

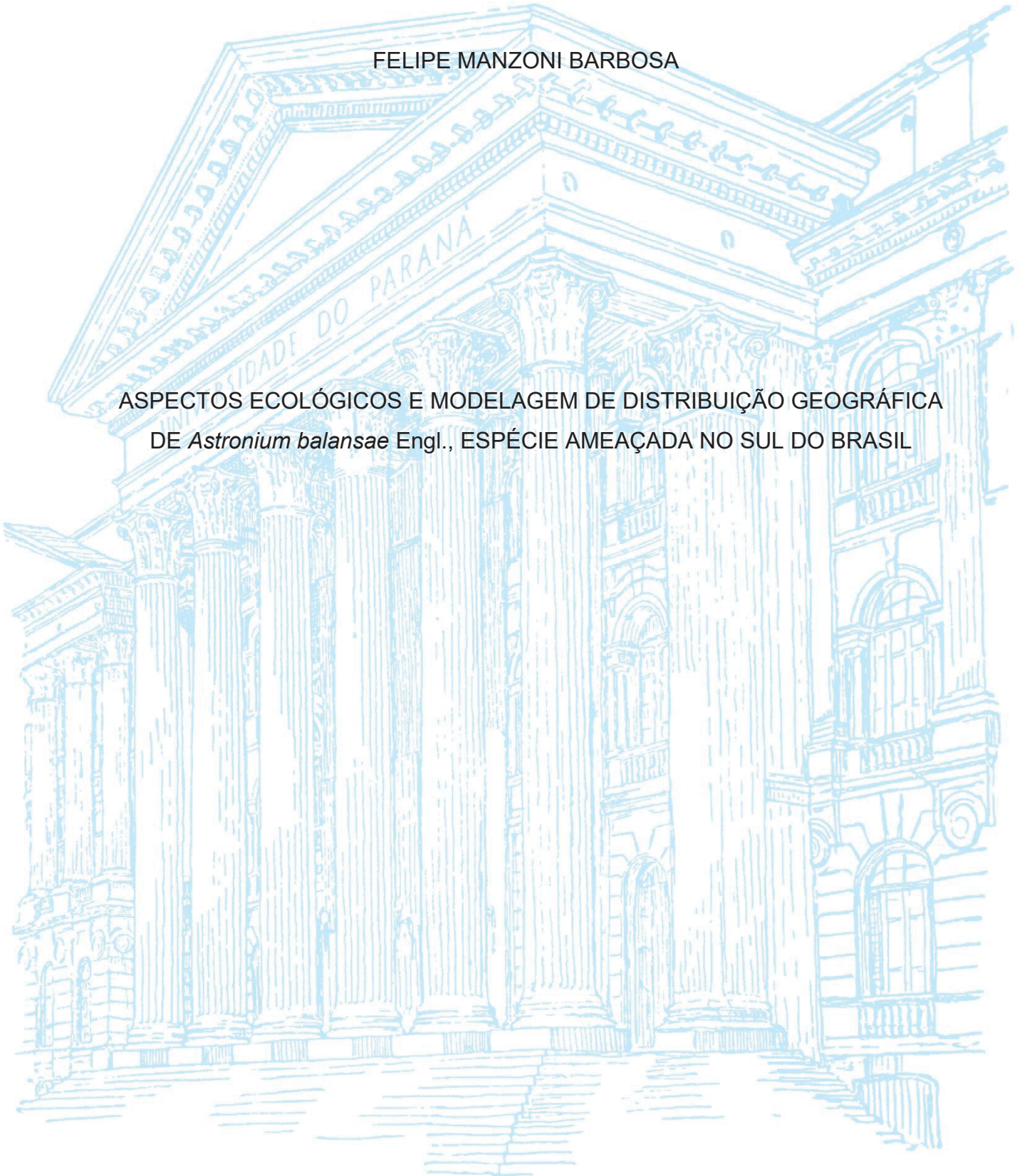
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

FELIPE MANZONI BARBOSA

ASPECTOS ECOLÓGICOS E MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA  
DE *Astronium balansae* Engl., ESPÉCIE AMEAÇADA NO SUL DO BRASIL

CURITIBA

2023



FELIPE MANZONI BARBOSA

ASPECTOS ECOLÓGICOS E MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA  
DE *Astronium balansae* Engl., ESPÉCIE AMEAÇADA NO SUL DO BRASIL

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Engenharia Florestal.

Orientador: Prof. Dr. Christopher Thomas Blum

Coorientadores: Dr. Santiago José Elías Velazco  
Prof. Dr. Marcos Bergmann Carlucci

CURITIBA

2023

Ficha catalográfica elaborada pela  
Biblioteca de Ciências Florestais e da Madeira - UFPR

Barbosa, Felipe Manzoni

Aspectos ecológicos e modelagem de distribuição geográfica de *Astronium balansae* Engl., espécie ameaçada no Sul do Brasil / Felipe Manzoni Barbosa. – Curitiba, 2023.

1 recurso on-line : PDF.

Orientador: Prof. Dr. Christopher Thomas Blum

Coorientadores: Dr. Santiago José Elias Velazco

Prof. Dr. Marcos Bergmann Carlucci

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Defesa: Curitiba, 01/09/2023.

1. Fenologia - Brasil, Sul. 2. Ecologia vegetal - Brasil, Sul. 3. Plantas em extinção. 4. *Astronium balansae*. 5. Recuperação ecológica - Brasil, Sul. I. Blum, Christopher Thomas. II. Velazco, Santiago José Elias. III. Carlucci, Marcos Bergmann. IV. Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias. V. Título.

CDD – 634.9

CDU – 634.0.181.8(816)

Bibliotecária: Berenice Rodrigues Ferreira – CRB 9/1160

## TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação ENGENHARIA FLORESTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **FELIPE MANZONI BARBOSA** intitulada: **Aspectos ecológicos e modelagem de distribuição geográfica de *Astronium balansae* Engl., espécie ameaçada do Sul do Brasil**, sob orientação do Prof. Dr. CHRISTOPHER THOMAS BLUM, que após terem inquirido o aluno e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de doutor está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 01 de Setembro de 2023.

Assinatura Eletrônica

04/09/2023 10:44:43.0

CHRISTOPHER THOMAS BLUM  
Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica

06/09/2023 10:30:25.0

HÉCTOR ALEJANDRO KELLER

Avaliador Externo (UNIVERSIDAD NACIONAL DE MISIONES)

Assinatura Eletrônica

04/09/2023 13:53:01.0

EDUARDO LUÍS HETTWER GIEHL

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA)

Assinatura Eletrônica

04/09/2023 10:17:09.0

JAÇANAN ELOISA DE FREITAS MILANI

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO)

Assinatura Eletrônica

04/09/2023 11:28:23.0

VICTOR PEREIRA ZWIENER

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)



À minha querida cidade de Unistalda e seus lindos “*pau-ferrais*” entremeados aos campos. Com certeza um lugar de paz na terra.

DEDICO

## AGRADECIMENTOS

Esta tese representa o encerramento de um projeto de sete anos. Durante a sua realização, muitas pessoas cruzaram o meu caminho, indivíduos sem os quais esta obra teria sido impossível. Por isso, tenho muitos agradecimentos a expressar.

Aos meus pais, Mári Cleide e Jorge Antonio, pelo apoio incondicional, aos meus irmãos, Murilo e Jô, pela constante presença nos momentos difíceis e pelos momentos de descontração ao longo deste processo, especialmente durante a pandemia. À minha amada Pamela Carvalho, que esteve ao meu lado em todas as etapas desta pesquisa, incluindo as longas jornadas de campo, por todo amor e incentivo. Agradeço também à minha segunda mãe e sogra, Eneida Carvalho, pelo apoio constante.

Aos meus orientadores, Christopher Thomas Blum, Santiago José Elías Velazco e Marcos Bergmann Carlucci, pela paciência e pelos valiosos ensinamentos, pelas minuciosas revisões e correções no manuscrito final. Em particular, agradeço ao Professor Christopher por aceitar orientar-me, confiar no meu trabalho e sempre encorajar-me a buscar a excelência nas atividades acadêmicas. Nossas conversas ao longo do processo foram profundamente significativas.

Ao Santiago Velazco, minhas "*muchísimas gracias*". Os modelos de distribuição da espécie não teriam tomado forma sem o seu apoio e estímulo.

Aos amigos proporcionados pela UFPR, colegas dos Laboratórios de Ecologia e Herbário Florestal. Especialmente à minha amiga Edilaine Duarte, pela convivência e apoio, e à minha colega e irmã de PPG, Kyvia Pontes, pela maravilhosa amizade, parceria e apoio intelectual e emocional nas atividades de pesquisa. Agradeço também ao amigo professor Franklin Galvão, pelas valiosas lições e trocas de conhecimentos.

Aos amigos da UFSM que estiveram comigo em parte do processo, em especial aos professores Ezequiel Gasparin, pelo apoio intelectual e estímulo, ao professor Fabiano Fortes pela motivação e pelas extensas conversas sobre o Cosmos, à minha querida amiga e professora Suelen Aimi pelas discussões sobre ecologia, bem como pelas revisões e sugestões no manuscrito, e ao meu grande amigo professor Luciano Denardi pelas longas conversas sobre fitogeografia, dendrologia, geologia e solos. À professora Maristela Araujo, pelo empréstimo de

equipamentos para as campanhas de campo. Agradeço também ao professor Miguel Durlo pelo estímulo e ensinamentos.

Aos amigos que apoiaram nas atividades de campo, agradeço imensamente, ao Pierre Bellé, Ezequiel, Pablo Nogara, Fabiano e Gabriela Falcão. Agradeço especialmente à minha mãe, que participou de muitas expedições, incentivando-me constantemente a prosseguir e ao meu pai pelo apoio logístico. Também ao Edberto Lima, Pamela, Christopher, Joceane Dornelles e Natan Finger, valiosos parceiros nas avaliações da regeneração natural.

Aos amigos Fernando Pasini e Fernanda Andrade, e suas famílias, por abrirem as portas de suas casas, em Porto Mauá e Porto Vera Cruz, para as coletas em novos locais de ocorrência. Agradeço igualmente à minha amiga Claudine Friedrich, Edson e ao tio Nelson Manzoni, pela assistência no acesso as áreas de ocorrência da espécie em Caibaté, São Miguel da Missões e Bossoroca. Agradeço ainda aos mais de dez pequenos pecuaristas familiares de Unistalda e região, que generosamente permitiram a entrada em suas propriedades para a coleta de dados.

Aos amigos e colegas professores da UFMT, Romulo Môra, Paulo César Flôres, Cyro Favalessa, Jaçanan Milani, Ronaldo Drescher e Geilly Pádua, que me incentivaram a concluir este trabalho.

À Universidade Federal do Paraná e ao programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal, por me proporcionarem a oportunidade de realizar esse doutorado.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa.

Expresso meu profundo agradecimento a tod@s!

*“Existe um prazer nas florestas desconhecidas;  
Um entusiasmo na costa solitária;  
Uma sociedade onde ninguém penetra;  
Pelo mar profundo e música em seu rugir;  
Amo não menos o homem;  
Mas mais a natureza”.*  
(Lord Byron)

*“Nunca tivemos tamanha consciência  
do que estamos fazendo com planeta e  
jamais tivemos tanto o poder para fazer algo  
sobre isso”*  
Sir David Attenborough, 2019

## RESUMO

Compreender o comportamento ecológico de populações naturais de árvores ameaçadas, bem como aspectos sobre sua distribuição, é crucial para subsidiar ações de conservação. *Astronium balansae* é uma Anacardiaceae em perigo de extinção devido à perda de habitat e à extração ilegal de madeira. Sua distribuição abrange áreas de transição entre Floresta Estacional e Campos Sulinos no Brasil, vegetação de Chaco no Paraguai e na Argentina, além da Savana Mesopotâmica. Se distribui de forma isolada em meio a campos, bordas florestais ou formando o dossel da floresta estacional. Assim, a presente tese buscou avaliar a fenologia, padrões de regeneração e de distribuição geográfica de *A. balansae* para subsidiar sua conservação *in situ*. Foi realizado um monitoramento mensal das fenofases reprodutivas e vegetativas de indivíduos adultos masculinos e femininos, em três níveis de competição em relação a posição da árvores: sem competição (isoladas), competição parcial (em borda florestal) e competição total (interior da floresta), ao longo de 24 meses. Utilizou-se estatística circular e correlação com variáveis ambientais para avaliar o comportamento fenológico. A regeneração natural da espécie em áreas campestres foi estudada a partir de bordas florestais que continham matrizes de *A. balansae*. Analisou-se a regeneração sob dois sistemas de manejo pecuário: i) somente bovinos; e ii) bovinos combinados a ovinos. Foram instalados 25 conglomerados de 35 m x 45 m, cada um com 20 parcelas de 5 m x 5 m, avaliando a presença da espécie, altura, estruturas berçário e efeitos de herbivoria. Modelos GAMLSS foram ajustados para altura e abundância de regenerantes em relação ao sistema de manejo e distância da borda, considerando associações. Os modelos de distribuição foram desenvolvidos para o presente e o futuro (1981-2010; 2041-2071; 2071-2100), usando seis algoritmos e três projeções de mudanças climáticas, construídos a partir de 28 variáveis edafoclimáticas. Após o processo de modelagem foi calculada a mudança de uso do solo nas últimas três décadas. O padrão anual de fenofases de *A. balansae* apresentou intensidade semelhante entre as condições de competição. Fotoperíodo e temperatura influenciaram as fenofases, com trocas foliares no fim do inverno e maior expressão das fenofases reprodutivas no verão. A regeneração da espécie é favorecida por diferentes estruturas berçário, especialmente plantas espinhosas e afloramentos rochosos. Regenerantes foram predados por bovinos e ovinos, apresentando maiores alturas em áreas apenas com bovinos. A abundância de regenerantes diminuiu com o distanciamento da borda florestal e também foi menor nas áreas de manejo com bovinos e ovinos. Houve redução no habitat da espécie entre 1991 e 2021. A análise de distribuição futura indicou possível perda de habitat em todos os cenários, porém com menor intensidade até 2041-2070, seguida de considerável redução entre 2071 e 2100, em cenários pessimistas. Nos dois anos de avaliação as fenofases reprodutivas apresentaram expressiva produção, demonstrando adequado potencial reprodutivo da espécie. Entretanto, interações observadas na regeneração mostram vulnerabilidade ao sobre pastoreio. Dada a pressão sobre as populações e seu habitat, é urgente a implantação de áreas de conservação para as regiões de ocorrência da espécie.

Palavras-chave: Autoecologia; Conservação; Fenologia; Dispersão; Anacardiaceae; Campo nativo.

## ABSTRACT

Understanding the ecological behavior of threatened trees populations, as well as aspects of their distribution, is essential for supporting conservation actions. *Astronium balansae* is an endangered Anacardiaceae species, because of habitat loss and illegal timber extraction. Its distribution comprises transition areas between Seasonal Forest and Grasslands (Campos Sulinos) in Brazil, Chaco vegetation in Paraguay and Argentina, and the Mesopotamian Savanna. It occurs with isolated individuals in grasslands, on forest edges or forming the canopy of forest communities. Aiming to support *in situ* conservation, this thesis evaluated the phenology, regeneration patterns, and geographic distribution of *A. balansae*. We conducted a monthly monitoring of reproductive and vegetative of the phenophases of mature male and female individuals, under three levels of competition experienced by the trees: no competition (isolated), partial competition (forest edge), and total competition (forest interior), over two years. Circular statistics and correlation with environmental variables were employed to assess the phenological behavior. The natural regeneration of the species in grassland areas was studied from the forest edges containing *A. balansae* matrices. The sapling recruitment was analyzed under two livestock management systems: i) only cattle; and ii) combination of cattle and sheep. Twenty-five sample clusters of 35 m x 45 m were established, each containing 20 plots of 5 m x 5 m, where we assessed the species presence, height, nurse structures, and herbivory effects. GAMLSS models were fitted for height and sapling abundance in relation to management system and distance from the forest edge, considering associations. Distribution models were developed for present and future scenarios (1981-2010; 2041-2071; 2071-2100), using six algorithms and three climate change projections, based on 28 edaphoclimatic variables. Land use change over the last three decades was calculated after the modelling process. The annual pattern of *A. balansae* phenophases exhibited similar intensity among the different competition conditions. Photoperiod and temperature influenced phenophases, with leaf exchanges at the end of winter and greater expression of reproductive phenophases in summer. The presence of saplings is facilitated by different nurse structures, particularly spiny plants and rocky outcrops. Saplings were grazed by cattle and sheep, being taller in areas with only cattle. Sapling abundance decreased with increasing distance from the forest edge and was also lower in areas managed with cattle and sheep. There was a reduction in the species' habitat between 1991 and 2021. The future distribution analysis indicated a potential habitat loss in all scenarios, but with less intensity until 2041-2070, followed by a notable reduction between 2071 and 2100, in pessimistic scenarios. Reproductive phenophases showed substantial production over the two years of evaluation, demonstrating the species' strong reproductive potential. However, observed interactions in sapling presence indicated vulnerability to overgrazing. Given the pressure on populations and their habitat, there is an urgency to establish conservation areas for the species.

Keywords: Autecology; Conservation; Phenology; Dispersion; Anacardiaceae; grasslands.

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1.1 - LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E DOS EXEMPLARES DE <i>Astronium balansae</i> AVALIADOS NO BIOMA PAMPA, Rio Grande do Sul.....	24
FIGURA 1.2 - PRECIPITAÇÃO, TEMPERATURA, UMIDADE RELATIVA DO AR E FOTOPERÍODO NA ÁREA DE ESTUDO DURANTE OS ANOS DE AVALIAÇÃO DA FENOLOGIA DE <i>Astronium balansae</i> .....	26
FIGURA 1.3 – ÍNDICE DE FOURNIER PARA AS FENOFASES VEGETATIVAS DOS INDIVÍDUOS DE <i>Astronium balansae</i> SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE COMPETIÇÃO EM REGIÃO DE TRANSIÇÃO ENTRE CAMPO E FLORESTA EM DOIS ANOS DE AVALIAÇÃO NO RIO GRANDE DO SUL .....	29
FIGURA 1.4 - ÍNDICE DE FOURNIER PARA A FENOFASE BOTÃO FLORAL DAS ÁRVORES FEMININAS E MASCULINAS DE <i>Astronium balansae</i> SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE COMPETIÇÃO EM REGIÃO DE TRANSIÇÃO ENTRE CAMPO E FLORESTA EM DOIS ANOS DE AVALIAÇÃO NO RIO GRANDE DO SUL .....	30
FIGURA 1.5 - ÍNDICE DE FOURNIER PARA A FENOFASE FLORAÇÃO DAS ÁRVORES FEMININAS E MASCULINAS DE <i>Astronium balansae</i> SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE COMPETIÇÃO EM REGIÃO DE TRANSIÇÃO ENTRE CAMPO E FLORESTA EM DOIS ANOS DE AVALIAÇÃO NO RIO GRANDE DO SUL .....	31
FIGURA 1.6 – ÍNDICE DE FOURNIER PARA FENOFASES FRUTOS IMATUROS E MADUROS DE <i>Astronium balansae</i> SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE COMPETIÇÃO EM REGIÃO DE TRANSIÇÃO ENTRE CAMPO E FLORESTA EM DOIS ANOS DE AVALIAÇÃO NO RIO GRANDE DO SUL .....	32
FIGURA 1.7 – ÍNDICE DE ATIVIDADE PARA AS FENOFASES VEGETATIVAS DE <i>Astronium balansae</i> SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE COMPETIÇÃO EM REGIÃO DE TRANSIÇÃO ENTRE CAMPO E FLORESTA EM DOIS ANOS DE AVALIAÇÃO NO RIO GRANDE DO SUL .....	33

FIGURA 1.8 – ÍNDICE DE ATIVIDADE PARA FENOFASES REPRODUTIVAS DE <i>Astronium balansae</i> SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE COMPETIÇÃO EM REGIÃO DE TRANSIÇÃO ENTRE CAMPO E FLORESTA EM DOIS ANOS DE AVALIAÇÃO NO RIO GRANDE DO SUL .....	34
FIGURA 2.1 – ÁREA DE ESTUDO COM LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS AMOSTRAIS EM REGIÃO DE TRANSIÇÃO ENTRE OS BIOMAS MATA ATLÂNTICA E PAMPA, MUNICÍPIO DE UNISTALDA, RIO GRANDE DO SUL ....	46
FIGURA 2.2 – ABUNDÂNCIA E EFEITO DA HERBIVORIA EM REGENERANTES ESTABELECIDOS E PLÂNTULAS DE <i>Astronium balansae</i> NOS TIPOS DE ASSOCIAÇÕES .....	50
FIGURA 2.3 – ALTURA ABSOLUTAS E MÉDIAS DE REGENERANTES ESTABELECIDOS DE <i>Astronium balansae</i> NOS TIPOS DE ASSOCIAÇÃO E PARA DOIS SISTEMAS DE MANEJO PECUÁRIO .....	52
FIGURA 2.4 – RELAÇÃO ENTRE A ABUNDÂNCIA DE PLÂNTULAS E REGENERANTES ESTABELECIDOS DE <i>Astronium balansae</i> E A DISTÂNCIA DA BORDA FLORESTAL EM DOIS SISTEMAS DE MANEJO PECUÁRIO .....	53
FIGURA 3.1 - ÁREA DE ESTUDO COM AS ECORREGIÕES, PONTOS DE OCORRÊNCIA, E ADEQUABILIDADE AMBIENTAL DE <i>Astronium balansae</i> NA ARGENTINA, BRASIL E PARAGUAI .....	66
FIGURA 3.2 – PERDA DE HABITAT DE <i>Astronium balansae</i> ENTRE OS ANOS 1991 E 2021 NOS PAÍSES DE OCORRÊNCIA NATURAL .....	67
FIGURA 3.3 – DIAGRAMA DE MUDANÇAS NO USO E COBERTURA DO SOLO NA REGIÃO DE DISTRIBUIÇÃO DE <i>Astronium balansae</i> ENTRE 1991 E 2021 .....	69
FIGURA 3.4 – PROJEÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO FUTURA DE <i>Astronium. balansae</i> EM DIFERENTES CENÁRIOS DE CLIMA E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL .....	70
FIGURA 3.5 – ALTERAÇÕES NA EXPOSIÇÃO DE <i>Astronium balansae</i> A MUDANÇA CLIMÁTICA PARA CADA CENÁRIO FUTURO .....	71

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1.1 - ESTATÍSTICA CIRCULAR PARA FENOFASES VEGETATIVAS (BROTAÇÃO, SENESCÊNCIA FOLIAR, FOLHAS ADULTAS, DESFOLHAMENTO) E REPRODUTIVAS (FRUTOS IMATUROS, FRUTOS MADUROS) NOS DOIS ANOS DE AVALIAÇÃO, SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE COMPETIÇÃO, EM REGIÃO DE TRANSIÇÃO ENTRE CAMPO E FLORESTA NO RIO GRANDE DO SUL .....	27
TABELA 1.2 – ESTATÍSTICA CIRCULAR PARA FENOFASES REPRODUTIVAS (BOTÃO FLORAL E FLORAÇÃO) NOS DOIS ANOS DE AVALIAÇÃO, SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE COMPETIÇÃO, EM UMA REGIÃO DE TRANSIÇÃO ENTRE CAMPO E FLORESTA NO RIO GRANDE DO SUL .....	28
TABELA 1.3 – CORRELAÇÃO DE SPEARMAN DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS COM AS FENOFASES VEGETATIVAS BROTAÇÃO, FOLHAS ADULTAS, SENESCÊNCIA FOLIAR, E REPRODUTIVAS FRUTOS IMATUROS, FRUTOS MADUROS, NOS DOIS ANOS DE AVALIAÇÃO, EM TRÊS CONDIÇÕES DE COMPETIÇÃO, EM REGIÃO DE TRANSIÇÃO ENTRE CAMPO E FLORESTA NO RIO GRANDE DO SUL .....	35
TABELA 1.4– CORRELAÇÃO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS COM AS FENOFASES REPRODUTIVAS BOTÃO FLORAL E FLORAÇÃO NOS DOIS ANOS DE AVALIAÇÃO, EM TRÊS CONDIÇÕES DE COMPETIÇÃO EM REGIÃO DE TRANSIÇÃO ENTRE CAMPO E FLORESTA NO RIO GRANDE DO SUL .....	36
TABELA 2.1 – PLANTAS HERBÁCEAS E LENHOSAS ASSOCIADAS AOS REGENERANTES ESTABELECIDOS DE <i>A. balansae</i> .....	51
TABELA 3.1 – ÁREA TOTAL DE DISTRIBUIÇÃO DE <i>Astronium balansae</i> NA ARGENTINA, BRASIL E PARAGUAI E PERDA DE HABITAT EM TRINTA ANOS DE ALTERAÇÕES NO USO E COBERTURA DO SOLO.....	68

## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	16
<b>1 PADRÕES FENOLÓGICOS DA ESPÉCIE AMEAÇADA <i>Astronium balansae</i> Engl. EM MOSAICO DE CAMPO E FLORESTA ESTACIONAL</b> .....	21
1.1 INTRODUÇÃO .....	22
1.2 MATERIAL E MÉTODOS .....	23
1.2.1 Área de estudo .....	23
1.2.2 Coleta de dados fenológicos .....	24
1.3 RESULTADOS .....	26
1.4 DISCUSSÃO .....	37
1.5 CONCLUSÕES .....	40
<b>2 REGENERAÇÃO NATURAL DE <i>Astronium balansae</i> Engl. EM ECÓTONO ENTRE CAMPO E FLORESTA NO SUL DO BRASIL: INFLUÊNCIA DE ESTRUTURAS BERÇÁRIO E DA PECUÁRIA</b> .....	42
2.1 INTRODUÇÃO .....	43
2.2 MATERIAL E MÉTODOS .....	45
2.2.1 Área de estudo .....	45
2.2.2 Delineamento experimental.....	47
2.2.2 Análise de dados.....	48
2.3 RESULTADOS .....	49
2.4 DISCUSSÃO .....	53
2.5 CONCLUSÕES .....	57
<b>3 MUDANÇAS CLIMÁTICAS E PERDA DE HABITAT NA DISTRIBUIÇÃO DE <i>Astronium balansae</i> Engl.</b> .....	58
3.1 INTRODUÇÃO .....	59
3.2 MATERIAL E MÉTODOS .....	60
3.2.1 Área de estudo .....	60
3.2.2 Pontos de ocorrência da espécie e limpeza de dados .....	61
3.2.3 Variáveis ambientais e uso do solo .....	62
3.2.4 Procedimento de modelagem.....	64
3.2.5 Análise dos dados .....	65

3.3 RESULTADOS .....	65
3.4 DISCUSSÃO .....	71
3.5 CONCLUSÃO.....	74
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES .....	75
REFERÊNCIAS.....	77
APÊNDICES .....	93
APÊNDICE 1 – FENOFASES REPRODUTIVAS MASCULINAS, FLORES E BOTÕES FLORAIS. ....	93
APÊNDICE 2 – FENOFASES REPRODUTIVAS FEMININAS, FLORES E BOTÕES FLORAIS.....	94
APÊNDICE 3 – FENOFASES REPRODUTIVAS FEMININAS, FRUTOS IMATUROS E MADUROS. ....	95
APÊNDICE 4 – FENOFASES VEGETATIVAS: A - ENFLOHAMENTO, FOLHAS ADULTAS E SENESCÊNCIA FOLIAR.....	96
APÊNDICE 5 – PARÂMETROS DO MODELO GAMLSS AJUSTADO PARA ALTURAS EM FUNÇÃO DO MANEJO E ESTRUTURAS FACILITADORAS .....	97
APÊNDICE 6 - A - RESÍDUOS; B - WORM PLOT DO MODELO AJUSTADO PARA ALTURAS DAS PLANTAS EM FUNÇÃO DA ESTRUTURA FACILITADORA E SISTEMA DE MANEJO, FAMÍLIA BOXCOX .....	98
APÊNDICE 7 - A COMPARAÇÃO MÚLTIPLA ENTRE AS MÉDIAS DAS ALTURAS DOS REGENERANTES, OS GRUPOS DE ASSOCIAÇÕES E OS SISTEMAS DE MANEJO PELO MÉTODO DE BONFERRONI.....	99
APÊNDICE 8 – PARÂMETROS DO MODELO GAMLSS AJUSTADO PARA ABUNDÂNCIA DE PLÂNTULAS EM FUNÇÃO DO SISTEMA DE MANEJO E DISTÂNCIA DA BORDA.....	99
APÊNDICE 9 - PARÂMETROS DO MODELO GAMLSS AJUSTADO PARA ABUNDÂNCIA DE REGENERANTES ESTABELECIDOS EM FUNÇÃO DO SISTEMA DE MANEJO E DISTÂNCIA DA BORDA .....	100
APÊNDICE 10 - A - RESÍDUOS; B - WORM PLOT DO MODELO AJUSTADO PARA AS PLÂNTULAS, FAMÍLIA WARING .....	101
APÊNDICE 11 – A - RESÍDUOS; B - WORM PLOT DO MODELO AJUSTADO PARA A REGENERAÇÃO ESTABELECIDADA, FAMÍLIA BINOMIAL NEGATIVA II .....	102

<b>APÊNDICE 12 - LEVANTAMENTO DA REGENERAÇÃO NATURAL DE <i>Astronium balansae</i>.....</b>	<b>103</b>
<b>APÊNDICE 13 - BASES DE DADOS DIGITAIS CONTENDO OS PONTOS DE OCORRÊNCIA DE <i>Astronium balansae</i> .....</b>	<b>104</b>
<b>APÊNDICE 14 - VARIÁVEIS CLIMÁTICAS UTILIZADAS COMO PREDITORES NOS MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO DE <i>Astronium balansae</i> .....</b>	<b>104</b>
<b>APÊNDICE 15 - VARIÁVEIS EDÁFICAS UTILIZADAS COMO PREDITORES NOS MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO DE <i>Astronium balansae</i> .....</b>	<b>105</b>
<b>APÊNDICE 16 - VARIÁVEIS GEOMORFOLÓGICAS UTILIZADAS COMO PREDITORES NOS MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO DE <i>Astronium balansae</i> .....</b>	<b>105</b>
<b>APÊNDICE 17 - CLASSIFICAÇÃO DAS CLASSES DE COBERTURA DO SOLO COMO HABITAT E NÃO HABITAT .....</b>	<b>105</b>
<b>APÊNDICE 18 - MÉTRICAS DE DESEMPENHO DOS ALGORITMOS NO PROCESSO DE MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO DE <i>Astronium balansae</i> COM 28 VARIÁVEIS EDAFOCLIMÁTICAS .....</b>	<b>105</b>

## INTRODUÇÃO GERAL

As ações antrópicas despontam como os principais fatores responsáveis pelo agravamento da extinção de espécies e, conseqüentemente, conduzem a uma perda significativa de biodiversidade global (RULL, 2022). Alterações no uso do solo, exploração ilegal de recursos minerais, urbanização acentuada, supressão de florestas e poluição se configuram como ameaças que transcendem o âmbito dos ambientes naturais, ameaçando também a sobrevivência humana (DUDLEY et al., 2020; KEHOE et al., 2017; PESTANA et al., 2022; SONG et al., 2021). Nesse sentido, mudanças no padrão de consumo, bem como nas ações humanas de forma geral, são necessárias para atenuar os impactos acumulados ao longo dos anos (DÍAZ et al., 2019; ISBELL et al., 2022).

Os fatores da perda de biodiversidade quanto aos seus efeitos socioambientais negativos são amplamente conhecidos. No entanto, é a busca insustentável pela produção de bens e riqueza, para abastecer um consumismo desenfreado que é fator determinante das mudanças ambientais. A conversão de áreas naturais, mineração e produção de bens ocorre em prol da manutenção do mercado e das grandes fortunas. Sendo assim, a grande pergunta é, quem se beneficia de todo esse sistema? Qual a importância da manutenção de uma economia forte às custas do empobrecimento da população vulnerável e da perda de biodiversidade? Não se pode ter uma economia forte sob falsas promessas socioambientais.

Atualmente, nos seis biomas brasileiros, os efeitos prejudiciais na biodiversidade estão sendo observados devido ao aumento de áreas para atividade agropecuária e à ausência de iniciativas para sua recuperação (GUERRA et al., 2020; SONG et al., 2021). Considerado um bioma heterogêneo, o Pampa encontra-se no Sul do território brasileiro, assim como em partes da Argentina e do Uruguai, apresenta diferentes fitofisionomias e geomorfologias, com elevada diversidade de espécies (ANDRADE et al., 2023; RAMBO, 1956). Além disso, localizada geograficamente entre os biomas da Mata Atlântica e do Chaco Argentino, a região do Pampa apresenta uma flora peculiar com elementos florísticos distintos de grande valor para a conservação da biodiversidade (IBGE, 2012; MARCHIORI, 2004). Entretanto, o bioma pampa tem sido negligenciado, o que se verifica pela falta de unidades de conservação e de outras áreas protegidas, o que é incompatível com a conservação dos recursos naturais (OLIVEIRA, et al., 2017a; RIBEIRO et al., 2021).

O Pampa registra um alarmante índice de mudança no uso do solo, sendo o segundo bioma mais afetado no Brasil (OLIVEIRA, et al., 2017a). Entre os principais problemas que afetam a biodiversidade desse ecossistema estão a degradação de áreas naturalmente frágeis, como as fisionomias campestres sobre solos arenosos, uso intensivo de herbicidas e pesticidas, uso de fogo e a implantação de plantios florestais não nativos (THOMÁZ, 2010; WELTER, 2015), fatores que prejudicam especialmente as espécies já ameaçadas por outras pressões antrópicas.

A espécie *Astronium balansae* Engl. (Anacardiaceae), popularmente conhecido como pau-ferro-do-sul ou Urunday (CARVALHO, 2003; OYARZABAL et al., 2018), ocorre naturalmente na fronteira da Argentina, Brasil e Paraguai (CARVALHO, 2003) em região de transição entre os campos sulinos (Pampa), Floresta Estacional (Mata Atlântica) (IBGE, 2012) e as fisionomias de Chaco úmido e seco (GIMÉNEZ; MOGLIA, 2003). *A. balansae* é uma espécie arbórea que atinge cerca de 25 m altura e um diâmetro que pode ser superior a 80 cm a 1,3m do solo em idade adulta (CARVALHO, 2003). Possui folhas compostas, alternas, imparipinadas apresenta flores agrupadas no tirso terminal ou panícula lateral, a floração vai de agosto a janeiro com a polinização feita por abelhas, os frutos possuem cerca de 3,5 mm de comprimento e 2,8 mm de largura, com cinco sépalas persistentes formando um diásporo, contendo uma semente por fruto, sendo a dispersão do tipo anemocórica (CARVALHO, 2003).

A espécie é caracterizada como secundária inicial e ocorre na vegetação secundária, destacando-se como dominante na paisagem, formando bosques puros e descontínuos, associada a solos litólicos, mediamente profundos, com textura argilosa (CARVALHO, 2003; BOLIGON et al., 2005). A madeira de *A. balansae* apresenta densidade média de 1,23 g.cm<sup>3</sup> e elevado teor de extrativos, sobretudo, taninos que lhe conferem elevada durabilidade e longevidade (MOGLIA E GIMENEZ 1995; CARVALHO, 2003) Estudos apontam o uso da madeira da espécie desde o século XVII, na região das missões espanholas no Brasil (SCHULZE-HOFER; MARCHIORI, 2010). Devido ao corte e redução dos remanescentes durante o final do século XX (LONGHI, 1987), atualmente a área de ocorrência no Brasil é de cerca de 500 km<sup>2</sup>, o que, segundo os critérios da IUCN a levaram ao status em perigo de extinção (MARTINELLI; MORAES, 2013). Devido ao grau de ameaça e às mudanças constantes no uso do solo, bem como ao uso da madeira para construções e obras no meio rural, iniciativas para a preservação e o aprofundamento do conhecimento da ecologia da espécie são necessários (LUZ et al., 2013).

A pesquisa científica tem importante papel no desenvolvimento de projetos de conservação da biodiversidade, uma vez que a caracterização do ambiente, bem como das espécies que nele habitam, são essenciais para o estabelecimento de dispositivos legais e a criação de unidades de conservação (FONSECA; VENTICINQUE, 2018; OVERBECK et al., 2015), em especial pelo fato de que muitas espécies endêmicas e raras se encontram fora de áreas protegidas (OLIVEIRA, et al., 2017b). Muitas pesquisas já foram realizadas com o intuito de estudar a ecologia e preservar espécies no Brasil (alguns exemplos: BARBOSA et al., 2021; HOFFMANN et al., 2015; MONTAGNA et al., 2018; PINTO et al., 2021; SERNA-GONZÁLEZ et al., 2022; VELAZCO et al., 2023), no entanto, apesar da importância destas iniciativas, devido à extensão do território brasileiro e à diversidade de espécies que permanecem com lacunas de informação, ainda existe grande demanda por estudos sobre espécies raras e ameaçadas.

Estudar a biologia reprodutiva e vegetativa bem como a ecologia de populações de espécies ameaçadas é essencial para subsidiar ações de conservação (VOLIS, 2016; VOLIS; DENG, 2020). Abordagens como estudos de fenologia, da dinâmica de regeneração natural e modelos de distribuição de espécies possibilitam a integração da teoria com a prática, gerando desdobramentos aplicados na conservação de espécies e paisagens (MORELLATO et al., 2016; POZO INOFUENTES; SÄUMEL, 2022; VELAZCO et al., 2023). Como o caso de *A. balansae*, que possui elevada abundância no local de ocorrência, mas está distribuída em uma região reduzida do território (CARVALHO, 2003), tais aspectos tornam suas populações vulneráveis a mudanças e adversidades climáticas (VOLIS; DENG, 2020), o que reforça a necessidade de estudos com a espécie.

A fenologia pode ser aplicada para o entendimento dos efeitos de variáveis bióticas e abióticas no ciclo de vida de plantas, com isso, é possível a determinação de picos de ocorrência de fenofases ao longo dos anos, bem como as correlações entre variáveis bioclimáticas (MORELLATO et al., 2016; ROSENZWEIG et al., 2008). Atualmente estudos aplicando a fenologia podem ser utilizados para avaliar o comportamento das espécies em resposta às mudanças climáticas (MENZEL et al., 2020; ZHAO et al., 2020). Além disso, são estudadas as adaptações na expressão das fenofases em populações de plantas raras (NADARAJAN; PUJARI, 2019; RAMÍREZ; KALLARACKAL, 2021; SCHEFFERS et al., 2016), bem como a influência

da variação da paisagem na manutenção e expressão das fenofases (TUCKER LIMA et al., 2018).

Entender as interações e os padrões da regeneração natural de espécies raras é essencial para assegurar a conservação dessas espécies na natureza (BURGESS et al., 2020). Interações da regeneração natural com fatores bióticos e abióticos visam caracterizar o meio de recrutamento e desenvolvimento dessas espécies frente a pressões do meio como, por exemplo, a pecuária extensiva (BERNARDI et al., 2019; BERNARDI et al., 2016; POZO INOFUENTES; SÄUMEL, 2022). Além disso, é importante entender os efeitos da herbivoria por animais domésticos em plantas nativas com ocorrência restrita (BOBIEC et al., 2011; PELÁEZ et al., 2019).

A modelagem de distribuição de espécies surge como uma técnica promissora na elaboração de estratégias de conservação (RAZGOUR et al., 2018) em ecossistemas e populações de espécies raras (PARK et al., 2022; VELAZCO et al., 2023). Considerada uma abordagem dinâmica, atualmente conta com exemplos e aplicações tanto teóricas quanto práticas, tais como modelagem da futura distribuição da espécie em resposta às mudanças climáticas e uso do solo (VELAZCO et al., 2019), modelagem de locais para transplante e elaboração de futuras áreas de conservação (FERRARINI et al., 2016; VELAZCO et al., 2021), além da modelagem da abundância de espécies em função das condições climáticas futuras (VILLÉN-PERÉZ et al., 2020). Assim, modelos de distribuição de espécies são uma promissora ferramenta para entender a ecologia e a distribuição de espécies ameaçadas (CALAMBÁS-TROCHEZ et al., 2021).

Nesse sentido, abordagens para compreender a autoecologia e distribuição de plantas ameaçadas são importantes para assegurar a continuidade da existência desses seres vivos em nosso planeta. Diante das ameaças atuais e da ausência de estudos sobre a fenologia, dinâmica de regeneração natural distribuição de *Astronium balansae* em seu habitat natural, esta pesquisa teve como objetivo avaliar aspectos da ecologia, os padrões de regeneração e a distribuição geográfica da espécie, visando subsidiar sua conservação *in situ*. A tese está dividida em 3 capítulos, resumidos a seguir.

**Capítulo 1 – PADRÕES FENOLÓGICOS DA ESPÉCIE AMEAÇADA *Astronium balansae* Engl., EM MOSAICO DE CAMPO E FLORESTA ESTACIONAL** descreve a fenologia reprodutiva e vegetativa de *Astronium balansae* em sua área de ocorrência natural, considerando indivíduos masculinos e femininos da espécie em

três condições ambientais: árvores isoladas, árvores em borda e árvores no interior de florestas. Também avalia as correlações das fenofases com variáveis ambientais.

**Capítulo 2 – REGENERAÇÃO NATURAL DE *Astronium balansae* Engl. EM ECÓTONO ENTRE CAMPO E FLORESTA NO SUL DO BRASIL: INFLUÊNCIA DE ESTRUTURAS BERÇÁRIO E DA PECUÁRIA** descreve os processos naturais de colonização de áreas de campo por *A. balansae* a partir da dispersão de propágulos oriundos de árvores matrizes localizadas em bordas florestais em área de transição campo-floresta. Avaliou a influência da distância de dispersão, de sistemas de manejo pecuário e de estruturas facilitadoras “*Nurse plants*” e “*Nurse rocks*” para a colonização de novos ambientes.

**Capítulo 3 – MUDANÇAS CLIMÁTICAS E PERDA DE HABITAT NA DISTRIBUIÇÃO DE *Astronium balansae* Engl.**, descreve modelagem de distribuição atual e futura em função de cenários de mudança climática global. Também descreve os efeitos das mudanças na cobertura e uso dos solos no habitat da espécie nos últimos 30 anos. Por fim, aponta regiões prioritárias para futuras ações de conservação da espécie na natureza.

# 1 PADRÕES FENOLÓGICOS DA ESPÉCIE AMEAÇADA *Astronium balansae* Engl. EM MOSAICO DE CAMPO E FLORESTA ESTACIONAL

## RESUMO

As mudanças climáticas globais e o avanço da degradação ambiental exigem celeridade nos estudos de autoecologia de espécies ameaçadas de extinção, especialmente em relação às respostas às variáveis ambientais em sua área de distribuição natural. Nesse contexto, o objetivo deste estudo é avaliar os padrões fenológicos da espécie em perigo de extinção *Astronium balansae* (pau-ferro-do-sul, Anacardiaceae) e a influência de diferentes condições de competição, em mosaicos de campo e floresta em, Unistalda, Rio Grande do Sul, Brasil. Durante dois anos foram avaliadas as fenofases vegetativas e reprodutivas de indivíduos masculinos e femininos da população em três condições de competição: I) Em competição (floresta), II) Competição parcial (borda de floresta) e III) Sem competição (indivíduos isolados no campo). Foram calculados os índices de Atividade e Intensidade de Fournier e aplicada a estatística circular. Por meio da correlação de Spearman foram analisadas as relações entre as variáveis climáticas (temperaturas mínima, média e máxima, fotoperíodo, umidade relativa), e as fenofases observadas. A espécie tem um padrão sazonal de expressão de todas as fenofases vegetativas e reprodutivas. Apesar de pequenas variações nas datas médias, ao longo dos dois anos a intensidade das fenofases vegetativas foi similar entre as condições avaliadas. As fenofases reprodutivas foram similares no primeiro ano, já no segundo ano as análises circulares indicaram diferenças significativas entre as fenofases reprodutivas, frutos imaturos e frutos maduros, entre os ambientes, assim como na expressão da floração entre os indivíduos masculinos e femininos isolados, no segundo ano. Temperatura e fotoperíodo apresentaram maior correlação com a maioria das fenofases avaliadas. A precipitação apresentou correlação negativa com as flores dos indivíduos masculinos no segundo ano de avaliação. Os padrões fenológicos foram similares entre as condições de competição avaliadas assim, a partição ambiental realizada não é necessária em estudos com essa espécie.

Palavras-chave: Autoecologia. Anacardiaceae. Fenofases vegetativas e reprodutivas. Heterogeneidade ambiental.

## 1.1 INTRODUÇÃO

O estudo da fenologia em plantas busca caracterizar as interações das variáveis ambientais com as oscilações dos ciclos reprodutivo e vegetativo (LIMA; DAMASCENO-JUNIOR, 2020; LIU et al., 2021; MORELLATO et al., 2016). Esta abordagem possui aplicações práticas como caracterizar a biologia reprodutiva, subsidiar a elaboração de calendários de coleta de frutos e sementes, e de planos de conservação de espécies ameaçadas (HOFFMANN et al., 2015; MONTAGNA et al., 2018). A fenologia também permite avaliar o efeito das mudanças climáticas na vegetação (MENZEL et al., 2020; ZHAO et al., 2020).

Apesar de ser uma área multidisciplinar que engloba meteorologia, ecologia e biologia evolutiva (WOLKOVICH et al., 2014), e ser reconhecida pela sua relevância científica, muitas espécies ainda não tiveram seu comportamento fenológico estudado (ILER et al., 2019; MENZEL et al., 2020; MORELLATO et al., 2016; ROSEMARTIN et al., 2014). Por este motivo existe grande demanda para estudos fenológicos de espécies nativas, principalmente no Neotrópico (MORELLATO et al., 2016). Pois, para a elaboração de planos de conservação é necessário conhecer as respostas ecológicas de espécies vegetais em função da paisagem em que se encontram (SERNA-GONZÁLEZ et al., 2022; TUCKER LIMA et al., 2018; WANG et al., 2017).

Gradientes de paisagens propiciam variações de fatores ambientais, como temperatura e precipitação, que podem influenciar a floração, presença de polinizadores, a sincronia e a intensidade de expressão das fenofases em plantas (CAMPANELLA et al., 2020; KUDO, 2016). Os padrões fenológicos também são influenciados por fatores como alterações no uso da terra (KUDO, 2016; LIANG; SCHWARTZ, 2009; TUCKER LIMA et al., 2018), afetando a dinâmica reprodutiva, com indivíduos isolados mostrando variação na floração e frutificação quando comparados aos presentes em formações florestais (MÜLLER et al., 2022; TUCKER LIMA et al., 2018).

A espécie *Astronium balansae* Engl. (Anacardiaceae), conhecida como pau-ferro-do-sul ou urunday, é uma espécie arbórea dióica com ocorrência associada a mosaicos de campos e florestas estacionais (IBGE, 2012), e é atualmente caracterizada como “em perigo de extinção” no Brasil e no Paraguai (LUZ et al., 2013; SEAM, 2018). Trata-se de uma espécie heliófila, que regenera naturalmente em áreas desprovidas de vegetação e ocupa a paisagem de forma monodominante ou

distribuída no interior e bordas de florestas (BOLIGON et al., 2005), bem como isolada em meio ao campo natural. Esse fato propicia que os indivíduos se desenvolvam sob diferentes graus de competição que, em conjunto com variações ambientais, podem influenciar na fenologia da espécie (TUCKER LIMA et al., 2018). Ainda não existem estudos que avaliem a fenologia de *A. balansae* em função da heterogeneidade ambiental em que ocorre, apenas um estudo sobre a caracterização da deposição de serapilheira no Chaco Úmido (PRAUSE et al., 2003).

Diante deste contexto, o objetivo desse estudo foi avaliar os padrões fenológicos de *A. balansae* em diferentes condições de competição, em mosaico de campo e floresta na região fisiográfica das Missões, Unistalda, Rio Grande do Sul, Brasil. Para tanto, procurou-se responder às seguintes questões:

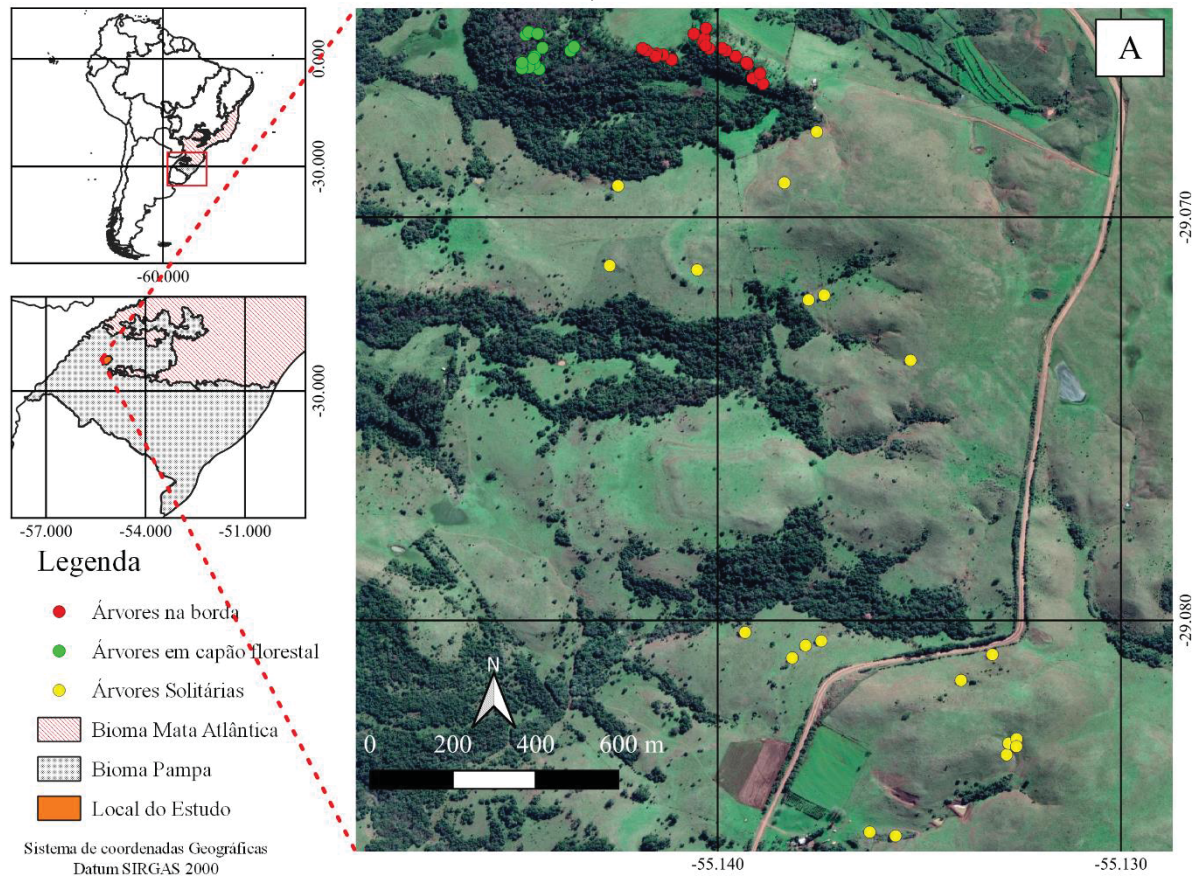
- 1) As fenofases reprodutivas e vegetativas estudadas são sazonais?
- 2) Existe sincronia nas fenofases entre indivíduos masculinos e femininos, e entre os ambientes estudados?
- 3) Os picos de intensidade e de atividade das fenofases vegetativas variam em cada um dos ambientes?
- 4) Quais variáveis ambientais são mais relacionadas às fenofases vegetativas e reprodutivas, considerando indivíduos masculinos e femininos e distintas condições de competição?

## 1.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 1.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no bioma Pampa, em região de transição entre campos e floresta estacional (FIGURA 1.1), localizada no município de Unistalda (-29.076552° S e -55.136505° W), estado do Rio Grande do Sul, Brasil. O clima da região é classificado como Cfa, subtropical úmido, com precipitação média anual de 2.000 mm e temperaturas nos meses mais frios de -3 a 18 °C, de acordo com Köppen (ALVARES et al., 2013). A região possui predominância de solos rasos com afloramentos de basalto da Formação Serra Geral, sendo classificados como Neossolo regolítico distrófico húmbrico ou Neossolo litólico (STRECK et al., 2018).

FIGURA 1.1 - LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E DOS EXEMPLARES DE *Astronium balansae* AVALIADOS NO BIOMA PAMPA, Rio Grande do Sul



FONTE: O AUTOR (2023).

LEGENDA: (A) Aspecto geral da área de estudo com a presença de indivíduos adultos de *A. balansae* em diferentes condições de competição; i) competição total (indivíduos em capão florestal); ii) competição parcial (árvores na borda) e iii) sem competição (Indivíduos isolados).

### 1.2.2 Coleta de dados fenológicos

Para o monitoramento fenológico foram selecionados 56 indivíduos adultos de *Astronium balansae*, em bom estado fitossanitário e semelhantes em altura e diâmetro à altura do peito, distribuídos em três condições distintas de competição, sendo 20 árvores isoladas (SC – sem competição), 20 em borda da floresta (CP – competição parcial) e 16 no centro da floresta (C – competição). Devido a espécie ser dióica foram selecionados 10 indivíduos de cada gênero por condição ambiental em SC e CP e 8 de cada gênero na condição C. A seleção dos indivíduos foi realizada em período de ocorrência das estruturas reprodutivas, entre dezembro e janeiro de 2020, com objetivo de viabilizar a identificação das árvores masculinas e femininas (ver APÊNDICE 1; APÊNDICE 2; APÊNDICE 3 e APÊNDICE 4).

Os indivíduos foram monitorados com periodicidade mensal para caracterizar a fenologia reprodutiva (botão floral, floração, frutos imaturos e frutos maduros) e vegetativa (brotação, folhas adultas e senescência foliar) durante 24 meses (agosto de 2020 até julho de 2022). A sincronia das fenofases entre indivíduos foi determinada pelo índice de atividade, e a avaliação da intensidade das fenofases foi realizada pelo método semiquantitativo, por meio de uma escala intervalar com cinco categorias, sendo: 0 - ausência da fenofase; 1 - intensidade entre 1-25%; 2 - 26-50%; 3 – 51-75%; e 4 - 76-100% (FOURNIER, 1974). O valor obtido foi dividido pelo valor máximo possível (número de indivíduos da espécie multiplicado por quatro) e multiplicado por 100 para ser expresso em valor percentual. Foram aplicadas estatísticas circulares para o índice de intensidade utilizando o *software* R v.4.3.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2023) e o pacote circular (AGOSTINELLI; LUND, 2022). Nesse caso, os meses foram convertidos em ângulos considerando o dia juliano, sendo 0° equivalente ao dia primeiro de janeiro e 360° correspondente à 31 de dezembro.

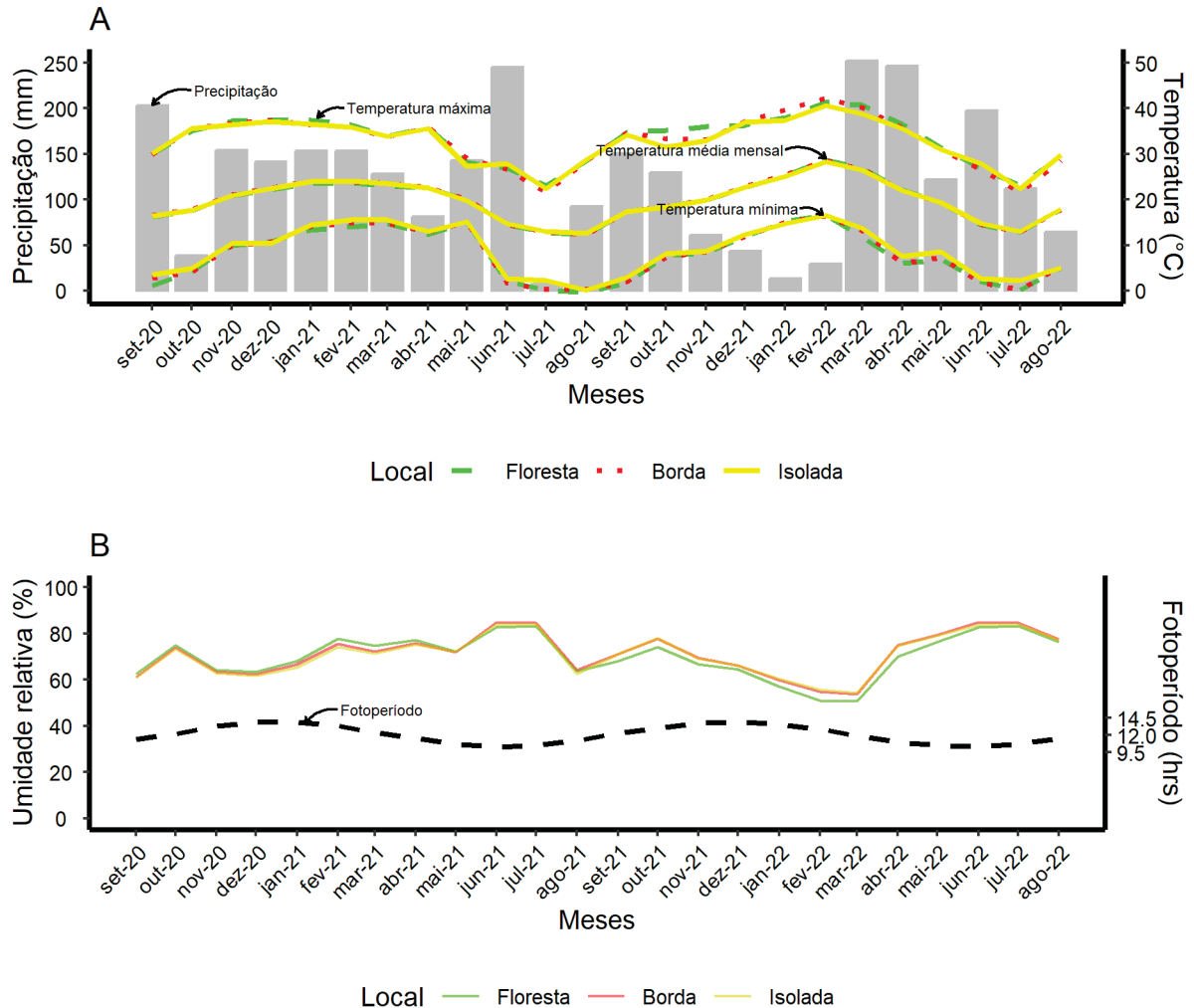
O teste de Rayleigh (z) foi utilizado para testar a significância do ângulo médio, bem como para testar a sazonalidade das fenofases, ao passo que o teste de Watson-Wheeler ( $P < 0,05$ ) foi aplicado para comparar a sincronia do comportamento fenológico nos diferentes ambientes de avaliação para as seguintes fenofases: brotação, folhas adultas, senescência foliar, frutos imaturos e frutos maduros. Para entender se existem diferenças na expressão dos botões florais e floração entre os indivíduos masculinos e femininos em cada ambiente foi adotado o mesmo procedimento anteriormente citado para as demais fenofases.

Em cada ambiente de avaliação foi instalado um *data logger* com sensores de temperatura e umidade relativa no interior da copa de um dos indivíduos monitorados, a uma altura de cerca de 7 m do solo. Os dados obtidos foram utilizados para o cálculo da umidade relativa média e das temperaturas média, mínima e máxima mensais (°C). Os valores de precipitação acumulada mensal (mm) foram obtidos a partir da estação meteorológica do município de Unistalda, pertencente à Secretaria Municipal da Agricultura. O cálculo do fotoperíodo foi realizado com o uso do pacote do R *meteor* (HIJMANS, 2019), onde se considera a latitude do local de estudo e o dia juliano, com isso se obtém o comprimento do dia em horas. Para avaliar a correlação das variáveis climáticas com as fenofases foi utilizada a correlação de Spearman no *software* R.

A precipitação foi diferente entre os dois anos de avaliação, pois no segundo ano houve redução do acumulado da precipitação nos meses de verão (dezembro a

março). As temperaturas entre os ambientes avaliados foram similares bem como a umidade relativa (FIGURA 1.2 - A e B).

FIGURA 1.2 - PRECIPITAÇÃO, TEMPERATURA, UMIDADE RELATIVA DO AR E FOTOPERÍODO NA ÁREA DE ESTUDO DURANTE OS ANOS DE AVALIAÇÃO DA FENOLOGIA DE *Astronium balansae*



FONTE: O AUTOR (2023).

LEGENDA: (A) As barras representam a precipitação acumulada mensal para todas as áreas; as linhas a temperatura máxima mensal, temperatura média mensal e temperatura mínima mensal, em cada uma das áreas estudadas. (B) Umidade relativa média mensal nas três áreas e fotoperíodo para a região de estudo.

### 1.3 RESULTADOS

Todas as fenofases vegetativas e reprodutivas foram sazonais (Rayleigh,  $P < 0,05$ ), bem como todas apresentaram ângulo médio significativo, independente do ambiente e gênero (Watson-Williams,  $P < 0,05$ ). As datas médias de cada fenofase foram similares ocorrendo no mesmo mês para as diferentes condições de

competição, exceto para os frutos imaturos em janeiro e fevereiro no primeiro ano e folhas adultas e frutos maduros e imaturos no segundo (TABELA 1.1). Houve sincronia das fenofases entre os ambientes, exceto para os frutos imaturos e maduros no segundo ano de avaliação. As árvores femininas e masculinas isoladas diferiram na expressão da floração no segundo ano (TABELA 1.2), de acordo com o teste de Watson-Wheeler ( $P < 0,05$ ).

TABELA 1.1 - ESTATÍSTICA CIRCULAR PARA FENOFASES VEGETATIVAS (BROTAÇÃO, SENESCÊNCIA FOLIAR, FOLHAS ADULTAS, DESFOLHAMENTO) E REPRODUTIVAS (FRUTOS IMATUROS, FRUTOS MADUROS) NOS DOIS ANOS DE AVALIAÇÃO, SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE COMPETIÇÃO, EM REGIÃO DE TRANSIÇÃO ENTRE CAMPO E FLORESTA NO RIO GRANDE DO SUL

Ano	Fenofase	Condição	$\mu$	Data média	SD	$r$	N	Z*	Watson*	Watson Wheeler
1	Brotação	Floresta	301.8°	02/nov	10.04°	0.98	102	98.92	6.40	
		Borda	304.2°	05/nov	24.14°	0.92	119	99.64	5.30	2.99 <sup>ns</sup>
		Isolada	303.7°	04/nov	26,00°	0.90	115	93.60	4.80	
	Folhas adultas	Floresta	66.5°	08/mar	97.35°	0.24	849	47.34	0.90	
		Borda	84°	26/mar	113.23°	0.14	937	18.86	0.90	7.56 <sup>ns</sup>
		Isolada	77.2°	19/mar	102.75°	0.20	880	35.30	0.90	
	Senescência foliar	Floresta	221.5°	13/ago	48.86°	0.70	180	86.99	1.00	
		Borda	229.6°	21/ago	51.46°	0.67	170	75.87	1.10	7.01 <sup>ns</sup>
		Isolada	230.8°	22/ago	46.89°	0.72	197	100.82	1.60	
	Frutos Imaturos	Floresta	26.7°	28/jan	23.75°	0.92	94	79.17	4.50	
		Borda	36.1°	07/fev	7.89°	0.99	61	59.85	4.10	7.97 <sup>ns</sup>
		Isolada	36°	07/fev	25.75°	0.90	50	40.86	1.90	
	Fruto Maduro	Floresta	64.2°	06/mar	28.13°	0.89	75	58.93	1.70	
		Borda	66.5°	08/mar	14.68°	0.97	32	29.97	1.30	3.39 <sup>ns</sup>
		Isolada	70°	12/mar	0°	1.00	5	5.00	0.00	
2	Brotação	Floresta	284.5°	17/out	50.20°	0.68	169	78.44	3.10	
		Borda	283.7°	16/out	45.57°	0.73	156	82.87	3.80	13.92 <sup>ns</sup>
		Isolada	283.7°	16/out	77.29°	0.40	195	31.60	3.20	
	Folhas Adultas	Floresta	83.7°	27/mar	108.57°	0.17	998	27.53	0.90	
		Borda	90.5°	03/abr	109.40°	0.16	1008	26.30	1.00	0.49 <sup>ns</sup>
		Isolada	87.5°	31/mar	107.65°	0.17	996	29.19	1.00	
	Senescência foliar	Floresta	225.4°	18/ago	36.58°	0.82	56	37.25	0.60	
		Borda	230.6°	23/ago	40.22°	0.78	101	61.70	0.50	8.84 <sup>ns</sup>
		Isolada	234.3°	27/ago	37.97°	0.80	117	75.42	0.60	
	Frutos Imaturos	Floresta	19.2°	20/jan	23.75°	0.92	85	71.59	1.60	
		Borda	24.9°	26/jan	26.23°	0.90	135	109.48	2.10	28.63 <sup>***</sup>
		Isolada	40.6°	11/fev	23.21°	0.92	140	118.81	2.40	
	Frutos Maduros	Floresta	44.1°	15/fev	19.65°	0.94	64	56.90	1.10	
		Borda	45.3°	16/fev	23.53°	0.92	64	54.07	1.00	29.16 <sup>***</sup>
		Isolada	64.4°	07/mar	14.36°	0.97	52	48.84	0.00	

FONTE: O AUTOR (2023).

LEGENDA:  $\mu$  = Ângulo de expressão da fenofase, SD = desvio padrão angular,  $r$  = comprimento do vetor médio, N, número de observações para cada fenofase, \* $P$  valor < 0.01, (Z) teste de Rayleigh.

TABELA 1.2 – ESTATÍSTICA CIRCULAR PARA FENOFASES REPRODUTIVAS (BOTÃO FLORAL E FLORAÇÃO) NOS DOIS ANOS DE AVALIAÇÃO, SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE COMPETIÇÃO, EM UMA REGIÃO DE TRANSIÇÃO ENTRE CAMPO E FLORESTA NO RIO GRANDE DO SUL

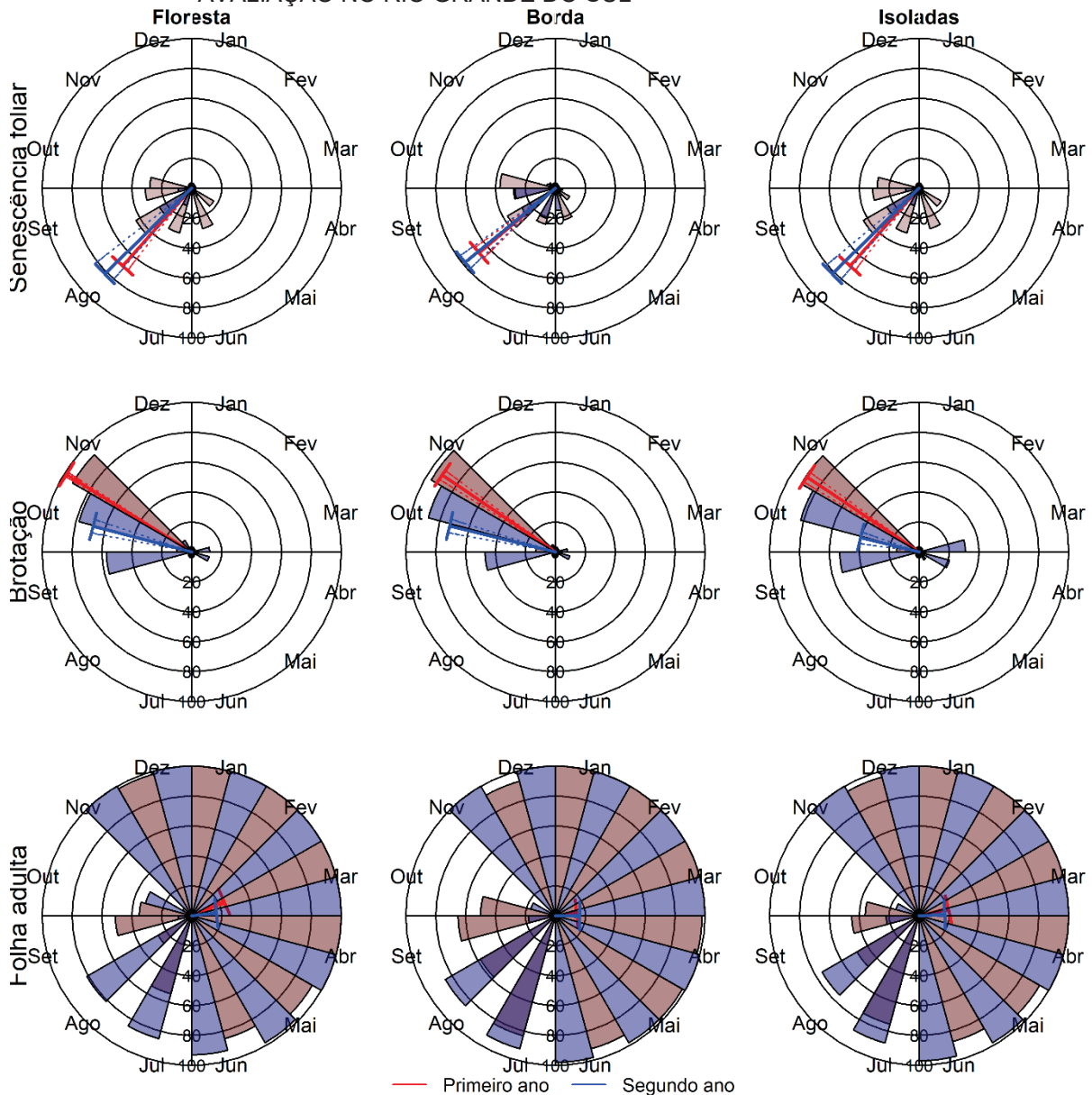
Fenofase	Ano	Condição	Gênero	$\mu$	Data média	SD	$r$	N	Z*	watson*	Watson Wheeler	
Botão Floral	1	Floresta	feminino	346.5	17/dez	36.96	0.81	126	83.12	2.4	2.5 <sup>ns</sup>	
			masculino	350.8	22/dez	21.99	0.93	120	103.56	2.9		
		Borda	feminino	357.5	28/dez	30.57	0.87	78	58.68	1.8		0.01 <sup>ns</sup>
			masculino	355.3	26/dez	23.81	0.92	117	98.45	2.6		
		Isolada	feminino	8.2	09/jan	49.1	0.69	93	44.63	1.4		7.23 <sup>ns</sup>
			masculino	353.8	25/dez	25.73	0.9	112	91.54	1.9		
	2	Floresta	feminino	2.3	03/jan	30.85	0.87	87	65.1	1.6	1.88 <sup>ns</sup>	
			masculino	8.3	09/jan	37.28	0.81	85	55.67	1.3		
		Borda	feminino	2.5	04/jan	25.09	0.91	99	81.72	1.9	0.23 <sup>ns</sup>	
			masculino	3	04/jan	28.8	0.88	134	104.07	2.1		
		Isolada	feminino	15.8	17/jan	26.81	0.9	106	85.15	1.4	4.13 <sup>ns</sup>	
			masculino	11.5	13/jan	34.67	0.83	139	96.38	0.9		
Floração	1	Floresta	feminino	357.4	28/dez	25.8	0.9	80	65.32	3	0.44 <sup>ns</sup>	
			masculino	357.7	29/dez	19.58	0.94	80	71.18	3.2		
		Borda	feminino	12.5	14/jan	30.78	0.87	33	24.73	1.5		4.5 <sup>ns</sup>
			masculino	359.8	31/dez	26.13	0.9	33	26.8	0.9		
		Isolada	feminino	22.3	24/jan	45.27	0.73	71	38.04	1.6		2.3 <sup>ns</sup>
			masculino	7.7	09/jan	36.07	0.82	61	41.04	0.6		
	2	Floresta	feminino	8.5	10/jan	29.58	0.88	76	58.22	1.1	0.39 <sup>ns</sup>	
			masculino	11.4	13/jan	31.61	0.86	110	81.14	1.7		
		Borda	feminino	14	15/jan	22.92	0.92	71	60.5	1.1	0.06 <sup>ns</sup>	
			masculino	13.6	15/jan	28.53	0.88	90	70.23	1.3		
		Isolada	feminino	20.2	21/jan	25.11	0.91	100	82.52	1.1	18.63 <sup>***</sup>	
			masculino	25.9	27/jan	29.04	0.88	126	97.46	1.6		

FONTE: O AUTOR (2023).

LEGENDA:  $\mu$  = Ângulo de expressão da fenofase, SD = desvio padrão angular,  $r$  = comprimento do vetor médio, N, número de observações para cada fenofase, \* $P$  valor < 0.01, (Z) teste de Rayleigh

A data média para a senescência foliar ocorreu no mês de agosto nos três ambientes estudados, nos dois anos de avaliação (FIGURA 1.3). A brotação ocorreu entre os meses de setembro e novembro, com data média em novembro no primeiro ano e em outubro no segundo ano (FIGURA 1.3). As folhas adultas apresentaram comprimento do vetor médio < 0,3 em todas as áreas e anos de avaliação, com ocorrência de novembro até meados de agosto e a senescência coincidiu com as brotações em sequência (FIGURA 1.3).

FIGURA 1.3 – ÍNDICE DE FOURNIER PARA AS FENOFASES VEGETATIVAS DOS INDIVÍDUOS DE *Astronium balansae* SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE COMPETIÇÃO EM REGIÃO DE TRANSIÇÃO ENTRE CAMPO E FLORESTA EM DOIS ANOS DE AVALIAÇÃO NO RIO GRANDE DO SUL

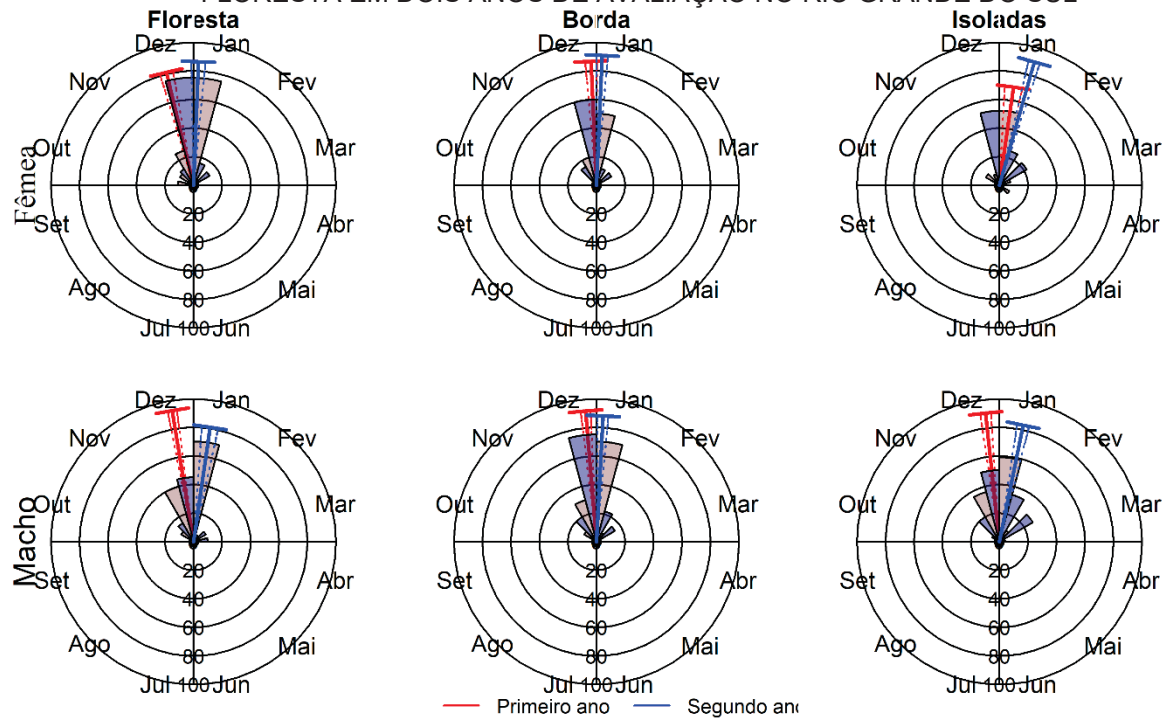


FONTE: O AUTOR (2023).

LEGENDA: Cada conjunto de três gráficos representa uma fenofase, da esquerda para a direita Floresta, Borda e Isoladas. Os vetores vermelhos e azuis representam o primeiro e segundo ano de avaliação respectivamente.

A data média de intensidade dos botões florais teve início em dezembro nas árvores femininas sob competição total e parcial, e em janeiro para as sem competição, no primeiro ano. Já no segundo ano foram registados em janeiro, ao passo que, para as árvores masculinas, a data média de intensidade foi em dezembro em todos os ambientes no primeiro ano, e em janeiro no segundo ano (FIGURA 1.4).

FIGURA 1.4 - ÍNDICE DE FOURNIER PARA A FENOFASE BOTÃO FLORAL DAS ÁRVORES FEMININAS E MASCULINAS DE *Astronium balansae* SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE COMPETIÇÃO EM REGIÃO DE TRANSIÇÃO ENTRE CAMPO E FLORESTA EM DOIS ANOS DE AVALIAÇÃO NO RIO GRANDE DO SUL

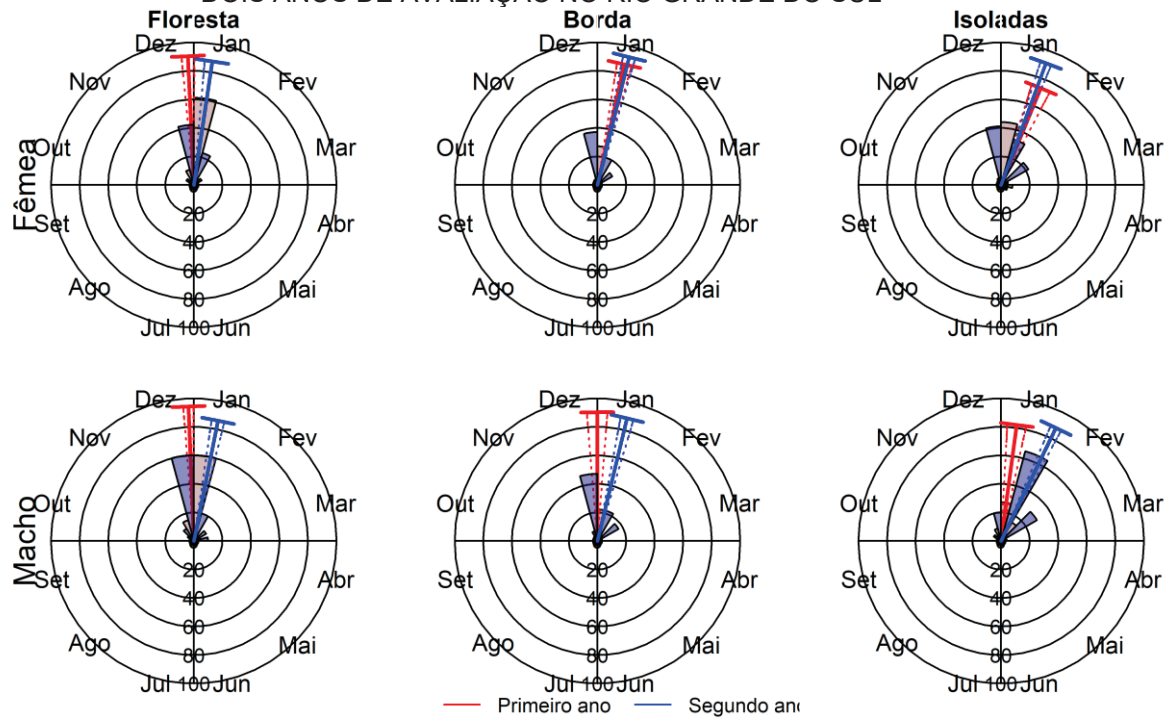


FONTE: O AUTOR (2023).

LEGENDA: Cada conjunto de três gráficos representa uma fenofase, da esquerda para a direita Floresta, Borda e Isoladas. Os vetores vermelhos e azuis representam o primeiro e segundo ano de avaliação respectivamente.

Para floração das árvores femininas foi registrada data média de intensidade em dezembro na condição sob competição total e em janeiro nas condições de competição parcial e sem competição no primeiro ano. No segundo ano, todas as árvores femininas tiveram floração em janeiro. Para as árvores masculinas a data média foi em dezembro naquelas sob competição total e parcial, e em janeiro para as sem competição, no primeiro ano. No segundo ano todos os indivíduos masculinos tiveram data média de intensidade registradas em janeiro (FIGURA 1.5).

FIGURA 1.5 - ÍNDICE DE FOURNIER PARA A FENOFASE FLORAÇÃO DAS ÁRVORES FEMININAS E MASCULINAS DE *Astronium balansae* SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE COMPETIÇÃO EM REGIÃO DE TRANSIÇÃO ENTRE CAMPO E FLORESTA EM DOIS ANOS DE AVALIAÇÃO NO RIO GRANDE DO SUL

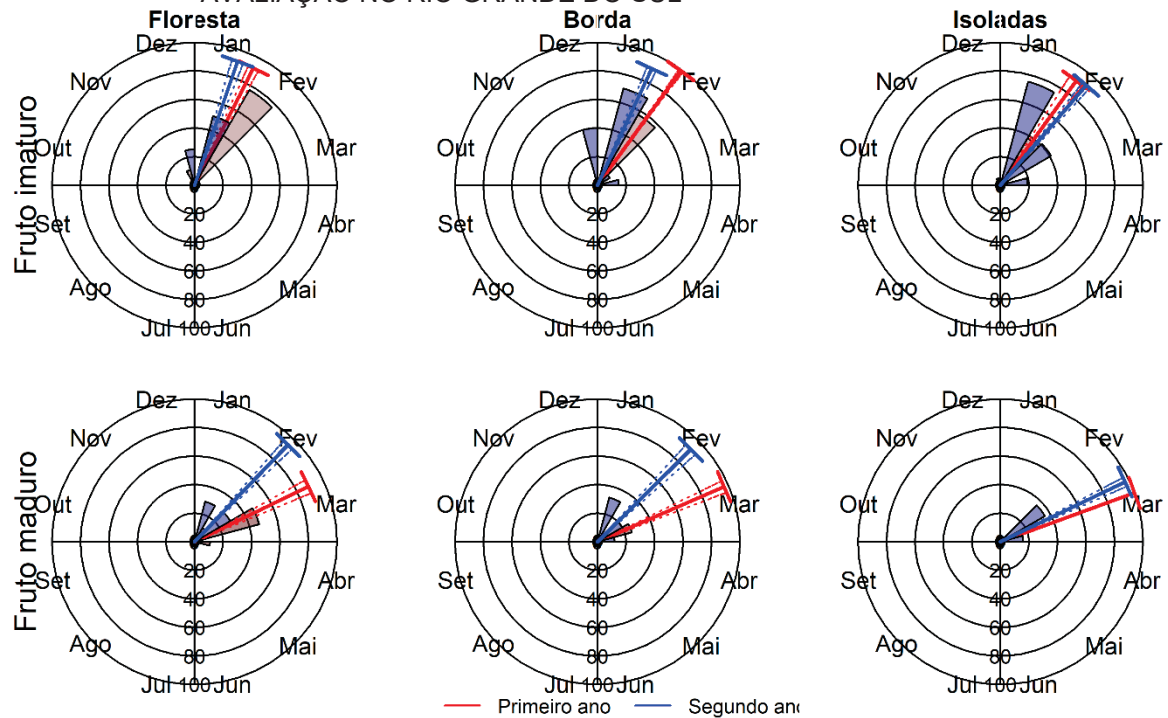


FONTE: O AUTOR (2023).

LEGENDA: Cada conjunto de três gráficos representa uma fenofase, da esquerda para a direita Floresta, Borda e Isoladas. Os vetores vermelhos e azuis representam o primeiro e segundo ano de avaliação respectivamente.

Os frutos imaturos foram observados de dezembro a fevereiro nos três ambientes, com antecipação para as árvores sob competição total em ambos os anos (FIGURA 1.6). A presença de frutos maduros foi verificada de janeiro a março, com data média de intensidade em março do primeiro ano nos três ambientes, e com antecipação da data média em fevereiro nas árvores da floresta e borda florestal, durante o segundo ano (FIGURA 1.6).

FIGURA 1.6 – ÍNDICE DE FOURNIER PARA FENOFASES FRUTOS IMATUROS E MADUROS DE *Astronium balansae* SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE COMPETIÇÃO EM REGIÃO DE TRANSIÇÃO ENTRE CAMPO E FLORESTA EM DOIS ANOS DE AVALIAÇÃO NO RIO GRANDE DO SUL

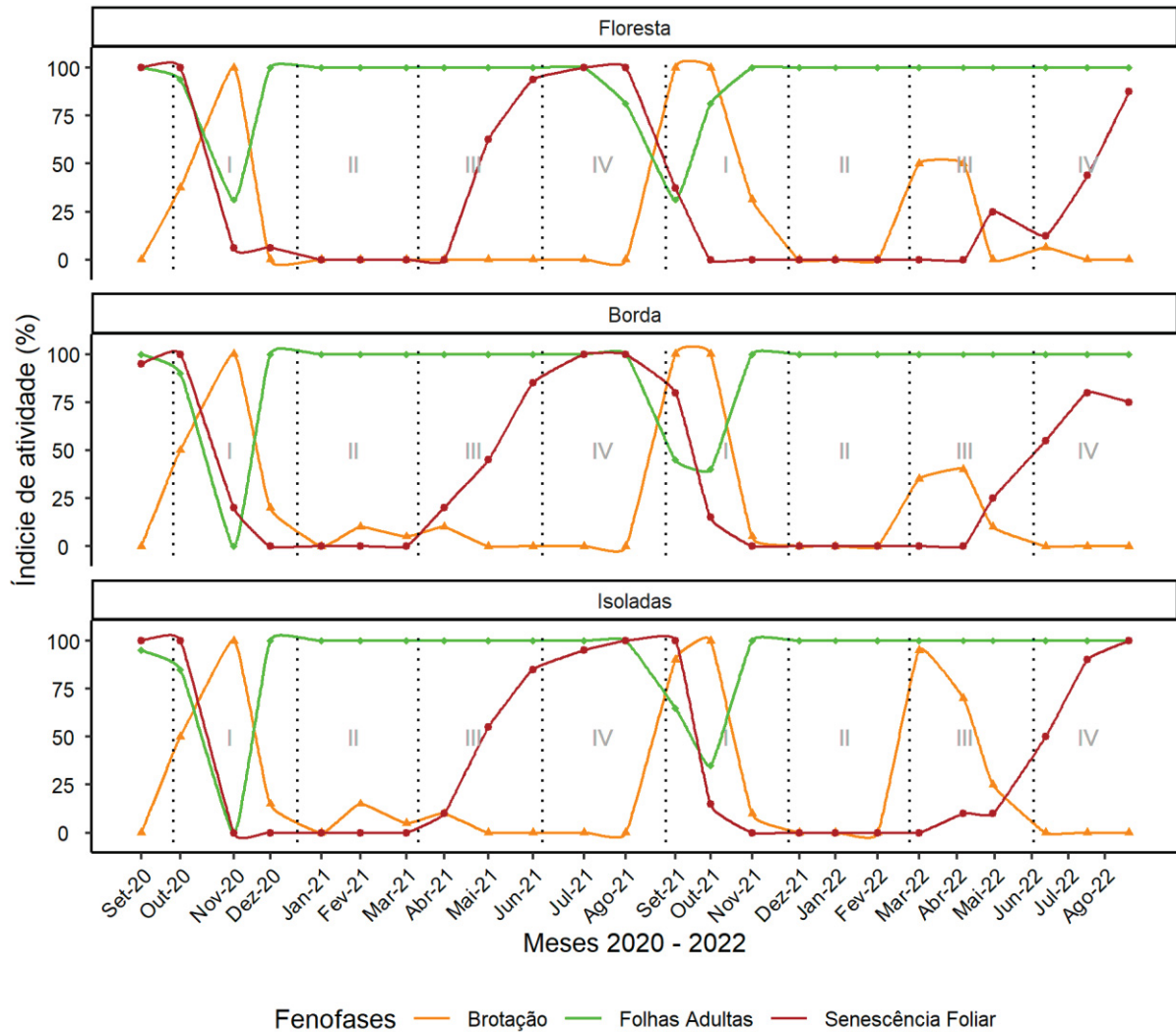


FONTE: O AUTOR (2023).

LEGENDA: Cada conjunto de três gráficos representa uma fenofase, da esquerda para a direita Floresta, Borda e Isoladas. Os vetores vermelhos e azuis representam o primeiro e segundo ano de avaliação respectivamente.

A atividade das árvores avaliadas para as fenofases vegetativas apresenta padrão similar nos dois anos de avaliação, assim como entre as condições de competição (FIGURA 1.7). No primeiro ano em todos os indivíduos do ambiente florestal a menor expressão das folhas adultas foi em novembro, bem como no segundo ano o mínimo de expressão dessa fenofase foi em outubro, mas nem todas os indivíduos perderam as folhas. Ocorreram três picos da atividade de brotação dos indivíduos nos dois anos de avaliação, nas três condições avaliadas, duas vezes nos meses de setembro e outubro, ao final do inverno e uma vez entre os meses de março e abril de 2022 com maior número de árvores isoladas expressando a fenofase (FIGURA 1.7).

FIGURA 1.7 – ÍNDICE DE ATIVIDADE PARA AS FENOFASES VEGETATIVAS DE *Astronium balansae* SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE COMPETIÇÃO EM REGIÃO DE TRANSIÇÃO ENTRE CAMPO E FLORESTA EM DOIS ANOS DE AVALIAÇÃO NO RIO GRANDE DO SUL

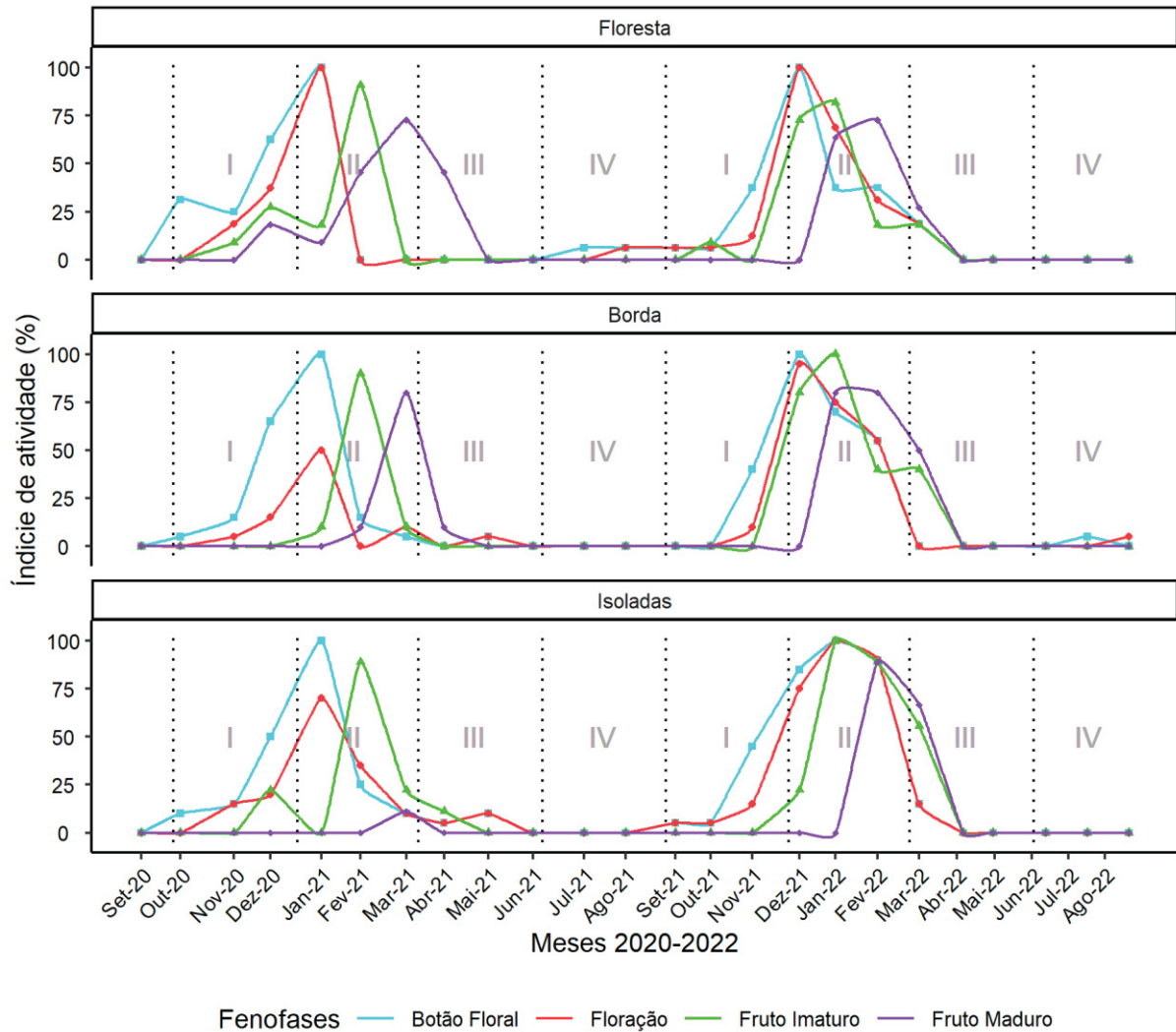


FONTE: O AUTOR (2023).

LEGENDA: Os números romanos representam as estações do ano sendo: I – Primavera, II – Verão, III – Outono e IV – Inverno.

A atividade de fenofases reprodutivas foi expressa em dois períodos ao longo dos anos de avaliação. O início dos botões florais ocorreu em outubro nos três ambientes. O número máximo de árvores apresentando a fenofase de floração coincidiu com o pico de árvores em botão floral, observado em janeiro no primeiro ano. Nos meses subsequentes, ocorreu a expressão dos frutos imaturos e maduros, com baixa atividade nas árvores isoladas. No segundo ano, foi observado um padrão similar entre as condições de competição avaliadas (FIGURA 1.8).

FIGURA 1.8 – ÍNDICE DE ATIVIDADE PARA FENOFASES REPRODUTIVAS DE *Astronium balansae* SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE COMPETIÇÃO EM REGIÃO DE TRANSIÇÃO ENTRE CAMPO E FLORESTA EM DOIS ANOS DE AVALIAÇÃO NO RIO GRANDE DO SUL



FONTE: O AUTOR (2023).

LEGENDA: Os números romanos representam as estações do ano sendo: I – Primavera, II – Verão, III – Outono e IV – Inverno.

A senescência foliar ocorreu em períodos de menor temperatura e fotoperíodo, apresentando correlação negativa com essas variáveis climáticas nos três ambientes. Por outro lado, essa fenofase não foi influenciada pela precipitação. A brotação das árvores isoladas e de borda florestal foi correlacionada com a temperatura máxima mensal no primeiro ano, bem como com a precipitação no segundo ano, em todos os ambientes. As folhas adultas apresentaram correlação positiva com as temperaturas média e mínima mensal em todos os ambientes nos dois anos de avaliação. No

segundo ano essa fenofase também foi correlacionada de forma positiva com a temperatura máxima mensal e negativamente com a umidade relativa (TABELA 1.3).

TABELA 1.3 – CORRELAÇÃO DE SPEARMAN DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS COM AS FENOFASES VEGETATIVAS BROTAÇÃO, FOLHAS ADULTAS, SENESCÊNCIA FOLIAR, E REPRODUTIVAS FRUTOS IMATUROS, FRUTOS MADUROS, NOS DOIS ANOS DE AVALIAÇÃO, EM TRÊS CONDIÇÕES DE COMPETIÇÃO, EM REGIÃO DE TRANSIÇÃO ENTRE CAMPO E FLORESTA NO RIO GRANDE DO SUL

Ano	Variáveis	Fenofases					
		Condição	Brotação	Folhas adultas	Senescência foliar	Frutos imaturos	Frutos maduros
1	Precipitação	Floresta	-0.022	-0.018	-0.104	0.312	-0.137
		Borda	-0.168	0.064	-0.232	0.147	-0.174
		Isolada	-0.142	-0.053	-0.181	-0.138	-0.131
	Fotoperíodo	Floresta	0.204	0.384	-0.691**	0.807**	0.594**
		Borda	0.557	0.335	-0.704**	0.580**	0.266
		Isolada	0.568	0.356	-0.725**	0.501	0.131
	Temperatura Média	Floresta	-0.054	0.769**	-0.963**	0.649**	0.825**
		Borda	0.374	0.730**	-0.882**	0.746**	0.588**
		Isolada	0.438	0.719**	-0.841**	0.688**	0.306
	Temperatura Mínima Mensal	Floresta	-0.124	0.719**	-0.827**	0.341	0.633**
		Borda	0.224	0.727**	-0.714**	0.594**	0.542
		Isolada	0.313	0.681**	-0.748**	0.614**	0.481
	Temperatura Máxima Mensal	Floresta	0.274	0.324	-0.684**	0.782**	0.520
		Borda	0.718**	0.159	-0.636**	0.249	0.165
		Isolada	0.669**	0.210	-0.653**	0.425	-0.044
	Umidade Relativa (%)	Floresta	-0.086	0.288	-0.147	-0.187	0.113
		Borda	-0.120	0.254	0.050	0.111	0.330
		Isolada	-0.060	0.242	0.007	0.038	-0.044
2	Precipitação	Floresta	0.692**	-0.280	0.125	-0.446	-0.345
		Borda	0.631**	-0.262	0.254	-0.449	-0.349
		Isolada	0.638**	-0.273	0.371	-0.466	0.011
	Fotoperíodo	Floresta	0.060	0.347	-0.608**	0.641**	0.276
		Borda	0.011	0.329	-0.509	0.549	0.285
		Isolada	0.026	0.332	-0.568	0.483	0.075
	Temperatura Média	Floresta	-0.123	0.817**	-0.780**	0.739**	0.746**
		Borda	-0.037	0.789**	-0.875**	0.766**	0.734**
		Isolada	-0.015	0.803**	-0.877**	0.816**	0.650**
	Temperatura Mínima Mensal	Floresta	-0.217	0.735**	-0.795**	0.832**	0.714**
		Borda	-0.101	0.696**	-0.815**	0.782**	0.753**
		Isolada	-0.063	0.713**	-0.892**	0.832**	0.591**
	Temperatura Máxima Mensal	Floresta	0.097	0.735**	-0.827**	0.715**	0.746**
		Borda	0.131	0.610**	-0.707**	0.766**	0.734**
		Isolada	0.116	0.679**	-0.742**	0.816**	0.650**
	Umidade Relativa (%)	Floresta	-0.090	-0.642**	0.710**	-0.739**	-0.732**
		Borda	0.007	-0.658**	0.677**	-0.774**	-0.725**
		Isolada	-0.037	-0.672**	0.732**	-0.807**	-0.640**

FONTE: O AUTOR (2023).

LEGENDA: \*\* = correlação significativa  $P < 0,05\%$ .

Os frutos imaturos na floresta e borda florestal tiveram correlação positiva com o fotoperíodo durante o primeiro ano, em que esta correlação se repetiu somente com as árvores da floresta no segundo ano. A temperatura média foi positivamente

correlacionada com esta fenofase em todos os ambientes e anos. No segundo ano a umidade relativa foi negativamente correlacionada com os frutos imaturos. Os frutos maduros apresentaram o mesmo padrão de correlações que os imaturos, exceto pelo fato de que no primeiro ano as árvores isoladas não tiveram correlação com a temperatura média (TABELA 1.3).

A produção de botões florais foi influenciada positivamente pelo fotoperíodo em todos os ambientes e anos de avaliação. A temperatura também influenciou positivamente na expressão dessas duas fenofases. A precipitação e a umidade relativa apresentaram correlação negativa com flores de árvores masculinas no segundo ano, bem como para as flores de árvores femininas da floresta no primeiro ano (TABELA 1.4).

TABELA 1.4– CORRELAÇÃO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS COM AS FENOFASES REPRODUTIVAS BOTÃO FLORAL E FLORAÇÃO NOS DOIS ANOS DE AVALIAÇÃO, EM TRÊS CONDIÇÕES DE COMPETIÇÃO EM REGIÃO DE TRANSIÇÃO ENTRE CAMPO E FLORESTA NO RIO GRANDE DO SUL

Ano	Gênero	Variáveis	Fenofases					
			Floresta		Borda		Isoladas	
			Botão Floral	Floração	Botão Floral	Floração	Botão Floral	Floração
1	Femininas	Precipitação	-0.154	0.196	0.057	0.088	0.057	0.088
		Fotoperíodo	0.528	0.607**	0.651**	0.462	0.651**	0.462
		Temperatura Média	0.131	0.329	0.48	0.555	0.48	0.555
		Temperatura Mínima Mensal	-0.097	0.104	0.419	0.597**	0.419	0.597**
		Temperatura Máxima Mensal	0.708**	0.766**	0.503	0.198	0.503	0.198
		Umidade Relativa (%)	-0.24	-0.333	-0.316	-0.21	-0.316	-0.21
2	Femininas	Precipitação	-0.608**	-0.558	0.16	0.151	0.16	0.151
		Fotoperíodo	0.926**	0.883**	0.613**	0.462	0.613**	0.462
		Temperatura Média	0.937**	0.909**	0.404	0.508	0.404	0.508
		Temperatura Mínima Mensal	0.86**	0.82**	0.381	0.597**	0.381	0.597**
		Temperatura Máxima Mensal	0.955**	0.928**	0.503	0.198	0.503	0.198
		Umidade Relativa (%)	-0.824**	-0.783**	-0.476	-0.319	-0.476	-0.319
1	Masculinas	Precipitação	0.294	0.294	0.345	0.213	0.345	0.213
		Fotoperíodo	0.716**	0.716**	0.832**	0.755**	0.832**	0.755**
		Temperatura Média	0.395	0.395	0.616**	0.592**	0.616**	0.592**
		Temperatura Mínima Mensal	0.165	0.165	0.329	0.309	0.329	0.309
		Temperatura Máxima Mensal	0.762**	0.762**	0.778**	0.642**	0.778**	0.642**
		Umidade Relativa (%)	-0.395	-0.395	-0.366	-0.421	-0.366	-0.421
2	Masculinas	Precipitação	-0.485	-0.582**	-0.827**	-0.871**	-0.827**	-0.871**
		Fotoperíodo	0.742**	0.755**	0.694**	0.711**	0.694**	0.711**
		Temperatura Média	0.719**	0.771**	0.702**	0.696**	0.702**	0.696**
		Temperatura Mínima Mensal	0.668**	0.661**	0.616**	0.582**	0.616**	0.582**
		Temperatura Máxima Mensal	0.762**	0.81**	0.764**	0.66**	0.764**	0.66**
		Umidade Relativa (%)	-0.516	-0.606**	-0.678**	-0.699**	-0.678**	-0.699**

FONTE: O AUTOR (2023).

LEGENDA: \*\* = correlação significativa  $P < 0,05\%$ .

## 1.4 DISCUSSÃO

Todas as fenofases avaliadas de *A. balansae* foram sazonais, e sua expressão entre as três condições de competição indicou sincronia dos indivíduos nas diferentes condições de competição avaliadas e com datas médias similares. No entanto, no segundo ano, os frutos imaturos e maduros em árvores sem competição mostraram diferenças na data de expressão, assim como a floração entre árvores masculinas e femininas isoladas.

A região de estudo não apresenta uma estação seca bem definida (ALVARES et al., 2013), diferentemente do que ocorre nas florestas tropicais, onde a sazonalidade é principalmente influenciada pela restrição hídrica. As variações sazonais observadas nas fenofases, no entanto, provavelmente resultam de fatores como temperatura e fotoperíodo (SONG et al., 2020). De fato, estudos apontam que a sazonalidade das plantas no Sul do Brasil está relacionada a esses fatores, e não à escassez de chuvas (FERREIRA et al., 2017; MARQUES; OLIVEIRA, 2004; PERINA et al., 2019).

As fenofases reprodutivas foram sazonais, com o pico de intensidade ocorrendo no verão, o que difere dos resultados encontrados para outras 20 espécies da floresta estacional decidual do Rio Grande do Sul, onde a frutificação apresentou menor sazonalidade ao longo de todo o ano (FERREIRA et al., 2017). Em contraste, *A. balansae* apresentou tanto a floração como a frutificação em um período bem definido em todas as condições de competição avaliadas.

Houve sincronia das fenofases entre os ambientes avaliados, exceto para os frutos imaturos e maduros no segundo ano. Poucos estudos no Brasil avaliaram a fenologia em diferentes ambientes (ATHAYDE; MORELLATO, 2014; CARDOSO et al., 2018; MÜLLER et al., 2022; TUCKER LIMA et al., 2018). Um estudo realizado com *Anadenanthera peregrina* (L.) Speg. registrou diferenças na produção de frutos entre indivíduos isolados e aqueles situados dentro da floresta, com maior intensidade observada nos isolados (ATHAYDE; MORELLATO, 2014). Nesse sentido, é importante observar que áreas abertas com indivíduos isolados e bordas florestais podem ter uma grande quantidade de polinizadores que mantêm o fluxo gênico e a produção de frutos (REN et al., 2023), o que pode explicar a maior intensidade e atividade de frutos imaturos em indivíduos isolados, principalmente no segundo ano (FIGURA 1.6 e FIGURA 1.8).

Apesar da presença de indivíduos isolados ser um meio de conexão e fluxo gênico entre remanescentes (QUESADA et al., 2003), esse fato pode resultar em taxas reduzidas de fecundidade para espécies com sistemas de reprodução auto-incompatível (CHIAPERO et al., 2021; CRISTÓBAL-PÉREZ et al., 2021; QUESADA et al., 2003; ROCHA; AGUILAR, 2001), como é o caso de *A. balansae*, que é dióica (CARVALHO, 2003). Como consequência, árvores isoladas podem ser mais suscetíveis a variações ambientais e podem ter sementes com menor vigor em comparação com aquelas presentes em remanescentes contínuos (ROCHA; AGUILAR, 2001).

Por outro lado, *Lithraea molleoides* (Vell.) Engl., outra Anacardiaceae dióica, apresentou resiliência reprodutiva à fragmentação do habitat, sem efeitos significativos nos padrões de floração (CHIAPERO et al., 2021). Isso sugere que algumas espécies desta família, devido à sua associação com ambientes mais abertos, toleram a variabilidade ambiental. Essa observação é apoiada pela similaridade nas datas médias de floração e na semelhança de intensidade das fenofases entre os ambientes avaliados. Entretanto, a fragmentação prejudicou a transferência de genes via polinização em indivíduos da espécie *Spondias purpurea* L. (Anacardiaceae), o que propiciou uma maior produção de frutos em habitat contínuo (CRISTÓBAL-PÉREZ et al., 2021). Estudos sobre a eficiência reprodutiva de *A. balansae* podem ser uma forma de aprofundar a compreensão a respeito da influência dos diferentes ambientes na reprodução da espécie.

As folhas senescentes ocorreram a partir de agosto nos três ambientes estudados, alinhando-se com a perda foliar observada para a mesma espécie no Chaco argentino (PRAUSE et al., 2003). A brotação ocorreu entre setembro e novembro, em ambos os anos de avaliação, enquanto as folhas adultas persistiram de novembro até meados de agosto, com comprimento médio do vetor  $< 0,3$  em todas as áreas e anos, indicando renovação anual de folhas, conforme observado para populações da espécie na Argentina (PRAUSE et al., 2003) e observado para outras espécies no Rio Grande do Sul (PERINA et al., 2019). Em climas subtropicais, a senescência foliar é induzida principalmente pelo encurtamento do fotoperíodo e, em alguns casos, pela diminuição da temperatura (SONG et al., 2020).

A atividade vegetativa apresentou padrão semelhante nos dois anos de avaliação e entre os ambientes (FIGURA 1.7). A brotação intensa em março do segundo ano, após restrição hídrica de três meses (FIGURA 1.2), é corroborada pela

observação de comportamento similar de brotação após a perda de folhas na estação seca no Chaco argentino (PRAUSE et al., 2003). As folhas adultas resistiram durante o verão de 2022, mesmo durante os meses secos do fenômeno *La Niña* (GRIMM et al., 2020), indicando uma maior responsividade da espécie à temperatura do que à falta de precipitação.

Quanto às fenofases reprodutivas, o índice de atividade mostrou dois períodos de ocorrência nos dois anos de avaliação, com início dos botões florais em outubro em todos os ambientes. O ápice de árvores com botões florais ocorreu em janeiro no primeiro ano, seguido da floração e frutificação imatura e madura nos meses subsequentes, com menor atividade nas árvores isoladas. O padrão foi semelhante entre os ambientes avaliados no segundo ano. Picos de atividade concentrados em um período específico também foram observados para espécies do Chaco Boliviano, incluindo *Astronium urundeuva* (M.Allemão) Engl., com pico de frutificação e floração ocorrendo em período similar entre os meses de agosto e novembro (JUSTINIANO; FREDERICKSEN, 2000). A espécie *L. molleoides*, que também ocorre no Chaco, tem floração de outubro a novembro e frutificação de dezembro a março (CHIAPERO et al., 2021), padrão semelhante ao verificado no presente estudo. Assim *A. balansae* parece acompanhar um padrão vegetativo de espécies do Chaco (CHIAPERO et al., 2021; JUSTINIANO; FREDERICKSEN, 2000), e não os padrões identificados para 20 espécies da Floresta Estacional Decidual (FERREIRA et al., 2017).

A senescência foliar foi negativamente influenciada pela temperatura e fotoperíodo, a correlação negativa pode indicar que essas variáveis são estímulos para a ocorrência desta fenofase (PERINA et al., 2019). Nesse sentido outro estudo também detectou a senescência foliar da espécie entre os meses de maio a agosto na região do Chaco Argentino, considerado o período seco na região (PRAUSE et al., 2003). O Rio Grande do Sul não apresenta período consideravelmente seco, e a restrição hídrica ocorre no período do verão devido às maiores temperaturas (ALVARES et al., 2013). A expressão das fenofases de espécies em regiões subtropicais está associada a variáveis como temperatura e fotoperíodo (SONG et al., 2020). Outros estudos apontam que espécies do sul do Brasil foram influenciadas durante os meses de inverno por dias e temperaturas mais baixas (ATHAYDE et al., 2009; FERREIRA et al., 2017; MARCHIORETTO et al., 2007).

As fenofases reprodutivas correlacionaram-se positivamente com o fotoperíodo. O período do verão representa a maior disponibilidade de radiação bem

como maior atividade de insetos polinizadores (YANG et al., 2013). Em geral espécies dióicas apresentam dimorfismo floral com flores masculinas, sendo mais atrativas, e demandam de insetos generalistas para realizar a polinização (FARWIG et al., 2004; KRISHNA; SOMANATHAN, 2018). De fato, *A. balansae* possui flores masculinas maiores e mais atrativas que as flores femininas (ver APÊNDICE 1 e APÊNDICE 2), podendo ser uma estratégia para atrair os polinizadores (FARWIG et al., 2004).

Os resultados indicam que *A. balansae* tem um comportamento fenológico similar entre os ambientes, bem como entre os anos de avaliação. Por outro lado, é importante destacar que são necessários estudos que caracterizem a biologia reprodutiva da espécie, bem como a atividade de polinizadores (KUDO, 2016; WANG et al., 2017), visto que este estudo não avaliou a qualidade polínica nem a variabilidade dos frutos entre os indivíduos isolados e em fragmentos contínuos. Além disso, independentemente da escala do estudo, levantamentos fenológicos devem ter maior durabilidade, uma vez que as alterações microclimáticas locais podem alterar a intensidade dos eventos fenológicos das espécies ao longo do tempo (MORELLATO et al., 2016).

Pesquisas evidenciam que as mudanças climáticas estão alterando os habitats e a fenologia de espécies arbóreas em nível mundial (VITASSE et al., 2022). Este é um aspecto relevante no contexto de *A. balansae*, que apresentou fenofases correlacionadas com a temperatura média, que pode inevitavelmente aumentar num cenário de mudanças climáticas (TRISOS et al., 2020). Além disso, a espécie está restrita a uma pequena porção do continente sul-americano, suscetível a mudanças devido ao fenômeno *La Niña* (GRIMM, 2004; GRIMM et al., 2020), o que indica a importância de se realizar monitoramento fenológico de *A. balansae* por períodos mais longos, a fim de detectar eventuais mudanças de comportamento. Alterações no ciclo de vida dos organismos podem servir como alerta para as mudanças climáticas, ainda que este tipo de abordagem não seja muito comum no Brasil (MORELLATO et al., 2016).

## 1.5 CONCLUSÕES

As fenofases reprodutivas e vegetativas estudadas foram sazonais.

Foi observada sincronia entre os ambientes avaliados exceto para os frutos imaturos e maduros no segundo ano. As datas médias foram similares para cada

ambiente e entre indivíduos masculinos e femininos, exceto para a floração das árvores isoladas no segundo ano.

Os picos de intensidade e atividade foram semelhantes entre os ambientes e os anos, com variação no segundo ano para a expressão do índice de atividade da fenofase de brotação.

As fenofases reprodutivas e vegetativas de *A. balansae* apresentaram correlações elevadas com o fotoperíodo e temperatura.

## 2 REGENERAÇÃO NATURAL DE *Astronium balansae* Engl. EM ECÓTONO ENTRE CAMPO E FLORESTA NO SUL DO BRASIL: INFLUÊNCIA DE ESTRUTURAS BERÇÁRIO E DA PECUÁRIA

Os campos sulinos caracterizam-se por um mosaico de vegetação campestre intercalada por manchas florestais e árvores isoladas. Neste ambiente de contato entre tipos vegetacionais, interações ecológicas com plantas e rochas berçário (*nurse plants* e *nurse rocks*) assumem relevância para o recrutamento de espécies arbóreas, especialmente em áreas de pecuária. *Astronium balansae* Engl. (Anacardiaceae) é uma espécie nativa da região noroeste do estado do Rio Grande do Sul, com dispersão anemocórica, e classificada como ameaçada de extinção no Brasil e Paraguai. O objetivo deste estudo foi avaliar a regeneração natural de *A. balansae* e as associações estabelecidas com estruturas berçário em dois sistemas de manejo pecuário a diferentes distâncias da fonte de propágulos, em uma região arborizada dos campos sulinos. O estudo foi conduzido no município de Unistalda – RS, em áreas de campo natural, com amostragem a partir de 25 bordas florestais com presença de árvores adultas. Em cada local foi instalada uma parcela de 35 m x 45 m subdividida em 20 subparcelas organizadas em 5 faixas com quatro subparcelas (5 m x 5 m) equidistantes da borda florestal. Inicialmente, cada local foi caracterizado quanto ao tipo de manejo adotado: i) somente bovinos; ou ii) bovinos e ovinos). Em cada subparcela registrou-se a presença de regenerantes de *A. balansae*, bem como a estrutura a qual o indivíduo estava associado, o efeito da herbivoria e outras espécies lenhosas ou arbustivas que forneciam proteção para a espécie alvo. Observou-se que a regeneração natural de *A. balansae* está vinculada a diferentes estruturas berçário, com destaque para plantas potencialmente facilitadoras espinhosas, além de afloramentos rochosos. A herbivoria exerce influência sobre os regenerantes independentemente da associação. As principais espécies vegetais associadas a *A. balansae* foram *Eryngium horridum* e *Baccharis crispa*. As abundâncias de plântulas e regenerantes estabelecidos apresentaram redução à medida que se afastavam da borda florestal. A espécie apresenta maior abundância de regenerantes próximo às árvores matrizes, com redução ao longo de 50 metros, sugerindo que a faixa de aproximadamente 25 metros a partir da borda florestal é crucial para o seu recrutamento. A regeneração natural de *A. balansae* está associada a estruturas berçário. As descobertas ressaltam a relevância das bordas florestais como fornecedoras de diásporos e enfatizam a necessidade de reduzir a intensidade do pastoreio para promover a conservação da espécie.

Palavras-chave: Campos sulinos, dispersão, interações ecológicas, bordas florestais, conservação.

## 2.1 INTRODUÇÃO

Estimativas indicam que os campos sulinos já perderam cerca de 60% da cobertura original (ANDRADE et al., 2015). Esses ecossistemas, além de possuírem elevada e particular biodiversidade, desempenham serviços ambientais importantes, como regulação de água e estocagem de carbono (ANDRADE et al., 2023; SUTTIE et al., 2005; WILSEY, 2018). Apesar de sua relevância ecológica, os campos do Sul do Brasil ainda são negligenciados em termos de pesquisa e conservação (OLIVEIRA, et al., 2017b; OVERBECK et al., 2015; RIBEIRO et al., 2021), além de sofrerem impactos negativos de ações antrópicas como pecuária e agricultura (OLIVEIRA, et al., 2017a; RIBEIRO et al., 2021; SONG et al., 2021; STEFANELLO et al., 2021).

Os campos sulinos, também reconhecidos como estepe (IBGE, 2012), caracterizam-se por uma fisionomia de mosaico entre vegetação campestre intercalada por capões de floresta e florestas de galeria, assim como áreas de transição (LINDMAN, 1906; MARCHIORI, 2004; RAMBO, 1956). Essa situação de mosaico proporciona o desenvolvimento de distintas fisionomias da estepe, como os campos limpos (gramíneo-lenhosa), campos com árvores esparsas (parque) e campos com maior densidade de elementos arbóreos (arborizada) (IBGE, 2012). A variabilidade na vegetação dos campos sulinos inclui espécies arbóreas do Bioma Mata Atlântica e a presença de árvores da flora andino-argentina dos gêneros *Lithraea*, *Celtis*, *Schinus*, *Vachellia* e *Astronium* (IBGE, 2012; OYARZABAL et al., 2018).

Oscilações climáticas propiciam que os mosaicos de vegetação sejam suscetíveis a processos de expansão e retrocesso dos elementos arbóreo-arbustivos e herbáceos ao longo do tempo (CARDOSO et al., 2021; ZHANG et al., 2022). Evidências apontam que o regime pluviométrico, o fogo e a criação de gado exercem controle sobre a expansão da comunidade arbórea sobre os campos (BERNARDI et al., 2016), e que muitas espécies arbóreas iniciam o processo de colonização devido à presença de estruturas-berçário (PELÁEZ et al., 2019; POZO INOFUENTES; SÄUMEL, 2022; VANDENBERGHE et al., 2009). Essas estruturas podem ser plantas (*Nurse plants*) ou rochas (*Nurse rocks*) e atuam como elementos nucleadores em ambientes de contato entre campos e florestas (CARLUCCI, et al., 2011a; CARLUCCI, et al., 2011b; DUARTE et al., 2006; POZO INOFUENTES; SÄUMEL, 2022; VOGEL et al., 2022). A proteção exercida pelas estruturas-berçário minimiza o efeito do fogo,

assim como o pisoteio e herbivoria por animais, fatores que prejudicam a regeneração natural de espécies lenhosas, principalmente em caso de sobrepastejo (STEFANELLO et al., 2021; VERWIJMEREN et al., 2019).

Devido à heterogeneidade da vegetação, elevada diversidade e ameaças antrópicas constantes, os campos e suas adjacências são habitat de algumas espécies já categorizadas em risco de extinção (ANDRADE et al., 2023). E apesar da necessidade de uma compreensão mais profunda desses ecossistemas, existem poucos estudos que caracterizam os efeitos antrópicos sobre a regeneração da vegetação arbórea nos campos sulinos (ARAUJO et al., 2016; BOLIGON et al., 2005; LONGHI, 1987; STEFANELLO et al., 2021). Estudar a regeneração natural de espécies arbóreas e suas interações com os fatores bióticos e abióticos locais (LI et al., 2020) é uma forma de entender o processo de colonização e as interações das plantas com o meio.

Uma das espécies características da região arborizada dos campos sulinos é *Astronium balansae* Engl. (Anacardiaceae) (IBGE, 2012), árvore decídua também encontrada nas florestas secas da Argentina e Paraguai (OYARZABAL et al., 2018; SEAM, 2018). A espécie é heliófila, colonizadora de áreas abertas e considerada elemento distinto nos mosaicos vegetacionais da região noroeste do Rio Grande do Sul, devido ao porte e destaque na paisagem (BOLIGON et al., 2005; CARVALHO, 2003; LONGHI, 1987; MARCHIORI, 2004). Localmente conhecida como Pau-ferro-do-sul ou Urunday, é considerada ameaçada de extinção nas listas nacionais do Brasil e Paraguai, assim como na lista do estado do Rio Grande do Sul (LUZ et al., 2013; SEAM, 2018; SEMA, 2014). Apesar do status e das ameaças regionais, o processo de colonização e permanência da espécie no habitat não foi pesquisado.

Como motivação ao estudo destaca-se que a espécie *Astronium urundeuva* (M.Allemão) Engl., taxonomicamente afim de *A. balansae*, possui registros dos efeitos negativos da herbivoria por caprinos no semiárido brasileiro (ALVES et al., 2019). Já no Sul do Brasil, a pecuária exerce pressão entre os estratos arbóreo-arbustivos e herbáceos, os quais necessitam de iniciativas específicas para a conservação (CARLUCCI et al., 2016). Assim torna-se evidente a necessidade de estudo sobre possíveis conflitos enfrentados por *A. balansae* nos mosaicos entre campo e floresta na região Sul, e como se dá a interação dessa espécie com as estruturas-berçário.

Nesse contexto, o objetivo desta pesquisa foi avaliar a capacidade de regeneração natural de *A. balansae* e as associações estabelecidas com estrutura-

berçário em dois sistemas de manejo pecuário e a diferentes distâncias da fonte de propágulos, em região arborizada dos campos sulinos, colaborar para sua conservação na natureza. Assim, buscamos responder especificamente às seguintes questões:

- 1) As plântulas e indivíduos de regeneração estabelecida ocorrem em associação com alguma estrutura-berçário?
- 2) Qual a influência da herbivoria sobre a regeneração da espécie considerando diferentes estruturas berçário e sistemas de manejo pecuário?
- 3) Quais espécies vegetais atuam como potenciais facilitadoras aos regenerantes?
- 4) Existe diferença na altura dos regenerantes estabelecidos de *A. balansae* entre as associações observadas em relação aos sistemas de manejo pecuário?
- 5) Quanto se reduz a abundância de plântulas e dos regenerantes estabelecidos com o afastamento da borda florestal nos diferentes sistemas de manejo pecuário?

## 2.2 MATERIAL E MÉTODOS

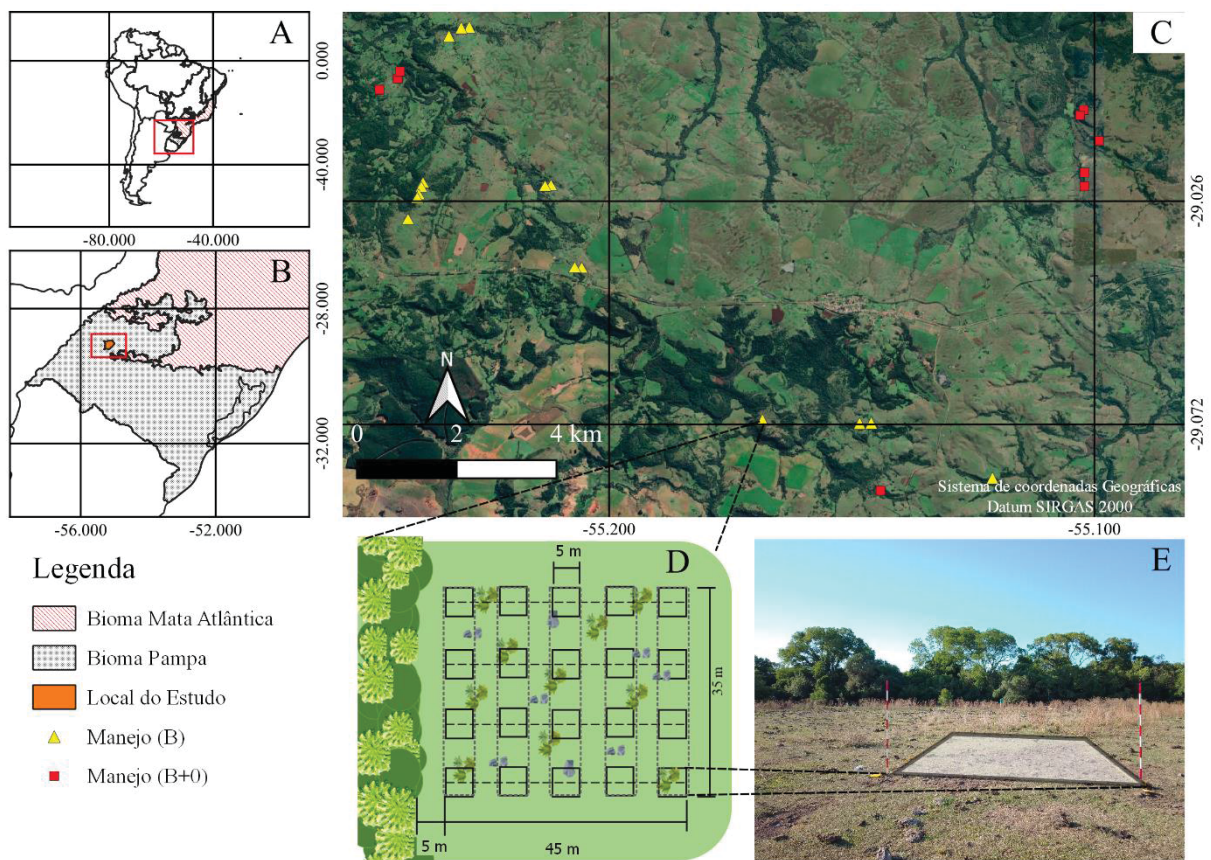
### 2.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no município de Unistalda ( $-29.035637^{\circ}$  S e  $-55.166900^{\circ}$  W), Rio Grande do Sul, em área de transição da Floresta Estacional Decidual (bioma Mata Atlântica) com Estepe Gramíneo-lenhosa (bioma Pampa) (FIGURA 2.1). A coleta de dados ocorreu entre os meses de janeiro e setembro de 2022. O clima da região é classificado como Cfa, subtropical úmido, com precipitação média anual de 2.000 mm, temperaturas nos meses mais frios variando de  $-3$  a  $18^{\circ}\text{C}$  e a média de  $19^{\circ}\text{C}$  anuais, de acordo com Köppen (ALVARES et al., 2013). Os solos predominantes são o Neossolo regolítico distrófico húmbrico e o Neossolo litólico, ambos rasos e com afloramentos de basalto da formação Serra Geral (STRECK et al., 2018).

O relevo é suave a ondulado, com altitudes variando de 250 a 400 m acima do nível do mar (IBGE, 2012). A vegetação da região é caracterizada por um mosaico onde comunidades campestres são entremeadas a áreas de Floresta Estacional Decidual, com presença de plantas da flora andino-argentina (IBGE, 2012), onde

costuma haver predominância de *Astronium balansae* no estrato superior da floresta, ainda que esta espécie também possa ocorrer formando grupos monoespecíficos ou com árvores isoladas nos campos (BOLIGON et al., 2005; OYARZABAL et al., 2018). A paisagem campestre na região é utilizada para criação extensiva de gado bovino e ovino, com o uso ocasional de queimadas em locais isolados (ANDRADE et al., 2015; OVERBECK, 2007).

FIGURA 2.1 – ÁREA DE ESTUDO COM LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS AMOSTRAIS EM REGIÃO DE TRANSIÇÃO ENTRE OS BIOMAS MATA ATLÂNTICA E PAMPA, MUNICÍPIO DE UNISTALDA, RIO GRANDE DO SUL



FONTE: O AUTOR (2023).

LEGENDA: (A) América do Sul, (B) Rio Grande do Sul, (C) Aspecto geral da área de estudo com transição entre áreas campestres e de Floresta Estacional Decidual com a presença de indivíduos adultos de *Astronium balansae*, os pontos no mapa representam 25 pontos amostrais de 35 m x 45 m, (D) delineamento experimental utilizado em cada um dos 25 pontos de amostragem, detalhe para os conglomerados de parcelas equidistantes da borda florestal, (E) aspecto geral das áreas de borda estudadas com destaque para uma sub parcela 5 m x 5 m. Manejo (B) – Gado bovino; Manejo (B+O) – Gado bovino + Ovino.

### 2.2.2 Delineamento experimental

A amostragem foi realizada em 25 locais na região de ocorrência natural de *A. balansae*. As áreas foram selecionadas seguindo os seguintes critérios: presença de indivíduos adultos de *A. balansae* na borda florestal adjacente (10 a 20 indivíduos distribuídos ao longo 40 m de borda); cobertura de campo natural sem sinais recentes de fogo ou de roçadas, sob os sistemas pecuários extensivos de criação de gado bovino (B) ou de gado bovino combinado ao gado ovino (B+O). A divisão em dois sistemas de manejo se deu em função de que bovinos e ovinos possuem preferências alimentares diferentes, sendo que ovinos são classificados como *Browsers* pois alimentam-se de várias plantas lenhosas e não lenhosas incluindo folhas, brotos e casca de árvores, ao passo que bovinos são *Grazers*, que alimentam-se majoritariamente de gramíneas (SAARINEN, 2019).

Em cada local foi delimitada uma área amostral de 35 m x 45 m (FIGURA 2.1 - C, D, E), constituída por 20 subparcelas de 5 m x 5 m (total de 500 subparcelas), totalizando 8.000 m<sup>2</sup> de amostragem no sistema B (N = 16) e 4.500 m<sup>2</sup> em áreas com o sistema B+O (N = 9). Foi estabelecido um gradiente de distanciamento da borda florestal, em que foram desprezados os primeiros 5 m a partir da floresta, sendo em seguida formados conglomerados de quatro subparcelas intercaladas nos dois sentidos de 5 m x 5 m dispostos a 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45 e 50 m (FIGURA 2.1 - E). Para a análise dos dados as parcelas foram agrupadas em quatro faixas de 4 subparcelas de 5 m x 5 m paralelas à borda florestal e que representam as distâncias da borda (FIGURA 2.1 – D).

A avaliação dos regenerantes de *A. balansae* foi realizada nas 500 subparcelas, sendo as plantas classificadas em duas classes de desenvolvimento: i) plântula - considerando indivíduos germinados no ano da avaliação, com altura máxima de 5 cm e presença de até dois folíolos desenvolvidos, estágio vegetativo mais vulnerável ao stress ambiental, sem defesa contra distúrbios e capacidade reduzida de competição com plantas de outras espécies (SWEMMER; WARD, 2020); e ii) regeneração estabelecida - representada por plantas que já passaram pelo estágio de plântula, mas que ainda não atingiram a maturidade reprodutiva, com altura > 5 cm e até 130 cm, ainda suscetíveis a distúrbios como herbivoria pelos animais de criação (SWEMMER; WARD, 2020). Em cada subparcela foi quantificada a abundância por classe de desenvolvimento de indivíduos, registrando suas

associações com plantas-berçário (quando a regeneração de *A. balansae* estava protegida por alguma outra espécie vegetal), rochas (quando a regeneração estava se desenvolvendo dentro de fendas ou ao lado de rochas), solo exposto (sobre o solo exposto) ou com cobertura de gramíneas (regeneração em meio a comunidade herbácea predominantemente graminóide do campo). Para ser considerada uma estrutura berçário a associação deve trazer algum benefício para a regeneração da espécie, nesse caso foram consideradas como berçário as rochas e as plantas potencialmente facilitadoras (CARLUCCI, et al., 2011a).

Cada regenerante foi avaliado quanto a sinais de herbivoria e teve suas coordenadas x e y registradas em relação ao vértice da parcela de 35 m x 45 m. Adicionalmente, nas subparcelas foi registrada a presença de outras espécies (lenhosas e herbáceas) não palatáveis (atuando como facilitadoras), a dimensão e composição de agrupamentos adensados de plantas, estimativas de porcentagem de cobertura de solo exposto e de cobertura de rocha.

As espécies vegetais associadas a *A. balansae* foram identificadas segundo a Lista da Flora do Brasil (FLORA E FUNGA DO BRASIL, 2023) e por meio de conferências a material de referência do acervo do Herbário do Departamento de Ciências Florestas da Universidade Federal de Santa Maria (HDCF).

Foi calculada a abundância total das plântulas e de indivíduos da regeneração estabelecida de *A. balansae*. Em seguida foi feita a quantificação do número de indivíduos em cada tipo de associação bem como os efeitos da herbivoria em classe de regenerante de *A. balansae*. As plantas potencialmente facilitadoras foram classificadas em sinúsias (herbácea, subarbusto, arbusto, arbórea e liana) (FLORA E FUNGA DO BRASIL, 2023) e ao final foi feita a soma do número de indivíduos de *A. balansae* por espécie de planta potencialmente facilitadora.

### 2.2.2 Análise de dados

Para testar o efeito do sistema de manejo e dos tipos de associações na altura média da regeneração estabelecida foram ajustados modelos do tipo aditivo generalizado para posição, escala e forma (GAMLSS) utilizando o pacote “*gamlss*” do R (RIGBY; STASINOPOULOS, 2005). Este método de modelagem foi escolhido devido a flexibilidade de utilização e a possibilidade da aplicação de diferentes distribuições de probabilidade para a variável resposta (DEBELE et al., 2017). A altura

foi considerada como variável resposta, e o sistema de manejo e as estruturas facilitadoras como variáveis preditoras. O modelo foi ajustado considerando a distribuição da família BOXCOX t. A escolha da distribuição e probabilidade foi feita com auxílio da função “*fitDist*” do pacote “*gamlss*”, a partir da seleção do tipo de variável resposta (e.g., contínua), a escolha é realizada com base no menor Critério de Informação de Akaike (AIC; ver APÊNDICE 5). Em seguida foram realizadas as análises de normalidade e homogeneidade dos resíduos com a análise visual dos *q-qplot* e *worm-plot* do pacote “*gamlss*”, (ver APÊNDICE 6). A comparação múltipla entre as médias das alturas dos regenerantes, os grupos de associações e os sistemas de manejo, foi realizada com o pacote “*emmeans*”, pelo método de “*Bonferroni*”, (ver APÊNDICE 7), que é frequentemente usado para comparação de todas as combinações possíveis entre os grupos de um experimento (LENTH, 2023).

O efeito da distância de borda e do sistema de manejo na abundância das plântulas e de indivíduos da regeneração estabelecida foi avaliado com o ajuste de modelos GAMLSS, sendo consideradas as famílias de distribuição WARING, para as plântulas, e binomial negativa (NBII) para a regeneração estabelecida (ver APÊNDICE 8 e APÊNDICE 9). A escolha da distribuição de probabilidade e a verificação dos pressupostos de normalidade e homogeneidade seguiram o mesmo protocolo utilizado no modelo de alturas (ver APÊNDICE 10 e APÊNDICE 11). Todas as análises e figuras foram realizadas no *software* R v.4.3.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2023).

## 2.3 RESULTADOS

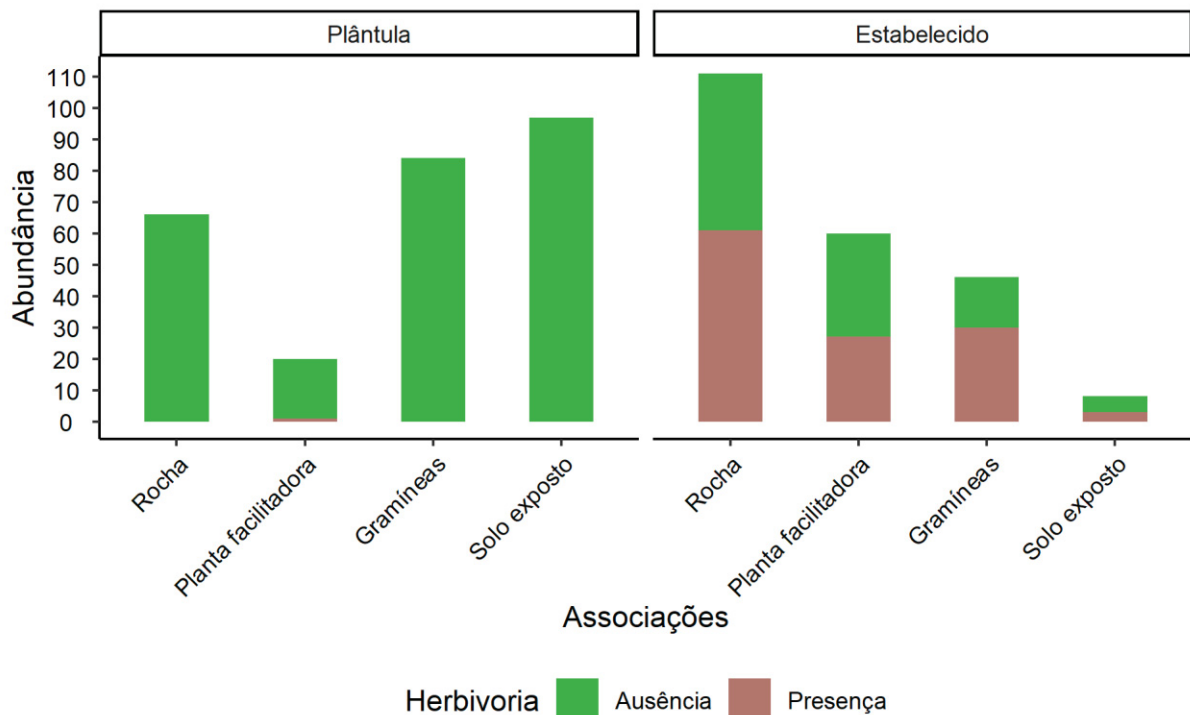
Nas 25 áreas amostrais foram mensurados ao todo 491 regenerantes de *A. balansae* (392 ind/ha), dos quais 267 (54,38%) foram classificados como plântulas germinadas no ano da avaliação e 224 (45,62%) como indivíduos de regeneração estabelecida. Além de *A. balansae*, as espécies lenhosas mais abundantes nas parcelas com indivíduos de regeneração estabelecida foram *Lithraea molleoides* (Vell.) Engl. (242 ind/ha), *Vachellia caven* (Molina) Seigler & Ebinger (185 ind/ha), *Schinus polygama* (Cav.) Cabrera (128 ind/ha) e *Eugenia uniflora* L. (100 ind/ha).

Na classe das plântulas foram observados 97 (36,4%) indivíduos em solo exposto, 84 (31,5%) entre gramíneas, 66 (24,7%) associadas a rochas e 20 (7,4%) indivíduos associados a plantas potencialmente facilitadoras (FIGURA 2.2). Na classe

da regeneração estabelecida foram observados 111 (49,6%) indivíduos associados a rochas, 59 (26,4%) associados a plantas potencialmente facilitadoras, 46 (20,5%) entre gramíneas e oito em solo exposto (3,5%; FIGURA 2.2).

A classe das plântulas não sofreu diretamente os efeitos da herbivoria, tendo sido registrada apenas uma plântula com danos, associada a plantas potencialmente facilitadoras (FIGURA 2.2). A regeneração estabelecida apresentou danos causados por herbivoria com maiores percentuais em indivíduos associados às gramíneas (65%, seguidos daqueles associados a rochas (55%), a plantas potencialmente facilitadoras (45%) e ao solo exposto (37%).

FIGURA 2.2 – ABUNDÂNCIA E EFEITO DA HERBIVORIA EM REGENERANTES ESTABELECIDOS E PLÂNTULAS DE *Astronium balansae* NOS TIPOS DE ASSOCIAÇÕES



FONTE: O AUTOR (2023).

Foram registrados 59 regenerantes estabelecidos associados a plantas potencialmente facilitadoras de 12 espécies, com destaque para a herbácea *Eryngium horridum* Malme e o subarbusto *Baccharis crispa* Spreng. Observou-se que 67% das plantas potencialmente facilitadoras são espinescentes (TABELA 2.1). Em cinco casos os indivíduos de *A. balansae* foram protegidos por agrupamentos de plantas potencialmente facilitadoras que em sua maioria formavam núcleos de espécies lenhosas (TABELA 2.1).

TABELA 2.1 – PLANTAS HERBÁCEAS E LENHOSAS ASSOCIADAS AOS REGENERANTES ESTABELECIDOS DE *A. balansae* (continua)

Espécie facilitadora	Altura média±sd (cm)	Número de indivíduos°	Hábito	Espinescência
<i>Eryngium horridum</i> Malme	20,6±9,5	26	Herbácea	Sim
<i>Baccharis crispa</i> Spreng.	17,2±7,9	8	Subarbusto	Não
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	16,2±6,9	5	Arbusto	Sim
<i>Eugenia uniflora</i> L.	27,0±32,7	4	Arbóreo	Não
<i>Xylosma tweediana</i> (Clos) Eichler	22,6±11	3	Arbóreo	Sim
<i>Smilax campestris</i> Griseb.	47,5±31,8	2	Liana	Sim
<i>Aloysia gratissima</i> (Gillies & Hook.) Tronc.	30,0	1	Arbusto	Não
<i>Chomelia obtusa</i> Cham. & Schltld.	20,0	1	Arbusto	Sim
<i>Monteverdia ilicifolia</i> (Mart. ex Reissek) Biral	35,0	1	Arbusto	Sim
<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	17,0	1	Arbóreo	Não
<i>Schinus polygama</i> (Cav.) Cabrera	36,0	1	Arbóreo	Sim
<i>Vachellia caven</i> (Molina) Seigler & Ebinger	5,0	1	Arbóreo	Sim
Agrupamentos (núcleos) de plantas*	56,2±31,8	5		-
Total		59		

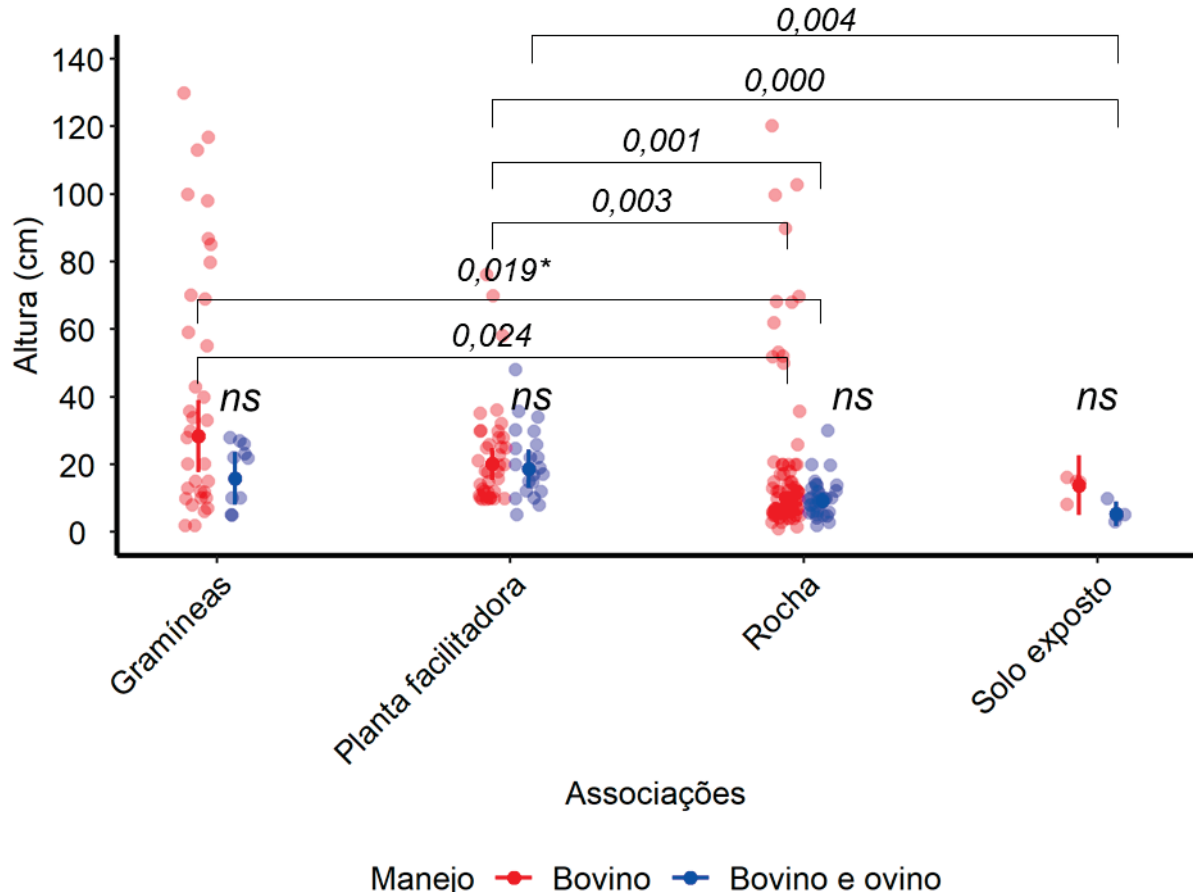
FONTE: O AUTOR (2023).

LEGENDA: Altura (sd) desvio padrão; N°: número de plantas de *A. balansae* protegidas pela espécie.

\* espécies presentes em agrupamentos de plantas com *A. balansae*: **núcleo 1** – *S. polygama*; *L. molleoides*; *E. uniflora*; *C. obtusa*; *Zanthoxylum fagara* (L.) Sarg.; *Helietta apiculata* Benth.; *Sebastiania brasiliensis* Spreng.; **núcleo 2** – *S. campestris*; *C. obtusa*; *L. molleoides*; **núcleo 3** – *C. obtusa*; *E. uniflora*; *S. campestris*; **núcleo 4** – *S. campestris*; *E. uniflora*; *C. obtusa*; *Chrysophyllum marginatum* (Hook. & Arn.) Radlk.; *L. molleoides*; *Quillaja lancifolia* D.Don; **núcleo 5** – *V. caven*; *L. molleoides*; *X. pseudosalzmannii*.

Não houve interação entre as associações e o sistema de manejo. As alturas médias de *A. balansae* estimadas para o sistema de manejo de bovinos e ovinos combinados foram ligeiramente menores que as estimadas para o sistema com apenas bovinos, ainda que sem diferença estatística, em todas as condições de associação (ver APÊNDICE 5). A maior altura média observada foi de 28 cm em indivíduos associados a gramíneas em sistema de manejo com bovinos, essa condição diferiu significativamente das alturas das plantas estabelecidas em rochas nos dois sistemas de manejo (FIGURA 2.3). Os regenerantes associados a plantas potencialmente facilitadoras no regime de manejo com bovinos foram superiores em altura quando comparados às plantas associados à rocha nos dois sistemas de manejo e solo exposto no sistema com bovinos e ovinos. As alturas de plantas acompanhadas de plantas potencialmente facilitadoras em manejo com bovinos e ovinos foram superiores às plantas em solo exposto sob o mesmo sistema (FIGURA 2.3 e APÊNDICE 7).

FIGURA 2.3 – ALTURA ABSOLUTAS E MÉDIAS DE REGENERANTES ESTABELECIDOS DE *Astronium balansae* NOS TIPOS DE ASSOCIAÇÃO E PARA DOIS SISTEMAS DE MANEJO PECUÁRIO

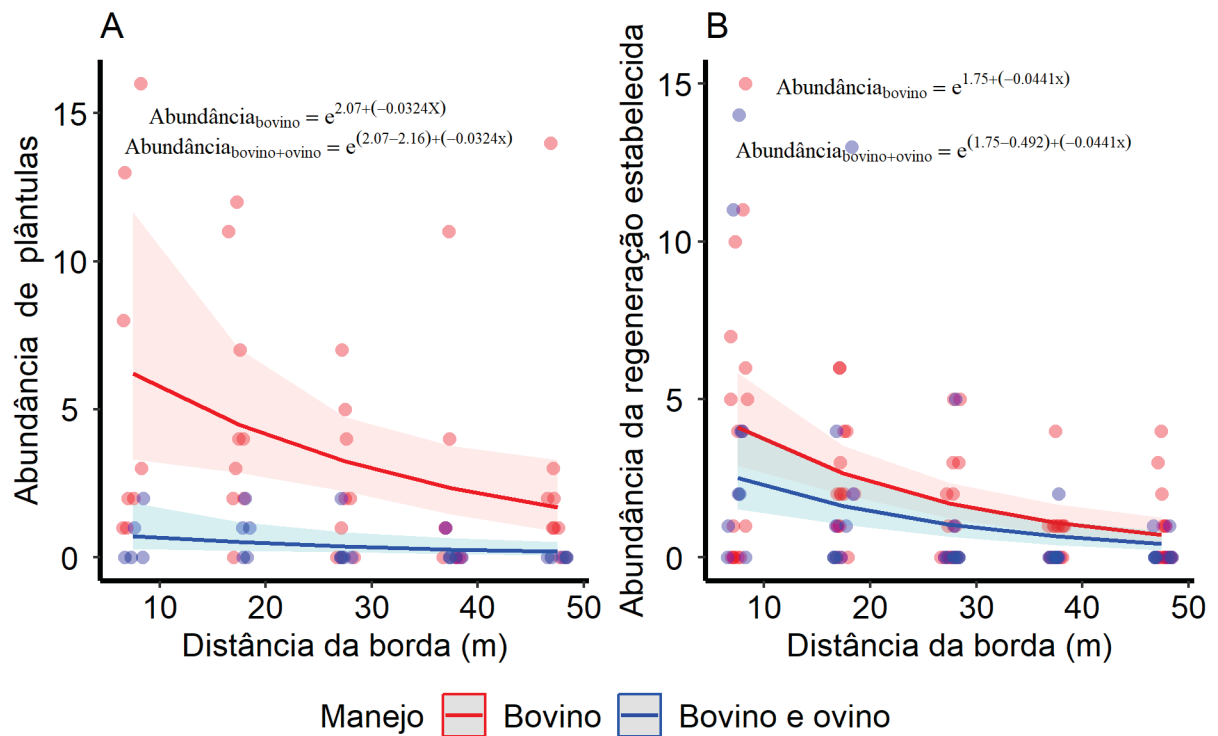


FONTE: O AUTOR (2023).

LEGENDA: \*  $p$  – A comparação múltipla “pairwise” entre as médias de alturas dos regenerantes nos grupos de associações e sistemas de manejo pelo método de “Bonferroni” (LENTH, 2023). Cada ponto representa altura individual em cm da regeneração estabelecida de *A. balansae*.

Não houve interação entre o sistema de manejo e as distâncias da borda florestal na abundância de plântulas e de indivíduos da regeneração estabelecida (FIGURA 2.4 – A e B). O modelo ajustado para plântulas é exponencial negativo com diferença significativa de nível entre os sistemas de manejo avaliados (FIGURA 2.4 – A), em que a abundância de plântulas reduz a quase zero no sistema com bovinos e ovinos. O modelo ajustado para os indivíduos da regeneração estabelecida é exponencial negativo com redução da abundância a maiores distâncias da borda, sendo que para essa classe de regenerantes não houve diferença entre os sistemas de manejo (FIGURA 2.4 – B). Nesse caso, independente do sistema de manejo, em média encontra-se < 5 indivíduos nos primeiros 25 m a partir da borda florestal. Além dos 25 m a chance de encontrar indivíduos é próxima a zero, com leve redução em locais com combinação de bovinos e ovinos (FIGURA 2.4).

FIGURA 2.4 – RELAÇÃO ENTRE A ABUNDÂNCIA DE PLÂNTULAS E REGENERANTES ESTABELECIDOS DE *Astronium balansae* E A DISTÂNCIA DA BORDA FLORESTAL EM DOIS SISTEMAS DE MANEJO PECUÁRIO



FONTE: O AUTOR (2023).

LEGENDA: Cada ponto representa um conglomerado de 4 parcelas de 5 x 5 m pertencente a cada faixa de distância da borda de floresta.

## 2.4 DISCUSSÃO

A regeneração natural de *A. balansae* ocorreu em quatro tipos de associações distintas: plantas potencialmente facilitadoras, rochas, solo exposto e gramíneas (ver APÊNDICE 12). O predomínio (76%) de regenerantes estabelecidos de *A. balansae* associados a rochas e plantas potencialmente facilitadoras evidencia a importância da nucleação na regeneração de espécies arbóreas em campos naturais com pastoreio constante (POZO INOFUENTES; SÄUMEL, 2022; VANDENBERGHE et al., 2009). Estruturas berçário desempenham um importante papel na redução do estresse abiótico, proporcionando condições como temperaturas amenas, água e nutrientes (GÓMEZ-APARICIO et al., 2008; PADILLA, 2006). Além disso, as plantas podem atuar como facilitadoras atenuando os efeitos da herbivoria quando possuem espinhos, acúleos ou compostos químicos repelentes (BARAZA et al., 2006 ; GUIGNABERT et al., 2020), bem como, reduzem a força de competição com gramíneas (ZWIENER et al. 2014), aumentando consideravelmente a densidade de

regenerantes em certas regiões, quando comparado com áreas desprotegidas (KELLER et al., 2016; POZO INOFUENTES; SÄUMEL, 2022).

As plântulas concentraram-se (68%) nas associações ao solo exposto e a gramíneas, diferindo consideravelmente do que foi observado para os regenerantes estabelecidos, o que sugere que o tipo de associação pode definir o sucesso de permanência da espécie. As plântulas foram predominantemente encontradas em associação com o solo exposto, provavelmente devido às sementes de *A. balansae* serem fotoblásticas positivas (CARVALHO, 2003), tornando áreas de solo exposto ou de gramíneas baixas favoráveis para a regeneração. Por outro lado, o número de regenerantes estabelecidos associados a estruturas berçário superou em muito àqueles associados a solo exposto e gramíneas. Embora o solo exposto e as gramíneas baixas permitam condições adequadas para a emergência das sementes e desenvolvimento inicial das plântulas, em médio e longo prazos as estruturas protetoras são cruciais para o crescimento e sobrevivência e estabelecimento a longo prazo dos regenerantes (VAN UYTVANCK et al., 2010).

Vale ressaltar que as gramíneas atuam como um filtro ecológico (POZO INOFUENTES; SÄUMEL, 2022) e afetam negativamente a persistência de regenerantes arbóreos por meio da competição por recursos e água, devido à proporção significativa entre raízes e parte aérea (GÓMEZ-APARICIO, 2009). Como resultado, as plântulas de *A. balansae* podem germinar e ter um início de desenvolvimento, mas muitos indivíduos tendem a não persistir em ambientes dominados por gramíneas sugerindo a necessidade de estruturas potencialmente facilitadoras para mitigar a pressão do pastoreio e a competição com gramíneas, além de reduzir a diferença na abundância entre indivíduos adultos e jovens (POZO INOFUENTES; SÄUMEL, 2022; SÁNCHEZ-MARTÍN et al., 2023).

A herbivoria foi observada em todas as associações de regenerantes estabelecidos, independentemente do sistema de manejo (FIGURA 2.2), indicando o consumo da espécie tanto por parte de bovinos quanto de ovinos (ver APÊNDICE 12 – G; H e I). Isso sugere que a herbivoria pode retardar o crescimento das plantas de *A. balansae* nos campos sulinos, embora o impacto exato ainda não seja quantificado. Essa descoberta é pioneira para *A. balansae* e está em consonância com os resultados de Alves et al. (2019), que indicam alta predação de *A. urundeuva* por ovinos no nordeste do Brasil. A herbivoria parece ser atenuada quando a espécie está associada a plantas potencialmente facilitadoras, sendo a classe com menor efeito de

pastejo em comparação com as demais. Um total de 59 indivíduos de *A. balansae* estava associado a plantas potencialmente facilitadoras de 12 espécies, das quais 67% tinham espinhos. Em ambientes com grandes herbívoros, plantas não palatáveis ou com proteções físicas tendem a atenuar o efeito da herbivoria sobre espécies desprotegidas (CARLUCCI, et al., 2011b; DUARTE et al., 2006; GÓMEZ-APARICIO et al., 2008; VANDENBERGHE et al., 2009). Cerca de 44% dos regenerantes estabelecidos de *A. balansae* estavam associados a *Eryngium horridum* (Apiaceae), uma roseta espinescente (FLORA E FUNGA DO BRASIL, 2023). *Eryngium horridum* já foi caracterizada como facilitadora para espécies sublenhosas também em outras regiões dos campos sulinos e atua impedindo a herbivoria em espécies palatáveis, além de favorecer a entrada de luz em meio à pastagem, facilitando a germinação de herbáceas (FIDELIS et al., 2009), o que pode explicar a associação entre *E. horridum* e regenerantes de *A. balansae* que, apesar de arbórea, também apresentou tal associação (ver APÊNDICE 12 - D).

As interações bióticas e abióticas de *A. balansae* nos campos sugerem uma alta taxa de herbivoria (TÁLAMO et al., 2015), fazendo com que os indivíduos remanescentes estejam frequentemente associados a rochas ou plantas facilitadoras (CARLUCCI, et al., 2011a; POZO INOFUENTES; SÄUMEL, 2022). Um estudo no Chaco semiárido do norte da Argentina revelou que, sob pastejo excessivo, *Aspidosperma quebracho-blanco* Schltld. e *Schinopsis lorentzii* (Griseb.) Engl. apresentam forte associação com sublenhosas espinescentes, o que não é observado em locais sem pastejo (TÁLAMO et al., 2015). Na região do pampa uruguaio foi constatado o aumento de 1600 % na abundância de regenerantes arbóreos associadas a plantas facilitadoras em comparação com áreas abertas desprovidas de estruturas berçário (POZO INOFUENTES; SÄUMEL, 2022). No entanto, é crucial destacar que, embora as estruturas facilitadoras tenham um impacto positivo no estabelecimento de regenerantes, o recrutamento e desenvolvimento efetivo de indivíduos de *A. balansae* só será possível com a redução da pressão de pastoreio (BERNARDI et al., 2019), pois mesmo quando associadas a estruturas berçário, as plantas ainda tendem a sofrer herbivoria, o que acaba por limitar seu crescimento em altura.

Embora as diferenças nas alturas médias entre os sistemas de manejo em cada associação não tenham sido estatisticamente significativas, verificou-se uma tendência de maior variação de altura dos regenerantes no sistema de manejo

somente com bovinos em comparação ao sistema combinado de bovinos e ovinos, onde a altura máxima atingiu 50 cm, ao passo que nas áreas pastejadas somente por bovinos foram registrados regenerantes com mais de 100 cm (FIGURA 2.3). Bovinos e ovinos possuem diferentes dietas e hábitos alimentares (ELDRIDGE et al., 2017; FARIA et al., 2018), sendo que os primeiros consomem principalmente gramíneas e vegetação rasteira, enquanto os ovinos têm uma tendência a ser mais generalistas, consumindo folhas e brotos de plantas lenhosas (SAARINEN, 2019). Esse fato pode explicar as alturas máximas dos regenerantes mais baixas no sistema de manejo combinado de bovinos e ovinos. Além disso, locais com ovinos geralmente têm uma carga animal mais alta (RAMOS et al., 2021), o que pode exercer uma pressão de pastejo mais intensa sobre os regenerantes de espécies arbóreas.

Apesar da maior pressão de herbivoria exercida por ovinos os regenerantes associados a plantas potencialmente facilitadoras neste sistema de manejo tendem a ter altura média maior do que nas demais associações. A semelhança observada nas alturas médias sob a influência de plantas potencialmente facilitadoras pode ser atribuída à proteção fornecida por essas estruturas. Essas alturas também diferem significativamente daquelas observadas em plantas associadas a rochas e solo exposto. Isso corrobora o papel protetor das plantas facilitadoras (POZO INOFUENTES; SÄUMEL, 2022), inclusive em áreas com ovinocultura.

As abundâncias de plântulas e de regenerantes estabelecidos diminuíram gradualmente à medida em que se aumenta o afastamento da borda florestal, sendo que para plântulas houve diferença entre os sistemas de manejo pecuário (FIGURA 2.4 - A). A regeneração natural de *A. balansae* foi observada ao longo de todo o gradiente estudado, mas com uma redução de aproximadamente 50% após 25 metros a partir da proximidade com a borda florestal, onde estavam situadas as matrizes dispersoras (FIGURA 2.4 - A e B) nas duas classes ontogenéticas sob sistema de apenas bovinos. Nesse sentido, é importante destacar que a dispersão de sementes varia entre espécies anemocóricas e é influenciada por fatores como velocidade do vento, altura da árvore, peso da semente e rugosidade do terreno (AUGSPURGER et al., 2017).

Embora esse estudo não tenha se concentrado na avaliação da distância máxima de dispersão, é comum observar o processo de dispersão com acúmulo de plantas nos primeiros 30 metros (TACKENBERG et al., 2003). Bem como, é importante ressaltar que a quantidade de regenerantes diminuiu nos dois sistemas de

manejo pecuário, com redução tanto do número médio de regenerantes quanto a capacidade de regeneração natural da espécie. Assim, apesar da facilitação observada pelas plantas potencialmente facilitadoras e rochas, essas associações podem ser indicadores de pastejo intenso em campos com presença de *A. balansae*, e a conservação da espécie depende da redução da intensidade do pastoreio (VANDENBERGHE et al., 2009).

## 2.5 CONCLUSÕES

A regeneração natural estabelecida de *A. balansae* em áreas campestres é favorecida pelas associações com plantas potencialmente facilitadoras, predominantemente espinhosas, e com afloramentos rochosos.

A influência da herbivoria foi mais acentuada em indivíduos associados a rochas e solo exposto em comparação com indivíduos associados a plantas potencialmente facilitadoras, sugerindo que essa interação biológica pode beneficiar *A. balansae* em ambientes com alta pressão de pastejo.

As principais espécies vegetais registradas como potenciais facilitadoras do recrutamento de *A. balansae* foram *E. horridum* e *B. crispa*.

Embora as alturas médias dos regenerantes não tenham diferido significativamente entre os sistemas de manejo, observou-se maior altura em áreas apenas com bovinos, indicando que sistemas de manejo de bovinos combinados a ovinos podem agravar o impacto da herbivoria sobre a altura máxima dos regenerantes da espécie.

A regeneração natural de *A. balansae* apresenta importantes interações ecológicas na dinâmica de colonização dos ambientes campestres, sendo limitada pela pressão de herbivoria e, por outro lado, favorecida pela existência de estruturas berçário. As descobertas deste estudo também realçam a relevância das bordas florestais e áreas campestres adjacentes como locais de acumulação de diásporos e de crescimento de regenerantes, enfatizando a necessidade de reduzir a intensidade do pastoreio para promover a conservação da espécie.

### 3 MUDANÇAS CLIMÁTICAS E PERDA DE HABITAT NA DISTRIBUIÇÃO DE *Astronium balansae* Engl.,

As mudanças climáticas e as alterações do uso e cobertura do solo exercem influência sobre os padrões geográficos de distribuição das espécies arbóreas. A expansão da agricultura é um dos principais catalisadores de perda de habitat na América do Sul, reduzindo a distribuição geográfica de espécies de ocorrência restrita. *Astronium balansae* Engl. (Anacardiaceae), é uma espécie arbórea ameaçada de extinção que se enquadra nesse contexto, ocorre na Argentina, Brasil e Paraguai. Este estudo teve por propósito modelar a distribuição da espécie *A. balansae* em cenários presente (1981-2010) e futuros (2041-2071; 2071-2100), visando subsidiar medidas de conservação *in situ* mediante a identificação de áreas propícias ao seu desenvolvimento frente a distintos cenários de mudanças climáticas e considerando também as alterações ocorridas no uso do solo. Os modelos de distribuição foram construídos a partir de 28 variáveis bioclimáticas, geomorfológicas e de características físicas do solo. Realizou-se também uma análise da mudança do uso do solo na região de ocorrência da espécie nos últimos 30 anos, considerando a área de distribuição da espécie e imagens do projeto *Mapbiomas*, foi feita a análise do uso do solo em 1991 e 2021. Ao longo das três décadas a conversão de áreas para a agricultura reduziu o habitat da espécie com perdas mais acentuadas em território brasileiro e pequenos ganhos de área na Argentina e no Paraguai. A análise das distribuições projetadas para cenários futuros indica que a distribuição poderá perder áreas ao norte da ocorrência atual entre 2041 e 2070, e pode sofrer redução (80%) entre 2071 e 2100 no cenário pessimista (ssp585) de emissões de gases de efeito estufa. Em função das transformações do uso do solo, que resultaram na expressiva diminuição do habitat da espécie, medidas de conservação para *A. balansae* mostram-se urgentes. Áreas no Brasil, Argentina e Paraguai poderão ser utilizadas para a demarcação de áreas de conservação destinadas à espécie.

Palavras-chave: Uso do solo; Perda de habitat; Pampa; Chaco; Anacardiaceae

### 3.1 INTRODUÇÃO

As alterações no uso e na cobertura do solo, associadas às mudanças climáticas, exercem influência direta sobre a perda de biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos (HE et al., 2019; VELAZCO et al., 2019). Esse impacto é particularmente acentuado em regiões com cobertura reduzida de unidades de conservação, geralmente mais suscetíveis aos efeitos antrópicos (HADDAD et al., 2015). Uma das principais práticas de mudança no uso e cobertura do solo é a especulação agropecuária voltada para a expansão agrícola, que tem causado transformações significativas nos habitats da América do Sul (SONG et al., 2021).

Países como Argentina, Brasil, Paraguai e Uruguai têm testemunhado mudanças frequentes nas suas áreas de campos naturais (BAEZA; PARUELO, 2020; CALDAS et al., 2015; CASTAÑO-SÁNCHEZ et al., 2021; OLIVEIRA, et al., 2017a), as quais têm impactos diretos na preservação e sobrevivência das espécies vegetais (VELAZCO et al., 2019). Neste âmbito, a realização de estudos para quantificar a perda de habitat e de cobertura natural desempenham um papel crucial na formulação de estratégias de conservação de plantas e na promoção de práticas sustentáveis de uso do solo (BAIDOO et al., 2023).

No contexto das iniciativas de conservação, um enfoque prioritário deve ser dado às espécies com distribuição restrita ou sob ameaça regional (ORSENIGO et al., 2018; SALLES et al., 2019). Nesse sentido, a avaliação da distribuição geográfica emerge como um preditor significativo do risco de extinção, visto que espécies limitadas a áreas reduzidas são mais vulneráveis a distúrbios ambientais e, por conseguinte, à extinção (OHLEMÜLLER et al., 2008; STAUDE et al., 2020). Assim, a modelagem da distribuição de espécies representa uma ferramenta eficaz em projetos de conservação de plantas (RAZGOUR et al., 2018). Esses modelos podem ser aplicados tanto a estudos de espécies isoladas (PARK et al., 2022; YE et al., 2022), quanto a comunidades e ecossistemas mais amplos (VELAZCO et al., 2021; VELAZCO et al., 2019) ou para orientar esforços de conservação de espécies entre países vizinhos (VELAZCO et al., 2023). Além disso, eles permitem a avaliação dos impactos das mudanças climáticas e das mudanças no uso e cobertura do solo na vegetação nativa (VELAZCO et al., 2019), além de quantificar a perda de habitat em cenários climáticos futuros (ROSE et al., 2023).

*Astronium balansae* Engl. (Anacardiaceae) é conhecida popularmente como Pau-ferro-do-sul ou Urunday e é uma espécie com ocorrência na Argentina, Brasil e Paraguai (CARVALHO, 2003; OYARZABAL et al., 2018; SEAM, 2018), considerada ameaçada de extinção nos dois últimos países (LUZ et al., 2013; SEAM, 2018). Atualmente a espécie sofre os impactos das mudanças no uso e cobertura do solo pelo avanço de culturas agrícolas (OLIVEIRA, et al., 2017a; RIBEIRO et al., 2021; SONG et al., 2021). Devido a sua madeira valiosa, tem sido explorada para uso em propriedades rurais (CARVALHO, 2003; MOGLIA; GIMENEZ, 1995) e está sujeita à venda ilegal de madeira na região de distribuição (observação pessoal). Nesse sentido, a condução de estudos que quantifiquem a distribuição da espécie e as mudanças no uso e na cobertura do solo torna-se imprescindível para o planejamento de estratégias de conservação.

Tendo em vista o exposto, o objetivo deste estudo consiste em modelar a distribuição atual e futura de *A. balansae*, com o propósito de subsidiar sua conservação *in situ*, por meio da identificação de áreas propícias a sua distribuição em face das alterações no uso e na cobertura do solo e dos cenários de mudanças climáticas futuras. Para tanto, procurou-se responder às seguintes questões:

- 1) Quais foram as principais mudanças no uso e na cobertura do solo na região de distribuição da espécie e as principais causas das perdas de habitat nos últimos 30 anos?
- 2) Quais os efeitos das mudanças climáticas sob diferentes cenários de emissões na área de distribuição da espécie;
- 3) Existem áreas que podem ser consideradas prioritárias para a conservação da espécie?

Espera-se que os resultados obtidos possam ser empregados para a identificação de áreas com habitats menos alterados para a espécie, bem como para o estabelecimento de zonas de preservação, incentivando novas iniciativas de pesquisa nos remanescentes com presença de *A. balansae* em toda a região de ocorrência.

## 3.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 3.2.1 Área de estudo

A área de estudo abrange a região de ocorrência natural de *Astronium balansae*. A espécie está distribuída naturalmente entre as Latitudes  $-25^{\circ}$  e  $-29^{\circ}$  S e as Longitudes  $-55^{\circ}$  e  $-62^{\circ}$ W, nas ecorregiões que incluem a Floresta estacional e os Campos Sulinos no Brasil, no Chaco Seco e Úmido do Paraguai e Argentina além da Savana Mesopotâmica e Província do Espinhal (DINERSTEIN et al., 2017) associada a solos rochosos (OYARZABAL et al., 2018). O clima da região é classificado como Cfa, subtropical úmido, com precipitação média anual de 2.000 mm, de acordo com Köppen para o Brasil (ALVARES et al., 2013) e precipitação média anual de 1100 mm no Chaco úmido da Argentina e Paraguai (MOGLIA, 1998). A paisagem de suas áreas naturais de ocorrência é variada, com predominância de campos, áreas inundadas e florestas na região da Argentina e Paraguai e campos naturais com afloramentos de basalto no Brasil (BOLIGON et al., 2005; LONGHI, 1987).

### 3.2.2 Pontos de ocorrência da espécie e limpeza de dados

Foram utilizados 130 pontos de ocorrência georreferenciados da espécie distribuídos nos três países de ocorrência. No Brasil foram registradas 61 ocorrências sendo 51 coletadas em saídas a campo com auxílio de um GPS portátil com precisão de 3 m a 10 m. As coletas de pontos de ocorrência em campo foram realizadas por meio de deslocamentos na região provável de distribuição atual, sendo demarcadas árvores da espécie quando avistadas na paisagem, e na sequência realizada uma coleta botânica com material reprodutivo para tombamento no Herbário Escola de Florestas Curitiba. Procurou-se manter uma distância de no mínimo 5 km entre árvores demarcadas. A área total abrangida pelos esforços de coleta foi de aproximadamente 15.000 km<sup>2</sup> na região fisiográfica das missões, noroeste do estado do Rio Grande do Sul. Tomou-se cuidado para não coletar pontos muito próximos a estradas, visto que esses registros geram problemas de viés amostral. Os demais pontos de ocorrência são provenientes de bases de dados digitais disponíveis em plataformas e repositórios como *GBIF*, *iDigBio*, *iNaturalist*, *BIEN*, *SpeciesLink*, *DryFlor* e *NeoTropTree* (ver APÊNDICE 13).

Para os pontos obtidos das plataformas digitais foi realizada a conferência taxonômica em que foram verificados erros de nomenclatura e sinonímia botânica, com o nome aceito da espécie determinado com base no Re flora (SILVA-LUZ, 2023). Em seguida foi realizada conferência espacial das ocorrências da espécie em

centroides de estados e municípios bem como *outliers* geográficos, pontos no oceano e fora do continente, esses não foram considerados nas análises pois não representam pontos reais de ocorrência. Foi utilizada uma filtragem sistemática de 10 km das ocorrências para correção do viés amostral (FOURCADE et al., 2014). Ao final foi feita conferência temporal dos dados onde foram desconsideradas coletas anteriores a 1950 devido à baixa precisão geográfica.

### 3.2.3 Variáveis ambientais e uso do solo

Os modelos de distribuição da espécie foram ajustados utilizando 28 variáveis, classificadas em bioclimáticas (19), geomorfológicas (4) e de propriedades físicas do solo (5), a multicolinearidade das variáveis explicativas foi avaliada pelo fator de inflação da variância (VIF). As variáveis bioclimáticas (ver APÊNDICE 14; APÊNDICE 15 e APÊNDICE 16) foram provenientes do CHELSA v.2.1 (KARGER et al., 2017). Tais variáveis são baseadas em médias mensais de dados climáticos, principalmente temperatura e precipitação coletadas de estações meteorológicas no período 1981-2010 (KARGER et al., 2017), com 1 km de resolução. As variáveis geomorfológicas foram extraídas do *Geomorpho90m*, que é uma base de dados geomorfológicos derivados do algoritmo MERIT-DEM, com 90 m de resolução (AMATULLI et al., 2020). As variáveis de física do solo foram obtidas no *SoilGrids 2.0* (HENGL et al., 2014), com 250 m de resolução, considerando uma profundidade de 5 a 200 cm. Todas as variáveis foram convertidas a uma resolução espacial de 5 km. A mudança de resolução foi realizada com base na agregação dos pixels com menor resolução, por meio da obtenção dos valores médios das células de menor resolução para células de maior resolução. Posteriormente esses conjuntos de dados foram recortados para se ajustarem à extensão da região de estudo,

As variáveis climáticas para os períodos 2041-2070 e 2071-2100 foram obtidas do CHELSA v.2.1 (KARGER et al., 2017). Foram considerados três cenários de emissões futuras de gases de efeito estufa e mudanças climáticas desenvolvidos pelo Projeto Integrado de Cenários de Clima e Desenvolvimento Sustentável (*Shared Socioeconomic Pathways - SSP*). Os cenários são calculados com base em diferentes trajetórias socioeconômicas e níveis de mitigação e adaptação em relação às mudanças climáticas e têm como base diferentes preditores de crescimento

econômico, a população mundial, o desenvolvimento tecnológico e as políticas de mitigação de emissões (MEINSHAUSEN et al., 2020).

O cenário SSP1-RCP2.6 (ssp126) é otimista e considera um mundo mais sustentável com uma rápida transição para fontes de energia limpa e ênfase na sustentabilidade e na redução das desigualdades. O cenário SSP3-RCP 7 (ssp370) é intermediário, considera que as emissões de gases de efeito estufa continuam aumentando ao longo do tempo, mas em um ritmo menor do que nos cenários pessimistas. O cenário SSP5-RCP8.5 (ssp585) considera que as emissões de gases de efeito estufa continuam a aumentar de forma acentuada ao longo do século, sem medidas significativas de mitigação, considerado pessimista (MEINSHAUSEN et al., 2020). Para cada cenário de emissão foram utilizadas as seguintes médias aritméticas dos modelos de circulação global do oceano (AOGCMs): IPSL-CM6A-LR, GFDL's CM4.0, UKESM1, MRI-ESM2.0, e MPI-ESM1.2 (BOUCHER et al., 2020; GUTJAHR, 2019; HELD et al., 2019; SELLAR et al., 2019; YUKIMOTO et al., 2019), de forma a capturar um valor consensual entre os diferentes AOGCM.

Os dados de uso e cobertura do solo foram obtidos dos projetos *Mapbiomas* do Brasil, Floresta Atlântica, Chaco e Pampa (BAEZA et al., 2022; SOUZA et al., 2020). Foram utilizados *rasters* com 30 m de resolução abrangendo a cobertura do solo nos anos de 1991 e 2021 para a região de ocorrência de *A. balansae*. Para os cálculos de mudança no uso e cobertura do solo entre 1991 e 2021 as camadas foram projetadas na projeção Equivalente de Albers - EPSG:7390, no sistema de projeção cartográfica Policônica. Assim foi possível a mensuração de áreas em km<sup>2</sup>. Essa projeção é recomendada para o cálculo de áreas em extensões de superfície superiores a 50 km (IBGE, 2019). Como as classes são distintas entre os projetos do *Mapbiomas* as camadas foram padronizadas para: áreas de floresta estacional ou floresta densa – Floresta; áreas de florestas abertas ou espiñal – Savana; áreas úmidas como campos úmidos e charcos – Área úmida; Atividade antrópica que altera a cobertura original do solo para a produção – Agricultura; áreas urbanas ou sem cobertura vegetal – Área sem vegetação; corpos de água natural ou artificial – Água.

As imagens de cada país foram reclassificadas com o objetivo de padronizar as classes de uso e cobertura de solo para os diferentes anos, sendo que ao fim foram obtidas nove classes que posteriormente foram subdividas em habitat e não habitat da espécie (ver APÊNDICE 17).

Devido ao fato de a espécie não regenerar em sub-bosque de florestas nem em regiões alagadas (BOLIGON et al., 2005; CARVALHO, 2003), foram consideradas como habitat áreas de campo nativo e savanas em regiões sem hidromorfia. Na sequência foi calculada uma camada de habitat remanescente para os anos 1991 e 2021, na paisagem dentro das células de 5 km de resolução, a mesma resolução utilizada nos modelos de distribuição, contabilizando a proporção de células com habitat e o total de células de 30 m de resolução (VELAZCO et al., 2023). Estas camadas de habitat remanescente foram posteriormente sobrepostas com os modelos de distribuição de forma a calcular o impacto do uso do solo na distribuição geográfica da espécie.

### 3.2.4 Procedimento de modelagem

Os modelos de distribuição da espécie foram construídos pelos seguintes algoritmos: *Generalized Linear Model* (GLM), *Boosted Regression Tree* (BRT), *Generalized Additive Model* (GAM), *Maxent Simple* (MXS), *Random Forest* (RDF), e *Support Vector Machine* (SVM). Devido aos modelos serem a principal causa de incerteza durante o processo de modelagem e da transferibilidade para o futuro, foi utilizado um modelo consenso dos melhores algoritmos com performance de acordo com o *True Skill Statistic* –  $TSS > 0.7$  (THUILLER et al., 2019). Devido a região não dispor de dados de ausências verdadeiras, foram utilizadas pseudo-ausências alocadas aleatoriamente ao longo da área de estudo. O número de pseudo-ausências foi igual ao número de presenças. O algoritmo MXS foi ajustado com 10.000 *background points* e as características (*features*) “linear”, “quadratic”, “product”, “threshold” e “hinge”.

Para avaliar a performance dos modelos foi realizada uma validação cruzada utilizando duas partições estruturadas no espaço e em blocos (ROBERTS et al., 2017). Este procedimento teve o objetivo de controlar a autocorrelação espacial entre os dados de treino e teste, para avaliar de forma mais direta a transferibilidade do modelo (SANTINI et al., 2021), isto é, a capacidade de um modelo em prever a presença de uma espécie em condições não utilizadas no treinamento do modelo. A performance dos modelos foi avaliada pelo método *True Skill Statistic* (THUILLER et al., 2019). As métricas de ajuste *area under the curve* (AUC); *continuous Boyce Index*; Jaccard e Sorensen, foram reportadas no documento suplementar (APÊNDICE 18).

Foram realizados dois procedimentos de modelo consenso, um para os seis algoritmos utilizados no presente, e outro para cada cenário SSP com base nos modelos AOGCMs. Para o consenso foi considerada a média dos melhores modelos em função do TSS médio. Ao final foi projetado o modelo consenso do presente e os seis modelos consenso para o futuro nos períodos (2041-2070 e 2071-2100) e nos três cenários SSP (SSP 126, SSP 370 e SSP 585). Os modelos contínuos foram transformados em modelos binários pelo limiar de corte que maximiza a soma de sensibilidade e especificidade. Ao final foram construídos seis modelos (espécie x algoritmo), com 180 projeções (período (2) x AOGCM (5) x cenários (3) x algoritmo (6)).

### 3.2.5 Análise dos dados

O modelo do presente foi restringido de maneira a transformar um modelo de distribuição potencial em um modelo que estime a distribuição o mais próximo do real, reduzindo a sobreprevisão da distribuição da espécie (MENDES et al., 2020; VELAZCO et al., 2020). Nesse sentido foi utilizado o método de polígono convexo mínimo, com base nos pontos de ocorrência, e um buffer ao redor do polígono convexo mínimo de 200 km (MENDES et al., 2020). Para os modelos futuros foi considerado um cenário de não dispersão da espécie, ou seja, considerou-se que sua distribuição futura estará limitada às áreas de sobreposição entre a distribuição presente e a distribuição futura projetada para cada cenário. A mudança no padrão de adequabilidade da distribuição de *A. balansae* entre o presente e cada cenário futuro foi calculada pela métrica de exposição da espécie (LEÃO et al., 2021; ROSE et al., 2023), em que se considerou:

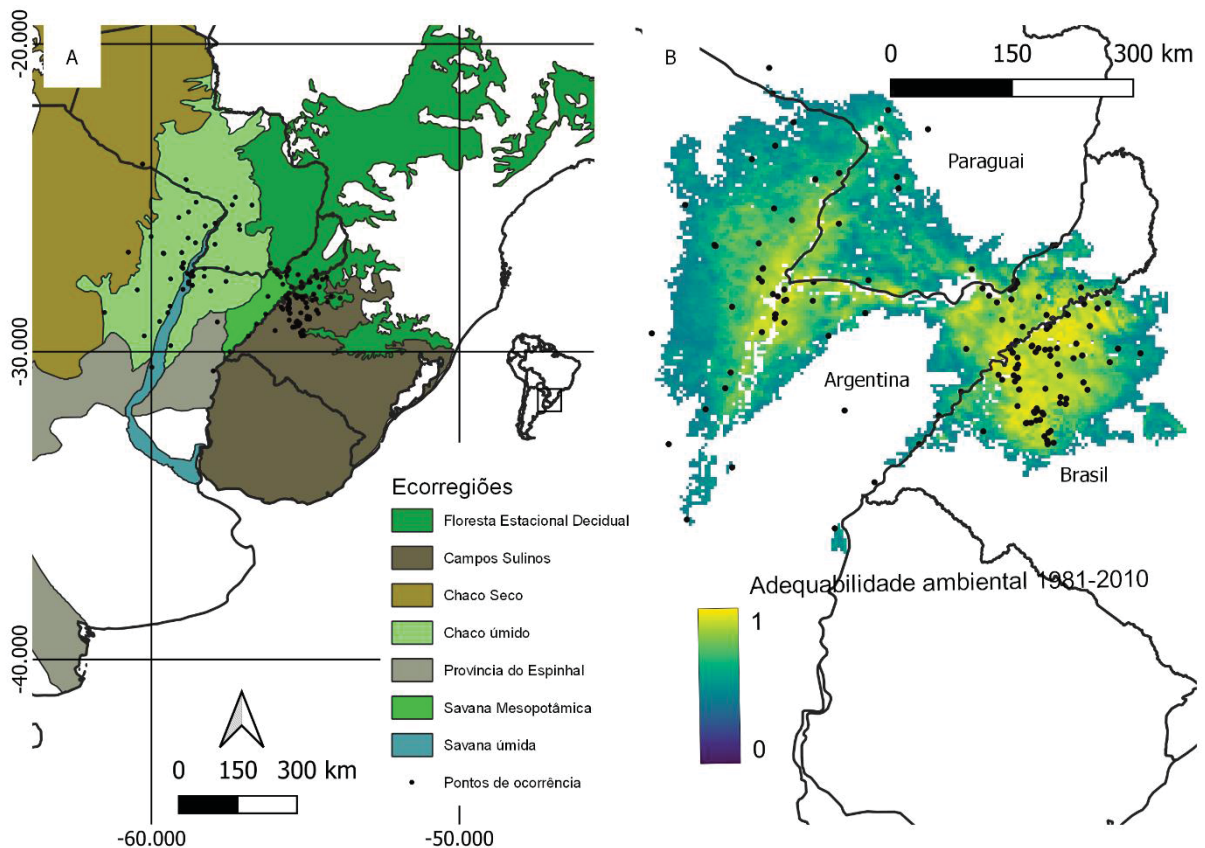
$$Exposição = \frac{\sum \text{Habitat no presente} - \sum \text{Habitat no futuro}}{\sum \text{Habitat no presente}}$$

Os modelos de distribuição da espécie foram treinados e validados utilizando o pacote *ENMTools*, em ambiente R v.4.3.0 e os *rasters* e figuras foram processados no *software* Quantum GIS (ANDRADE et al., 2020; QGIS, 2023; R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2023).

## 3.3 RESULTADOS

O modelo consenso apresentou boa performance com valores 0,81 de AUC, 0,64 Jaccard, 0,78 Sorensen e 0,81 Boyce (ver APÊNDICE 18). A maior área de distribuição de acordo com o modelo ocorre na Argentina (FIGURA 3.1 FIGURA 3.1 - A e B). As presenças confirmadas por coletas de herbário e verificação em campo e o modelo indicam que a espécie ocorre em seis ecorregiões, predominantemente nos campos sulinos no Brasil e no Chaco Úmido na Argentina e Paraguai (FIGURA 3.1 - A). Existem três principais áreas de ocorrência, sendo o noroeste do estado do Rio Grande do Sul no Brasil, a divisa das províncias de Misiones e Corrientes na Argentina, e a fronteira do Paraguai com as províncias argentinas de Corrientes, Chaco e Formosa (FIGURA 3.1 – B). O modelo de distribuição excluiu as regiões com excesso de umidade como a da Savana Mesopotâmica entre os rios Paraná e Uruguai (província de Corrientes) e a Savana úmida do rio Paraná.

FIGURA 3.1 - ÁREA DE ESTUDO COM AS ECORREGIÕES, PONTOS DE OCORRÊNCIA, E ADEQUABILIDADE AMBIENTAL DE *Astronium balansae* NA ARGENTINA, BRASIL E PARAGUAI

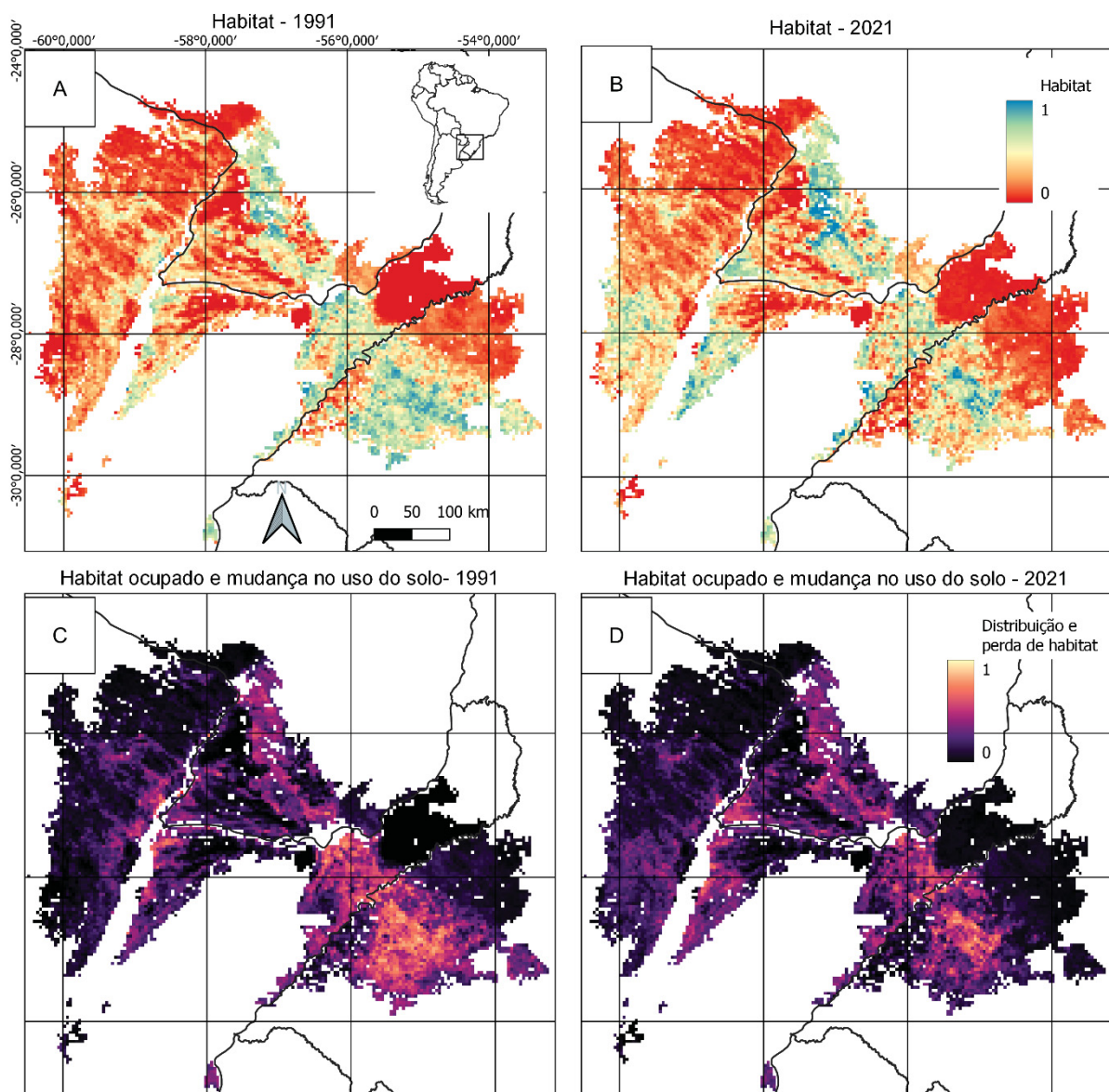


FONTE: O AUTOR (2023).

LEGENDA: (A) Pontos de ocorrência natural da espécie e províncias fitogeográficas da região (DINERSTEIN et al., 2017) (B) Modelo consenso de distribuição da espécie no presente.

Houve consideráveis mudanças no uso e cobertura do solo entre os anos 1991 e 2021 (FIGURA 3.2- A e B). Grande parte do habitat natural da espécie, e.g., campo nativo e savana, foi convertido para outros usos. Assim, o cruzamento entre o modelo de distribuição e a perda de habitat apontam que a espécie apresenta redução na área de distribuição do presente (FIGURA 3.2 - C-D). A área de adequabilidade ambiental da espécie é ~198.798 Km<sup>2</sup> nos três países, com a maior porção em território argentino, perfazendo 54,7 % do total (TABELA 3.1).

FIGURA 3.2 – PERDA DE HABITAT DE *Astronium balansae* ENTRE OS ANOS 1991 E 2021 NOS PAÍSES DE OCORRÊNCIA NATURAL



FONTE: O AUTOR (2023).

LEGENDA: A) Habitat de *A. balansae* em 1991; B) Habitat de *A. balansae* em 2021; C) Habitat ocupado e as mudanças no uso e cobertura do solo 1991; - D) Habitat ocupado e as mudanças no uso e cobertura do solo 2021.

A Argentina possui a maior área de adequabilidade ambiental da espécie ~108.832 km<sup>2</sup>, seguida pelo Brasil (48.081 km<sup>2</sup>) e pelo Paraguai (41.885 km<sup>2</sup>). Contudo, em 1991 essa área já era substancialmente reduzida, perfazendo 28.626; 19.960 e 12.990 km<sup>2</sup> respectivamente em cada um dos países avaliados. As mudanças de uso e cobertura do solo nos últimos 30 anos reduziram substancialmente a área de adequabilidade ambiental da espécie, sendo que o Brasil foi o país com maior perda de habitat (~28,9%), restando apenas 11.006 km<sup>2</sup>. Na Argentina e no Paraguai foi observado um leve aumento do habitat da espécie no ano 2021. Nesse sentido é importante destacar que no cômputo total a espécie perdeu ~6.436 km<sup>2</sup> (21,7%) dos 61.576 km<sup>2</sup> que existiam em 1991 (TABELA 3.1).

TABELA 3.1 – ÁREA TOTAL DE DISTRIBUIÇÃO DE *Astronium balansae* NA ARGENTINA, BRASIL E PARAGUAI E PERDA DE HABITAT EM TRINTA ANOS DE ALTERAÇÕES NO USO E COBERTURA DO SOLO.

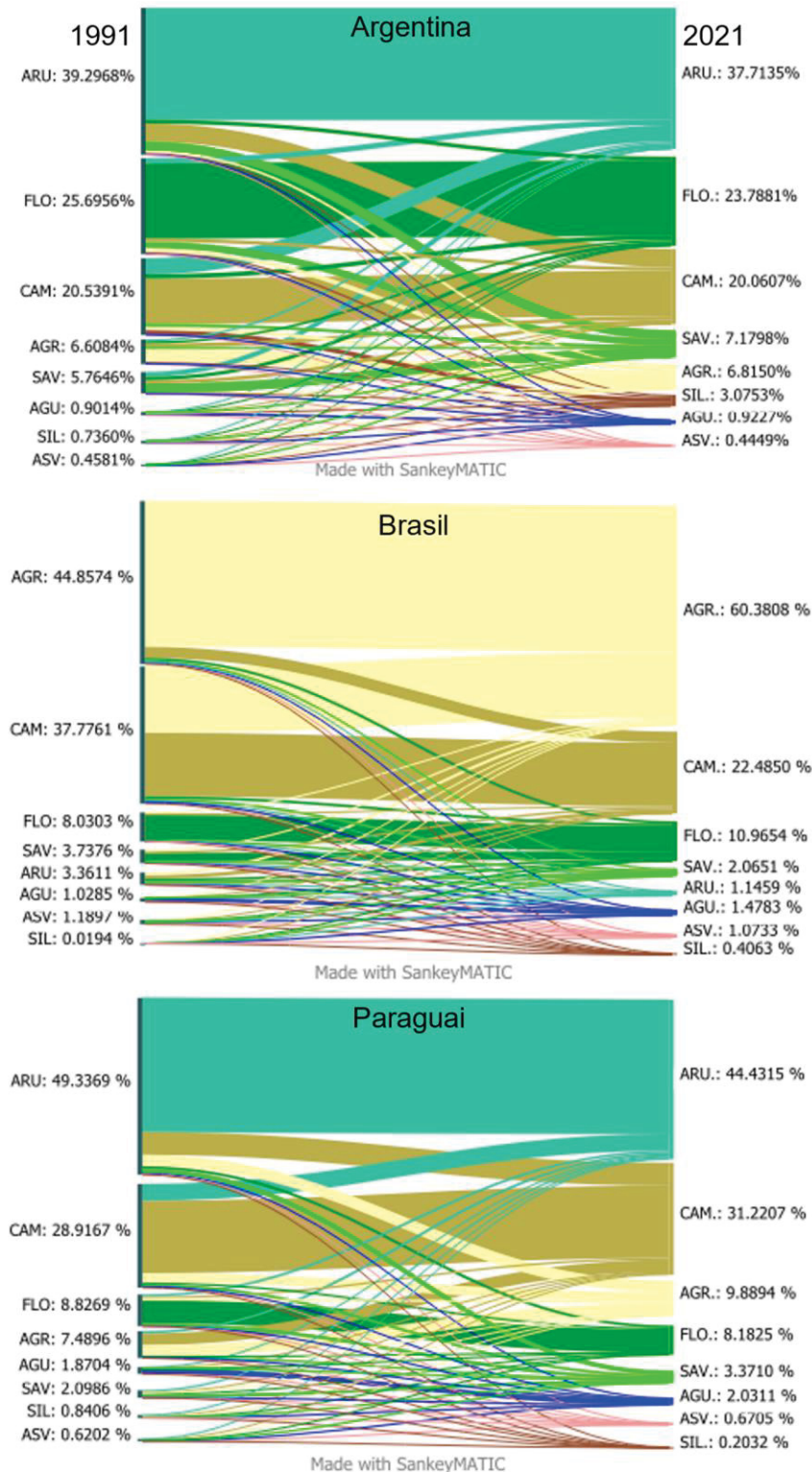
País	Distribuição total (SDM) km <sup>2</sup>	Distribuição descontando a perda de habitat (km <sup>2</sup> )		Diferença entre 1991 e 2021 km <sup>2</sup>	%
		1991	2021		
Argentina	108.832	28.626	29.646	1.020	1,7
Brasil	48.081	19.960	11.006	-8.954	-28,9
Paraguai	41.885	12.990	14.488	1.498	5,5
Total	198.798	61.576	55.140	-6.436	-21,7

FONTE: O AUTOR (2023).

LEGENDA: % percentual de perda de habitat entre 1991 e 2021. SDM: *Species distribution model*

O uso e cobertura do solo variou entre os países avaliados (FIGURA 3.3). Apesar de o modelo demonstrar a maior área adequável para a Argentina, o habitat é reduzido em função do elevado percentual de cobertura de solos hidromórficos ~37,7 % em 2021. Nessa região do país, as áreas campestres perfazem 20,1 %, já as savanas ocupam 7,2 %. O Brasil possui menos áreas úmidas que os demais países, em 1991, apesar do avanço da agricultura na região brasileira, o campo nativo ainda ocupava 37,8 %, totalizando área extensa para a ocorrência da espécie. Atualmente parte dessa área foi convertida para a agricultura, que passou a cobrir 60,4 % da área de distribuição da espécie no país (FIGURA 3.3). A classe de maior cobertura do solo no Paraguai em 2021 foi a de áreas úmidas (44,4 %), que sofreu redução quando comparado com 1991. Parte das áreas úmidas está caracterizada como áreas de campo nativo, perfazendo 31,2 %, sendo o único país em que este tipo de vegetação aumentou (FIGURA 3.3).

FIGURA 3.3 – DIAGRAMA DE MUDANÇAS NO USO E COBERTURA DO SOLO NA REGIÃO DE DISTRIBUIÇÃO DE *Astronium balansae* ENTRE 1991 E 2021.



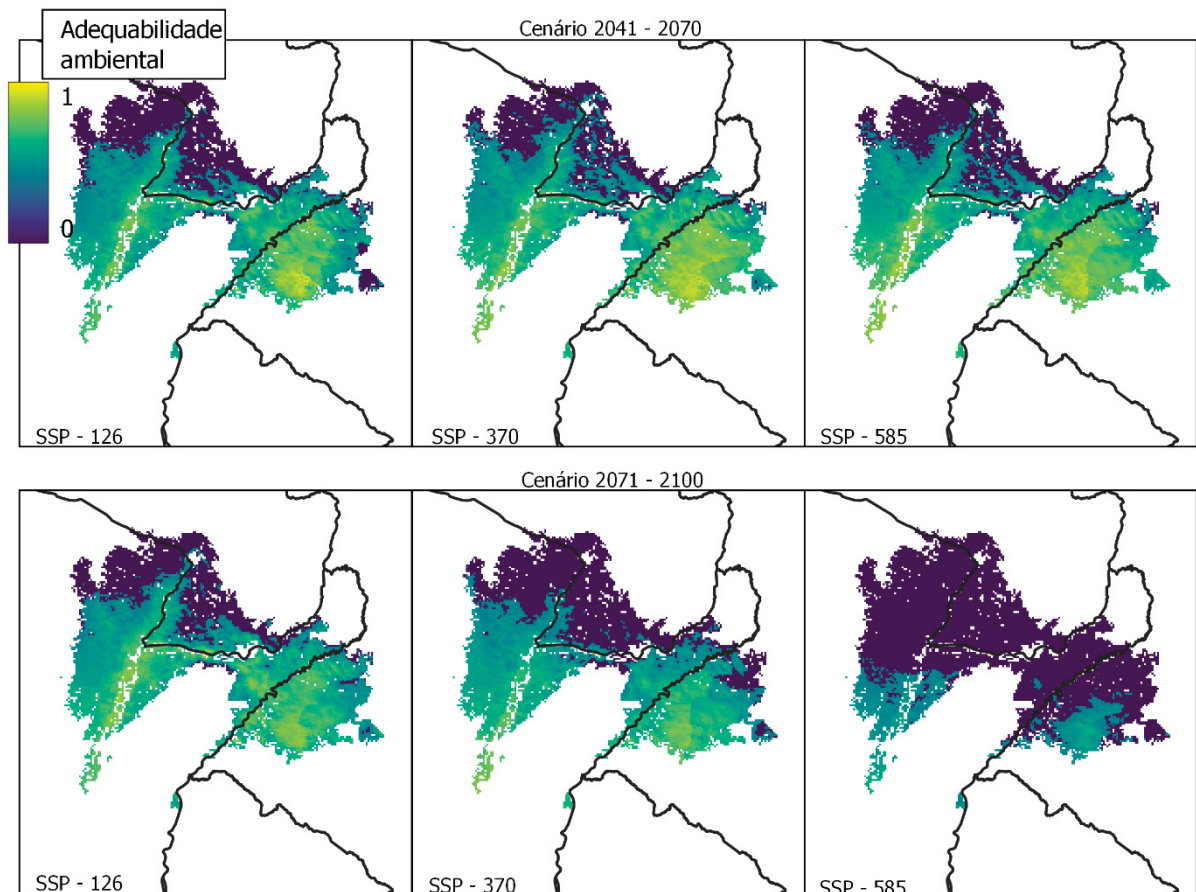
FONTE: O AUTOR (2023).

LEGENDA: AGU: Água; AGR: Agricultura; ARU: Área úmida; ASV: Área Sem Vegetação; CAM: Campo natural; FLO: Floresta; SAV: Savana; SIL: Silvicultura

As projeções avaliadas indicaram perda de habitat em todos os cenários de mudança climática, a região norte do habitat da espécie, essencialmente no Paraguai,

configura-se como totalmente perdida, mesmo nos cenários mais otimistas. No período de 2041-2170 a adequabilidade ambiental da espécie na região Argentina do rio Paraná, bem como na província de Misiones e no Noroeste do estado do Rio grande do Sul, se mantém próximo ao valor máximo (FIGURA 3.4 e FIGURA 3.5). No período de 2071-2100 existem diferenças graduais entre os cenários de mudança climática, em que a adequabilidade vai reduzindo à medida em que os níveis aumentam (FIGURA 3.4 e FIGURA 3.5). Em todas as projeções analisadas a espécie tende a se refugiar ao sul da sua distribuição atual. As maiores reduções da adequabilidade ambiental poderão ocorrer na porção norte da sua distribuição com perda considerável de habitat no SSP 370 e 485 para o período 2071-2100 (FIGURA 3.4 e FIGURA 3.5).

FIGURA 3.4 – PROJEÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO FUTURA DE *Astronium. balansae* EM DIFERENTES CENÁRIOS DE CLIMA E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL.

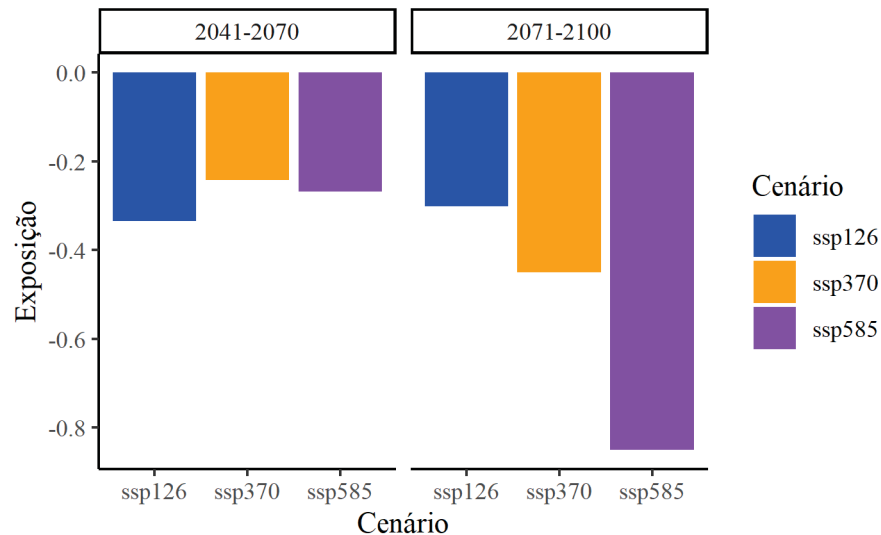


FONTE: O AUTOR (2023).

LEGENDA: Projeção de modelos de distribuição para os períodos 2041-2070 e 2071-2100 (painel superior e inferior), e três cenários de mudança climática (SSP). SSP 126: cenário otimista; SSP 370: cenário intermediário SSP 585: cenário pessimista.

A métrica de exposição demonstra similaridade na perda de habitat nos anos de 2041 – 2017 entre os cenários de mudança climática. E aumento gradual da perda de habitat nos anos 2071-2100 entre os cenários (FIGURA 3.5).

FIGURA 3.5 – ALTERAÇÕES NA EXPOSIÇÃO DE *Astronium balansae* A MUDANÇA CLIMÁTICA PARA CADA CENÁRIO FUTURO



LEGENDA: períodos 2041-2070 e 2071-2100, e três cenários de mudança climática (SSP). SSP 126: cenário otimista; SSP 370: cenário intermediário SSP 585: cenário pessimista.

### 3.4 DISCUSSÃO

Apesar de o modelo de distribuição predizer áreas relativamente amplas para *A. balansae* nos três países, as mudanças no uso e cobertura do solo demonstram que a distribuição da espécie vem sofrendo considerável redução decorrente das ações antrópicas. Foi possível quantificar as mudanças no uso e cobertura do solo, bem como descrever as principais causas das perdas de habitat da espécie. A maior perda de habitat ocorreu no território brasileiro, com a conversão de campos nativos para áreas agrícolas. Ao contrário, na Argentina e no Paraguai não foram observadas perdas relevantes de habitat.

Nesse contexto, é importante destacar que as mudanças no uso e na cobertura do solo têm impacto significativo na redução de habitats de espécies arbóreas (CALAMBÁS-TROCHEZ et al., 2021; ZWIENER et al., 2017). A área perdida no território brasileiro foi principalmente convertida para agricultura, com redução da porcentagem de cobertura de campo natural de 37% em 1991 para apenas 22% em

2021. A mudança no uso do solo foi predominantemente impulsionada pelo avanço da cultura da soja na região noroeste do estado do Rio Grande do Sul (OLIVEIRA, et al., 2017a; SONG et al., 2021). Esses resultados corroboram com a perda de 26% das áreas de campos naturais no estado do Rio Grande do Sul entre 1975 e 2005 (OLIVEIRA, et al., 2017a), destacando a falta de atenção por parte das autoridades e institutos de pesquisa para a região de estudo (OLIVEIRA, et al., 2017a; OVERBECK, 2007; RIBEIRO et al., 2021). Atualmente, o Rio Grande do Sul possui pouca cobertura por Unidades de Conservação (RIBEIRO et al., 2021), evidenciando a falta de proteção frente às drásticas mudanças na paisagem ocorridas nas últimas duas décadas (OLIVEIRA, et al., 2017a).

A legislação brasileira determina que propriedades rurais mantenham 20% de reserva legal com manutenção da cobertura vegetal original sem supressão total (BRASIL, 2012), o que é estratégico para estabelecer conexões entre áreas de preservação e Unidades de Conservação. Entretanto, a considerável fragmentação do ambiente e a ausência de Unidades de Conservação (RIBEIRO et al., 2021) fazem com que, mesmo com a proteção de 20%, as áreas de ocorrência da espécie tendam a se tornar isoladas. É relevante ressaltar que as medidas de conservação e regulação do uso do solo são relativamente escassas em países em desenvolvimento e frequentemente enfrentam dificuldades de implementação (HU et al., 2021). Além disso, a conversão de áreas de campos contribui para o aumento das emissões de carbono no curto prazo (CASTAÑO-SÁNCHEZ et al., 2021), agravando os cenários climáticos e aumentando o risco de extinção de espécies, como no caso de *A. balansae*.

Apesar do aumento da área da adequabilidade para a espécie na Argentina e no Paraguai, é provável que a dispersão seja restrita, devido à limitação da mobilidade da espécie em função da fragmentação dos campos e à pressão do pastejo excessivo, dificultando a recolonização dessas áreas. Espécies com distribuição geograficamente restrita em geral têm baixa capacidade de dispersão e estabelecimento de populações viáveis (BAUR, 2014). Este estudo não abordou a dispersão de *A. balansae*, mas pesquisas recentes em espécies raras destacam a importância da distância de dispersão para a sobrevivência e colonização de novas áreas (DI MUSCIANO et al., 2020), indicando que futuros estudos com esta espécie devem abordar a capacidade de dispersão e colonização de novos habitats.

Dos seis cenários projetados para a distribuição futura de *A. balansae*, cinco serão adequados nos próximos 40 a 100 anos, porém em todos existe alguma perda de habitat na região norte da ocorrência atual. O único cenário que apresenta uma perda considerável de área é o ssp585 no período de 2071-2100. Esses cenários sugerem que iniciativas de conservação *in situ* da espécie podem ter sucesso nos próximos anos, se implementadas a curto prazo (VOLIS, 2016) principalmente ao sul da área de ocorrência atual.

Embora a avaliação dos efeitos das mudanças climáticas na ocorrência de espécies deva ser feita com cautela, dada à complexidade dos fatores envolvidos (THUILLER et al., 2008), mudanças climáticas associadas à redução de habitat são fatores cruciais a serem considerados no âmbito da extinção de espécies (DELLA ROCCA; MILANESI, 2020; DI MUSCIANO et al., 2020). No entanto, os resultados sugerem que, apesar da redução de habitat e das mudanças no uso do solo, a região do extremo noroeste do estado do Rio Grande do Sul, na divisa com a província de Misiones, e nas regiões próximas ao rio Paraná na Argentina e Paraguai mantém a aptidão para projetos de conservação da espécie. É importante destacar que, em cenários de mudanças climáticas futuras, a adequabilidade ambiental na região norte da atual área de distribuição é perdida.

As mudanças climáticas e a conversão de habitats naturais são consideradas as principais causas da perda de biodiversidade (ASNER et al., 2010; BRODIE et al., 2012; DELLA ROCCA; MILANESI, 2020; LEMES et al., 2014). Apesar das mudanças no uso do solo, *A. balansae* parece ter capacidade de persistir no ambiente nos próximos 100 anos, em cenários otimistas e intermediários de emissões atmosféricas e mudanças climáticas. Isso ressalta a importância de se estabelecer Unidades de Conservação e outras medidas de conservação *in situ*, não apenas para a *A. balansae*, mas também para outras espécies dos ecossistemas relacionados (CALAMBÁS-TROCHEZ et al., 2021). Vale mencionar que as Unidades de Conservação representam uma estratégia eficaz para a conservação de espécies diante das mudanças climáticas (ARAÚJO et al., 2011; HANNAH et al., 2007) e que, apesar da pressão antrópica, a adequabilidade climática presente e futura da região de ocorrência de *A. balansae* possui vocação para iniciativas de conservação da espécie *in situ* (VOLIS, 2016).

Devido à ocorrência simultânea da espécie em três países, estratégias de conservação integradas devem ser desenvolvidas, superando as barreiras

geográficas, em especial no Brasil e no Paraguai onde a espécie é considerada em perigo de extinção (LUZ et al., 2013; SEAM, 2018). Nesse sentido, um dos desafios para sua conservação integrada é a diversidade de ecorregiões em que a espécie ocorre, com características ambientais, abrangendo desde campos até o Chaco seco (DINERSTEIN et al., 2017). Portanto, o planejamento para a conservação deve ser adaptado a cada ecorregião. Espécies vegetais não são delimitadas por barreiras geopolíticas, o que enfatiza a importância da colaboração internacional na preservação (VELAZCO et al., 2023). Por outro lado, no caso de *A. balansae*, a disparidade nas mudanças de uso do solo, como no Brasil, também requer abordagens específicas em cada país.

A região de ocorrência da espécie na Argentina é denominada "*Campos y Urundayzales*", devido à elevada abundância da espécie (OYARZABAL et al., 2018). Este estudo também evidencia que a espécie está presente no lado brasileiro, embora sem a devida atenção das autoridades e centros de pesquisa, apesar de representar uma paisagem distinta, compreendendo desde os campos sulinos até a floresta decidual. Assim, é importante que esforços sejam conduzidos, com base nos resultados do presente estudo, buscando áreas com abundância da espécie nos três países (VOLIS; DENG, 2020) para implementação de planos de conservação *in situ*. No Brasil, políticas de conservação dos campos naturais, habitat da espécie, e a expansão da rede de Unidades de Conservação, são necessárias, visando não apenas *A. balansae*, mas também outras espécies (CALAMBÁS-TROCHEZ et al., 2021).

### 3.5 CONCLUSÃO

As principais mudanças no uso e cobertura do solo na região de distribuição da espécie nos últimos trinta anos foram a conversão de áreas de campo natural em área agrícola predominantemente no Brasil, sendo que na Argentina e no Paraguai não ocorreram mudanças de grande relevância.

O efeito das mudanças climáticas futuras irá influenciar negativamente a região norte de ocorrência atual da espécie em todos os modelos avaliados, indicando que a espécie apresenta tendência a migrar para o sul da atual área de ocorrência.

As áreas prioritárias para a conservação da espécie podem ser elaboradas principalmente na região de divisa da Argentina com o Brasil, e com o Paraguai, além

de parte do noroeste do estado do Rio Grande do Sul, pois essas são as que apresentam adequabilidade para a espécie em cenários futuros e ainda possuem áreas contínuas sem conversão.

Assim a demarcação de áreas de conservação para a espécie é medida urgente, bem como novos estudos da quantificação das florestas com *Astronium balansae* na região onde ocorre.

#### 4 CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

As conclusões desta tese se baseiam na caracterização das áreas de ocorrência natural de *Astronium balansae*, bem como nas suas interações ecológicas bióticas e abióticas, com projeções para a distribuição da espécie no futuro. Com base nessas informações, diversas ações podem ser empreendidas para garantir a preservação da espécie, tanto *in situ* quanto *ex situ*.

A partir da caracterização da fenologia da espécie, é possível desenvolver calendários de coleta de sementes, fundamentais para ações *ex situ*, como a formação de bancos de sementes, coleções vivas *ex situ* e migração assistida. Dado o status de ameaça da espécie, isso poderia aumentar a disponibilidade de mudas para iniciativas de restauração nas áreas onde ela ocorre naturalmente. Além disso, considera-se que estudos que avaliem a variabilidade genética das populações e a viabilidade polínica em função da partição ambiental podem fornecer direcionamentos relevantes sobre aspectos da biologia reprodutiva da espécie, que não foram abordados nesta tese.

A caracterização da regeneração natural trouxe constatações dos efeitos do sobrepastejo em áreas cruciais para o crescimento das populações de *A. balansae*, bem como um entendimento de como se dão certas interações bióticas e abióticas no processo de recrutamento. Nesse sentido, práticas de manejo visando a redução do pastejo ou a rotação de animais poderiam favorecer a regeneração natural da espécie em áreas de borda. Vale ressaltar que a espécie interage com outras espécies lenhosas formando núcleos com diâmetros superiores a 2 metros, e as interações ecológicas desses núcleos de vegetação não foram abordadas nesta tese. Futuros estudos podem se dedicar a compreender a dinâmica desses ambientes entre os campos e florestas.

Por fim, é importante destacar que o habitat da espécie sofreu redução, em especial no Brasil, nos últimos 30 anos e a fragmentação das áreas de campo pode resultar no isolamento dos bosques com *A. balansae*, levando à erosão genética. Outro aspecto não avaliado é o eventual efeito dos pesticidas da soja sobre os polinizadores da espécie, já que a expansão da monocultura pode causar prejuízos nesse sentido. Dado o potencial de adequação ambiental da espécie para os próximos 100 anos em cenários otimistas e intermediários de emissão, várias ações in situ podem ser adotadas para sua conservação em habitat natural. Isso inclui a criação de áreas protegidas, o desenvolvimento de políticas visando a redução da conversão dos campos do sul do Brasil, promovendo a preservação da espécie na natureza, além de medidas de fiscalização contra a retirada e venda ilegal de madeira.

## REFERÊNCIAS

- AGOSTINELLI, C.; LUND, U. **R package 'circular': Circular Statistics**. Versão 0.4-95. 2022.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONCALVES, J. L. D. *et al.* Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v.22, n.6, p. 711-728, Dec 2013.
- ALVES, C. A. B.; RIBEIRO, J. E. D. S.; GUERRA, N. M.; SOUZA, R. S. *et al.* Local and regional distribution of *Myracrodruon urundeuva* Allemão (Anacardiaceae) in the semi-arid region of northeastern Brazil. **Revista Brasileira de Geografia Física** v. 12, n. 3, p. 944-960, 2019.
- AMATULLI, G.; MCINERNEY, D.; SETHI, T.; STROBL, P. *et al.* Geomorpho90m, empirical evaluation and accuracy assessment of global high-resolution geomorphometric layers. **Scientific Data**, v. 7, n. 1, 2020.
- ANDRADE, A. F. A. D.; VELAZCO, S. J. E.; DE MARCO JÚNIOR, P. ENMTML: An R package for a straightforward construction of complex ecological niche models. **Environmental Modelling & Software**, 125, p. 104615, 2020.
- ANDRADE, B. O.; DRÖSE, W.; AGUIAR, C. A. D.; AIRES, E. T. *et al.* 12,500+ and counting: biodiversity of the Brazilian Pampa. **Frontiers of Biogeography**, v. 15, n. 2, 2023.
- ANDRADE, B. O.; KOCH, C.; BOLDRINI, I. I.; VÉLEZ-MARTIN, E. *et al.* Grassland degradation and restoration: a conceptual framework of stages and thresholds illustrated by southern Brazilian grasslands. **Natureza & Conservação**, v. 13, n. 2, p. 95-104, 2015.
- ARAUJO, A. C. B.; ARAUJO, H. J. B.; CALLEGARO, R. M.; ANDRZEJEWSKI, C. *et al.* Estrutura de dois componentes arbóreos de floresta subtropical ripária na campanha gaúcha, sant'ana do livramento, RS. **Floresta**, v. 46, n. 4, p. 481-490, 2016.
- ARAÚJO, M. B.; ALAGADOR, D.; CABEZA, M.; NOGUÉS-BRAVO, D. *et al.* Climate change threatens European conservation areas. **Ecology Letters**, v. 14, n. 5, p. 484-492, 2011.
- ASNER, G. P.; LOARIE, S. R.; HEYDER, U. Combined effects of climate and land-use change on the future of humid tropical forests. **Conservation Letters**, v. 3, n. 6, p. 395-403, 2010.
- ATHAYDE, E. A.; GIEHL, E. L. H.; BUDKE, J. C.; GESING, J. P. A. *et al.* Fenologia de espécies arbóreas em uma floresta ribeirinha em Santa Maria, sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 7, n. 1, p. 43-51, 2009.

ATHAYDE, E. A.; MORELLATO, L. P. C. Anthropogenic edges, isolation and the flowering time and fruit set of *Anadenanthera peregrina*, a cerrado savanna tree. **International Journal of Biometeorology**, v. 58, n. 4, p. 443-454, 2014.

AUGSPURGER, C. K.; FRANSON, S. E.; CUSHMAN, K. C. Wind dispersal is predicted by tree, not diaspore, traits in comparisons of Neotropical species. **Functional Ecology**, v. 31, n. 4, p. 808-820, 2017.

BAEZA, S.; PARUELO, J. M. Land Use/Land Cover Change (2000–2014) in the Rio de la Plata Grasslands: An Analysis Based on MODIS NDVI Time Series. **Remote Sensing**, v. 12, n. 3, p. 381, 2020.

BAEZA, S.; VÉLEZ-MARTIN, E.; DE ABELLEYRA, D.; BANCHERO, S. *et al.* Two decades of land cover mapping in the Río de la Plata grassland region: The MapBiomass Pampa initiative. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 28, p. 100834, 2022.

BAIDOO, R.; ARKO-ADJEI, A.; POKU-BOANSI, M.; QUAYE-BALLARD, J. A. *et al.* Land use and land cover changes implications on biodiversity in the Owabi catchment of Atwima Nwabiagya North District, Ghana. **Heliyon**, v. 9, n. 5, p. e15238, 2023.

BARAZA; E. ZAMORA; R. HÓDAR, A. Conditional outcomes in plant–herbivore interactions: neighbours' matter. **Oikos**, v. 113, n. 1, p. 148– 156., 2006

BARBOSA, F. M.; ARAUJO, M. M.; AIMI, S. C.; FANTINEL, V. S. *et al.* Germination, sanity, and store of *Myracrodruon balansae* diaspores. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias - Brazilian Journal of Agricultural Sciences**, v. 16, n. 4, p. 1-7, 2021.

BAUR, B. Dispersal-limited species – A challenge for ecological restoration. **Basic and Applied Ecology**, v. 15, n. 7, p. 559-564, 2014.

BERNARDI, R. E.; BUDDEBERG, M.; ARIM, M.; HOLMGREN, M. Forests expand as livestock pressure declines in subtropical South America. **Ecology and Society**, v. 24, n. 2, 2019.

BERNARDI, R. E.; HOLMGREN, M.; ARIM, M.; SCHEFFER, M. Why are forests so scarce in subtropical South America? The shaping roles of climate, fire and livestock. **Forest Ecology and Management**, v. 363, p. 212-217, 2016.

BOBIEC, A.; KUIJPER, D. P. J.; NIKLASSON, M.; ROMANKIEWICZ, A. *et al.* Oak (*Quercus robur* L.) regeneration in early successional woodlands grazed by wild ungulates in the absence of livestock. **Forest Ecology and Management**, v. 262, n. 5, p. 780-790, 2011.

BOLIGON, A. A.; LONGHI, S. J.; MURARI, A. B.; HACK, C. Aspectos fitossociológicos de um fragmento da floresta natural de *Astronium balansae* engl., no município de Bossoroca, RS. **Ciência Rural**, v. 35, n. 5, p. 1075-1082, 2005.

BOUCHER, O.; SERVONNAT, J.; ALBRIGHT, A. L.; AUMONT, O. *et al.* Presentation and Evaluation of the IPSL-CM6A-LR Climate Model. **Journal of Advances in Modeling Earth Systems**, v. 12, n. 7, p. e2019MS002010, 2020.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Brasil, pp.

BRODIE, J.; POST, E.; LAURANCE, W. F. Climate change and tropical biodiversity: a new focus. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 27, n. 3, p. 145-150, 2012.

BURGESS, M. D.; EATON, M. A.; GREGORY, R. D. A review of spatial patterns across species ranges to aid the targeting of conservation interventions. **Biological Conservation**, v. 251, p. 108755, 2020.

CALAMBÁS-TROCHEZ, L. F.; VELAZCO, S. J. E.; HOFFMANN, P. M.; GURSKI, E. M. *et al.* Climate and land-use changes coupled with low coverage of protected areas threaten palm species in South Brazilian grasslands. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 3, p. 345-353, 2021.

CALDAS, M. M.; GOODIN, D.; SHERWOOD, S.; CAMPOS KRAUER, J. M. *et al.* Land-cover change in the Paraguayan Chaco: 2000–2011. **Journal of Land Use Science**, v. 10, n. 1, p. 1-18, 2015.

CAMPANELLA, M. V.; BISIGATO, A. J.; BERTILLER, M. B. Environmental controls of plant phenology in twelve desert plant species in the Patagonian Monte, Argentina. **Acta Oecologica**, v. 108, p. 103656, 2020.

CARDOSO, A. W.; OLIVERAS, I.; ABERNETHY, K. A.; JEFFERY, K. J. *et al.* A distinct ecotonal tree community exists at central African forest–savanna transitions. **Journal of Ecology**, v. 109, n. 3, p. 1170-1183, 2021.

CARDOSO, F. C. G.; ZWIENER, V. P.; MARQUES, M. C. M. Tree phenology along a successional gradient of tropical Atlantic Forest. **Journal of Plant Ecology**, v. 12, n. 2, p. 272–280, 2019.

CARLUCCI, M. B.; DUARTE, L. D. S.; PILLAR, V. D. Nurse rocks influence forest expansion over native grassland in southern Brazil. **Journal of Vegetation Science**, v. 22, n. 1, p. 111-119, 2011a.

CARLUCCI, M. B.; LUZA, A. L.; HARTZ, S. M.; DUARTE, L. D. S. Forests, shrublands and grasslands in southern Brazil are neglected and have specific needs for their conservation. Reply to Overbeck *et al.* **Natureza & Conservação**, v. 14, n. 2, p. 155-157, 2016.

CARLUCCI, M. B.; TEIXEIRA, F. Z.; BRUM, F. T.; DUARTE, L. D. S. Edge expansion of Araucaria forest over southern Brazilian grasslands relies on nurse plant effect. **Community Ecology**, v. 12, n. 2, p. 196-201, 2011b.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies Arbóreas Brasileiras**. . Colombo, PR: EMBRAPA Florestas, 2003. 1039 p.

- CASTAÑO-SÁNCHEZ, J. P.; IZAURRALDE, R. C.; PRINCE, S. D. Land-use conversions from managed grasslands to croplands in Uruguay increase medium-term net carbon emissions to the atmosphere. **Journal of Land Use Science**, v. 16, n. 3, p. 240-259, 2021.
- CHIAPERO, A. L.; AGUILAR, R.; GALFRASCOLI, G. M.; BERNARDELLO, G. *et al.* Reproductive resilience to habitat fragmentation of *Lithraea molleoides* (Anacardiaceae), a dominant dioecious tree from the Chaco Serrano. **Forest Ecology and Management**, v. 492, p. 119215, 2021.
- CRISTÓBAL-PÉREZ, E. J.; FUCHS, E. J.; MARTÉN-RODRÍGUEZ, S.; QUESADA, M. Habitat fragmentation negatively affects effective gene flow via pollen, and male and female fitness in the dioecious tree, *Spondias purpurea* (Anacardiaceae). **Biological Conservation**, v. 256, p. 109007, 2021.
- DEBELE, S. E.; BOGDANOWICZ, E.; STRUPCZEWSKI, W. G. Around and about an application of the GAMLSS package to non-stationary flood frequency analysis. **Acta Geophysica**, v. 65, n. 4, p. 885-892, 2017.
- DELLA ROCCA, F.; MILANESI, P. Combining climate, land use change and dispersal to predict the distribution of endangered species with limited vagility. **Journal of Biogeography**, v. 47, n. 7, p. 1427-1438, 2020.
- DI MUSCIANO, M.; DI CECCO, V.; BARTOLUCCI, F.; CONTI, F. *et al.* Dispersal ability of threatened species affects future distributions. **Plant Ecology**, v. 221, n. 4, p. 265-281, 2020.
- DÍAZ, S.; SETTELE, J.; BRONDÍZIO, E. S.; NGO, H. T. *et al.* Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. **Science**, v. 366, n. 6471, p. eaax3100, 2019.
- DINERSTEIN, E.; OLSON, D.; JOSHI, A.; VYNNE, C. *et al.* An Ecoregion-Based Approach to Protecting Half the Terrestrial Realm. **BioScience**, v. 67, n. 6, p. 534-545, 2017.
- DUARTE, L. D. S.; DOS-SANTOS, M. M. G.; HARTZ, S. M.; PILLAR, V. D. Role of nurse plants in Araucaria Forest expansion over grassland in south Brazil. **Austral Ecology**, v. 31, n. 4, p. 520-528, 2006.
- DUDLEY, N.; EUFEMIA, L.; FLECKENSTEIN, M.; PERIAGO, M. E. *et al.* Grasslands and savannahs in the UN Decade on Ecosystem Restoration. **Restoration Ecology**, v. 28, n. 6, p. 1313-1317, 2020.
- ELDRIDGE, D. J.; DELGADO-BAQUERIZO, M.; TRAVERS, S. K.; VAL, J. *et al.* Do grazing intensity and herbivore type affect soil health? Insights from a semi-arid productivity gradient. **Journal of Applied Ecology**, v. 54, n. 3, p. 976-985, 2017.
- FARIA, N.; PECO, B.; CARMONA, C. P. Effects of haying on vegetation communities, taxonomic diversity and sward properties in mediterranean dry

grasslands: A preliminary assessment. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 251, p. 48-58, 2018.

FARWIG, N.; RANDRIANIRINA, E. F.; VOIGT, F. A.; KRAEMER, M. *et al.* Pollination ecology of the dioecious tree *Commiphora guillauminii* in Madagascar. **Journal of Tropical Ecology**, v. 20, n. 3, p. 307-316, 2004.

FERRARINI, A.; SELVAGGI, A.; ABELI, T.; ALATALO, J. M. *et al.* Planning for assisted colonization of plants in a warming world. **Scientific Reports**, v. 6, n. 1, p. 28542, 2016.

FERREIRA, T. S.; PELISSARO, T. M.; EISINGER, S. M.; RIGHI, E. Z. *et al.* Fenologia de espécies nativas arbóreas na região central do estado do Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 3 2017.

FIDELIS, A.; OVERBECK, G. E.; PILLAR, V. D.; PFADENHAUER, J. The ecological value of *Eryngium horridum* maintaining biodiversity in subtropical grasslands. **Austral Ecology**, v. 34, n. 5, p. 558-566, 2009.

FLORA E FUNGA DO BRASIL. Rio de Janeiro, Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2023. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> Acesso em: 30 jul.

FONSECA, C. R.; VENTICINQUE, E. M. Biodiversity conservation gaps in Brazil: A role for systematic conservation planning. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 2, p. 61-67, 2018.

FOURCADE, Y.; ENGLER, J. O.; RÖDDER, D.; SECONDI, J. Mapping Species Distributions with MAXENT Using a Geographically Biased Sample of Presence Data: A Performance Assessment of Methods for Correcting Sampling Bias. **PLoS ONE**, v. 9, n. 5, p. e97122, 2014.

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

GIMÉNEZ, A. M.; MOGLIA, J. G. **Árboles del Chaco Argentino: Guía para el reconocimiento dendrológico**. Santiago del Estero: Universidad Nacional de Santiago del Estero, 2003. 307 p.

GÓMEZ-APARICIO, L. The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: a meta-analysis across life-forms and ecosystems. **Journal of Ecology**, v. 97, n. 6, p. 1202-1214, 2009.

GÓMEZ-APARICIO, L.; ZAMORA, R.; CASTRO, J.; HÓDAR, J. A. Facilitation of tree saplings by nurse plants: Microhabitat amelioration or protection against herbivores? **Journal of Vegetation Science**, v. 19, n. 2, p. 161-172, 2008.

GRIMM, A. M. How do La Niña events disturb the summer monsoon system in Brazil? **Climate Dynamics**, v. 22, n. 2, p. 123-138, 2004.

GRIMM, A. M.; ALMEIDA, A. S.; BENETI, C. A. A.; LEITE, E. A. The combined effect of climate oscillations in producing extremes: the 2020 drought in southern Brazil. **Brazilian Journal of Water Resources**, v. 25, e48, 2020.

GUERRA, A.; REIS, L. K.; BORGES, F. L. G.; OJEDA, P. T. A. *et al.* Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. **Forest Ecology and Management**, v. 458, Feb 15 2020.

GUIGNABERT, A.; AUGUSTO, L.; GONZALEZ, M.; CHIPEAUX, C. *et al.* Complex biotic interactions mediated by shrubs: Revisiting the stress-gradient hypothesis and consequences for tree seedling survival. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 7, p. 1341-1350, 2020.

GUTJAHR, O. P., D. LOHMANN, K. JUNGCLAUS, J. H. VON STORCH, J.-S. BRÜGGEMANN, N. HAAK, H. STÖSSEL, A. . Max Planck Institute Earth System Model (MPI-ESM1.2) for the High-Resolution Model Intercomparison Project (HighResMIP). **Geosci. Model Dev**, v. 12, p. 3241–3281, 2019.

HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. F. *et al.* Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Sci Adv**, v. 1, n. 2, p. e1500052, Mar 2015.

HANNAH, L.; MIDGLEY, G.; ANDELMAN, S.; ARAÚJO, M. *et al.* Protected area needs in a changing climate. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, n. 3, p. 131-138, 2007.

HE, X.; LIANG, J.; ZENG, G.; YUAN, Y. *et al.* The Effects of Interaction between Climate Change and Land-Use/Cover Change on Biodiversity-Related Ecosystem Services. **Global Challenges**, v. 3, n. 9, p. 1800095, 2019.

HELD, I. M.; GUO, H.; ADCROFT, A.; DUNNE, J. P. *et al.* Structure and Performance of GFDL's CM4.0 Climate Model. **Journal of Advances in Modeling Earth Systems**, v. 11, n. 11, p. 3691-3727, 2019.

HENGL, T.; DE JESUS, J. M.; MACMILLAN, R. A.; BATJES, N. H. *et al.* SoilGrids1km — Global Soil Information Based on Automated Mapping. **PLoS ONE**, v. 9, n. 8, p. e105992, 2014. Disponível em: <https://soilgrids.org> Acesso em: 30 jul.

HIJMANS, R. J. **meteor: Meteorological Data Manipulation**. Versão 0.3-4. 2019. R package.

HOFFMANN, P. M.; BLUM, C. T.; VELAZCO, S. J. E.; GILL, D. J. C. *et al.* Identifying target species and seed sources for the restoration of threatened trees in southern Brazil. **Oryx**, v. 49, n. 3, p. 425-430, 2015.

HU, X.; HUANG, B.; VERONES, F.; CAVALETT, O. *et al.* Overview of recent land-cover changes in biodiversity hotspots. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 19, n. 2, p. 91-97, 2021.

IBGE, **Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico: inventário das formações florestais e campestres: técnicas e manejo de coleções botânicas: procedimentos para mapeamentos**. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 272 p.

IBGE, **Manual Técnico de Geociências**. Rio de Janeiro: IBGE, 2019. 50 p.

ILER, A. M.; COMPAGNONI, A.; INOUE, D. W.; WILLIAMS, J. L. *et al.* Reproductive losses due to climate change-induced earlier flowering are not the primary threat to plant population viability in a perennial herb. **Journal of Ecology**, v. 107, n. 4, p. 1931-1943, 2019.

ISELL, F.; BALVANERA, P.; MORI, A. S.; HE, J. S. *et al.* Expert perspectives on global biodiversity loss and its drivers and impacts on people. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 21, n. 2, p. 94–103, 2022.

JUSTINIANO, M. J.; FREDERICKSEN, T. S. Phenology of Tree Species in Bolivian Dry Forests. **Biotropica**, v. 32, n. 2, p. 276-281, 2000.

KARGER, D. N.; CONRAD, O.; BÖHNER, J.; KAWOHL, T. *et al.* Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. **Scientific Data**, v. 4, n. 1, p. 170122, 2017.

KEHOE, L.; ROMERO-MUÑOZ, A.; POLAINA, E.; ESTES, L. *et al.* Biodiversity at risk under future cropland expansion and intensification. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 8, p. 1129-1135, 2017.

KELLER, H. A.; VELAZCO, S. J. E.; KRAUCZUK, E. R. Regeneration of woody plants under isolated shrubs in a sector of the Iberá marshlands, Corrientes Province, Argentina, ethnoecological implications. **Bonplandia**, v. 25, n. 2, p. 103, 2016.

KRISHNA, S.; SOMANATHAN, H. Intersexual mimicry and flowering phenology facilitate pollination in a dioecious habitat specialist species, *Myristica fatua* (Myristicaceae). **Plant Ecology**, v. 219, n. 10, p. 1247-1257, 2018.

KUDO, G. Landscape Structure of Flowering Phenology in Alpine Ecosystems: Significance of Plant–Pollinator Interactions and Evolutionary Aspects. *In*: KUDO, G. (Ed.). **Structure and Function of Mountain Ecosystems in Japan: Biodiversity and Vulnerability to Climate Change**. Tokyo: Springer Japan, 2016. p. 41-62.

LEÃO, T. C. C.; REINHARDT, J. R.; NIC LUGHADHA, E.; REICH, P. B. Projected impacts of climate and land use changes on the habitat of Atlantic Forest plants in Brazil. **Global Ecology and Biogeography**, v. 30, n. 10, p. 2016-2028, 2021.

LEMES, P.; MELO, A. S.; LOYOLA, R. D. Climate change threatens protected areas of the Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 23, n. 2, p. 357-368, 2014.

LENTH, R. V. **emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package**. Versão 1.8.6. 2023.

LI, C.; CHEN, Y.; YANG, F.; WANG, D. *et al.* Population structure and regeneration dynamics of *Firmiana major*, a dominant but endangered tree species. **Forest Ecology and Management**, v. 462, p. 117993, 2020.

LIANG, L.; SCHWARTZ, M. D. Landscape phenology: an integrative approach to seasonal vegetation dynamics. **Landscape Ecology**, v. 24, n. 4, p. 465-472, 2009.

LIMA, M. S. D.; DAMASCENO-JUNIOR, G. A. Phenology and dispersal syndromes of woody species in deciduous forest fragments of the Pantanal in Mato Grosso do Sul State, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 34, n. 2, p. 312-326, 2020.

LINDMAN, C. A. M. **A vegetação No Rio Grande do Sul**. Belo Horizonte: Itatiaia; São Paulo, 1906. 390 p.

LIU, N.; GARCIA, M.; SINGH, A.; CLARE, J. D. J. *et al.* Trail camera networks provide insights into satellite-derived phenology for ecological studies. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 97, p. 102291, 2021.

LONGHI, S. J. Aspectos fitossociológicos de uma floresta natural de *Astronium balansae* ENGL., no Rio Grande do Sul. **Revista do Centro de Ciências Rurais**, v. 1-2, 17, p. 49-61, 1987.

LUZ, C. L. D. S.; PIRANI, J. R.; VALENTE, A. S. M.; FERNANDEZ, E. P. *et al.* Anacardiaceae. In: MARTINELLI, G. e MORAES, M. A. (Ed.). **Livro vermelho da flora do Brasil**. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013. v. 1, p. 140–143.

MARCHIORETTO, M. S.; MAUHS, J.; BUDKE, J. C. Fenologia de espécies arbóreas zoocóricas em uma floresta psamófila no sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 1, p. 193-201, 2007.

MARCHIORI, J. N. C. **Fitogeografia do Rio Grande do Sul: campos sulinos**. Porto Alegre: EST, 2004. 110 p.

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

MARTINELLI, G.; MORAES, M. **Livro vermelho da flora do Brasil**. Rio de Janeiro CNCflora, 2013 p.

MEINSHAUSEN, M.; NICHOLLS, Z. R. J.; LEWIS, J.; GIDDEN, M. J. *et al.* The shared socio-economic pathway (SSP) greenhouse gas concentrations and their extensions to 2500. **Geoscientific Model Development**, v. 13, n. 8, p. 3571-3605, 2020.

MENDES, P.; VELAZCO, S. J. E.; ANDRADE, A. F. A. D.; DE MARCO, P. Dealing with overprediction in species distribution models: How adding distance constraints can improve model accuracy. **Ecological Modelling**, v. 431, p. 109180, 2020.

MENZEL, A.; YUAN, Y.; MATIU, M.; SPARKS, T. *et al.* Climate change fingerprints in recent European plant phenology. **Global Change Biology**, v. 26, n. 4, p. 2599-2612, 2020.

MOGLIA, G.; GIMENEZ, A. M. Estructura cortical de Anacardiaceas Argentinas. **Investigación agraria. Sistemas y recursos forestales**, v. 4, n. 2, p. 190-203, 1995.

MOGLIA, G. G., A.M. Rasgos anatomicos característicos del hidrosistema de las principales especies arboreas de la region Chaqueña Argentina. **Investigación agraria. Sistemas y recursos forestales**, v. 7, p. 41–53 1998.

MONTAGNA, T.; SILVA, J. Z.; PIKART, T. G.; REIS, M. S. Reproductive ecology of *Ocotea catharinensis*, an endangered tree species. **Plant Biology**, v. 20, n. 5, p. 926-935, 2018.

MORELLATO, L. P. C.; ALBERTON, B.; ALVARADO, S. T.; BORGES, B. *et al.* Linking plant phenology to conservation biology. **Biological Conservation**, v. 195, p. 60-72, 2016.

MÜLLER, A.; CORREA, M. Z.; FÜHR, C. S.; PADOIN, T. O. H. *et al.* Phenology of Araucaria Forest fern communities: comparison of the influence of natural edge, artificial edge, and forest interior. **International Journal of Biometeorology**, v. 66, n. 11, p. 2259-2271, 2022.

NADARAJAN, S.; PUJARI, S. S. Phenological Patterns of an Endangered Tree Species *Syzygium caryophyllatum* in Western Ghats, India: Implication for Conservation. **Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological Sciences**, v. 89, n. 4, p. 1275-1281, 2019.

OHLEMÜLLER, R.; ANDERSON, B. J.; ARAÚJO, M. B.; BUTCHART, S. H. M. *et al.* The coincidence of climatic and species rarity: high risk to small-range species from climate change. **Biology Letters**, v. 4, n. 5, p. 568-572, 2008.

OLIVEIRA, T. E. D.; FREITAS, D. S. D.; GIANEZINI, M.; RUVIARO, C. F. *et al.* Agricultural land use change in the Brazilian Pampa Biome: The reduction of natural grasslands. **Land Use Policy**, v. 63, p. 394-400, 2017/04/01/ 2017a.

OLIVEIRA, U.; SOARES-FILHO, B. S.; PAGLIA, A. P.; BRESCOVIT, A. D. *et al.* Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 9141, 2017b.

ORSENIGO, S.; MONTAGNANI, C.; FENU, G.; GARGANO, D. *et al.* Red Listing plants under full national responsibility: Extinction risk and threats in the vascular flora endemic to Italy. **Biological Conservation**, v. 224, p. 213-222, 2018.

- OVERBECK, G. E., MÜLLER, S.C., FIDELIS, A., PFADENHAUER, J., PILLAR, V.D., BLANCO, C.C., BOLDRINI, I.I., BOTH, R., FORNECK, E.D. Brazil's neglected biome: the SouthBrazilian Campos. *Perspect. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, v. 9, n. 1, p. 101–116, 2007.
- OVERBECK, G. E.; VÉLEZ-MARTIN, E.; SCARANO, F. R.; LEWINSOHN, T. M. *et al.* Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. **Diversity and Distributions**, v. 21, n. 12, p. 1455-1460, 2015.
- OYARZABAL, M.; CLAVIJO, J.; OAKLEY, L.; BIGANZOLI, F. *et al.* Unidades de vegetación de la Argentina. **Ecología Austral**, v. 28, n. 1, p. 040-063, 2018.
- PADILLA, F. M. P., F.I. . The role of nurse plants in restoration of degraded environments. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 4, p. 196– 202. , 2006.
- PARK, I. K.; BORZÉE, A.; PARK, J.; MIN, S. H. *et al.* Past, present, and future predictions on the suitable habitat of the Slender racer *Orientocoluber spinalis* using species distribution models. **Ecology and Evolution**, v. 12, n. 8, 2022.
- PELÁEZ, M.; DIRZO, R.; FERNANDES, G. W.; PEREA, R. Nurse plant size and biotic stress determine quantity and quality of plant facilitation in oak savannas. **Forest Ecology and Management**, v. 437, p. 435-442, 2019.
- PERINA, B. B.; LIBONI, A. P.; MONTANHER, D. R.; MESSETTI, A. V. L. *et al.* Phenology of the tree community in a seasonal forest in southern Brazil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 42, n. 3, p. 477-490, 2019.
- PESTANA, I. A.; DE REZENDE, C. E.; ALMEIDA, R.; DE LACERDA, L. D. *et al.* Let's talk about mercury contamination in the Amazon (again): The case of the floating gold miners' village on the Madeira River. **The Extractive Industries and Society**, v. 11, p. 101122, 2022.
- PINTO, M. B.; VELAZCO, S. J. E.; BARBOSA, F. M.; CHAGAS, K. P. T. D. *et al.* Phenological patterns of *Oreopanax fulvum* (Araliaceae) in remnants of Araucaria Rainforest in Paraná, Brazil. **Rodriguésia**, v. 72, 2021.
- POZO INOFUENTES, P.; SÄUMEL, I. Nurse species facilitate persistence of dry forests in agricultural landscapes in Uruguay. **Journal of Vegetation Science**, v. 33, n. 2, 2022.
- PRAUSE, J.; ARCE DE CARAM, G.; ANGELONI, P. N. Variación mensual en el aporte de hojas de cuatro especies forestales nativas del Parque Chaqueño Húmedo (Argentina). **Quebracho - Revista de Ciencias Forestales**, v. 10, p. 39-45, 2003.
- QGIS. **QGIS Geographic Information System**. Open Source Geospatial Foundation Project, 2023.
- QUESADA, M.; STONER, K. E.; ROSAS-GUERRERO, V.; PALACIOS-GUEVARA, C. *et al.* Effects of habitat disruption on the activity of nectarivorous bats (Chiroptera:

Phyllostomidae) in a dry tropical forest: implications for the reproductive success of the neotropical tree *Ceiba grandiflora*. **Oecologia**, v. 135, n. 3, p. 400-406, 2003.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, 2023.

RAMBO, B. **A fisionomia do Rio Grande do Sul: ensaio de monografia natural**. São Leopoldo: Editora Inisinos, 1956. 360p.

RAMÍREZ, F.; KALLARACKAL, J. The phenology of the endangered Nogal (*Juglans neotropica* Diels) in Bogota and its conservation implications in the urban forest. **Urban Ecosystems**, v. 24, n. 6, p. 1327-1342, 2021.

RAMOS, R. F.; DIOGO, J. A.; SANTANA, J.; SILVA, J. P. *et al.* Impacts of sheep versus cattle livestock systems on birds of Mediterranean grasslands. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, 2021.

RAZGOUR, O.; TAGGART, J. B.; MANEL, S.; JUSTE, J. *et al.* An integrated framework to identify wildlife populations under threat from climate change. **Molecular Ecology Resources**, v. 18, n. 1, p. 18-31, 2018.

REN, P.; DIDHAM, R. K.; MURPHY, M. V.; ZENG, D. *et al.* Forest edges increase pollinator network robustness to extinction with declining area. **Nature Ecology & Evolution**, v. 7, p. 393–404, 2023.

RIBEIRO, S.; MOREIRA, L. F. B.; OVERBECK, G. E.; MALTCHIK, L. Protected Areas of the Pampa biome presented land use incompatible with conservation purposes. **Journal of Land Use Science**, v. 16, n. 3, p. 260-272, 2021.

RIGBY, R. A.; STASINOPOULOS, D. M. **Generalized additive models for location, scale and shape, (with discussion)**. 3 ed. 2005.

ROBERTS, D. R.; BAHN, V.; CIUTI, S.; BOYCE, M. S. *et al.* Cross-validation strategies for data with temporal, spatial, hierarchical, or phylogenetic structure. **Ecography**, v. 40, n. 8, p. 913-929, 2017.

ROCHA, O. J.; AGUILAR, G. Reproductive biology of the dry forest tree *Enterolobium cyclocarpum* (guanacaste) in Costa Rica: a comparison between trees left in pastures and trees in continuous forest. **American Journal of Botany**, v. 88, n. 9, p. 1607-1614, 2001.

ROSE, M. B.; VELAZCO, S. J. E.; REGAN, H. M.; FRANKLIN, J. Rarity, geography, and plant exposure to global change in the California Floristic Province. **Global Ecology and Biogeography**, v. 32, n. 2, p. 218-232, 2023.

ROSEMARTIN, A. H.; CRIMMINS, T. M.; ENQUIST, C. A. F.; GERST, K. L. *et al.* Organizing phenological data resources to inform natural resource conservation. **Biological Conservation**, v. 173, p. 90-97, 2014.

ROSENZWEIG, C.; KAROLY, D.; VICARELLI, M.; NEOFOTIS, P. *et al.* Attributing physical and biological impacts to anthropogenic climate change. **Nature**, v. 453, n. 7193, p. 353-357, 2008.

RULL, V. Biodiversity crisis or sixth mass extinction? **EMBO reports**, v. 23, n. 1, 2022.

SAARINEN, J. The Palaeontology of Browsing and Grazing. *In*: GORDON, I. J. e PRINS, H. H. T. (Ed.). **The Ecology of Browsing and Grazing II**. Switzerland: Springer Nature, 2019. v. 2, p. 454.

SALLES, D. M.; CARMO, F. F. D.; JACOBI, C. M. Habitat Loss Challenges the Conservation of Endemic Plants in Mining-Targeted Brazilian Mountains. **Environmental Conservation**, v. 46, n. 2, p. 140-146, 2019.

SÁNCHEZ-MARTÍN, R.; VERDÚ, M.; MONTESINOS-NAVARRO, A. Interspecific facilitation favors rare species establishment and reduces performance disparities among adults. **Journal of Vegetation Science**, v. 34, n. 2, 2023.

SANTINI, L.; BENÍTEZ-LÓPEZ, A.; MAIORANO, L.; ČENGIĆ, M. *et al.* Assessing the reliability of species distribution projections in climate change research. **Diversity and Distributions**, v. 27, n. 6, p. 1035-1050, 2021.

SCHEFFERS, B. R.; DE MEESTER, L.; BRIDGE, T. C. L.; HOFFMANN, A. A. *et al.* The broad footprint of climate change from genes to biomes to people. **Science**, v. 354, n. 6313, p. aaf7671, 2016.

SCHULZE-HOFER, M. C.; MARCHIORI, J. N. C. O uso da madeira nas reduções jesuítico-guarani do Rio Grande do Sul. **BALDUINIA**, Santa Maria, n. 23, p. 27–31, 2010.

SEAM, S. D. A. P. **Especies de Flora Nativa en Peligro de Extincion en Paraguay**. Asunción, 2018. Disponível em: [https://www.mades.gov.py/wp-content/uploads/2018/06/peligro\\_de\\_extincion.pdf](https://www.mades.gov.py/wp-content/uploads/2018/06/peligro_de_extincion.pdf). Acesso em: 28 de Julho.

SELLAR, A. A.; JONES, C. G.; MULCAHY, J. P.; TANG, Y. *et al.* UKESM1: Description and Evaluation of the U.K. Earth System Model. **Journal of Advances in Modeling Earth Systems**, 11, n. 12, p. 4513-4558, 2019.

SEMA. **Homologada a nova lista da Flora Gaúcha Ameaçada de Extinção. SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE**. Porto Alegre, 2014. Disponível em: <http://www.fzb.rs.gov.br/conteudo>. Acesso em: 30 Jul.

SERNA-GONZÁLEZ, M.; URREGO-GIRALDO, L. E.; SANTA-CEBALLOS, J. P.; SUZUKI-AZUMA, H. Flowering, floral visitors and climatic drivers of reproductive phenology of two endangered magnolias from neotropical Andean forests. **Plant Species Biology**, v. 37, n. 1, p. 20-37, 2022.

- SILVA-LUZ, C. L. P., J.R.; PELL, S.K.; MITCHELL, J.D. . **Anacardiaceae in Flora e Funga do Brasil**. 2023. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB115519>. Acesso em: 28 Jul. 2023.
- SONG, X.-P.; HANSEN, M. C.; POTAPOV, P.; ADUSEI, B. *et al.* Massive soybean expansion in South America since 2000 and implications for conservation. **Nature Sustainability**, v. 4, n. 9, p. 784-792, 2021.
- SONG, Z.; SONG, X.; PAN, Y.; DAI, K. *et al.* Effects of winter chilling and photoperiod on leaf-out and flowering in a subtropical evergreen broadleaved forest in China. **Forest Ecology and Management**, v. 458, p. 117766, 2020.
- SOUZA, C. M.; Z. SHIMBO, J.; ROSA, M. R.; PARENTE, L. L. *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, 2020.
- STAUDE, I. R.; NAVARRO, L. M.; PEREIRA, H. M. Range size predicts the risk of local extinction from habitat loss. **Global Ecology and Biogeography**, v. 29, n. 1, p. 16-25, 2020.
- STEFANELLO, M. D. M.; ROVEDDER, A. P. M.; FELKER, R. M.; GAZZOLA, M. D. *et al.* Cattle rearing promotes changes in the structure and diversity of vegetation in a forest remaining in the Pampa biome. **Ecological Engineering**, v. 161, p. 106154, 2021.
- STRECK, E. V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R. S. D.; KLAMT, E. *et al.* **Solos do Rio Grande do Sul**. 3 ed. Porto Alegre: Emater/RS, 2018. 252 p.
- SUTTIE, J. M.; REYNOLDS, S. G.; BATELLO, C. **Grasslands of the World**. FAO, 2005.
- SWEMMER, A.; WARD, D. Patterns and Determinants of Woody Plant Growth in Savannas. *In*: SCOGINGS, P. F. S., MAHESH. (Ed.). **Savanna Woody Plants and Large Herbivores**: John Wiley & Sons Ltd, 2020. v. 1, cap. 12, p. 331-438.
- TACKENBERG, O.; POSCHLOD, P.; BONN, S. Assessment of Wind Dispersal Potential in Plant Species. **Ecological Monographs**, v. 73, n. 2, p. 191-205, 2003.
- TÁLAMO, A.; BARCHUK, A.; CARDOZO, S.; TRUCCO, C. *et al.* Direct versus indirect facilitation (herbivore mediated) among woody plants in a semiarid Chaco forest: A spatial association approach. **Austral Ecology**, v. 40, n. 5, p. 573–580, 2015.
- THOMÁZ, A. M. **Desmatamento: causas, consequências e soluções sustentáveis**. Orientador: CARRERA, F. 2010. (Especialização, ), Universidade Candido Mendes, Rio de Janeiro, Brasil. , Rio de Janeiro.
- THUILLER, W.; ALBERT, C.; ARAÚJO, M. B.; BERRY, P. M. *et al.* Predicting global change impacts on plant species' distributions: Future challenges. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 9, n. 3, p. 137-152, 2008.

- THUILLER, W.; GUÉGUEN, M.; RENAUD, J.; KARGER, D. N. *et al.* Uncertainty in ensembles of global biodiversity scenarios. **Nature Communications**, v. 10, n. 1, 2019.
- TRISOS, C. H.; MEROW, C.; PIGOT, A. L. The projected timing of abrupt ecological disruption from climate change. **Nature**, v. 580, n. 7804, p. 496-501, 2020.
- TUCKER LIMA, J. M.; CARUSO, N. M.; CLUGSTON, J.; KAINER, K. A. Landscape change alters reproductive phenology and sex expression in *Attalea* palms (Arecaceae) of southwestern Amazonia. **Plant Ecology**, v. 219, n. 10, p. 1225-1245, 2018.
- VAN UYTVANCK, J.; MILOTIC, T.; HOFFMANN, M. Interaction between large herbivore activities, vegetation structure, and flooding affects tree seedling emergence. **Plant Ecology**, v. 206, n. 1, p. 173-184, 2010.
- VANDENBERGHE, C.; SMIT, C.; POHL, M.; BUTTLER, A. *et al.* Does the strength of facilitation by nurse shrubs depend on grazing resistance of tree saplings? **Basic and Applied Ecology**, v. 10, n. 5, p. 427-436, 2009.
- VELAZCO, S. J. E.; RIBEIRO, B. R.; LAURETO, L. M. O.; DE MARCO JÚNIOR, P. Overprediction of species distribution models in conservation planning: A still neglected issue with strong effects. **Biological Conservation**, v. 252, p. 108822, 2020.
- VELAZCO, S. J. E.; SVENNING, J. C.; RIBEIRO, B. R.; LAURETO, L. M. O. On opportunities and threats to conserve the phylogenetic diversity of Neotropical palms. **Diversity and Distributions**, v. 27, n. 3, p. 512-523, 2021.
- VELAZCO, S. J. E.; VILLALOBOS, F.; GALVÃO, F.; DE MARCO JÚNIOR, P. A dark scenario for Cerrado plant species: Effects of future climate, land use and protected areas ineffectiveness. **Diversity and Distributions**, v. 25, n. 4, p. 660-673, 2019.
- VELAZCO, S. J. E.; VILLALOBOS, F.; GALVÃO, F.; DE MARCO JÚNIOR, P. Transboundary conservation opportunities for Cerrado's plant species. **Biological Conservation**, v. 284, p. 110194, 2023.
- VERWIJMEREN, M.; SMIT, C.; BAUTISTA, S.; WASSEN, M. J. *et al.* Combined Grazing and Drought Stress Alter the Outcome of Nurse: Beneficiary Interactions in a Semi-arid Ecosystem. **Ecosystems**, v. 22, n. 6, p. 1295-1307, 2019.
- VILLÉN-PERÉZ, S.; HEIKKINEN, J.; SALEMAA, M.; MÄKIPÄÄ, R. Global warming will affect the maximum potential abundance of boreal plant species. **Ecography**, v. 43, n. 6, p. 801-811, 2020.
- VITASSE, Y.; BAUMGARTEN, F.; ZOHNER, C. M.; RUTISHAUSER, T. *et al.* The great acceleration of plant phenological shifts. **Nature Climate Change**, v. 12, n. 4, p. 300-302, 2022.

- VOGEL, B.; ROSTAGNO, C. M.; MOLINA, L.; ANTILEF, M. *et al.* Cushion shrubs encroach subhumid rangelands and form fertility islands along a grazing gradient in Patagonia. **Plant and Soil**, v. 475, p. 623–643, 2022.
- VOLIS, S. How to conserve threatened Chinese plant species with extremely small populations? **Plant Diversity**, v. 38, n. 1, p. 45-52, 2016.
- VOLIS, S.; DENG, T. Importance of a single population demographic census as a first step of threatened species conservation planning. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 2, p. 527-543, 2020.
- WANG, B.; CHEN, G.; LI, C.; SUN, W. Floral characteristics and pollination ecology of *Manglietia ventii* (Magnoliaceae), a plant species with extremely small populations (PSESP) endemic to South Yunnan of China. **Plant Diversity**, v. 39, n. 1, p. 52-59, 2017.
- WELTER, C. I. **Impacto das atividades agropecuárias na biodiversidade no bioma Pampa**. 2015. (Bacharel) -, Universidade Federal da Fronteira Sul, Cerro Largo, Brasil.
- WILSEY, B. J. **The Biology of Grasslands**. Oxford Univ. Press, 2018.
- WOLKOVICH, E. M.; COOK, B. I.; DAVIES, T. J. Progress towards an interdisciplinary science of plant phenology: building predictions across space, time and species diversity. **New Phytologist**, v. 201, n. 4, p. 1156-1162, 2014.
- YANG, H.-W.; TZENG, H.-Y.; CHOU, L.-S. Phenology and pollinating wasp dynamics of *Ficus microcarpa* L.f.: adaptation to seasonality. **Botanical Studies**, v. 54, n. 1, p. 11, 2013.
- YE, X.; ZHANG, M.; YANG, Q.; YE, L. *et al.* Prediction of Suitable Distribution of a Critically Endangered Plant *Glyptostrobus pensilis*. **Forests**, v. 13, n. 2, p. 257, 2022.
- YUKIMOTO, S.; KAWAI, H.; KOSHIRO, T.; OSHIMA, N. *et al.* The Meteorological Research Institute Earth System Model Version 2.0, MRI-ESM2.0: Description and Basic Evaluation of the Physical Component. **Journal of the Meteorological Society of Japan. Ser. II**, advpub, 2019.
- ZHANG, Z.; LIU, Y. F.; CUI, Z.; HUANG, Z. *et al.* Shrub encroachment impaired the structure and functioning of alpine meadow communities on the Qinghai–Tibetan Plateau. **Land Degradation & Development**, v. 33, p. 2454–2463, 2022.
- ZHAO, Z.; WANG, Y.; ZANG, Z.; DENG, S. *et al.* Climate warming has changed phenology and compressed the climatically suitable habitat of *Metasequoia glyptostroboides* over the last half century. **Global Ecology and Conservation**, v. 23, p. e01140, 2020.
- ZWIENER, V. P.; CARDOSO, F. C.G.; PADIAL, A. A.; MARQUES, M. C.M. Disentangling the effects of facilitation on restoration of the Atlantic Forest, **Basic and Applied Ecology**, v. 15, n. 1, p. 34-41, 2014.

ZWIENER, V. P.; PADIAL, A. A.; MARQUES, M. C. M.; FALEIRO, F. V. *et al.*  
Planning for conservation and restoration under climate and land use change in the  
Brazilian Atlantic Forest. **Diversity and Distributions**, v. 23, n. 8, p. 955-966, 2017.

## APÊNDICES

### APÊNDICE 1 – FENOFASES REPRODUTIVAS MASCULINAS, FLORES E BOTÕES FLORAIS.



FONTE: O AUTOR (2023).

**APÊNDICE 2 – FENOFASES REPRODUTIVAS FEMININAS, FLORES E BOTÕES FLORAIS.**



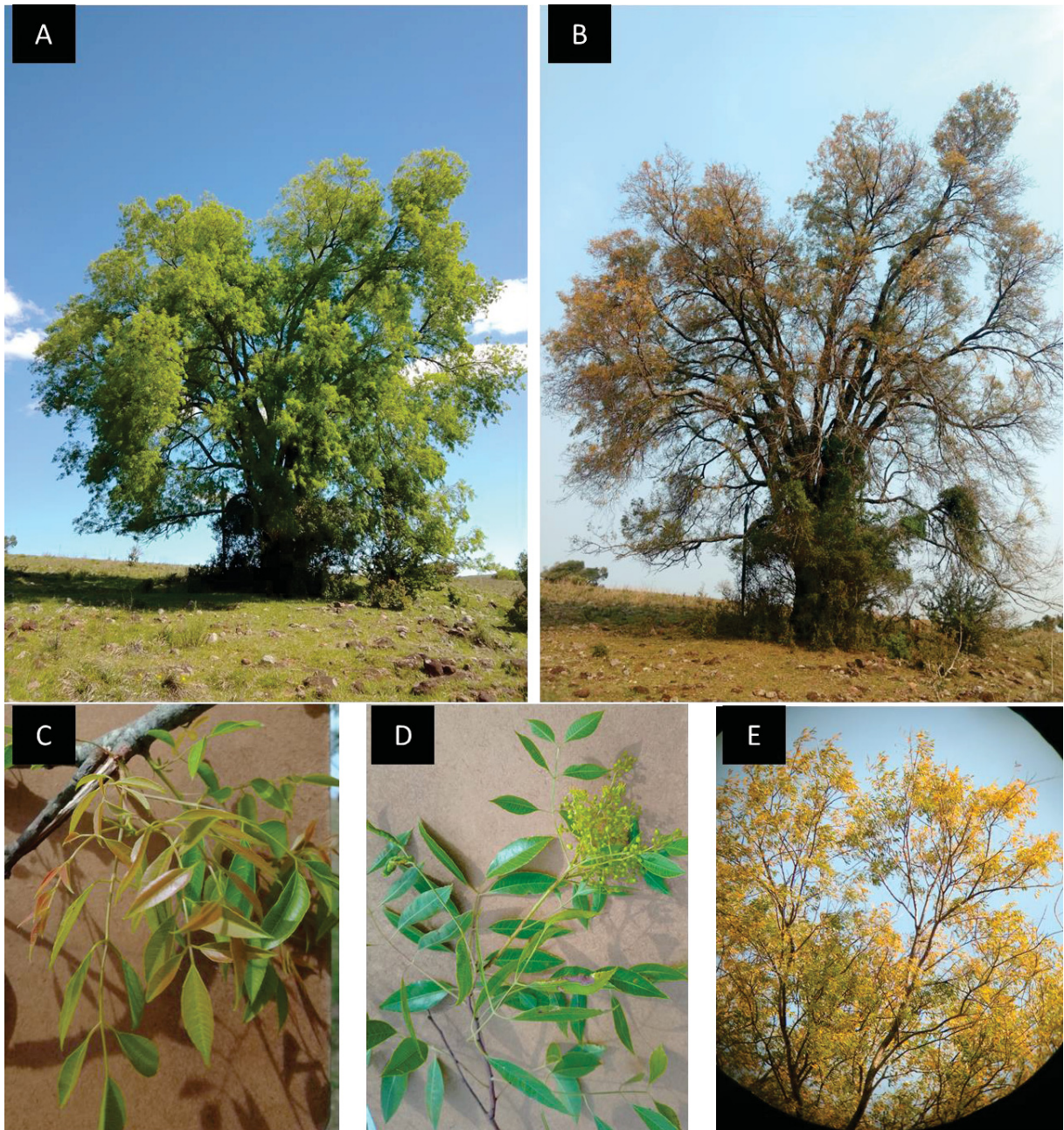
FONTE: O AUTOR (2023).

**APÊNDICE 3 – FENOFASES REPRODUTIVAS FEMININAS, FRUTOS IMATUROS E MADUROS.**



FONTE: O AUTOR (2023).

**APÊNDICE 4 – FENOFASES VEGETATIVAS: A - ENFLOHAMENTO, FOLHAS ADULTAS E SENESCÊNCIA FOLIAR.**



FONTE: O AUTOR (2023).

LEGENDA: Cada FIGURA representa uma fenofase: A – Árvore com folhas adultas; B – Árvore com senescência foliar; C – Brotação; D – Folhas adultas; E – Senescência foliar.

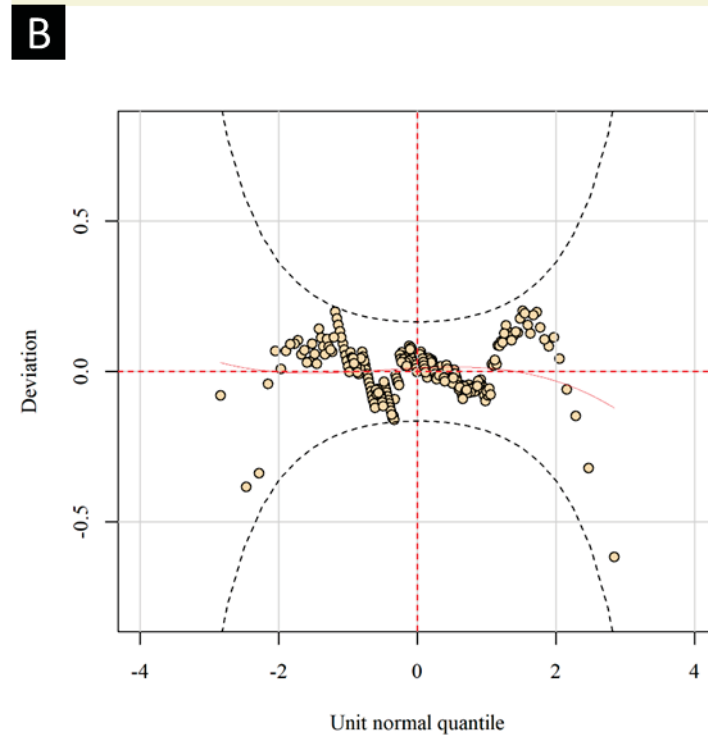
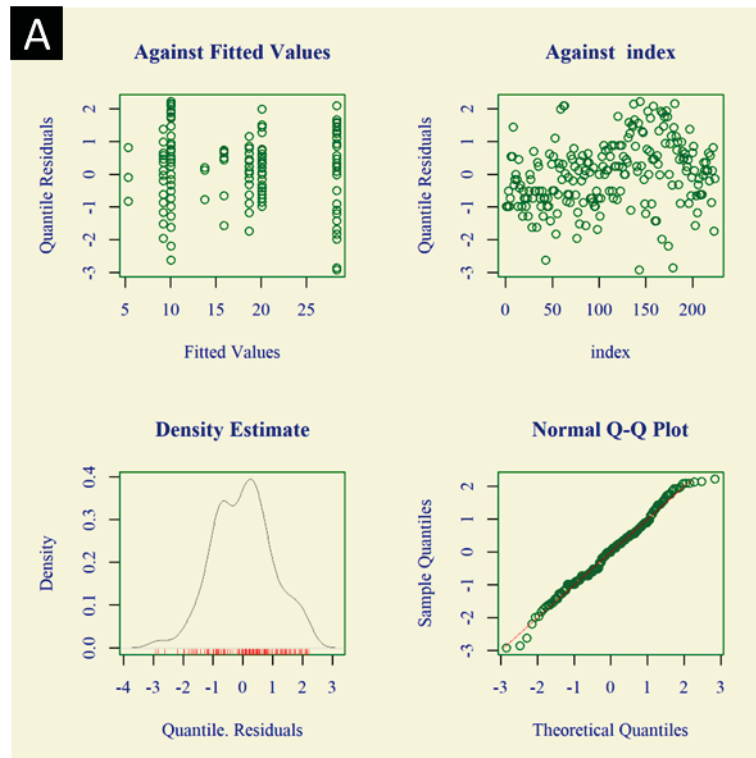
**APÊNDICE 5 – PARÂMETROS DO MODELO GAMLSS AJUSTADO PARA ALTURAS EM FUNÇÃO DO MANEJO E ESTRUTURAS FACILITADORAS.**

Parâmetro	Coefficiente	SE	CI_low	CI_high	t	df_error	p
Intercepto	28.3295	5.3703	17.7438	38.9152	5.2752	213	< .001
Planta	-8.2260	5.9693	-19.9925	3.5406	-1.3780	213	0.1696
Rocha	-18.2833	5.4102	-28.9477	-7.6188	-3.3794	213	< .001
Solo exposto	-14.5651	7.1359	-28.6312	-0.4990	-2.0411	213	0.0425
Gado&ovino	-12.4278	6.5495	-25.3379	0.4823	-1.8975	213	0.0591
Planta:Gado&ovino	11.0021	7.5322	-3.8450	25.8493	1.4607	213	0.1456
Rocha:Gado&ovino	11.5905	6.6253	-1.4690	24.6499	1.7494	213	0.0817
Solo Exposto:Gado&ovino	4.0045	8.2171	-12.1928	20.2019	0.4873	213	0.6265
Sigma	-0.3891	0.0898	-0.5660	-0.2122	-4.3354	213	< .001
Nu	-0.1481	0.1043	-0.3537	0.0575	-1.4197	213	0.1572
Tau	1.6625	0.3931	0.8875	2.4374	4.2287	213	< .001

FONTE: O AUTOR (2023).

Intervalo de confiança 95%

**APÊNDICE 6 - A - RESÍDUOS; B - WORM PLOT DO MODELO AJUSTADO PARA ALTURAS DAS PLANTAS EM FUNÇÃO DA ESTRUTURA FACILITADORA E SISTEMA DE MANEJO, FAMÍLIA BOXCOX.**



FONTE: O AUTOR (2023).

**APÊNDICE 7 - A COMPARAÇÃO MÚLTIPLA ENTRE AS MÉDIAS DAS ALTURAS DOS REGENERANTES, OS GRUPOS DE ASSOCIAÇÕES E OS SISTEMAS DE MANEJO PELO MÉTODO DE BONFERRONI.**

Contraste	estimate	SE	df	t.ratio	p.value
Gramíneas bovino - Planta facilitadora bovino	8.226	5.969	213	1.378	1.000
<b>Gramíneas bovino - Rocha bovino</b>	<b>18.283</b>	<b>5.410</b>	<b>213</b>	<b>3.379</b>	<b>0.024</b>
Gramíneas bovino - Solo exposto bovino	14.565	7.136	213	2.041	1.000
Gramíneas bovino - Gramíneas bovino&ovino	12.428	6.549	213	1.898	1.000
Gramíneas bovino - Planta facilitadora bovino&ovino	9.652	6.182	213	1.561	1.000
<b>Gramíneas bovino - Rocha bovino&amp;ovino</b>	<b>19.121</b>	<b>5.538</b>	<b>213</b>	<b>3.453</b>	<b>0.019</b>
Gramíneas bovino - Solo exposto bovino&ovino	22.988	5.723	213	4.017	0.002
<b>Planta facilitadora bovino - Rocha bovino</b>	<b>10.057</b>	<b>2.531</b>	<b>213</b>	<b>3.974</b>	<b>0.003</b>
Planta facilitadora bovino - Solo exposto bovino	6.339	5.046	213	1.256	1.000
Planta facilitadora bovino - Gramíneas bovino&ovino	4.202	4.640	213	0.906	1.000
Planta facilitadora bovino - Planta facilitadora bovino&ovino	1.426	3.743	213	0.381	1.000
<b>Planta facilitadora bovino - Rocha bovino&amp;ovino</b>	<b>10.895</b>	<b>2.628</b>	<b>213</b>	<b>4.145</b>	<b>0.001</b>
<b>Planta facilitadora bovino - Solo exposto bovino&amp;ovino</b>	<b>14.762</b>	<b>2.975</b>	<b>213</b>	<b>4.963</b>	<b>0.000</b>
Rocha bovino - Solo exposto bovino	-3.718	4.583	213	-0.811	1.000
Rocha bovino - Gramíneas bovino&ovino	-5.855	4.084	213	-1.434	1.000
Rocha bovino - Planta facilitadora bovino&ovino	-8.632	3.070	213	-2.812	0.151
Rocha bovino - Rocha bovino&ovino	0.837	1.503	213	0.557	1.000
Rocha bovino - Solo exposto bovino&ovino	4.705	2.050	213	2.296	0.635
Solo exposto bovino - Gramíneas bovino&ovino	-2.137	5.970	213	-0.358	1.000
Solo exposto bovino - Planta facilitadora bovino&ovino	-4.913	5.312	213	-0.925	1.000
Solo exposto bovino - Rocha bovino&ovino	4.556	4.601	213	0.990	1.000
Solo exposto bovino - Solo exposto bovino&ovino	8.423	4.814	213	1.750	1.000
Gramíneas bovino&ovino - Planta facilitadora bovino&ovino	-2.776	4.893	213	-0.567	1.000
Gramíneas bovino&ovino - Rocha bovino&ovino	6.693	4.100	213	1.632	1.000
Gramíneas bovino&ovino - Solo exposto bovino&ovino	10.561	4.349	213	2.428	0.448
Planta facilitadora bovino&ovino - Rocha bovino&ovino	9.469	3.107	213	3.048	0.073
<b>Planta facilitadora bovino&amp;ovino - Solo exposto bovino&amp;ovino</b>	<b>13.337</b>	<b>3.417</b>	<b>213</b>	<b>3.904</b>	<b>0.004</b>
Rocha bovino&ovino - Solo exposto bovino&ovino	3.868	2.136	213	1.811	1.000

FONTE: O AUTOR (2023).

**APÊNDICE 8 – PARÂMETROS DO MODELO GAMLSS AJUSTADO PARA ABUNDÂNCIA DE PLÂNTULAS EM FUNÇÃO DO SISTEMA DE MANEJO E DISTÂNCIA DA BORDA.**

Parâmetro	Coefficiente	SE	CI_low	CI_high	t	df_error	P
Intercepto	2.0679	0.3989	0.9500	1.2713	2.8645	65	0.000
Distância	-0.0324	0.0132	0.9500	-0.0587	-0.0062	65	0.016
Manejo	-2.1644	0.4493	0.9500	-3.0617	-1.2671	65	0.000
Sigma	-2.3526	1.8229	0.9500	-5.9932	1.2881	65	0.201

FONTE: O AUTOR (2023).

Intervalo de confiança 95%

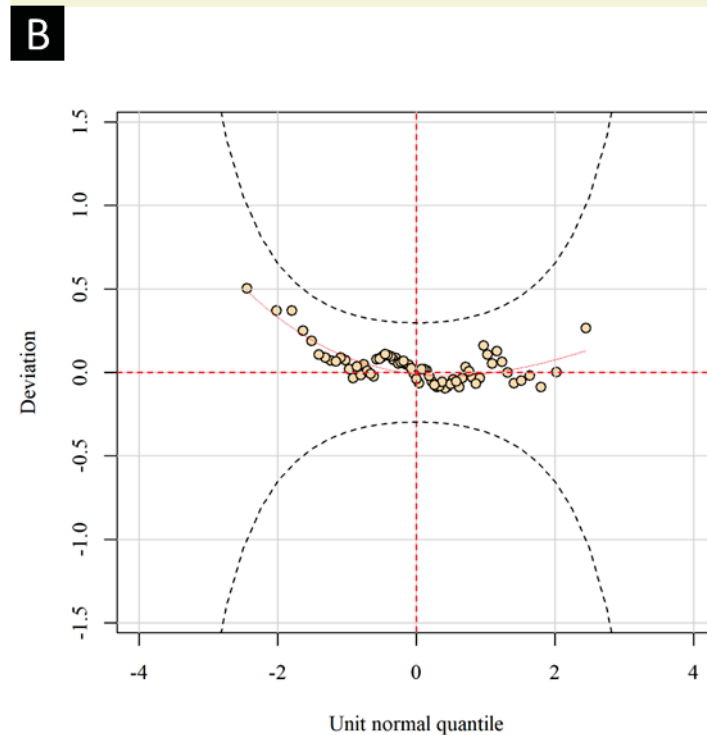
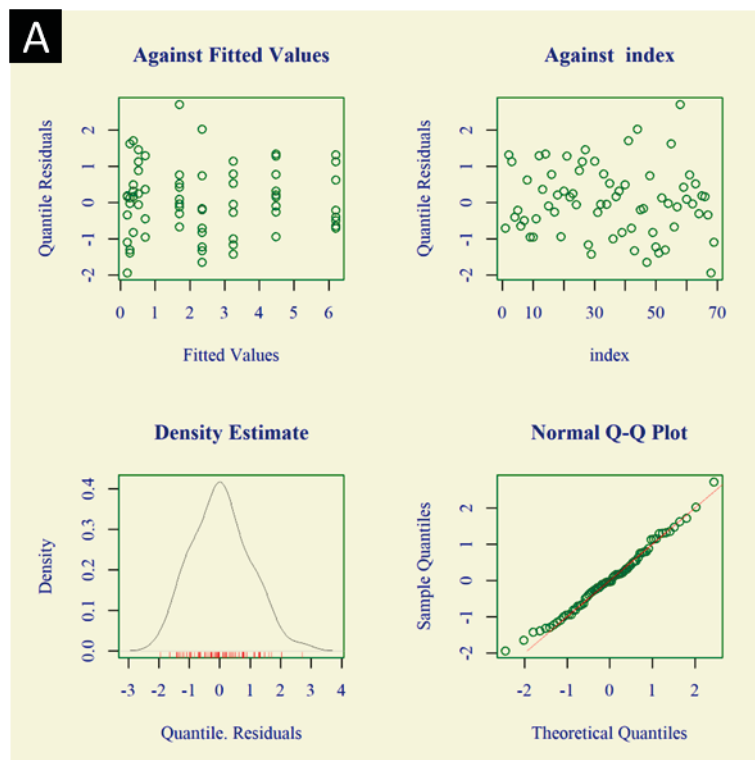
**APÊNDICE 9 - PARÂMETROS DO MODELO GAMLSS AJUSTADO PARA ABUNDÂNCIA DE REGENERANTES ESTABELECIDOS EM FUNÇÃO DO SISTEMA DE MANEJO E DISTÂNCIA DA BORDA.**

Parâmetro	Coefficiente	SE	CI_low	CI_high	T	df_error	P
Intercepto	1.7471	0.2214	0.9500	1.3087	2.1855	120	< .001
Distância	-0.0441	0.0089	0.9500	-0.0616	-0.0265	120	< .001
Manejo	-0.4915	0.2571	0.9500	-1.0006	0.0175	120	0.0582
Sigma	0.9635	0.2673	0.9500	0.4343	1.4927	120	< .001

FONTE: O AUTOR (2023).

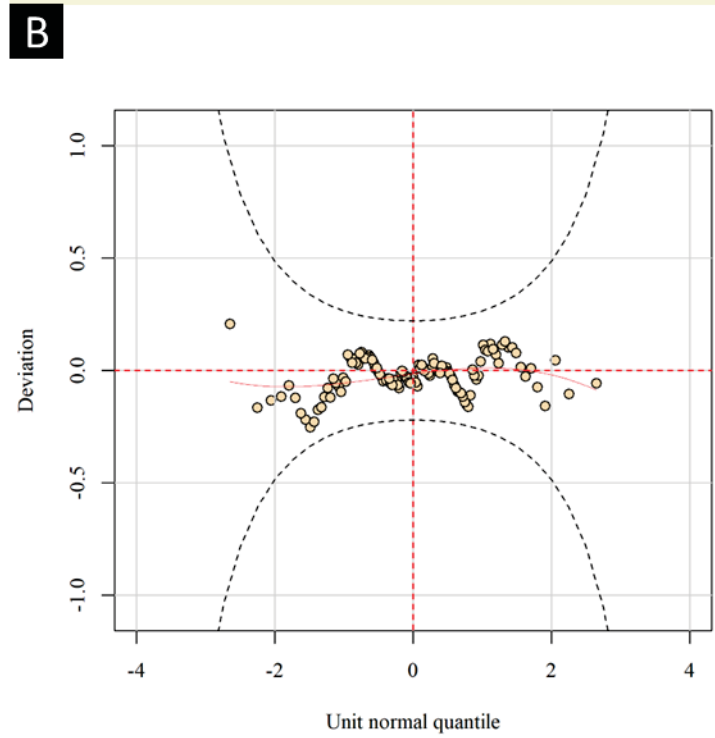
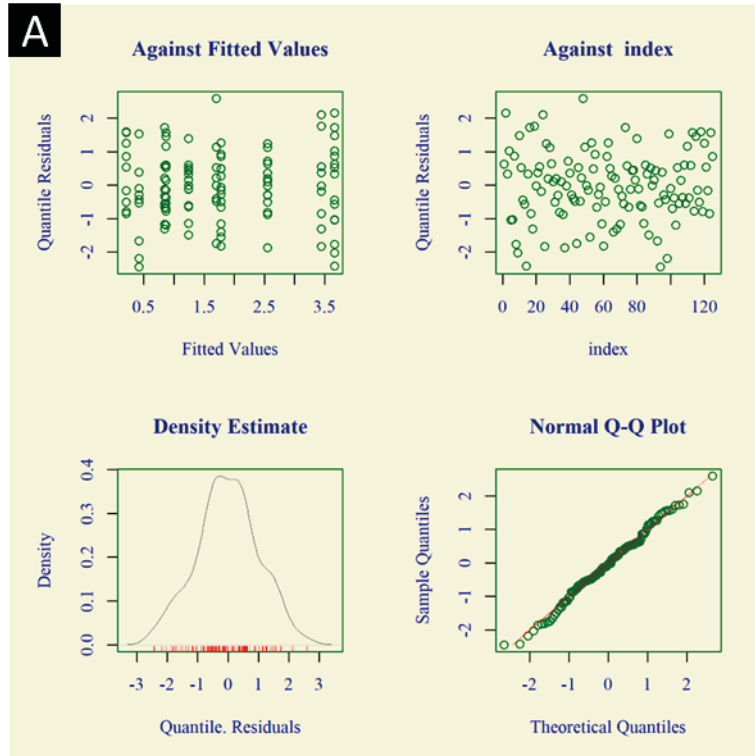
Intervalo de confiança 95%

**APÊNDICE 10 - A - RESÍDUOS; B - WORM PLOT DO MODELO AJUSTADO PARA AS PLÂNTULAS, FAMÍLIA WARING.**



FONTE: O AUTOR (2023).

**APÊNDICE 11 – A - RESÍDUOS; B - WORM PLOT DO MODELO AJUSTADO PARA A REGENERAÇÃO ESTABELECID, FAMÍLIA BINOMIAL NEGATIVA II.**



FONTE: O AUTOR (2023).

## APÊNDICE 12 - LEVANTAMENTO DA REGENERAÇÃO NATURAL DE *Astronium balansae*.



FONTE: O AUTOR (2023).

LEGENDA: A, B e C – Levantamento da regeneração natural em área de campo nativo; D – Regenerante associado ao *Eryngium horridum*; E - Plântula em solo exposto; F - Regenerante associado a rocha; G - Regenerante em rocha com sinais de herbivoria; H - Regenerante sobre gramínea com sinais de herbivoria; I; Bovino se alimentando de folhas de *A. balansae*.

### APÊNDICE 13 - BASES DE DADOS DIGITAIS CONTENDO OS PONTOS DE OCORRÊNCIA DE *Astronium balansae*.

	Plataforma	Link
1	SpeciesLink	<a href="https://specieslink.net/">https://specieslink.net/</a>
2	DryFlor	<a href="http://www.dryflor.info/data">http://www.dryflor.info/data</a>
3	BIEN	<a href="https://bien.nceas.ucsb.edu/bien/biendata/">https://bien.nceas.ucsb.edu/bien/biendata/</a>
4	iNaturalist	<a href="https://www.inaturalist.org/">https://www.inaturalist.org/</a>
5	NeoTropTree	<a href="http://www.neotropree">http://www.neotropree</a>
6	Gbiff	<a href="https://www.gbif.org/occurrence/download/0006376-230810091245214">https://www.gbif.org/occurrence/download/0006376-230810091245214</a>
7	iDiBio	<a href="https://www.idigbio.org/about-idigbio">https://www.idigbio.org/about-idigbio</a>

FONTE: O AUTOR (2023).

### APÊNDICE 14 - VARIÁVEIS CLIMÁTICAS UTILIZADAS COMO PREDITORES NOS MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO DE *Astronium balansae*.

	Climate (CHELSA)	Unit
bio1	mean annual air temperature	°C
bio2	mean diurnal air temperature range	°C
bio3	Isothermality	°C
bio4	temperature seasonality	°C/100
bio5	mean daily maximum air temperature of the warmest month	°C
bio6	mean daily minimum air temperature of the coldest month	°C
bio7	annual range of air temperature	°C
bio8	mean daily mean air temperatures of the wettest quarter	°C
bio9	mean daily mean air temperatures of the driest quarter	°C
bio10	mean daily mean air temperatures of the warmest quarter	°C
bio11	mean daily mean air temperatures of the coldest quarter	°C
bio12	annual precipitation amount	kg m-2
bio13	precipitation amount of the wettest month	kg m-2
bio14	precipitation amount of the driest month	kg m-2
bio15	precipitation seasonality	kg m-2
bio16	mean monthly precipitation amount of the wettest quarter	kg m-2
bio17	mean monthly precipitation amount of the driest quarter	kg m-2
bio18	mean monthly precipitation amount of the warmest quarter	kg m-2
bio19	mean monthly precipitation amount of the coldest quarter	kg m-2

FONTE: O AUTOR (2023).

**APÊNDICE 15 - VARIÁVEIS EDÁFICAS UTILIZADAS COMO PREDITORES NOS MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO DE *Astronium balansae*.**

Edaphic (SoilGrids)	Unit
Bulk density (0 - 2m)	(cg/cm <sup>3</sup> )
Coarse fragment (0 - 2m)	(cm <sup>3</sup> /dm <sup>3</sup> )
Clay content (0 - 2m)	(g/kg)
Sand content (0 - 2m)	(g/kg)
Silt content (0 - 2m)	(g/kg)

FONTE: O AUTOR (2023).

**APÊNDICE 16 - VARIÁVEIS GEOMORFOLÓGICAS UTILIZADAS COMO PREDITORES NOS MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO DE *Astronium balansae***

Geomorphologic (Geomorpho90m)
Profile curvature
Elevation
Slope
Compound topographic index

FONTE: O AUTOR (2023).

**APÊNDICE 17 - CLASSIFICAÇÃO DAS CLASSES DE COBERTURA DO SOLO COMO HABITAT E NÃO HABITAT.**

Classe	Habitat
Floresta	não
Savana	sim
Área úmida	não
Campo natural	sim
Agricultura	não
Área sem vegetação	não
Água	não

FONTE: O AUTOR (2023).

**APÊNDICE 18 - MÉTRICAS DE DESEMPENHO DOS ALGORITMOS NO PROCESSO DE MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO DE *Astronium balansae* COM 28 VARIÁVEIS EDAFOCLIMÁTICAS.**

Algorithm	AUC	Jaccard	Sorensen	Boyce
MXS	0.81656	0.639243	0.779905	0.7895
SVM	0.799725	0.658654	0.793706	0.8915
RDF	0.797507	0.624242	0.767816	0.8225
GAM	0.76953	0.620951	0.766015	0.6225
GLM	0.656699	0.542278	0.702909	0.3225
BRT	0.779586	0.625301	0.769161	0.8525
SUP	0.815839	0.647665	0.785931	0.8115

FONTE: O AUTOR (2023).

LEGENDA: MXS: *Maxent Simple*; SVM: *Support Vector Machine*; RDF: *Random Forest*; GAM: *Generalized Additive Model*; GLM: *Generalized Linear Model*; BRT: *Boosted Regression Tree*