Ht	-12,16	35,13	15,31	0,000	-0,1236	-7,95E-01	8,22E-02	2,37E-01	8	0,35	0,739
AFv_5km	-12,18	35,15	15,33	0,000	-0,1270	-6,35E-02	-1,38E-08	4,38E-08	8	-0,31	0,763
AFv_10km	-12,19	35,18	15,35	0,000	-0,1295	-7,57E-02	-4,56E-09	1,59E-08	8	-0,29	0,782
AFo_5km	-12,21	35,23	15,40	0,000	-0,1359	4,43E-02	-7,80E-09	3,75E-08	8	-0,21	0,841
CFo_2,5km	-12,22	35,24	15,41	0,000	-0,1372	-2,52E-01	7,08E-01	3,79E+00	8	0,19	0,857
AFo_10km	-12,22	35,25	15,43	0,000	-0,1387	2,69E-02	-2,65E-09	1,65E-08	8	-0,16	0,877
CFv_10km	-12,23	35,25	15,43	0,000	-0,1392	-4,09E-02	-3,16E+00	2,12E+01	8	-0,15	0,886
H	-12,23	35,25	15,43	0,000	-0,1395	5,76E-01	-1,89E-01	1,31E+00	8	-0,14	0,890
CFo_5km	-12,23	35,27	15,45	0,000	-0,1414	-1,47E-01	4,44E-01	4,75E+00	8	0,09	0,928
CFv_5km	-12,24	35,27	15,45	0,000	-0,1420	-9,93E-03	-8,11E-01	1,10E+01	8	-0,07	0,944
CFv_2,5km	-12,24	35,28	15,45	0,000	-0,1423	-8,48E-03	-3,78E-01	6,52E+00	8	-0,06	0,955
CFo_10km	-12,24	35,28	15,46	0,000	-0,1428	3,93E-02	-1,24E-01	5,46E+00	8	-0,02	0,982

**Tabela A1.36** Modelos de regressão linear entre a índice de fixação (f) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Ocotea catharinensis*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
CFv_2,5km	-20,82	49,23	0,00	0,585	0,4146	4,81E-01	-1,44E+01	3,88E+00	18	-3,71	0,002
CFv_5km	-21,57	50,74	1,51	0,275	0,3662	6,80E-01	-1,66E+01	4,91E+00	18	-3,38	0,004
CFv_10km	-23,68	54,96	5,73	0,033	0,2087	5,60E-01	-1,51E+01	6,29E+00	18	-2,40	0,028
DA(T)	-24,66	56,92	7,69	0,013	0,1225	2,23E+00	-2,88E-03	1,54E-03	18	-1,87	0,078
Nulo	-26,45	57,64	8,41	0,009	0,0000	-1,02E-16	-	-	-	-	-
Ht	-25,05	57,70	8,47	0,008	0,0859	-4,64E+00	4,00E-01	2,44E-01	18	1,64	0,119
AFv_5km	-25,10	57,80	8,57	0,008	0,0809	2,79E-01	-1,06E-07	6,61E-08	18	-1,61	0,126
DAP_med	-25,54	58,69	9,45	0,005	0,0372	-2,36E+00	1,16E-01	8,88E-02	18	1,30	0,210
DA(sp)	-25,72	59,04	9,81	0,004	0,0190	-1,23E-16	-2,71E-01	2,33E-01	18	-1,16	0,262
CFo_1km	-25,87	59,33	10,10	0,004	0,0038	1,04E+00	-1,23E+00	1,19E+00	18	-1,03	0,316
AFo_1km	-25,88	59,36	10,13	0,004	0,0025	8,96E-01	-3,41E-07	3,34E-07	18	-1,02	0,321
AFv_2,5km	-25,91	59,42	10,19	0,004	-0,0010	9,22E-02	-1,79E-07	1,81E-07	18	-0,99	0,335
CFv_1km	-25,93	59,47	10,23	0,004	-0,0031	8,13E-02	-4,04E+00	4,15E+00	18	-0,97	0,345
CFo_500m	-25,95	59,50	10,27	0,003	-0,0050	1,33E+00	-1,47E+00	1,54E+00	18	-0,95	0,353
Vol	-25,98	59,55	10,32	0,003	-0,0078	6,34E-01	-4,78E-03	5,15E-03	18	-0,93	0,367
AFo_500m	-26,02	59,64	10,41	0,003	-0,0125	1,21E+00	-1,69E-06	1,92E-06	18	-0,88	0,390
H	-26,06	59,73	10,50	0,003	-0,0171	-3,19E+00	9,61E-01	1,15E+00	18	0,84	0,415
AFv_10km	-26,13	59,87	10,64	0,003	-0,0246	4,15E-02	-8,46E-09	1,12E-08	18	-0,75	0,461
AFo_2,5km	-26,15	59,90	10,67	0,003	-0,0263	5,13E-01	-3,52E-08	4,80E-08	18	-0,73	0,473
DA(reg)	-26,15	59,90	10,67	0,003	-0,0263	2,97E-01	-4,13E-05	5,63E-05	18	-0,73	0,473
AFo_5km	-26,20	60,01	10,78	0,003	-0,0322	3,98E-01	-7,28E-09	1,10E-08	18	-0,66	0,517
AFv_500m	-26,25	60,10	10,87	0,003	-0,0373	-6,27E-02	3,40E-06	5,72E-06	18	0,59	0,560
AFo_10km	-26,26	60,12	10,89	0,003	-0,0381	3,03E-01	-1,52E-09	2,61E-09	18	-0,58	0,568
CFv_500m	-26,27	60,15	10,91	0,002	-0,0397	-5,91E-02	2,44E+00	4,36E+00	18	0,56	0,583
DoA(sp)	-26,37	60,34	11,11	0,002	-0,0505	-1,04E-16	-8,86E-02	2,42E-01	18	-0,37	0,718
CFo_2,5km	-26,39	60,37	11,14	0,002	-0,0520	3,31E-01	-4,22E-01	1,27E+00	18	-0,33	0,745
AFv_1km	-26,42	60,45	11,22	0,002	-0,0564	1,75E-02	-2,67E-07	1,35E-06	18	-0,20	0,845
DoA(T)	-26,44	60,47	11,24	0,002	-0,0578	1,31E-01	-4,49E-03	3,56E-02	18	-0,13	0,901
CFo_10km	-26,45	60,49	11,26	0,002	-0,0587	3,99E-02	-5,43E-02	1,49E+00	18	-0,04	0,971
CFo_5km	-26,45	60,49	11,26	0,002	-0,0588	3,39E-02	-4,46E-02	1,34E+00	18	-0,03	0,974

**Tabela A1.37** Modelos de regressão linear entre a índice de fixação (f) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Ocotea odorifera*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
AFv_1km	-9,01	28,81	0,00	0,248	0,4431	6,29E-01	-4,46E-06	1,64E-06	8	-2,71	0,030
Nulo	-12,24	30,48	1,67	0,108	0,0000	3,70E-17	-	-	-	-	-
AFo_1km	-10,52	31,84	3,03	0,055	0,2206	-1,60E+00	7,31E-07	4,05E-07	8	1,81	0,114
DoA(T)	-10,61	32,02	3,21	0,050	0,2044	2,27E+00	-6,84E-02	3,91E-02	8	-1,75	0,124
Ht	-10,74	32,28	3,47	0,044	0,1815	5,62E+00	-4,66E-01	2,80E-01	8	-1,67	0,140
CFo_1km	-10,83	32,46	3,65	0,040	0,1648	-1,74E+00	2,40E+00	1,50E+00	8	1,61	0,152
CFv_500m	-10,98	32,77	3,96	0,034	0,1357	5,68E-01	-8,84E+00	5,89E+00	8	-1,50	0,177
CFv_1km	-11,04	32,87	4,06	0,032	0,1253	3,15E-01	-8,09E+00	5,53E+00	8	-1,46	0,186
AFo_500m	-11,04	32,87	4,06	0,032	0,1253	-2,06E+00	3,25E-06	2,22E-06	8	1,46	0,186
AFv_500m	-11,09	32,99	4,18	0,031	0,1141	5,66E-01	-1,17E-05	8,22E-06	8	-1,42	0,197
DA(sp)	-11,16	33,12	4,31	0,029	0,1011	2,42E-17	-4,62E-01	3,35E-01	8	-1,38	0,211
AFv_5km	-11,19	33,18	4,37	0,028	0,0950	2,92E-01	-1,07E-07	7,93E-08	8	-1,36	0,217
CFo_500m	-11,24	33,29	4,48	0,026	0,0841	-1,94E+00	2,37E+00	1,80E+00	8	1,32	0,229
DoA(sp)	-11,28	33,36	4,55	0,026	0,0770	3,70E-17	-4,39E-01	3,40E-01	8	-1,29	0,238
AFo_2,5km	-11,36	33,53	4,72	0,023	0,0592	-9,21E-01	7,78E-08	6,35E-08	8	1,23	0,260
CFv_10km	-11,49	33,78	4,97	0,021	0,0326	-7,06E-01	1,55E+01	1,37E+01	8	1,13	0,297
DA(T)	-11,53	33,86	5,05	0,020	0,0238	1,10E+00	-1,41E-03	1,29E-03	8	-1,09	0,311
AFv_10km	-11,60	34,01	5,20	0,018	0,0080	1,77E-01	-2,24E-08	2,17E-08	8	-1,03	0,336
CFo_2,5km	-11,81	34,42	5,61	0,015	-0,0380	-1,06E+00	1,55E+00	1,85E+00	8	0,84	0,428
H	-11,91	34,63	5,82	0,014	-0,0627	4,18E+00	-1,26E+00	1,73E+00	8	-0,73	0,491
AFv_2,5km	-11,98	34,77	5,96	0,013	-0,0792	-6,65E-02	1,73E-07	2,70E-07	8	0,64	0,541
Vol	-12,01	34,81	6,00	0,012	-0,0849	6,01E-01	-4,07E-03	6,65E-03	8	-0,61	0,560
DAP_med	-12,12	35,04	6,23	0,011	-0,1130	1,22E+00	-5,60E-02	1,29E-01	8	-0,43	0,678
CFo_10km	-12,13	35,05	6,24	0,011	-0,1144	6,31E-01	-9,62E-01	2,27E+00	8	-0,42	0,685
DA(reg)	-12,16	35,12	6,31	0,011	-0,1232	2,10E-01	-4,08E-05	1,17E-04	8	-0,35	0,737
AFo_10km	-12,17	35,14	6,33	0,010	-0,1246	2,13E-01	-1,27E-09	3,78E-09	8	-0,34	0,746
AFo_5km	-12,24	35,27	6,46	0,010	-0,1419	-5,53E-02	1,25E-09	1,63E-08	8	0,08	0,941
CFo_5km	-12,24	35,27	6,46	0,010	-0,1420	1,02E-01	-1,51E-01	2,10E+00	8	-0,07	0,945
CFv_5km	-12,24	35,28	6,47	0,010	-0,1425	-2,55E-02	4,99E-01	1,02E+01	8	0,05	0,962
CFv_2,5km	-12,24	35,28	6,47	0,010	-0,1429	1,74E-03	-3,93E-02	9,37E+00	8	0,00	0,997

**Tabela A1.38** Modelos de regressão linear entre a índice de fixação (f) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Ocotea porosa*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
CFv_500m	-14,90	38,46	0,00	0,151	0,3156	-4,68E-01	8,15E+00	3,19E+00	12	2,56	0,027
DoA(T)	-15,51	39,68	1,23	0,082	0,2480	1,65E+00	-4,61E-02	2,07E-02	12	-2,23	0,048
H	-15,58	39,83	1,37	0,076	0,2394	-3,64E+00	1,38E+00	6,30E-01	12	2,19	0,051
AFo_1km	-15,79	40,25	1,80	0,062	0,2142	9,75E-01	-5,62E-07	2,72E-07	12	-2,07	0,063
CFv_2,5km	-15,83	40,33	1,87	0,059	0,2094	-7,62E-01	8,99E+00	4,40E+00	12	2,04	0,066
DA(reg)	-15,87	40,40	1,95	0,057	0,2050	-8,51E-01	2,56E-04	1,27E-04	12	2,02	0,068
AFv_500m	-16,08	40,83	2,37	0,046	0,1785	-2,98E-01	4,72E-06	2,49E-06	12	1,90	0,084
Nulo	-17,93	41,05	2,59	0,041	0,0000	4,62E-17	-	-	-	-	-
CFo_1km	-16,22	41,10	2,64	0,040	0,1615	1,32E+00	-2,12E+00	1,16E+00	12	-1,82	0,096
DA(T)	-16,30	41,26	2,81	0,037	0,1507	1,46E+00	-2,04E-03	1,15E-03	12	-1,77	0,105
DAP_med	-16,32	41,30	2,85	0,036	0,1482	4,02E+00	-1,78E-01	1,02E-01	12	-1,76	0,107
AFo_500m	-16,53	41,73	3,27	0,029	0,1198	9,68E-01	-1,87E-06	1,15E-06	12	-1,62	0,133
Vol	-16,63	41,92	3,47	0,027	0,1065	2,89E-01	-4,16E-04	2,67E-04	12	-1,56	0,147
CFo_500m	-16,69	42,06	3,60	0,025	0,0974	1,17E+00	-1,69E+00	1,12E+00	12	-1,51	0,158
CFv_1km	-16,70	42,07	3,61	0,025	0,0965	-3,93E-01	4,92E+00	3,26E+00	12	1,51	0,159
DoA(sp)	-16,73	42,12	3,66	0,024	0,0930	3,99E-17	4,11E-01	2,75E-01	12	1,49	0,163
AFv_2,5km	-16,91	42,49	4,04	0,020	0,0664	-2,29E-01	1,27E-07	9,31E-08	12	1,36	0,201
AFo_2,5km	-16,92	42,51	4,05	0,020	0,0656	6,24E-01	-7,52E-08	5,54E-08	12	-1,36	0,202
DA(sp)	-16,98	42,64	4,18	0,019	0,0561	2,92E-17	3,67E-01	2,80E-01	12	1,31	0,217
AFv_1km	-17,11	42,89	4,44	0,016	0,0372	-2,84E-01	1,14E-06	9,39E-07	12	1,21	0,252
CFo_2,5km	-17,12	42,90	4,44	0,016	0,0367	1,46E+00	-2,60E+00	2,16E+00	12	-1,21	0,253
Ht	-17,29	43,25	4,79	0,014	0,0105	3,08E+00	-2,71E-01	2,55E-01	12	-1,06	0,311
CFv_5km	-17,48	43,63	5,18	0,011	-0,0191	-5,65E-01	5,18E+00	5,88E+00	12	0,88	0,397
AFv_5km	-17,57	43,81	5,36	0,010	-0,0332	-2,09E-01	1,80E-08	2,30E-08	12	0,78	0,450
AFv_10km	-17,59	43,84	5,39	0,010	-0,0357	-2,20E-01	3,75E-09	4,90E-09	12	0,77	0,460
AFo_5km	-17,61	43,88	5,42	0,010	-0,0384	3,39E-01	-1,21E-08	1,63E-08	12	-0,75	0,471
CFo_5km	-17,65	43,96	5,50	0,010	-0,0448	1,06E+00	-2,02E+00	2,90E+00	12	-0,70	0,501
CFo_10km	-17,77	44,21	5,75	0,009	-0,0651	8,34E-01	-1,57E+00	3,04E+00	12	-0,52	0,616
AFo_10km	-17,91	44,49	6,03	0,007	-0,0884	6,48E-02	-6,03E-10	3,79E-09	12	-0,16	0,876
CFv_10km	-17,92	44,51	6,05	0,007	-0,0899	-9,55E-02	8,36E-01	8,18E+00	12	0,10	0,920

**Tabela A1.39** Modelos de regressão linear entre a índice de fixação (f) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte adulta de *Podocarpus lambertii*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
CFo_2,5km	-15,77	40,21	0,00	0,128	0,2169	-1,38E+00	2,98E+00	1,43E+00	12	2,08	0,062
CFo_5km	-16,13	40,93	0,72	0,090	0,1723	-1,41E+00	3,23E+00	1,73E+00	12	1,87	0,088
AFv_1km	-16,13	40,93	0,72	0,090	0,1723	-2,25E-01	1,16E-06	6,22E-07	12	1,87	0,088
Nulo	-17,93	41,05	0,84	0,084	0,0000	3,08E-17	-	-	-	-	-
AFo_1km	-16,69	42,05	1,85	0,051	0,0974	-6,73E-01	5,50E-07	3,63E-07	12	1,52	0,158
CFo_1km	-16,84	42,35	2,14	0,044	0,0768	-9,33E-01	1,90E+00	1,35E+00	12	1,41	0,185
DoA(T)	-16,96	42,59	2,38	0,039	0,0596	1,49E+00	-6,34E-02	4,78E-02	12	-1,33	0,211
AFv_5km	-17,16	42,98	2,77	0,032	0,0310	-2,61E-01	2,91E-08	2,47E-08	12	1,18	0,264
AFo_2,5km	-17,16	42,98	2,78	0,032	0,0306	-3,63E-01	6,97E-08	5,93E-08	12	1,17	0,265
AFo_5km	-17,30	43,26	3,05	0,028	0,0096	-3,32E-01	1,73E-08	1,64E-08	12	1,06	0,313
CFo_10km	-17,30	43,26	3,05	0,028	0,0096	-1,09E+00	2,36E+00	2,23E+00	12	1,06	0,313
AFv_500m	-17,44	43,54	3,34	0,024	-0,0121	-1,43E-01	2,39E-06	2,58E-06	12	0,93	0,375
CFv_5km	-17,45	43,57	3,37	0,024	-0,0145	-3,16E-01	4,18E+00	4,59E+00	12	0,91	0,382
CFo_500m	-17,54	43,75	3,55	0,022	-0,0286	-5,19E-01	9,60E-01	1,18E+00	12	0,82	0,432
CFv_1km	-17,59	43,85	3,64	0,021	-0,0361	-1,74E-01	2,37E+00	3,10E+00	12	0,76	0,462
AFv_2,5km	-17,60	43,87	3,66	0,021	-0,0375	-9,48E-02	5,76E-08	7,66E-08	12	0,75	0,468
DA(sp)	-17,64	43,95	3,74	0,020	-0,0443	3,72E-17	2,07E-01	2,95E-01	12	0,70	0,498
CFv_10km	-17,66	43,99	3,78	0,019	-0,0477	-2,70E-01	3,11E+00	4,62E+00	12	0,67	0,514
H	-17,67	44,01	3,81	0,019	-0,0494	1,55E+00	-5,64E-01	8,55E-01	12	-0,66	0,523
AFo_500m	-17,70	44,06	3,85	0,019	-0,0533	-3,41E-01	8,62E-07	1,38E-06	12	0,63	0,544
DA(reg)	-17,70	44,07	3,86	0,019	-0,0539	-5,74E-01	1,27E-04	2,04E-04	12	0,62	0,547
DoA(sp)	-17,72	44,10	3,90	0,018	-0,0567	1,44E-17	1,77E-01	2,97E-01	12	0,60	0,563
DAP_med	-17,75	44,16	3,95	0,018	-0,0611	1,47E+00	-7,52E-02	1,35E-01	12	-0,56	0,589
CFv_500m	-17,81	44,29	4,08	0,017	-0,0715	-7,64E-02	1,21E+00	2,71E+00	12	0,45	0,664
CFv_2,5km	-17,82	44,30	4,10	0,017	-0,0730	-1,18E-01	1,42E+00	3,30E+00	12	0,43	0,677
Vol	-17,83	44,33	4,12	0,016	-0,0754	2,05E-01	-6,15E-04	1,54E-03	12	-0,40	0,698
AFo_10km	-17,85	44,36	4,16	0,016	-0,0780	-1,12E-01	1,50E-09	4,14E-09	12	0,36	0,723
DA(T)	-17,91	44,49	4,28	0,015	-0,0887	-1,43E-01	2,25E-04	1,51E-03	12	0,15	0,884
AFv_10km	-17,92	44,51	4,31	0,015	-0,0905	1,66E-02	-4,80E-10	7,51E-09	12	-0,06	0,950
Ht	-17,92	44,52	4,31	0,015	-0,0907	1,20E-01	-1,19E-02	2,88E-01	12	-0,04	0,968

**Tabela A1.40** Modelos de regressão linear entre a riqueza alélica ( $A_r$ ) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte regenerante de *Apuleia leiocarpa*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta AICc$ : diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo,  $R^2$ ajs.:  $R^2$  ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta AICc$	w	$R^2$ ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
Nulo	-6,54	23,07	0,00	0,979	0,0000	8,69E-17	-	-	-	-	-
Vol	-0,77	31,54	8,47	0,014	0,8672	4,14E+00	-4,69E-02	9,01E-03	4	-5,21	0,014
DoA(sp)	-2,32	34,64	11,57	0,003	0,7532	1,98E-16	9,03E-01	2,48E-01	4	3,63	0,036
AFv_2,5km	-4,00	38,01	14,93	0,001	0,5159	1,10E-01	-2,18E-06	9,49E-07	4	-2,29	0,106
DAP_med	-4,14	38,28	15,20	0,000	0,4892	-5,94E+00	2,64E-01	1,20E-01	4	2,20	0,115
CFo_2,5km	-4,36	38,73	15,65	0,000	0,4409	3,02E+00	-1,10E+01	5,40E+00	4	-2,04	0,134
CFo_5km	-4,40	38,80	15,73	0,000	0,4327	3,07E+00	-1,12E+01	5,57E+00	4	-2,01	0,138
H	-4,42	38,84	15,77	0,000	0,4277	-9,69E+00	3,12E+00	1,56E+00	4	2,00	0,140
AFv_10km	-4,56	39,13	16,06	0,000	0,3942	5,73E-03	-1,62E-06	8,55E-07	4	-1,90	0,154
AFv_5km	-4,56	39,13	16,06	0,000	0,3942	5,73E-03	-1,62E-06	8,55E-07	4	-1,90	0,154
CFv_10km	-5,11	40,23	17,15	0,000	0,2456	7,04E-02	3,71E+01	2,45E+01	4	1,52	0,226
DA(T)	-5,46	40,92	17,84	0,000	0,1337	1,59E+00	-3,60E-03	2,83E-03	4	-1,27	0,293
DA(sp)	-5,53	41,07	18,00	0,000	0,1070	8,69E-17	5,75E-01	4,72E-01	4	1,22	0,311
CFo_10km	-5,73	41,46	18,39	0,000	0,0346	2,40E+00	-8,00E+00	7,48E+00	4	-1,07	0,363
CFv_5km	-5,91	41,81	18,74	0,000	-0,0360	2,73E-01	2,69E+01	2,90E+01	4	0,93	0,422
CFv_1km	-6,18	42,36	19,29	0,000	-0,1559	2,45E-01	-7,17E+00	1,06E+01	4	-0,68	0,546
CFo_1km	-6,20	42,41	19,34	0,000	-0,1675	8,77E-01	-2,62E+00	4,02E+00	4	-0,65	0,560
AFv_1km	-6,37	42,74	19,67	0,000	-0,2481	1,00E-01	-1,24E-06	2,75E-06	4	-0,45	0,682
DA(reg)	-6,41	42,82	19,75	0,000	-0,2677	7,93E-01	-1,64E-04	4,17E-04	4	-0,39	0,720
CFv_2,5km	-6,41	42,83	19,75	0,000	-0,2689	2,56E-03	1,02E+01	2,61E+01	4	0,39	0,722
CFv_500m	-6,42	42,83	19,76	0,000	-0,2707	-1,04E-01	5,41E+00	1,41E+01	4	0,38	0,726
DoA(T)	-6,46	42,92	19,85	0,000	-0,2939	-5,41E-01	2,45E-02	8,10E-02	4	0,30	0,782
AFo_500m	-6,48	42,96	19,88	0,000	-0,3027	-2,58E-01	7,71E-07	2,91E-06	4	0,27	0,808
AFv_500m	-6,48	42,97	19,90	0,000	-0,3060	5,88E-02	-3,20E-06	1,28E-05	4	-0,25	0,818
Ht	-6,50	43,00	19,93	0,000	-0,3137	2,22E+00	-2,08E-01	9,80E-01	4	-0,21	0,846
AFo_10km	-6,50	43,01	19,93	0,000	-0,3156	1,34E-01	-1,45E-07	7,20E-07	4	-0,20	0,854
AFo_5km	-6,50	43,01	19,93	0,000	-0,3156	1,34E-01	-1,45E-07	7,20E-07	4	-0,20	0,854
AFo_2,5km	-6,50	43,01	19,93	0,000	-0,3157	1,34E-01	-1,45E-07	7,25E-07	4	-0,20	0,854
CFo_500m	-6,53	43,06	19,99	0,000	-0,3306	-1,04E-01	2,19E-01	2,78E+00	4	0,08	0,942
AFo_1km	-6,53	43,06	19,99	0,000	-0,3306	5,73E-02	-8,97E-08	1,14E-06	4	-0,08	0,942

**Tabela A1.41** Modelos de regressão linear entre a riqueza alélica (Ar) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte regenerante de *Araucaria angustifolia*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo,  $R^2$ ajs.:  $R^2$  ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	$R^2$ ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
DA(reg)	-26,40	60,21	0,00	0,141	0,2004	1,10E+00	-2,46E-04	1,00E-04	20	-2,45	0,024
CFv_10km	-26,46	60,33	0,12	0,132	0,1957	-5,17E-01	8,78E+00	3,62E+00	20	2,42	0,026
CFv_1km	-27,00	61,42	1,21	0,077	0,1529	-2,32E-01	5,16E+00	2,40E+00	20	2,15	0,045
AFv_5km	-27,14	61,69	1,48	0,067	0,1421	-2,45E-01	4,14E+00	1,99E-08	20	2,08	0,052
CFv_5km	-27,31	62,04	1,83	0,057	0,1277	-3,83E-01	6,62E+00	3,34E+00	20	1,98	0,062
CFv_500m	-27,50	62,41	2,20	0,047	0,1119	-2,23E-01	6,80E+00	3,62E+00	20	1,88	0,076
CFo_1km	-27,82	63,05	2,84	0,034	0,0845	-7,76E-01	1,39E+00	8,26E-01	20	1,69	0,108
AFv_10km	-27,82	63,05	2,84	0,034	0,0844	-2,90E-01	1,18E-08	7,02E-09	20	1,69	0,108
AFo_500m	-27,85	63,11	2,90	0,033	0,0821	-7,50E-01	1,48E-06	8,83E-07	20	1,67	0,111
AFo_1km	-27,88	63,18	2,97	0,032	0,0790	-6,46E-01	3,92E-07	2,38E-07	20	1,65	0,116
CFo_500m	-27,88	63,18	2,97	0,032	0,0788	-8,24E-01	1,24E+00	7,53E-01	20	1,65	0,116
Nulo	-29,29	63,24	3,03	0,031	0,0000	6,30E-16	-	-	-	-	-
DA(T)	-28,05	63,50	3,30	0,027	0,0645	-1,26E+00	1,97E-03	1,28E-03	20	1,54	0,139
Vol	-28,20	63,82	3,61	0,023	0,0504	-2,70E-01	3,60E-04	2,51E-04	20	1,44	0,167
CFo_10km	-28,22	63,85	3,64	0,023	0,0490	-8,39E-01	1,92E+00	1,35E+00	20	1,42	0,170
CFo_2,5km	-28,23	63,86	3,66	0,023	0,0484	-7,80E-01	1,61E+00	1,13E+00	20	1,42	0,172
AFv_500m	-28,32	64,05	3,84	0,021	0,0398	-1,88E-01	6,32E-06	4,67E-06	20	1,35	0,192
CFo_5km	-28,52	64,46	4,25	0,017	0,0210	-6,55E-01	1,47E+00	1,23E+00	20	1,20	0,247
DoA(sp)	-28,53	64,48	4,27	0,017	0,0202	6,49E-16	2,63E-01	2,21E-01	20	1,19	0,249
AFo_2,5km	-28,54	64,48	4,28	0,017	0,0198	-3,72E-01	4,96E-08	4,18E-08	20	1,19	0,251
AFv_2,5km	-28,57	64,55	4,34	0,016	0,0167	-1,67E-01	9,20E-08	7,94E-08	20	1,16	0,261
AFv_1km	-28,61	64,62	4,42	0,015	0,0133	-1,26E-01	6,27E-07	5,57E-07	20	1,13	0,274
CFv_2,5km	-28,73	64,87	4,66	0,014	0,0018	-1,89E-01	3,25E+00	3,20E+00	20	1,02	0,322
DoA(T)	-28,74	64,90	4,69	0,014	0,0005	-6,80E-01	2,13E-02	2,12E-02	20	1,00	0,328
DA(sp)	-28,83	65,08	4,87	0,012	-0,0081	6,25E-16	2,06E-01	2,25E-01	20	0,92	0,371
AFo_5km	-28,91	65,23	5,02	0,011	-0,0156	-1,92E-01	8,95E-09	1,07E-08	20	0,83	0,415
AFo_10km	-29,16	65,73	5,52	0,009	-0,0400	-1,02E-01	1,36E-09	2,82E-09	20	0,48	0,636
H	-29,18	65,77	5,57	0,009	-0,0422	5,83E-01	-2,18E-01	5,00E-01	20	-0,44	0,668
Ht	-29,22	65,85	5,64	0,008	-0,0459	-5,53E-01	5,10E-02	1,46E-01	20	0,35	0,730
DAP_med	-29,28	65,98	5,77	0,008	-0,0523	1,37E-01	-6,23E-03	8,06E-02	20	-0,08	0,939

**Tabela A1.42** Modelos de regressão linear entre a riqueza alélica (Ar) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte regenerante de *Dicksonia sellowiana*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
AFv_10km	-10,88	31,76	0,00	0,114	0,3550	-4,81E-01	1,76E-08	7,22E-09	9	2,44	0,041
DA(T)	-11,14	32,28	0,52	0,088	0,3209	-2,30E+00	3,41E-03	1,49E-03	9	2,29	0,051
AFo_10km	-11,19	32,38	0,61	0,084	0,3142	-5,85E-01	8,26E-09	3,65E-09	9	2,26	0,053
CFv_500m	-11,24	32,48	0,72	0,079	0,3067	-2,57E-01	1,12E+01	5,03E+00	9	2,23	0,056
AFv_500m	-11,29	32,58	0,82	0,076	0,3001	-2,42E-01	1,40E-05	6,34E-06	9	2,20	0,059
AFv_5km	-11,37	32,74	0,98	0,070	0,2889	-3,47E-01	6,67E-08	3,09E-08	9	2,16	0,063
Nulo	-13,66	33,04	1,28	0,060	0,0000	-7,02E-17	-	-	-	-	-
CFv_1km	-11,81	33,62	1,86	0,045	0,2230	-2,13E-01	6,57E+00	3,47E+00	9	1,89	0,095
CFv_10km	-11,82	33,64	1,88	0,045	0,2217	-5,67E-01	9,83E+00	5,21E+00	9	1,89	0,096
CFv_5km	-12,15	34,31	2,54	0,032	0,1682	-4,42E-01	6,94E+00	4,13E+00	9	1,68	0,132
AFv_1km	-12,16	34,31	2,55	0,032	0,1677	-1,93E-01	1,85E-06	1,10E-06	9	1,68	0,132
AFo_5km	-12,46	34,91	3,15	0,024	0,1160	-4,80E-01	2,18E-08	1,48E-08	9	1,48	0,178
H	-12,48	34,96	3,20	0,023	0,1119	-2,27E+00	8,55E-01	5,85E-01	9	1,46	0,182
AFo_2,5km	-12,56	35,11	3,35	0,021	0,0984	-8,65E-01	9,83E-08	6,98E-08	9	1,41	0,197
CFo_10km	-12,57	35,14	3,38	0,021	0,0958	-1,23E+00	2,77E+00	1,98E+00	9	1,40	0,200
CFo_1km	-12,59	35,18	3,42	0,021	0,0922	-1,44E+00	2,24E+00	1,62E+00	9	1,38	0,204
AFo_1km	-12,72	35,44	3,67	0,018	0,0686	-1,23E+00	6,26E-07	4,85E-07	9	1,29	0,233
CFv_2,5km	-12,85	35,71	3,95	0,016	0,0429	-3,19E-01	5,46E+00	4,61E+00	9	1,18	0,270
AFo_500m	-12,87	35,74	3,98	0,016	0,0400	-1,25E+00	2,01E-06	1,71E-06	9	1,17	0,275
CFo_500m	-12,87	35,74	3,98	0,016	0,0400	-1,28E+00	1,61E+00	1,37E+00	9	1,17	0,275
CFo_2,5km	-12,91	35,82	4,06	0,015	0,0320	-1,16E+00	2,18E+00	1,92E+00	9	1,14	0,288
AFv_2,5km	-13,03	36,05	4,29	0,013	0,0092	-2,85E-01	2,12E-07	2,03E-07	9	1,04	0,328
DoA(T)	-13,07	36,14	4,37	0,013	0,0011	-9,53E-01	2,67E-02	2,66E-02	9	1,01	0,344
CFo_5km	-13,24	36,49	4,72	0,011	-0,0345	-6,83E-01	1,50E+00	1,79E+00	9	0,84	0,427
DAP_med	-13,25	36,50	4,73	0,011	-0,0354	2,19E+00	-9,62E-02	1,16E-01	9	-0,83	0,429
DA(reg)	-13,28	36,56	4,80	0,010	-0,0421	8,24E-01	-2,05E-04	2,57E-04	9	-0,80	0,448
DA(sp)	-13,63	37,27	5,51	0,007	-0,1188	-6,50E-17	7,43E-02	3,53E-01	9	0,21	0,838
DoA(sp)	-13,64	37,28	5,52	0,007	-0,1196	-7,26E-17	6,92E-02	3,53E-01	9	0,20	0,849
Vol	-13,66	37,32	5,56	0,007	-0,1249	6,82E-03	-6,69E-06	2,98E-04	9	-0,02	0,983
Ht	-13,66	37,32	5,56	0,007	-0,1250	-3,50E-02	3,15E-03	1,89E-01	9	0,02	0,987

**Tabela A1.43** Modelos de regressão linear entre a riqueza alélica (Ar) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte regenerante de *Euterpe edulis*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
DA(reg)	-7,22	26,44	0,00	0,388	0,5255	1,22E+00	-1,33E-04	4,49E-05	8	-2,96	0,025
Nulo	-10,82	28,03	1,60	0,175	0,0000	1,24E-15	-	-	-	-	-
DAP_med	-9,53	31,05	4,61	0,039	0,1554	-3,81E+00	1,93E-01	1,28E-01	8	1,51	0,181
AFv_5km	-9,58	31,16	4,72	0,037	0,1437	-2,81E-01	1,46E-07	9,89E-08	8	1,47	0,191
CFv_5km	-9,73	31,46	5,02	0,032	0,1115	-5,07E-01	1,17E+01	8,54E+00	8	1,37	0,220
DA(T)	-9,93	31,85	5,41	0,026	0,0663	1,61E+00	-2,03E-03	1,66E-03	8	-1,22	0,267
CFv_2,5km	-10,12	32,24	5,81	0,021	0,0195	-2,87E-01	8,22E+00	7,70E+00	8	1,07	0,327
AFv_2,5km	-10,16	32,32	5,88	0,021	0,0107	-1,11E-01	4,67E-07	4,51E-07	8	1,04	0,340
H	-10,37	32,73	6,29	0,017	-0,0422	3,91E+00	-1,19E+00	1,41E+00	8	-0,85	0,430
AFv_10km	-10,45	32,90	6,46	0,015	-0,0641	-2,63E-02	9,75E-09	1,28E-08	8	0,76	0,476
AFv_1km	-10,52	33,05	6,61	0,014	-0,0840	8,53E-02	-1,90E-06	2,80E-06	8	-0,68	0,524
CFo_1km	-10,57	33,14	6,70	0,014	-0,0964	7,42E-01	-1,00E+00	1,62E+00	8	-0,62	0,558
DA(sp)	-10,61	33,21	6,77	0,013	-0,1064	1,25E-15	-2,27E-01	3,98E-01	8	-0,57	0,588
DoA(sp)	-10,62	33,24	6,80	0,013	-0,1102	1,24E-15	-2,20E-01	3,98E-01	8	-0,55	0,601
AFo_1km	-10,63	33,27	6,83	0,013	-0,1140	3,94E-01	-1,87E-07	3,52E-07	8	-0,53	0,614
CFv_10km	-10,69	33,38	6,94	0,012	-0,1305	-1,76E-01	4,63E+00	1,06E+01	8	0,44	0,677
AFo_10km	-10,74	33,48	7,04	0,011	-0,1436	1,73E-01	-1,39E-09	3,98E-09	8	-0,35	0,740
AFv_500m	-10,76	33,52	7,08	0,011	-0,1502	7,01E-02	-4,69E-06	1,60E-05	8	-0,29	0,779
CFv_500m	-10,77	33,53	7,10	0,011	-0,1520	7,08E-02	-3,33E+00	1,20E+01	8	-0,28	0,791
CFv_1km	-10,78	33,56	7,12	0,011	-0,1554	6,32E-02	-1,65E+00	6,83E+00	8	-0,24	0,817
AFo_500m	-10,79	33,57	7,13	0,011	-0,1575	2,52E-01	-3,93E-07	1,80E-06	8	-0,22	0,835
AFo_5km	-10,79	33,57	7,13	0,011	-0,1576	1,19E-01	-3,25E-09	1,50E-08	8	-0,22	0,836
CFo_500m	-10,79	33,58	7,14	0,011	-0,1586	2,89E-01	-3,46E-01	1,70E+00	8	-0,20	0,845
AFo_2,5km	-10,79	33,58	7,14	0,011	-0,1591	1,21E-01	-1,15E-08	5,78E-08	8	-0,20	0,850
Ht	-10,81	33,62	7,18	0,011	-0,1644	-5,79E-01	5,14E-02	4,73E-01	8	0,11	0,917
CFo_5km	-10,81	33,62	7,19	0,011	-0,1651	1,08E-01	-1,69E-01	1,89E+00	8	-0,09	0,932
Vol	-10,81	33,63	7,19	0,011	-0,1653	-6,40E-02	4,61E-04	5,58E-03	8	0,08	0,937
CFo_2,5km	-10,81	33,63	7,19	0,011	-0,1656	8,45E-02	-1,29E-01	1,74E+00	8	-0,07	0,943
DoA(T)	-10,81	33,63	7,19	0,011	-0,1657	-8,14E-02	2,82E-03	3,91E-02	8	0,07	0,945
CFo_10km	-10,82	33,63	7,20	0,011	-0,1667	6,23E-03	-1,00E-02	2,21E+00	8	0,00	0,997

**Tabela A1.44** Modelos de regressão linear entre a riqueza alélica (Ar) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte regenerante de *Ocotea catharinensis*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
CFv_10km	-11,67	32,76	0,00	0,326	0,4032	-5,66E-01	2,00E+01	7,18E+00	11	2,79	0,021
Nulo	-15,08	35,67	2,91	0,076	0,0000	1,34E-16	-	-	-	-	-
CFv_5km	-13,27	35,98	3,22	0,065	0,2004	-5,25E-01	1,31E+01	6,98E+00	11	1,87	0,094
AFv_5km	-13,32	36,08	3,32	0,062	0,1932	-5,35E-01	1,57E-07	8,52E-08	11	1,84	0,099
CFv_2,5km	-13,46	36,36	3,60	0,054	0,1724	-3,90E-01	1,22E+01	6,92E+00	11	1,76	0,113
AFv_1km	-13,70	36,82	4,07	0,043	0,1364	-1,30E-01	2,91E-06	1,81E-06	11	1,61	0,143
DA(T)	-13,81	37,04	4,28	0,038	0,1191	-2,84E+00	3,62E-03	2,36E-03	11	1,53	0,159
CFv_1km	-13,84	37,11	4,35	0,037	0,1139	-1,60E-01	7,38E+00	4,88E+00	11	1,51	0,165
DoA(sp)	-14,16	37,76	5,00	0,027	0,0600	1,34E-16	3,92E-01	3,07E-01	11	1,28	0,233
DA(sp)	-14,24	37,90	5,14	0,025	0,0478	3,26E-17	3,78E-01	3,09E-01	11	1,23	0,251
Ht	-14,58	38,59	5,83	0,018	-0,0139	5,14E+00	-4,47E-01	4,82E-01	11	-0,93	0,377
AFv_10km	-14,68	38,80	6,04	0,016	-0,0333	-3,59E-02	1,06E-08	1,28E-08	11	0,82	0,432
DA(reg)	-14,74	38,91	6,15	0,015	-0,0441	-6,37E-01	9,73E-05	1,28E-04	11	0,76	0,467
DoA(T)	-14,80	39,02	6,26	0,014	-0,0548	-1,26E+00	4,31E-02	6,22E-02	11	0,69	0,506
CFv_500m	-14,81	39,04	6,28	0,014	-0,0564	-6,49E-02	3,88E+00	5,69E+00	11	0,68	0,512
AFo_2,5km	-14,83	39,10	6,34	0,014	-0,0617	8,97E-01	-5,86E-08	9,06E-08	11	-0,65	0,534
AFv_500m	-14,87	39,16	6,40	0,013	-0,0682	-5,55E-02	4,73E-06	7,86E-06	11	0,60	0,562
DAP_med	-14,99	39,41	6,65	0,012	-0,0925	1,28E+00	-6,30E-02	1,61E-01	11	-0,39	0,704
Vol	-15,03	39,49	6,73	0,011	-0,1005	-4,11E-01	3,18E-03	1,08E-02	11	0,29	0,775
AFv_2,5km	-15,03	39,50	6,74	0,011	-0,1012	-2,10E-02	6,56E-08	2,30E-07	11	0,28	0,782
AFo_500m	-15,04	39,52	6,76	0,011	-0,1031	1,05E+00	-1,41E-06	5,54E-06	11	-0,26	0,804
AFo_10km	-15,05	39,53	6,77	0,011	-0,1045	-2,24E-01	1,04E-09	4,46E-09	11	0,23	0,821
CFo_5km	-15,05	39,53	6,77	0,011	-0,1047	3,89E-01	-4,86E-01	2,13E+00	11	-0,23	0,825
AFo_5km	-15,06	39,54	6,78	0,011	-0,1057	2,47E-01	-4,13E-09	1,96E-08	11	-0,21	0,838
AFo_1km	-15,06	39,54	6,79	0,011	-0,1059	3,77E-01	-1,37E-07	6,66E-07	11	-0,21	0,841
CFo_2,5km	-15,06	39,55	6,79	0,011	-0,1062	3,87E-01	-4,73E-01	2,36E+00	11	-0,20	0,846
CFo_1km	-15,06	39,55	6,79	0,011	-0,1063	-4,60E-01	5,19E-01	2,61E+00	11	0,20	0,847
CFo_10km	-15,07	39,57	6,81	0,011	-0,1083	2,96E-01	-3,83E-01	2,54E+00	11	-0,15	0,883
H	-15,08	39,59	6,83	0,011	-0,1108	-2,32E-01	6,93E-02	1,46E+00	11	0,05	0,963
CFo_500m	-15,08	39,59	6,84	0,011	-0,1109	2,06E-01	-2,17E-01	5,08E+00	11	-0,04	0,967

**Tabela A1.45** Modelos de regressão linear entre a riqueza alélica ( $A_r$ ) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte regenerante de *Podocarpus lambertii*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta AICc$ : diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo,  $R^2$ ajs.:  $R^2$  ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta AICc$	w	$R^2$ ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
Vol	-2,72	23,44	0,00	0,451	0,7824	-1,71E+00	4,71E-03	1,08E-03	5	4,36	0,012
Nulo	-7,97	23,93	0,49	0,354	0,0000	2,72E-16	-	-	-	-	-
DA(T)	-5,40	28,80	5,36	0,031	0,4686	-2,75E+00	4,74E-03	2,04E-03	5	2,33	0,081
H	-5,58	29,17	5,72	0,026	0,4351	-4,10E+00	1,54E+00	7,00E-01	5	2,20	0,092
DA(sp)	-5,65	29,31	5,86	0,024	0,4217	2,89E-16	7,33E-01	3,40E-01	5	2,16	0,097
AFv_1km	-6,05	30,10	6,65	0,016	0,3404	-5,89E-01	1,91E-05	1,01E-05	5	1,89	0,131
DoA(T)	-6,11	30,22	6,78	0,015	0,3268	-2,30E+00	9,09E-02	4,91E-02	5	1,85	0,138
AFv_2,5km	-6,45	30,90	7,45	0,011	0,2467	-4,67E-01	4,23E-07	2,60E-07	5	1,62	0,180
AFv_5km	-6,79	31,59	8,14	0,008	0,1548	6,09E-01	-5,74E-08	4,15E-08	5	-1,38	0,239
DoA(sp)	-7,07	32,15	8,70	0,006	0,0720	3,64E-16	5,08E-01	4,31E-01	5	1,18	0,304
AFo_2,5km	-7,09	32,18	8,73	0,006	0,0669	-6,15E-01	1,22E-07	1,04E-07	5	1,17	0,309
AFv_10km	-7,40	32,79	9,35	0,004	-0,0334	4,76E-01	-8,72E-09	9,52E-09	5	-0,92	0,412
CFv_5km	-7,56	33,12	9,67	0,004	-0,0912	4,14E-01	-5,89E+00	7,71E+00	5	-0,76	0,488
Ht	-7,61	33,23	9,78	0,003	-0,1110	-3,24E+00	3,19E-01	4,50E-01	5	0,71	0,518
CFv_2,5km	-7,71	33,43	9,98	0,003	-0,1488	2,95E-01	-3,87E+00	6,51E+00	5	-0,59	0,585
CFv_1km	-7,75	33,51	10,06	0,003	-0,1647	2,65E-01	-4,88E+00	9,02E+00	5	-0,54	0,617
DA(reg)	-7,76	33,52	10,08	0,003	-0,1672	1,08E+00	-2,75E-04	5,17E-04	5	-0,53	0,622
AFo_1km	-7,85	33,71	10,26	0,003	-0,2035	-3,01E-01	2,53E-07	6,43E-07	5	0,39	0,714
CFo_10km	-7,87	33,74	10,29	0,003	-0,2096	-5,39E-01	1,21E+00	3,32E+00	5	0,37	0,733
CFv_10km	-7,87	33,74	10,30	0,003	-0,2112	2,37E-01	-2,82E+00	7,88E+00	5	-0,36	0,738
AFo_500m	-7,90	33,79	10,35	0,003	-0,2209	-2,55E-01	5,76E-07	1,87E-06	5	0,31	0,773
CFo_500m	-7,92	33,84	10,39	0,002	-0,2305	-2,24E-01	3,85E-01	1,53E+00	5	0,25	0,814
CFo_1km	-7,95	33,89	10,45	0,002	-0,2415	1,68E-01	-3,41E-01	2,06E+00	5	-0,17	0,877
DAP_med	-7,95	33,90	10,45	0,002	-0,2429	1,14E+00	-5,65E-02	3,75E-01	5	-0,15	0,887
AFo_10km	-7,95	33,90	10,46	0,002	-0,2433	-1,11E-01	1,16E-09	7,94E-09	5	0,15	0,890
CFo_5km	-7,96	33,91	10,47	0,002	-0,2458	-1,31E-01	3,38E-01	2,92E+00	5	0,12	0,913
CFv_500m	-7,96	33,92	10,47	0,002	-0,2465	3,66E-02	-6,64E-01	6,30E+00	5	-0,11	0,921
CFo_2,5km	-7,96	33,92	10,47	0,002	-0,2470	1,09E-01	-2,59E-01	2,62E+00	5	-0,10	0,926
AFo_5km	-7,96	33,93	10,48	0,002	-0,2489	-4,53E-02	2,02E-09	3,37E-08	5	0,06	0,955
AFv_500m	-7,97	33,93	10,49	0,002	-0,2495	1,42E-02	-3,85E-07	9,49E-06	5	-0,04	0,970

**Tabela A1.46** Modelos de regressão linear entre a diversidade genética (He) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte regenerante de *Apuleia leiocarpa*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
Nulo	-6,54	23,07	0,00	0,951	0,0000	-1,14E-15	-	-	-	-	-
CFo_1km	0,16	29,68	6,60	0,035	0,9085	2,40E+00	-7,18E+00	1,12E+00	4	-6,38	0,008
CFo_500m	-2,29	34,59	11,52	0,003	0,7556	2,07E+00	-4,36E+00	1,19E+00	4	-3,66	0,035
AFo_5km	-2,76	35,53	12,45	0,002	0,7053	1,02E+00	-1,11E-06	3,41E-07	4	-3,25	0,047
AFo_10km	-2,76	35,53	12,45	0,002	0,7053	1,02E+00	-1,11E-06	3,41E-07	4	-3,25	0,047
AFo_2,5km	-2,81	35,62	12,54	0,002	0,7000	1,02E+00	-1,11E-06	3,46E-07	4	-3,21	0,049
AFo_1km	-2,97	35,95	12,87	0,002	0,6794	1,10E+00	-1,73E-06	5,62E-07	4	-3,08	0,054
AFo_500m	-3,40	36,80	13,72	0,001	0,6200	1,44E+00	-4,31E-06	1,57E-06	4	-2,74	0,071
CFo_5km	-3,93	37,87	14,79	0,001	0,5295	3,26E+00	-1,19E+01	5,07E+00	4	-2,35	0,101
CFo_2,5km	-4,47	38,94	15,87	0,000	0,4165	2,97E+00	-1,08E+01	5,52E+00	4	-1,96	0,144
CFo_10km	-4,52	39,03	15,96	0,000	0,4057	3,40E+00	-1,13E+01	5,87E+00	4	-1,93	0,149
DoA(sp)	-4,77	39,54	16,46	0,000	0,3426	-1,05E-15	7,12E-01	4,05E-01	4	1,76	0,177
DAP_med	-4,98	39,97	16,89	0,000	0,2836	-5,14E+00	2,29E-01	1,42E-01	4	1,61	0,206
H	-5,67	41,34	18,27	0,000	0,0566	-6,93E+00	2,23E+00	2,00E+00	4	1,11	0,347
CFv_2,5km	-5,68	41,36	18,29	0,000	0,0528	6,28E-03	2,49E+01	2,26E+01	4	1,11	0,349
DA(sp)	-5,74	41,47	18,40	0,000	0,0323	-1,14E-15	5,24E-01	4,92E-01	4	1,06	0,365
DA(T)	-6,04	42,08	19,00	0,000	-0,0920	1,14E+00	-2,59E-03	3,18E-03	4	-0,81	0,475
Ht	-6,09	42,19	19,11	0,000	-0,1163	7,39E+00	-6,90E-01	9,04E-01	4	-0,76	0,501
AFv_1km	-6,12	42,24	19,17	0,000	-0,1296	-1,55E-01	1,92E-06	2,61E-06	4	0,74	0,515
DA(reg)	-6,32	42,63	19,56	0,000	-0,2213	-1,04E+00	2,14E-04	4,09E-04	4	0,52	0,636
CFv_5km	-6,34	42,69	19,62	0,000	-0,2345	1,58E-01	1,55E+01	3,17E+01	4	0,49	0,658
AFv_5km	-6,41	42,81	19,74	0,000	-0,2660	1,74E-03	-4,94E-07	1,24E-06	4	-0,40	0,716
AFv_10km	-6,41	42,81	19,74	0,000	-0,2660	1,74E-03	-4,94E-07	1,24E-06	4	-0,40	0,716
AFv_2,5km	-6,42	42,84	19,77	0,000	-0,2722	2,96E-02	-5,84E-07	1,54E-06	4	-0,38	0,729
CFv_500m	-6,44	42,88	19,80	0,000	-0,2818	-9,43E-02	4,90E+00	1,41E+01	4	0,35	0,751
CFv_1km	-6,44	42,88	19,80	0,000	-0,2818	-1,32E-01	3,86E+00	1,11E+01	4	0,35	0,751
Vol	-6,48	42,96	19,89	0,000	-0,3044	6,43E-01	-7,29E-03	2,83E-02	4	-0,26	0,813
CFv_10km	-6,50	42,99	19,92	0,000	-0,3123	1,34E-02	7,08E+00	3,23E+01	4	0,22	0,840
DoA(T)	-6,52	43,04	19,97	0,000	-0,3241	-2,62E-01	1,19E-02	8,19E-02	4	0,14	0,894
AFv_500m	-6,53	43,06	19,99	0,000	-0,3306	-1,85E-02	1,01E-06	1,29E-05	4	0,08	0,943

**Tabela A1.47** Modelos de regressão linear entre a diversidade genética (He) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte regenerante de *Araucaria angustifolia*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
Vol	-25,39	58,19	0,00	0,327	0,2735	-4,81E-01	6,40E-04	2,19E-04	20	2,92	0,009
DoA(sp)	-25,42	58,25	0,05	0,319	0,2718	-2,99E-16	5,55E-01	1,91E-01	20	2,91	0,009
DA(T)	-27,33	62,06	3,87	0,047	0,1265	-1,56E+00	2,44E-03	1,24E-03	20	1,97	0,063
DoA(T)	-27,40	62,22	4,02	0,044	0,1202	-1,23E+00	3,84E-02	1,99E-02	20	1,93	0,068
H	-27,78	62,97	4,77	0,030	0,0881	2,15E+00	-8,00E-01	4,67E-01	20	-1,71	0,103
Nulo	-29,29	63,24	5,04	0,026	0,0000	-3,39E-16	-	-	-	-	-
DA(reg)	-28,34	64,09	5,90	0,017	0,0380	6,57E-01	-1,47E-04	1,10E-04	20	-1,34	0,197
AFv_500m	-28,50	64,41	6,21	0,015	0,0235	1,70E-01	-5,73E-06	4,71E-06	20	-1,22	0,238
DA(sp)	-28,61	64,63	6,43	0,013	0,0131	-3,45E-16	2,50E-01	2,22E-01	20	1,12	0,275
DAP_med	-28,86	65,13	6,94	0,010	-0,0108	-1,54E+00	7,00E-02	7,90E-02	20	0,89	0,387
CFo_2,5km	-28,89	65,20	7,00	0,010	-0,0140	-4,83E-01	9,94E-01	1,17E+00	20	0,85	0,405
CFo_10km	-28,94	65,28	7,09	0,009	-0,0181	-4,89E-01	1,12E+00	1,39E+00	20	0,80	0,432
CFv_500m	-28,97	65,35	7,15	0,009	-0,0213	9,74E-02	-2,97E+00	3,88E+00	20	-0,76	0,454
AFv_1km	-29,09	65,60	7,40	0,008	-0,0335	6,81E-02	-3,38E-07	5,70E-07	20	-0,59	0,560
AFv_5km	-29,11	65,63	7,43	0,008	-0,0349	-7,39E-02	1,25E-08	2,19E-08	20	0,57	0,575
AFo_2,5km	-29,13	65,66	7,47	0,008	-0,0367	-1,74E-01	2,33E-08	4,30E-08	20	0,54	0,595
CFo_5km	-29,13	65,67	7,48	0,008	-0,0371	-3,01E-01	6,74E-01	1,26E+00	20	0,53	0,600
CFo_1km	-29,16	65,72	7,53	0,008	-0,0397	-2,39E-01	4,28E-01	8,80E-01	20	0,49	0,632
CFv_2,5km	-29,16	65,73	7,53	0,008	-0,0399	9,12E-02	-1,57E+00	3,26E+00	20	-0,48	0,635
AFo_10km	-29,19	65,80	7,60	0,007	-0,0433	8,70E-02	-1,16E-09	2,83E-09	20	-0,41	0,686
CFv_10km	-29,21	65,83	7,63	0,007	-0,0448	-9,20E-02	1,56E+00	4,13E+00	20	0,38	0,710
AFo_1km	-29,22	65,85	7,66	0,007	-0,0462	-1,43E-01	8,65E-08	2,53E-07	20	0,34	0,736
AFo_500m	-29,26	65,92	7,73	0,007	-0,0497	-1,11E-01	2,18E-07	9,45E-07	20	0,23	0,820
CFv_5km	-29,26	65,94	7,75	0,007	-0,0506	4,11E-02	-7,10E-01	3,66E+00	20	-0,19	0,849
CFo_500m	-29,27	65,95	7,76	0,007	-0,0512	-8,67E-02	1,31E-01	8,04E-01	20	0,16	0,873
AFv_2,5km	-29,28	65,96	7,77	0,007	-0,0517	-1,94E-02	1,07E-08	8,22E-08	20	0,13	0,898
CFv_1km	-29,28	65,97	7,78	0,007	-0,0522	1,00E-02	-2,23E-01	2,68E+00	20	-0,08	0,934
Ht	-29,28	65,98	7,78	0,007	-0,0525	-8,69E-02	8,01E-03	1,46E-01	20	0,05	0,957
AFv_10km	-29,28	65,98	7,79	0,007	-0,0525	8,74E-03	-3,57E-10	7,52E-09	20	-0,05	0,963
AFo_5km	-29,28	65,98	7,79	0,007	-0,0526	6,51E-03	-3,02E-10	1,09E-08	20	-0,03	0,978

**Tabela A1.48** Modelos de regressão linear entre a diversidade genética (He) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte regenerante de *Dicksonia sellowiana*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
Nulo	-13,66	33,04	0,00	0,112	0,0000	4,92E-16	-	-	-	-	-
Vol	-11,84	33,68	0,64	0,081	0,2188	-4,76E-01	4,66E-04	2,49E-04	9	1,88	0,097
DA(T)	-12,26	34,51	1,47	0,053	0,1507	-1,81E+00	2,68E-03	1,66E-03	9	1,61	0,146
DoA(T)	-12,32	34,64	1,60	0,050	0,1400	-1,38E+00	3,88E-02	2,47E-02	9	1,57	0,155
AFo_5km	-12,38	34,76	1,72	0,047	0,1292	4,93E-01	-2,24E-08	1,47E-08	9	-1,53	0,165
CFo_5km	-12,45	34,90	1,86	0,044	0,1173	1,12E+00	-2,45E+00	1,65E+00	9	-1,48	0,177
AFv_500m	-12,48	34,96	1,92	0,043	0,1121	1,81E-01	-1,04E-05	7,14E-06	9	-1,46	0,182
CFv_500m	-12,54	35,09	2,05	0,040	0,1004	1,86E-01	-8,11E+00	5,73E+00	9	-1,42	0,195
CFo_2,5km	-12,56	35,13	2,09	0,039	0,0968	1,38E+00	-2,59E+00	1,85E+00	9	-1,40	0,199
AFo_10km	-12,69	35,38	2,34	0,035	0,0736	3,93E-01	-5,56E-09	4,24E-09	9	-1,31	0,227
CFv_5km	-12,76	35,52	2,48	0,032	0,0613	3,53E-01	-5,53E+00	4,39E+00	9	-1,26	0,243
DA(reg)	-12,77	35,54	2,50	0,032	0,0592	1,23E+00	-3,06E-04	2,45E-04	9	-1,25	0,246
DAP_med	-12,79	35,57	2,53	0,031	0,0560	-3,11E+00	1,37E-01	1,10E-01	9	1,24	0,251
AFo_2,5km	-12,83	35,67	2,63	0,030	0,0468	7,59E-01	-8,62E-08	7,18E-08	9	-1,20	0,264
CFv_2,5km	-12,90	35,80	2,76	0,028	0,0340	3,11E-01	-5,31E+00	4,63E+00	9	-1,15	0,284
AFv_5km	-12,90	35,80	2,76	0,028	0,0338	2,15E-01	-4,13E-08	3,60E-08	9	-1,15	0,285
DA(sp)	-12,92	35,85	2,81	0,027	0,0297	5,18E-16	3,71E-01	3,28E-01	9	1,13	0,292
Ht	-12,95	35,91	2,87	0,027	0,0238	-2,16E+00	1,95E-01	1,76E-01	9	1,10	0,302
CFv_1km	-13,02	36,04	3,00	0,025	0,0110	1,33E-01	-4,11E+00	3,92E+00	9	-1,05	0,325
CFo_10km	-13,04	36,08	3,04	0,024	0,0065	9,51E-01	-2,14E+00	2,08E+00	9	-1,03	0,334
DoA(sp)	-13,09	36,18	3,14	0,023	-0,0032	4,80E-16	3,29E-01	3,34E-01	9	0,99	0,353
AFv_1km	-13,16	36,32	3,28	0,022	-0,0178	1,17E-01	-1,12E-06	1,22E-06	9	-0,92	0,385
AFo_1km	-13,26	36,52	3,48	0,020	-0,0379	8,25E-01	-4,19E-07	5,12E-07	9	-0,82	0,436
CFv_10km	-13,36	36,73	3,69	0,018	-0,0596	2,46E-01	-4,27E+00	6,08E+00	9	-0,70	0,502
AFv_2,5km	-13,38	36,77	3,73	0,017	-0,0640	1,92E-01	-1,43E-07	2,11E-07	9	-0,68	0,517
CFo_1km	-13,41	36,82	3,78	0,017	-0,0691	7,30E-01	-1,14E+00	1,76E+00	9	-0,65	0,536
H	-13,56	37,13	4,09	0,014	-0,1028	6,95E-01	-2,62E-01	6,52E-01	9	-0,40	0,699
AFv_10km	-13,60	37,20	4,16	0,014	-0,1109	8,23E-02	-3,02E-09	9,48E-09	9	-0,32	0,758
AFo_500m	-13,66	37,31	4,27	0,013	-0,1233	-1,27E-01	2,03E-07	1,85E-06	9	0,11	0,915
CFo_500m	-13,66	37,31	4,27	0,013	-0,1234	-1,26E-01	1,58E-01	1,49E+00	9	0,11	0,918

**Tabela A1.49** Modelos de regressão linear entre a diversidade genética (He) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte regenerante de *Euterpe edulis*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
DA(reg)	-7,18	26,36	0,00	0,290	0,5298	1,22E+00	-1,33E-04	4,47E-05	8	-2,98	0,025
Nulo	-10,82	28,03	1,67	0,126	0,0000	3,14E-16	-	-	-	-	-
DAP_med	-8,65	29,31	2,94	0,067	0,3209	-4,69E+00	2,38E-01	1,15E-01	8	2,08	0,083
CFo_500m	-8,74	29,48	3,11	0,061	0,3062	2,22E+00	-2,65E+00	1,31E+00	8	-2,02	0,090
AFo_500m	-8,78	29,55	3,19	0,059	0,2998	1,80E+00	-2,80E-06	1,40E-06	8	-2,00	0,093
AFo_1km	-8,96	29,93	3,57	0,049	0,2658	1,13E+00	-5,36E-07	2,85E-07	8	-1,88	0,109
DA(T)	-9,22	30,44	4,07	0,038	0,2177	2,07E+00	-2,60E-03	1,52E-03	8	-1,72	0,137
AFo_2,5km	-9,29	30,59	4,22	0,035	0,2027	8,44E-01	-8,00E-08	4,80E-08	8	-1,67	0,146
CFo_1km	-9,30	30,59	4,23	0,035	0,2025	1,70E+00	-2,30E+00	1,38E+00	8	-1,67	0,147
Ht	-9,90	31,81	5,44	0,019	0,0715	-5,91E+00	5,25E-01	4,23E-01	8	1,24	0,261
AFo_5km	-9,92	31,84	5,48	0,019	0,0677	6,08E-01	-1,66E-08	1,35E-08	8	-1,23	0,265
AFo_10km	-9,97	31,94	5,58	0,018	0,0557	5,36E-01	-4,30E-09	3,62E-09	8	-1,19	0,280
AFv_10km	-10,12	32,24	5,87	0,015	0,0203	-3,55E-02	1,32E-08	1,23E-08	8	1,07	0,326
CFv_5km	-10,16	32,33	5,96	0,015	0,0093	-4,03E-01	9,31E+00	9,02E+00	8	1,03	0,342
CFo_2,5km	-10,24	32,48	6,12	0,014	-0,0100	1,02E+00	-1,56E+00	1,62E+00	8	-0,96	0,372
CFv_2,5km	-10,38	32,75	6,39	0,012	-0,0448	-2,32E-01	6,65E+00	7,95E+00	8	0,84	0,435
CFv_500m	-10,47	32,93	6,57	0,011	-0,0684	-1,83E-01	8,61E+00	1,16E+01	8	0,74	0,486
CFv_10km	-10,48	32,96	6,60	0,011	-0,0729	-2,84E-01	7,45E+00	1,03E+01	8	0,72	0,496
CFv_1km	-10,55	33,11	6,74	0,010	-0,0920	-1,63E-01	4,25E+00	6,64E+00	8	0,64	0,545
Vol	-10,56	33,12	6,76	0,010	-0,0944	-4,72E-01	3,40E-03	5,41E-03	8	0,63	0,552
DoA(sp)	-10,56	33,13	6,76	0,010	-0,0947	3,14E-16	2,48E-01	3,95E-01	8	0,63	0,553
DA(sp)	-10,59	33,18	6,82	0,010	-0,1021	2,96E-16	2,35E-01	3,97E-01	8	0,59	0,575
CFo_5km	-10,59	33,18	6,82	0,010	-0,1023	6,93E-01	-1,09E+00	1,84E+00	8	-0,59	0,576
AFv_500m	-10,61	33,23	6,86	0,009	-0,1086	-1,32E-01	8,82E-06	1,57E-05	8	0,56	0,595
CFo_10km	-10,62	33,24	6,88	0,009	-0,1105	7,39E-01	-1,19E+00	2,16E+00	8	-0,55	0,602
DoA(T)	-10,74	33,49	7,12	0,008	-0,1452	-3,75E-01	1,30E-02	3,87E-02	8	0,34	0,749
AFv_1km	-10,77	33,54	7,18	0,008	-0,1534	3,42E-02	-7,60E-07	2,89E-06	8	-0,26	0,801
AFv_5km	-10,79	33,57	7,21	0,008	-0,1576	4,80E-02	-2,49E-08	1,15E-07	8	-0,22	0,835
H	-10,81	33,62	7,25	0,008	-0,1642	5,53E-01	-1,69E-01	1,49E+00	8	-0,11	0,914
AFv_2,5km	-10,82	33,63	7,27	0,008	-0,1667	8,11E-04	-3,41E-09	4,89E-07	8	-0,01	0,995

**Tabela A1.50** Modelos de regressão linear entre a diversidade genética (He) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte regenerante de *Ocotea catharinensis*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo,  $R^2$ ajs.:  $R^2$  ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	$R^2$ ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
AFo_2,5km	-12,88	35,19	0,00	0,114	0,2557	2,45E+00	-1,60E-07	7,59E-08	11	-2,11	0,065
Nulo	-15,08	35,67	0,48	0,090	0,0000	2,01E-16	-	-	-	-	-
CFv_1km	-13,51	36,44	1,25	0,061	0,1662	-1,78E-01	8,19E+00	4,73E+00	11	1,73	0,118
AFo_1km	-13,59	36,61	1,42	0,056	0,1530	2,68E+00	-9,77E-07	5,83E-07	11	-1,68	0,128
AFv_5km	-13,83	37,09	1,90	0,044	0,1150	-4,61E-01	1,35E-07	8,92E-08	11	1,52	0,164
AFv_1km	-13,96	37,34	2,15	0,039	0,0949	-1,19E-01	2,65E-06	1,85E-06	11	1,43	0,186
CFo_2,5km	-13,96	37,35	2,16	0,039	0,0944	2,50E+00	-3,06E+00	2,14E+00	11	-1,43	0,187
CFv_500m	-14,09	37,60	2,41	0,034	0,0732	-1,19E-01	7,13E+00	5,33E+00	11	1,34	0,214
H	-14,13	37,69	2,50	0,033	0,0660	5,83E+00	-1,74E+00	1,33E+00	11	-1,31	0,224
AFv_2,5km	-14,14	37,71	2,52	0,032	0,0644	8,82E-02	-2,76E-07	2,12E-07	11	-1,30	0,226
AFv_500m	-14,16	37,76	2,57	0,032	0,0601	-1,11E-01	9,44E-06	7,38E-06	11	1,28	0,232
CFo_1km	-14,17	37,78	2,59	0,031	0,0583	2,72E+00	-3,06E+00	2,41E+00	11	-1,27	0,235
AFo_10km	-14,19	37,80	2,61	0,031	0,0562	1,13E+00	-5,21E-09	4,12E-09	11	-1,26	0,238
AFo_5km	-14,19	37,82	2,63	0,031	0,0549	1,37E+00	-2,28E-08	1,81E-08	11	-1,26	0,240
CFo_5km	-14,24	37,91	2,72	0,029	0,0472	1,94E+00	-2,42E+00	1,98E+00	11	-1,22	0,253
Vol	-14,26	37,94	2,75	0,029	0,0443	1,58E+00	-1,22E-02	1,01E-02	11	-1,21	0,257
DoA(sp)	-14,27	37,96	2,77	0,028	0,0425	2,01E-16	3,72E-01	3,09E-01	11	1,20	0,260
DA(sp)	-14,28	38,00	2,81	0,028	0,0392	1,02E-16	3,68E-01	3,10E-01	11	1,19	0,266
CFv_5km	-14,29	38,02	2,83	0,028	0,0375	-3,63E-01	9,03E+00	7,66E+00	11	1,18	0,269
DAP_med	-14,41	38,26	3,07	0,025	0,0163	3,34E+00	-1,65E-01	1,53E-01	11	-1,08	0,308
CFv_2,5km	-14,44	38,30	3,11	0,024	0,0122	-2,57E-01	8,02E+00	7,56E+00	11	1,06	0,317
CFo_10km	-14,44	38,31	3,12	0,024	0,0114	1,96E+00	-2,53E+00	2,40E+00	11	-1,06	0,319
DoA(T)	-14,68	38,80	3,61	0,019	-0,0333	1,48E+00	-5,07E-02	6,16E-02	11	-0,82	0,432
DA(T)	-14,74	38,91	3,72	0,018	-0,0441	-1,53E+00	1,95E-03	2,57E-03	11	0,76	0,467
AFv_10km	-14,76	38,95	3,76	0,017	-0,0481	3,24E-02	-9,52E-09	1,29E-08	11	-0,74	0,481
CFv_10km	-14,90	39,23	4,04	0,015	-0,0749	-1,50E-01	5,31E+00	9,63E+00	11	0,55	0,595
DA(reg)	-15,02	39,47	4,28	0,013	-0,0980	-2,82E-01	4,31E-05	1,31E-04	11	0,33	0,750
Ht	-15,04	39,51	4,32	0,013	-0,1021	1,57E+00	-1,36E-01	5,02E-01	11	-0,27	0,792
AFo_500m	-15,06	39,55	4,36	0,013	-0,1063	8,17E-01	-1,10E-06	5,55E-06	11	-0,20	0,847
CFo_500m	-15,08	39,60	4,41	0,013	-0,1111	-6,78E-02	7,16E-02	5,08E+00	11	0,01	0,989

**Tabela A1.51** Modelos de regressão linear entre a diversidade genética (He) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte regenerante de *Podocarpus lambertii*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
DoA(T)	-2,57	23,14	0,00	0,292	0,7931	-3,09E+00	1,22E-01	2,72E-02	5	4,49	0,011
Vol	-2,78	23,57	0,43	0,236	0,7778	-1,70E+00	4,70E-03	1,09E-03	5	4,30	0,013
Nulo	-7,97	23,93	0,79	0,197	0,0000	4,53E-17	-	-	-	-	-
H	-3,26	24,52	1,38	0,147	0,7398	-4,93E+00	1,85E+00	4,75E-01	5	3,90	0,018
DA(T)	-4,67	27,34	4,19	0,036	0,5837	-2,96E+00	5,10E-03	1,80E-03	5	2,83	0,047
Ht	-5,17	28,35	5,21	0,022	0,5073	-7,56E+00	7,44E-01	3,00E-01	5	2,48	0,068
DA(reg)	-6,07	30,15	7,01	0,009	0,3348	2,88E+00	-7,31E-04	3,90E-04	5	-1,88	0,134
CFo_10km	-6,45	30,90	7,76	0,006	0,2457	-1,89E+00	4,25E+00	2,62E+00	5	1,62	0,180
AFv_1km	-6,48	30,96	7,82	0,006	0,2389	-5,36E-01	1,74E-05	1,09E-05	5	1,60	0,184
AFo_2,5km	-6,57	31,15	8,01	0,005	0,2143	-7,45E-01	1,47E-07	9,58E-08	5	1,54	0,199
DA(sp)	-6,81	31,61	8,47	0,004	0,1512	5,82E-17	5,67E-01	4,12E-01	5	1,38	0,241
AFv_2,5km	-6,93	31,85	8,71	0,004	0,1163	-4,01E-01	3,63E-07	2,82E-07	5	1,29	0,267
AFo_10km	-7,15	32,30	9,15	0,003	0,0486	-7,40E-01	7,78E-09	6,94E-09	5	1,12	0,325
AFo_1km	-7,20	32,40	9,26	0,003	0,0317	-7,40E-01	6,23E-07	5,77E-07	5	1,08	0,341
AFo_500m	-7,22	32,43	9,29	0,003	0,0264	-7,85E-01	1,78E-06	1,67E-06	5	1,07	0,347
CFo_5km	-7,29	32,58	9,44	0,003	0,0025	-1,02E+00	2,63E+00	2,61E+00	5	1,01	0,371
CFo_500m	-7,30	32,60	9,46	0,003	-0,0012	-8,02E-01	1,38E+00	1,38E+00	5	1,00	0,375
DoA(sp)	-7,43	32,86	9,72	0,002	-0,0454	1,19E-16	4,05E-01	4,57E-01	5	0,88	0,426
DAP_med	-7,44	32,87	9,73	0,002	-0,0475	-6,13E+00	3,03E-01	3,44E-01	5	0,88	0,429
AFo_5km	-7,48	32,97	9,83	0,002	-0,0642	-5,84E-01	2,60E-08	3,11E-08	5	0,84	0,450
CFv_10km	-7,56	33,13	9,99	0,002	-0,0927	-4,76E-01	5,68E+00	7,48E+00	5	0,76	0,490
CFo_2,5km	-7,60	33,20	10,06	0,002	-0,1069	-7,48E-01	1,78E+00	2,47E+00	5	0,72	0,512
AFv_500m	-7,71	33,43	10,28	0,002	-0,1487	-1,99E-01	5,40E-06	9,10E-06	5	0,59	0,584
CFo_1km	-7,72	33,43	10,29	0,002	-0,1504	-5,74E-01	1,17E+00	1,98E+00	5	0,59	0,588
CFv_500m	-7,73	33,45	10,31	0,002	-0,1538	-1,93E-01	3,50E+00	6,06E+00	5	0,58	0,595
CFv_1km	-7,80	33,60	10,46	0,002	-0,1822	-2,36E-01	4,35E+00	9,08E+00	5	0,48	0,657
CFv_2,5km	-7,87	33,73	10,59	0,001	-0,2090	-1,88E-01	2,46E+00	6,68E+00	5	0,37	0,731
AFv_5km	-7,91	33,82	10,68	0,001	-0,2270	1,45E-01	-1,37E-08	5,00E-08	5	-0,27	0,798
CFv_5km	-7,92	33,85	10,70	0,001	-0,2318	-1,40E-01	1,99E+00	8,20E+00	5	0,24	0,820
AFv_10km	-7,95	33,91	10,77	0,001	-0,2450	-7,23E-02	1,32E-09	1,05E-08	5	0,13	0,905

**Tabela A1.52** Modelos de regressão linear entre o índice de fixação (f) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte regenerante de *Apuleia leiocarpa*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo,  $R^2$ ajs.:  $R^2$  ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	$R^2$ ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
Nulo	-6,54	23,07	0,00	0,980	0,0000	1,24E-17	-	-	-	-	-
DA(T)	-1,71	33,43	10,36	0,006	0,8063	-2,49E+00	5,63E-03	1,34E-03	4	4,20	0,025
AFv_5km	-1,80	33,60	10,52	0,005	0,7997	-7,15E-03	2,03E-06	4,92E-07	4	4,12	0,026
AFv_10km	-1,80	33,60	10,52	0,005	0,7997	-7,15E-03	2,03E-06	4,92E-07	4	4,12	0,026
AFv_2,5km	-3,30	36,60	13,52	0,001	0,6349	-1,18E-01	2,33E-06	8,24E-07	4	2,82	0,067
Ht	-3,70	37,40	14,32	0,001	0,5715	-1,51E+01	1,41E+00	5,60E-01	4	2,52	0,086
DA(reg)	-4,80	39,59	16,52	0,000	0,3352	-2,53E+00	5,24E-04	3,02E-04	4	1,74	0,181
DoA(sp)	-4,84	39,67	16,60	0,000	0,3244	-7,42E-17	-7,02E-01	4,11E-01	4	-1,71	0,186
DAP_med	-5,03	40,06	16,99	0,000	0,2696	5,09E+00	-2,26E-01	1,44E-01	4	-1,57	0,214
CFo_5km	-5,34	40,68	17,61	0,000	0,1738	-2,50E+00	9,11E+00	6,72E+00	4	1,36	0,268
Vol	-5,40	40,79	17,72	0,000	0,1547	-2,64E+00	2,99E-02	2,27E-02	4	1,32	0,280
DoA(T)	-5,61	41,22	18,14	0,000	0,0803	-1,75E+00	7,93E-02	6,83E-02	4	1,16	0,329
CFv_500m	-5,75	41,49	18,42	0,000	0,0278	2,50E-01	-1,30E+01	1,23E+01	4	-1,06	0,369
AFv_1km	-6,04	42,07	19,00	0,000	-0,0914	1,69E-01	-2,09E-06	2,57E-06	4	-0,82	0,475
AFv_500m	-6,11	42,21	19,14	0,000	-0,1223	1,63E-01	-8,88E-06	1,18E-05	4	-0,75	0,507
CFo_2,5km	-6,26	42,51	19,44	0,000	-0,1913	-1,29E+00	4,72E+00	7,89E+00	4	0,60	0,592
CFv_2,5km	-6,27	42,54	19,46	0,000	-0,1975	-3,72E-03	-1,48E+01	2,54E+01	4	-0,58	0,601
CFo_10km	-6,27	42,55	19,48	0,000	-0,2007	-1,44E+00	4,80E+00	8,34E+00	4	0,58	0,605
CFo_1km	-6,38	42,77	19,69	0,000	-0,2544	-6,05E-01	1,81E+00	4,16E+00	4	0,43	0,693
CFv_10km	-6,47	42,94	19,87	0,000	-0,2994	-1,70E-02	-8,99E+00	3,21E+01	4	-0,28	0,798
CFv_1km	-6,49	42,98	19,90	0,000	-0,3078	9,30E-02	-2,72E+00	1,12E+01	4	-0,24	0,824
H	-6,50	43,01	19,93	0,000	-0,3152	1,49E+00	-4,81E-01	2,37E+00	4	-0,20	0,852
CFo_500m	-6,52	43,05	19,97	0,000	-0,3266	-1,63E-01	3,44E-01	2,78E+00	4	0,12	0,909
CFv_5km	-6,52	43,05	19,97	0,000	-0,3266	4,10E-02	4,04E+00	3,29E+01	4	0,12	0,910
AFo_1km	-6,53	43,06	19,98	0,000	-0,3293	6,97E-02	-1,09E-07	1,14E-06	4	-0,10	0,930
AFo_500m	-6,53	43,07	19,99	0,000	-0,3311	6,91E-02	-2,06E-07	2,94E-06	4	-0,07	0,948
DA(sp)	-6,53	43,07	19,99	0,000	-0,3315	1,24E-17	3,70E-02	5,77E-01	4	0,06	0,953
AFo_2,5km	-6,53	43,07	20,00	0,000	-0,3322	3,35E-02	-3,64E-08	7,29E-07	4	-0,05	0,963
AFo_10km	-6,54	43,07	20,00	0,000	-0,3325	2,87E-02	-3,11E-08	7,24E-07	4	-0,04	0,968
AFo_5km	-6,54	43,07	20,00	0,000	-0,3325	2,87E-02	-3,11E-08	7,24E-07	4	-0,04	0,968

**Tabela A1.53** Modelos de regressão linear entre o índice de fixação (f) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte regenerante de *Araucaria angustifolia*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo,  $R^2$ ajs.:  $R^2$  ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	$R^2$ ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
Nulo	-29,29	63,24	0,00	0,092	0,0000	1,36E-17	-	-	-	-	-
AFo_500m	-28,15	63,71	0,47	0,073	0,0554	-6,71E-01	1,32E-06	8,96E-07	20	1,47	0,157
CFo_500m	-28,22	63,85	0,61	0,068	0,0491	-7,24E-01	1,09E+00	7,65E-01	20	1,43	0,170
CFv_10km	-28,48	64,37	1,13	0,052	0,0253	2,90E-01	-4,92E+00	3,99E+00	20	-1,23	0,233
AFv_2,5km	-28,77	64,94	1,71	0,039	-0,0018	1,43E-01	-7,87E-08	8,02E-08	20	-0,98	0,339
AFo_10km	-28,82	65,06	1,82	0,037	-0,0072	1,92E-01	-2,57E-09	2,78E-09	20	-0,93	0,366
CFo_10km	-28,91	65,24	2,00	0,034	-0,0160	5,04E-01	-1,15E+00	1,39E+00	20	-0,83	0,418
AFv_5km	-28,99	65,40	2,16	0,031	-0,0238	9,40E-02	-1,59E-08	2,18E-08	20	-0,73	0,474
CFv_5km	-29,00	65,41	2,18	0,031	-0,0245	1,51E-01	-2,61E+00	3,62E+00	20	-0,72	0,479
Ht	-29,08	65,56	2,33	0,029	-0,0318	-9,72E-01	8,96E-02	1,45E-01	20	0,62	0,543
CFo_2,5km	-29,08	65,58	2,34	0,029	-0,0325	3,49E-01	-7,18E-01	1,18E+00	20	-0,61	0,550
CFo_5km	-29,08	65,58	2,34	0,029	-0,0326	3,41E-01	-7,65E-01	1,26E+00	20	-0,61	0,551
AFo_5km	-29,10	65,62	2,38	0,028	-0,0347	1,34E-01	-6,23E-09	1,08E-08	20	-0,57	0,572
DA(reg)	-29,15	65,71	2,47	0,027	-0,0391	2,54E-01	-5,68E-05	1,14E-04	20	-0,50	0,625
H	-29,15	65,72	2,48	0,027	-0,0395	-6,57E-01	2,45E-01	4,99E-01	20	0,49	0,629
DAP_med	-29,16	65,72	2,49	0,027	-0,0397	-8,55E-01	3,89E-02	8,01E-02	20	0,49	0,633
CFv_2,5km	-29,16	65,74	2,50	0,026	-0,0406	8,87E-02	-1,53E+00	3,26E+00	20	-0,47	0,644
AFo_2,5km	-29,17	65,76	2,52	0,026	-0,0414	1,46E-01	-1,95E-08	4,31E-08	20	-0,45	0,656
AFo_1km	-29,20	65,80	2,56	0,026	-0,0436	-1,69E-01	1,02E-07	2,53E-07	20	0,40	0,690
DA(sp)	-29,20	65,82	2,58	0,025	-0,0445	1,15E-17	8,77E-02	2,29E-01	20	0,38	0,705
AFv_1km	-29,20	65,82	2,58	0,025	-0,0446	4,42E-02	-2,19E-07	5,73E-07	20	-0,38	0,706
AFv_10km	-29,23	65,86	2,62	0,025	-0,0466	6,07E-02	-2,48E-09	7,50E-09	20	-0,33	0,745
CFv_500m	-29,23	65,87	2,63	0,025	-0,0470	-4,11E-02	1,25E+00	3,93E+00	20	0,32	0,754
CFo_1km	-29,24	65,89	2,65	0,025	-0,0478	-1,45E-01	2,61E-01	8,83E-01	20	0,30	0,771
AFv_500m	-29,25	65,91	2,67	0,024	-0,0488	-3,84E-02	1,29E-06	4,88E-06	20	0,26	0,794
Vol	-29,25	65,91	2,67	0,024	-0,0489	5,18E-02	-6,88E-05	2,63E-04	20	-0,26	0,797
DoA(T)	-29,26	65,93	2,69	0,024	-0,0499	-1,55E-01	4,85E-03	2,17E-02	20	0,22	0,826
DoA(sp)	-29,26	65,93	2,69	0,024	-0,0500	1,72E-17	4,96E-02	2,29E-01	20	0,22	0,831
DA(T)	-29,27	65,95	2,71	0,024	-0,0510	1,47E-01	-2,29E-04	1,35E-03	20	-0,17	0,867
CFv_1km	-29,28	65,98	2,74	0,023	-0,0523	9,46E-03	-2,11E-01	2,68E+00	20	-0,08	0,938

**Tabela A1.54** Modelos de regressão linear entre o índice de fixação (f) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte regenerante de *Dicksonia sellowiana*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo,  $R^2$ ajs.:  $R^2$  ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	$R^2$ ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
AFo_10km	-10,46	30,91	0,00	0,207	0,4074	6,44E-01	-9,10E-09	3,39E-09	9	-2,68	0,028
AFo_1km	-11,14	32,28	1,37	0,104	0,3204	1,86E+00	-9,49E-07	4,14E-07	9	-2,29	0,051
AFo_2,5km	-11,22	32,44	1,52	0,097	0,3101	1,21E+00	-1,37E-07	6,11E-08	9	-2,25	0,055
CFo_1km	-11,30	32,60	1,68	0,089	0,2988	2,01E+00	-3,13E+00	1,42E+00	9	-2,20	0,059
Nulo	-13,66	33,04	2,12	0,071	0,0000	1,76E-17	-	-	-	-	-
AFo_5km	-11,63	33,26	2,35	0,064	0,2506	5,99E-01	-2,73E-08	1,36E-08	9	-2,00	0,080
CFo_2,5km	-11,80	33,59	2,68	0,054	0,2253	1,74E+00	-3,26E+00	1,71E+00	9	-1,90	0,094
AFv_10km	-12,64	35,28	4,37	0,023	0,0830	3,17E-01	-1,16E-08	8,61E-09	9	-1,35	0,215
CFv_5km	-12,70	35,39	4,48	0,022	0,0727	3,63E-01	-5,70E+00	4,36E+00	9	-1,31	0,228
CFv_10km	-12,84	35,68	4,77	0,019	0,0457	3,98E-01	-6,90E+00	5,77E+00	9	-1,20	0,266
AFv_500m	-12,84	35,68	4,77	0,019	0,0455	1,54E-01	-8,86E-06	7,41E-06	9	-1,20	0,266
AFo_500m	-12,94	35,88	4,97	0,017	0,0261	1,20E+00	-1,92E-06	1,72E-06	9	-1,11	0,298
CFv_500m	-12,95	35,91	4,99	0,017	0,0236	1,51E-01	-6,58E+00	5,97E+00	9	-1,10	0,302
CFo_5km	-12,96	35,91	5,00	0,017	0,0234	8,74E-01	-1,91E+00	1,74E+00	9	-1,10	0,302
CFo_500m	-12,98	35,97	5,05	0,017	0,0180	1,19E+00	-1,50E+00	1,39E+00	9	-1,08	0,312
Ht	-13,10	36,21	5,29	0,015	-0,0060	1,93E+00	-1,74E-01	1,79E-01	9	-0,97	0,359
AFv_5km	-13,13	36,25	5,34	0,014	-0,0106	1,83E-01	-3,51E-08	3,69E-08	9	-0,95	0,369
H	-13,18	36,36	5,45	0,014	-0,0217	1,50E+00	-5,64E-01	6,28E-01	9	-0,90	0,395
CFv_1km	-13,21	36,41	5,50	0,013	-0,0268	1,13E-01	-3,49E+00	3,99E+00	9	-0,87	0,407
CFv_2,5km	-13,22	36,44	5,53	0,013	-0,0298	2,41E-01	-4,11E+00	4,78E+00	9	-0,86	0,415
CFo_10km	-13,25	36,50	5,59	0,013	-0,0363	7,82E-01	-1,76E+00	2,12E+00	9	-0,83	0,432
DA(reg)	-13,42	36,83	5,92	0,011	-0,0707	-6,67E-01	1,66E-04	2,61E-04	9	0,64	0,542
AFv_1km	-13,46	36,91	6,00	0,010	-0,0797	7,59E-02	-7,27E-07	1,26E-06	9	-0,58	0,578
Vol	-13,61	37,23	6,31	0,009	-0,1142	-8,41E-02	8,25E-05	2,97E-04	9	0,28	0,788
DA(T)	-13,63	37,25	6,34	0,009	-0,1169	3,10E-01	-4,59E-04	1,91E-03	9	-0,24	0,816
DoA(T)	-13,63	37,26	6,34	0,009	-0,1176	2,32E-01	-6,50E-03	2,81E-02	9	-0,23	0,823
AFv_2,5km	-13,65	37,31	6,39	0,008	-0,1230	-3,46E-02	2,57E-08	2,17E-07	9	0,12	0,909
DAP_med	-13,65	37,31	6,39	0,008	-0,1230	-3,23E-01	1,42E-02	1,20E-01	9	0,12	0,909
DoA(sp)	-13,66	37,31	6,40	0,008	-0,1233	1,62E-17	3,84E-02	3,53E-01	9	0,11	0,916
DA(sp)0	-13,66	37,33	6,41	0,008	-0,1250	1,75E-17	-1,40E-03	3,54E-01	9	0,00	0,997

**Tabela A1.55** Modelos de regressão linear entre o índice de fixação (f) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte regenerante de *Euterpe edulis*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
CFv_10km	-7,46	26,92	0,00	0,229	0,4962	7,54E-01	-1,98E+01	7,05E+00	7	-2,81	0,031
CFv_5km	-7,52	27,04	0,13	0,215	0,4883	7,77E-01	-1,80E+01	6,48E+00	7	-2,77	0,032
Nulo	-10,82	28,03	1,12	0,131	0,0000	4,17E-17	-	-	-	-	-
AFv_2,5km	-8,96	29,92	3,01	0,051	0,2664	1,74E-01	-7,30E-07	3,88E-07	7	-1,88	0,109
AFv_5km	-9,16	30,32	3,40	0,042	0,2291	3,17E-01	-1,65E-07	9,38E-08	7	-1,76	0,130
DoA(sp)	-9,33	30,65	3,74	0,035	0,1965	4,17E-17	5,58E-01	3,39E-01	7	1,65	0,151
DA(sp)	-9,45	30,91	3,99	0,031	0,1705	-4,98E-19	5,38E-01	3,44E-01	7	1,56	0,169
CFv_2,5km	-9,62	31,23	4,32	0,026	0,1360	3,66E-01	-1,05E+01	7,23E+00	7	-1,45	0,197
CFo_10km	-9,95	31,90	4,98	0,019	0,0613	1,49E+00	-2,40E+00	1,98E+00	7	-1,21	0,273
Vol	-10,15	32,29	5,37	0,016	0,0137	-7,47E-01	5,38E-03	5,13E-03	7	1,05	0,335
Ht	-10,20	32,40	5,48	0,015	0,0001	-4,94E+00	4,39E-01	4,39E-01	7	1,00	0,356
CFo_2,5km	-10,21	32,41	5,50	0,015	-0,0013	1,05E+00	-1,60E+00	1,61E+00	7	-1,00	0,358
AFo_10km	-10,38	32,75	5,83	0,012	-0,0446	3,97E-01	-3,19E-09	3,81E-09	7	-0,84	0,435
DAP_med	-10,39	32,78	5,86	0,012	-0,0483	-2,31E+00	1,17E-01	1,42E-01	7	0,82	0,442
CFo_1km	-10,40	32,80	5,88	0,012	-0,0508	9,53E-01	-1,29E+00	1,58E+00	7	-0,81	0,447
CFo_5km	-10,41	32,82	5,91	0,012	-0,0539	9,18E-01	-1,44E+00	1,80E+00	7	-0,80	0,454
AFv_10km	-10,57	33,14	6,22	0,010	-0,0965	2,18E-02	-8,07E-09	1,30E-08	7	-0,62	0,558
CFo_500m	-10,59	33,19	6,27	0,010	-0,1033	8,13E-01	-9,72E-01	1,66E+00	7	-0,59	0,579
AFo_1km	-10,60	33,19	6,28	0,010	-0,1042	4,29E-01	-2,04E-07	3,50E-07	7	-0,58	0,581
AFo_2,5km	-10,60	33,20	6,28	0,010	-0,1043	3,47E-01	-3,29E-08	5,65E-08	7	-0,58	0,582
AFv_500m	-10,61	33,22	6,31	0,010	-0,1079	-1,32E-01	8,87E-06	1,57E-05	7	0,56	0,593
CFv_500m	-10,66	33,31	6,40	0,009	-0,1205	-1,26E-01	5,90E+00	1,19E+01	7	0,50	0,637
DA(T)	-10,68	33,36	6,44	0,009	-0,1274	6,62E-01	-8,32E-04	1,82E-03	7	-0,46	0,664
AFo_500m	-10,68	33,37	6,45	0,009	-0,1284	5,15E-01	-8,03E-07	1,78E-06	7	-0,45	0,668
DoA(T)	-10,75	33,50	6,59	0,008	-0,1476	-3,52E-01	1,22E-02	3,88E-02	7	0,32	0,763
H	-10,75	33,51	6,59	0,008	-0,1480	1,51E+00	-4,62E-01	1,48E+00	7	-0,31	0,765
AFo_5km	-10,77	33,54	6,62	0,008	-0,1528	1,48E-01	-4,03E-09	1,50E-08	7	-0,27	0,797
AFv_1km	-10,78	33,56	6,65	0,008	-0,1562	3,04E-02	-6,75E-07	2,89E-06	7	-0,23	0,823
DA(reg)	-10,80	33,61	6,69	0,008	-0,1628	-9,05E-02	9,88E-06	7,02E-05	7	0,14	0,893
CFv_1km	-10,82	33,63	6,72	0,008	-0,1666	-3,58E-03	9,35E-02	6,86E+00	7	0,01	0,990

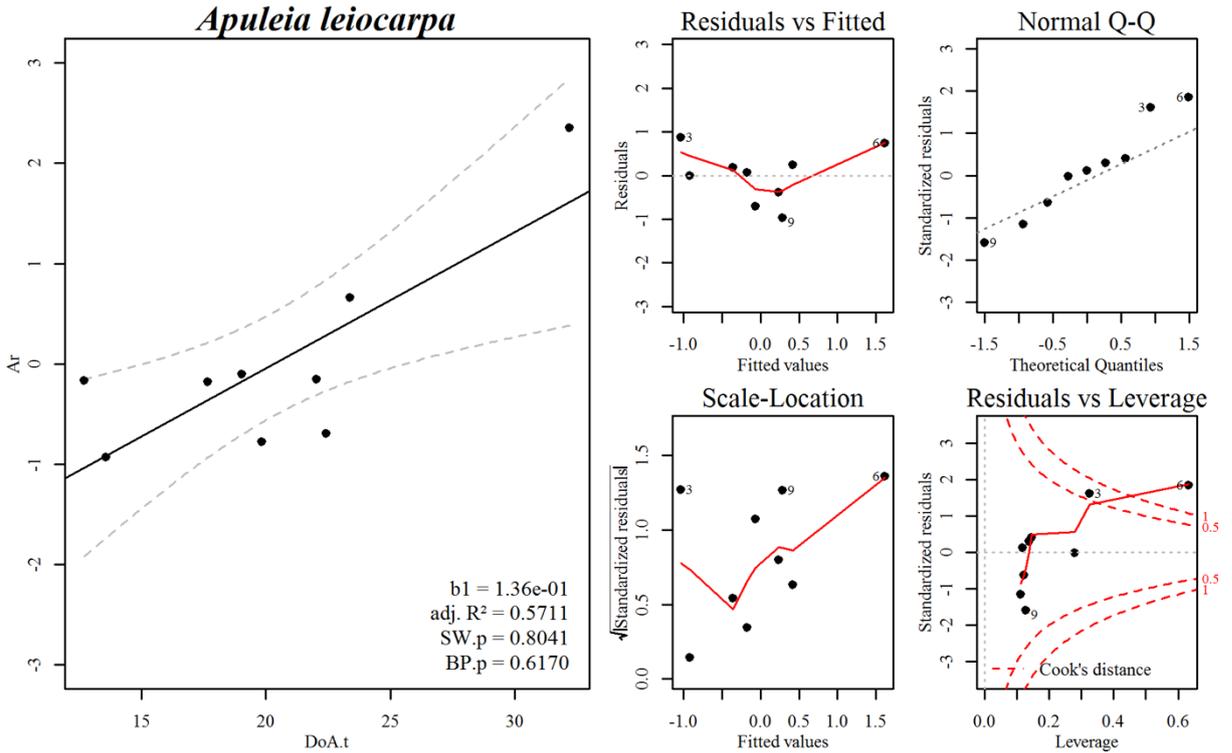
**Tabela A1.56** Modelos de regressão linear entre o índice de fixação (f) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte regenerante de *Ocotea catharinensis*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo,  $R^2$ ajs.:  $R^2$  ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	$R^2$ ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
Ht	-12,22	33,87	0,00	0,238	0,3396	1,11E+01	-9,63E-01	3,89E-01	10	-2,48	0,035
Nulo	-15,08	35,67	1,79	0,097	0,0000	-1,51E-16	-	-	-	-	-
H	-13,32	36,07	2,20	0,079	0,1937	7,64E+00	-2,29E+00	1,24E+00	10	-1,84	0,098
CFo_10km	-14,03	37,50	3,62	0,039	0,0819	2,45E+00	-3,18E+00	2,31E+00	10	-1,38	0,202
AFv_5km	-14,07	37,58	3,70	0,037	0,0754	-4,19E-01	1,23E-07	9,12E-08	10	1,35	0,211
DAP_med	-14,09	37,60	3,73	0,037	0,0733	4,02E+00	-1,98E-01	1,48E-01	10	-1,34	0,214
CFv_5km	-14,11	37,64	3,77	0,036	0,0699	-4,00E-01	9,97E+00	7,53E+00	10	1,32	0,218
CFv_10km	-14,14	37,70	3,83	0,035	0,0647	-3,31E-01	1,17E+01	8,99E+00	10	1,30	0,226
DoA(T)	-14,19	37,81	3,93	0,033	0,0557	2,17E+00	-7,42E-02	5,89E-02	10	-1,26	0,239
AFo_10km	-14,24	37,92	4,04	0,031	0,0461	1,09E+00	-5,05E-09	4,15E-09	10	-1,22	0,254
CFo_2,5km	-14,48	38,39	4,51	0,025	0,0047	1,87E+00	-2,30E+00	2,24E+00	10	-1,02	0,333
AFo_2,5km	-14,51	38,45	4,57	0,024	-0,0007	1,34E+00	-8,77E-08	8,80E-08	10	-1,00	0,345
CFo_5km	-14,56	38,55	4,67	0,023	-0,0100	1,55E+00	-1,94E+00	2,04E+00	10	-0,95	0,367
CFv_2,5km	-14,68	38,78	4,91	0,020	-0,0319	-2,06E-01	6,43E+00	7,73E+00	10	0,83	0,427
AFo_5km	-14,69	38,81	4,94	0,020	-0,0348	9,26E-01	-1,55E-08	1,90E-08	10	-0,81	0,436
AFv_2,5km	-14,79	39,02	5,14	0,018	-0,0541	-5,03E-02	1,57E-07	2,25E-07	10	0,70	0,503
Vol	-14,80	39,03	5,16	0,018	-0,0556	9,42E-01	-7,28E-03	1,06E-02	10	-0,69	0,509
AFv_500m	-14,90	39,23	5,35	0,016	-0,0745	5,12E-02	-4,37E-06	7,89E-06	10	-0,55	0,593
DA(T)	-14,93	39,30	5,42	0,016	-0,0811	-1,02E+00	1,31E-03	2,61E-03	10	0,50	0,629
CFv_500m	-14,94	39,32	5,44	0,016	-0,0831	4,64E-02	-2,78E+00	5,76E+00	10	-0,48	0,641
AFv_10km	-14,99	39,41	5,54	0,015	-0,0926	-1,75E-02	5,16E-09	1,32E-08	10	0,39	0,705
AFo_500m	-15,03	39,48	5,61	0,014	-0,0996	1,26E+00	-1,70E-06	5,53E-06	10	-0,31	0,766
AFv_1km	-15,03	39,48	5,61	0,014	-0,0998	2,78E-02	-6,23E-07	2,04E-06	10	-0,30	0,767
AFo_1km	-15,03	39,49	5,62	0,014	-0,1003	5,42E-01	-1,98E-07	6,65E-07	10	-0,30	0,773
CFo_500m	-15,03	39,49	5,62	0,014	-0,1003	1,42E+00	-1,50E+00	5,05E+00	10	-0,30	0,773
CFo_1km	-15,05	39,54	5,66	0,014	-0,1049	5,21E-01	-5,87E-01	2,61E+00	10	-0,23	0,827
CFv_1km	-15,07	39,56	5,69	0,014	-0,1074	2,06E-02	-9,50E-01	5,46E+00	10	-0,17	0,866
DA(sp)	-15,08	39,59	5,71	0,014	-0,1101	-1,59E-16	2,99E-02	3,33E-01	10	0,09	0,930
DA(reg)	-15,08	39,59	5,72	0,014	-0,1106	5,48E-02	-8,37E-06	1,32E-04	10	-0,06	0,951
DoA(sp)	-15,08	39,59	5,72	0,014	-0,1107	-1,51E-16	1,84E-02	3,33E-01	10	0,06	0,957

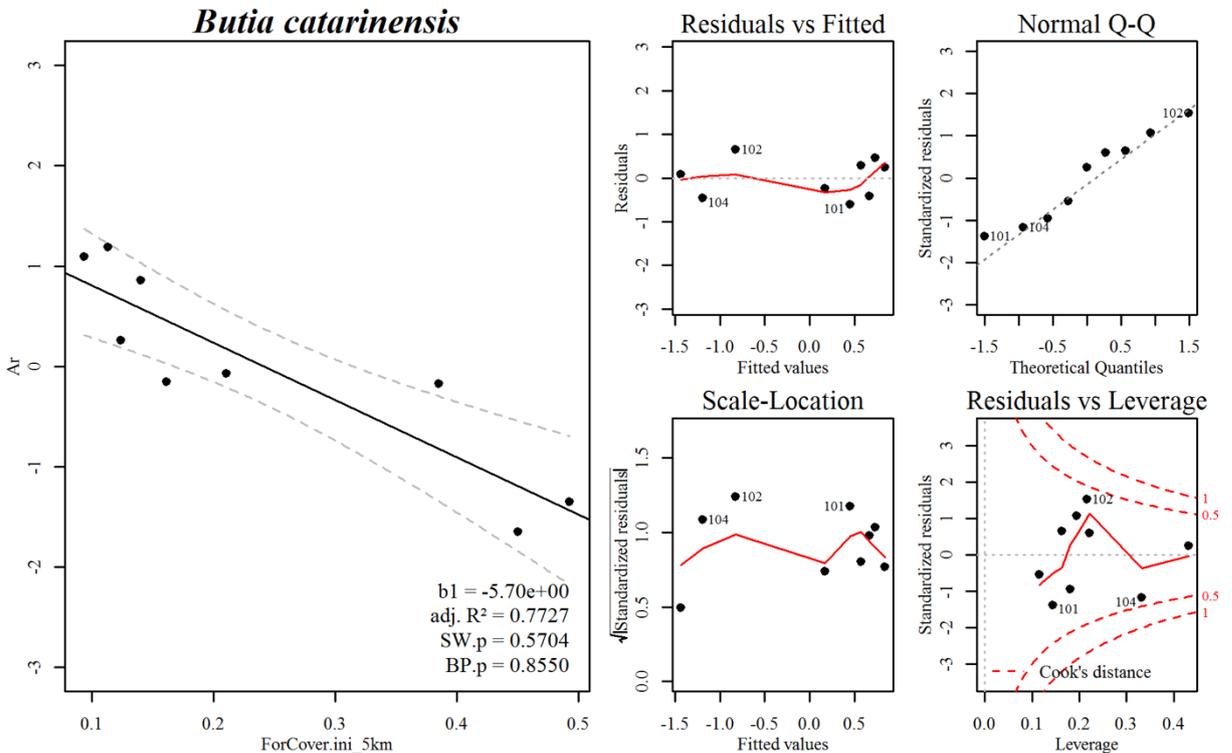
**Tabela A1.57** Modelos de regressão linear entre o índice de fixação (f) e índices fitossociológicos e de paisagem para as populações da coorte regenerante de *Podocarpus lambertii*. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>ajs.: R<sup>2</sup> ajustado, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1. Ver metodologia do capítulo 2 para as abreviações dos modelos.

Modelo	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup> ajs.	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
Nulo	-7,97	23,93	0,00	0,428	0,0000	4,53E-17	-	-	-	-	-
DAP_med	-3,81	25,63	1,69	0,183	0,6869	1,32E+01	-6,51E-01	1,88E-01	5	-3,46	0,026
DA(reg)	-4,52	27,03	3,10	0,091	0,6044	-3,48E+00	8,84E-04	3,01E-04	5	2,94	0,042
CFo_5km	-4,87	27,75	3,82	0,063	0,5540	1,81E+00	-4,69E+00	1,75E+00	5	-2,69	0,055
CFo_10km	-5,34	28,69	4,75	0,040	0,4785	2,29E+00	-5,15E+00	2,18E+00	5	-2,36	0,077
CFo_2,5km	-5,65	29,30	5,37	0,029	0,4223	1,62E+00	-3,85E+00	1,78E+00	5	-2,16	0,097
AFv_5km	-5,93	29,86	5,92	0,022	0,3663	7,51E-01	-7,09E-08	3,59E-08	5	-1,97	0,120
Ht	-6,34	30,69	6,75	0,015	0,2722	6,28E+00	-6,18E-01	3,65E-01	5	-1,69	0,165
AFo_5km	-6,42	30,85	6,91	0,013	0,2528	9,61E-01	-4,28E-08	2,61E-08	5	-1,64	0,176
CFv_10km	-6,67	31,34	7,41	0,011	0,1882	7,95E-01	-9,48E+00	6,45E+00	5	-1,47	0,216
CFo_1km	-6,77	31,54	7,61	0,010	0,1611	1,17E+00	-2,37E+00	1,69E+00	5	-1,40	0,234
AFo_500m	-6,79	31,59	7,66	0,009	0,1543	9,50E-01	-2,15E-06	1,55E-06	5	-1,38	0,239
CFo_500m	-6,87	31,75	7,81	0,009	0,1316	9,93E-01	-1,71E+00	1,29E+00	5	-1,33	0,256
AFo_10km	-6,96	31,91	7,98	0,008	0,1072	8,10E-01	-8,51E-09	6,73E-09	5	-1,27	0,274
AFo_1km	-7,09	32,19	8,25	0,007	0,0657	7,84E-01	-6,59E-07	5,67E-07	5	-1,16	0,310
CFv_5km	-7,16	32,32	8,39	0,006	0,0444	5,64E-01	-8,01E+00	7,22E+00	5	-1,11	0,329
AFv_10km	-7,20	32,40	8,46	0,006	0,0327	5,43E-01	-9,96E-09	9,21E-09	5	-1,08	0,340
CFv_1km	-7,20	32,40	8,47	0,006	0,0311	4,81E-01	-8,86E+00	8,22E+00	5	-1,08	0,342
CFv_2,5km	-7,40	32,81	8,88	0,005	-0,0364	4,29E-01	-5,62E+00	6,19E+00	5	-0,91	0,415
AFv_1km	-7,47	32,94	9,00	0,005	-0,0587	3,35E-01	-1,09E-05	1,28E-05	5	-0,85	0,443
Vol	-7,55	33,10	9,17	0,004	-0,0885	6,75E-01	-1,86E-03	2,42E-03	5	-0,77	0,484
DoA(T)	-7,62	33,23	9,30	0,004	-0,1120	1,12E+00	-4,45E-02	6,31E-02	5	-0,70	0,520
DoA(sp)	-7,75	33,49	9,56	0,004	-0,1616	9,35E-17	2,66E-01	4,82E-01	5	0,55	0,611
DA(sp)	-7,79	33,58	9,65	0,003	-0,1788	5,07E-17	2,39E-01	4,86E-01	5	0,49	0,649
AFo_2,5km	-7,79	33,58	9,65	0,003	-0,1789	2,92E-01	-5,76E-08	1,17E-07	5	-0,49	0,649
H	-7,86	33,72	9,79	0,003	-0,2067	1,03E+00	-3,87E-01	1,02E+00	5	-0,38	0,724
AFv_2,5km	-7,89	33,79	9,85	0,003	-0,2200	1,15E-01	-1,04E-07	3,31E-07	5	-0,31	0,769
CFv_500m	-7,96	33,92	9,99	0,003	-0,2482	2,66E-02	-4,82E-01	6,31E+00	5	-0,08	0,943
DA(T)	-7,97	33,93	10,00	0,003	-0,2496	6,54E-02	-1,13E-04	3,12E-03	5	-0,04	0,973
AFv_500m	-7,97	33,93	10,00	0,003	-0,2500	1,93E-03	-5,22E-08	9,49E-06	5	-0,01	0,996

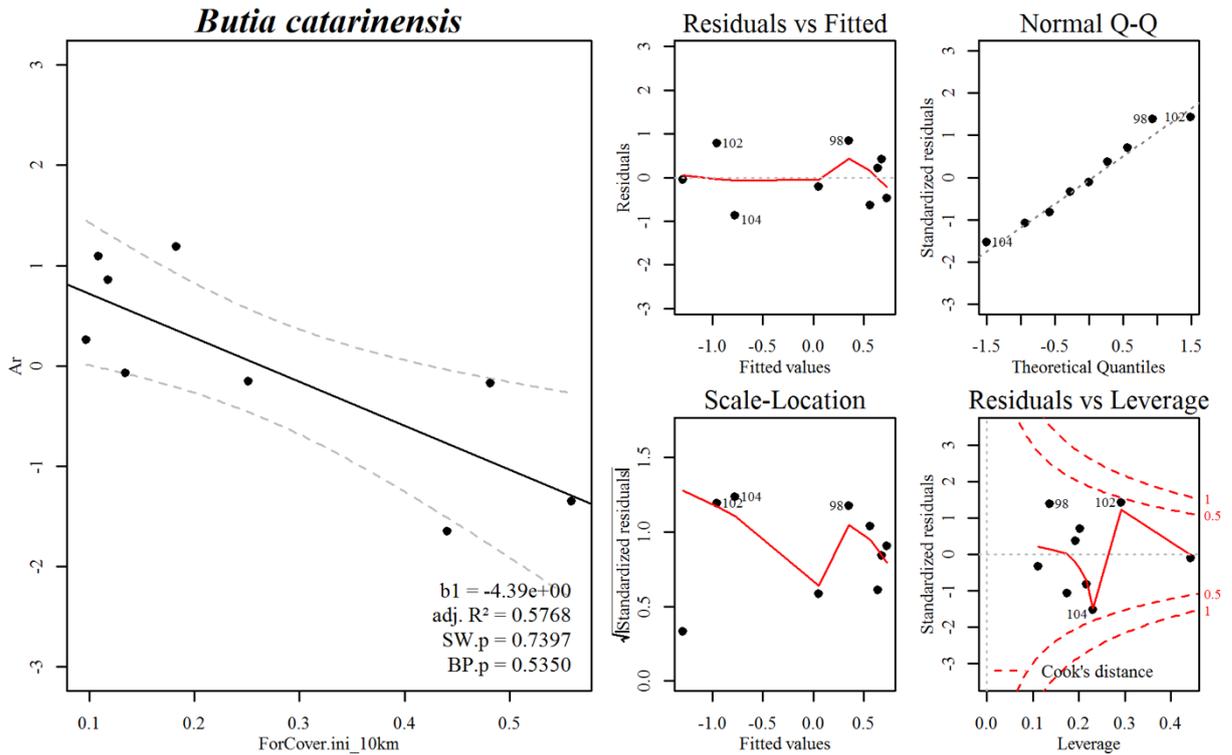
**ANEXO 2** DIAGNÓSTICO DOS MODELOS SELECIONADOS



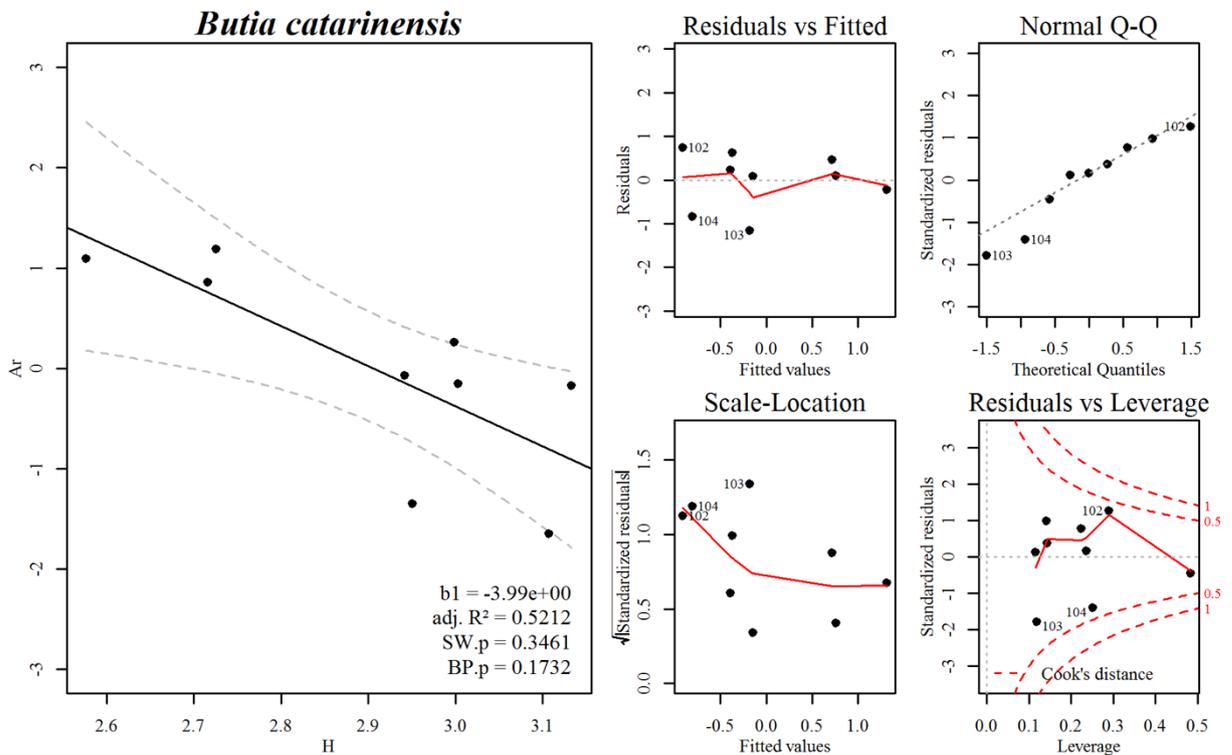
**Figura A2.1** Diagnóstico gráfico do modelo da riqueza alélica (Ar) em função da dominância total (DoA) para as populações adultas de *Apuleia leiocarpa*.



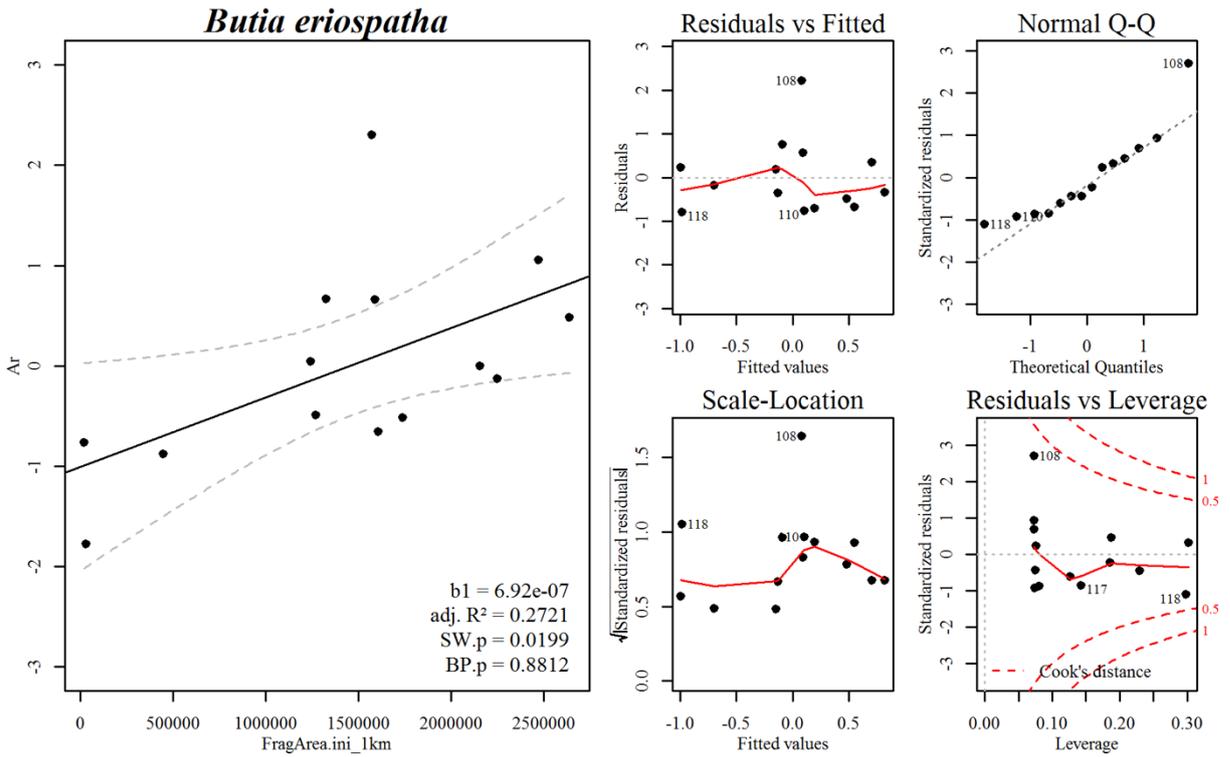
**Figura A2.2** Diagnóstico gráfico do modelo da riqueza alélica (Ar) em função da cobertura florestal inicial em raio de 5 km(ForCover.ini\_5km) para as populações adultas de *Apuleia leiocarpa*.



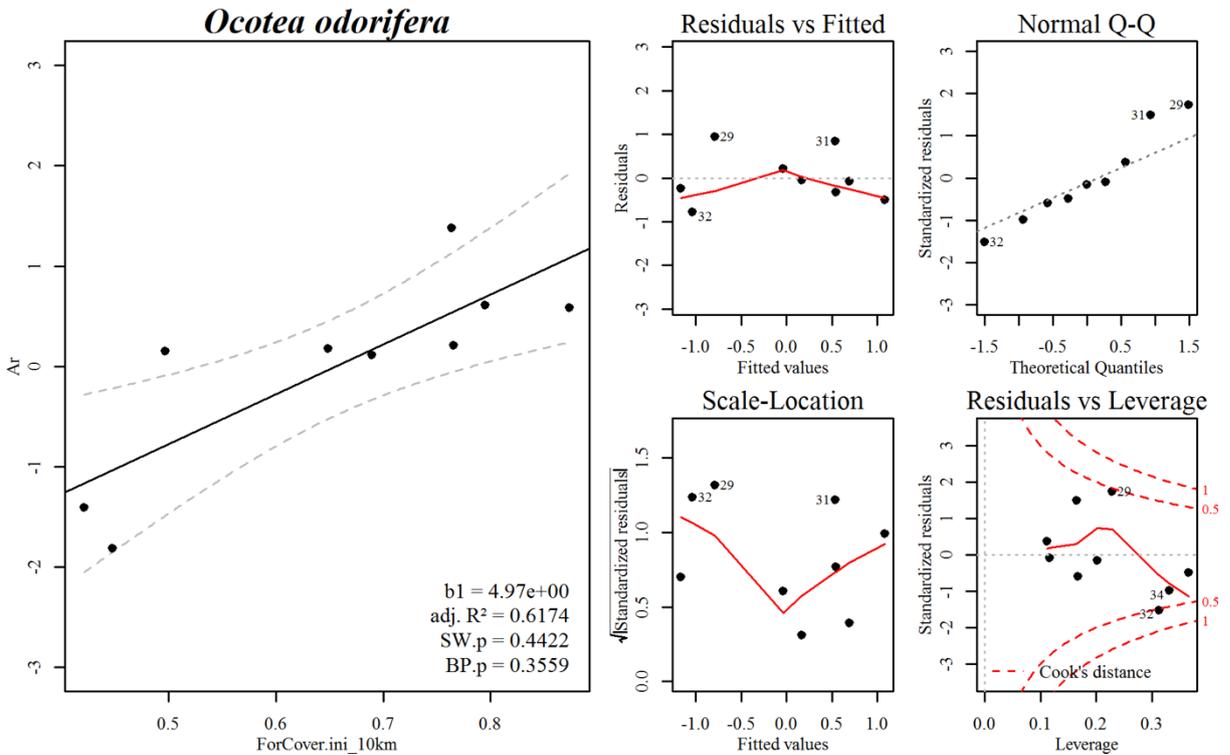
**Figura A2.3** Diagnóstico gráfico do modelo da riqueza alélica (Ar) em função da cobertura florestal inicial em raio de 10 km(ForCover.ini\_10km) para as populações adultas de *Butia catarinensis*.



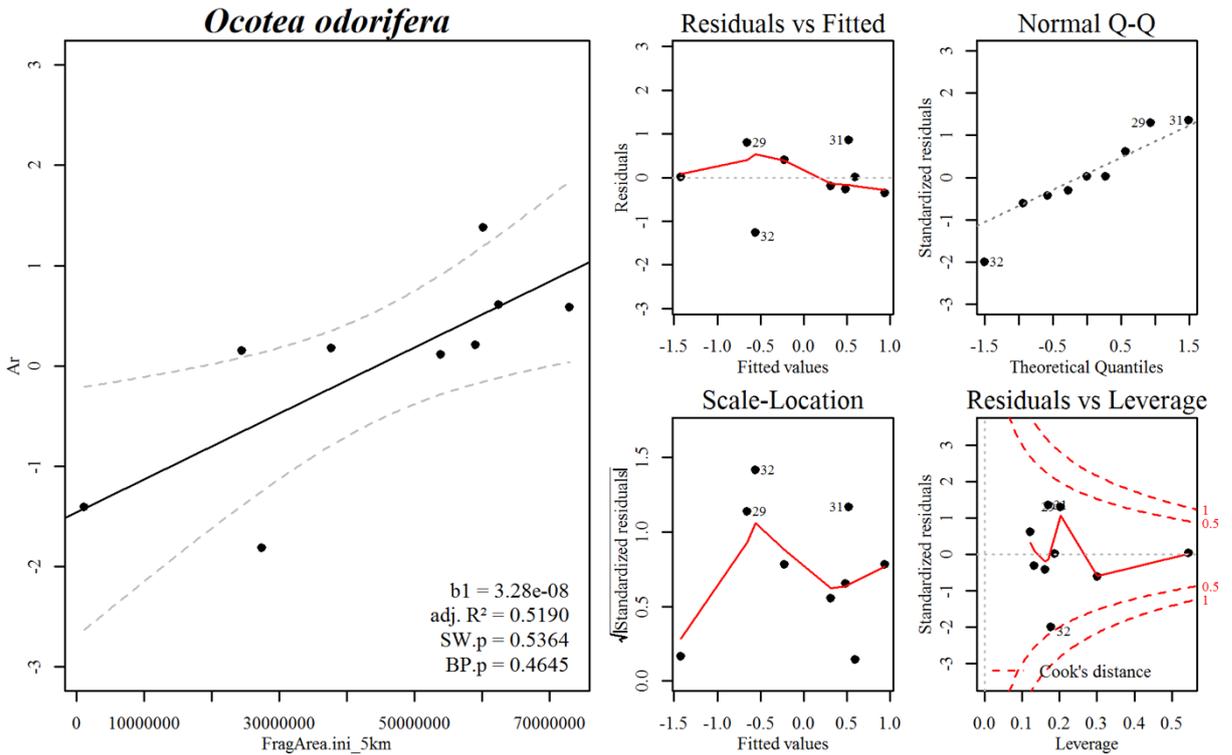
**Figura A2.4** Diagnóstico gráfico do modelo da riqueza alélica (Ar) em função da diversidade de Shannon (H) para as populações adultas de *Butia catarinensis*.



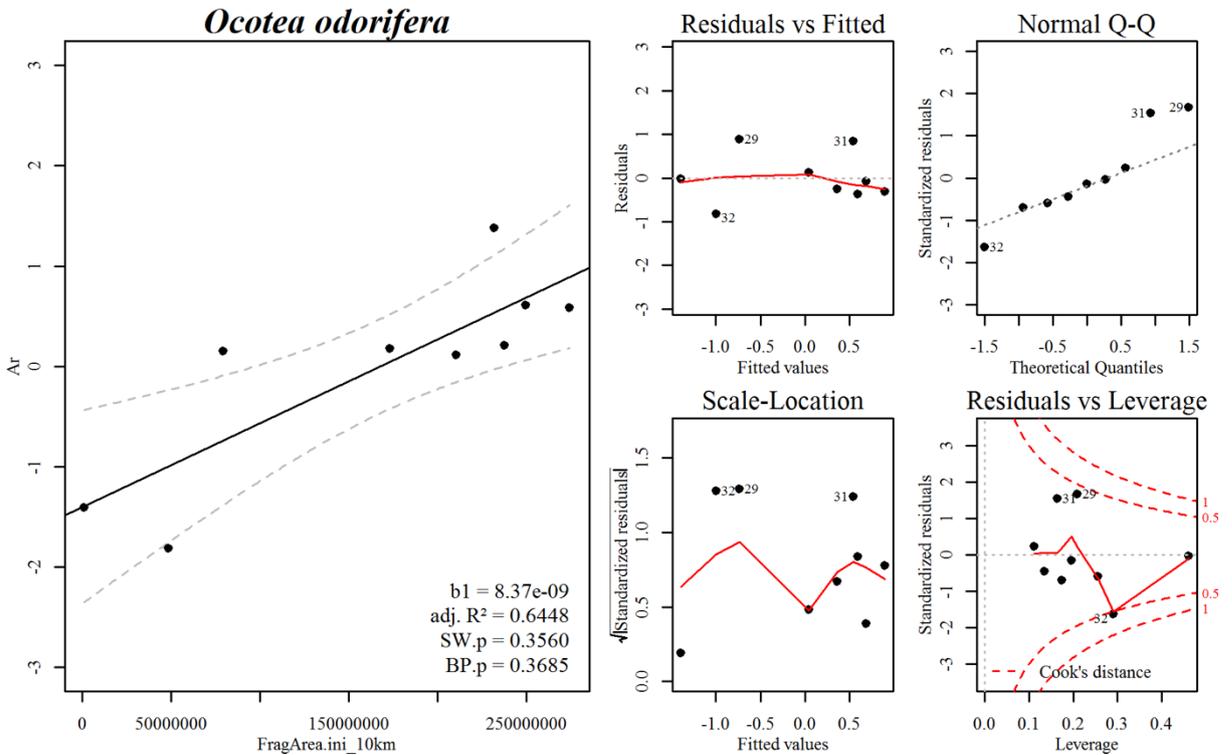
**Figura A2.5** Diagnóstico gráfico do modelo da riqueza alélica (Ar) em função da área de fragmento inicial em raio de 1 km (FragArea.ini\_1km) para as populações adultas de *Butia eriospatha*.



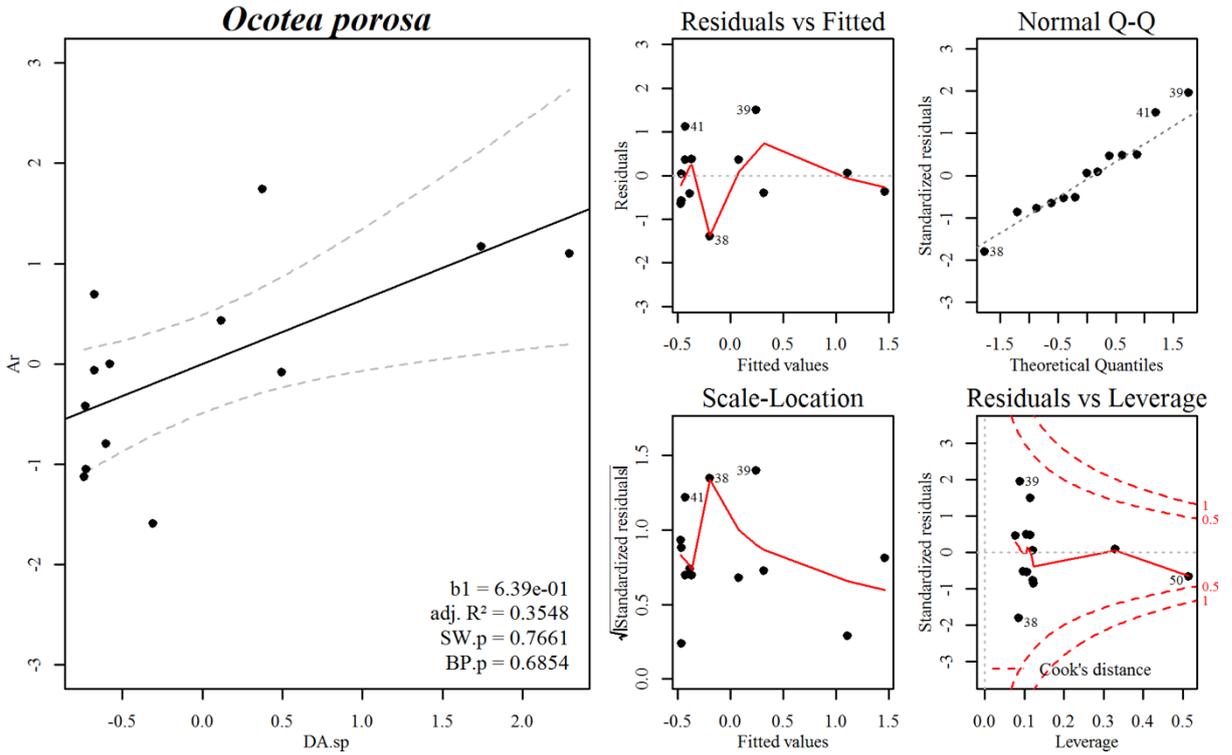
**Figura A2.6** Diagnóstico gráfico do modelo da riqueza alélica (Ar) em função da cobertura florestal inicial em raio de 10 km (ForCover.ini\_10km) para as populações adultas de *Ocotea odorifera*.



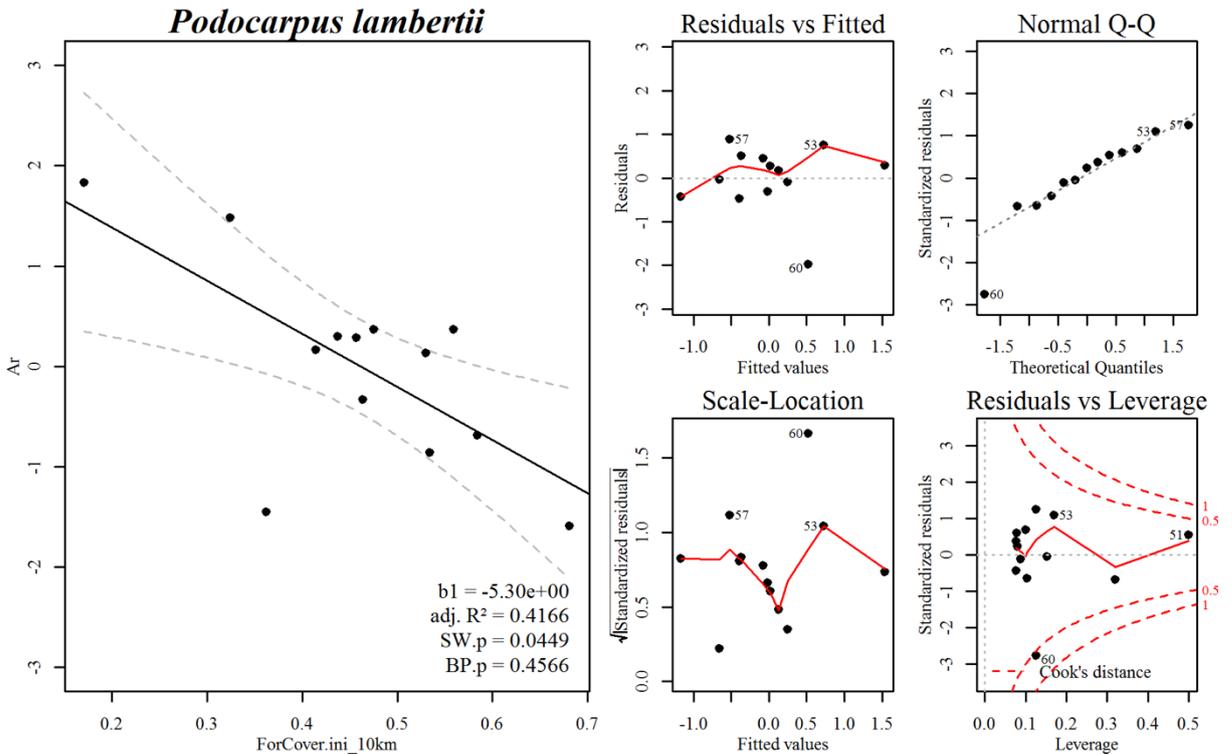
**Figura A2.7** Diagnóstico gráfico do modelo da riqueza alélica (Ar) em função da área de fragmento inicial em raio de 5 km (FragArea.ini\_5km) para as populações adultas de *Ocotea odorifera*.



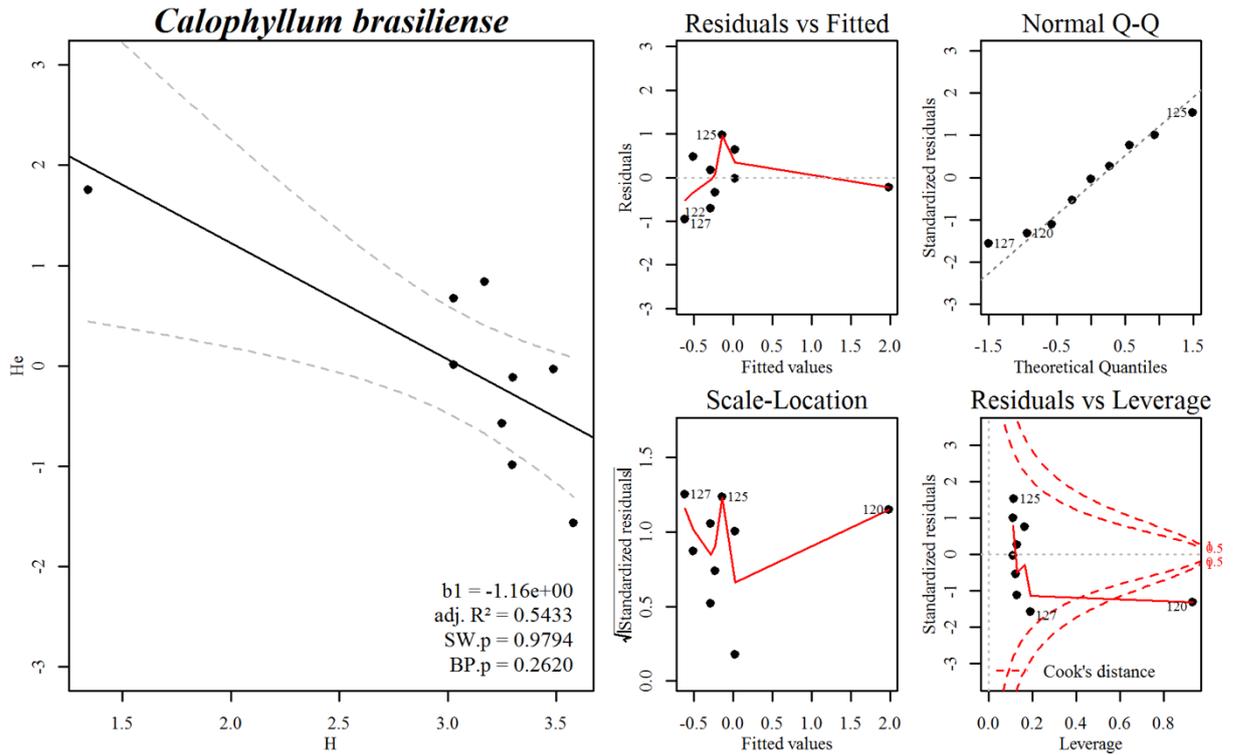
**Figura A2.8** Diagnóstico gráfico do modelo da riqueza alélica (Ar) em função da área de fragmento inicial em raio de 10 km (FragArea.ini\_10km) para as populações adultas de *Ocotea odorifera*.



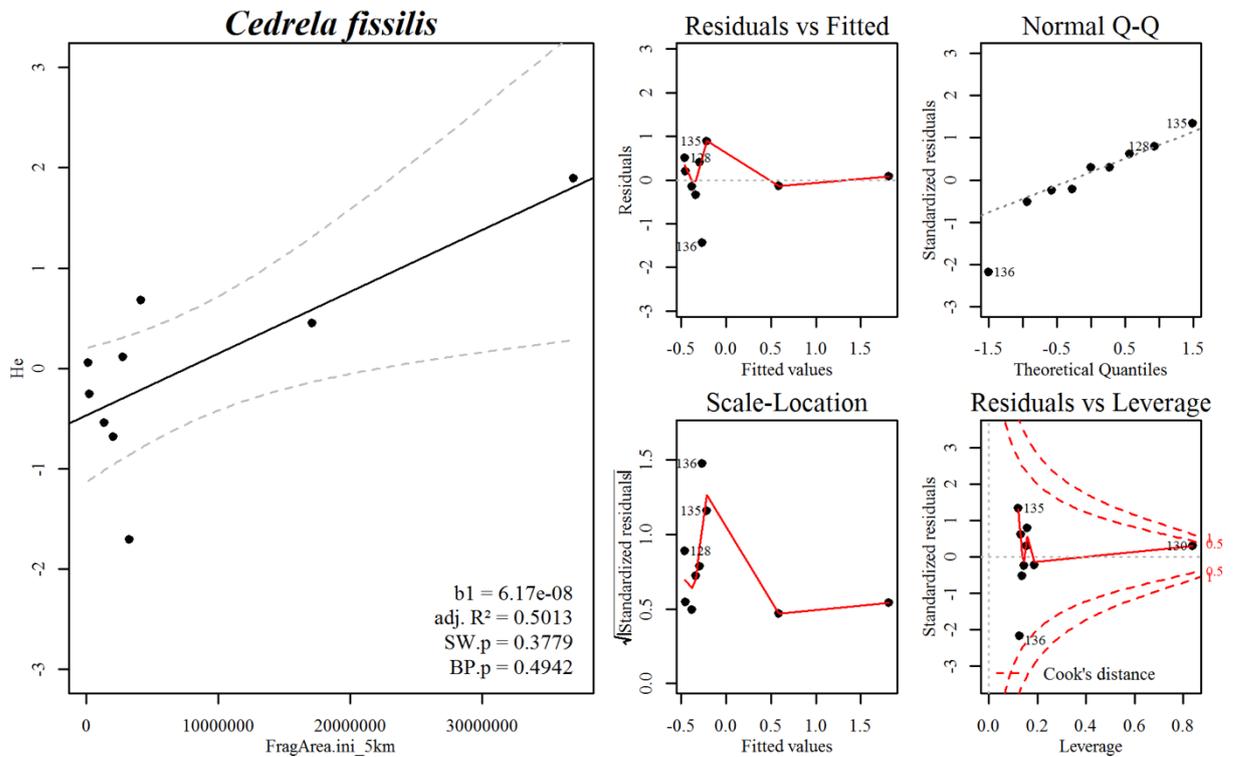
**Figura A2.9** Diagnóstico gráfico do modelo da riqueza alélica (Ar) em função da densidade absoluta da espécie (DA.sp) para as populações adultas de *Ocotea porosa*.



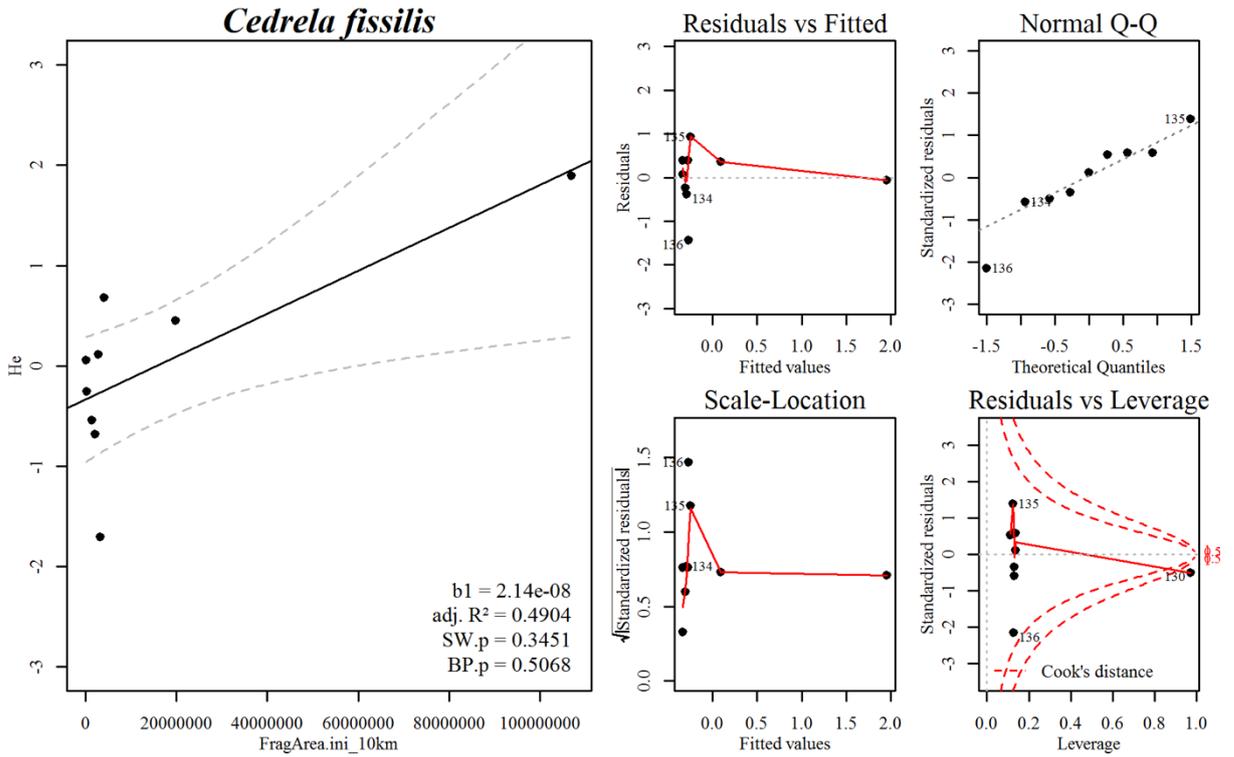
**Figura A2.10** Diagnóstico gráfico do modelo da riqueza alélica (Ar) em função da cobertura florestal inicial em raio de 10 km (ForCover.ini\_10km) para as populações adultas de *Podocarpus lambertii*.



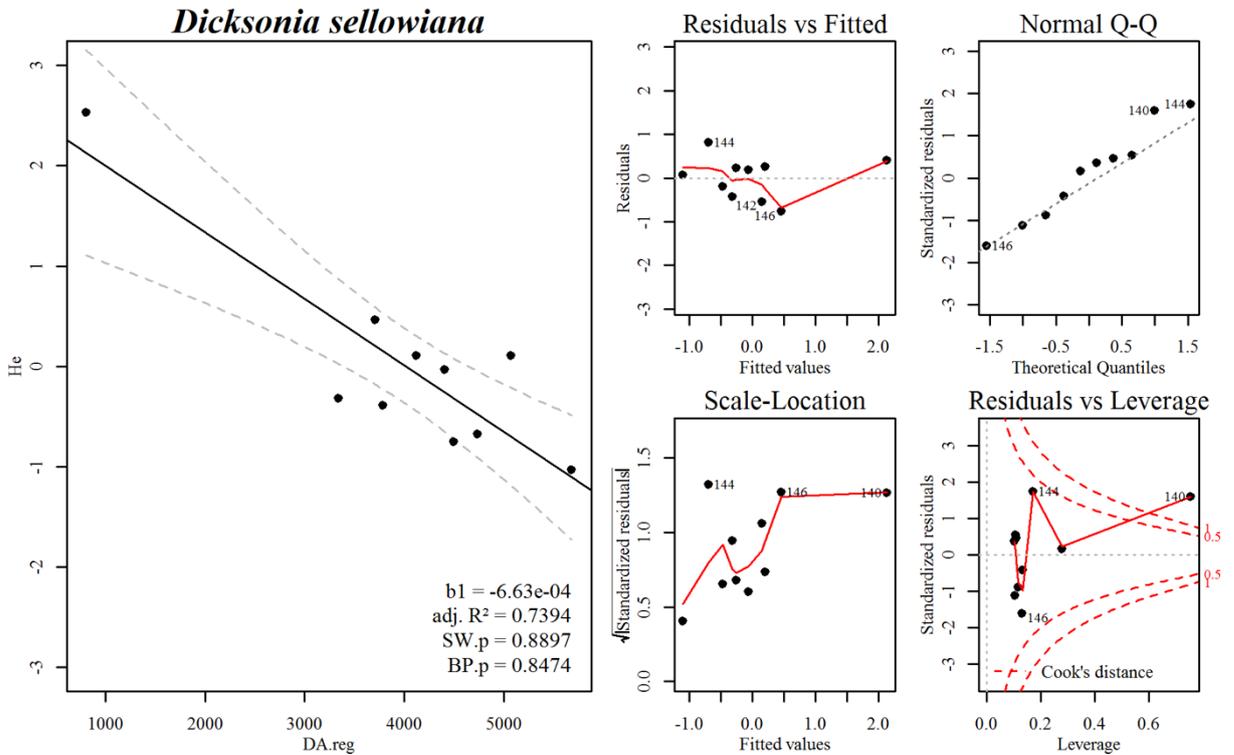
**Figura A2.11** Diagnóstico gráfico do modelo da diversidade genética ( $H_e$ ) em função da diversidade de Shannon ( $H$ ) para as populações adultas de *Calophyllum brasiliense*.



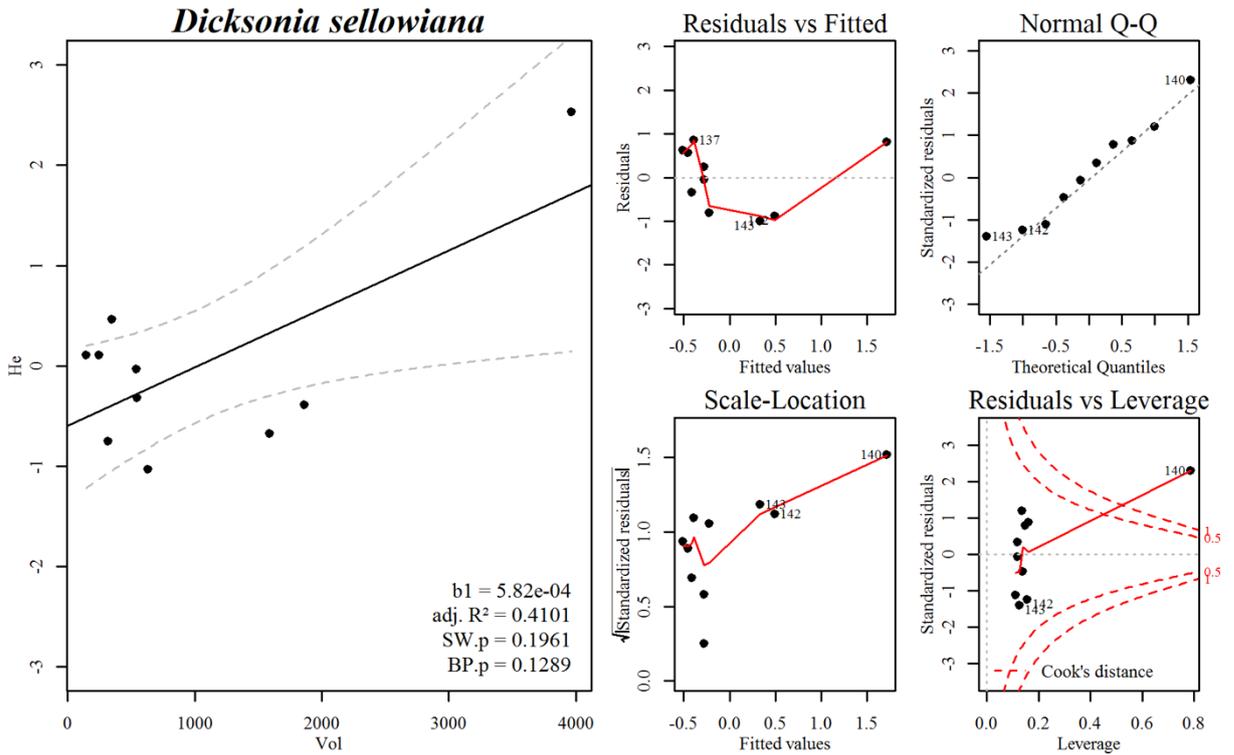
**Figura A2.12** Diagnóstico gráfico do modelo da diversidade genética ( $H_e$ ) em função da área de fragmento inicial em raio de 5 km ( $\text{FragArea.ini\_5km}$ ) para as populações adultas de *Cedrela fissilis*.



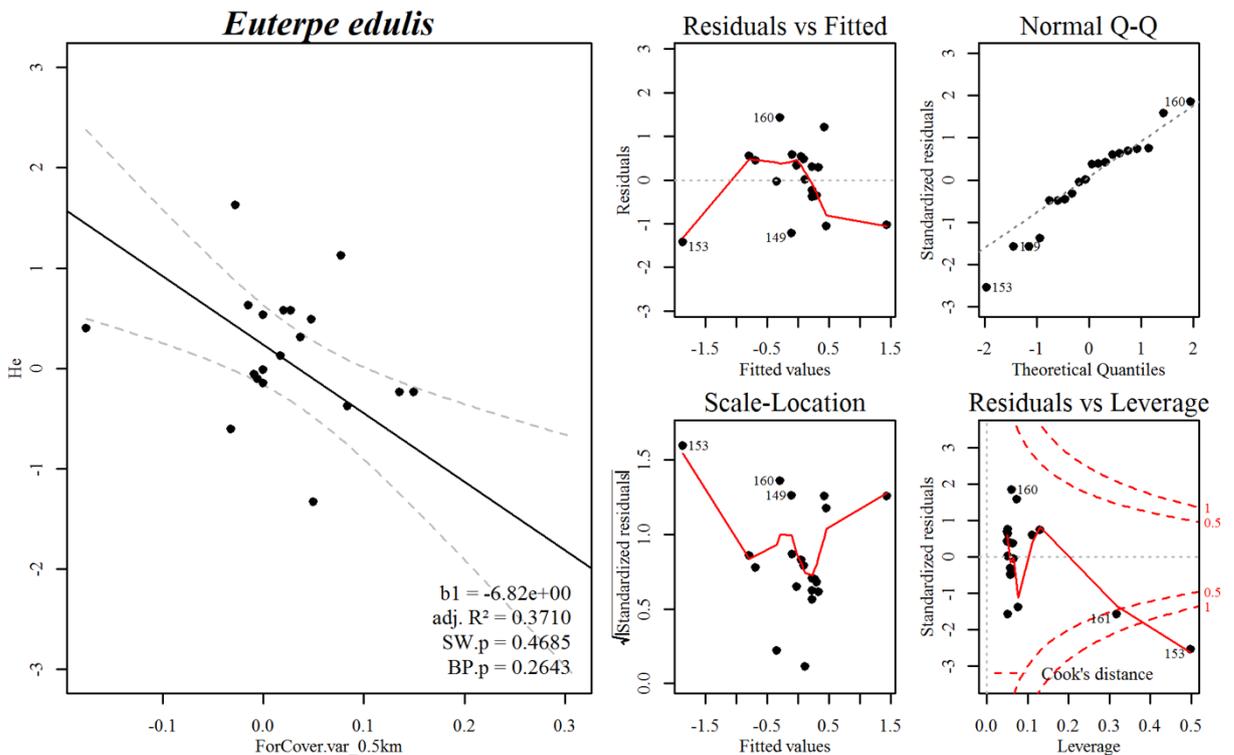
**Figura A2.13** Diagnóstico gráfico do modelo da diversidade genética (He) em função da área de fragmento inicial em raio de 10 km (FragArea.ini\_10km) para as populações adultas de *Cedrela fissilis*.



**Figura A2.14** Diagnóstico gráfico do modelo da diversidade genética (He) em função da densidade de regenerantes (DA.reg) para as populações adultas de *Dicksonia sellowiana*.

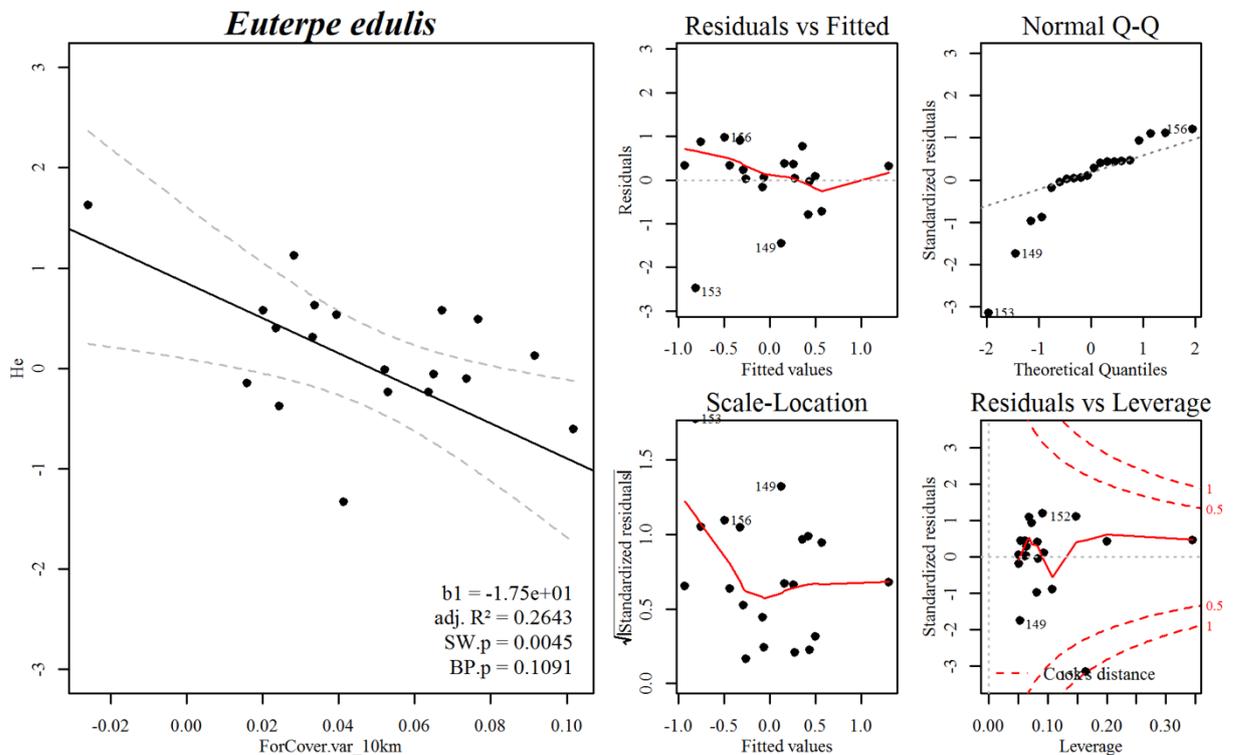
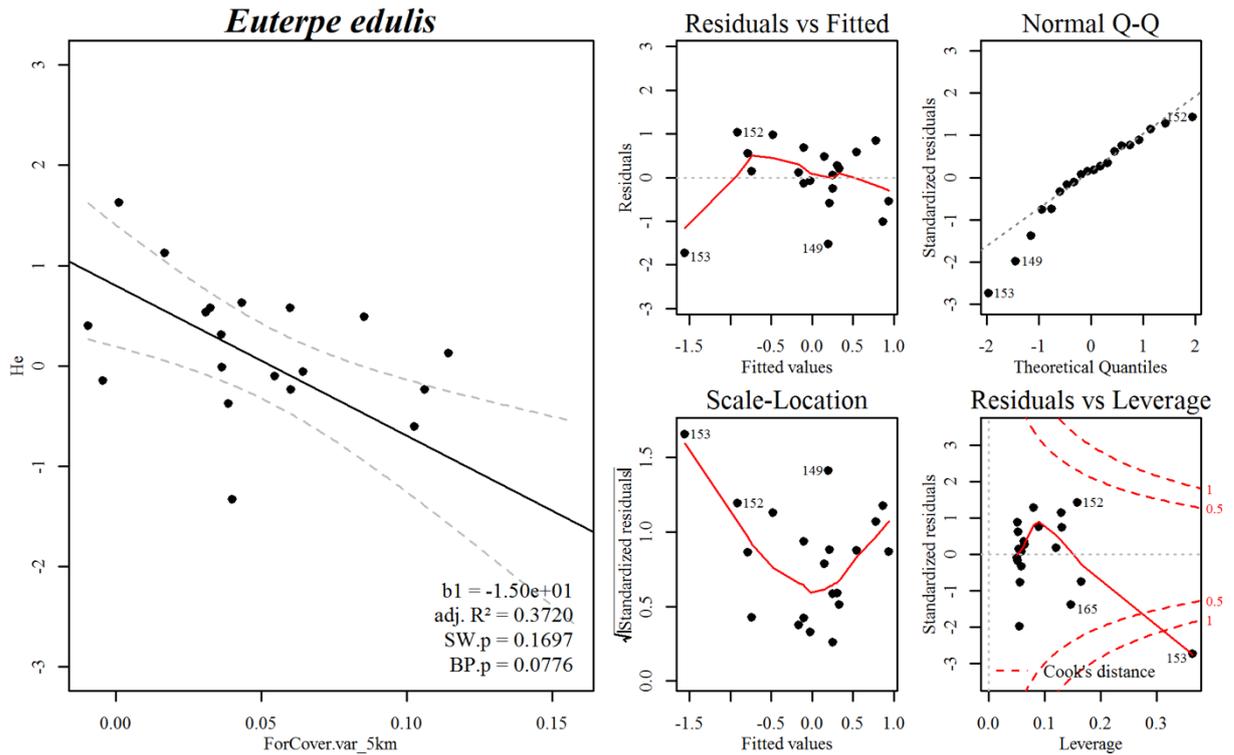


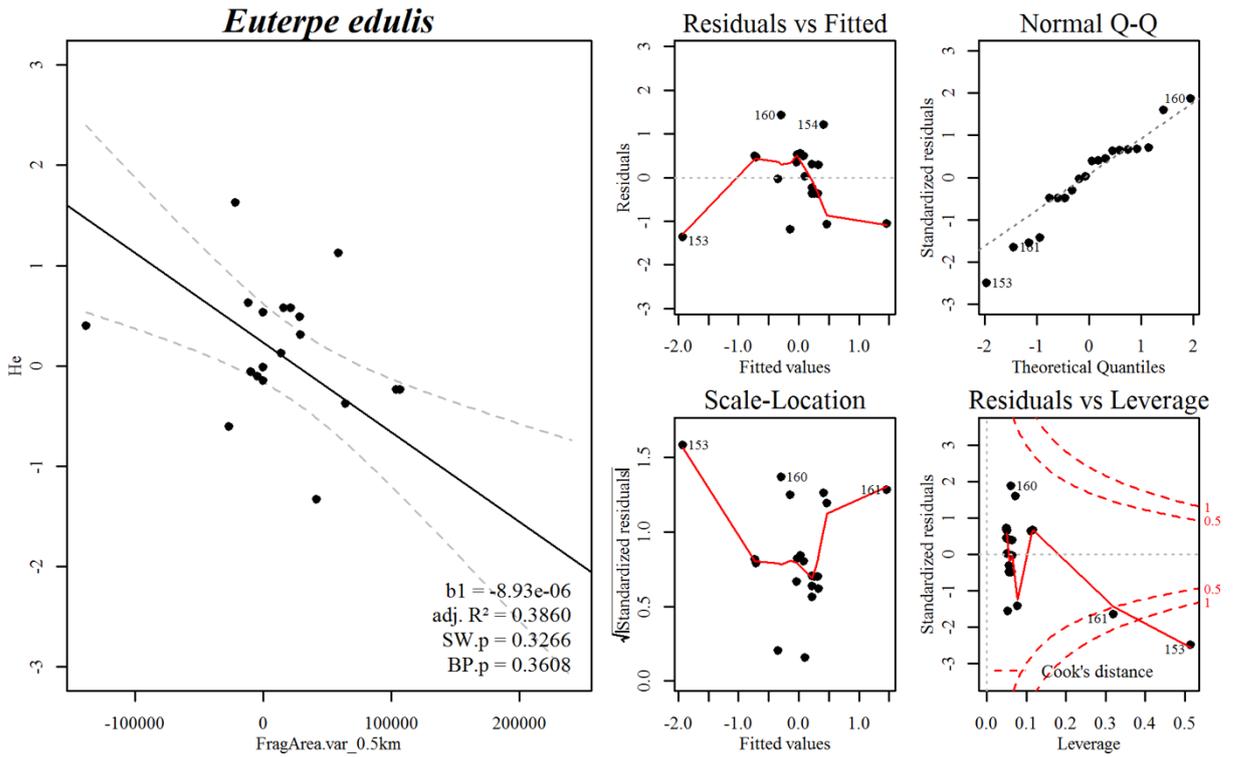
**Figura A2.15** Diagnóstico gráfico do modelo da diversidade genética (He) em função do volume florestal (Vol) para as populações adultas de *Dicksonia sellowiana*.



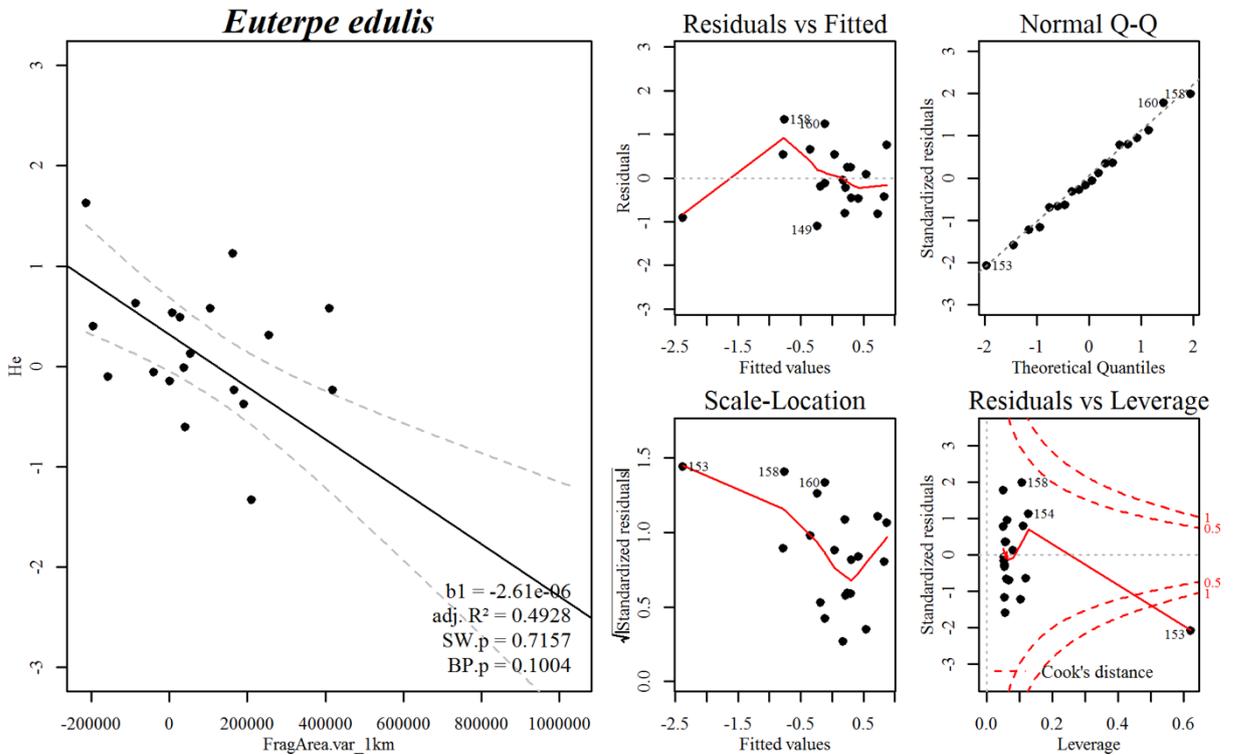
**Figura A2.16** Diagnóstico gráfico do modelo da diversidade genética (He) em função da variação na cobertura florestal em raio de 500 m (ForCover.var\_0.5km) para as populações adultas de *Euterpe edulis*.



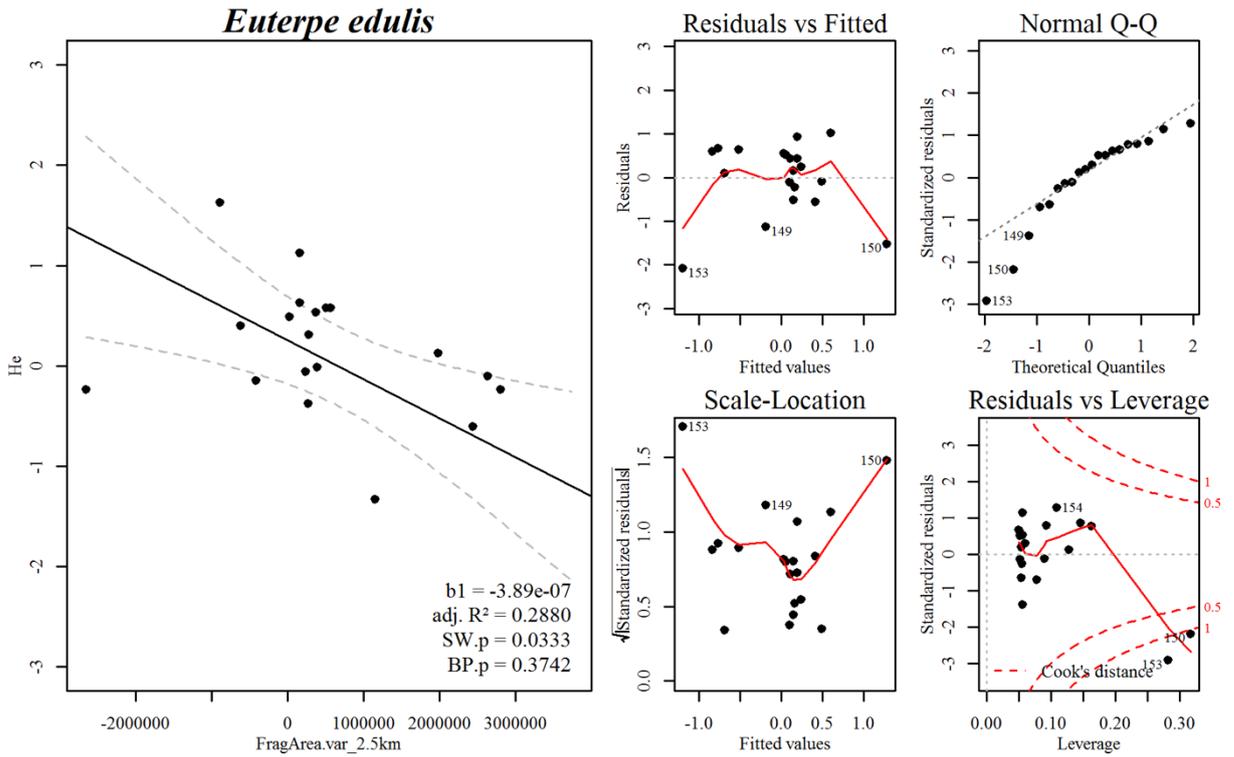




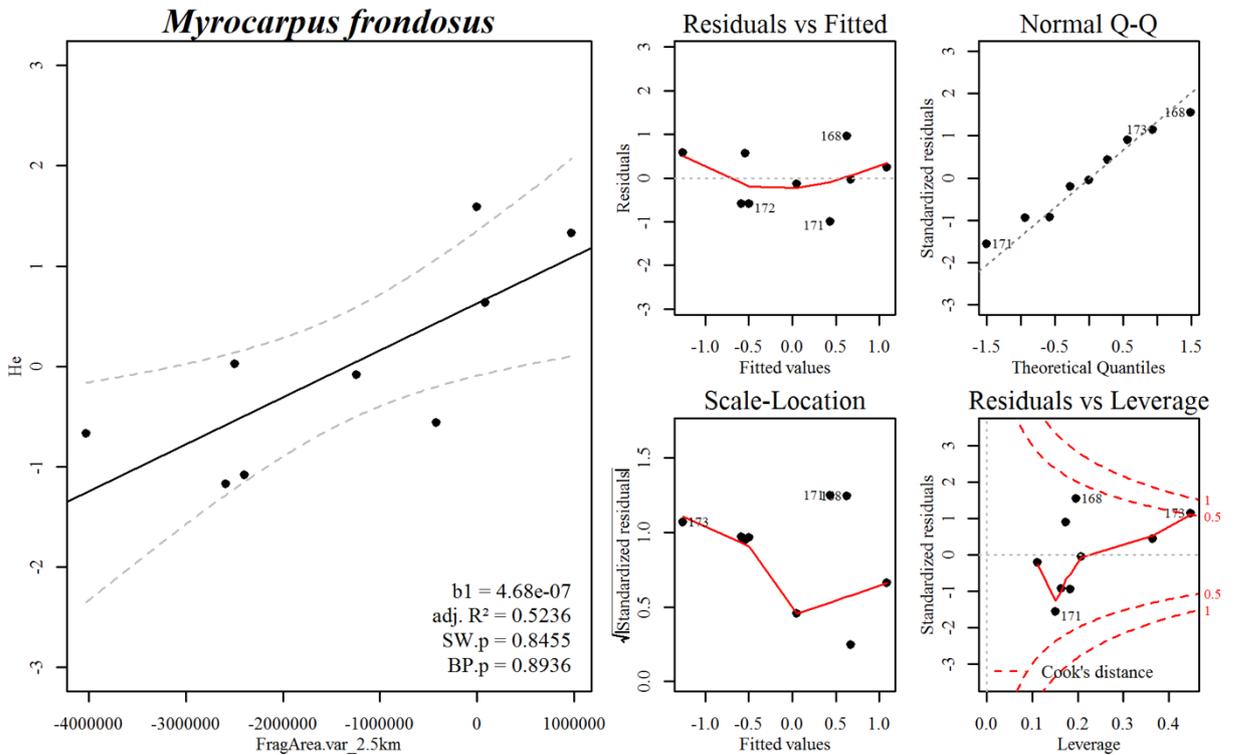
**Figura A2.21** Diagnóstico gráfico do modelo da diversidade genética (He) em função da variação na área de fragmento em raio de 500 m (FragArea.var\_0.5km) para as populações adultas de *Euterpe edulis*.



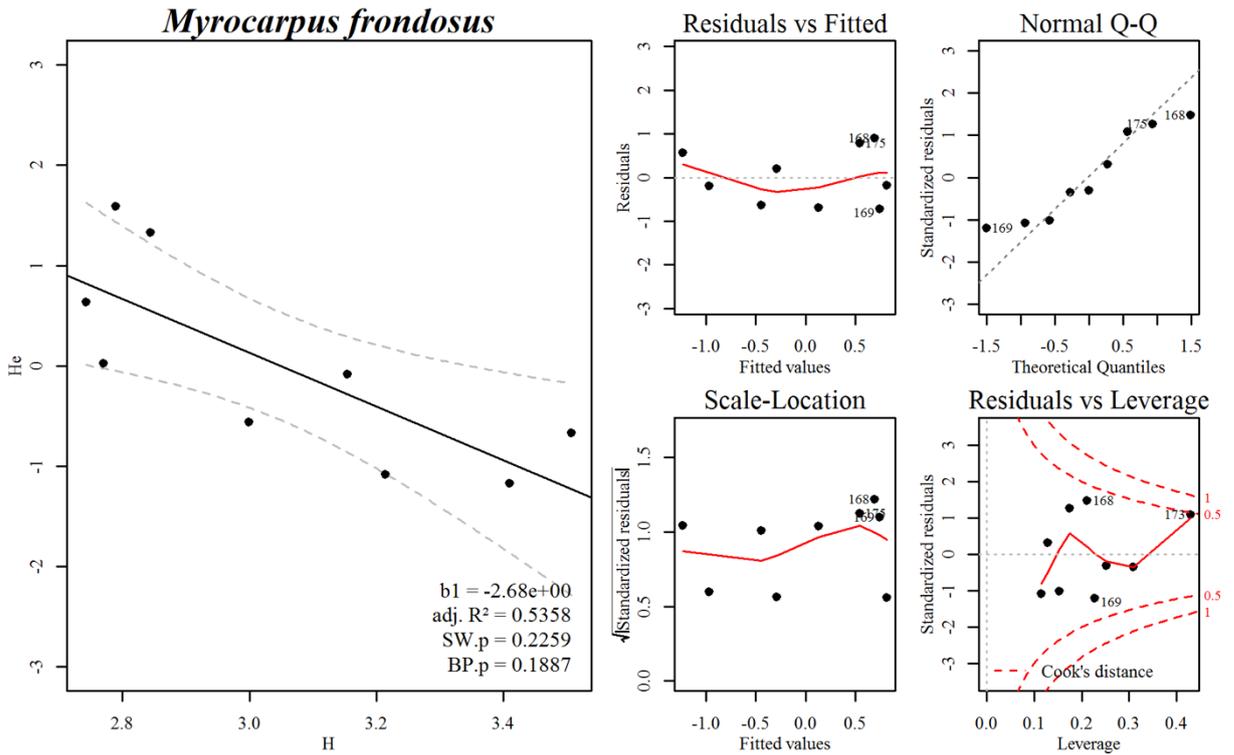
**Figura A2.22** Diagnóstico gráfico do modelo da diversidade genética (He) em função da variação na área de fragmento em raio de 1 km (FragArea.var\_1km) para as populações adultas de *Euterpe edulis*.



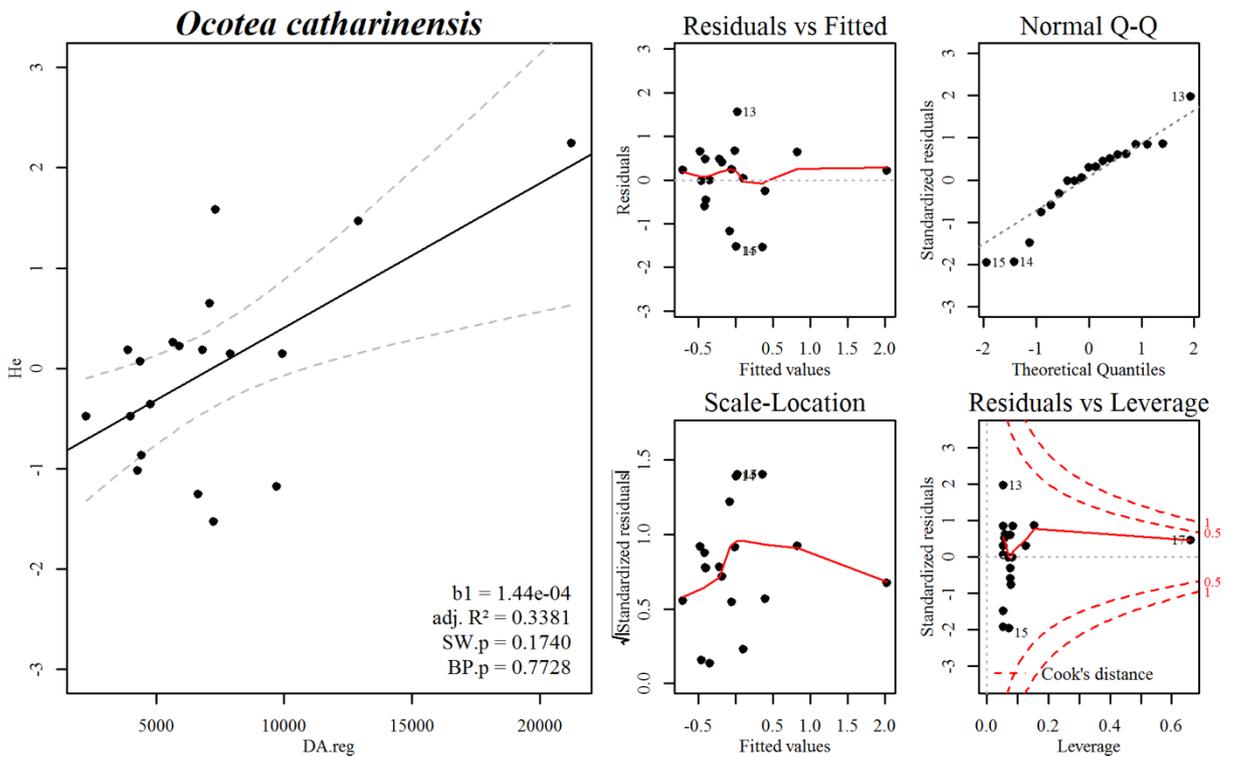
**Figura A2.23** Diagnóstico gráfico do modelo da diversidade genética (He) em função da variação na área de fragmento em raio de 2,5 km (FragArea.var\_2.5km) para as populações adultas de *Euterpe edulis*.



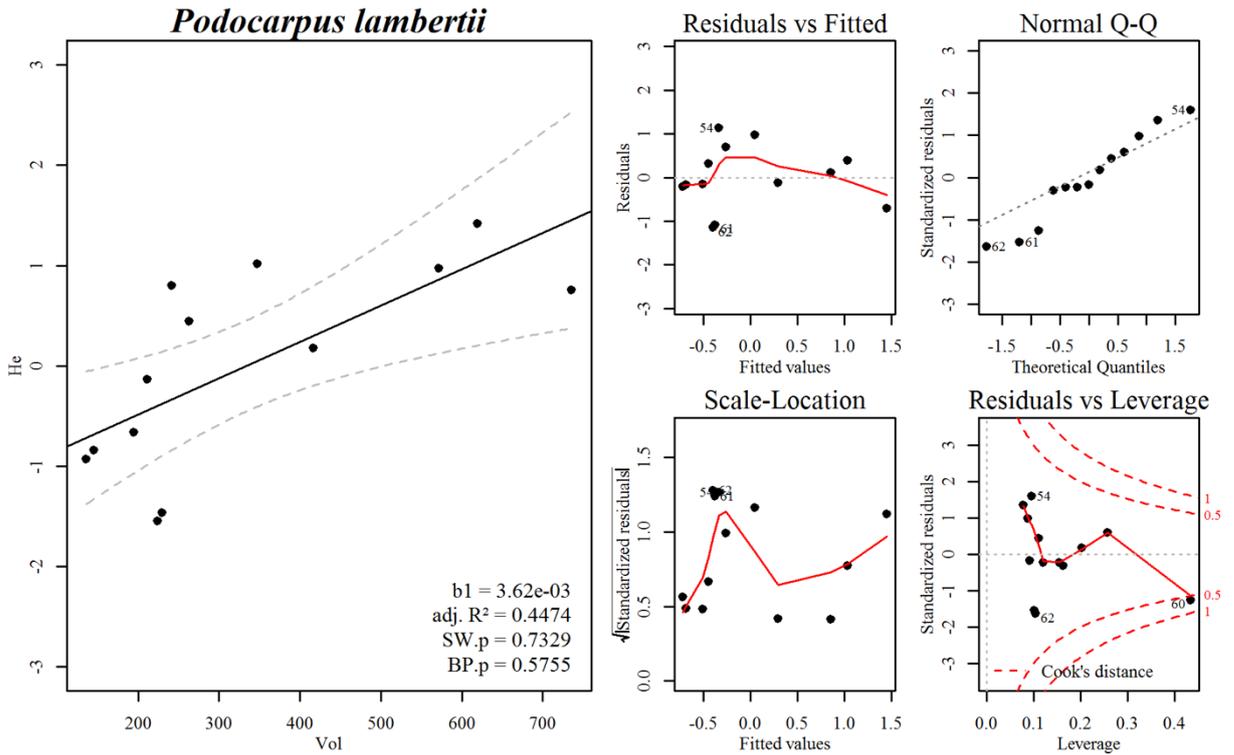
**Figura A2.24** Diagnóstico gráfico do modelo da diversidade genética (He) em função da variação na área de fragmento em raio de 2,5 km (FragArea.var\_2.5km) para as populações adultas de *Myrocarpus frondosus*.



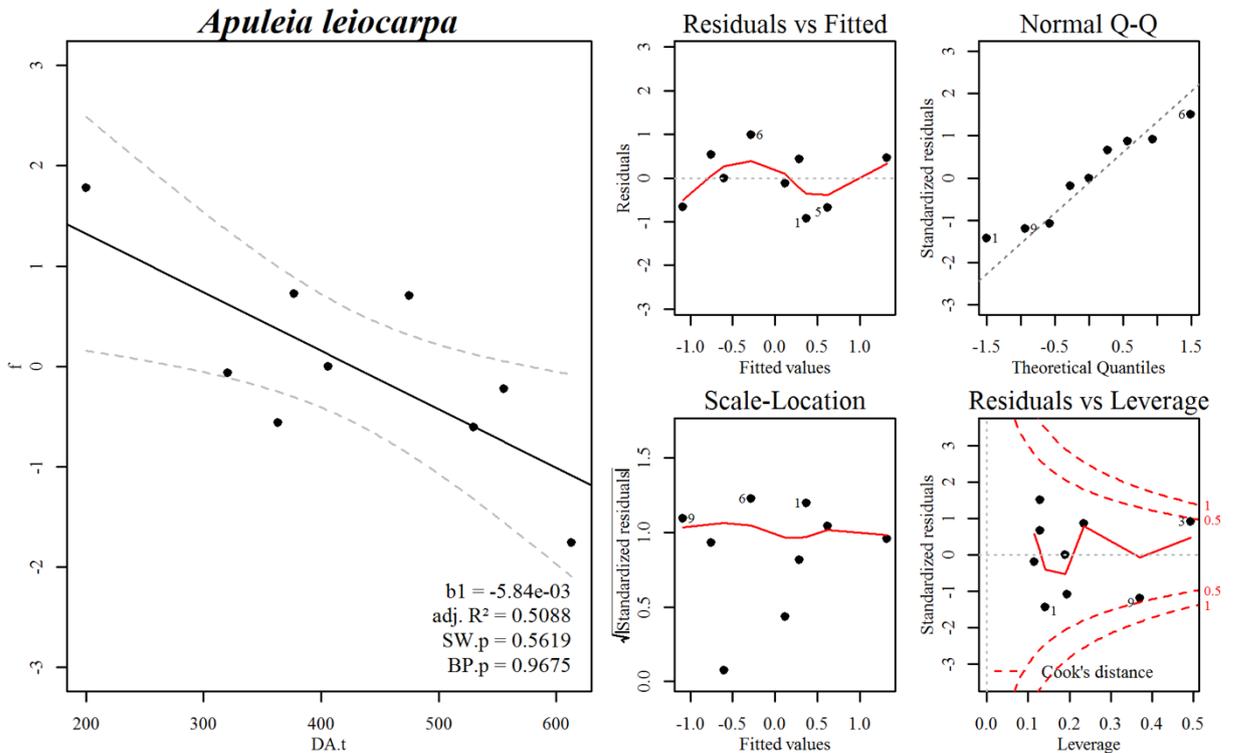
**Figura A2.25** Diagnóstico gráfico do modelo da diversidade genética (He) em função da diversidade de Shannon (H) para as populações adultas de *Myrocarpus frondosus*.



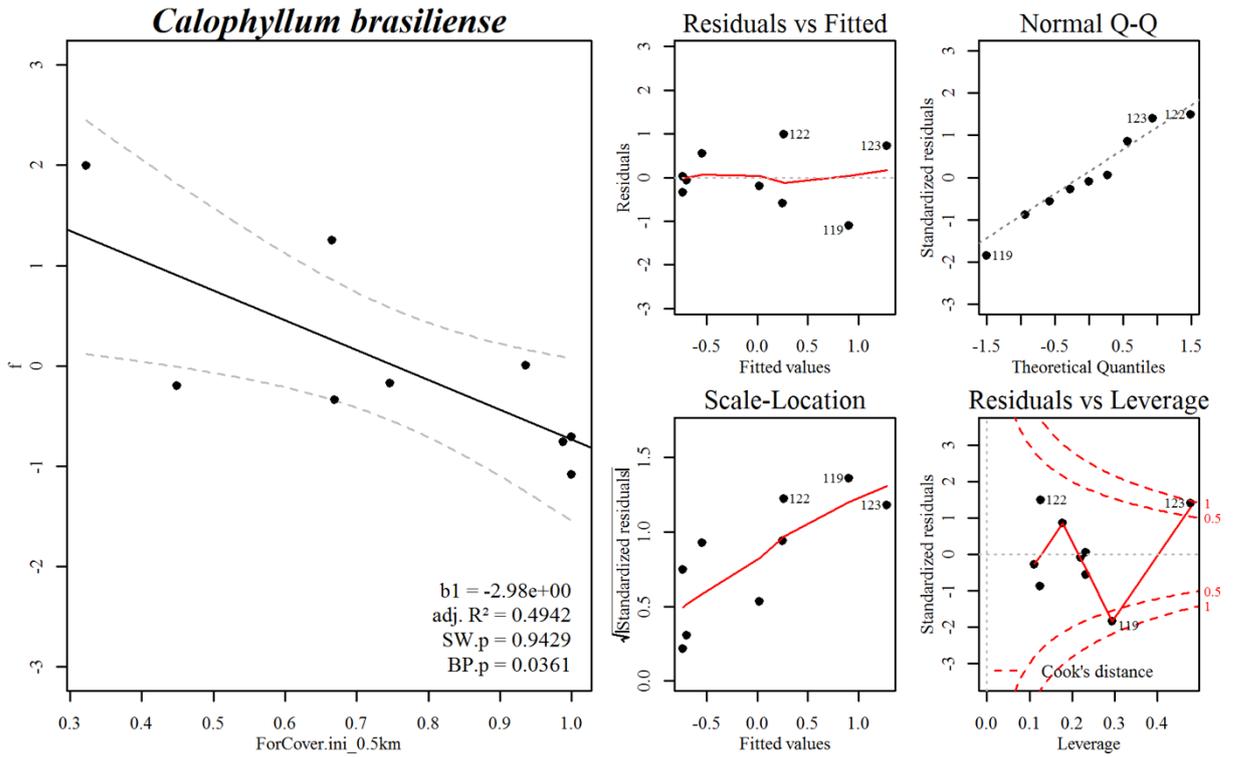
**Figura A2.26** Diagnóstico gráfico do modelo da diversidade genética (He) em função da densidade de regenerantes (DA.reg) para as populações adultas de *Ocotea catharinensis*.



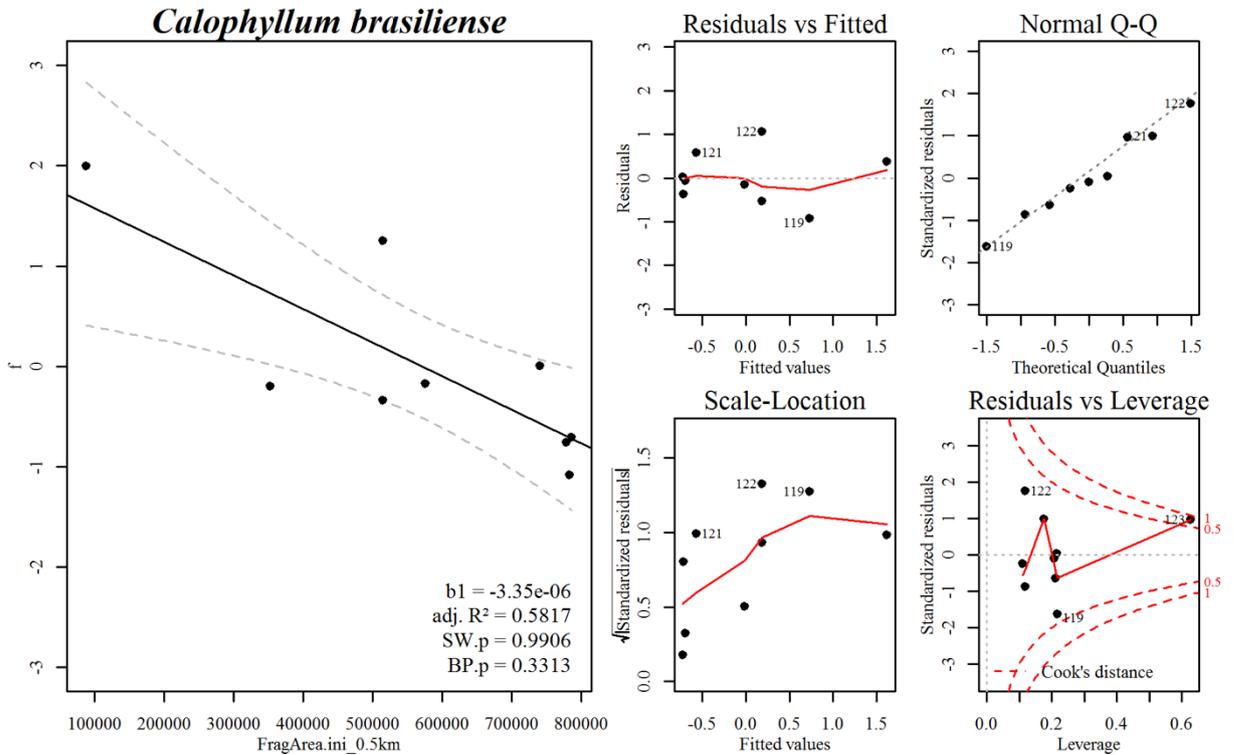
**Figura A2.27** Diagnóstico gráfico do modelo da diversidade genética (He) em função do volume florestal (Vol) para as populações adultas de *Podocarpus lambertii*.



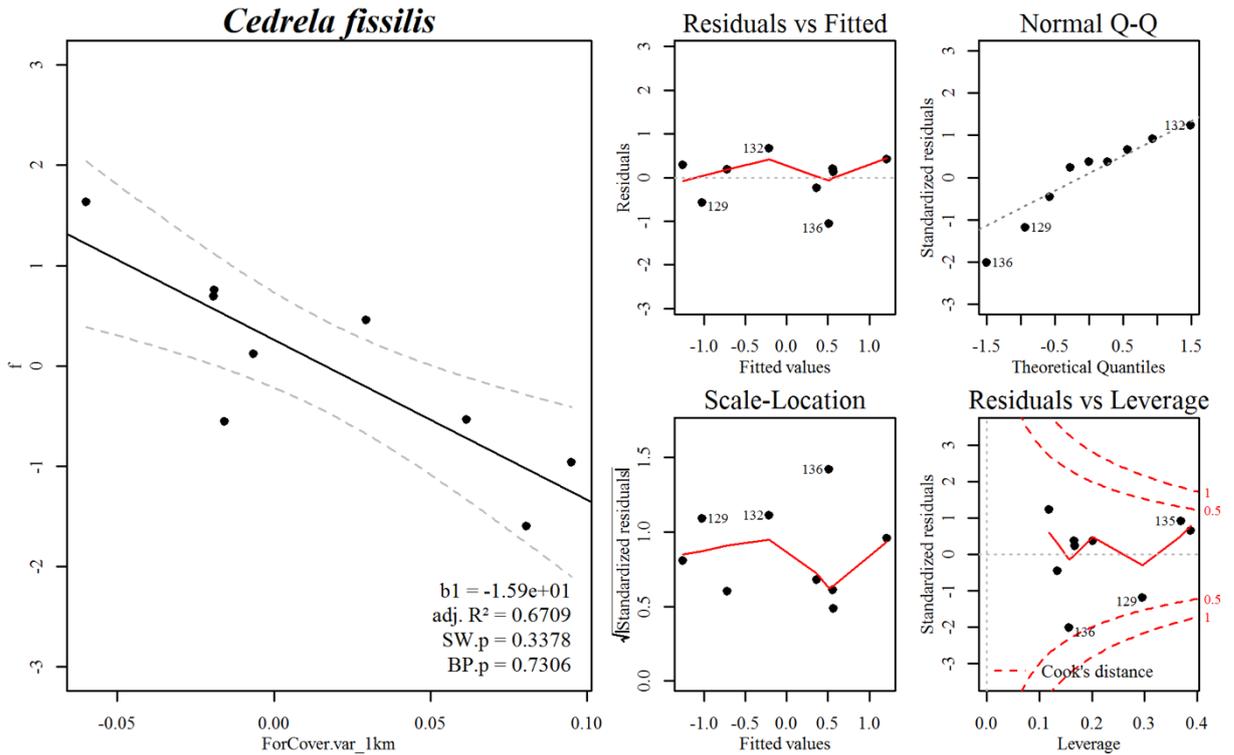
**Figura A2.28** Diagnóstico gráfico do modelo do índice de fixação (f) em função da densidade absoluta total (DA.t) para as populações adultas de *Apuleia leiocarpa*.



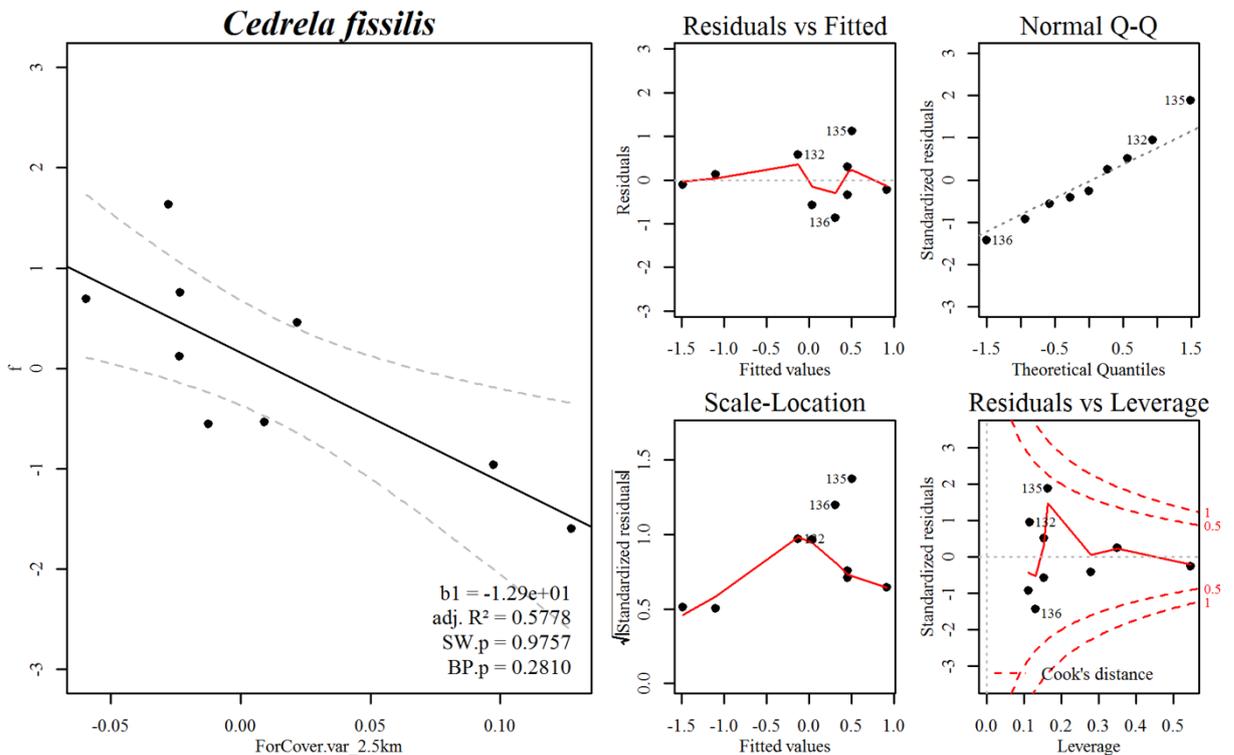
**Figura A2.29** Diagnóstico gráfico do modelo do índice de fixação (f) em função da cobertura florestal inicial em raio de 500 m (ForCover.ini\_0.5km) para as populações adultas de *Calophyllum brasiliense*.



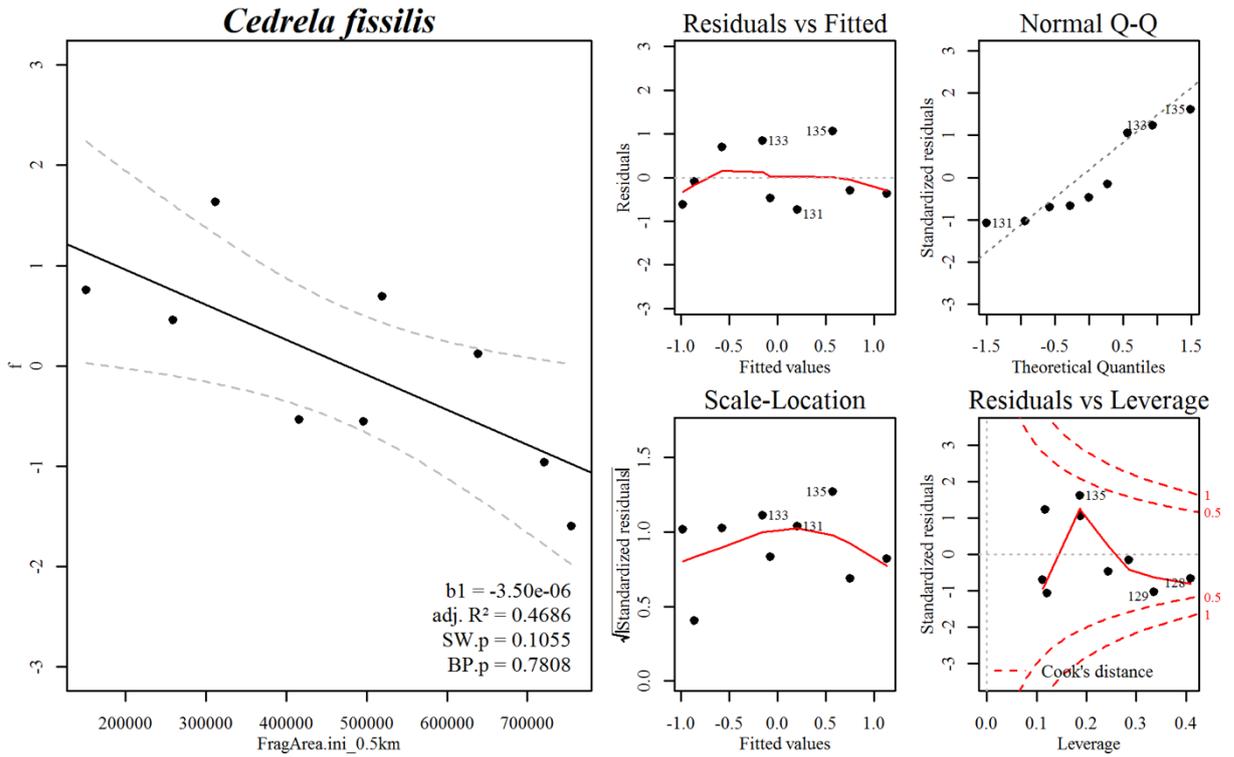
**Figura A2.30** Diagnóstico gráfico do modelo do índice de fixação (f) em função da área de fragmento inicial em raio de 500 m (FragArea.ini\_0.5km) para as populações adultas de *Calophyllum brasiliense*.



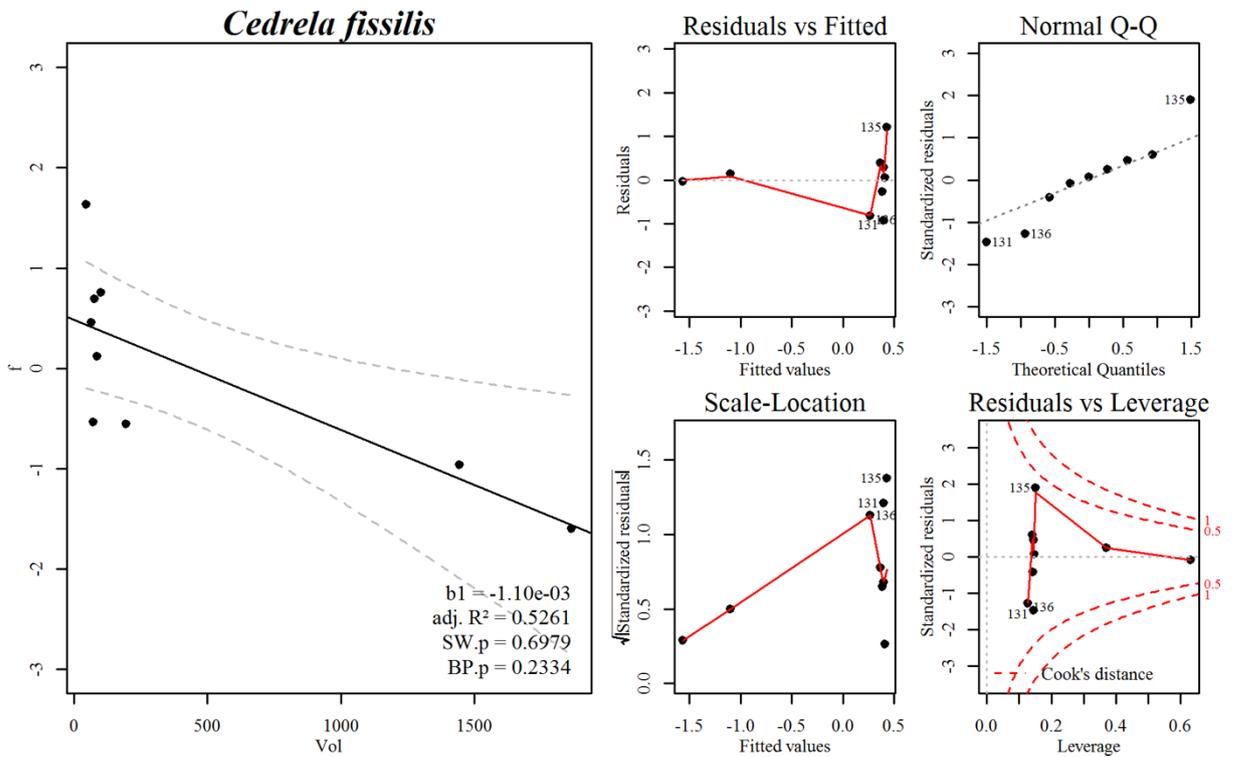
**Figura A2.31** Diagnóstico gráfico do modelo do índice de fixação ( $f$ ) em função da variação da cobertura florestal em raio de 1 km (ForCover.var\_1km) para as populações adultas de *Cedrela fissilis*.



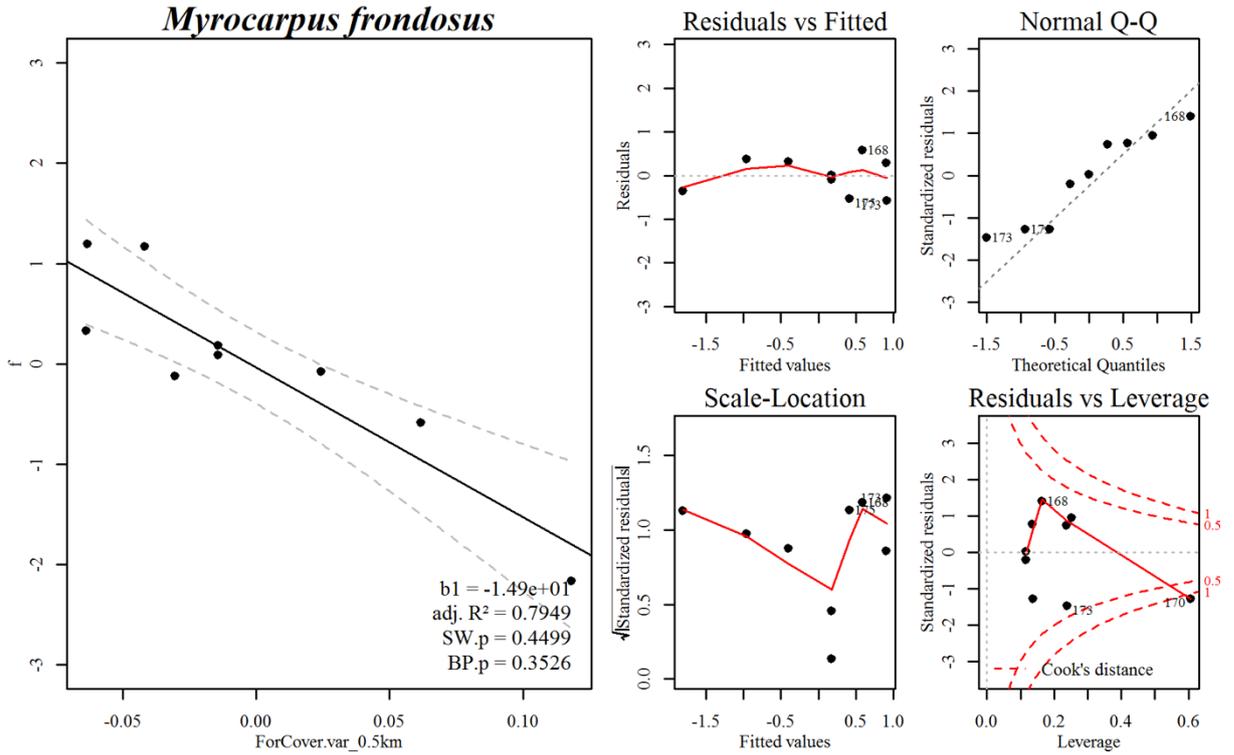
**Figura A2.32** Diagnóstico gráfico do modelo do índice de fixação ( $f$ ) em função da variação da cobertura florestal em raio de 2,5 km (ForCover.var\_2.5km) para as populações adultas de *Cedrela fissilis*.



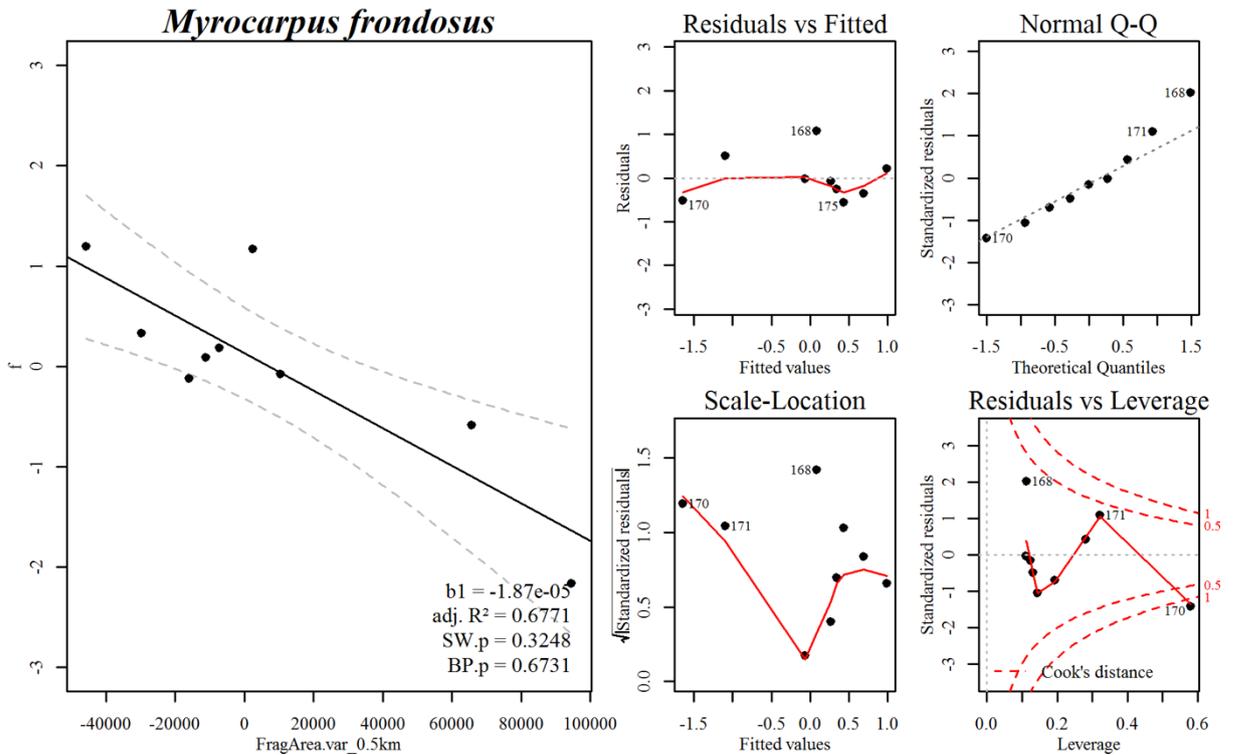
**Figura A2.33** Diagnóstico gráfico do modelo do índice de fixação (f) em função da área de fragmento inicial em raio de 500 m (FragArea.ini\_0.5km) para as populações adultas de *Cedrela fissilis*.



**Figura A2.34** Diagnóstico gráfico do modelo do índice de fixação (f) em função do volume florestal (Vol) para as populações adultas de *Cedrela fissilis*.

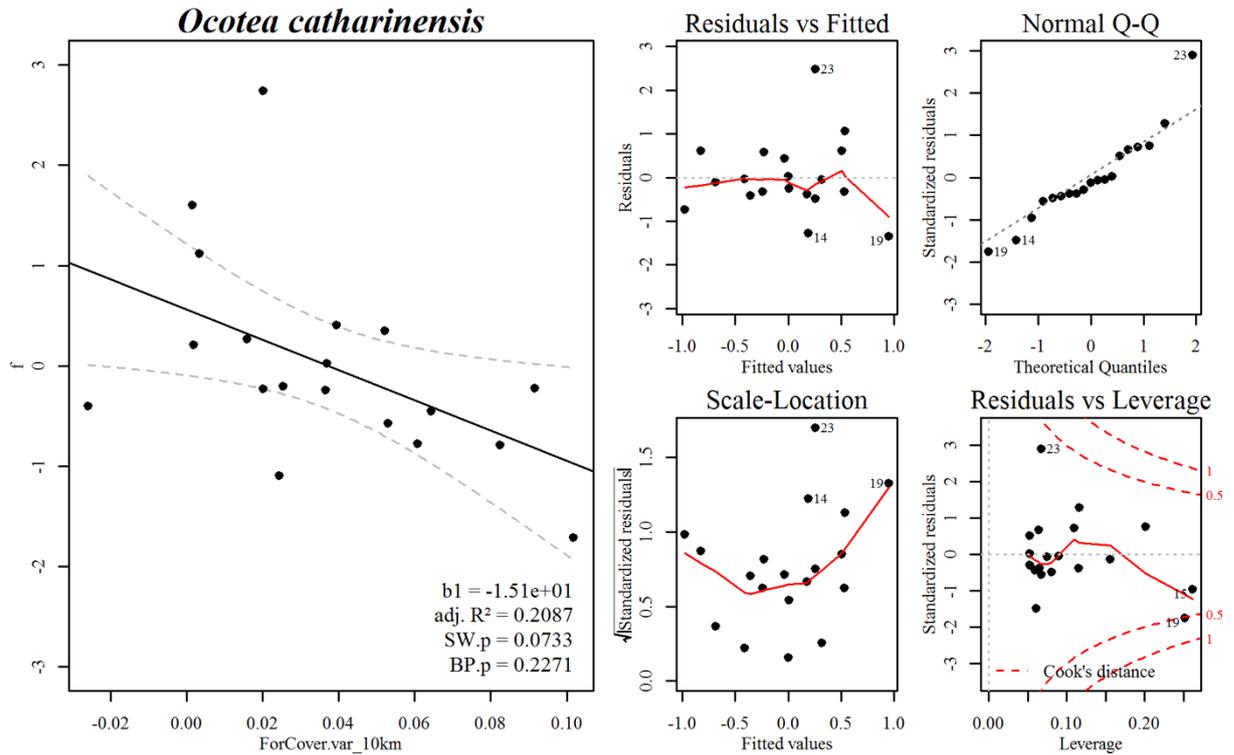


**Figura A2.35** Diagnóstico gráfico do modelo do índice de fixação (f) em função da variação da cobertura florestal em raio de 500 m (ForCover.var\_0.5km) para as populações adultas de *Myrocarpus frondosus*.

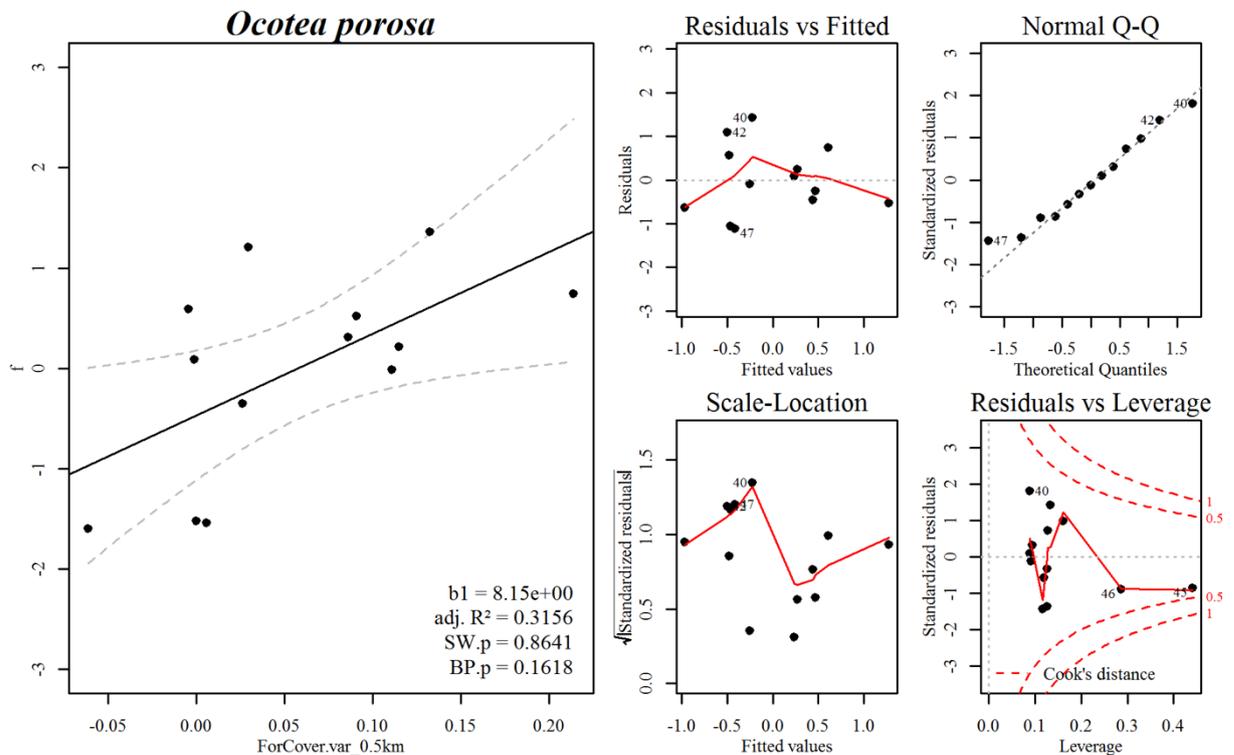


**Figura A2.36** Diagnóstico gráfico do modelo do índice de fixação (f) em função da variação da área de fragmento em raio de 500 m (FragArea.var\_0.5km) para as populações adultas de *Myrocarpus frondosus*.

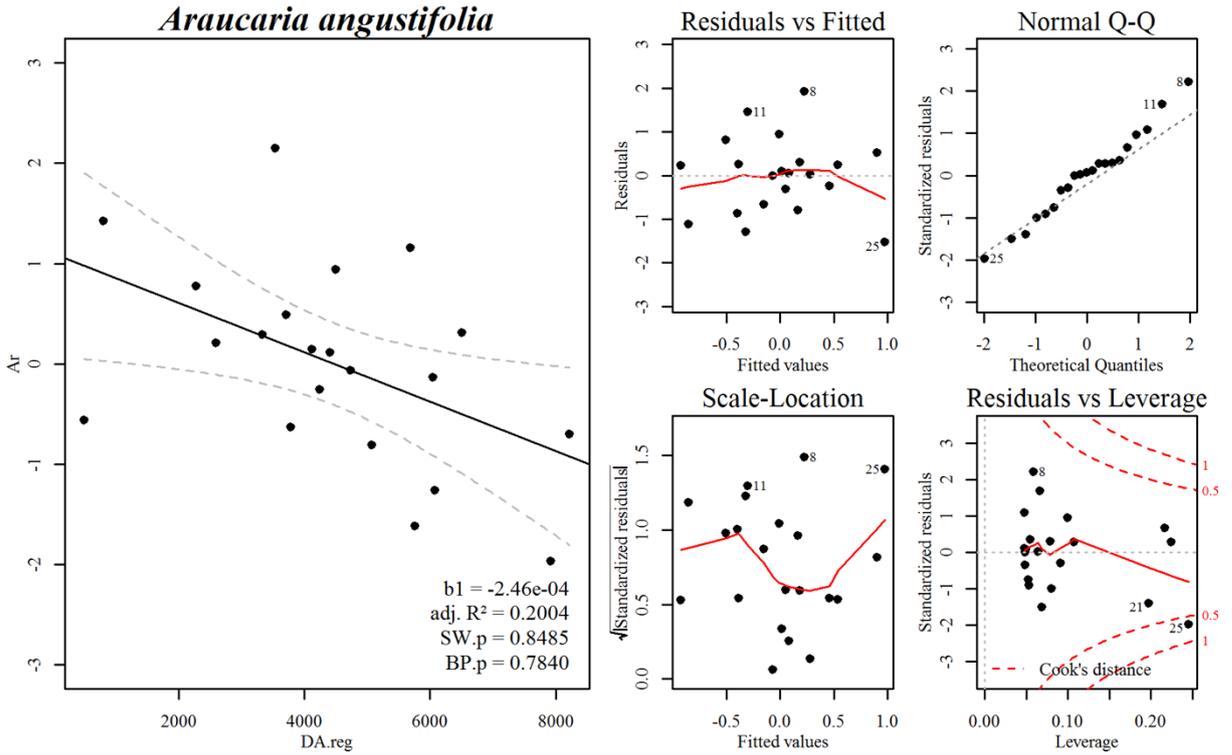




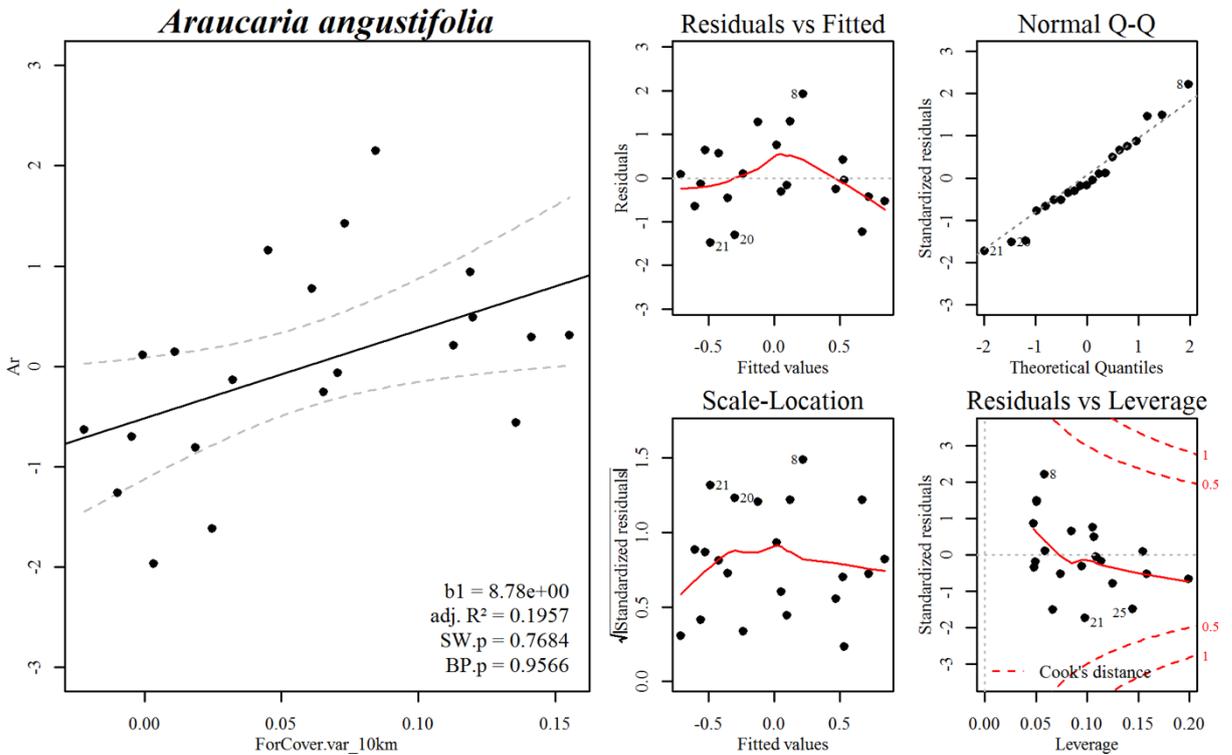
**Figura A2.39** Diagnóstico gráfico do modelo do índice de fixação ( $f$ ) em função da variação da cobertura florestal em raio de 10 km (ForCover.var\_10km) para as populações adultas de *Ocotea catharinensis*.



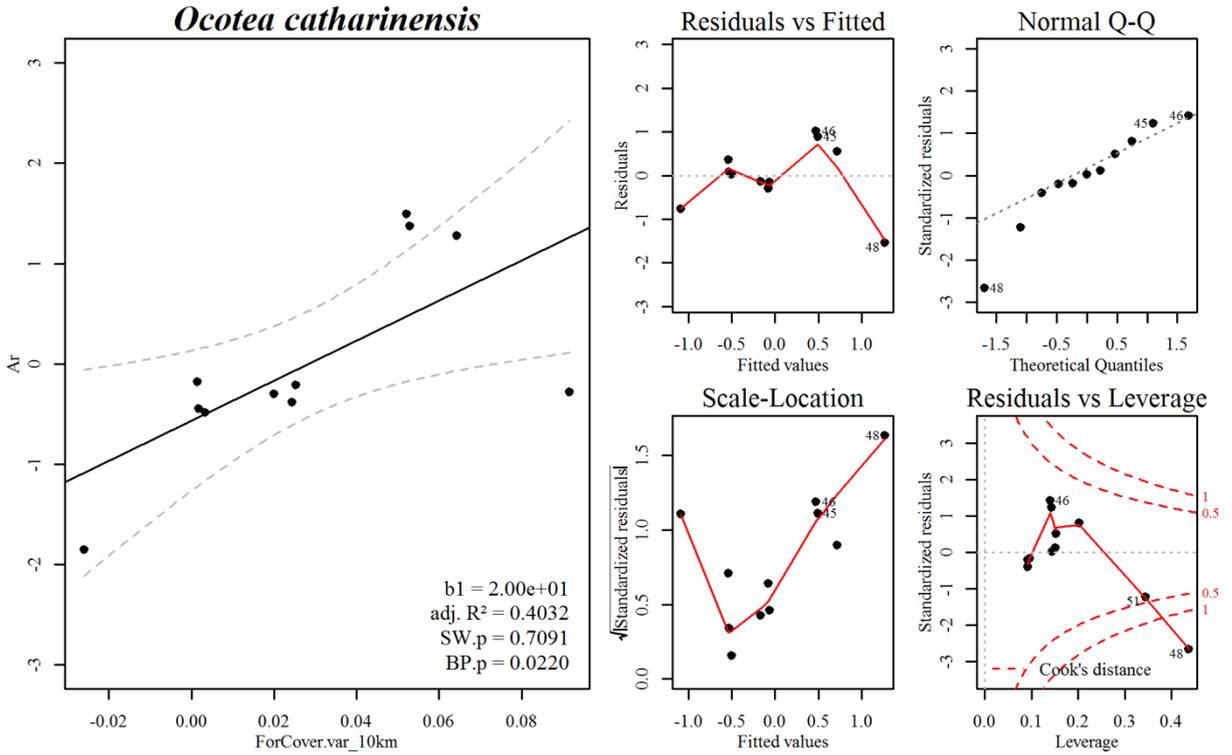
**Figura A2.40** Diagnóstico gráfico do modelo do índice de fixação ( $f$ ) em função da variação da cobertura florestal em raio de 500 m (ForCover.var\_0.5km) para as populações adultas de *Ocotea porosa*.



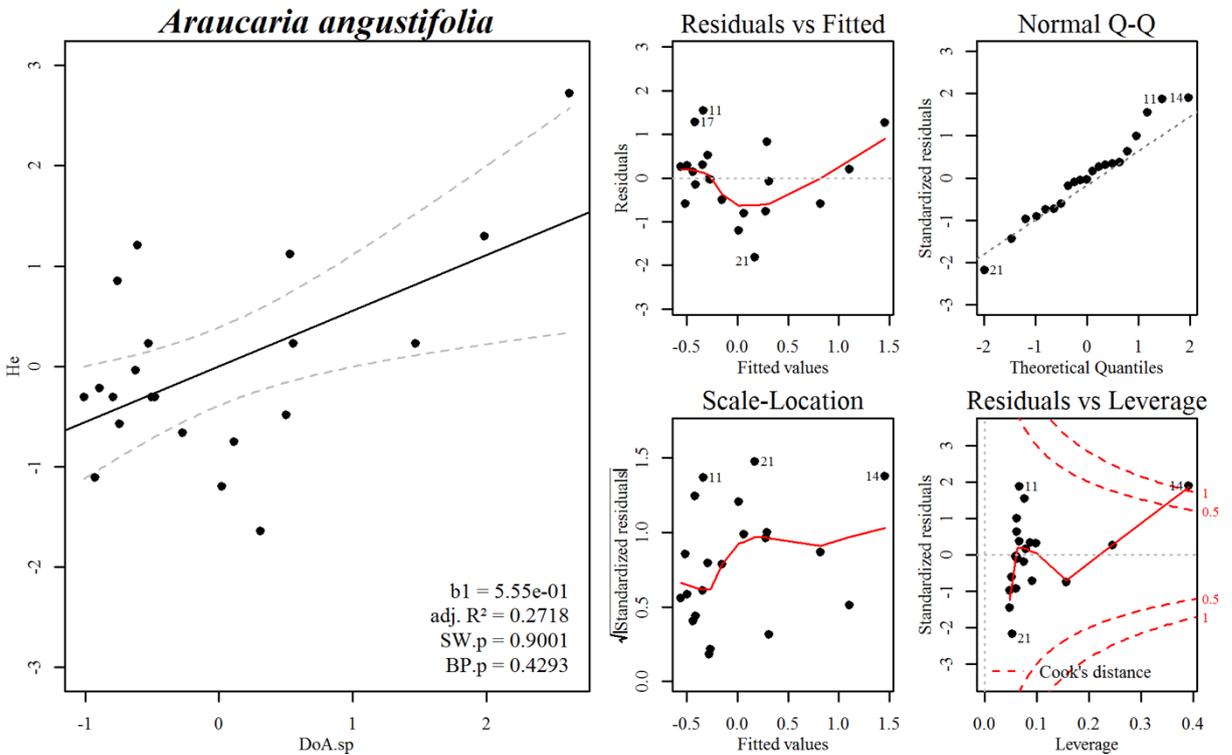
**Figura A2.41** Diagnóstico gráfico do modelo da riqueza alélica (Ar) em função da densidade de regenerantes (DA.reg) para as populações regenerantes de *Araucaria angustifolia*.



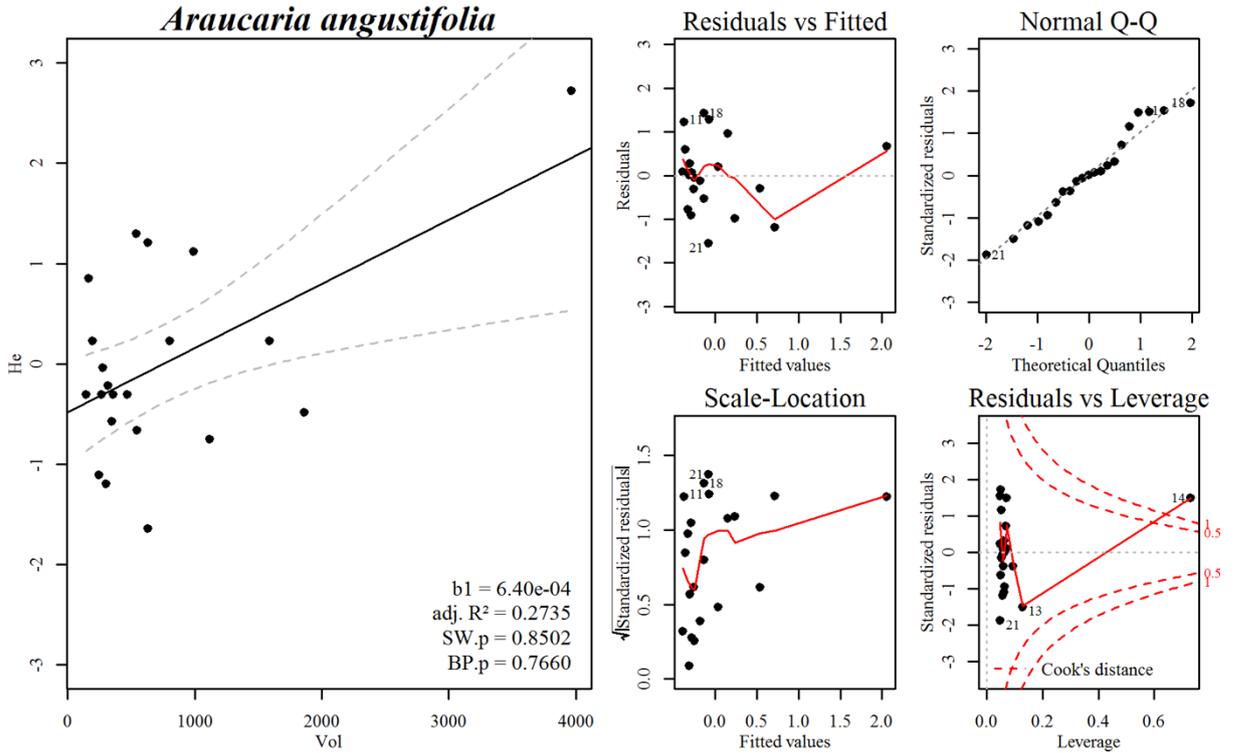
**Figura A2.42** Diagnóstico gráfico do modelo da riqueza alélica (Ar) em função da variação da cobertura florestal em raio de 10 km (ForCover.var\_10km) para as populações regenerantes de *Araucaria angustifolia*.



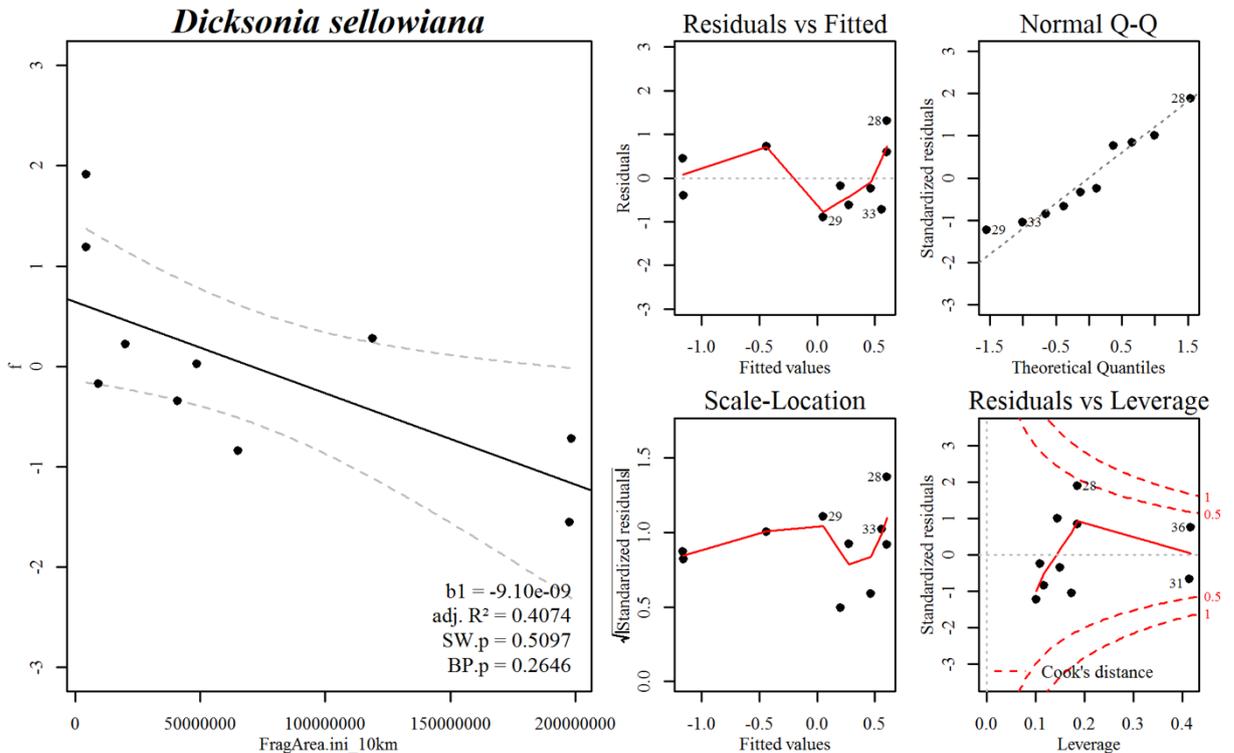
**Figura A2.43** Diagnóstico gráfico do modelo da riqueza alélica (Ar) em função da variação da cobertura florestal em raio de 10 km (ForCover.var\_10km) para as populações regenerantes de *Ocotea catharinensis*.



**Figura A2.44** Diagnóstico gráfico do modelo da diversidade genética (He) em função da dominância da espécie (DoA.sp) para as populações regenerantes de *Araucaria angustifolia*.



**Figura A2.45** Diagnóstico gráfico do modelo da diversidade genética (He) em função do volume florestal (Vol) para as populações regenerantes de *Araucaria angustifolia*.



**Figura A2.46** Diagnóstico gráfico do modelo do índice de fixação (f) em função da área de fragmento inicial em raio de 10 km (FragArea.ini\_10km) para as populações regenerantes de *Dicksonia sellowiana*.

**ANEXO 3** VALORES DE RESISTÊNCIA OTIMIZADOS PARA OS MAPEAMENTOS  
DE USO E COBERTURA DO SOLO

**Tabela A3.1** Valores otimizados de resistência para o mapeamento de uso e cobertura do solo de 1985 (MapBiomias) para as espécies estudadas (coorte adulta) na resolução de 500 m e suas estatísticas descritivas. Categorias: 1) Floresta, 2) Campos, 3) Agropecuária, 4) Água, 5) Reflorestamentos, 6) Urbano, 7) Não vegetada, 8) Mangue, 9) Restinga, 10) Natural não florestal, 11) Oceano, 12) Não observado.

Espécie	Categoria											
	1†	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Apuleia leiocarpa</i>	1	441	119	368	1163	1141	327	-	-	-	-	1280
<i>Araucaria angustifolia</i>	1	30	32	467	20	1844	727	-	-	250	-	2028
<i>Butia catarinensis</i>	1	1314	0,1	2113	1024	1358	1545	2298	1777	1158	1891	-
<i>Butia eriospatha</i>	1	3	15	1183	1758	2335	1655	-	-	-	-	-
<i>Calophyllum brasiliense</i>	1	-	793	1776	295	1975	422	1564	1598	-	19	-
<i>Cedrela fissilis</i>	1	826	2067	1806	8	1322	124	-	-	-	-	2274
<i>Dicksonia sellowiana</i>	1	1008	19	1367	461	998	1654	-	-	-	-	1820
<i>Euterpe edulis</i>	1	3	11	1526	486	1212	1280	1400	2320	1127	1157	-
<i>Myrcarpus frondosus</i>	1	-	2	1633	1429	588	1841	-	-	-	-	2025
<i>Ocotea catharinensis</i>	1	1120	0,1	1095	930	2201	790	1642	1152	-	914	-
<i>Ocotea odorifera</i>	1	1144	0,03	510	1413	2231	1303	-	-	-	-	-
<i>Ocotea porosa</i>	1	1858	2496	15	340	484	1390	-	-	-	-	-
<i>Podocarpus lambertii</i>	1	7	98	1823	1712	1374	2067	-	-	1402	-	-
<b>Média</b>	<b>1</b>	<b>705</b>	<b>435</b>	<b>1206</b>	<b>849</b>	<b>1466</b>	<b>1163</b>	<b>1726</b>	<b>1712</b>	<b>984</b>	<b>995</b>	<b>1885</b>
<b>Mediana</b>	<b>1</b>	<b>826</b>	<b>19</b>	<b>1367</b>	<b>930</b>	<b>1358</b>	<b>1303</b>	<b>1603</b>	<b>1687</b>	<b>1142</b>	<b>1036</b>	<b>2025</b>
<b>Mínimo</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>0,03</b>	<b>15</b>	<b>8</b>	<b>484</b>	<b>124</b>	<b>1400</b>	<b>1152</b>	<b>250</b>	<b>19</b>	<b>1280</b>
<b>Máximo</b>	<b>1</b>	<b>1858</b>	<b>2496</b>	<b>2113</b>	<b>1758</b>	<b>2335</b>	<b>2067</b>	<b>2298</b>	<b>2320</b>	<b>1402</b>	<b>1891</b>	<b>2274</b>
<b>Desvio padrão</b>	<b>0,0</b>	<b>645,7</b>	<b>851,6</b>	<b>668,5</b>	<b>619,5</b>	<b>608,7</b>	<b>622,3</b>	<b>394,2</b>	<b>483,3</b>	<b>504,9</b>	<b>772,1</b>	<b>374,9</b>
<b>CV(%)</b>	<b>0,0</b>	<b>91,6</b>	<b>195,9</b>	<b>55,4</b>	<b>73,0</b>	<b>41,5</b>	<b>53,5</b>	<b>22,8</b>	<b>28,2</b>	<b>51,3</b>	<b>77,6</b>	<b>19,9</b>

† Valores relativos à essa classe.

**Tabela A3.2** Valores otimizados de resistência para o mapeamento de uso e cobertura do solo de 1985 (MapBiomias) para as espécies estudadas (coorte adulta) na resolução de 1 km e suas estatísticas descritivas. Categorias: 1) Floresta, 2) Campos, 3) Agropecuária, 4) Água, 5) Reflorestamentos, 6) Urbano, 7) Não vegetada, 8) Mangue, 9) Restinga, 10) Natural não florestal, 11) Oceano, 12) Não observado.

Espécie	Categoria											
	1†	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Apuleia leiocarpa</i>	1	1064	39	1912	112	598	1764	-	-	-	-	1940
<i>Araucaria angustifolia</i>	1	55	22	1373	129	1084	133	-	-	-	-	1510
<i>Butia catarinensis</i>	1	944	22	1059	16	1183	523	2010	124	1542	992	-
<i>Butia eriospatha</i>	1	28	22	869	1043	1548	702	-	-	-	-	-
<i>Calophyllum brasiliense</i>	1	-	226	2411	2227	2500	1855	1596	-	-	2299	-
<i>Cedrela fissilis</i>	1	961	2107	2460	1219	5	1281	-	-	-	-	2706
<i>Dicksonia sellowiana</i>	1	499	475	993	1961	1909	1947	-	-	-	-	-
<i>Euterpe edulis</i>	1	437	0,8	1666	2303	979	1700	1009	4	854	1131	-
<i>Myrcarpus frondosus</i>	1	-	0,6	903	138	2076	-	-	-	-	-	2260
<i>Ocotea catharinensis</i>	1	1128	2483	1203	14	1490	1530	1052	1276	-	480	-
<i>Ocotea odorifera</i>	1	1949	3	1677	259	236	851	-	-	-	-	-
<i>Ocotea porosa</i>	1	1361	2422	47	2	1924	1597	-	-	-	-	-
<i>Podocarpus lambertii</i>	1	3	103	545	2303	968	1420	-	-	-	-	-
<b>Média</b>	<b>1</b>	<b>766</b>	<b>610</b>	<b>1317</b>	<b>902</b>	<b>1269</b>	<b>1275</b>	<b>1417</b>	<b>468</b>	<b>1198</b>	<b>1226</b>	<b>2104</b>
<b>Mediana</b>	<b>1</b>	<b>944</b>	<b>39</b>	<b>1203</b>	<b>259</b>	<b>1183</b>	<b>1475</b>	<b>1324</b>	<b>124</b>	<b>1198</b>	<b>1062</b>	<b>2100</b>
<b>Mínimo</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>0,6</b>	<b>47</b>	<b>2</b>	<b>5</b>	<b>133</b>	<b>1009</b>	<b>4</b>	<b>854</b>	<b>480</b>	<b>1510,3</b>
<b>Máximo</b>	<b>1</b>	<b>1949</b>	<b>2483</b>	<b>2460</b>	<b>2303</b>	<b>2500</b>	<b>1947</b>	<b>2010</b>	<b>1276</b>	<b>1542</b>	<b>2299</b>	<b>2706</b>
<b>Desvio padrão</b>	<b>0,0</b>	<b>620,9</b>	<b>997,0</b>	<b>699,8</b>	<b>980,1</b>	<b>733,8</b>	<b>585,8</b>	<b>477,2</b>	<b>702,5</b>	<b>772,5</b>	<b>768,5</b>	<b>505,3</b>
<b>CV(%)</b>	<b>0,0</b>	<b>81,0</b>	<b>163,5</b>	<b>53,2</b>	<b>108,7</b>	<b>57,8</b>	<b>45,9</b>	<b>33,7</b>	<b>150,1</b>	<b>64,5</b>	<b>62,7</b>	<b>24,0</b>

† Valores relativos à essa classe.

**Tabela A3.3** Valores otimizados de resistência para o mapeamento de uso e cobertura do solo de 2010 (MapBiomas) para as espécies estudadas (coorte adulta) na resolução de 500 m e suas estatísticas descritivas. Categorias: 1) Floresta, 2) Campos, 3) Agropecuária, 4) Água, 5) Reflorestamentos, 6) Urbano, 7) Não vegetada, 8) Mangue, 9) Restinga, 10) Natural não florestal, 11) Oceano, 12) Não observado.

Espécie	Categoria											
	1†	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Apuleia leiocarpa</i>	1	875	2242	0,03	1013	2332	947	-	-	-	-	2565
<i>Araucaria angustifolia</i>	1	79	19	1260	87	1847	918	-	-	1889	-	2078
<i>Butia catarinensis</i>	1	1572	1,1	1450	160	1889	1679	787	1660	1097	1858	-
<i>Butia eriospatha</i>	1	131	79	2355	1771	961	753	-	-	-	-	-
<i>Calophyllum brasiliense</i>	1	-	1029	1260	1469	2478	1290	768	1525	-	19	-
<i>Cedrela fissilis</i>	1	1686	2302	232	2	0,8	1994	-	-	-	-	2532
<i>Dicksonia sellowiana</i>	1	2207	889	1386	33	1696	353	-	-	-	-	2428
<i>Euterpe edulis</i>	1	6	42	1490	2441	1380	1652	1230	2180	853	21	-
<i>Myrcarpus frondosus</i>	1	-	34	636	154	2368	-	-	-	-	-	2605
<i>Ocotea catharinensis</i>	1	1015	4	1633	0,2	1375	1086	1478	1433	-	1340	-
<i>Ocotea odorifera</i>	1	1698	0,2	1103	0,4	1515	1021	-	-	-	-	-
<i>Ocotea porosa</i>	1	1240	2435	1341	0,8	1324	324	-	-	1413	-	-
<i>Podocarpus lambertii</i>	1	13	296	437	220	1007	926	-	-	1643	-	-
<b>Média</b>	<b>1</b>	<b>957</b>	<b>721</b>	<b>1122</b>	<b>566</b>	<b>1552</b>	<b>1079</b>	<b>1066</b>	<b>1699</b>	<b>1379</b>	<b>809</b>	<b>2441</b>
<b>Mediana</b>	<b>1</b>	<b>1015</b>	<b>79</b>	<b>1260</b>	<b>154</b>	<b>1515</b>	<b>984</b>	<b>1008</b>	<b>1592</b>	<b>1413</b>	<b>681</b>	<b>2532</b>
<b>Mínimo</b>	<b>1</b>	<b>6</b>	<b>0,19</b>	<b>0,03</b>	<b>0,2</b>	<b>0,8</b>	<b>324</b>	<b>768</b>	<b>1433</b>	<b>853</b>	<b>19</b>	<b>2078</b>
<b>Máximo</b>	<b>1</b>	<b>2207</b>	<b>2435</b>	<b>2355</b>	<b>2441</b>	<b>2478</b>	<b>1994</b>	<b>1478</b>	<b>2180</b>	<b>1889</b>	<b>1858</b>	<b>2605</b>
<b>Desvio padrão</b>	<b>0,0</b>	<b>797,7</b>	<b>976,5</b>	<b>641,3</b>	<b>828,3</b>	<b>678,1</b>	<b>508,4</b>	<b>348,1</b>	<b>333,8</b>	<b>414,4</b>	<b>936,1</b>	<b>213,7</b>
<b>CV(%)</b>	<b>0,0</b>	<b>83,4</b>	<b>135,4</b>	<b>57,2</b>	<b>146,5</b>	<b>43,7</b>	<b>47,1</b>	<b>32,7</b>	<b>19,6</b>	<b>30,1</b>	<b>115,7</b>	<b>8,8</b>

† Valores relativos à essa classe.

**Tabela A3.4** Valores otimizados de resistência para o mapeamento de uso e cobertura do solo de 2010 (MapBiomias) para as espécies estudadas (coorte adulta) na resolução de 1 km e suas estatísticas descritivas. Categorias: 1) Floresta, 2) Campos, 3) Agropecuária, 4) Água, 5) Reflorestamentos, 6) Urbano, 7) Não vegetada, 8) Mangue, 9) Restinga, 10) Natural não florestal, 11) Oceano, 12) Não observado.

Espécie	Categoria											
	1†	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Apuleia leiocarpa</i>	1	1799	1527	0,3	580	1506	1411	-	-	-	-	1979
<i>Araucaria angustifolia</i>	1	18	8	1497	31	32	741	-	-	-	-	1647
<i>Butia catarinensis</i>	1	2030	0,3	491	2267	265	1192	2215	1232	530	219	-
<i>Butia eriospatha</i>	1	3	2	1123	3	624	768	-	-	-	-	-
<i>Calophyllum brasiliense</i>	1	-	325	656	1267	2485	751	709	1005	-	11	-
<i>Cedrela fissilis</i>	1	1257	2232	1482	9	57	1328	-	-	-	-	2455
<i>Dicksonia sellowiana</i>	1	2498	2234	1537	1387	2024	402	-	-	-	-	-
<i>Euterpe edulis</i>	1	1048	33	1414	2	1519	2430	2030	1294	1180	1328	-
<i>Myrocarpus frondosus</i>	1	-	148	1974	720	150	-	-	-	-	-	2171
<i>Ocotea catharinensis</i>	1	1695	1985	1167	2476	2038	779	759	1454	-	1165	-
<i>Ocotea odorifera</i>	1	1689	2453	729	2227	5	-	-	-	-	-	-
<i>Ocotea porosa</i>	1	1023	2049	1875	0,5	178	2106	-	-	-	-	-
<i>Podocarpus lambertii</i>	1	15	420	1144	421	2054	1381	-	-	-	-	-
<b>Média</b>	<b>1</b>	<b>1189</b>	<b>1032</b>	<b>1161</b>	<b>876</b>	<b>995</b>	<b>1208</b>	<b>1428</b>	<b>1246</b>	<b>855</b>	<b>681</b>	<b>2063</b>
<b>Mediana</b>	<b>1</b>	<b>1257</b>	<b>420</b>	<b>1167</b>	<b>580</b>	<b>624</b>	<b>1192</b>	<b>1394</b>	<b>1263</b>	<b>855</b>	<b>692</b>	<b>2075</b>
<b>Mínimo</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>0,3</b>	<b>0,3</b>	<b>0,5</b>	<b>5</b>	<b>402</b>	<b>709</b>	<b>1005</b>	<b>530</b>	<b>11</b>	<b>1647</b>
<b>Máximo</b>	<b>1</b>	<b>2498</b>	<b>2453</b>	<b>1974</b>	<b>2476</b>	<b>2485</b>	<b>2430</b>	<b>2215</b>	<b>1454</b>	<b>1180</b>	<b>1328</b>	<b>2455</b>
<b>Desvio padrão</b>	<b>0,0</b>	<b>866,3</b>	<b>1037,5</b>	<b>565,0</b>	<b>949,2</b>	<b>951,5</b>	<b>619,7</b>	<b>805,3</b>	<b>186,0</b>	<b>459,4</b>	<b>662,3</b>	<b>339,3</b>
<b>CV(%)</b>	<b>0,0</b>	<b>72,9</b>	<b>100,5</b>	<b>48,7</b>	<b>108,3</b>	<b>95,6</b>	<b>51,3</b>	<b>56,4</b>	<b>14,9</b>	<b>53,7</b>	<b>97,3</b>	<b>16,4</b>

† Valores relativos à essa classe.

**Tabela A3.5** Valores otimizados de resistência para o mapeamento de uso e cobertura do solo de 1985 (MapBiomias) para as espécies estudadas (coorte regenerante) na resolução de 500 m e suas estatísticas descritivas. Categorias: 1) Floresta, 2) Campos, 3) Agropecuária, 4) Água, 5) Reflorestamentos, 6) Urbano, 7) Não vegetada, 8) Mangue, 9) Restinga, 10) Natural não florestal, 11) Oceano, 12) Não observado.

Espécie	Categoria											
	1†	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Apuleia leiocarpa</i>	1	1477	2096	2497	1319	582	531	-	-	-	-	2747
<i>Araucaria angustifolia</i>	1	604	37	2034	0,5	779	921	-	-	2306	-	2537
<i>Dicksonia sellowiana</i>	1	120	680	45	2169	330	1410	-	-	-	-	2386
<i>Euterpe edulis</i>	1	1987	33	2085	788	3	1392	1608	1523	2356	1605	-
<i>Ocotea catharinensis</i>	1	1951	2	1461	1074	72	1279	853	1966	-	2044	-
<i>Podocarpus lambertii</i>	1	164	1622	1242	9	1225	1006	-	-	351	-	-
<b>Média</b>	<b>1</b>	<b>1050</b>	<b>745</b>	<b>1561</b>	<b>893</b>	<b>498</b>	<b>1090</b>	<b>1230</b>	<b>1745</b>	<b>1671</b>	<b>1825</b>	<b>2557</b>
<b>Mediana</b>	<b>1</b>	<b>1041</b>	<b>359</b>	<b>1748</b>	<b>931</b>	<b>456</b>	<b>1143</b>	<b>1230</b>	<b>1745</b>	<b>2306</b>	<b>1825</b>	<b>2537</b>
<b>Mínimo</b>	<b>1</b>	<b>120</b>	<b>2</b>	<b>45</b>	<b>0,5</b>	<b>3</b>	<b>531</b>	<b>853</b>	<b>1523</b>	<b>351</b>	<b>1605</b>	<b>2386</b>
<b>Máximo</b>	<b>1</b>	<b>1987</b>	<b>2096</b>	<b>2497</b>	<b>2169</b>	<b>1225</b>	<b>1410</b>	<b>1608</b>	<b>1966</b>	<b>2356</b>	<b>2044</b>	<b>2747</b>
<b>Desvio padrão</b>	<b>0,0</b>	<b>862,5</b>	<b>912,0</b>	<b>870,1</b>	<b>828,4</b>	<b>462,3</b>	<b>339,8</b>	<b>534,2</b>	<b>313,1</b>	<b>1143,2</b>	<b>310,3</b>	<b>181,2</b>
<b>CV(%)</b>	<b>0,0</b>	<b>82,1</b>	<b>122,4</b>	<b>55,7</b>	<b>92,7</b>	<b>92,7</b>	<b>31,2</b>	<b>43,4</b>	<b>17,9</b>	<b>68,4</b>	<b>17,0</b>	<b>7,1</b>

† Valores relativos à essa classe.

**Tabela A3.6** Valores otimizados de resistência para o mapeamento de uso e cobertura do solo de 1985 (MapBiomias) para as espécies estudadas (coorte regenerante) na resolução de 1 km e suas estatísticas descritivas. Categorias: 1) Floresta, 2) Campos, 3) Agropecuária, 4) Água, 5) Reflorestamentos, 6) Urbano, 7) Não vegetada, 8) Mangue, 9) Restinga, 10) Natural não florestal, 11) Oceano, 12) Não observado.

Espécie	Categoria											
	1†	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Apuleia leiocarpa</i>	1	246	221	2439	1001	1168	851	-	-	-	-	2683
<i>Araucaria angustifolia</i>	1	204	60	1727	1510,7	778	470	-	-	-	-	1900
<i>Dicksonia sellowiana</i>	1	2383	1456	0,3	783	659	1482	-	-	-	-	-
<i>Euterpe edulis</i>	1	1748	9	1240	1950	1829	1451	405	431	1878	2194	-
<i>Ocotea catharinensis</i>	1	653	0,9	2348	697	100	1808	1559	1156	-	1924	-
<i>Podocarpus lambertii</i>	1	209	1463	698	27	764	2190	-	-	-	-	-
<b>Média</b>	<b>1</b>	<b>907</b>	<b>535</b>	<b>1409</b>	<b>995</b>	<b>883</b>	<b>1375</b>	<b>982</b>	<b>794</b>	<b>1878</b>	<b>2059</b>	<b>2291</b>
<b>Mediana</b>	<b>1</b>	<b>449</b>	<b>141</b>	<b>1484</b>	<b>892</b>	<b>771</b>	<b>1466</b>	<b>982</b>	<b>794</b>	<b>1878</b>	<b>2059</b>	<b>2291</b>
<b>Mínimo</b>	<b>1</b>	<b>204</b>	<b>0,9</b>	<b>0,3</b>	<b>27</b>	<b>100</b>	<b>470</b>	<b>405</b>	<b>431</b>	<b>1878</b>	<b>1924</b>	<b>1900</b>
<b>Máximo</b>	<b>1</b>	<b>2383</b>	<b>1463</b>	<b>2439</b>	<b>1950</b>	<b>1829</b>	<b>2190</b>	<b>1559</b>	<b>1156</b>	<b>1878</b>	<b>2194</b>	<b>2683</b>
<b>Desvio padrão</b>	<b>0,0</b>	<b>935,0</b>	<b>720,4</b>	<b>955,3</b>	<b>670,7</b>	<b>577,0</b>	<b>626,6</b>	<b>816,1</b>	<b>512,9</b>	<b>-</b>	<b>190,4</b>	<b>554,0</b>
<b>CV(%)</b>	<b>0,0</b>	<b>103,1</b>	<b>134,6</b>	<b>67,8</b>	<b>67,4</b>	<b>65,3</b>	<b>45,6</b>	<b>83,1</b>	<b>64,6</b>	<b>-</b>	<b>9,2</b>	<b>24,2</b>

† Valores relativos à essa classe.

**Tabela A3.7** Valores otimizados de resistência para o mapeamento de uso e cobertura do solo de 2010 (MapBiomas) para as espécies estudadas (coorte regenerante) na resolução de 500 m e suas estatísticas descritivas. Categorias: 1) Floresta, 2) Campos, 3) Agropecuária, 4) Água, 5) Reflorestamentos, 6) Urbano, 7) Não vegetada, 8) Mangue, 9) Restinga, 10) Natural não florestal, 11) Oceano, 12) Não observado.

Espécie	Categoria											
	1†	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Apuleia leiocarpa</i>	1	625	33	1483	5	828	800	-	-	-	-	1631
<i>Araucaria angustifolia</i>	1	512	23	1845	8,3	1352	1494	-	-	1456	-	2029
<i>Dicksonia sellowiana</i>	1	67	19	2194	390	1109	114	-	-	-	-	2413
<i>Euterpe edulis</i>	1	702	116	2258	1449	6	2222	1123	2490	61	92	-
<i>Ocotea catharinensis</i>	1	889	3	1073	1488	1,3	1724	1474	1718	-	2107	-
<i>Podocarpus lambertii</i>	1	368	2232	1395	1673	988	106	-	-	1349	-	-
<b>Média</b>	<b>1</b>	<b>527</b>	<b>404</b>	<b>1708</b>	<b>835</b>	<b>714</b>	<b>1077</b>	<b>1299</b>	<b>2104</b>	<b>956</b>	<b>1100</b>	<b>2024</b>
<b>Mediana</b>	<b>1</b>	<b>569</b>	<b>28</b>	<b>1664</b>	<b>919</b>	<b>908</b>	<b>1147</b>	<b>1299</b>	<b>2104</b>	<b>1349</b>	<b>1100</b>	<b>2029</b>
<b>Mínimo</b>	<b>1</b>	<b>67</b>	<b>3</b>	<b>1073</b>	<b>5</b>	<b>1,3</b>	<b>106</b>	<b>1123</b>	<b>1718</b>	<b>61</b>	<b>92</b>	<b>1631</b>
<b>Máximo</b>	<b>1</b>	<b>889</b>	<b>2232</b>	<b>2258</b>	<b>1673</b>	<b>1352</b>	<b>2222</b>	<b>1474</b>	<b>2490</b>	<b>1456</b>	<b>2107</b>	<b>2413</b>
<b>Desvio padrão</b>	<b>0,0</b>	<b>285,8</b>	<b>896,1</b>	<b>471,2</b>	<b>784,5</b>	<b>576,2</b>	<b>877,7</b>	<b>247,9</b>	<b>546,2</b>	<b>776,4</b>	<b>1425,4</b>	<b>391,1</b>
<b>CV(%)</b>	<b>0,0</b>	<b>54,2</b>	<b>221,6</b>	<b>27,6</b>	<b>93,9</b>	<b>80,7</b>	<b>81,5</b>	<b>19,1</b>	<b>26,0</b>	<b>81,3</b>	<b>129,6</b>	<b>19,3</b>

† Valores relativos à essa classe.

**Tabela A3.8** Valores otimizados de resistência para o mapeamento de uso e cobertura do solo de 2010 (MapBiomias) para as espécies estudadas (coorte regenerante) na resolução de 1 km e suas estatísticas descritivas. Categorias: 1) Floresta, 2) Campos, 3) Agropecuária, 4) Água, 5) Reflorestamentos, 6) Urbano, 7) Não vegetada, 8) Mangue, 9) Restinga, 10) Natural não florestal, 11) Oceano, 12) Não observado.

Espécie	Categoria											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Apuleia leiocarpa</i>	1	1405	363	2366	1423	1158	1602	-	-	-	-	2603
<i>Araucaria angustifolia</i>	1	1032	207	1735	430	545	990	-	-	-	-	1908
<i>Dicksonia sellowiana</i>	1	2398	569	1360	1414	0,2	885	-	-	-	-	-
<i>Euterpe edulis</i>	1	2300	9	1009	471	1365	814	1331	486	2030	1645	-
<i>Ocotea catharinensis</i>	1	1296	1350	1564	0,5	348	780	483	513	-	155	-
<i>Podocarpus lambertii</i>	1	190	1439	1442	27	766	842	-	-	-	-	-
<b>Média</b>	<b>1</b>	<b>1437</b>	<b>656</b>	<b>1579</b>	<b>627</b>	<b>697</b>	<b>986</b>	<b>907</b>	<b>499</b>	<b>2030</b>	<b>900</b>	<b>2256</b>
<b>Mediana</b>	<b>1</b>	<b>1351</b>	<b>466</b>	<b>1503</b>	<b>450</b>	<b>656</b>	<b>864</b>	<b>907</b>	<b>499</b>	<b>2030</b>	<b>900</b>	<b>2256</b>
<b>Mínimo</b>	<b>1</b>	<b>190</b>	<b>9</b>	<b>1009</b>	<b>0,5</b>	<b>0,2</b>	<b>780</b>	<b>483</b>	<b>486</b>	<b>2030</b>	<b>155</b>	<b>1908,3</b>
<b>Máximo</b>	<b>1</b>	<b>2398</b>	<b>1439</b>	<b>2366</b>	<b>1423</b>	<b>1365</b>	<b>1602</b>	<b>1331</b>	<b>513</b>	<b>2030</b>	<b>1645</b>	<b>2603</b>
<b>Desvio padrão</b>	<b>0,0</b>	<b>825,8</b>	<b>601,3</b>	<b>455,1</b>	<b>643,2</b>	<b>508,7</b>	<b>310,5</b>	<b>599,9</b>	<b>19,7</b>	<b>-</b>	<b>1053,0</b>	<b>491,1</b>
<b>CV(%)</b>	<b>0,0</b>	<b>57,5</b>	<b>91,6</b>	<b>28,8</b>	<b>102,5</b>	<b>73,0</b>	<b>31,5</b>	<b>66,1</b>	<b>3,9</b>	<b>-</b>	<b>117,0</b>	<b>21,8</b>

† Valores relativos à essa classe.

**Tabela A3.9** Percentagem e resistência média das categorias de uso e cobertura do solo para os mapeamentos (rasters) do MapBiomas. A = coorte adulta (n = 13 espécies, 175 populações), R = coorte regenerante (n = 6 espécies, 63 populações). Valores entre parênteses indicam a resolução do mapeamento (500 m ou 1 km).

Ano	Categoria	%*	Resistência Média			
			A (500 m)	A (1 km)	R (500 m)	R (1 km)
1985	Floresta <sup>†</sup>	41,7	1	1	1	1
	Campos	10,6	705	766	1050	907
	Agropecuária	44,4	435	610	745	535
	Água	1,0	1206	1317	1561	1409
	Reflorestamentos	1,6	849	902	893	995
	Urbano	0,5	1466	1269	498	883
	Não vegetada	0,1	1163	1275	1090	1375
	Mangue	0,1	1726	1417	1230	982
	Restinga	0,0	1712	468	1745	794
	Natural não florestal	0,0	984	1198	1671	1878
	Oceano	-	995	1226	1825	2059
	Não amostrado	-	1885	987	2557	260
	2010	Floresta <sup>†</sup>	38,8	1	1	1
Campos		6,8	957	1189	527	1437
Agropecuária		46,4	721	1032	404	656
Água		1,2	1122	1161	1708	1579
Reflorestamentos		5,5	566	876	835	627
Urbano		1,1	1552	995	714	697
Não vegetada		0,0	1079	1208	1077	986
Mangue		0,1	1066	1428	1299	907
Restinga		0,0	1699	1246	2104	499
Natural não florestal		0,0	1379	855	956	2030
Oceano		-	809	681	1100	900
Não amostrado		-	2441	911	2024	813

<sup>†</sup> Valores referentes à esta classe.

\* Percentagem da categoria referente ao mapeamento com resolução de 500 m. (Tabela N).

**ANEXO 4** MODELOS DE ISOLAMENTO POR RESISTÊNCIA (IBR) TESTADOS NO  
CAPÍTULO 3.

**Tabela A4.1** Modelos de Isolamento por Resisência (IBR) de diferentes elementos da paisagem testados para as populações da coorte adulta das espécies de estudo. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>: R<sup>2</sup> para modelos de máxima verossimilhança, SWT.p: valor de p do teste de Shapiro-Wilk, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1.

Espécie	Superfície	Resolução	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup>	SWT.p	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
<i>Apuleia leiocarpa</i>	UCS(2010)	500 m	80,73	-152,18	0,00	0,194	0,0863	0,941	3,55E-02	1,08E-07	5,67E-08	34	1,90	0,066
<i>Apuleia leiocarpa</i>	UCS(2010)	1 km	80,48	-151,67	0,51	0,150	0,0732	0,369	4,29E-02	1,11E-06	6,49E-07	34	1,71	0,096
<i>Apuleia leiocarpa</i>	Altitude	1 km	80,30	-151,31	0,86	0,126	0,0641	0,201	7,87E-02	-1,23E-05	7,67E-06	34	-1,61	0,117
<i>Apuleia leiocarpa</i>	Declividade	1 km	80,12	-150,95	1,23	0,105	0,0545	0,127	8,09E-02	-1,68E-05	1,14E-05	34	-1,48	0,148
<i>Apuleia leiocarpa</i>	Altitude	500 m	80,08	-150,87	1,30	0,101	0,0526	0,240	7,74E-02	-2,24E-06	1,57E-06	34	-1,43	0,162
<i>Apuleia leiocarpa</i>	Declividade	500 m	79,89	-150,49	1,69	0,083	0,0424	0,149	8,18E-02	-4,34E-06	3,36E-06	34	-1,29	0,205
<i>Apuleia leiocarpa</i>	ENM	1 km	79,62	-149,96	2,22	0,064	0,0281	0,145	8,20E-02	-1,40E-06	1,37E-06	34	-1,02	0,315
<i>Apuleia leiocarpa</i>	UCS(1985)	500 m	79,59	-149,89	2,29	0,062	0,0263	0,521	4,71E-02	1,84E-06	1,91E-06	34	0,96	0,342
<i>Apuleia leiocarpa</i>	UCS(1985)	1 km	79,15	-149,00	3,17	0,040	0,0021	0,348	6,06E-02	5,45E-06	2,02E-05	34	0,27	0,789
<i>Apuleia leiocarpa</i>	Nulo	1 km	79,11	-148,93	3,25	0,038	0,0001	0,285	6,39E-02	4,99E-06	9,15E-05	34	0,05	0,957
<i>Apuleia leiocarpa</i>	Nulo	500 m	79,11	-148,93	3,25	0,038	0,0001	0,284	6,39E-02	1,19E-06	2,27E-05	34	0,05	0,958
<i>Araucaria angustifolia</i>	Altitude	500 m	1386,74	-2765,41	0,00	0,404	0,0623	0,000	-7,81E-03	5,63E-07	9,80E-08	494	5,74	0,000
<i>Araucaria angustifolia</i>	Altitude	1 km	1386,67	-2765,27	0,14	0,376	0,0620	0,000	-5,53E-03	2,03E-06	3,54E-07	494	5,73	0,000
<i>Araucaria angustifolia</i>	Declividade	1 km	1385,02	-2761,97	3,44	0,072	0,0557	0,000	-2,37E-03	1,19E-05	2,20E-06	494	5,41	0,000
<i>Araucaria angustifolia</i>	Declividade	500 m	1384,97	-2761,85	3,55	0,068	0,0555	0,000	-4,35E-03	2,92E-06	5,41E-07	494	5,40	0,000
<i>Araucaria angustifolia</i>	Nulo	500 m	1384,06	-2760,05	5,36	0,028	0,0521	0,000	-2,37E-03	3,42E-06	6,55E-07	494	5,22	0,000
<i>Araucaria angustifolia</i>	Nulo	1 km	1384,05	-2760,03	5,38	0,027	0,0520	0,000	-6,36E-04	1,37E-05	2,62E-06	494	5,22	0,000
<i>Araucaria angustifolia</i>	UCS(2010)	1 km	1383,85	-2759,62	5,78	0,022	0,0513	0,000	-1,79E-04	8,12E-06	1,56E-06	494	5,21	0,000
<i>Araucaria angustifolia</i>	ENM	1 km	1381,42	-2754,76	10,65	0,002	0,0419	0,000	3,00E-03	1,06E-05	2,27E-06	494	4,66	0,000
<i>Araucaria angustifolia</i>	UCS(2010)	500 m	1379,04	-2749,99	15,41	0,000	0,0327	0,000	1,16E-03	9,50E-07	2,22E-07	494	4,27	0,000
<i>Araucaria angustifolia</i>	UCS(1985)	500 m	1377,23	-2746,37	19,03	0,000	0,0256	0,000	4,21E-03	8,55E-07	2,30E-07	494	3,72	0,000
<i>Araucaria angustifolia</i>	UCS(1985)	1 km	1376,15	-2744,22	21,19	0,000	0,0213	0,000	6,21E-03	3,25E-06	9,44E-07	494	3,45	0,001
<i>Butia catharinensis</i>	UCS(2010)	1 km	87,23	-165,17	0,00	0,388	0,5267	0,409	4,50E-02	9,38E-06	7,41E-07	34	12,66	0,000
<i>Butia catharinensis</i>	UCS(1985)	500 m	87,10	-164,91	0,26	0,340	0,5232	0,418	4,67E-02	6,05E-07	4,83E-08	34	12,52	0,000
<i>Butia catharinensis</i>	UCS(2010)	500 m	86,88	-164,46	0,71	0,272	0,5172	0,435	4,55E-02	1,24E-06	1,02E-07	34	12,17	0,000
<i>Butia catharinensis</i>	UCS(1985)	1 km	80,45	-151,61	13,57	0,000	0,3100	0,816	5,18E-03	2,28E-05	4,26E-06	34	5,36	0,000
<i>Butia catharinensis</i>	Declividade	1 km	74,17	-139,06	26,11	0,000	0,0223	0,000	6,16E-02	2,50E-05	2,77E-05	34	0,90	0,373
<i>Butia catharinensis</i>	Altitude	500 m	74,17	-139,05	26,13	0,000	0,0220	0,000	4,10E-02	7,19E-06	8,20E-06	34	0,88	0,387
<i>Butia catharinensis</i>	Altitude	1 km	74,15	-139,01	26,17	0,000	0,0209	0,000	4,21E-02	2,87E-05	3,36E-05	34	0,85	0,399
<i>Butia catharinensis</i>	Declividade	500 m	74,15	-139,01	26,17	0,000	0,0209	0,000	6,05E-02	1,14E-05	1,32E-05	34	0,86	0,395
<i>Butia catharinensis</i>	Nulo	1 km	74,00	-138,71	26,47	0,000	0,0127	0,000	6,27E-02	5,36E-05	8,08E-05	34	0,66	0,511
<i>Butia catharinensis</i>	Nulo	500 m	73,99	-138,70	26,48	0,000	0,0125	0,000	6,14E-02	1,33E-05	2,02E-05	34	0,66	0,515
<i>Butia catharinensis</i>	ENM	1 km	73,96	-138,63	26,54	0,000	0,0107	0,000	6,76E-02	4,91E-05	8,09E-05	34	0,61	0,548

Tabela A4.1 Continuação.

Espécie	Superfície	Resolução	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup>	SWT.p	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
<i>Butia eriospatha</i>	Altitude	1 km	85,80	-163,14	0,00	0,333	0,5435	0,626	-2,26E-01	1,78E-03	1,70E-04	89	10,45	0,000
<i>Butia eriospatha</i>	Declividade	1 km	85,43	-162,39	0,75	0,229	0,5397	0,269	-2,35E-01	1,73E-03	1,67E-04	89	10,35	0,000
<i>Butia eriospatha</i>	Altitude	500 m	85,29	-162,12	1,02	0,200	0,5383	0,672	-2,84E-01	4,53E-04	4,38E-05	89	10,33	0,000
<i>Butia eriospatha</i>	Declividade	500 m	84,70	-160,93	2,20	0,111	0,5323	0,325	-2,90E-01	4,40E-04	4,31E-05	89	10,21	0,000
<i>Butia eriospatha</i>	Nulo	1 km	84,26	-160,06	3,08	0,071	0,5277	0,404	-2,06E-01	1,87E-03	1,84E-04	89	10,18	0,000
<i>Butia eriospatha</i>	Nulo	500 m	83,75	-159,04	4,10	0,043	0,5224	0,396	-2,61E-01	4,69E-04	4,66E-05	89	10,07	0,000
<i>Butia eriospatha</i>	UCS(2010)	1 km	82,57	-156,67	6,47	0,013	0,5098	0,111	-2,14E-01	1,67E-03	1,67E-04	89	10,01	0,000
<i>Butia eriospatha</i>	ENM	1 km	74,98	-141,49	21,65	0,000	0,4209	0,640	-2,32E-01	1,07E-03	1,18E-04	89	9,02	0,000
<i>Butia eriospatha</i>	UCS(1985)	500 m	72,00	-135,53	27,60	0,000	0,3817	0,057	-3,91E-01	2,29E-04	2,41E-05	89	9,51	0,000
<i>Butia eriospatha</i>	UCS(1985)	1 km	71,56	-134,65	28,48	0,000	0,3757	0,172	-3,91E-01	7,72E-04	7,96E-05	89	9,70	0,000
<i>Butia eriospatha</i>	UCS(2010)	500 m	61,16	-113,85	49,29	0,000	0,2153	0,350	-5,37E-01	6,56E-05	7,90E-06	89	8,30	0,000
<i>Calophyllum brasiliense</i>	UCS(2010)	1 km	38,78	-68,27	0,00	0,174	0,0588	0,001	2,05E-01	-6,23E-05	4,07E-05	34	-1,53	0,135
<i>Calophyllum brasiliense</i>	UCS(2010)	500 m	38,60	-67,91	0,36	0,145	0,0493	0,010	2,18E-01	-5,94E-06	4,28E-06	34	-1,39	0,175
<i>Calophyllum brasiliense</i>	Declividade	500 m	38,17	-67,05	1,22	0,094	0,0264	0,000	8,37E-02	3,69E-05	3,80E-05	34	0,97	0,338
<i>Calophyllum brasiliense</i>	Altitude	500 m	38,08	-66,87	1,40	0,086	0,0215	0,000	7,08E-02	7,31E-05	8,38E-05	34	0,87	0,389
<i>Calophyllum brasiliense</i>	Altitude	1 km	38,04	-66,79	1,48	0,083	0,0194	0,000	7,90E-02	3,17E-04	3,81E-04	34	0,83	0,412
<i>Calophyllum brasiliense</i>	UCS(1985)	1 km	38,04	-66,79	1,48	0,083	0,0192	0,000	1,44E-01	-7,32E-06	8,97E-06	34	-0,82	0,420
<i>Calophyllum brasiliense</i>	Declividade	1 km	37,99	-66,68	1,59	0,078	0,0164	0,000	9,30E-02	2,85E-04	3,73E-04	34	0,76	0,451
<i>Calophyllum brasiliense</i>	ENM	1 km	37,87	-66,45	1,83	0,070	0,0099	0,000	1,05E-01	9,72E-06	1,65E-05	34	0,59	0,560
<i>Calophyllum brasiliense</i>	UCS(1985)	500 m	37,79	-66,28	1,99	0,064	0,0054	0,000	1,33E-01	-6,71E-07	1,56E-06	34	-0,43	0,669
<i>Calophyllum brasiliense</i>	Nulo	500 m	37,74	-66,20	2,07	0,062	0,0031	0,000	1,09E-01	3,99E-05	1,23E-04	34	0,33	0,747
<i>Calophyllum brasiliense</i>	Nulo	1 km	37,74	-66,20	2,07	0,062	0,0030	0,000	1,10E-01	1,59E-04	4,95E-04	34	0,32	0,750
<i>Cedrela fissilis</i>	Altitude	1 km	99,78	-190,27	0,00	0,168	0,0891	0,842	2,34E-02	6,77E-06	3,50E-06	34	1,94	0,061
<i>Cedrela fissilis</i>	UCS(2010)	1 km	99,73	-190,18	0,10	0,160	0,0867	0,933	2,15E-02	8,35E-07	4,33E-07	34	1,93	0,062
<i>Cedrela fissilis</i>	Altitude	500 m	99,69	-190,10	0,18	0,154	0,0847	0,795	2,36E-02	1,61E-06	8,56E-07	34	1,89	0,068
<i>Cedrela fissilis</i>	UCS(1985)	500 m	99,44	-189,60	0,68	0,120	0,0719	0,482	1,80E-02	1,85E-07	1,04E-07	34	1,78	0,084
<i>Cedrela fissilis</i>	UCS(2010)	500 m	99,37	-189,45	0,82	0,111	0,0681	0,722	2,08E-02	1,71E-07	1,03E-07	34	1,66	0,107
<i>Cedrela fissilis</i>	UCS(1985)	1 km	99,12	-188,95	1,32	0,087	0,0550	0,261	1,99E-02	6,89E-07	4,53E-07	34	1,52	0,137
<i>Cedrela fissilis</i>	Declividade	1 km	98,46	-187,63	2,64	0,045	0,0198	0,011	2,51E-02	8,22E-06	9,67E-06	34	0,85	0,402
<i>Cedrela fissilis</i>	Declividade	500 m	98,43	-187,58	2,70	0,044	0,0183	0,012	2,48E-02	3,20E-06	3,92E-06	34	0,81	0,421
<i>Cedrela fissilis</i>	ENM	1 km	98,30	-187,31	2,97	0,038	0,0109	0,020	2,90E-02	2,86E-05	4,68E-05	34	0,61	0,545
<i>Cedrela fissilis</i>	Nulo	1 km	98,29	-187,29	2,98	0,038	0,0105	0,020	2,85E-02	2,90E-05	4,82E-05	34	0,60	0,551
<i>Cedrela fissilis</i>	Nulo	500 m	98,28	-187,28	3,00	0,038	0,0101	0,020	2,80E-02	7,11E-06	1,20E-05	34	0,59	0,559

Tabela A4.1 Continuação.

Espécie	Superfície	Resolução	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup>	SWT.p	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
<i>Dicksonia sellowiana</i>	UCS(2010)	1 km	156,10	-303,20	0,00	0,158	0,0419	0,001	1,48E-02	-9,60E-08	6,67E-08	43	-1,44	0,157
<i>Dicksonia sellowiana</i>	UCS(2010)	500 m	155,86	-302,71	0,48	0,124	0,0316	0,000	1,37E-02	-7,43E-08	6,02E-08	43	-1,23	0,224
<i>Dicksonia sellowiana</i>	UCS(1985)	1 km	155,76	-302,51	0,68	0,112	0,0272	0,000	1,30E-02	-3,22E-07	2,84E-07	43	-1,13	0,264
<i>Dicksonia sellowiana</i>	UCS(1985)	500 m	155,58	-302,16	1,04	0,094	0,0195	0,000	1,17E-02	-1,18E-07	1,26E-07	43	-0,94	0,353
<i>Dicksonia sellowiana</i>	Altitude	500 m	155,55	-302,11	1,09	0,092	0,0184	0,000	1,39E-02	-1,77E-07	1,93E-07	43	-0,92	0,365
<i>Dicksonia sellowiana</i>	Altitude	1 km	155,50	-302,00	1,20	0,087	0,0161	0,000	1,33E-02	-6,39E-07	7,48E-07	43	-0,85	0,398
<i>Dicksonia sellowiana</i>	Declividade	1 km	155,34	-301,67	1,53	0,074	0,0089	0,000	3,30E-03	7,91E-07	1,24E-06	43	0,64	0,525
<i>Dicksonia sellowiana</i>	ENM	1 km	155,29	-301,59	1,61	0,071	0,0070	0,000	1,13E-02	-7,34E-07	1,32E-06	43	-0,56	0,580
<i>Dicksonia sellowiana</i>	Declividade	500 m	155,24	-301,48	1,72	0,067	0,0047	0,000	4,45E-03	1,58E-07	3,44E-07	43	0,46	0,650
<i>Dicksonia sellowiana</i>	Nulo	1 km	155,14	-301,28	1,92	0,061	0,0001	0,000	8,83E-03	-4,42E-07	5,94E-06	43	-0,07	0,941
<i>Dicksonia sellowiana</i>	Nulo	500 m	155,14	-301,28	1,92	0,061	0,0001	0,000	8,86E-03	-1,09E-07	1,48E-06	43	-0,07	0,942
<i>Euterpe edulis</i>	Declividade	500 m	432,60	-856,99	0,00	0,290	0,0618	0,335	2,38E-02	4,16E-06	1,17E-06	188	3,56	0,000
<i>Euterpe edulis</i>	UCS(2010)	500 m	432,37	-856,52	0,47	0,229	0,0595	0,159	4,07E-02	2,96E-06	8,19E-07	188	3,61	0,000
<i>Euterpe edulis</i>	Declividade	1 km	432,28	-856,34	0,65	0,209	0,0586	0,324	2,63E-02	1,39E-05	4,02E-06	188	3,45	0,001
<i>Euterpe edulis</i>	UCS(2010)	1 km	431,37	-854,52	2,47	0,084	0,0496	0,026	4,29E-02	1,33E-05	4,12E-06	188	3,23	0,001
<i>Euterpe edulis</i>	Altitude	500 m	431,30	-854,39	2,60	0,079	0,0489	0,004	3,73E-02	2,98E-06	9,55E-07	188	3,13	0,002
<i>Euterpe edulis</i>	Altitude	1 km	431,14	-854,07	2,92	0,067	0,0473	0,005	3,83E-02	1,38E-05	4,49E-06	188	3,07	0,002
<i>Euterpe edulis</i>	Nulo	1 km	429,35	-850,49	6,50	0,011	0,0292	0,000	3,49E-02	3,81E-05	1,60E-05	188	2,39	0,018
<i>Euterpe edulis</i>	Nulo	500 m	429,33	-850,45	6,54	0,011	0,0290	0,000	3,27E-02	9,47E-06	3,98E-06	188	2,38	0,018
<i>Euterpe edulis</i>	UCS(1985)	500 m	429,32	-850,42	6,57	0,011	0,0288	0,001	3,90E-02	6,70E-06	2,83E-06	188	2,37	0,019
<i>Euterpe edulis</i>	UCS(1985)	1 km	428,99	-849,77	7,22	0,008	0,0255	0,000	4,35E-02	2,89E-05	1,30E-05	188	2,23	0,027
<i>Euterpe edulis</i>	ENM	1 km	426,75	-845,28	11,71	0,001	0,0022	0,000	5,52E-02	8,48E-08	1,28E-07	188	0,66	0,509
<i>Myrocarpus frondosus</i>	Declividade	1 km	50,91	-92,53	0,00	0,668	0,4670	0,355	4,34E-02	3,38E-04	6,19E-05	34	5,46	0,000
<i>Myrocarpus frondosus</i>	Declividade	500 m	49,51	-89,73	2,80	0,164	0,4238	0,404	4,18E-02	1,67E-04	3,34E-05	34	5,00	0,000
<i>Myrocarpus frondosus</i>	ENM	1 km	48,47	-87,66	4,88	0,058	0,3897	0,917	2,87E-02	1,36E-03	2,78E-04	34	4,88	0,000
<i>Myrocarpus frondosus</i>	Altitude	500 m	47,95	-86,61	5,92	0,035	0,3717	0,506	2,52E-02	3,01E-04	6,54E-05	34	4,60	0,000
<i>Myrocarpus frondosus</i>	Altitude	1 km	47,88	-86,46	6,07	0,032	0,3691	0,581	3,36E-02	1,21E-03	2,63E-04	34	4,59	0,000
<i>Myrocarpus frondosus</i>	Nulo	500 m	46,90	-84,50	8,03	0,012	0,3338	0,575	2,97E-02	3,34E-04	7,42E-05	34	4,50	0,000
<i>Myrocarpus frondosus</i>	Nulo	1 km	46,89	-84,49	8,04	0,012	0,3336	0,594	3,87E-02	1,34E-03	2,98E-04	34	4,48	0,000
<i>Myrocarpus frondosus</i>	UCS(1985)	1 km	46,87	-84,45	8,08	0,012	0,3329	0,552	3,83E-02	1,36E-03	3,04E-04	34	4,47	0,000
<i>Myrocarpus frondosus</i>	UCS(1985)	500 m	46,12	-82,95	9,58	0,006	0,3045	0,300	4,48E-02	2,90E-04	6,62E-05	34	4,38	0,000
<i>Myrocarpus frondosus</i>	UCS(2010)	500 m	44,63	-79,98	12,56	0,001	0,2446	0,399	6,04E-02	7,53E-05	1,86E-05	34	4,05	0,000
<i>Myrocarpus frondosus</i>	UCS(2010)	1 km	43,08	-76,87	15,67	0,000	0,1765	0,236	8,53E-02	6,34E-05	1,76E-05	34	3,60	0,001

Tabela A4.1 Continuação.

Espécie	Superfície	Resolução	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup>	SWT.p	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
<i>Ocotea catharinensis</i>	Altitude	1 km	355,62	-702,99	0,00	0,868	0,1172	0,001	3,54E-02	4,34E-05	7,06E-06	169	6,14	0,000
<i>Ocotea catharinensis</i>	Altitude	500 m	353,63	-699,02	3,97	0,119	0,0964	0,003	3,87E-02	3,60E-06	6,92E-07	169	5,20	0,000
<i>Ocotea catharinensis</i>	Declividade	500 m	350,47	-692,70	10,29	0,005	0,0624	0,001	4,90E-03	2,71E-05	7,95E-06	169	3,41	0,001
<i>Ocotea catharinensis</i>	UCS(1985)	500 m	350,22	-692,20	10,79	0,004	0,0597	0,002	1,87E-04	2,26E-05	6,74E-06	169	3,35	0,001
<i>Ocotea catharinensis</i>	Declividade	1 km	349,19	-690,15	12,84	0,001	0,0483	0,000	1,29E-02	1,18E-04	4,00E-05	169	2,96	0,004
<i>Ocotea catharinensis</i>	Nulo	1 km	348,69	-689,13	13,86	0,001	0,0427	0,000	1,79E-02	1,36E-04	4,92E-05	169	2,77	0,006
<i>Ocotea catharinensis</i>	Nulo	500 m	348,69	-689,13	13,86	0,001	0,0427	0,000	1,31E-02	3,40E-05	1,23E-05	169	2,77	0,006
<i>Ocotea catharinensis</i>	UCS(2010)	500 m	347,85	-687,46	15,52	0,000	0,0333	0,001	2,98E-02	2,12E-05	8,74E-06	169	2,43	0,016
<i>Ocotea catharinensis</i>	UCS(2010)	1 km	346,51	-684,77	18,21	0,000	0,0180	0,009	7,36E-02	-5,89E-07	3,22E-07	169	-1,83	0,069
<i>Ocotea catharinensis</i>	UCS(1985)	1 km	346,46	-684,67	18,32	0,000	0,0174	0,007	7,33E-02	-4,63E-07	2,58E-07	169	-1,79	0,074
<i>Ocotea catharinensis</i>	ENM	1 km	345,33	-682,42	20,57	0,000	0,0044	0,000	5,97E-02	4,90E-07	5,68E-07	169	0,86	0,389
<i>Ocotea odorifera</i>	Altitude	500 m	67,90	-126,51	0,00	0,377	0,2587	0,211	-2,95E-02	1,59E-04	3,94E-05	34	4,04	0,000
<i>Ocotea odorifera</i>	Declividade	1 km	67,21	-125,14	1,38	0,189	0,2298	0,146	-4,59E-03	4,07E-04	1,09E-04	34	3,73	0,001
<i>Ocotea odorifera</i>	Altitude	1 km	67,20	-125,11	1,40	0,187	0,2292	0,213	-1,04E-02	2,19E-04	5,92E-05	34	3,71	0,001
<i>Ocotea odorifera</i>	Declividade	500 m	66,65	-124,01	2,50	0,108	0,2054	0,044	-2,62E-02	1,54E-04	4,52E-05	34	3,40	0,002
<i>Ocotea odorifera</i>	UCS(1985)	500 m	66,22	-123,15	3,37	0,070	0,1860	0,020	-4,84E-02	8,65E-05	2,82E-05	34	3,07	0,004
<i>Ocotea odorifera</i>	UCS(2010)	500 m	65,35	-121,41	5,11	0,029	0,1457	0,001	-4,22E-02	2,15E-04	8,21E-05	34	2,62	0,013
<i>Ocotea odorifera</i>	Nulo	500 m	64,70	-120,11	6,40	0,015	0,1145	0,000	-6,56E-03	2,13E-04	9,73E-05	34	2,19	0,035
<i>Ocotea odorifera</i>	Nulo	1 km	64,65	-120,02	6,50	0,015	0,1120	0,000	2,41E-03	8,43E-04	3,90E-04	34	2,16	0,038
<i>Ocotea odorifera</i>	UCS(1985)	1 km	63,68	-118,07	8,45	0,006	0,0627	0,000	3,53E-02	4,66E-04	3,09E-04	34	1,51	0,141
<i>Ocotea odorifera</i>	UCS(2010)	1 km	62,59	-115,90	10,62	0,002	0,0044	0,000	9,17E-02	-7,98E-07	2,04E-06	34	-0,39	0,698
<i>Ocotea odorifera</i>	ENM	1 km	62,58	-115,87	10,64	0,002	0,0038	0,000	7,44E-02	1,88E-06	4,79E-06	34	0,39	0,697
<i>Ocotea porosa</i>	Declividade	1 km	127,60	-246,66	0,00	0,220	0,0789	0,127	2,11E-01	-3,38E-05	1,30E-05	76	-2,60	0,011
<i>Ocotea porosa</i>	Declividade	500 m	127,51	-246,47	0,19	0,200	0,0767	0,170	2,17E-01	-9,80E-06	3,79E-06	76	-2,59	0,012
<i>Ocotea porosa</i>	UCS(2010)	1 km	127,45	-246,34	0,31	0,188	0,0752	0,526	1,34E-01	1,32E-06	4,76E-07	76	2,76	0,007
<i>Ocotea porosa</i>	UCS(1985)	1 km	127,16	-245,78	0,88	0,142	0,0685	0,931	1,42E-01	1,54E-06	5,93E-07	76	2,60	0,011
<i>Ocotea porosa</i>	Altitude	1 km	126,38	-244,21	2,45	0,065	0,0495	0,223	1,99E-01	-3,69E-05	1,83E-05	76	-2,01	0,048
<i>Ocotea porosa</i>	Altitude	500 m	126,37	-244,19	2,47	0,064	0,0493	0,203	2,00E-01	-9,09E-06	4,52E-06	76	-2,01	0,048
<i>Ocotea porosa</i>	UCS(1985)	500 m	126,04	-243,53	3,13	0,046	0,0412	0,871	1,30E-01	2,84E-07	1,48E-07	76	1,92	0,058
<i>Ocotea porosa</i>	UCS(2010)	500 m	125,45	-242,36	4,30	0,026	0,0268	0,652	1,48E-01	1,90E-07	1,27E-07	76	1,50	0,138
<i>Ocotea porosa</i>	Nulo	500 m	125,10	-241,65	5,01	0,018	0,0179	0,561	1,96E-01	-1,71E-05	1,45E-05	76	-1,18	0,242
<i>Ocotea porosa</i>	Nulo	1 km	125,10	-241,65	5,01	0,018	0,0178	0,560	1,94E-01	-6,85E-05	5,82E-05	76	-1,18	0,243
<i>Ocotea porosa</i>	ENM	1 km	124,79	-241,03	5,63	0,013	0,0100	0,638	1,87E-01	-2,65E-06	3,03E-06	76	-0,88	0,384

**Tabela A4.1** Continuação.

<b>Espécie</b>	<b>Superfície</b>	<b>Resolução</b>	<b>LL</b>	<b>AICc</b>	<b>ΔAICc</b>	<b>w</b>	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>SWT.p</b>	<b>b0</b>	<b>b1</b>	<b>b1.EP</b>	<b>GL</b>	<b>b1.t</b>	<b>b1.p</b>
<i>Podocarpus lambertii</i>	UCS(1985)	1 km	135,95	-263,35	0,00	0,963	0,2234	0,280	2,59E-02	3,10E-05	5,25E-06	76	5,91	0,000
<i>Podocarpus lambertii</i>	UCS(1985)	500 m	131,80	-255,06	8,29	0,015	0,1363	0,316	1,62E-02	8,16E-06	2,19E-06	76	3,72	0,000
<i>Podocarpus lambertii</i>	UCS(2010)	500 m	131,64	-254,73	8,62	0,013	0,1326	0,247	-1,86E-03	3,18E-06	8,60E-07	76	3,70	0,000
<i>Podocarpus lambertii</i>	UCS(2010)	1 km	131,10	-253,65	9,70	0,008	0,1205	0,203	2,89E-02	8,60E-06	2,43E-06	76	3,54	0,001
<i>Podocarpus lambertii</i>	Declividade	1 km	128,03	-247,51	15,84	0,000	0,0485	0,000	-1,75E-02	2,15E-05	1,08E-05	76	1,99	0,050
<i>Podocarpus lambertii</i>	Declividade	500 m	127,92	-247,29	16,06	0,000	0,0459	0,000	-2,23E-02	6,52E-06	3,37E-06	76	1,94	0,057
<i>Podocarpus lambertii</i>	Altitude	500 m	127,57	-246,58	16,77	0,000	0,0371	0,000	3,53E-02	1,58E-05	9,19E-06	76	1,72	0,089
<i>Podocarpus lambertii</i>	Altitude	1 km	127,56	-246,56	16,79	0,000	0,0369	0,000	4,08E-02	6,58E-05	3,83E-05	76	1,72	0,090
<i>Podocarpus lambertii</i>	Nulo	1 km	127,44	-246,33	17,02	0,000	0,0340	0,000	3,58E-02	1,17E-04	7,08E-05	76	1,65	0,103
<i>Podocarpus lambertii</i>	Nulo	500 m	127,43	-246,32	17,03	0,000	0,0339	0,000	2,99E-02	2,91E-05	1,77E-05	76	1,65	0,104
<i>Podocarpus lambertii</i>	ENM	1 km	126,72	-244,88	18,47	0,000	0,0159	0,000	6,00E-02	3,90E-06	3,43E-06	76	1,14	0,260

**Tabela A4.2** Modelos de Isolamento por Resistência (IBR) de diferentes elementos da paisagem testados para as populações da coorte regenerante das espécies de estudo. LL: log-Likelihood do modelo, AICc: critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas,  $\Delta$ AICc: diferença entre o AICc do modelo em questão e o modelo de menor AICc, w: peso do modelo, R<sup>2</sup>: R<sup>2</sup> para modelos de máxima verossimilhança, SWT.p: valor de p do teste de Shapiro-Wilk, b0 e b1: coeficientes do modelo, b1.EP: erro padrão do b1, GL: graus de liberdade, b1.t: teste de t para b1, b1.p: valor de p de b1.

Espécie	Superfície	Resolução	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup>	SWT.p	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
<i>Apuleia leiocarpa</i>	Declividade	500 m	21,77	-27,53	0,00	0,157	0,2470	0,502	1,07E-01	-1,32E-05	8,17E-06	8	-1,62	0,145
<i>Apuleia leiocarpa</i>	Altitude	1 km	21,61	-27,23	0,31	0,135	0,2236	0,567	1,08E-01	-3,45E-05	2,27E-05	8	-1,52	0,167
<i>Apuleia leiocarpa</i>	Altitude	500 m	21,55	-27,10	0,43	0,126	0,2136	0,562	1,14E-01	-1,29E-05	8,78E-06	8	-1,47	0,180
<i>Apuleia leiocarpa</i>	UCS_1985	500 m	21,44	-26,87	0,66	0,113	0,1955	0,815	1,05E-01	-3,27E-07	2,34E-07	8	-1,40	0,200
<i>Apuleia leiocarpa</i>	UCS_2010	1 km	21,34	-26,68	0,85	0,103	0,1803	0,781	8,33E-02	-5,21E-06	3,92E-06	8	-1,33	0,220
<i>Apuleia leiocarpa</i>	UCS_2010	500 m	21,09	-26,19	1,35	0,080	0,1384	0,765	1,10E-01	-1,33E-05	1,18E-05	8	-1,13	0,292
<i>Apuleia leiocarpa</i>	UCS_1985	1 km	20,90	-25,81	1,72	0,066	0,1053	0,636	8,26E-02	-7,25E-06	7,47E-06	8	-0,97	0,360
<i>Apuleia leiocarpa</i>	Declividade	1 km	20,82	-25,64	1,89	0,061	0,0905	0,624	1,02E-01	-1,73E-04	1,94E-04	8	-0,89	0,398
<i>Apuleia leiocarpa</i>	Nulo	1 km	20,72	-25,43	2,10	0,055	0,0708	0,455	9,68E-02	-1,64E-04	2,09E-04	8	-0,78	0,457
<i>Apuleia leiocarpa</i>	Nulo	500 m	20,71	-25,42	2,11	0,055	0,0701	0,458	1,01E-01	-4,07E-05	5,24E-05	8	-0,78	0,460
<i>Apuleia leiocarpa</i>	ENM_1km	1 km	20,62	-25,24	2,29	0,050	0,0531	0,438	7,14E-02	-1,86E-06	2,77E-06	8	-0,67	0,521
<i>Araucaria angustifolia</i>	Declividade	500 m	543,95	-1079,71	0,00	0,167	0,0489	0,000	-4,48E-03	2,81E-06	8,29E-07	208	3,39	0,001
<i>Araucaria angustifolia</i>	Declividade	1 km	543,86	-1079,53	0,18	0,153	0,0481	0,000	-3,07E-03	1,11E-05	3,31E-06	208	3,35	0,001
<i>Araucaria angustifolia</i>	UCS_2010	500 m	543,86	-1079,52	0,19	0,152	0,0480	0,000	1,72E-03	9,82E-07	2,97E-07	208	3,31	0,001
<i>Araucaria angustifolia</i>	UCS_1985	500 m	543,82	-1079,45	0,26	0,147	0,0477	0,000	2,58E-03	6,60E-07	1,99E-07	208	3,31	0,001
<i>Araucaria angustifolia</i>	UCS_1985	1 km	543,80	-1079,40	0,31	0,143	0,0475	0,000	3,87E-03	2,11E-06	6,36E-07	208	3,32	0,001
<i>Araucaria angustifolia</i>	UCS_2010	1 km	543,37	-1078,55	1,16	0,094	0,0436	0,000	6,14E-03	5,39E-07	1,67E-07	208	3,23	0,001
<i>Araucaria angustifolia</i>	Altitude	500 m	542,50	-1076,81	2,89	0,039	0,0357	0,000	-4,34E-03	1,64E-06	5,88E-07	208	2,79	0,006
<i>Araucaria angustifolia</i>	Altitude	1 km	542,42	-1076,65	3,06	0,036	0,0349	0,000	-3,05E-03	8,04E-06	2,92E-06	208	2,76	0,006
<i>Araucaria angustifolia</i>	ENM_1km	1 km	542,25	-1076,30	3,40	0,030	0,0334	0,000	-3,20E-05	1,10E-05	4,09E-06	208	2,69	0,008
<i>Araucaria angustifolia</i>	Nulo	500 m	541,76	-1075,32	4,39	0,019	0,0288	0,000	-4,40E-03	3,36E-06	1,35E-06	208	2,49	0,014
<i>Araucaria angustifolia</i>	Nulo	1 km	541,74	-1075,28	4,43	0,018	0,0286	0,000	-2,66E-03	1,34E-05	5,41E-06	208	2,48	0,014
<i>Dicksonia sellowiana</i>	UCS_2010	500 m	149,58	-290,15	0,00	0,909	0,2762	0,354	1,93E-03	3,79E-07	6,95E-08	43	5,45	0,000
<i>Dicksonia sellowiana</i>	UCS_1985	500 m	147,03	-285,07	5,08	0,072	0,1896	0,872	4,45E-03	6,45E-08	1,63E-08	43	3,95	0,000
<i>Dicksonia sellowiana</i>	Altitude	1 km	144,41	-279,83	10,32	0,005	0,0896	0,054	4,41E-03	4,63E-06	2,07E-06	43	2,24	0,031
<i>Dicksonia sellowiana</i>	Altitude	500 m	144,41	-279,81	10,34	0,005	0,0892	0,057	3,92E-03	1,25E-06	5,63E-07	43	2,23	0,031
<i>Dicksonia sellowiana</i>	Declividade	1 km	143,91	-278,82	11,33	0,003	0,0690	0,254	-4,90E-03	2,54E-06	1,42E-06	43	1,79	0,080
<i>Dicksonia sellowiana</i>	Declividade	500 m	143,14	-277,28	12,88	0,001	0,0364	0,055	-1,40E-03	5,07E-07	3,97E-07	43	1,28	0,209
<i>Dicksonia sellowiana</i>	UCS_1985	1 km	142,93	-276,86	13,29	0,001	0,0275	0,012	1,62E-02	-8,65E-08	7,73E-08	43	-1,12	0,269
<i>Dicksonia sellowiana</i>	UCS_2010	1 km	142,82	-276,63	13,52	0,001	0,0226	0,017	1,60E-02	-9,61E-08	9,39E-08	43	-1,02	0,312
<i>Dicksonia sellowiana</i>	Nulo	500 m	142,38	-275,77	14,38	0,001	0,0036	0,008	8,39E-03	8,43E-07	2,10E-06	43	0,40	0,690

<i>Dicksonia sellowiana</i>	Nulo	1 km	142,38	-275,76	14,39	0,001	0,0034	0,008	8,77E-03	3,31E-06	8,42E-06	43	0,39	0,696
<i>Dicksonia sellowiana</i>	ENM_1km	1 km	142,37	-275,74	14,42	0,001	0,0029	0,007	1,01E-02	5,71E-07	1,63E-06	43	0,35	0,727

**Tabela A4.2** Continuação.

Espécie	Superfície	Resolução	LL	AICc	$\Delta$ AICc	w	R <sup>2</sup>	SWT.p	b0	b1	b1.EP	GL	b1.t	b1.p
<i>Euterpe edulis</i>	Altitude	1 km	60,73	-111,72	0,00	0,133	0,0532	0,098	1,82E-02	2,09E-06	1,69E-06	26	1,23	0,229
<i>Euterpe edulis</i>	Altitude	500 m	60,72	-111,70	0,02	0,131	0,0524	0,134	1,55E-02	5,88E-07	4,82E-07	26	1,22	0,234
<i>Euterpe edulis</i>	Declividade	500 m	60,63	-111,53	0,20	0,120	0,0466	0,337	9,34E-02	-3,45E-06	2,73E-06	26	-1,26	0,218
<i>Euterpe edulis</i>	Declividade	1 km	60,61	-111,48	0,25	0,117	0,0448	0,398	9,10E-02	-8,32E-06	6,84E-06	26	-1,22	0,235
<i>Euterpe edulis</i>	UCS_2010	500 m	60,42	-111,11	0,62	0,097	0,0321	0,131	7,88E-02	-1,25E-06	1,29E-06	26	-0,97	0,341
<i>Euterpe edulis</i>	UCS_1985	500 m	60,21	-110,69	1,03	0,079	0,0176	0,072	7,72E-02	-2,21E-06	3,05E-06	26	-0,72	0,475
<i>Euterpe edulis</i>	UCS_2010	1 km	60,08	-110,41	1,31	0,069	0,0079	0,056	7,18E-02	-9,67E-06	1,99E-05	26	-0,49	0,631
<i>Euterpe edulis</i>	UCS_1985	1 km	60,06	-110,38	1,35	0,068	0,0065	0,047	7,10E-02	-8,98E-06	2,06E-05	26	-0,44	0,667
<i>Euterpe edulis</i>	ENM_1km	1 km	59,98	-110,22	1,51	0,062	0,0009	0,024	6,61E-02	-3,74E-08	2,45E-07	26	-0,15	0,880
<i>Euterpe edulis</i>	Nulo	500 m	59,97	-110,20	1,52	0,062	0,0003	0,019	6,03E-02	7,92E-07	9,46E-06	26	0,08	0,934
<i>Euterpe edulis</i>	Nulo	1 km	59,97	-110,20	1,52	0,062	0,0002	0,019	6,06E-02	3,08E-06	3,79E-05	26	0,08	0,936
<i>Ocotea catharinensis</i>	Altitude	1 km	126,23	-243,65	0,00	0,597	0,3646	0,086	-2,83E-02	2,34E-04	4,19E-05	53	5,59	0,000
<i>Ocotea catharinensis</i>	Altitude	500 m	125,73	-242,66	1,00	0,362	0,3530	0,047	-3,73E-02	6,12E-05	1,13E-05	53	5,44	0,000
<i>Ocotea catharinensis</i>	Declividade	500 m	122,04	-235,27	8,38	0,009	0,2600	0,034	-4,41E-02	5,82E-05	1,33E-05	53	4,37	0,000
<i>Ocotea catharinensis</i>	UCS_1985	1 km	121,85	-234,90	8,76	0,007	0,2549	0,036	-2,89E-02	2,47E-04	5,80E-05	53	4,26	0,000
<i>Ocotea catharinensis</i>	UCS_1985	500 m	121,66	-234,52	9,14	0,006	0,2498	0,039	-2,85E-02	5,88E-05	1,40E-05	53	4,20	0,000
<i>Ocotea catharinensis</i>	Declividade	1 km	121,65	-234,50	9,16	0,006	0,2495	0,031	-4,22E-02	2,40E-04	5,70E-05	53	4,20	0,000
<i>Ocotea catharinensis</i>	Nulo	1 km	121,14	-233,49	10,17	0,004	0,2356	0,032	-3,41E-02	2,38E-04	5,90E-05	53	4,04	0,000
<i>Ocotea catharinensis</i>	UCS_2010	500 m	121,13	-233,45	10,20	0,004	0,2351	0,032	-2,15E-02	5,43E-05	1,34E-05	53	4,05	0,000
<i>Ocotea catharinensis</i>	Nulo	500 m	121,07	-233,34	10,31	0,003	0,2336	0,031	-4,22E-02	5,93E-05	1,48E-05	53	4,02	0,000
<i>Ocotea catharinensis</i>	UCS_2010	1 km	120,13	-231,47	12,18	0,001	0,2070	0,082	1,56E-03	1,21E-04	3,26E-05	53	3,72	0,000
<i>Ocotea catharinensis</i>	ENM_1km	1 km	114,03	-219,26	24,39	0,000	0,0099	0,024	4,36E-02	6,41E-07	8,44E-07	53	0,76	0,450
<i>Podocarpus lambertii</i>	UCS_2010	1 km	36,37	-60,75	0,00	0,342	0,7728	0,274	1,89E-02	2,28E-06	2,35E-07	13	9,72	0,000
<i>Podocarpus lambertii</i>	UCS_1985	500 m	36,36	-60,72	0,03	0,337	0,7724	0,251	2,00E-02	5,14E-07	5,30E-08	13	9,71	0,000
<i>Podocarpus lambertii</i>	UCS_1985	1 km	36,30	-60,61	0,14	0,319	0,7707	0,277	2,07E-02	1,61E-06	1,67E-07	13	9,66	0,000
<i>Podocarpus lambertii</i>	UCS_2010	500 m	30,58	-49,17	11,58	0,001	0,5084	0,950	-6,06E-03	3,72E-07	7,30E-08	13	5,09	0,000
<i>Podocarpus lambertii</i>	Declividade	1 km	28,17	-44,33	16,42	0,000	0,3214	0,256	2,50E-01	-1,57E-04	3,29E-05	13	-4,79	0,000
<i>Podocarpus lambertii</i>	Declividade	500 m	26,60	-41,19	19,56	0,000	0,1633	0,151	1,66E-01	-2,66E-05	1,43E-05	13	-1,86	0,085
<i>Podocarpus lambertii</i>	Altitude	500 m	26,35	-40,69	20,05	0,000	0,1352	0,284	1,57E-01	-9,43E-06	5,52E-06	13	-1,71	0,111
<i>Podocarpus lambertii</i>	Altitude	1 km	26,10	-40,20	20,55	0,000	0,1062	0,241	1,38E-01	-3,25E-05	2,33E-05	13	-1,39	0,187
<i>Podocarpus lambertii</i>	ENM_1km	1 km	25,88	-39,77	20,98	0,000	0,0802	0,413	1,46E-01	-5,69E-06	5,14E-06	13	-1,11	0,289
<i>Podocarpus lambertii</i>	Nulo	1 km	25,36	-38,72	22,03	0,000	0,0136	0,038	1,24E-01	-8,69E-05	1,95E-04	13	-0,44	0,664
<i>Podocarpus lambertii</i>	Nulo	500 m	25,36	-38,71	22,03	0,000	0,0130	0,037	1,27E-01	-2,12E-05	4,87E-05	13	-0,44	0,670

**ANEXO 5 UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NO ESTADO DE SANTA CATARINA.**

