

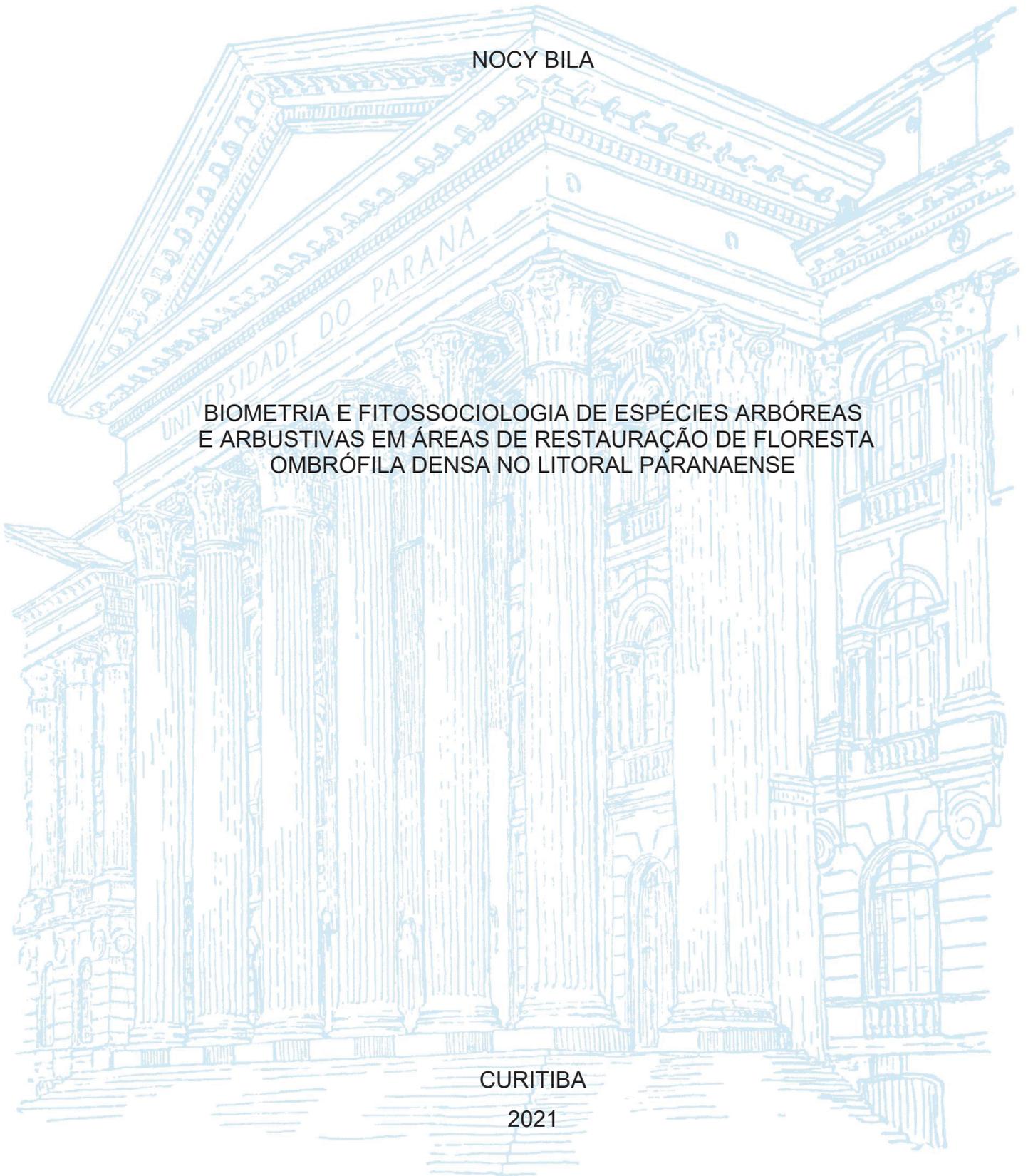
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

NOCY BILA

BIOMETRIA E FITOSSOCIOLOGIA DE ESPÉCIES ARBÓREAS
E ARBUSTIVAS EM ÁREAS DE RESTAURAÇÃO DE FLORESTA
OMBRÓFILA DENSA NO LITORAL PARANAENSE

CURITIBA

2021



NOCY BILA

BIOMETRIA E FITOSSOCIOLOGIA DE ESPÉCIES ARBÓREAS
E ARBUSTIVAS EM ÁREAS DE RESTAURAÇÃO DE FLORESTA
OMBRÓFILA DENSA NO LITORAL PARANAENSE

Tese apresentada ao curso de Pós-Graduação em Engenharia Floresta, Setor de Ciências Agrárias, da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do Título de Doutor em Ciências Florestais.

Orientador(a): Prof. Dr Alessandro Camargo Ângelo

Co-orientador (a): Prof. Dr. Alexandre Behling
Prof. Dr. Roman Ríos
Prof. Dr. Christopher Thomas Blum

CURITIBA

2021

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

Bila, Nocy

Biometria e fitossociologia de espécies arbóreas e arbustivas em áreas de floresta ombrófila densa no litoral paranaense / Nocy Bila. - Curitiba, 2021.
224 f. : il.

Orientador: Prof. Dr Alessandro Camargo Ângelo

Coorientadores: Prof. Dr. Alexandre Behling

Prof. Dr. Roman Ríos

Prof. Dr. Christopher Thomas Blum

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias.
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Defesa: Curitiba, 12/07/2021.
Área de concentração: Silvicultura.

1. Comunidades vegetais - Paraná. 2. Comunidades vegetais - Mata Atlântica 3. Recuperação ecológica - Mata Atlântica. 4. Biometria 5. Plantas invasoras - Paraná. 6. Área de proteção ambiental de Guaraqueçaba (PR). 7. Teses. I. Ângelo, Alessandro Camargo. II. Behling, Alexandre. III. Ríos, Roman. IV. Blum, Christopher Thomas. V. Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias. VI. Título.

CDD – 634.9

CDU – 634.0.25(816.2)

634.0.56(816.2)

Bibliotecária: Marilene do Rocio Veiga – CRB 9/424



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ENGENHARIA
FLORESTAL - 40001016015P0

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA FLORESTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **NOCY BILA** intitulada: **Biometria e fitossociologia de espécies arbóreas e arbustivas em áreas de restauração de floresta ombrófila densa no litoral paranaense**, que após terem inquirido a aluna 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, 12 de Julho de 2021.

Assinatura Eletrônica

13/07/2021 16:34:02.0

ALESSANDRO CAMARGO ANGELO
Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica

13/07/2021 16:08:17.0

KAREN KOCH FERNANDES DE SOUZA
Avaliador Externo (CEEP NEWTON FREIRE MAIA (SEED-PR))

Assinatura Eletrônica

14/07/2021 12:16:57.0

LARISSA DE BORTOLLI CHIAMOLERA SABBÍ
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO
PARANÁ, CÂMPUS MEDIANEIRA)

Assinatura Eletrônica

13/07/2021 20:19:47.0

DAGMA KRATZ
Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

13/07/2021 15:41:16.0

KELLY GERONAZZO MARTINS
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE ESTADUAL DO CENTRO-OESTE)

Avenida Lothário Meissner, 632 - CURITIBA - Paraná - Brasil
CEP 80210-170 - Tel: (41) 3360-4212 - E-mail: pgfloresta@gmail.com

Documento assinado eletronicamente de acordo com o disposto na legislação federal Decreto 8539 de 08 de outubro de 2015.

Gerado e autenticado pelo SIGA-UFPR, com a seguinte identificação única: 100856

Para autenticar este documento/assinatura, acesse <https://www.prrpg.ufpr.br/siga/visitante/autenticacaoassinaturas.jsp>
e insira o código 100856

DEDICO

*Ao meu amável esposo Jaime
Aos meus filhos queridos Nkatheko e Nkuayaimé
aos meus pais Adolfo, Cidália e ao caçula Hugo.*

AGRADECIMENTOS

Ao Ministério da Ciência e Tecnologia, Ensino Superior e Técnico Profissional De Moçambique e ao Instituto de Bolsas de Estudo (IBE) pela concessão da bolsa de Doutorado.

A Universidade Federal do Paraná – UFPR através do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal – CIFLOMA, por toda infraestrutura disponibilizada para a realização do doutorado.

Ao Prof. Dr. Alessandro Camargo Ângelo pela orientação, confiança e oportunidade de realizar este trabalho.

Ao Prof. Dr. Alexandre Behling pela dedicação, ensinamentos, pela valiosa orientação no “mundo” da estatística..., pela paciência e no detalhe das correções deste trabalho.

Ao Prof. Dr. Roman Ríos pelos ensinamentos, longas horas de avaliação e discussão deste e outros trabalhos.

Prof. Dr. Christopher Thomas Blum pelo apoio e orientação botânica no presente trabalho “obrigada pelas preciosas dicas em todos os momentos que me senti perdida no *Universo Mata Atlântica*”.

À Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (SPVS) pela cessão da área de estudo, pelo apoio logístico e de infraestrutura. Tenho um sentimento de gratidão aos guardas-parque que compartilharam seus preciosos conhecimentos sobre a floresta: Sr. Toninho, Jandir, Vandir, Fernando e a atenção sempre que necessária do Sr. Reginaldo, Sr. João Pontes e Dona Lourdes.

Aos pesquisadores da EMBRAPA, idealizadores deste experimento Antonio Aparecido Carpanezi e Edinelson José Maciel Neves pela oportunidade de trabalhar e transmissão de um conhecimento em solo real.

Ao Pesquisador Dr. Itamar Bognola (EMBRAPA-Florestas), pela ajuda na coleta, classificação de solo e seus valiosos ensinamentos.

Ao Dr. Marcos Sobral, pelo auxílio na identificação do material botânico.

Aos professores e funcionários dessa Universidade, em especial do departamento de Ciências Florestais pelos conhecimentos compartilhados e apoio em diversas etapas da realização do trabalho.

A SIMEPAR pelo fornecimento das informações meteorológicas.

Ao Rodrigo Trompczynski, Leticia Oliveira do Carmo Daloski, Isabelle Mesadri Gewehr, Julia Pires Sotomaior e Anderson Mendes de Souza.... amigos das horas de campo intermináveis, das imensas molhas de chuvas e mordidas de mosquitos... pessoas que incondicionalmente transformaram meus momentos de desespero em momentos de trabalho prazerosos...*amigos a mata nos pertence.....*

Aos colegas Eduardo Abilhoa Mattar, Chaiane Rodrigues Schneider, Inti de Souza, Konrado Broetto Cruz pelas companhias nas coletas de Censo Florestal.

Aos estudantes de graduação e do Grupo PET-Florestas que no primeiro momento participaram no estabelecimento das parcelas permanentes e coleta de dados do Censo.

Aos meus amigos Maciel Batista Paulino, Eileen Andrea Costa, Tallyssa Sirino e Vinicius Roman pelo apoio, amizade incondicional em todas as horas.

Aos membros da banca examinadora, pelas valiosas contribuições para a melhoria deste estudo.

Ao meu esposo, Jaime Mangujo Cuambe, pela paciência que sempre teve comigo, pelo grande apoio dado para que esta etapa fosse alcançada, pelo carinho e atenção dada aos nossos filhos nos momentos que estive ausente..., pois você foi mãe e pai nessas horas.

Aos meus pais Adolfo e Cidália por todos os ensinamentos de vida e incentivo aos estudos e ao meu irmão Hugo pela força e confiança depositada em mim.

... E NÃO POR ÚLTIMO, mas por que sem ele NADA SERIA POSSÍVEL...

A Deus, o criador de todas as coisas da natureza, por atender as minhas preces e iluminar os meus passos nesta jornada, pelas pessoas que colocou em meu caminho e que compartilharam momentos que jamais esquecerei.

Meu muito obrigada!

“Escolher escrever é rejeitar o silêncio”

Chimamanda Ngozi Adichie

E eu aprendi que.....

Escolher aprender, não é ter a certeza que farei sempre o certo.....

Mas é um passo para uma certeza... que continuarei tentando
fazer melhor, do que aprendi ontem.....

E seguirei assim..... a superar para que.... vocês
se espelhem meus petizes.....

(a autora)

*“It Always seems impossible
Until it’s done”*

Tudo sempre parece impossível
Até que seja feito.

Nelson Mandela

RESUMO

A conversão da Floresta Ombrófila Densa em áreas de pastagem contribuiu para a degradação do sistema, inibindo a retomada da vegetação. Nestas circunstâncias, acredita-se que esses plantios denominados por Talhões facilitadores (TF's) quando bem planejados podem promover a regeneração. Neste contexto, este trabalho é formado por 4 artigos, que busca entender o padrão de mudança que ocorreu na área e o atual estágio da restauração, através dos indicadores ecológicos, biométricos e fitossociológicos. O primeiro artigo (estudo) teve como objetivo avaliar o desenvolvimento silvicultural de um plantio com 14 anos de idade realizado na Reserva Natural Guaricica, Antonina-PR, para fins de restauração. Este plantio foi constituído de 10 espécies, sendo 3 espécies pioneiras *Mimosa bimucronata*, *Senna multijuga* e *Schizolobium parahyba*, e 7 espécies secundárias iniciais *Myrsine coriacea*, *Inga edulis*, *Inga marginata*, *Inga laurina*, *Alchornea glandulos*, *Citharexylum myrianthum* e *Hieronyma alchorneoides*. Foram avaliadas variáveis biométricas: qualidade do fuste (qf), sanidade do fuste (sf), qualidade da copa (qc), percentagem de luminosidade recebida pela copa (L%), posição sociológica (ps), circunferência à altura do peito (CAP), altura comercial (Hc), altura total (H) e volume (V). Neste estudo concluiu-se que estas espécies possuem potencial na utilização em projetos de restauração em áreas de pastagem degradada nas condições edafoclimáticas da planície litorânea paranaense. O segundo estudo teve como objetivo avaliar o crescimento de espécies florestais nativas calculando o incremento médio anual da circunferência à altura do peito em centímetros (IMA.cap) e incremento médio anual da altura total em metros (IMA.h) através de estimadores de razão, determinados atributos físico-químicos e variações da água do solo. Constatou-se que os tratamentos não foram suficientes para alterar a média de IMA.cap e IMA.h, e existe uma baixa variabilidade da média de IMA.cap e IMA.h entre indivíduos da mesma espécie entre os diferentes tratamentos. O tratamento com a mesma proporção de indivíduos por espécie proporcionou a melhor variabilidade média de IMA.cap e IMA.h entre as espécies e um conjunto maior de valores mais precisos de IMA.cap e IMA.h, apontando que pode servir como um subsídio para futuros plantios na área de restauração, pois proporcionou o conhecimento do padrão de crescimento das árvores. O terceiro estudo, teve como objetivos identificar o modelo de Talhão Facilitador (TFs) com número reduzido de espécies que proporcionou melhor restauração após 14 anos de plantio, na Reserva Natural da Guaricica. Para efeito, foram instaladas 400 parcelas em cada um dos portes estabelecidos neste estudo. As parcelas de 2x10m foram instaladas para colher dados do porte superior (G1) com $cap \geq 15,7cm$, 5x2m para porte médio (G2) com $2cm \leq cap < 15,7cm$ e 2x2m para porte pequeno (G3) com $cap < 2cm$ e $h > 5cm$, perfazendo 1,32ha. Observou-se que os TFs imprimiram mudanças na cobertura do solo, contudo, não registraram mudanças na riqueza, diversidade, grupos ecológicos e síndromes de dispersão. Concluiu-se que TFs com proporção diferente de indivíduos de espécies pioneiras e secundárias iniciais (T2) melhor favoreceram o estabelecimento de plântulas acelerando à restauração florestal. O quarto artigo teve como objetivo geral compreender o impacto do predomínio das espécies invasoras de samambaias (Área S) e bambus (Área B) sobre a vegetação regenerante em áreas em restauração na Reserva Natural Guaricica em Antonina-PR. Para avaliar a regeneração foram instaladas sistematicamente na 20 parcelas em cada área, subdivididas em parcelas menores de: 2x100m para porte superior (G1) com $cap \geq 15,7cm$, 5x2m para porte médio (G2) com $2cm \leq cap < 15,7cm$ e 2x2m para porte pequeno (G3) com $cap < 2cm$ e $h > 5cm$, perfazendo 1,32ha. Observou-se neste período de restauração que a Área S com predomínio de samambaias e Área B com predomínio de bambus, apresentam uma considerável resiliência, característica da Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas e aluvial, na capacidade de se regenerar e prosseguir para fases mais avançadas de sucessão.

Palavras-Chave: Plantios nativos, Espécies invasoras, Estimadores de razão, Regeneração,

ABSTRACT

The Ombrophilous Dense Forest conversion into pastures areas contributed for system degradation, inhibiting the resumption of vegetation. In these circumstances, the use of facilitating plots (TFs) can promote regeneration return. Due to increasing environmental degradation, it is necessary to deepen the knowledge about the silvicultural behaviour of native species for forest restoration. In this context, this thesis is divided into 4 articles, it seeks to understand the pattern of change that occurred in the area and the current stage of restoration, through ecological, biometric and phytosociological indicators. 1st study, analysed the silvicultural development of 10 species, 3 pioneer, *Mimosa bimucronata*, *Senna multijuga*, *Schizolobium parahyba*, and 7 initial secondary *Myrsine coriacea*, *Inga edulis*, *Inga marginata*, *Inga laurina*, *Alchornea glandulos*, *Citharexylum myrianthum* and *Hieronyma alchorneoides*, in rows, after 14 years of restoration planting in Guaricica Nature Reserve, Antonina-PR. A forest census was conducted to assess biometric variables: stem number (nf), stem quality (qf), stem health (sf), canopy quality (qc), percentage of light received by the canopy (L%), sociological position (ps), circumference at breast height (CAP), commercial height (Hc), total height (H) and volume (V). This study concluded that these species have potential for restoration projects in degraded pasture areas in the edaphoclimatic conditions of coastal paranaense plain areas. The 2nd study aimed to assess the growth of native forest species planted, calculating the average annual increment of the circumference at breast height in centimeters (AAI.cbh) and the average annual increment of the total height in meters (AAI.h) by ratio estimators, determined the soil physical-chemical attributes and the variations in the groundwater along the seasons. The study noticed that the species have different growth rates due to AAI.cbh (cm) and AAI.h (m), even under degraded soil conditions. Was observed that treatments were not enough to change the average of the AAI.cbh (cm) and AAI.h (m) of the species of mixed dense planting and there is a low variability of the average of AAI.cbh (cm) and the AAI.h (m) between individuals of the same species between different treatments. Mixed planting of low richness, constituted with the same proportion of individuals per species (T1) provided the best average variability of AAI.cbh (cm) and AAI.h (m) between species and a larger set of more precise values of AAI.cbh (cm) and AAI.h (m), pointing out that it can serve as a subsidy for future plantings in the restoration area, as it provides knowledge of the growth pattern of forest species. It also reinforced the importance of mixed planting of low richness as a reliable alternative for restoration projects, along the Antonina-PR coastal plain area. The 3rd study aimed to identify the TFs model with low richness which provided better restoration after 14 years of planting in Guaricica Nature Reserve. To evaluate the regeneration, 400 parcels were installed: 2x10m, to measure individuals of superior size (G1) with a cbh (circumference at breast height) >15.7cm, 5x2m for the medium size (G2) with 2cm < cbh < 15.7cm, and 2x2m for small size (G3) with cbh < 2cm and h > 5 cm totaling 1.32ha. Was observed that no changes in richness, diversity, ecological groups and dispersal syndromes between the treatments. It was concluded that TFs with different proportion of individuals pioneer and early secondary species (T2) favored the seedlings establishment and accelerating forest restoration. The 4th chapter aims to comprehend the impact of the invasion of bracken fern and bamboo over regenerating vegetation in areas under restoration in the Guaricica Natural Reserve in Antonina-PR. Twenty plots were systematically installed in each area, subdivided into smaller plots of: 2x100m for upper size (G1) with cap > 15.7cm, 5x2m for medium size (G2) with 2cm < cap < 15.7cm and 2x2m for small size (G3) with cap < 2cm and h > 5cm, totaling 1.32ha. Was noted in this period of restoration, Area S with a predominance of bracken ferns and Area B with a predominance of bamboo have a considerable resilience, characteristic ability of the Dense Ombrophilous Forest and Alluvial to regenerate and proceed to more advanced stages of succession.

Key-words: Invasive species, Native Plantation, Ratio estimators, Regeneration,

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

FIGURA 1.1 -	FOTOGRAFIA AÉREA DA ÁREA DE ESTUDO DESMATADA, ANTES DA RESTAURAÇÃO FLORESTAL, EM ANTONINA, PARANÁ, BRASIL.....	39
FIGURA 1.2 -	LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DAS PARCELAS PERMANENTES REGIÃO DA BACIA DO RIO CACHOEIRA (SPVS), NA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL (APA) DE GUARAQUEÇABA, ANTONINA, PARANÁ, BRASIL.....	67
FIGURA 1.3 -	DOMÍNIO GEOLÓGICO DA ÁREA DE ESTUDO NA RESERVA DO RIO CACHOEIRA EM ANTONINA, PARANÁ, BRASIL.....	68
FIGURA 1.4 -	SOLO COM PLINTITA (A). PARTIÇÕES DO PERFIL DO SOLO COM DIFERENTES CONCENTRAÇÕES DE HEMATITA (Fe_2O_3) E GEOTITA $FeO(OH)$ – B.....	69
FIGURA 1.5 -	IDENTIFICAÇÃO DA COLORAÇÃO DO SOLO (A). PERFIL DO SOLO É DIFERENCIADO EM HORIZONTE A, E HORIZONTE C: GLEI (Cg) E PRESENÇA DE PLINTITA (Cgf).....	70
FIGURA 1.6 -	PERFIL DO PLINTOSSOLO SOLO DA ÁREA DE ESTUDO NA RESERVA DO RIO CACHOEIRA EM ANTONINA, PARANÁ, BRASIL.....	71
FIGURA 1.7 -	DADOS METEOROLÓGICOS DE ANTONINA, PARANÁ, COM MÉDIAS ANUAIS DE TEMPERATURA ($^{\circ}C$) E PRECIPITAÇÃO mm/ano NO PERÍODO DE 2005-2019.....	76
FIGURA 1.8 -	DADOS METEOROLÓGICOS DE ANTONINA, PARANÁ, COM Umidade relativa ANUAIS (%) E a radiação solar (W/m^2) DE 2005-2019.....	77
FIGURA 1.9 -	FORMAÇÕES FITOGEOGRÁFICAS DA REGIÃO LESTE DO PARANÁ, BRASIL.....	79

FIGURA 1.10 - IMAGEM SATÉLITE DA ÁREA DE ESTUDO RESTAURADA EM ANTONINA, PARANÁ, BRASIL.....	80
FIGURA 1.11 - FOTOGRAFIA DAS ÁREAS DE PLANÍCIE LITORÂNEA DEGRADADAS PELO PASTOREIO DE BÚFALOS.....	81
FIGURA 1.12 - PAISAGEM DAS ÁREAS AO LONGO DA PLANÍCIE LITORÂNEA ANTES DO PLANTIO.....	81
FIGURA 1.13 - DISTINÇÃO DAS PARCELAS NOS BLOCOS LOCALIZADOS AO LONGO DA PLANÍCIE DO RIO CACHOEIRA, EM ANTONINA, NO PARANÁ.....	83
FIGURA 1.14 - BLOCO I, SUB-BOSQUE DOMINADO PELO XAXIM QUE ATINGE OS 5 METROS DE ALTURA.....	84
FIGURA 1.15 - POÇAS QUE ACUMULAM ÁGUA NA SUPERFÍCIE – DENOMINADAS POR PISCINAS (P) DE BÚFALOS.....	84
FIGURA 1.16 - BLOCO II, DOMINADO POR SUB-BOSQUE DE TAQUARAS (T) (A). ABERTURA DE CAMINHO ATRAVÉS DE REMOÇÃO DE TAQUARAS QUE IMPEDEM O DESLOCAMENTO NA PARCELA (B).....	85
FIGURA 1.17 - CLAREIRA OCUPADA POR TAQUARAS – T (A) PARTE DO SOLO PARA O DOSSEL (B) E ACELERAM A MORTE DAS ÁRVORES.....	85

CAPÍTULO 2

FIGURA 2.1	CROQUI DE DISTRIBUIÇÃO DAS MUDAS DE 2005. (P) ESPÉCIE PIONEIRA; (S) ESPÉCIE SECUNDÁRIA INICIAL	107
FIGURA 2.2 -	BOXPLOT DA VARIÁVEL BIOMÉTRICA CAP (cm) DAS 10 ESPÉCIES NO PLANTIO MISTO DE BAIXA RIQUEZA, NO T1 E T2 NA RESERVA NATURAL GUARICICA.....	113
FIGURA 2.3 -	BOXPLOT DA VARIÁVEL BIOMÉTRICA ALTURA TOTAL H (m) DAS 10 ESPÉCIES NO PLANTIO MISTO DE BAIXA RIQUEZA, NO T1 E T2 NA RESERVA NATURAL GUARICICA.....	114
FIGURA 2.4 -	DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES NOS ESTRATOS DA FLORESTA, EM FUNÇÃO DE DOIS TRATAMENTOS, COM MESMA E DIFERENTE PROPORÇÃO DE INDIVÍDUOS, NA RESERVA NATURAL GUARICICA, EM	

	ANTONINA.....	115
FIGURA 2.5 -	BOXPLOT DA VARIÁVEL BIOMÉTRICA VOLUME V (m ³) DAS 10 ESPÉCIES NO PLANTIO MISTO DE BAIXA DIVERSIDADE, NO T1 E T2 NA RESERVA NATURAL DA GUARICICA.....	116
FIGURA 2.6 -	FUNÇÕES DISCRIMINANTES DAS 10 ESPÉCIES NATIVAS DO PLANTIO NOS TRATAMENTOS, NA RESERVA NATURAL DA GUARICICA.....	119
CAPÍTULO 3		
FIGURA 3.1 -	LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO, BACIA DO RIO CACHOEIRA, RESERVA NATURAL DA GUARICICA (SPVS), MUNICÍPIO DE ANTONINA, PARANÁ.....	135
FIGURA 3.2 -	INCREMENTO MÉDIO ANUAL DA CIRCUNFERÊNCIA À ALTURA DO PEITO EM CENTÍMETROS - IMA.cap (cm) DAS ESPÉCIES NO T1 E T2.....	139
FIGURA 3.3 -	INCREMENTO MÉDIO ANUAL DA ALTURA TOTAL EM METROS - IMA.h (m) DAS ESPÉCIES NO T1 E NO T2.....	140
CAPÍTULO 4		
FIGURA 1 -	LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO, BACIA DO RIO CACHOEIRA, RESERVA NATURAL DA GUARICICA (SPVS), MUNICÍPIO DE ANTONINA, PARANÁ.....	153
FIGURA 2 -	CURVA DE DIVERSIDADE VERDADEIRA $q = 0$ (ESPÉCIE RIQUEZA), $q = 1$, $q = 2$ E CURVAS DE DISTRIBUIÇÃO DE ABUNDÂNCIAS. LINHA TRACEJADA É EXTRAPOLAÇÃO DOS DADOS. PORTE SUPERIOR (A), PORTE MÉDIO (B) E PORTE PEQUENO (C) NO T1 E T2, RESERVA DA GUARICICA, MUNICÍPIO DE ANTONINA, PARANÁ.....	155
CAPÍTULO 5		
FIGURA 5.1 -	LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO, BACIA DO RIO CACHOEIRA, RESERVA NATURAL GUARICICA (SPVS), MUNICÍPIO DE ANTONINA, PARANÁ.....	168
FIGURA 5.2 -	CURVA DE DIVERSIDADE VERDADEIRA $q = 0$ (RIQUEZA	

DE ESPÉCIE), $q = 1$, $q = 2$. LINHA TRACEJADA É EXTRAPOLAÇÃO DOS DADOS. PORTE SUPERIOR (G1), MÉDIO (G2) E PEQUENO (G3) NAS ÁREA S E ÁREA B... 173

FIGURA 5.3 - DIAGRAMAS DE ESCALONAMENTO MULTIDIMENSIONAL NÃO MÉTRICO (NMDS) DA ÁREA S (PARCELA DE 1 A 10) E ÁREA B (PARCELAS DE 11 A 20) EM FUNÇÃO DA COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E ABUNDÂNCIA DE ESPÉCIES ARBÓREAS REGENERANTES DE CADA PORTE: G1 (ESTRESSE = 0,140), G2 (ESTRESSE = 0,101) E G3 (ESTRESSE = 0,100) USANDO A SIMILARIDADE DE BRAY-CURTIS..... 174

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

TABELA 1.1	VALOR P DO TESTE DE MANN-WITHNEY PARA AS CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS E FÍSICAS DAS AMOSTRAS DE SOLOS COLETADOS NO BLOCO I E BLOCO II, NA RESERVA DO RIO CACHOEIRA, MUNICÍPIO DE ANTONINA, PARANÁ.....	74
TABELA 1.2	TRATAMENTOS UTILIZADOS NO PLANTIO MISTO DE 10 ESPÉCIES ARBÓREAS EM 2006.....	82

CAPÍTULO 2

TABELA 2.1 -	VARIÁVEIS BIOMÉTRICAS QUALITATIVAS AVALIADAS NOS INDIVÍDUOS NATIVOS PLANTADOS NA RESERVA NATURAL GUARICICA.....	108
TABELA 2.2 -	ESTÁGIO INICIAL DO EXPERIMENTO (2005/2006) E ATUAL (2019) NO T1 E T2, NA RESERVA NATURAL DA GUARICICA.....	111
TABELA 2.3 -	VALORES DE PROBABILIDADE DO TESTE QUI-QUADRADO DAS VARIÁVEIS BIOMÉTRICAS QUALITATIVAS, NOS PLANTIOS EXPERIMENTAIS DA RESERVA NATURAL GUARICICA.....	111
TABELA 2.4 -	VALORES DE PROBABILIDADE DO TESTE MANN WHITNEY DAS VARIÁVEIS BIOMÉTRICAS QUANTITATIVAS DOS TRATAMENTOS, NA RESERVA NATURAL GUARICICA.....	112
TABELA 2.5 -	RESULTADOS DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA MULTIVARIADA DOS TRATAMENTOS, NA RESERVA NATURAL GUARICICA.....	116
TABELA 2.6 -	AUTOVALORES E DEMAIS ESTATÍSTICAS DAS FUNÇÕES DISCRIMINANTES DOS TRATAMENTOS, NA RESERVA NATURAL GUARICICA.A.....	117

TABELA 2.7 -	MATRIZ DE ESTRUTURAS DAS VARIÁVEIS BIOMÉTRICAS DOS TRATAMENTOS, NA RESERVA NATURAL GUARICICA.....	118
CAPÍTULO 3		
TABELA 3.1 -	VARIAÇÃO DOS ATRIBUTOS QUÍMICOS E FÍSICOS DO SOLO NA RESERVA NATURAL GUARICICA, EM ANTONINA-PR.....	138
TABELA 3.2 -	ANÁLISE ESTATÍSTICA DO LENÇOL FREÁTICO NA ÁREA DO EXPERIMENTO NA RESERVA GUARICICA, EM ANTONINA.....	138
TABELA 3.3 -	VALORES DE INCREMENTO MÉDIO ANUAL DA CIRCUNFERÊNCIA À ALTURA DO PEITO EM CENTÍMETROS – IMA.cap (cm).....	140
TABELA 3.4 -	VALORES DO INCREMENTO MÉDIO ANUAL DA ALTURA TOTAL EM METROS – IMA.h (m).....	141
CAPÍTULO 4		
TABELA 1 -	ESTIMATIVAS DOS PARÂMETROS FITOSSOCIOLÓGICOS DAS DEZ ESPÉCIES COM MAIOR VALOR DE IMPORTÂNCIA DA REGENERAÇÃO NATURAL (VI) DE PORTE SUPERIOR (G1), PORTE MÉDIO (G2) E PORTE INFERIOR (G3) NO T1 E NO T2 NA RESERVA GUARICICA, EM ANTONINA-PR.....	157
CAPÍTULO 5		
TABELA 5.1	ESTIMATIVAS DOS PARÂMETROS FITOSSOCIOLÓGICOS DAS DEZ ESPÉCIES COM MAIOR VALOR DE IMPORTÂNCIA DA REGENERAÇÃO NATURAL (VI) DE PORTE SUPERIOR (G1), MÉDIO (G2) E PEQUENO (G3) NA ÁREA S E ÁREA B.....	176

LISTA DE SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
ANE	Espécie Anemocórica
APA	Área proteção ambiental
ÁREA B	Área com sub-bosque dominado por bambus
ÁREA S	Área com sub-bosque dominado por samambaias
AUT	Espécie autocórica
C	Espécie clímax
CAP	Circunferência à altura do peito
CAP _m	Valor médio de Circunferência à altura do peito
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPERNICUS/S2	Sentinel-2 MSI: Instrumento MultiSpectral – Provida pela União Europeia / ESA / Copernicus.
CPRM	Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais
DA	Densidade absoluta
DAP _{cm}	Diâmetro a altura do peito em centímetros
DoA	Dominância absoluta
DoR	Dominância relativa
DR	Densidade relativa
EI	Estrato inferior
EM	Estrato médio
ES	Estrato superior
FA	Frequência absoluta
FD1	Função discriminante 1
FD2	Função discriminante 2
FODTB	Floresta ombrófila densa de terras baixas
FR	Frequência relativa
GE	Grupo Ecológico
HIDRO	Espécie hidrocórica
IPARDES	Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ICMBIO	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IPEA	Instituto de Pesquisas Aplicadas
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
ITCG	Instituto de Terras, Cartografia e Geologia do Paraná
MANOVA	Análise de variância multivariada
N/C	Não classificada
NMDS	Escalonamento Multidimensional Não Paramétrico
ONG	Organização não governamental
P	Pioneira
ps	Posição sociológica
qf	Qualidade do fuste
SENTINEL	Imagens de monitoramento de Satélites SENTINEL/EMBRAPA
SI	Secundária inicial
SIMEPAR	Sistema de Tecnologia e Monitoramento Ambiental do Paraná
sn	Sanidade do Fuste
SPVS	Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental
ST	Secundária tardia
T1	Tratamento 1
T2	Tratamento 2
U	Espécie Ombrófila
UFPR	Universidade Federal do Paraná
v	Volume
W	Teste de Mann-Whitney
ZOO	Espécie zoocórica

LISTA DE SIMBOLOS

%	Porcentagem
CAP	Circunferência à altura do peito
CAP _m	Valor médio de Circunferência à altura do peito
cm	Centímetro
DAP _{cm}	Diâmetro a altura do peito em centímetros
df	Graus de liberdade
G1	Porte superior
G2	Porte médio
G3	Porte pequeno
H	Altura total
Hc	Altura comercial
ha	hectares
h _m	Altura média
indivíduos.ha ⁻¹	Indivíduos por hectare
L%	Porcentagem de luminosidade recebida pela copa
m	metro
m ²	Metro quadrado
m ² .ha ⁻¹	Metro quadrado por hectare
m ³	Metro cúbico
mm	Milímetros
mm.ano ⁻¹	Milímetros por ano
°C	Graus centígrados
p	Valor estatístico de p
s	Desvio padrão
spp.	Espécies
t	Teste t
v	Volume
X ²	Teste Qui-quadrado
W	Teste de Mann-Whitney

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO

1.1	CONTEXTUALIZAÇÃO DO TRABALHO.....	24
1.1.1	Solos degradados pela pastagem de búfalos.....	27
1.2	ESTRUTURA DA TESE.....	28
1.3	Objetivos.....	30
1.3.1	Objetivo geral.....	30
1.3.2	Objetivos específicos.....	30
1.4	CONTRIBUIÇÕES DA TESE.....	31
1.5	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	33
1.5.1	A Mata Atlântica.....	33
1.5.2	A significância da Mata Atlântica.....	34
1.5.3	Remanescentes da Mata Atlântica no Paraná.....	35
1.5.4	Histórico de ocupação e transformação da Mata Atlântica no Litoral Paranaense.....	36
1.5.5	Restauração ecológica.....	40
1.5.6	Bases teóricas da restauração ecológica de florestas tropicais.....	40
1.5.7	Métodos de restauração ecológica de florestas tropicais.....	46
1.5.8	Avaliação e monitoramento da restauração florestal.....	52
1.5.9	Espécies selecionadas para o plantio.....	55
1.5.10	Paradígmias da sucessão ecológica em áreas com distúrbios.....	59
1.6	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	66
1.6.1	Área de estudo.....	66
1.6.2	Geologia.....	67
1.6.3	Caracterização do solo.....	69
1.6.3.1	Atributos físicos e químicos do solo.....	70
1.6.4	Clima e variáveis meteorológicas.....	76
1.6.5	Tipos de vegetação da região leste do Paraná.....	77
1.6.6	Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas.....	79
1.6.7	Caracterização do experimento - 14 anos atrás.....	80
1.6.8	Caracterização da cobertura atual da vegetação.....	83

1.7	REFERÊNCIAS.....	86
CAPÍTULO 2 – BIOMETRIA DE ESPÉCIES ARBÓREAS NEOTROPICAIS EM ÁREAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL NO SUL DO BRASIL		
	RESUMO.....	103
2.1	INTRODUÇÃO.....	104
2.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	106
2.3	RESULTADOS.....	110
2.4	DISCUSSÃO.....	120
2.5	CONCLUSÕES.....	128
2.6	AGRADECIMENTOS.....	128
2.7	REFERÊNCIAS.....	128
CAPÍTULO 3 – CRESCIMENTO DE ESPÉCIES ARBÓREAS NEOTROPICAIS EM ÁREAS de RESTAURAÇÃO FLORESTAL NO SUL DO BRASIL		
	RESUMO.....	132
3.1	INTRODUÇÃO.....	133
3.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	134
3.3	RESULTADOS.....	137
3.4	DISCUSSÃO	142
3.5	CONCLUSÕES	146
3.6	AGADECIMENTOS.....	146
CAPÍTULO 4 – RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DE FLORESTA OMBRÓFILA DENSA DE TERRAS BAIXAS DEGRADADAS POR PASTAGEM DE BÚFALOS.		
	RESUMO.....	150
4.1	INTRODUÇÃO	151
4.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	152
4.3	RESULTADOS.....	154
4.4	DISCUSSÃO.....	158
4.5	CONCLUSÕES	160
4.6	AGRADECIMENTOS.....	161
4.7	REFERÊNCIAS.....	161

**CAPÍTULO 5 - INFLUÊNCIA DE SAMAMBAIAS E BAMBU NA
REGENERAÇÃO NATURAL DE FLORESTAS OMBRÓFILA DENSA EM
RESTAURAÇÃO, NO SUL DO BRASIL.**

	RESUMO.....	166
5.1	INTRODUÇÃO.....	167
5.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	168
5.3	RESULTADOS.....	171
5.4	DISCUSSÃO	177
5.5	CONCLUSÕES.....	182
5.6	REFERÊNCIAS.....	183
6	CAPÍTULO - CONSIDERAÇÕES FINAIS	189
7	REFERENCIA GERAL	191
8	ANEXOS.....	220

CAPÍTULO I - INTRODUÇÃO

1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO DO TRABALHO

A agricultura, a pastagem, os plantios comerciais de espécies arbóreas exóticas e o crescimento das áreas urbanas estão entre as atividades que mais degradaram e fragmentaram o bioma Mata Atlântica (RIBEIRO et al., 2009; RIBEIRO et al., 2011; JOLY et al., 2014). Porém, a criação de búfalos para a produção de carne e leite foi a que mais contribuiu para a deterioração da qualidade ambiental da planície na Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (FOBTB), pois exigiu o desmatamento de grandes áreas florestais e a implantação de pastos com espécies exóticas de *Brachiaria* spp., em larga escala, desencadeando um processo de degradação irreversível do solo, comprometendo a capacidade de resiliência desse ecossistema (RAYNAUT et al., 2002; ESTADES, 2003; RODRIGUES e TOMMASINO, 2005).

Diante dessa situação ambiental calamitosa e da percepção da ameaça dos altos níveis de degradação da Mata Atlântica, na década de 80 (LAMB et al., 2005) os poderes públicos elaboraram e executaram uma política de proteção ambiental para a região sul do Brasil. A política tinha como principal diretriz a implantação de unidades de conservação (UC's) e ou áreas protegidas (AP's) com que limitassem o uso da terra desregrado, impedindo principalmente a continuidade do desmatamento de novas áreas e a intensificação dos processos produtivos (RAYNAUT et al., 2002; ESTADES, 2003).

Nesse âmbito, a Organização Não Governamental denominada Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (SPVS), em 1999, iniciou a implantação de Reservas Particulares de Patrimônio Natural (RPPNs) nos municípios de Guaraqueçaba e Antonina e, junto com a Embrapa, por meio de parcerias internacionais com várias instituições, desenvolveu projetos de combate ao aquecimento global em Guaraqueçaba e projetos-piloto de reflorestamento em Antonina, onde testaram novas estratégias de restauração e desenvolvimento de técnicas para áreas de maior extensão (FERRETI e BRITZ, 2006).

Paralelamente na época, ocorriam discussões, nos seios dos diferentes ecologistas no Brasil, referentes à melhor forma de recriar um ecossistema

restaurado por meio de leis, decretos e resoluções, entre outros dispositivos jurídicos; no entanto, muitas delas, cada vez mais rigorosas e complexas, tendiam a engessar as técnicas de restauração ecológica (ASSIS et al., 2020). Destacam-se, entre os itens mais polêmicos, a exigência de um número mínimo de espécies a serem reintroduzidas e a sua distribuição proporcional entre classes sucessionais, pela síndrome de dispersão e até mesmo pelo grau de ameaça de extinção (DURIGAN et al., 2010).

Dentre os vários dispositivos jurídicos instituídos na época no âmbito do tratado da restauração de florestas no Brasil, destaca-se especificamente a Resolução paulista reeditada em 2003 (Resolução SMA 47 de 27 de 2003) e novamente em 2007 (Resolução SMA 08, de 07/03/2007), cujo Art. 6º estabelecia que, em áreas de ocorrência das formações de floresta ombrófila, floresta estacional semidecidual e savana florestada (cerradão), a recuperação florestal deveria atingir, no período previsto em projeto, o mínimo de 80 espécies florestais e nativas de ocorrência regional e as seguintes proporções estabelecidas: mínimo 20% de dispersão zoocórica, 5% enquadradas em algum grau de ameaça, uma vez que pioneiras ou não pioneiras não podem ultrapassar 40% do total de espécies. Quanto à proporção em número de mudas, o total de pioneiras ou não pioneiras não poderia exceder 60% do total, nenhuma espécie pioneira poderia ultrapassar 20% e nenhuma espécie não pioneira poderia ultrapassar 10% das mudas. Dez por cento das espécies, no máximo, poderiam ter menos de 12 indivíduos em um projeto.

Contudo, as alterações das paisagens em decorrência das atividades humanas tinham destruído as poucas manchas de Mata Atlântica que albergavam grande parte das matrizes responsáveis pela manutenção e conservação da biodiversidade em diferentes escalas neste bioma (SILVA et al., 2017). Isso não só reduziu o seu hábitat como também aumentou a dificuldade de se encontrarem sementes de boa qualidade com alta variabilidade genética na floresta. Esse fato tornou-se, desde então, um dos principais desafios na produção de mudas dos projetos de restauração, pois era cada vez mais difícil coletar sementes na natureza respeitando todos os critérios de diversidade genética de espécies florestais (VITAL; INGOUVILLE, 2016).

Segundo Silva e Higa (2006), a maioria dos viveiros florestais realiza a sua própria coleta de sementes, mediante os recursos humanos e financeiros disponíveis segundo a sua realidade. Se, por um lado, o conhecimento técnico-científico sobre coleta e beneficiamento das sementes é escasso, por outro lado, a produção de mudas de nativas de qualidade e em quantidade é um limitante e um desafio para o sucesso da restauração florestal (VITAL; INGOUVILLE, 2016). Essa lacuna aconteceu em razão da falta de incentivos fiscais por parte do governo durante muito tempo, por promover os projetos de produção e melhoramento genético dessas espécies em viveiros comerciais e familiares de grande e pequeno porte, reduzindo, dessa maneira, a produção de mudas nativas em larga escala, das mais diversificadas espécies e grupos ecológicos (IPEA, 2015).

Em 1999/2000, as áreas ao longo da planície litorânea adquiridas pela SPVS, encontravam-se degradadas pela pastagem de búfalos, com solos compactados, susceptíveis ao alagamento dominados pelo capim *Brachiaria spp.*, e com baixa resiliência. Foi neste cenário, que a SPVS com a missão de recuperar estas áreas, tinha o desafio de encontrar um grande número de espécies aptas a se desenvolverem em solos nessas condições a ponto de formarem floresta e devolverem as funções ecológicas ao sistema (FERRETTI; BRITTEZ, 2006).

Ao longo do tempo, em áreas onde era indispensável o plantio de mudas nativas, foi observado que, do conjunto das mais de 80 espécies recomendadas para a região, não existiam matrizes suficientes nem sementes conservadas capazes de fornecer sementes viáveis e que respeitassem as regras de diversidade genética para restauração (KAGEYAMA; GANDARA, 1998).

Ao longo do tempo, foi observado que cerca de 25 espécies estavam aptas para as condições do ambiente. Essas espécies, no campo, mostraram-se mais resistentes às adversidades de um plintossolo, com longos períodos de saturação de água e compactadas pela pastagem dos búfalos. Somado a isso, elas forneciam maior resistência à competição com *Brachiaria spp.*, exóticas invasoras agressivas e altamente eficientes na ocupação de espaço e nutrientes, razão pela qual muitas espécies perdiam espaço para essas gramíneas (SPVS, comunicação pessoal). Além disso, por se tratar de uma área de preservação permanente, não era permitido o uso de herbicida, o que tornava difícil o controle dessas ervas daninhas e o avanço da regeneração natural (SPVS, comunicação pessoal, 2017).

Perante essa situação, uma das poucas alternativas que existiam era a seleção de um elenco de espécies nativas que, numa primeira fase do plantio, exigissem uma manutenção mínima, tivessem um crescimento rápido e desenvolvessem uma copa capaz de sombrear rápido, reduzindo ou até extinguindo as gramíneas exóticas, e que produzissem alta quantidade de biomassa (serrapilheira) para melhorar a qualidade de solo. Por isso, das 25 espécies, foram selecionadas 10 que pudessem apresentar essas características e, dessa forma, fosse possível obter as sementes com a qualidade desejada, respeitando os critérios de seleção genética e possibilitando a sua reprodução em larga escala no viveiro florestal da SPVS (BRUEL, 2006).

Era desafiador, nos anos 2005 e 2006, o plantio de espécies nativas capazes de vencer a competição das ervas exóticas invasoras, por isso optou-se por plantio adensado, em linhas com espécies nativas capazes de suprir as adversidades do ambiente e formar uma floresta que se perpetuasse e retornasse as funções ecológicas desse ecossistema (BRUEL, 2006).

1.1.1 Solos degradados pela pastagem de búfalos

Os búfalos são animais pesados e têm a capacidade de alterar significativamente a estrutura da camada superficial do solo e a composição das espécies vegetais, principalmente em solos argilosos hidromórficos (KOZLOWSKI, 1999). Nesses solos, os efeitos da circulação de animais sobre a estrutura podem ser estendidos até 20 cm de profundidade (FEDERER et al., 1961).

A compactação do solo resultante do pisoteio dificulta o crescimento da vegetação, situação que se agrava com a intensidade do sobrepastoreio, pois contribui para a redução da cobertura vegetal, favorecendo os processos erosivos (GREENWOOD; MCKENZIE, 2001).

Solos compactados são ambientes físicos desfavoráveis para o crescimento das plantas e podem restringir, em certa medida, a produtividade e a longevidade de espécies de plantas herbáceas e lenhosas nativas regenerantes, mesmo existindo condições para a germinação do banco de sementes do solo (KOZLOWSKI, 1999).

O processo de compactação reduz a densidade e a macroporosidade do solo (MULHOLLAN e FULLEN, 1991; CLIMO e RICHARDSON, 1984). Por sua vez, o solo compactado diminui a capacidade de infiltração (MULHOLLAND; FULLEN, 1991; GREENWOOD et al., 1997) e promove o escoamento superficial (BRANSON et al., 1981).

A compactação do solo aumenta a sua resistência para o crescimento radicular, ou seja, a alta taxa de resistência do solo reduz a taxa de alongamento das raízes, diminuindo a capacidade da raiz de se expandir, mantendo-a concentrada na superfície, afetando, desse modo, o processo de absorção de nutrientes do solo em condições de baixa umidade (BENGOUGH; MULLINS 1990). Solos argilosos por natureza apresentam reduzida capacidade de infiltração de água, e esta situação tende a agravar-se quando sujeitos à ações de compactação, pois reduz os espaços entre as partículas do solo impedindo a troca de calor, circulação de oxigênio e outros gases (FERREIRA et al., 2004). No entanto, o efeito da compactação por animais sobre as propriedades físicas do solo é limitado às camadas mais superficiais, podendo ser temporário e reversível (KOZLOWSKI, 1999).

1.2 ESTRUTURA DA TESE

O complexo Serra do Mar apresenta um mosaico montanhoso diverso, de riquíssima estrutura geológica ao longo da costa brasileira e com variações altitudinais que partem desde o nível do mar até um pouco mais de 2700 m (METZGER, 2009). Esse mosaico de planície e montanhas permite um conjunto de eventos atmosféricos que, em regiões onde o índice pluviométrico é alto e variável entre 2500 e 4000 mm ao longo do ano, torna os solos de altas altitudes sempre úmidas e, em áreas planas de baixa altitude, os solos são impermeáveis e acumuladores de água na superfície por longo período, comprometendo a aeração no solo e a vida de raízes e sementes (RODRIGUES et al., 2009; 2011; BRANCALION et al., 2015).

Um exemplo são as áreas ao longo da planície litorânea paranaense, onde o relevo é mais plano e foram desmatadas extensas áreas de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (FOBTB) e implantados pastos com espécies exóticas de *Brachiaria* spp. em larga escala para a criação de búfalos. Essas espécies de

plantas são excelentes competidoras e dominadoras dos espaços e nutrientes do solo, o que desencadeou um processo de degradação severo do solo, comprometendo a capacidade de resiliência desse ecossistema.

Para tal, era imprescindível retomar a conexão dos pequenos fragmentos mais bem conservados aos biologicamente pobres e degradados (TAMBOSI et al., 2014) para manter a matriz de conservação e a sustentabilidade ecológica por meio de fluxo gênico entre os fragmentos desse bioma.

Embora os solos selecionados nesse experimento estivessem com elevado estágio de degradação, acreditava-se ser possível recriar uma nova Floresta Ombrófila Densa Restaurada (FERRETTI; BRITZ, 2006). Por isso foi desenhado e desenvolvido um projeto de plantio adensado misto com dois tratamentos contendo um conjunto de 10 espécies florestais nativas selecionadas pelas suas características ecológicas, sendo 3 pioneiras *Mimosa bimucronata* (DC.) O. Kuntze, *Senna multijuga* (LC Rich.) HS Irwin & Barneby e *Schizolobium parahyba* (Vellozo) Blake), e 7 secundárias iniciais *Myrsine coriacea* (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult., *Inga edulis Martius*, *Inga marginata* Willd., *Inga laurina* (Sw.) Willd., *Alchornea glandulosa* Poepp. Endl, *Citharexylum myrianthum* Cham. e *Hieronyma alchorneoides* Allemão (NEVES; CARPANEZZI, dados não publicados).

Decorridos 14 anos, áreas onde a paisagem e o ambiente eram homogêneos e dominados por gramíneas *Brachiaria* spp., se transformaram em áreas cobertas de florestas com sub-bosque denso, de difícil penetração. Neste contexto, o presente trabalho buscou entender o padrão de mudança que ocorreu na área e o atual estágio da restauração, através dos indicadores ecológicos biométricos e fitossociológicos. Para tal, a tese foi dividida em 6 capítulos onde:

Capítulo 1: Faz uma breve contextualização do assunto a ser abordado na tese, apresenta a justificativa, contribuições para área de interesse, os objetivos do trabalho e uma revisão bibliográfica.

Capítulo 2: Refere à análise da sobrevivência e do desenvolvimento silvicultural de 10 espécies nativas submetidas ao plantio adensado misto em uma área degradada por pastagem. Para efeito, foram avaliadas as variáveis biométricas qualidade do fuste (qf), sanidade do fuste (sf), qualidade da copa (qc), percentagem de luminosidade recebida pela copa (L%), posição sociológica (ps), circunferência à altura do peito (CAP), altura comercial (Hc), altura total (H) e

volume (V) das espécies em função dos tratamentos realizados na condução de floresta para fins de restauração.

Capítulo 3: Avaliou-se a influência das densidades de espécies no incremento médio anual de circunferência à altura do peito (IMA.cap) e em incremento médio anual da altura total (IMA.h) e indicou qual tratamento melhor reproduziu as características semelhantes a uma floresta nativa para fins de restauração na região.

Capítulo 4: Avaliou-se o estágio da regeneração do sub-bosque das áreas de plantio misto denominados por Talhões Facilitadores (TF's) após 14 anos de restauração. Para efeito, foram avaliados os indicadores de composição florística e fitossociológicos da regeneração.

Capítulo 5: Analisou-se o impacto do predomínio das espécies de samambaias e bambu sobre a vegetação regenerante após 14 anos de restauração. Foram também avaliados os indicadores de composição florística e fitossociológicos da regeneração do sub-bosque.

Por fim, a tese, apresenta como **Capítulo 6**, as considerações finais bem como os resumos sobre as contribuições desta pesquisa.

1.3 OBJETIVOS

1.3.1 Objetivo geral

O presente trabalho teve como objetivo geral avaliar o estágio de restauração de um plantio adensado misto com número reduzido de espécies (10) nativas arbóreas na planície litorânea paranaense com 14 anos de idade.

1.3.2 Objetivos específicos

- Avaliar a sobrevivência dos plantios adensados mistos com igual e diferentes proporções de indivíduos plantados por espécie aos 14 anos de idade;
- Comparar as variáveis biométricas qualitativas de qualidade do fuste (qf), sanidade do fuste (sf), qualidade da copa (qc), percentagem de

luminosidade na copa (L%) e a posição sociológica (ps) e as biométricas quantitativas de circunferência à altura do peito (CAP), altura comercial (Hc), altura total (H) e volume (V) dos plantios adensados mistos de iguais e diferentes proporções de indivíduos por espécie.

- Avaliar o IMA.cap e IMA.h das espécies no plantio adensados mistos com a mesma proporção e diferentes proporções de indivíduos;
- Avaliar a variabilidade da média de IMA.cap e IMA.h por meio de intervalos de confiança (IC).
- Descrever a florística e a fitossociologia do estrato regenerante de plantio adensado misto em linhas ou TFs em linhas com baixa riqueza estabelecido apenas com espécies pioneiras e secundárias iniciais,
- Investigar o efeito do predomínio de espécies de samambaias e bambu sobre a composição florística e estrutura da vegetação regenerante.

1.4 CONTRIBUIÇÕES DA TESE

A seleção de espécies em iniciativas de restauração é uma etapa importante em razão da grande variação do sucesso de estabelecimento e crescimento em campo das espécies (LU et al., 2017), o que indica a necessidade de estudos sobre a adequabilidade das espécies em plantios adensados mistos, principalmente de baixa riqueza ou diversidade. A seleção de espécies pode, ainda, influenciar fortemente na trajetória futura e na melhoria das variáveis fitossociológicas, contribuir para a estagnação ou o retorno ao estado anterior à restauração (RODRIGUES et al., 2009).

As plantações florestais têm o poder de criação ou renovação de florestas em locais onde não mais existem, pois o seu efeito catalítico, em razão de mudanças microclimáticas, favorece a germinação e o estabelecimento de plântulas, o desenvolvimento de uma camada de serrapilheira e húmus que contribui na melhoria do solo (ENGEL; PARROTTA, 2008). Na sequência, esses fatores favorecem o crescimento dos indivíduos por meio do aumento da complexidade estrutural, a atração da fauna propicia a entrada de propágulos, e contribui para a supressão de invasoras (gramíneas), conduzindo positivamente, na rapidez e continuidade da sucessão (BRANCALION et al., 2015).

Assim sendo, a presente tese foi desenvolvida com objetivo de colher e analisar as informações sobre quais espécies deram certo ou errado no experimento passado e quais são as condições atuais de estrutura e sobrevivência dos indivíduos inicialmente plantados.

É de interesse analisar se foi viável o arranjo das 10 espécies selecionadas e seu crescimento em conjunto após 14 anos de plantio e, por último, entender sobre o potencial de regeneração dessa nova floresta em processo de sucessão. É importante entender se existem condições para que essas sejam autossustentáveis de modo que garantam a perpetuação da floresta, condição essencial para o sucesso do projeto de restauração.

Existe uma necessidade constante de se repensar a restauração, sobre quais os modelos a serem aplicados em áreas que necessitam uma intervenção ativa, onde o plantio, mesmo não sendo a única técnica, têm uma grande contribuição na restauração da área e a custos relativamente baixos. Assim, a presente tese contribui com informações e respostas úteis sobre a silvicultura de espécies e a restauração florestal de uma área com plantio adensado misto de baixa diversidade, embasadas em resultados científicos, que fornecem subsídios para o aperfeiçoamento desta técnica em áreas com condições ambientais semelhantes ao longo da Floresta Ombrófila Densa.

Estudos de avaliação e monitoria em áreas em restauração, como o presente em uma floresta com 14 anos de idade, promovem discussões e momentos de reflexão no ato de escolha e de tomada de decisões sobre como e quais espécies escolher, qual metodologia a adoptar na restauração do ecossistema, bem como agir perante a necessidade de ações reguladoras.

1.5 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.5.1 A Mata Atlântica

O Bioma Mata Atlântica é um conjunto de ecossistemas distribuídos ao longo de uma estreita faixa que acompanha a costa atlântica do Brasil, partindo do estado do Rio Grande do Norte em direção ao sul, penetrando o continente abaixo da latitude 20° S, onde alcança a região de Misiones, na Argentina, e a parte oriental do Paraguai. Consta que essa área, inicialmente, cobria um total de 150 milhões de hectares, sendo por isso considerada a segunda maior floresta tropical das Américas, abrangendo uma área de grande heterogeneidade, sendo considerada um grande centro de diversidade ambiental e biológica (METZGER et al., 2009; RIBEIRO et al., 2009; WWF, 2017).

A maior parte desse Bioma encontra-se no Brasil (92%) e estendia-se originalmente do Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul, cobrindo cerca de 1.306.421 Km², ou seja, 15% do território nacional, distribuído integral ou parcialmente por 17 estados: Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná, São Paulo, Goiás, Mato Grosso do Sul, Rio de Janeiro, Minas Gerais, Espírito Santo, Bahia, Alagoas, Sergipe, Paraíba, Pernambuco, Rio Grande do Norte, Ceará e Piauí (SCHÄFFER; PROCHNOW, 2002; MUYLAERT, et al., 2018).

Segundo Ministério do Meio Ambiente (MMA), a vegetação remanescente era de 29% em 2009, representando a segunda maior floresta tropical úmida em território brasileiro. Atualmente figura-se entre os biomas mais ameaçados do Brasil, com 16,2 milhões de hectares, ou seja, 12,4 % de remanescentes florestais mais preservados acima de 3 ha, parcela representativa para a conservação da biodiversidade (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, INPE, 2018).

A estrutura geológica mais antiga da Mata Atlântica entende-se ao longo da Serra do Mar (e em outras serras costeiras), e é formada por atividades tectônicas no Período Ordoviciano da Era Paleozóica. Segundo Metzger et al. (2009), o mosaico montanhoso ao longo da costa brasileira apresenta variações altitudinais que partem do nível do mar até pouco mais de 2700 m, causando mudanças abruptas nos solos e na temperatura média do ar. As condições físicas e atmosféricas da área propiciam uma permanente umidade no ar em forma de

névoa ou chuva, condição necessária para a formação e o desenvolvimento de formações atlânticas (CATHARINO, 2006).

No conceito *sensu strictu*, a Mata Atlântica é referida como um conjunto de formações florestais ombrófilas da encosta atlântica, ao passo que Mata Atlântica *sensu lato* refere-se ao conjunto de formações florestais, desde as mais úmidas, próximas ao Oceano Atlântico, até as mais secas ou estacionais que penetram pelo continente (BRASIL, 1991).

Segundo o censo do IBGE (1993), o bioma contempla um conjunto de ecossistemas, que são: Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista (Floresta com Araucária), Floresta Ombrófila Aberta, Florestas Estacionais Deciduais e Semideciduais e os ecossistemas associados, incluindo manguezais, restingas, campos de altitude, enclaves de campos (salinos e áreas aluviais) e cerrados e as florestas montanas da Região Nordeste. Atualmente, os principais remanescentes mais conservados concentram-se nos estados da Região Sul e Sudeste do país, recobrando parte da Serra do Mar e a Serra da Mantiqueira, onde o processo de expansão e ocupação foi dificultado devido ao relevo acidentado com áreas de difícil acesso e sem quase nenhuma infraestrutura de transportes (COPOBIANO et al., 2001; MEIRELES, 2009).

1.5.2 A significância da Mata Atlântica

A Mata Atlântica é considerada uma das maiores florestas tropicais do planeta, depois da Amazônia, a segunda maior concentração de biodiversidade existente nas Américas (WWF, 2017), e a mais diversificada em relação ao número de espécies por unidade de área (MORELLATO; HADDAD, 2000).

O Bioma Mata Atlântica é riquíssimo sob o ponto de vista de biodiversidade, visto que 2,7% são de espécies endêmicas e 2,1% de animais vertebrados contabilizados em nível mundial (MEYERS et al., 2000). Mittermeier (2005) ressaltaram a importância que a Mata Atlântica tem como hábitat para cerca de 8000 espécies de plantas (40% do total de espécies), 286 anfíbios (60%), 200 aves (16%), 94 répteis (31%), 71 mamíferos (27%), os principais grupos indicadores. Além disso, esse bioma é responsável por cerca de 70% do PIB nacional, abriga

mais de 72% da população brasileira e conta com as maiores extensões dos solos mais férteis do país (SCARANO; CEOTTO, 2015).

Como ecossistema de região tropical, o bioma fornece bens e serviços por trás das economias e do bem-estar das pessoas em uma das áreas mais populosas e prósperas da América do Sul, pois, alberga aproximadamente 148 milhões de pessoas do Brasil, Paraguai e Argentina, e esse número tende a aumentar, uma vez que os países mostram tendências positivas de crescimento populacional (SFB, 2018; JOLY et al., 2019). Os serviços vitais do ecossistema sustentam diretamente todos os que nele vivem, pois, ele conserva e fornece água potável e fornece múltiplos recursos, como área de assentamento, alimentos silvestres, medicamentos, materiais para a construção de moradias, combustível etc (CALMON et al., 2011). Ao longo das suas bacias, são construídas hidroelétricas para a transformação de energia, assim como existem áreas para atividades agropecuárias, além de abrigar uma grande diversidade de fauna e flora (GIBSON et al., 2011). Protege o solo de erosão, assoreamento dos rios e barragens e as comunidades vulneráveis nas colinas (MAGNAGO et al., 2014). É reguladora do clima, contribuindo para a estabilidade do meio ambiente em nível local e global por meio do armazenamento e sequestro de CO₂ (MACKEY et al., 2020).

1.5.3 Remanescentes da Mata Atlântica no Paraná

Os principais remanescentes mais conservados concentram-se nos estados da Região Sul e Sudeste do país, recobrando parte da Serra do Mar e da Serra da Mantiqueira, onde o processo de expansão e ocupação foi dificultado devido ao relevo acidentado com áreas de difícil acesso e sem quase nenhuma infraestrutura de transportes (COPOBIANO, 2001; MEIRELES, 2009).

O processo de fragmentação da Mata Atlântica foi tão intenso nos últimos cinco séculos que restaram apenas 1.382 fragmentos florestais acima de 1.000 hectares, correspondentes a 5% da cobertura nativa, enquanto a maioria dos remanescentes (86%) tem menos de 50 hectares, tornando assim a Mata Atlântica uma das mais desmatadas do mundo (JENKINS et al., 2013).

Atualmente, estima-se que no Paraná existam 3,1 milhões de hectares de florestas naturais, o que corresponde a 16% de seu território (SFB, 2018). Conforme o mapa dos Biomas do IBGE, o estado tem 98% de seu território coberto pelo Bioma Mata Atlântica e cerca de 2% pelo Bioma Cerrado (SEMA, 2018). No último censo e mapeamento florestal realizado, consta que as florestas naturais do estado se distribuem no espaço em 47.6% de Floresta Estacional Semidecidual, 45.9% de Floresta Ombrófila Mista, 3,1% de Várzea, 2% de Floresta Ombrófila Densa, 0,5 % de Mangue e apenas 0,1% de Restinga (SFB, 2018).

As áreas protegidas (AP's) ou unidades de conservação (UCs) são, no momento, uma das formas mais eficazes de proteção e manutenção dos ecossistemas naturais, principalmente os mais ameaçados, como a Mata Atlântica (MACEDO et al., 2019; BUTCHART et al., 2015).

1.5.4 Histórico de ocupação e transformação da Mata Atlântica no Litoral Paranaense

Existem evidências históricas de que o litoral do Paraná foi ocupado pelos humanos há mais de 6000 anos atrás, época em que o clima era mais seco e frio (MELO; MORENGO, 2008) e o desenvolvimento das plantas era mais lento e com formações vegetacionais diferentes das atuais. Os sambaquis (depósitos de conchas calcárias dos mariscos), são indícios de parte da alimentação dos índios na época, os quais também eram coletores de frutos, raízes, sementes e caçadores de animais terrestres, e permitiram a obtenção de informações sobre a vida dos primeiros moradores (PARELLA; GOTTARDI NETTO, 1994).

Por volta de 1500, chegaram os primeiros colonizadores europeus, vindos de Cananeia, historicamente conhecido como povoado indígena ao sul de São Paulo, ocupado com sucesso pelos colonizadores, mas só se estabeleceram na Ilha da Cotonga (hoje município de Paranaguá) nos meados do século XVI (MAACK, 1981). Esse povoado cresceu e avançou sobre o continente, pois, além da exploração do ouro, tinha como fontes de subsistência o cultivo do arroz, a banana, o feijão, a mandioca e o milho. Essa região, vista como promissora, foi rapidamente ocupada por um efetivo considerável de garimpeiros que procuravam por novas jazidas de ouro como a Mina do Cachoeira, hoje denominada de Reserva Natural do Rio Cachoeira. Estes rapidamente alteraram a estrutura da majestosa Mata Atlântica,

com abertura de picadas e áreas de enormes clareiras para o estabelecimento de acampamentos e algumas dessas áreas tornaram-se povoados até hoje habitados nas regiões de Paranaguá, Morretes e Antonina (PIERRI et al., 2008).

No entanto, a necessidade de conquistar novas áreas, em direção ao oeste (Curitiba, assim como outras regiões), demandou a criação de estruturas de acesso mais robustas, como estradas e pontes, para facilitar o trânsito de pessoas e mercadorias. Durante a construção e o crescimento de rotas comerciais, foram sacrificadas vidas humanas e grande parte dos recursos florestais da Mata Atlântica, contudo o que mais importava era o seguimento do caminho em direção a Minas Gerais, época da saga pelo ouro e outros metais preciosos, da erva mate e da madeira com a Argentina (MACHIORO, 1999).

No final do mesmo século, a região do litoral crescia com a produção e comercialização de produtos agrícolas mais rentáveis produzidos nas grandes fazendas, como a banana, que era exportada para Argentina e Uruguai, cana-de-açúcar para a produção de cachaça, a mandioca para a produção de farinha, o café, o milho, feijão e arroz. Contudo, o término da escravatura (1888) contribuiu para o abandono das terras cultivadas devido à ausência de mão de obra escrava, contribuindo dessa forma para a decadência da região do litoral, mesmo com o desenvolvimento dos meios de comunicação terrestres (estrada da Graciosa, entre Curitiba e Antonina) e da ferrovia apenas concluída em 1885 (Curitiba - Paranaguá)

Essa época foi marcada como período de adaptação e profundas transformações no contexto socioeconômico e expansão territorial no estado do Paraná, pois, enquanto o litoral enfrentava a redução de população e a decadência econômica, novas áreas no interior registravam o desafio de receber novos e mais emigrantes europeus (italianos, alemães, franceses e suíços) e japoneses, que tiveram, no passado, problemas em se adaptarem ao clima quente e úmido do litoral e tinham a esperança de melhorar suas vidas e tornar essas áreas economicamente viáveis (IPARDES, 1989; MARCHIORO, 1999).

A partir de 1960, o governo da época desenvolveu uma política de incentivos fiscais para revitalizar as áreas abandonadas no litoral. Esses incentivos visavam ao desenvolvimento de atividades agroflorestais (IPARDES, 1989). Esse movimento é explicado pelo fato das comunidades nativas da região que, no passado, se dedicavam à pesca e à agricultura de subsistência terem sido, em

grande parte, vítimas de grilagem ou impulsionadas a vender suas terras por quantias insignificantes e migrarem para regiões estuarinas, onde continuavam a sobreviver da pesca como sua atividade principal. Aos poucos os agricultores familiares mais resistentes foram obrigados a fixar as suas propriedades em espaços cada vez menores e restritos às áreas ao longo de vales de rios como Serra Negra, Guaraqueçaba, Tagaçaba, Potinga, Assungui, vivendo principalmente de agricultura de subsistência (MARCHIORO, 1999).

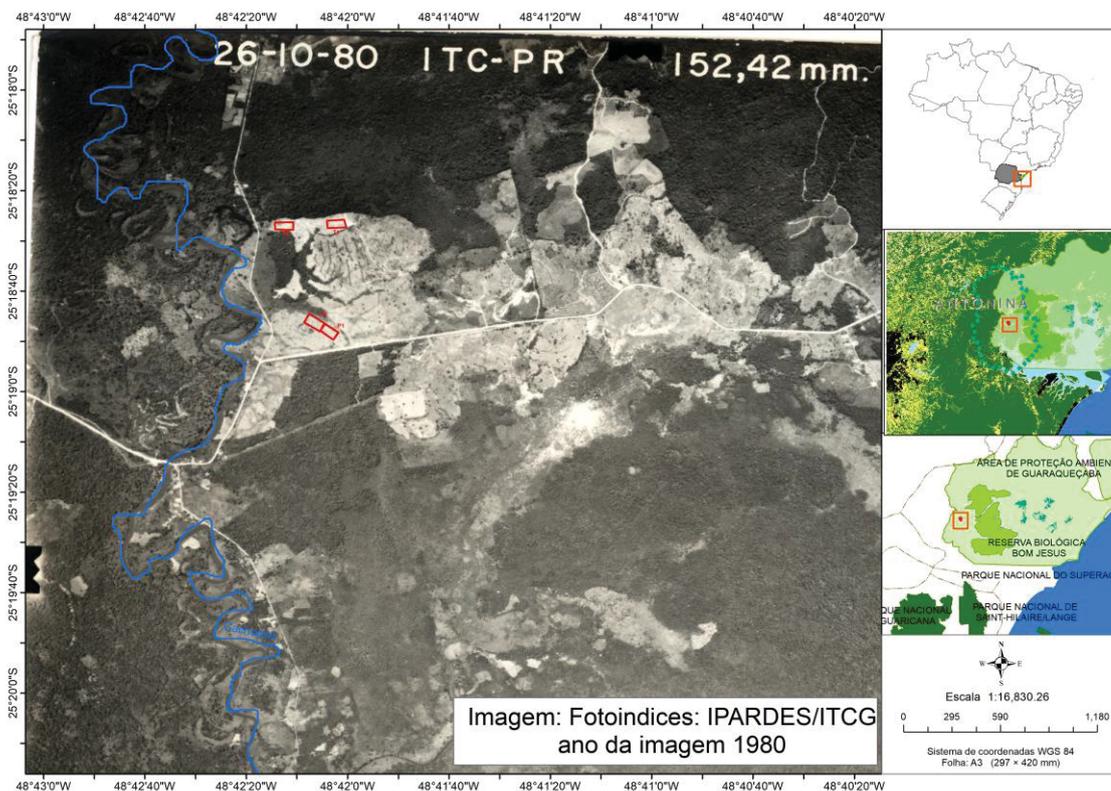
Com o passar do tempo, o palmito, que antes era destinado apenas ao consumo familiar ou ao proprietário local, adquiriu um interesse comercial maior devido à procura dos donos de fábricas e intermediários que abasteciam os mercados de outros estados, bem como o exterior. No entanto, a presença de novos agentes econômicos na região contribuiu para a desestruturação desse negócio, que, com o tempo, foi se tornando menos lucrativo e cada vez mais destruidor da paisagem e conservação dos recursos naturais da Mata Atlântica (ANDRIGUETTO FILHO, 2003).

A década 1960 e o início de 1970 representaram um dos picos de novas transformações significativas na realidade agrária do litoral paranaense, pois os poderes públicos desenvolveram políticas de incentivos fiscais para estabelecimentos de atividades agroflorestais, pecuária e a construção e abertura da BR-277, que liga Curitiba a Paranaguá, e da PR-405, entre Antonina e Guaraqueçaba. Esse processo estimulou o estabelecimento de grandes latifúndios no litoral paranaense, por meio da apropriação de terras devolutas ou cuja posse era dos agricultores locais, que migraram para as cidades, onde foram desenvolvidas novas atividades econômicas, como a extração de madeira e palmito, a criação de búfalos e a produção de café (RAYNAUT et al., 2002; ESTADES, 2003; RODRIGUES; TOMMASINO, 2005).

Dentre as atividades econômicas da época, a bubalinocultura foi a que mais degradou as áreas de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas e a Floresta Ombrófila Aluvial (FIGURA 1.1) pois exigiu o desmatamento de grandes áreas florestais ao longo da planície litorânea e a implantação de pastos com espécies exóticas de *Brachiaria* spp. (FERRETTI; BRITZ, 2006). Essa atividade, associada a outras, como a exploração em larga escala de palmitais nativos e o fomento de uma agricultura dependente de agrotóxicos, somou um conjunto de eventos de

transformação que culminou com a forte degradação dos ecossistemas locais e a fragmentação da Mata Atlântica na região (FERRETTI; BRITZ, 2006).

FIGURA 1.1 – FOTOGRAFIA AÉREA DA ÁREA DE ESTUDO DESMATADA, ANTES DA RESTAURAÇÃO FLORESTAL, EM ANTONINA, PARANÁ, BRASIL.



FONTE: Foto índices: IPARDES/ITCG, ano de imagem 1980.

Diante desta situação, na década de 80 foram criadas várias unidades de conservação (UC's) na região, estimulada pela preocupação das autoridades públicas em controlar o desmatamento, manter e conservar o que existia e recuperar as áreas degradadas (PIERRI et al., 2006).

Esta política nos dias que correm, dependendo do regime de gestão da área, permite não somente a conservação dos recursos naturais na região como também admite a exploração do ambiente de maneira a garantir a biodiversidade e os demais atributos ecológicos, de forma socialmente justa e economicamente viável (SANTOS, 2013).

1.5.5 Restauração ecológica

A Sociedade de Restauração Ecológica (SER, 2004) define restauração ecológica como “o processo de assistência à recuperação de um ecossistema degradado, danificado ou destruído”. Os restauradores ecológicos tentam retomar a composição, a estrutura e a dinâmica de um sistema danificado para um estado ecológico que está dentro do limite aceitável em relação a um padrão de sistema menos alterado e (provavelmente) mais sustentável em relação à distribuição espacial das árvores na paisagem (PALMER et al., 2016).

Do ponto de vista de estrutura, a restauração ecológica específica é aquela que "visa" recuperar as propriedades de um sistema intacto, como as assembleias de espécies, redes alimentares e atributos funcionais semelhantes aos sistemas de referência, ou seja, aquele sistema que existia muito antes de sofrer qualquer intervenção humana ou de caráter natural (ENGEL; PARROTTA, 2003).

A restauração de uma dada área, mesmo quando concebida por meio de projeto com bases e critérios científicos, pode levar anos, os resultados podem ser inesperados; e a recuperação, incompleta. Um resultado inesperado é diferente de atingir conscientemente um estado final diferente de recuperação total do ecossistema com fidelidade a um sistema de referência apropriado (CLEWELL; AROSON 2007; EGAN; HOWELL, 2005).

Segundo SER (2004), considera-se um ecossistema "totalmente restaurado" aquele que é: 1) autossustentável estruturalmente e funcionalmente, 2) resiliente, ou seja, o sistema tem capacidade de se recuperar depois de passar por alterações e tensões esperadas e 3) capaz de interagir com ecossistemas contíguos por meio de fluxos bióticos e abióticos e interações culturais.

Tendo o conhecimento da definição de restauração ecológica da *Society for Ecological Restoration International*, alguns atributos devem ser definidos para que um dado ecossistema seja considerado restaurado. E, resumidamente, considera-se um ecossistema restaurado aquele que: (i) Apresenta um conjunto de espécies que naturalmente ocorrem em ecossistemas de referência, os quais contêm uma estrutura de comunidade própria; (ii) Apresenta o maior número de espécies nativas regionais e reduzida invasão biológica; (iii) Apresenta o maior número possível de espécies nativas regionais, com reduzida invasão biológica; (iv)

Apresenta espécies de todos os grupos funcionais necessários para equilíbrio e bom funcionamento da floresta, e isso não implica a restrição de colonização por outros grupos no futuro; (v) Apresenta um ambiente físico adequado de modo que dê suporte ao desenvolvimento da comunidade restaurada e à trajetória ambiental desejada; (vi) Apresenta um funcionamento aparentemente adequado, sem restrições para o desenvolvimento de estágios de sucessão natural; (vii) Conta com uma ampla capacidade de integração e interação com diferentes formações ou principais matrizes ecológicas, que permitam fluxos bióticos e abióticos recíprocos; (viii) Está isento de fatores de degradação que ameaçam a sua saúde e integridade ecológica ou com estes minimizados ao máximo; (ix) Seja suficientemente resiliente para tolerar estresses naturais periódicos e (x) Seja autossustentável ao longo do tempo, à semelhança dos ecossistemas de referência, de modo que perpetue a sua existência em condições ambientais existentes, logicamente podendo apresentar flutuações naturais na composição de espécies, funcionamento e estrutura conforme se alterem as condições ambientais (SER, 2004; BRANCALION et al., 2015).

Contudo, é incerto que os ecossistemas totalmente restaurados serão resilientes a todos os níveis de estresse futuros, especialmente os que ocorrem em nível de mudanças climáticas ou aqueles que ocorrem em altas taxas ou magnitudes maiores de perturbações do que o sistema alguma vez experimentou ao longo do seu processo de evolução (PALMER et al., 2016).

Como princípio geral, o primeiro passo para restaurar um ecossistema é remover ou reduzir as causas de degradação, para que o sistema possa começar a recuperar sozinho os processos naturais (BATCHELOR et al., 2015). Assim sendo, quando a natureza se refaz sem nenhuma intervenção humana intencional em ecossistemas que foram degradados por distúrbios naturais (ex.: incêndios, desmoronamentos e inundações) ou pela ação humana (ex.: pastos ou áreas agrícolas abandonadas), e por si só está se desenvolvendo, denominamos de restauração passiva. Porém, existem situações em que a recorrência e a intensidade do distúrbio causado pelas atividades antropogênicas nesses ambientes resultam em níveis elevados de degradação que, muitas vezes, o sistema não demonstra sinais de que vai se recuperar, e que a sucessão natural vai ocorrer ainda que em escala de tempo muito distinta daquela em que foi gerada

a degradação na área. Nestas condições, são necessárias intervenções humanas intencionais para desencadear ou pelo menos acelerar o processo de restauração, trazendo pelo menos a uma escala aceitável comparada ao tempo que gerou a degradação, denominando-se, assim, por restauração ativa ou assistida (BRANCALION et al., 2015).

1.5.6 Bases teóricas da restauração ecológica de florestas tropicais.

Diversos fatores econômicos, sociais e ecológicos podem interagir na determinação de quais as melhores estratégias a serem usadas na restauração ecológica de uma determinada área. No entanto, é importante conhecer os pilares conceituais da restauração ecológica em florestas tropicais; e estes se concentram em três aspectos principais: a sucessão secundária, a biodiversidade e a relação planta *versus* animal. É importante referir que qualquer ação para restaurar um ecossistema florestal deve ser embasada no sentido de acelerar a sucessão, proporcionando o aumento da diversidade em curto intervalo de tempo (BRANCALION et al. 2012).

No contexto aqui tratado, a sucessão ecológica se refere a sucessão florestal, segundo a qual é definida como o desenvolvimento evolutivo do ecossistema, no qual ocorrem mudanças na “composição, estrutura de espécies, bem como em processos da comunidade ao longo do tempo” (ODUM, 1988; MILLER; SPOOLMAN, 2012). Begon et al. (2007) refere sucessão ecológica (florestal) como o padrão direcional e contínuo de colonização e extinção em uma área por distintas comunidades de espécies.

É importante entender que a restauração de uma área degradada é fundamentada na compreensão de processos de sucessão que orientam a dinâmica da floresta, sobretudo os relacionados à regeneração natural e à sua capacidade de resiliência (MAGNUSZEWSKI, et al., 2015).

Regeneração natural (RN) é o processo de autorrenovação, ação de gerar, reproduzir, reconstruir, restaurar, recuperar a partir de um transtorno causado no ambiente florestal, ou ainda pode se referir como processo de renovação de cotas de uma população florestal (JARDIM, 2015). Finol (1971) define regeneração natural como sendo todos os descendentes de plantas arbóreas que se encontram

entre 0.10 m de altura até ao limite de diâmetro estabelecido no levantamento estrutural.

Quando uma área sofre um distúrbio, seja de pequeno, seja de grande impacto em nível de produzir uma clareira, o sistema tende a cicatrizar por meio da recolonização de plantas, e esse processo é denominado de sucessão secundária.

Geralmente, o sistema tende a responder ao distúrbio causado pelo fato de apresentar um banco de sementes de plantas ou sistemas radiculares que não foram destruídos quando houve perturbação (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001).

Dependendo da origem de perturbação, a sucessão secundária, pode ser denominada de “autogênica” e “alogênica (LOCKWOOD, 1997). A sucessão é “alogênica” quando as perturbações são provenientes de condições ambientais externas como exemplo (tempestade, incêndios, erosão, processos geológicos entre outros (LUGO, 2020). Por outro lado, a sucessão é “autogênica” quando a origem das perturbações ou mudanças dentro do próprio habitat ou quando as alterações bióticas de um substrato acontecem sob impacto de meio ambiente (microclima) ou seja, um grupo de espécies promove a mudança do ecossistema existente, promovendo a sucessão (ATTIWILL, 1994; TSYGANOV, 2018).

O conhecimento das fases sucessionais da vegetação é crucial para o entendimento do processo de sucessão em ecossistemas florestais, e este partiu do estudo da florística, fisionomia e estrutura florestal (ROBINSON, et al., 2015). Foi através de observações de sucessão em áreas de clareiras causadas pela abertura do dossel dos fragmentos florestais, por meio de morte natural ou acidental de uma árvore, que contribuíram na década 80, para a elaboração de teorias e metodologias para o manejo da restauração em florestas tropicais (DESLOW, 1980). Essas teorias descrevem a importância dos comportamentos das espécies para cada tipo de clareira, o que influencia no estágio de regeneração do local (DESLOW, 1980), permitindo a emergência de grupos ecológicos diferentes (WHITMORE, 1982; PRACH et al., 1997). Segundo esses autores, isso ocorre devido à mudança das características do ambiente com a entrada de luz através das clareiras, que causam mudanças na temperatura do ar e do solo que, por sua vez, influenciam na disponibilidade de nutrientes.

No ambiente de sucessão florestal, existe naturalmente uma ordem de chegada e dominância de espécies de plantas, onde as primeiras espécies a

colonizarem o substrato são denominadas pioneiras. Essas apresentam características ecológicas próprias que as permitem uma rápida colonização em clareiras (heliófilas) e crescimento, são menos exigentes, uma vez que podem se estabelecer em condições relativamente hostis – instáveis. Essas espécies imprimem modificações substanciais no ambiente colonizado. Contudo, a medida que o tempo passa, aumenta a complexidade da vegetação, onde as condições do ambiente já parcialmente modificado por espécies pioneiras acabam por dificultar a predominância de vida das mesmas e possibilitam a ocupação por outras espécies mais adaptadas à nova situação, nesta fase se inicia a colonização das espécies secundárias iniciais, heliófilas ainda intolerantes à sombra (BODOWSKI, 1965).

Segue ainda o período de substituição paulatina de espécies secundárias iniciais pela secundárias tardias (ombrófilas) ou seja, mais tolerantes à sombra, normalmente o período de transição tende a ser mais longo e culmina quando a comunidade florestal atinge a estabilidade e complexidade máxima entre as populações, bem como o máximo nível de interações ecológicas, caracterizando assim o estágio de floresta clímax (SHIMIZU, 2001, BODOWSKI, 1965).

Foi com base nestas observações que foram desenvolvidos os plantios mistos de espécies nativas, surgindo desta forma, a necessidade de conhecer os filtros ecológicos na escolha das espécies para a restauração florestal (RODRIGUES et al., 2009; RODRIGUES; GANDOLFI, 2004). Definem-se por filtros ecológicos os fatores que atuam selecionando as espécies que farão parte de um determinado ecossistema e o ritmo de restabelecimento dos processos ecológicos. Esses determinam as condições biótica ou abiótica, como os processos de dispersão, de estabelecimento e de amadurecimento das espécies vegetais na área a ser restaurada (HOBBS; NORTON, 2004; MENNINGER; PALMER, 2006).

É importante dimensionar o nível de distúrbio e/ou degradação para determinar melhor o processo de restauração, se será a passiva ou a ativa, e quais grupos de espécies serão utilizados no preenchimento das áreas abertas e vão contribuir para a diversidade desse local (BRANCALION et al., 2015).

Contudo, a SER (2004) recomenda o uso de um ecossistema de referência como ponto de partida para avaliação. Brancalion et al. (2015) referem que ecossistemas de referência representam o estado desejado do objeto de restauração, considerado como o objetivo final a ser alcançado. A composição e a

alta diversidade florística dos remanescentes florestais são as respostas que se pretendem obter no final da restauração (GATICA-SAAVEDRA et al., 2017).

O ecossistema restaurado representa uma interação equilibrada complexa entre dois importantes componentes, o biótico e o abiótico, os quais constituem um ecossistema saudável. É sabido que mínimas alterações em qualquer um dos dois componentes trarão mudanças consideráveis na dinâmica de sucessão do ecossistema (DIAS; CABIDO, 2001). Assim, a eficiência de um ecossistema florestal não pode apenas ser medida pela riqueza e pela diversidade florística, as quais são consideradas o principal índice de biodiversidade, mas é afetada pela diversidade funcional, que é um componente da biodiversidade que geralmente avalia a dinâmica do ecossistema por meio de uma ampla gama de atividades metabólicas realizadas no conjunto das diferentes comunidades de organismos no ecossistema. É tomada como uma medida de distribuição e produtividade de organismos que habitam um nicho particular (DIAZ; CABIDO, 2001; PETCHEY; GASTON, 2006).

A diversidade funcional é de grande importância ecológica porque é um dos componentes da diversidade que influencia a dinâmica do ecossistema, a estabilidade, a disponibilidade de nutrientes, a produtividade e outros aspectos de seu funcionamento (GOSWAMI et al., 2017).

A perda ou redução da população animal contribui para a alteração das interações ecológicas inter e entre ecossistemas (VALIENTE-BANUET et al., 2015). Esses fatos reduzem significativamente as atividades realizadas pelos agentes polinizadores e frugívoros, retardando em grande medida a regeneração natural nas ações de restauração, pois a diversidade da regeneração depende em grande medida da chegada de sementes normalmente dispersas por aves e mamíferos que são, em grande parte, caçados e, portanto, mais raros nesses ambientes (BRANCALION et al., 2015).

1.5.7 Métodos de restauração ecológica de florestas tropicais

Para restaurar uma área degradada, é necessário entender, antes de tudo, o que causou a sua degradação e por que essa área não se regenera naturalmente. A degradação é caracterizada pela diminuição da resiliência e pela perda de estabilidade do ecossistema (CHAZDON, 2017).

A capacidade que o sistema tem de responder ao distúrbio, ou seja, a resiliência em se restaurar, é definida como o potencial de autorrecuperação da área, sendo estimada pela possibilidade ou não de aproveitamento da regeneração natural. A resiliência do sistema é o que determina a tomada de decisão para as ações de restauração e, por sua vez, define em grande parte as chances e quais são os custos associados ao processo de restauração (BRANCALION et al., 2015).

A resiliência local é condicionada pelos fatores naturais e/ou antrópicos, sendo crucial diagnosticar corretamente as possibilidades de contar com o uso da regeneração natural nesse local. Assim, antes de se decidir qual ação deve ser tomada para se restaurar um ambiente degradado, é necessário que se realize um diagnóstico aprofundado sobre (CHAZDON, 2016):

- i) O tipo de uso que afetou o funcionamento normal do sistema (agrícolas extensivas ou de subsistência, extração madeireira, pastagem, queimada etc.);
- ii) Quais foram as formas de uso do solo na área (manejo do solo específico, como preparo do solo, controle de ervas daninhas, intensidade de cultivo ou pastagem, plantios florestais de ciclo longo ou curto de produção ou de baixa intensidade etc.);
- iii) O tipo de vegetação original e/ou nativa existente na área antes de alterada, pois permitirá o estudo das espécies que evoluíram e se adaptaram aos eventos de transformação ambiental (ex.: as espécies do cerrado tornaram-se resistentes a sistemáticos eventos de fogo, plantas do brejo desenvolveram estruturas que suportam níveis constantes de encharcamento, entre outros);
- iv) O nível de conectividade atual na área, pois esta é diretamente afetada pela fragmentação dos sistemas que são explicados pela distância entre as áreas (fontes de propágulos). Áreas fragmentadas por atividades que

recorrem ao uso excessivo de pesticidas (ex.: agricultura), caça, tráfego de animais silvestres ou redução da qualidade e quantidade do hábitat registraram uma redução significativa de população de polinizadores e animais frugívoros. Esses fatos reduzem a possibilidade de aproveitar a regeneração natural nas ações de restauração, pois a diversidade da regeneração depende, em grande parte, da chegada de sementes normalmente dispersas por aves e mamíferos, que são, em grande medida, caçados e, portanto, mais raros nesses ambientes;

- v) Limitação do microssítio de regeneração. Essa situação ocorre quando uma diversidade de sementes que chega a uma determinada área não dá origem a plântulas, capazes de crescer e reproduzir, constituindo potenciais indivíduos determinantes da densidade e composição da comunidade vegetal regenerante futura. Para colonizar a área degradada, as sementes nativas passam por filtros bióticos, como a competição com gramíneas exóticas invasoras (*Brachiaria* spp., *Panicum maximum*, *Penisetum purpureum*, *Melinis minutiflora*), samambaias nativas, arbóreas exóticas (*Leucaena leucocephala*, *Acacia mangium*, *Tecoma stans*) e predação por formigas cortadeiras, e os filtros abióticos são as condições dos solos degradados, onde as sementes são depositadas em solos nus ou cobertos por gramíneas exóticas. Nessas condições, as sementes têm dificuldades de fixação no substrato e ficam mais expostas à desidratação e mais vulneráveis aos predadores; as plântulas podem sofrer maior competição e encontrar maiores dificuldades de enraizamento e absorção de água e nutrientes. Dessa forma, a limitação do microssítio expressa as restrições bióticas e abióticas ao estabelecimento e recrutamento, limitando o processo de restauração ecológica passiva com recurso à regeneração natural.

O resultado dessa análise vai definir o grau de degradação do solo e das condições ambientais da área em questão, sendo o mais importante identificar e isolar os fatores de degradação que dificultam ou impedem o restabelecimento de uma comunidade vegetal nativa no local (BRANCALION et al., 2015).

Os métodos de restauração variam de acordo com grau de degradação da área, ou seja, existem situações em que a restauração não requer nenhuma intervenção direta e existem outras que exigem alto grau de intervenção e, por vezes, com uma combinação de métodos (LÖF et al., 2019). Os métodos não intervencionistas estão basicamente relacionados à eliminação da fonte de degradação e dependem da paisagem para favorecer a regeneração natural da área degradada, como a existência de indivíduos regenerantes de espécies nativas no banco de sementes, de rebrotas de estruturas vegetativas (tocos, raízes) e a presença de plântulas e/ou indivíduos juvenis da vegetação original, bem como a proximidade de remanescentes florestais (LINDENMAYER, 2019). Os métodos mais intervencionistas requerem ações mais diretas, como semeadura direta, plantio de mudas de espécies florestais, além da eliminação da barreira à regeneração, como a remoção de gramíneas exóticas invasoras (ALMEIDA, 2016).

Os métodos de restauração usados ao longo da Mata Atlântica brasileira seguem cinco aspectos básicos: condução de regeneração natural, adensamento, enriquecimento, indução do banco de sementes, nucleação e plantio direto.

Condução da regeneração natural: Processo que favorece a expressão da sucessão secundária, permitindo a ocupação progressiva da área por espécies nativas regenerantes após a simples eliminação da fonte de degradação (CHAZDON, 2016). O fogo, a presença de espécie invasora, o gado ou as formigas cortadeiras podem constituir fontes de impedimento no estabelecimento da regeneração. A comunidade regenerante, quando presente, pode apresentar duas características marcantes: a) a heterogeneidade espacial na distribuição dos indivíduos, com trechos de alta densidade e trechos de baixa densidade de regeneração, que são definidos pela resiliência do lugar e muito associados ao histórico de usos; b) a baixa diversidade. Essas características podem ajudar na seleção de ações de restauração ecológica a serem seguidas quando a área a ser restaurada apresenta um potencial de aproveitamento da regeneração. Essas ações são o adensamento e o enriquecimento (MONTAGNINI et al., 1997; NBL; TNC, 2013)

Adensamento: É um modelo desenvolvido para ser utilizado em áreas nas quais existem problemas de invasão de plantas herbáceas, como as gramíneas invasoras, que competem grandemente com mudas arbóreas plantadas, e não é permitido o uso de herbicidas (ALMEIDA, 2016), ou seja, é recomendável para áreas onde foi realizada a condução de regeneração, mas esta não permitiu a ocupação satisfatória em toda a área. Consiste no plantio de mudas ou sementeira de espécies nativas regionais do grupo de recobrimento com a pretensão de ocupar os espaços vazios nos trechos em que não ocorreu a regeneração natural de espécies arbustivas e arbóreas regionais. Os plantios adensados empregam alta densidade de plantas, e normalmente alta diversidade de espécies de alto aporte de nutrientes, em termos de quantidade e de distribuição mais uniforme durante as épocas do ano (BRANCALION et al., 2015). Além disso, auxiliam no recobrimento do solo e, conseqüentemente, na manutenção da umidade, diminuindo o risco de erosão e incêndios na época da seca (PINA-RODRIGUES et al., 1997). Benini et al. (2016) referem que o método de adensamento possui como vantagens a possibilidade de promover a restauração florestal controlando a expansão de espécies agressivas ao mesmo tempo em que favorece o desenvolvimento de espécies que toleram o sombreamento. Em contrapartida, os custos de implantação são maiores quando comparado com a condução da regeneração natural dado que envolve o plantio utilizando diferentes espécies.

Enriquecimento: Esta prática consiste na introdução de espécies florestais numa área em processo de sucessão, principalmente nos estágios finais da sucessão ecológica, com o objetivo de aumentar a diversidade de espécies na área (RODRIGUES et al., 2009). É recomendado quando as espécies nativas da regeneração natural, apesar de densas e bem distribuídas, são constituídas por espécies quase que exclusivas ou poucas espécies iniciais da sucessão florestal. As espécies mais finais de sucessão vão gradualmente chegando e colonizando essas áreas de baixas diversidade inicial, promovendo o incremento natural da diversidade vegetal, que é necessário para a perpetuação da área em processo de restauração. Nas paisagens muito degradadas, onde os fragmentos são pequenos e muito degradados, o enriquecimento natural é limitado, mesmo em médio e em longo prazo, pois as fontes regionais dessas espécies são muito escassas,

contribuindo para que a sucessão possa permanecer estagnada, mantendo a floresta em um estágio pioneiro de desenvolvimento. Nessas condições, pode-se recorrer ao enriquecimento artificial, que se refere à semeadura direta ou ao plantio de mudas de espécies nativas regionais do grupo de diversidade ou grupo das não pioneiras nas áreas em processos de restauração (SANTOS, 2011). Recomendam-se especialmente espécies arbustivas, arbóreas e das demais formas de vida (trepadeiras, epífitas, herbáceas) que apresentem grande interação com a fauna (LE BOURLEGAT et al., 2013; PARDI, 2014).

Indução do banco de sementes: É recomendada quando se pretende a condução de indivíduos regenerantes, mas estes não existem no local no momento do início da restauração. Assim sendo, podem-se adotar ações de facilitação da expressão da regeneração natural. O banco é determinado pelo ingresso de sementes provenientes da dispersão e pela saída de sementes do banco, resultado da germinação ou da mortalidade das sementes por deterioração ou predação (ELGAR et al., 2014). As sementes de espécies pioneiras são abundantes no banco de sementes do solo porque são sementes de tamanho pequeno, são de fácil dispersão e o seu processo de germinação está associado à alta exposição à luz solar em áreas de clareira; têm longos períodos de dormência e resistência no solo. Por outro lado, as espécies de espécie não pioneiras deixam de compor o banco de sementes assim que suas sementes são expostas a condições ambientais favoráveis à sua germinação, principalmente a umidade, passando a constituir o banco de plântulas (CHEUNG et al., 2009). Assim sendo, é necessário estimular o banco de sementes por meio de ações que o expõem à luz, como o revolvimento do solo, contudo existe um risco eminente de estimular um conjunto de sementes de espécies indesejáveis, como as de pastagem exótica. Apesar disso, podem ser acopladas conjuntamente diferentes ações de controle de gramíneas invasoras (LEAL et al., 2013).

Nucleação: É uma técnica de restauração ecológica que se baseia no estabelecimento ou favorecimento do surgimento de pequenos núcleos de vegetação nativa em uma área degradada para que esses núcleos se expandam naturalmente e preencham toda a área degradada em certo período de tempo.

Essa técnica tem como objetivo atrair e abrigar a fauna de animais dispersores de sementes e da criação de microssítios favoráveis ao estabelecimento de plântulas (YARRANTON; MORRISON, 1974). Espera-se que o núcleo se expanda gradativamente sobre a área degradada e que as espécies nativas desses núcleos (expressão da regeneração natural) colonizem os trechos desprovidos de regeneração de acordo com o ritmo estabelecido pela intensidade dos processos ecológicos característicos da área (MARTINS, 2007). Podem ser utilizadas diversas técnicas para o estabelecimento direto de núcleos de vegetação nativa, entre as quais: por transplante de solo superficial, serapilheira, da chuva de sementes, da implantação de poleiros artificiais ou naturais e deposição de galharia para animais dispersores, coberturas vivas e do plantio de mudas em núcleos (núcleos de Anderson) com espécies atrativas para fauna e que promovam uma ampla cobertura do solo nos primeiros anos de plantio. É o procedimento mais simples e barato para áreas degradadas (REIS et al., 2003).

Plantio direto: Em regiões com histórico de ocupação e uso do solo pela agricultura tecnificada e pecuária intensiva e extensiva, onde as chances da regeneração natural avançam e a resiliência do sistema foi comprometida, recomenda-se o plantio de espécies nativas. Quando existe a expectativa de que a dispersão de sementes de fragmentos florestais do entorno permita que a área em processo de restauração atinja níveis de riqueza, diversidade e representação dos grupos funcionais característicos de um ecossistema de referência, não há a necessidade do uso de alta diversidade nos plantios ou semeadura direta em área total (BRANCALION et al., 2015). Parte-se do princípio que as espécies chegarão naturalmente em poucos anos, embora isso deva ser confirmado por meio do monitoramento da área da restauração. Recomenda-se o uso de espécies com maior potencial de sombreamento do solo e/ou atração de animais frugívoros, que cumpram o papel de facilitadoras, as quais podem ser classificadas de acordo com o conceito de "*Framework espécies*" (MUEHLETHALER; KAMM, 2009). Assim, espera-se que a comunidade de espécies nativas implantadas apenas ajude a catalisar os processos naturais de regeneração em função das características da paisagem regional. Quando a resiliência local e a resiliência da paisagem são reduzidas, ou seja, as características da paisagem não favorecem o incremento

natural de espécies nativas na área por meio de dispersão dos fragmentos do entorno, a introdução de uma elevada diversidade de espécies nativas via ações de restauração pode ser necessária. Os indivíduos das espécies reintroduzidas, desde que cresçam até a fase adulta, poderão florescer, frutificar e dispersar suas sementes, permitindo que seus descendentes colonizem o sub-bosque da floresta em restauração e estabeleçam na área uma população que perpetue com o tempo (VIANI et al, 2017). Dessa forma, aumentam as chances de as florestas em restauração apresentarem uma alta diversidade de espécies vegetais nativas no futuro. Esse processo pode ser realizado em etapas, com plantas de alta diversidade, com espécies nativas iniciais (plantio em único tempo) e em fases posteriores de dois até cinco anos após o plantio inicial, seguido do enriquecimento em florestas implantadas com baixa diversidade inicial (plantios escalonados) (BRANCALION et al., 2015).

1.5.8 Avaliação e monitoramento da restauração florestal

O avanço do conhecimento científico em restauração florestal demonstrou que o desenvolvimento de ecossistemas é um processo dinâmico e é afetado por múltiplos fatores, como os distúrbios naturais e antrópicos, que podem tornar a trajetória sucessional do ecossistema em recuperação ou até definir que essa trajetória permaneça estagnada ou em processo de regressão (BRANCALION et al., 2012). Nesses casos, podem ser necessárias novas intervenções para assegurar que a trajetória de restauração seja corrigida, a fim de conduzir o ecossistema para a condição de restauração (BRANCALION et al., 2015). Assim, para saber qual foi o resultado da ação, é necessário: 1) saber o que era esperado e a que prazo (ter metas claras) e 2) comparar a situação com o que se esperava (DURIGAN, 2011).

Para determinar se os resultados da restauração foram ou estão sendo progressivamente atingidos, recorre-se à avaliação e ao monitoramento. Ambos são fundamentais para a obtenção de dados do estágio da restauração e para redefinir, se necessário, a trajetória ambiental da área em estudo (LIMA et al, 2015). Nos casos em que a trajetória está conduzindo para o declínio ou para a não sustentabilidade futura, podem ser definidas a tempo novas estratégias de

restauração, evitando que todo tempo e recurso investidos para sua recuperação sejam desperdiçados em curto e médio prazo (DURIGAN, 2011; BRANCALION et al. 2015).

A avaliação é um julgamento ou um juízo de valor sobre o sucesso ou insucesso do processo de restauração que está em curso. Quando a avaliação é realizada em diferentes momentos, ou seja, entre o início e o fim de um projeto, é denominada de monitoramento (BELLOTTO et al., 2009).

O monitoramento consiste na coleta de dados sobre os indicadores; e segundo Dale e Beyeler (2001), os indicadores são parâmetros utilizados nas etapas de avaliação e de monitoramento a fim de confirmar se as ações implementadas estão sendo efetivas na restauração da área degradada. Os indicadores permitem descrever o estado atual da área, possibilitando, assim, que se faça uma avaliação sobre ela (DURIGAN, 2011; BRANCALION et al., 2015).

Segundo Dale e Beyeler (2001), os indicadores ecológicos servem para “avaliar a condição do meio ambiente e monitorar tendências de mudanças ao longo do tempo. Podem fornecer um sinal de alerta precoce de mudanças no meio ambiente e ser usados para diagnosticar a causa de um problema ambiental”.

Um programa de avaliação e monitoramento envolve cinco principais passos: 1) escolha de indicadores; 2) definição dos critérios para interpretação dos resultados possíveis apresentados em cada indicador; 3) definição de como o indicador será medido (amostragem coleta e análise); 4) definição do que será considerado como sucesso da restauração (meta); e 5) definição de um cronograma de coleta dos dados dos indicadores (BRANCALION et al., 2015).

Durigan (2011) refere que um bom indicador ecológico, além de avaliar os ecossistemas em restauração com base em seus requisitos fundamentais (fácil medição, clareza e modificação possível ao longo do processo), deve: 1) Ser sensível a fatores que modificam o ecossistema; 2) Responder aos fatores que atuam sobre o ecossistema de forma previsível; 3) Possibilitar predições sobre os efeitos dos agentes de degradação ou sobre os efeitos benéficos de práticas de manejo que venham a ser aplicadas; 4) Ser integrativo (representar, na medida do possível, outras variáveis mais difíceis de medir); 5) Ter baixa variabilidade nas respostas aos fatores que representa.

Existe uma variedade de indicadores possíveis de serem medidos ou coletados em áreas em processo de restauração, e eles podem ser agrupados em qualitativos e quantitativos. Os indicadores qualitativos são obtidos de forma não mensurável, são baseados na observação e no critério do observador (indicadores socioeconômicos); enquanto os indicadores quantitativos são aqueles que se valem da mensuração de determinados descritores da área em restauração (indicadores ecológicos) (BRANCALION et al. 2015).

Segundo Durigan (2011), os bons indicadores ecológicos para projetos de restauração ou de recuperação de áreas degradadas, em qualquer região ecológica ou por qualquer técnica são exemplificados no quadro abaixo:

Características	Indicadores Ecológicos
Composição	Número e proporção entre espécies vegetais nativas plantadas ou regenerantes (com populações persistentes e espécies raras e/ou ameaçadas)
	Presença e abundância de espécies invasoras (em proliferação) Presença e proporção de grupos sucessionais (pioneiras, secundárias e clímaxes), grupo de recobrimento (recobrimento e diversidade), perda foliar (perenifólias, caducifólias e semicaducifólias), síndrome de polinização (zoofilia, anemofilia, hidrofilia etc.), síndrome de dispersão de sementes (zooecoria, anemocoria, hidroecoria, barocoria etc.), espécies-chave para fauna, fixadoras de nitrogênio, tolerância à sombra etc.
	Formas de vida (presença e proporção entre árvores, arvoretas, arbustos, herbáceas, trepadeiras, epífitas, epífitas etc.)
Estrutura	Cobertura e projeção de copas ou cobertura de gramíneas invasoras sobre o terreno
	Biomassa (por área)
	Densidade (por forma de vida e classe de tamanho) Estratificação (distribuição vertical das plantas)
Funcionamento	Ciclagem de nutrientes, acúmulo de biomassa
	Taxas de recrutamento e mortalidade, herbivoria, predação de sementes, fenologia, polinização, frutificação, dispersão de sementes, fluxo gênico, sucessão de secundária Taxas de imigração e extinção de plantas e fauna Capacidade de infiltração da água no solo

Fonte: Adaptado de Durigan (2011) e Brancalion et al., 2015.

Durigan (2011) refere que os indicadores universais e mais pertinentes para um monitoramento simples e objetivo de um ecossistema florestal em restauração são: 1) a cobertura de solo; 2) a estratificação; 3) a fitofisionomia – três indicadores estruturais; e 4) a presença de espécies lenhosas invasoras, um indicador de função ecológica. Esse conjunto de indicadores foi escolhido por representar os parâmetros ecológicos e melhor indicar a qualidade da área em restauração, independentemente da técnica (ou estratégia) utilizada para a recuperação.

1.5.9 Espécies selecionadas para o plantio

Os plantios de restauração em áreas florestais normalmente são constituídos por espécies de habito arbóreo e majoritariamente pioneiras e com menor proporção de secundárias iniciais/tardias e clímaxicas (BRANCALION et al., 2015), pois a composição de espécies de diferentes grupos sucessionais é essencial para o funcionamento e resiliência em processo de restauração florestal. Assim sendo, as espécies pioneiras são muito importantes no processo de sucessão, pois são menos exigentes no que diz respeito ao solo e tem menor ciclo de vida, contudo, são exigentes à grandes intensidades de luz durante todo o ciclo. Estas, apresentam um crescimento rápido, o que fornece proteção do solo e são as criadoras de condições microclimas necessárias para o estabelecimento de espécies de níveis sucessionais posteriores. Portanto, são denominadas por facilitadoras no processo de sucessão natural e seus frutos servem como um atrativo à fauna integrada, que traz sementes de outras áreas (REID; HOLL, 2013; BRANCALION et al., 2015; ALMEIDA, 2016; CHAZDON, 2016).

As espécies secundárias tropicais desempenham um papel na sucessão ecológica pois além de apresentarem um rápido crescimento são tolerantes a diferentes níveis de sombreamento quando comparadas a pioneiras. Por outro lado, estas caracteristicamente apresentam copas grandes ou médias que proporcionam sombra para as espécies clímax. Esta classe de plantas normalmente é indicada para enriquecimento de área em restauração florestal (CARPANEZZI; CARPANEZZI, 2006; CHAZDON, 2016).

No processo de restauração florestal é também necessário atender a adaptação das espécies arbóreas nativas às condições hídricas do solo, onde é

fundamental entender-se qual é a variação do nível do lençol freático ao longo do ano. Assim, de acordo com Curcio (2006), as espécies arbóreas são classificadas em: hidrófila – são plantas que sobrevivem em solos encharcados ou imperfeitamente mal ou drenados, os solos hidromórficos). Contudo, este grupo de plantas apresentam um desenvolvimento aparentemente normal em solos semi-hidromórficos). Denominam-se por higrófila ao conjunto de plantas cujo apresentam um desenvolvimento normal em solos semi-hidromórficos ou seja, aqueles solos moderadamente drenados, onde o lençol freático atinge com frequência uma profundidade de 50 a 100 cm. As espécies higrófilas têm a capacidade de suportar longos tempo de saturação hídrica total. Por último, denominam-se por espécies mesófilas, ao conjunto de plantas que se desenvolvem em solos não-hidromórficos, ou seja, solos excessivamente drenados, ou que tenham por pouco tempo um fluxo hídrico de águas superficiais, porém abaixo de 100 cm de profundidade.

As espécies arbóreas das famílias Myrtaceae, Fabaceae, Rubiaceae, Lauraceae e Melastomataceae são importantes para a recuperação de ambientes degradados ao longo da Floresta Ombrófila de Terras Baixas. Myrtaceae é referenciada como a famílias para a revegetação de áreas perturbadas (Silva et al., 2021) pelas importantes funções, como a atração de insetos polinizadores, especialmente abelhas e da fauna dispersora de frutos como aves, roedores e primatas (BUFALO et al., 2016; TRUJILLO-ARIAS et al., 2018). A Fabaceae devido ao rápido desenvolvimento, capacidade de adaptação de espécies em áreas abertas e pelo rápido estabelecimento, incorporação de fitomassa e fixação biológica de nitrogênio (CHAER et al., 2011; KLIPPEL et al., 2016) que demonstram o grande potencial da família para a recuperação de áreas degradada, pois são responsáveis pelo enriquecimento nutricional do solo na superfície (camada dos 0 – 20 cm) e incrementam a eficiência na absorção da água quer pelas Fabaceae assim como espécies de outras famílias do plantio assim como pertencentes a regeneração natural (RECH et al., 2015; CITADINI-ZANETTE et al., 2017).

Rubiaceae e Melastomataceae são famílias de elevada importância ecológica, pois são produtoras de frutos carnosos, e têm uma diversidade de agentes polinizadores e dispersores de sementes e na assiduidade na oferta de frutos na Mata Atlântica, onde Rubiaceae é representativo no processo de restauração florestal no nível do sub-bosque (CANDIANI, 2016; TIERSCHNABEL et al., 2017).

A família Lauraceae é funcional e estruturalmente importante nas florestas neotropicais, principalmente pelo fato de funcionar como indicadora ecológica em estágios mais avançados de sucessão em florestas secundárias em restauração (MARQUES et al., 2015).

As dez espécies selecionadas para o plantio em 2005 foram divididas em dois grupos ecológicos, o das pioneiras e das secundárias iniciais, a citar:

i) Espécies pioneiras

Mimosa bimucronata (De Candolle) Otto Kuntze (Maricá) - Fabaceae: É uma árvore pioneira, heliófila, semicaducifólia a caducifólia, normalmente aculeada, com altura entre 3 e 10 m e 10 a 25 cm de DAP, podendo chegar até 15 m de altura e 40 cm de DAP na idade adulta (CARVALHO, 2004). Uma espécie típica da Floresta Atlântica, com ampla distribuição na região Sudeste do Brasil, com alto valor sociológico em remanescentes de florestas ripárias (BERNACI et al., 1998) e com grande importância na recuperação de áreas degradadas nas quais é indicadora do estágio inicial de regeneração (BRASIL, 1994). Espécie que se adapta em todos os tipos de solo e, sua propagação é via semente, estacas ou rebrotas de troncos e raízes, é utilizada para a formação de cercas vivas defensivas em pastos arbóreos, devido à abundância de espinhos em seus ramos (LORENZI, 2008).

Senna multijuga (L.C. Richard) H.S. Irwin & Barneby (Aleluia) – Caesalpinaceae: Árvore caducifólia, pioneira, de rápido crescimento. Sua altura pode atingir os 10 m e diâmetro até 40 cm. Caracteriza-se por possuir um tronco leve a levemente tortuoso; copa baixa e arredondada a irregular (RODRIGUES et al., 2005; CARDOSO et al., 2012) e copa curta para área de Floresta atlântica (ALMEIDA, 2016), e a dispersão autocórica, contudo as sementes da espécie participam no banco de sementes do solo em áreas abertas de sucessão secundária inicial. É uma espécie recomendada para urbanização e recuperação de áreas degradadas (LORENZI, 2002).

Schizolobium parahyba (Vell.) S.F. Blake (Guapuruvu) – Fabaceae: pioneira, heliófila, caducifólia, decídua, intolerante à sombra, com crescimento rápido podendo atingir os 40 m de altura e 100 cm de diâmetro, frutos secos e ciclo de vida relativamente curto (LORENZI, 1998; CARVALHO, 2006). Apesar da espécie ser característica de ambientes aluviais, não tolera solos hidromórficos (mal

drenados) da planície litorânea (CARVALHO, 2006). Copa com muitos, pouco densa, que permite a passagem de luz e um bom desenvolvimento de espécies de sub-bosque (ALBINO; ZANETTI, 2006).

ii) Secundárias iniciais:

Alchornea glandulosa Poepp. & Endl - (Tapiá) – Euphorbiaceae: Árvore pioneira, heliófita (LORENZI, 2009). Espécie nativa, de grande porte, podendo atingir de 20 a 25 metros de altura, compondo majoritariamente o dossel em florestas em restauração. Espécie que ocorre em todos os biomas no Brasil, principalmente em florestas ciliares e em planícies aluviais da floresta atlântica (LORENZI, 1992), assim como área de ecótono entre a floresta ombrófila e a floresta de restinga (MELO JÚNIOR; BOEGER, 2015).

Citharexylum myrianthum Cham. (jacataúva) – Verbenaceae: Árvore, heliófita, higrófila seletivas, secundária inicial, caducifólia, e sua altura pode atingir os 15 m (CARVALHO, 2003; LORENZI, 2002a; CARVALHO, 2003). Frequentemente é encontrado em formações de vegetação secundária, capoeirões situados em várzeas úmidas e planícies com inundações temporárias. Também com ocorrência em solos de drenagem regular e textura arenosa a franco-argilosa. Contudo, não tolera solos ácidos e teor elevado de alumínio (CARVALHO, 2003). Apresenta um crescimento moderado e uma copa de baixa densidade (CARVALHO, 2003). Dispersão zoocórica apreciados pela avifauna. A sua copa não demanda grandes projeções de sombra e conseqüentemente o fechamento do dossel (COTARELLI et al., 2008).

Hyronima alchorneoides Freire Allemão (Licurana): Árvore secundária inicial ou longeva (clímax exigente em luz), subcaducifólia, heliófita, atinge até os 20 m de altura e 100 cm dap (diâmetro a altura do peito) na idade adulta (CARVALHO, 2008). A dispersão autocórica e zoocórica. Suporta solos com pH ácido e pobre, lugares alagados periodicamente, de textura argilosa. Suporta solos de baixa fertilidade e tolera solos pedregosos. Abunda em estágios sucessionais de capoeiras e capoeirões e pouco frequente na floresta primária, sendo preferencialmente usada no enriquecimento de florestas secundárias (SCHUCH et al., 2011).

Inga edulis Mart. (Inga vermelho) - Fabaceae: Porte arbóreo, heliófita, semi-decídua, seletiva higrófila, de crescimento rápido e copas amplas, pode alcançar os 40 m de altura. Prefere solos de baixada e propensos a alagamentos sazonais, porém não tolera geadas (LORENZI, 1998; ROLLO et al., 2020). Utilizada normalmente como espécie de grupo de preenchimento (diversidade).

Inga laurina (Sw.) Willd. (Inga banco) – Fabaceae: – Porte arbóreo, secundária inicial e heliófita (CARPANEZZI; CARPANEZZI, 2006). Higrófita (LORENZI, 1992). Pertencente ao grupo de preenchimento (diversidade), com características apropriadas para viver em condições de insolação direta e suportar um sombreamento parcial.

Inga marginata Willd. (Inga feijão) - Fabaceae: Porte arbóreo, secundária inicial, heliófita, porte menor e crescimento mais lento em relação aos outros *Inga edulis* e *I. laurina*. Comum em solos mal drenados em quase todas as formações vegetais do Brasil (LORENZI, 1998; CARPANEZZI, CARPANEZZI, 2006). Pertencente ao grupo de preenchimento (diversidade).

Myrsine coriacea (Sw.) R.Br. ex. Roem. & Schult. (Capororoca) – Primulaceae: Árvore perenifólia com copa alta e pouco densa, heliófita, higrófila seletivas, secundária inicial (LORENZI, 2002b, SCHORN; GALVÃO, 2009). Sua altura pode atingir 18 m e seu diâmetro 50 cm. Adaptada a níveis altos de sombreamento, contudo desenvolve bem em áreas de clareira (LORENZI, 1998; CARVALHO, 2008). Dispersão zoocórica (CARVALHO, 2003) produzidos em abundância (LORENZI 1992; CARVALHO, 2003), sendo as aves os principais agentes dispersores (KAMINSKI, 2013, SIMINSKI et al., 2014), mas também mamíferos (OLIVEIRA; LEME, 2013).

1.5.10 Paradigmas da sucessão ecológica em áreas com distúrbios

Segundo Clements (1916), sucessão é um processo previsível e pré-definido e ordenado, no qual mudanças na vegetação retratam a história de vida de uma comunidade vegetal. Ainda o mesmo autor refere que a comunidade vegetal é como um organismo, que nasce, cresce, atinge maturidade e morre. Partindo do ponto de vista que as comunidades tenderiam a dirigir-se por meio de sucessão em

direção a uma vegetação clímax com características próprias e pré-definidas pelo clima regional. Por definição, comunidade clímax se refere ao estado estável onde a vegetação estaria em equilíbrio com o clima presente na região.

Os pesquisadores Gleason (1926) e Tansley (1935) censuram os princípios de Clements. Para Gleason a comunidade vegetal não tem um nível pré-definido e unicamente estabelecido como defende Clements, pois, as espécies apresentam comportamentos individualistas dependendo da situação a que são expostas. O mesmo, infere que a comunidade é em grande medida resultado casual da sobreposição da distribuição de espécies com níveis de tolerâncias ambiental semelhante. Mais tarde Tansley refuta a idéia de monoclímax de Clements, pois outros fatores locais como a rocha de origem, a topografia, hidrografia podem determinar o desenvolvimento de vegetação diferente daquela associada com o clima regional.

Margalef (1968), aliou o conceito de sucessão ao ecossistema, onde a sucessão inicial de ecossistemas mais simples para mais complexos, com um maior número de espécies, em diferentes níveis tróficos e maior diversidade. Odum (1969), corroborou com este conceito, segundo o qual a sucessão conduz a um sistema com máxima biomassa e diversidade.

É importante considerar que dinâmica da vegetação é influenciada com os níveis de distúrbio naturais e antrópicos na medida em que estes podem definir diferentes trajetórias sucessionais, formando diferentes comunidades em termos florísticos e estruturais, em uma mesma condição ambiental (BRANCALION et al., 2015).

Segundo Chazdon (2014), os distúrbios nas florestas são eventos que afetam toda organização biológica e a sua dinâmica, ocorrendo de forma natural ou antrópica em vários níveis e tipos de sistemas ecológicos (CHAZDON, 2016). Estes contribuíram em grande parte para que florestas tropicais primárias fossem convertidas em florestas secundárias, aumentando assim os níveis de fragmentação e redução da biodiversidade (LAURENCE et al., 2006).

Os distúrbios em florestas tropicais são de natureza variada, pois podem ter a sua origem no fogo, na pastagem (herbivoria), alterações na paisagem, queda de árvores, inundações, efeitos de borda, na fragmentação, no revolvimento de solo entre outros); e diferem em intensidade, tamanho e frequência (HORN, 2015).

Dependendo da intensidade e da frequência do distúrbio, as florestas tendem a ser conduzidas a estados estáveis alternativos embora abriguem ou sustentem uma reduzida biodiversidade e armazenam baixo estoque de carbono (PEIXOTO et al., 2012, CHAZDON, 2012). Assim sendo, ao longo do tempo a sucessão alteram paulatinamente a estrutura e a composição florística, acompanhado a trajetória que modifica em concordância com a idade, a intensidade e a frequência do distúrbio a que foram expostas (CHAZDON, 2012).

Segundo Norden et al. (2015), a trajetórias sucessionais não seguem necessariamente uma única direção previsível e nem apresentam respostas conclusivas do estágio tardio de sucessão secundária que a floresta caminha. A interação entre a natureza do distúrbio e forma que sistema responde pode conduzir as florestas secundárias a caminhos sucessionais diferentes.

Chazdon (2012) reitera que em condições de pós-distúrbio, as respostas em grande parte dependem do tipo de manejo, da colonização realizada por espécies invasoras, pela dispersão de sementes e das características das áreas florestais do entorno. Portanto, áreas de florestais em sucessão secundária podem confluir em estrutura e composição ou diferir das formações existentes antes do distúrbio, caminhando para um estado estável com formação de mosaicos florísticos impares (BRANCALION et al, 2015).

A presença de elementos bióticos como as espécies de bambus como *Chusquea oxylepis* (Hackel) Ekman e pteridófitas como *Cyathea atrovirens* (Langsd. Et Fisch) Domin, *Neoblechnum brasiliense* (Desv.) Gasper & V.A.O. Dittrich, *Amauropelta opposita* (Vahl) Pic. Serm, *Steiropteris decussata* L. é um fator adicional que pode influenciar as trajetórias sucessionais de florestas secundárias depois de distúrbios.

Bambus e pteridófitas (samambaias e licófitas) ocorrem naturalmente em florestas tropicais brasileiras e são estruturalmente muito importantes, pois têm estratégias agressivas de competição e colonização, principalmente em formações degradadas em fases de sucessão secundária.

i) Bambus

O bambu é encontrado em regiões temperadas, no entanto ocorre em abundância nas regiões tropicais e subtropicais (GHAVAMI, 2004). O Brasil contém a maior diversidade de espécies de bambu nativos da América Latina (JAHN, 2001) e segundo Londoño (1998) este se concentra em São Paulo, Minas Gerais, Santa Catarina, Bahia e Paraná. Ainda o mesmo autor cita a ocorrência de espécies de bambu exóticas aqui introduzidos durante o período da colonização.

São gramíneas gigantes, pertencem à família Bambusoideae, com colmo sendo um invólucro cilíndrico, dividido por diafragmas transversais nos nodos (GHAVAMI, 2004). Podem ser lenhosos ou herbáceos e apresentam na sua maioria um rápido crescimento (SCURLOCK, et al., 2000). Spolidoro (2008) reforça a ideia de mesmo tendo hábito arborescente, os bambus são gramíneas, com parte aérea constituída pelo colmo, folhas e ramificações e outra subterrânea composta pelo rizoma e raiz, similar ao que ocorre nas árvores.

Numata (1974), Janzen (1976) e Campbell (2007), referem que o ciclo de vida dos bambus termina com a morte da planta após o florescimento, porém o período vegetativo varia de 3 a 120 anos dependendo da espécie.

O bambu pode ser chamado de *Taquara*, entre outros 35 nomes fundamentados nas raízes da língua tupi-guarani, fato relacionado com a cultura indígena, que os distinguiu pela funcionalidade dos bambus na utilização no seu cotidiano (FILGUEIRAS; GONÇALVES, 2007).

Apesar do bambu ser naturalmente constituinte dos ecossistemas florestais primários do sul do Brasil, as condições ideais para se tornarem uma espécie dominante ocorrem em áreas de florestas primárias alteradas ou florestas secundárias. A degradação destes fragmentos florestais tem propiciado um intenso aumento populacional de bambus, contribuindo para modificações na estrutura e composição florística, bem como em mudanças na hidrodinâmica de ciclagem de nutrientes nesses ecossistemas (ABE et al., 2002; MARTINS et al., 2004; TAYLOR et al., 2004; HOLZ; VEBLEN, 2006).

A pressão ecológica secular causada pelas atividades antrópicas nos ecossistemas florestais da região tem contribuído no processo de empobrecimento

do componente arbóreo decorrente da ocupação em larga escala de espécies nativas de bambu que assumem um caráter invasivo. Hassol e Katzenberger (2008); Tomimatsu et al., (2011) e Suzuki (2015) chamaram atenção dos reais perigos da ocorrência de bambus no âmbito do uso e conservação dos recursos naturais. Este comportamento invasor dos bambus sufoca, acelera a morte e queda das árvores e conseqüentemente abre o dossel florestal, contribuindo para alteração na dinâmica em florestas maduras (GRISCOM; ASHTON 2003; 2006). Estes autores referem ainda que a biomassa reduzida em florestas dominadas por bambus está relacionada ao efeito combinado da queda das arvores e do caráter invasor dos bambus como o crescimento e reprodução em taxas superiores às outras espécies florestais e à capacidade supressora da regeneração natural arbórea via supressão física por competição. Porém, a distribuição da população de bambus sofreria variações cíclicas em função da floração (e disseminação de sementes) e a morte sincronizada de suas populações, possibilita a regeneração de árvores ou uma nova fase de invasão de bambus.

Campanello et al. (2007) observaram que, em florestas semidecíduais da Argentina, bambus nativos inibem a abundância e a riqueza de espécies arbóreas em clareiras, sendo, dessa forma, modificadores das fases iniciais de regeneração natural (clareiras) e podem afetar a cobertura e a composição florística das florestas no longo prazo. No entanto, Budke et al., (2010) em seu estudo observou que bambus nativos possibilitaram um aumento da diversidade de espécies com potenciais alterações na dinâmica sucessional das florestas. Entretanto, tal incremento pode ser passageiro e restrito até o restabelecimento das populações de bambus, assim como foi verificado em trabalhos de longo prazo (LACERDA; KELLERMANN, 2013). Ainda no sul do Brasil, tem-se observado que a morte das tacuaras como *Merostachys skvortzovii* e *Merostachys multiramea* Hackel disponibilizou novas condições ambientais locais de luminosidade, contribuindo no caso para proliferação de regeneração natural arbórea competitiva, possibilitando o desenvolvimento de novas populações ainda que forma retardada (KELLERMANN, 2011), com impactos diretos sobre a diversidade de espécies (LACERDA; KELLERMANN, 2013). Em ambientes mais secos na América do Sul, as florestas dominadas por bambus arborescentes são mais suscetíveis a incêndios em

períodos de mortalidade sincronizada dos mesmos (HASSOL e KATZENBERGER, 2008).

ii) Pteridófitas (licófitas e samambaias)

As pteridófitas (Licófitas e Samambaias) apresentam uma gama de adaptações quanto ao substrato, forma de vida e ambientes preferenciais, exibindo uma diversidade de formas e variações de tamanho (WINDISCH, 1992; MORAN, 2008). Licófitas e Samambaias, se referem aos grupos de plantas vasculares sem flores e sementes, que se reproduzem por esporos (PRADO et al., 2015). Estudos de filogenia molecular e morfologia, das plantas vasculares sem sementes agruparam em dois grupos monofiléticos denominados de monilófitas (samambaias) e licófitas (SMITH et al., 2006)

Licófitas e samambaias estão distribuídas na região temperada e tropical, desde o nível do mar até próximas ao limite da vegetação de grandes altitudes. Essas plantas apresentam adaptações morfológicas que incluem plantas de poucos milímetros de comprimento a frondosas espécies arbóreas que podem atingir até 20 metros de altura para ocupar esse amplo habitat (PAGE, 1979; WINDISCH, 1992).

Na região tropical, a Mata Atlântica, um dos principais centros de diversidade e endemismo, abriga cerca de 70% das espécies reconhecidas para a flora brasileira (Salino e Arruda, 2016), e 40% das espécies de licófitas e samambaias (TRYON; TRYON, 1982). Estas plantas se estabelecem em diversos ambientes desde as regiões úmidas e montanhosas do sul e sudeste até as mais secas da Caatinga e Cerrado do Brasil Central (KAEHLER, 2014).

Embora nativas da região, em fragmentos florestais muito degradados, com extensas áreas de clareira as samambaias podem colonizar, rivalizando com espécies características do ambiente, sendo assim tradicionalmente consideradas como invasoras (CAREY et al., 2012). Esta ocupação oportunista das samambaias espécies nativas (autóctones) podem causar impactos econômicos e ecológicos negativos (MATOS; PIVELLO, 2008).

Variações edáficas (escassez de nutrientes) e topográficas ao longo do hábitat também são importantes preditores da distribuição espacial das samambaias em diferentes escalas bem como as relações interespecíficas de

coexistência e competição (POULSEN et al., 2006). Por exemplo, a especialização de algumas espécies em determinados habitats (e.g., edáfica e topográfica) reduz os níveis de competição interespecífica de espécies herbáceas e garante a coexistência de um maior número de espécies em escala local, porém essa competição intraespecífica também pode interferir no padrão de distribuição de espécies e densidade dos indivíduos da regeneração (RECHENMACHER et al., 2007; TEIXEIRA et al., 2019).

Segundo Walker e Sharpe (2010) e Mallmann et al. (2013) demonstraram que as espécies de samambaias na sua maioria encontram-se negativamente associadas no espaço, uma vez que os adensamentos populacionais de samambaias inibem o crescimento de outras espécies nas proximidades devido a competição por recursos (e.g., água, luz e nutrientes).

As samambaias, podem funcionar como filtros ambientais bióticos na medida que podem favorecer ou excluir espécies em uma comunidade de plantas definindo desta maneira a sua composição, estrutura e distribuição das plântulas (SHARPE et al., 2010; SILVESTRE et al., 2019), no entanto existem poucos estudos publicados sobre esse assunto no Brasil (SILVA MATOS; BELINATO, 2010; GUERIN; DURIGAN, 2015).

1.6 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

1.6.1 Área de estudo

A presente pesquisa foi desenvolvida na Reserva Natural Guaricica (RNG), propriedade da ONG SPVS (Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental), a qual possui uma área aproximada de 8600 ha, situada na Área de Proteção Ambiental (APA) de Guaraqueçaba, na bacia hidrográfica do Rio Cachoeira, município de Antonina (IAP, 2018).

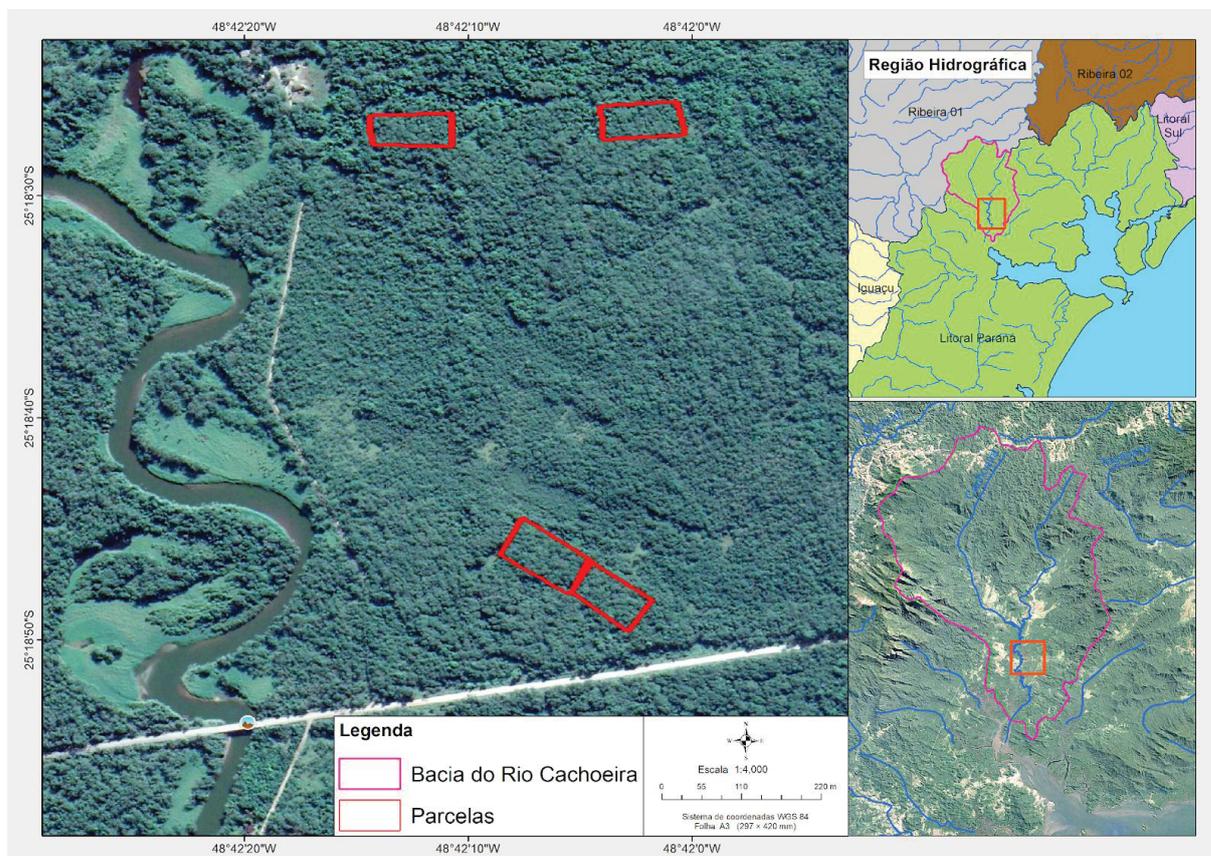
A reserva de Guaricica é constituída por duas RPPNs (Reserva Particular do Patrimônio Natural): a primeira denominada por Águas Belas (Portaria Nº 184, de 2 de setembro de 2004) e a segunda denominada por Rio Cachoeira (Portaria Nº 159, de 30 de agosto de 2007). Juntas elas perfazem a extensão correspondente de 10,3% da área do município e encontram-se no litoral norte do Paraná.

A área de estudo, encontra-se no trecho de planície litorânea na Reserva Rio Cachoeira, setor leste do vale do Rio Cachoeira, sentido foz, onde as altitudes variam de 0 a 30 m s.n.m (SPVS, 2013).

As parcelas permanentes do experimento (FIGURA 1.2), encontram-se na interface onde a unidade vegetacional é classificada como Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (FODTB) e planície aluvial, onde o Rio Cachoeira tem o seu canal com uma morfologia do tipo meandrante. Segundo Assis (2011), esta área tem sofrido alterações ao longo do tempo nas características geomorfológicas, na dinâmica de cobertura e de uso da terra.

Refere-se ainda, que a área de estudo, encontra-se sob influência do regime de escoamento de água, que o Rio Cachoeira recebe do fluxo extra do rio Capivari, situado no primeiro planalto paranaense (830 metros acima do nível do mar), através da ligação subterrânea entre este e a Usina Hidroelétrica de Governador Parigot de Sousa (inaugurada em 1971), na planície. Este sistema foi adaptado para a geração de energia, que é produzida ao quando despejo das águas do Rio Capivari para o Rio Cachoeira, através de um canal artificial com mais de 15 km de comprimento que atravessa o maciço rochoso da Serra do Mar, obtendo um desnível de 780 metros (MANTOVANELLI, 1999, SPVS, 2013).

FIGURA 1.2 – LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DAS PARCELAS PERMANENTES REGIÃO DA BACIA DO RIO CACHOEIRA (SPVS), NA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL (APA) DE GUARAQUEÇABA, ANTONINA, PARANÁ, BRASIL.



FONTE: Imagens de Google Earth (2020), dados de IBGE (2019), ANA (2019), adaptado pela autora (2021).

1.6.2 Geologia

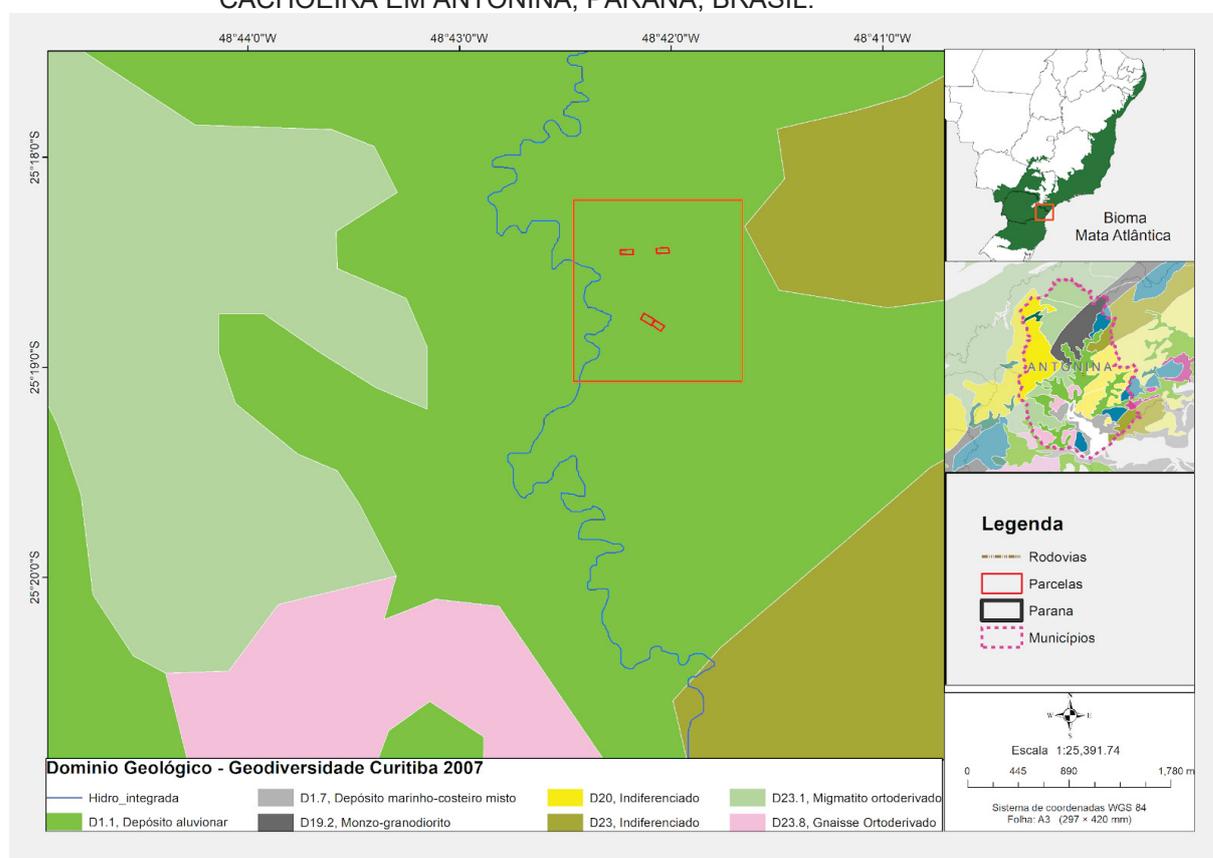
A região das Reservas Naturais apresenta duas paisagens bem definidas: a da planície litorânea (incluindo morros e serras isolados) e a da Serra do Mar (SPVS, 2013).

A Serra ou o constituinte local da Serra do Mar é um conjunto de sistema de fendas, diáclases e falhamentos. Ao longo das linhas de falha, predominantemente na direção NE-SW, ocorrem diques de diabásio. Esses diques apresentam um paralelismo de mesma direção das linhas de falha. Essas linhas na região de estudo são decorrentes de movimentos tectônicos encobertos de rejeito desconhecido e diques de diabásio com predomínio de litologias: migmatitos retrometamórficos, migmatitos heterogêneos e epibólitos – do Pré-Cambriano;

diabásios – do Jurássico-Cretáceo e pedimentos indiferenciados e depósitos de talude do Quaternário (CORDANI; GIRARDI, 1967).

Gradativamente, em direção a mar, encontra-se a planície litorânea do Paraná, ou Planície Costeira Atlântica, onde predominam os terrenos formados por sedimentos clásticos terrígenos, principalmente aluviões fluviais, contendo numerosos leitos de cascalho e depósitos coluviais (SPVS, 2013), de acordo com o que é demonstrado na FIGURA 1.3.

FIGURA 1.3 - DOMÍNIO GEOLÓGICO DA ÁREA DE ESTUDO NA RESERVA DO RIO CACHOEIRA EM ANTONINA, PARANÁ, BRASIL.



FONTE: Dados da Geodiversidade – CPRM (2007); IBGE (2019) E ICMBIO (2019), adaptado pela autora (2021).

1.6.3 Caracterização do Solo

As principais classes de solo encontradas na reserva são Neossolos, Gleissolos, Cambissolos e Argissolos (FERRETI; BRITZ, 2006), mas o presente estudo foi desenvolvido apenas em área de Plintossolo háplico distrófico típico, de textura argilosa.

Os Plintossolos háplicos, ocorrem em áreas que possuem escoamento lento de água (áreas deprimidas de relevo plano ou suave ondulado). Apresentam grande concentração de plintita (concreções ferruginosas) nos 40 cm iniciais desde a superfície (EMBRAPA, 2018, p.103).

O horizonte plintico, litoplintico ou concrecionário deste solo, inicia entre 20 – 40 cm do solo cm apartir da superfície, contém mosqueados em abundância (> 20 % do seu volume) numa matriz de coloração avermelhada ou amarelada. A matriz de Munsell é 5 (cor cinza) e os cromos YR (alaranjados) (EMBRAPA, 2018, p.104).

A plintita é uma formação constituída da mistura de argila, pobre em C orgânico e rica em Fe, ou Fe e Al, com quartzo e outros materiais. A petroplintita é uma concreção resultante do endurecimento irreversível da plintita (EMBRAPA, 2018, p.31).

Os óxidos e oxihidróxidos de ferro constituem os principais minerais encontrados no solo em concentrações diferentes, os mais comuns são a hematita (Fe_2O_3) que confere a cor vermelha e a goetita $\text{FeO}(\text{OH})$ que confere a cor amarela (POGGENBURG et al., 2018), segundo a FIGURA 1.4.

FIGURA 1.4 - SOLO COM PLINTITA (A). PARTIÇÕES DO PERFIL DO SOLO COM DIFERENTES CONCENTRAÇÕES DE HEMATITA (Fe_2O_3) E GEOTITA $\text{FeO}(\text{OH})$ - B.

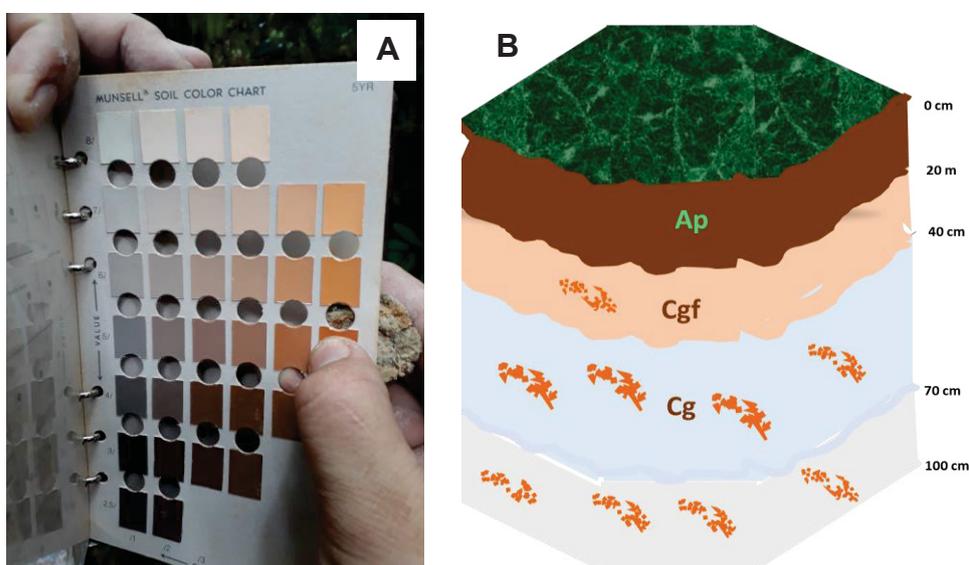


FONTE: A autora (2021).

A FIGURA 1.5 (A) refere a carta de Munsell e a FIGURA 1.5 (B) refere o perfil diferenciado em horizonte do solo de 0 cm – 100 cm.

O perfil do solo é diferenciado pelo Horizonte A – solo mineral rico em matéria orgânica (0 – 20 cm de profundidade), seguido pelo Horizonte C, área de transição entre o solo e a rocha mãe. O Horizonte B é incipiente até ausente, ocorrendo contudo, o horizonte glei (Cg) e presença de plintita (Cgf) (EMBRAPA, 2018, p.103 - 104).

FIGURA 1.5 – IDENTIFICAÇÃO DA COLORAÇÃO DO SOLO (A). PERFIL DO SOLO É DIFERENCIADO EM HORIZONTE A, E HORIZONTE C: GLEI (Cg) E PRESENÇA DE PLINTITA (Cgf).



FONTE: A autora (2021).

1.6.3.1 Atributos físicos e químicos do solo

A interpretação dos resultados das análises de solo da TABELA 1.1 foi feita com base no Manual de Adubação e Calagem para o Estado do Paraná (2019), aprovado pela Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.

Os Plintossolos são fortemente ácidos, com saturação por bases baixa e atividade da fração argila baixa. Todavia, verifica-se a existência de solos com saturação por bases de média a alta ou argila de alta atividade (Anjos et al., 1995), bem como solos com propriedades solódica e sódica (EMBRAPA, 2018, p. 103).

A TABELA 1.1 apresenta as análises de solos retirados do Bloco I e Bloco II, que serviram para a caracterização edáfica da área neste estudo. Observando os resultados da análise, os Blocos I e II apresentam um solo com a maior parte das características físico-químicas e estruturais semelhantes, o que permite afirmar que o solo nesta porção é homogêneo, contudo, apresenta diferenças a nível da profundidade nas variáveis de matéria orgânica (M.O), hidrôgeno alumínio (HAI), Capacidade de troca catiônica.

Segundo a FIGURA 1.6, os horizontes superficiais apresentam textura argilosa com teores de argila entre 460 g.kg^{-1} e 600 g.kg^{-1} e silte com valores entre 300 g.kg^{-1} e 400 g.kg^{-1} . O perfil do solo permite observar o aumento da palidez (cinza- esbranquiçado) com aumento da profundidade relacionado o material de origem da rocha mãe.

FIGURA 1.6 – PERFIL DO PLINTOSSOLO SOLO DA ÁREA DE ESTUDO NA RESERVA DO RIO CACHOEIRA EM ANTONINA, PARANÁ, BRASIL.



Fonte: A autora (2021)

No geral, os três níveis de profundidade do solo possuem elevada acidez com valores que variam de 3,8 a 4,1. Resultados semelhantes do nível do $\text{pH}_{(\text{CaCl}_2)}$ foram encontrados em áreas próximas por Müller (2012) e Silveira (2015). Solos com elevada acidez reduzem a disponibilidade de P, observa-se uma toxidez de alumínio e prejuízos na atividade microbiana.

Os valores médios de matéria orgânica (M.O) apresentaram diferenças com o aumento da profundidade e, são considerados altos na camada superficial (0 – 20 cm) com valores entre $34.25 \pm 7.04 \text{ g.dm}^{-3}$ e $45.5 \pm 2.65 \text{ g.dm}^{-3}$ e estes valores diminuem expressivamente com a profundidade (41- 70 cm), atingindo valores entre $8.75 \pm 1.71 \text{ g.dm}^{-3}$ e $10.75 \pm 2.98 \text{ g.dm}^{-3}$ (FIGURA 1.6). Esta acidez, é principalmente relacionada com os altos teores de matéria orgânica dos solos, o que se expressa nos elevados valores de H^+ nas amostras. Os solos da região ao longo da Mata Atlântica são muito lixiviados, ácidos e distróficos (LEITAO-FILHO, 1993, VILLELA, 2006).

A acidez total ou potencial ($\text{H}^+\text{+AL}$) apresentou diferenças estatísticas ($p=0.0017$) entre as 3 camadas e, são considerados muito elevados pois são superiores a 90 mmolc/dm^3 , contudo tende a reduzir com o aumento da profundidade. A acidez trocável do alumínio (Al^{3+}) para os solos no estado é considerada muito alta, quando superior a 25 mg/dm^3 .

As concentrações de Ca^{2+} trocáveis ao longo do perfil estudado no solo são inferiores a 20 mmolc/dm^3 por isso o solo é considerado baixa concentração deste nutriente. Os teores de Mg^{2+} trocável ao longo das 3 profundidades se mantiveram inferiores a 2 mmolc/dm^3 .

A concentração de K^+ no solo manteve níveis considerados baixos ao longo das 3 profundidades. As concentrações de fósforo (P) em função dos teores de argila reduzem numericamente em função do aumento da profundidade, onde a concentração de P é considerada alta na camada 0 – 20 cm do solo entre $9 \pm 1.15 \text{ mg.dm}^{-3}$ e $9,75 \pm 2.22 \text{ mg.dm}^{-3}$, e baixa para $2.75 \pm 0.5 \text{ mg.dm}^{-3}$ e $2.75 \pm 0.96 \text{ mg.dm}^{-3}$ na camada de 41 – 70 cm.

Plintossolo háplico com baixa atividade da argila (Tb), tem baixa percentagem de saturação de bases (V%) inferiores da 20% em todas profundidades do solo, conferindo carácter distrófico, e saturação do Al^{3+} ($m > 50\%$), significando que existe uma maior adsorção de Al^{3+} e H^+ e menores quantidades dos cátions básicos Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ , adsorvidos nos coloides do solo. Neste caso, os valores de Al^{3+} tóxico existente nestes solos pode comprometer o crescimento das plantas.

A soma das bases (SB%) apresenta valores que oscilam entre 6.6 % e 9.3%, que são um indicativo da baixa fertilidade nestes solos.

Os valores da CTC efetiva entre as áreas são considerados muito altos, pois são superiores à 80 $\text{mmol}_c/\text{dm}^3$, e estes reduzem ligeiramente com o aumento da profundidade, embora permaneçam em níveis ainda considerados altos, nas camadas de 0 – 20 cm com valores entre $157.13 \pm 19.77 \text{ mmol}_c.\text{dm}^{-3}$ - $159.42 \pm 36.49 \text{ mmol}_c.\text{dm}^{-3}$ e de 41 – 70 cm com valores entre $84,95 \pm 49,43 \text{ mmol}_c.\text{dm}^{-3}$ e $120,77 \pm 13,86 \text{ mmol}_c.\text{dm}^{-3}$. O teor de alumínio trocável ou Al (CTC efetivo) no solo é muito alto, permanecendo em grandes quantidades nas três profundidades a cima dos 70% da área estudada.

TABELA 1.1 - VALOR P DO TESTE DE MANN-WITHNEY PARA AS CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS E FÍSICAS DAS AMOSTRAS DE SOLOS COLETADOS NO BLOCO I E BLOCO II, NA RESERVA DO RIO CACHOEIRA, MUNICÍPIO DE ANTONINA, PARANÁ.

Variável do solo	Local	T1 (0-20 cm)	T2 (0-20 cm)	Valor de p	Área T1 (21-40cm)	Área T2 (21-40cm)	Valor de p	Área T1 (41-70cm)	Área T2 (41-70cm)	Valor de p
P (Resina) mg/dm ³	Media (+DP)	9.75 ± 2.22	9 ± 1.15		4.75 ± 1.5	3.75 ± 0.5		2.75 ± 0.5	2.75 ± 0.96	1
	Mediana	10	9	0.256	4	4	0.661	3	2.5	
	Valor mínimo-máximo	7 - 12	8 - 10		4 - 7	3 - 4		2 - 3	2 - 4	
MO (g/dm ³)	Media	45.5 ± 2.65	34.25 ± 7.04		22 ± 5.09	15.25 ± 2.36		10.75 ± 2.98	8.75 ± 1.71	0.380
	Mediana	46	35	0.054	21	16	0.042*	10	8.5	
	Valor mínimo-máximo	42 - 48	25 - 42		17 - 29	12 - 17		8 - 15	7 - 11	
pH (CaCl ₂)	Media	3.93 ± 0.15	3.86 ± 0.05		4.05 ± 0.06	4.025 ± 0.05		4 ± 0.08	4 ± 0.19	1
	Mediana	3.9	3.9	0.608	4.05	4	0.879	4	4	
	Valor mínimo -máximo	3.8 - 4.1	3.8 - 3.9		4 - 4.1	4.1		3.9 - 4.1	3.9 - 4.1	
HAL (mmolc/dm ³)	Media	150 ± 38.24	148.5 ± 21.76		104.75 ± 9.53	128.25 ± 16.03		102.75 ± 7.8	114.75 ± 12.33	0.200
	Mediana	155.5	150.5	0.0284*	105	122.5	0.885	105	115.5	
	Valor mínimo -máximo	106 - 183	120 - 173		96 - 113	117 - 151		92 - 109	99 - 129	
AL (mmolc/dm ³)	Media	25.65 ± 7.59	26.15 ± 6.35		22.48 ± 6.47	26.8 ± 2.79		24.22 ± 3.35	24.7 ± 3.27	
	Mediana	26.9	26.9	0.685	23.5	25.75	0.885	24.25	24.55	0.885
	Valor mínimo -máximo	16.8 - 32	17.7 - 33.1		14.3 - 28.6	24.8 - 30.9		20.1 - 28.3	20.9 - 28.8	
K (mmolc/dm ³)	Media	0.775 ± 0.24	0.675 ± 0.09		0.65 ± 0.10	0.6		0.675 ± 0.15	0.6	0.429
	Mediana	0.7	0.649	0.177	0.6	0.6	0.550	0.6	0.6	
	Valor mínimo -máximo	0.6 - 1.1	0.6 - 0.8		0.6 - 0.8	0.6		0.6 - 0.9	0.6	
Ca (mmolc/dm ³)	Media	7.25 ± 2.06	6.75 ± 2.06		9 ± 6.38	6 ± 1.15		5.5 ± 1.29	5.5 ± 1.91	1
	Mediana	7.5	6.5	0.881	7	6	0.648	5.5	5	
	Valor mínimo -máximo	5 - 9	5 - 9		4 - 18	5 - 7		4 - 7	4 - 8	
Mg (mmolc/dm ³)	Media	2	2		2.5 ± 0.58	2		2	2	
	Mediana	2	2	-	2.5	2	-	2	2	-
	Valor mínimo -máximo	2 - 2	2		2 - 3	2		2	2	

A Tabela continua.....

Continuação

SB (%)	Media	9.43 ± 2	8.625 ± 2.31	0.771	11.24 ± 7.73	7.38 ± 1.88	7.19 ± 1.89	6.08 ± 2.02	0.485
	Mediana	9.7	8.15		9.6	7.35	7.05	5.95	
	Valor mínimo -máximo	6.8 – 11.5	6.7 – 11.5		4.3 – 21.5	5.3 – 9.5	5.2 – 9.5	4.2 – 8.2	
CTC (mmolc/dm ³)	Media	159.42 ± 36.49	157.13 ± 19.77	0.028*	116 ± 4.87	135.63 ± 15.93	84.95 ± 49.43	120.77 ± 13.86	0.110
	Mediana	164.05	158.65		117.9	131.4	107.05	121.75	
	Valor mínimo -máximo	117.5 – 192.1	131.5 – 179.5		108.8 – 119.4	122.3 – 157.4	11.5 – 114.2	103.2 – 136.4	
V (%)	Media	6.5 ± 2.65	5.75 ± 2.36		9.75 ± 6.55	5.5 ± 1.73	6.75 ± 2.06	5 ± 1.41	
	Mediana	6	5	0.456	8.5	5.5	6.5	4.5	0.180
	Valor mínimo -máximo	4 - 10	4 - 9		4 - 18	4 - 7	5 - 9	4 - 7	
Argila (g/Kg)	Media	459.25 ± 43.26	436.75 ± 24.4	0.200	477.25 ± 39.60	515	438.75 ± 33.44	487.25 ± 66.13	0.485
	Mediana	469	454		495.25	516 + 27.92	440	483.5	
	Valor mínimo -máximo	402 - 497	447 - 500		418 - 500	482 - 546	403 - 472	415 - 567	
Silte (g/Kg)	Media	425.25 ± 59.47	362.75 ± 18.39	0.042*	407.25 ± 13.07	335 ± 38.88	440 ± 23.15	362.25 ± 51.85	0.028*
	Mediana	420	367		407.25	323	433	370	
	Valor mínimo -máximo	373- 488	337 - 380		391 - 423	301 - 391	422 - 472	301 - 407	
Areia (g/Kg)	Media	115.5 ± 14.97	173.5 ± 35.87		115.5 ± 29.65	150 + 24.3	121.25 ± 22.74	150.5 ± 20.44	
	Mediana	117.5	174	0.110	104.5	151	112	146.5	0.200
	Valor mínimo -máximo	97 - 130	130 - 216		94 - 159	127 - 171	106 - 155	131 - 178	
AI (CTC efetive) (%)	Media	71.95 ± 10.29	74.38 ± 9.94	0.685	67.25 ± 19.29	78.45 + 4.97	76.93 ± 6.33	80.23 ± 6.49	0.340
	Mediana	72.95	76		66.69	79.15	75.8	80.25	
	Valor mínimo -máximo	59.4 – 82.5	60.6 – 83.2		48.7 – 86.9	72.7 – 82.8	71.6 – 84.5	73.9 – 86.5	

Teste de Mann-Whitney; p: probabilidade obtida no teste; * valores menores que 0,05 indicam diferenças significativas.

Metodologia usada nas análises de solos pelo Laboratório de ABC em Castro: pH em água e CaCl₂ - Relação 1:2,5; P - K: Extrator Mehlich

1; Ca - Mg - Al - Extrator: KCl - 1 mol/L; H + Al - Extrator Acetato de Cálcio 0,5 mol/L - pH 7,0; CTC (t) - Capacidade de Troca Catiônica Efetiva;

V = Índice de Saturação de Bases; P-rem = Fósforo Remanescente

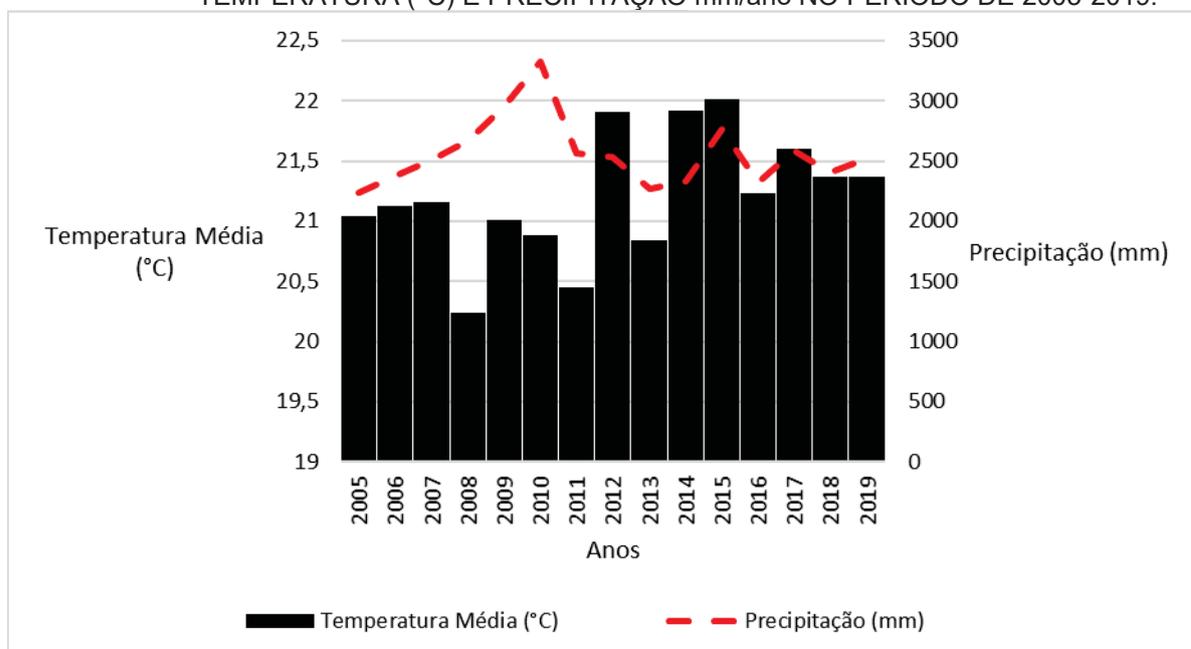
FONTE: A autora (2021).

1.6.4 Clima e variáveis meteorológicas

Conforme a classificação climática de Köppen, o clima subtropical úmido mesotérmico (Cfa) tem a temperatura média anual que oscila entre 19° e 21 °C, atingindo, no verão, os 24 °C e no inverno os 17 °C. A precipitação média anual oscila entre 2.000 e 2.500 mm/ano (FIGURA 1.7), sem ocorrência de estação seca e geadas pouco frequentes. Os meses mais quentes são os com maior precipitação e ocorrem de dezembro a fevereiro, apresentando médias de 305,4 mm em dezembro e 348,5 mm em fevereiro. Em contrapartida, o inverno tem o menor índice pluviométrico em agosto, em torno de 80 a 110 mm (ADEMADAN, 2016).

Os dados meteorológicos foram cedidos pelo SIMEPAR e são provenientes de duas estações: o 1º conjunto de dados são da Estação de Antonina (Código ANA 2548098, Município: Antonina) e são referentes ao período de 01/2005 a 12/2014; e a 2º conjunto de dados são da Estação APPA de Antonina (Código ANA 25444869, Município: Antonina) e são referentes ao intervalo de 01/2014 a 12/2019.

FIGURA 1.7 – DADOS METEOROLÓGICOS DE ANTONINA, PARANÁ, COM MÉDIAS ANUAIS DE TEMPERATURA (°C) E PRECIPITAÇÃO mm/ano NO PERÍODO DE 2005-2019.



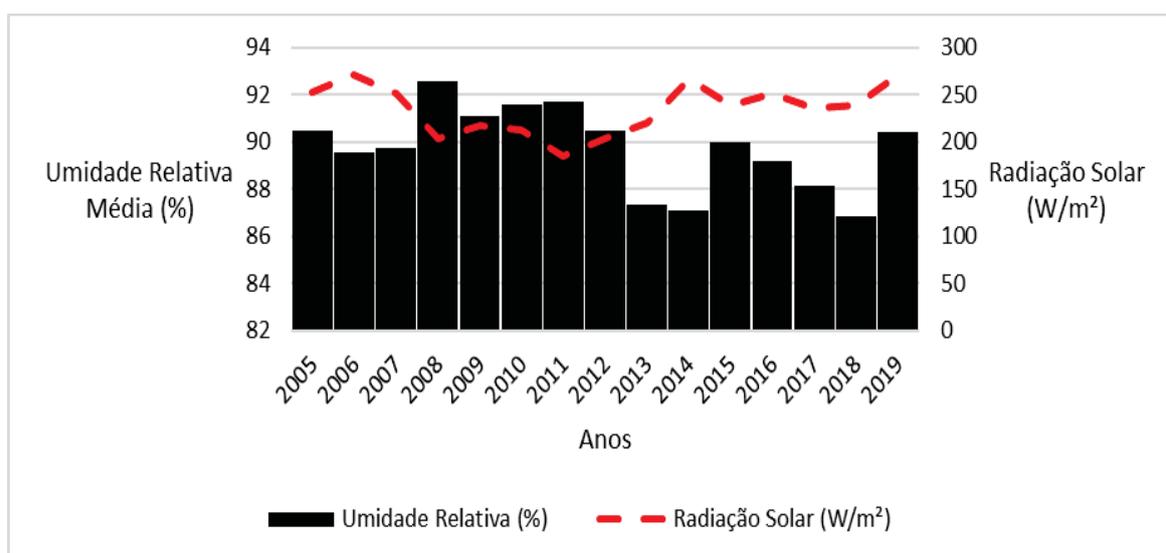
FONTE: SIMEPAR, Estação de Antonina (Código ANA 2548098) e Estação APPA de Antonina (Código ANA 25444869), adaptado pela autora (2021).

Os anos de 2008, 2009 e 2010 apresentaram valores de precipitação acumulada anual (mm/ano) acima da média da série histórica da região, fenômeno que se repetiu em 2015 (FIGURA 1.7). Contudo, as temperaturas mantiveram-se estáveis variando entre os 21 e 22° C no ano.

A região é quente e com precipitação média anual elevada (>2500 mm/ano), o que contribui para os altos níveis de umidade relativa do ar, acima dos 80%, tendo apresentado valores superiores à 92% entre 2008 à 2011 (FIGURA, 1.8).

A radiação solar no litoral foi alta nos anos de 2005 a 2007 e, teve uma ligeira queda nos anos subsequentes, contudo desde 2014 tem vindo a aumentar gradativamente apresentando valores acima de 270W/m² em 2019.

FIGURA 1.8 – DADOS METEOROLÓGICOS DE ANTONINA, PARANÁ, COM UMIDADE RELATIVA ANUAIS (%) E A RADIAÇÃO SOLAR (W/m²) DE 2005-2019.



FONTE: SIMEPAR, Estação de Antonina (Código ANA 2548098) e Estação APPA de Antonina (Código ANA 25444869), adaptado pela autora (2021).

1.6.5 Tipos de vegetação da região leste do Paraná

A Floresta Ombrófila Densa (Floresta Atlântica propriamente dita), no Paraná, ocupa a porção leste do estado, definida praticamente em toda a sua extensão pela barreira geográfica natural da Serra do Mar, influenciada diretamente pelas massas de ar quente e úmido do Oceano Atlântico e pelas chuvas relativamente intensas e bem distribuídas ao longo do ano (LEITE, 1994, RODERJAN et al., 2002).

Essa formação florestal apresenta um gradiente altitudinal que varia de 1 a 1887 m s.n.m, contribuindo para a diminuição de 0,44 °C em cada 100 m de altitude (BLUM et al., 2011). Essa condição permite que nesse tipo de vegetação ocorram mudanças na fisionomia de acordo com as variações ecotípicas das faixas altimétricas, originando a divisão dessa vegetação em cinco faciações ordenadas segundo a hierarquia topográfica (IBGE, 2012):

- Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas – que compreende as formações florestais distribuídas sobre sedimentos quaternários de origem marinha, situadas entre o nível do mar e aproximadamente 20 metros de altitude. Os solos florestais são geralmente mal drenados.
- Floresta Ombrófila Densa Submontana – que compreende as formações florestais que ocupam a planície litorânea com sedimentos quaternários continentais (depósitos coluviais), estendem-se nas escarpas ou no início das encostas da Serra do Mar, situadas entre aproximadamente 20 e 600 m s.n.m.
- Floresta Ombrófila Densa Montana – que corresponde às formações florestais que ocupam a porção intermediária das encostas da Serra do Mar situadas entre 600 e 1200 m s.n.m.
- Floresta Ombrófila Densa Altomontana – a qual compreende as formações florestais que ocupam as porções mais elevadas da Serra do Mar, em média acima de 1.200 m s.n.m., confrontando com as formações campestres e rupestres das cimeiras nas serras (Refúgios Vegetacionais).
- Floresta Ombrófila Densa Aluvial – compreende as formações florestais distribuídas sobre as planícies de acumulação de sedimentos dos rios que deságuam na região litorânea, sujeitas ou não a inundações periódicas e a um determinado grau de hidromorfia dos solos – Neossolos Flúvicos e Gleissolos.

FIGURA 1.9 – FORMAÇÕES FITOGEOGRÁFICAS DA REGIÃO LESTE DO PARANÁ, BRASIL



FONTE: A a autora (2021) com dados do ITCG (2009); IBGE (2019).

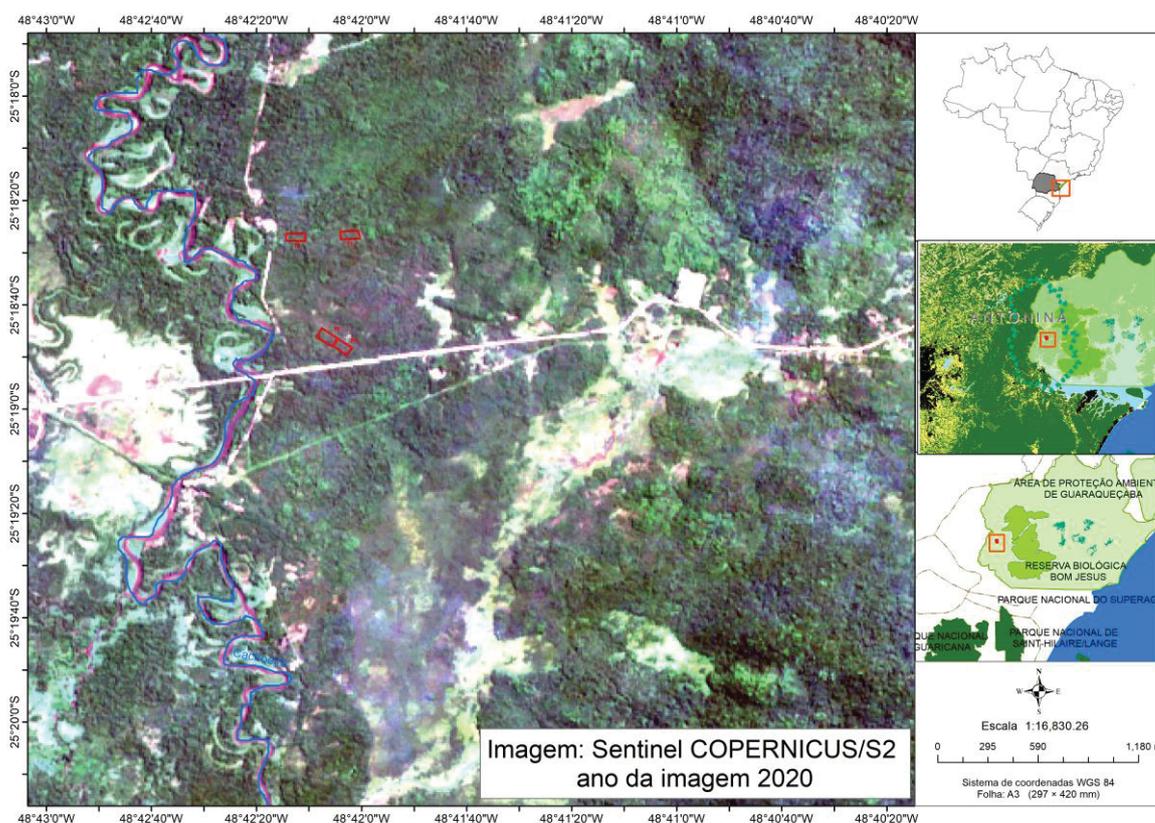
1.6.6 Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas

As FODTB é uma formação que cresce ao longo da planície costeira do quaternário até os 20 m acima do nível do mar. Os solos são pouco desenvolvidos e com elevada suscetibilidade a inundações durante os períodos mais chuvosos, fator que contribuiu para a criação de um ambiente seletivo de formações de composição florística e estrutural típica (LEITE; KLEIN, 1990; RODERJAN et al., 2002; PIRES et al., 2005).

Essa formação atinge um dossel que varia entre 20 e 25 m de altura, com domínio de árvores de *Calophyllum brasiliense* no dossel em solos sujeitos a alagamento (histossolos, espodossolos). Essa espécie é associada a *Tabebuia cassinoides*, *Tapirira guianensis*, *Ficus luschnatiana*, *Ilex pseudobuxus*, *Clusia criuva* and *Pouteria beaurepairei* (espécies hidrófilas). Todavia, os locais com solos mais bem drenados, e não hidromórficos (Neossolos Quartzarênicos) e espodossolos

suportam alta diversidade de espécies florestais. O dossel pode ser ocupado por outras espécies florestais comuns como *Tapirira guianensis*, *Ocotea pulchella*, *Ficus organensis*, *Manilkara subsericea*, *Pera glabrata*, *Alchornea triplinervia*, *Andira antheimia*, *Ilex theezans*, *Ternstroemia brasiliensis*, além de diversas espécies de Myrtaceae como *Psidium cattleianum* e *Myrcia multiflora* (LEITE; KLEIN, 1990; RODERJAN et al., 2002; PIRES et al., 2005).

FIGURA 1.10 – IMAGEM SATÉLITE DA ÁREA DE ESTUDO RESTAURADA EM ANTONINA, PARANÁ, BRASIL.



FONTE: Imagens de SENTINEL COPERNICUS/S2 (2020), adaptado pela autora (2021).

1.6.7 Caracterização do experimento - 14 anos atrás.

Até 2005, a área da planície era dominada por um campo constituído de tapetes heterogêneos de gramínea *Brachiaria* spp., alternados por pequenos fragmentos florestais degradados (FIGURA 2.1). Apesar do relevo ser plano, o solo apresentava pouca uniformidade com área de depressões (áreas que acumulavam água) com variados graus de alterações provocadas pelos búfalos.

FIGURA 1.11 - FOTOGRAFIA DAS ÁREAS DE PLANÍCIE LITORÂNEA DEGRADADAS PELO PASTOREIO DE BÚFALOS.



FONTE: Dr. Edinelson José Maciel Neves, Embrapa Florestas (2005/2006).

FIGURA 1.12 - PAISAGEM DAS ÁREAS AO LONGO DA PLANÍCIE LITORÂNEA ANTES DO PLANTIO.



FONTE: Embrapa Florestas (2006).

De entre junho a outubro de 2006, foi instalado de forma faseada este experimento de plantio misto de 10 espécies, sendo 3 pioneiras *Mimosa bimucronata* (DC.) O. Kuntze, *Senna multijuga* (LC Rich.) HS Irwin & Barneby e *Schizolobium parahyba* (Vellozo) Blake) e 7 secundárias iniciais *Myrsine coriacea* (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult., *Inga edulis* Martius, *Inga marginata* Willd., *Inga laurina* (Sw.) Willd., *Alchornea glandulosa* Poepp. Endl, *Citharexylum myrianthum* m

Cham. e *Hieronyma alchorneoides* Allemão (CARVALHO, 2002; NEVES; CARPANEZZI (2006). No prelo.

Foi realizada uma limpeza para a eliminação das gramíneas com roçada mecanizada apenas nas linhas, permanecendo as ruas intactas. Seguiu-se a atividade de subsolagem e enxada rotativa na linha do plantio. A abertura das covas e o plantio foram realizados manualmente. Não foi feita adubação, e as atividades de manutenção e limpeza das gramíneas das mudas foram realizadas com roçadeira costal durante 24 a 30 meses. As mudas foram plantadas em espaçamento 2,5 m x 1,6 m, conferindo a densidade de 2500 árvores.ha⁻¹, testando dois tratamentos em duas repetições. O Tratamento 1 (T1) foi constituído de indivíduos com a mesma densidade nas diferentes espécies; no Tratamento 2 (T2), os indivíduos apresentaram densidades diferentes segundo o esquema de plantio B (TABELA 1.2). O delineamento estatístico usado foi blocos com parcelas de 5000 m² (0,5 ha) e duas repetições ao acaso, representando blocos facilitadores de baixa riqueza no processo de restauração, totalizando uma área de 20.000m².

TABELA 1.2 - TRATAMENTOS UTILIZADOS NO PLANTIO MISTO DE 10 ESPÉCIES ARBÓREAS EM 2006.

ESPÉCIES	Tratamentos		Espécies: atributos comparados			
	T1	T2	Longevidade	Crescimento	Recobrimento do solo aos três anos	Matriz (M)= 66% ou Crista (C)= 34%
<i>I. edulis</i>	10	17	M	Alto	Alto	Matriz++
<i>I. laurina</i>	10	10	C	Alto	Médio a alto	Matriz+
<i>S. multijuga</i>	10	17	C	Alto	Alto	Matriz++
<i>M. coreaceae</i>	10	7	C a M	Médio	Médio	Crista
<i>S. parahyba</i>	10	7	M	Alto	Baixo	Crista
<i>I. marginata</i>	10	10	C	Alto	Médio a alto	Matriz+
<i>C. myriathum</i>	10	10	C a M	Alto	Médio a alto	Matriz
<i>H. alchorneoides</i>	10	7	L	baixo	Médio, ou médio a baixo	Crista
<i>M. bimucronata</i>	10	12	C ou menor	Médio a alto	Médio a alto	Matriz+
<i>A. glandulosa</i>	10	7	M	Baixo	baixo	Crista+

FONTE: Dr. Edinelson José Maciel Neves, Embrapa Florestas (2005/2006).

T1 – Tratamento 1 e T2 - Tratamento 2.

A Tabela abaixo demonstra a disposição no campo em módulo simples:

M	C	M	M	C	m	M	C	m	M	C	m→
----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	-----------

M⁺⁺ Matriz densa = 33,3% - *Inga edulis*; *Senna multijuga*

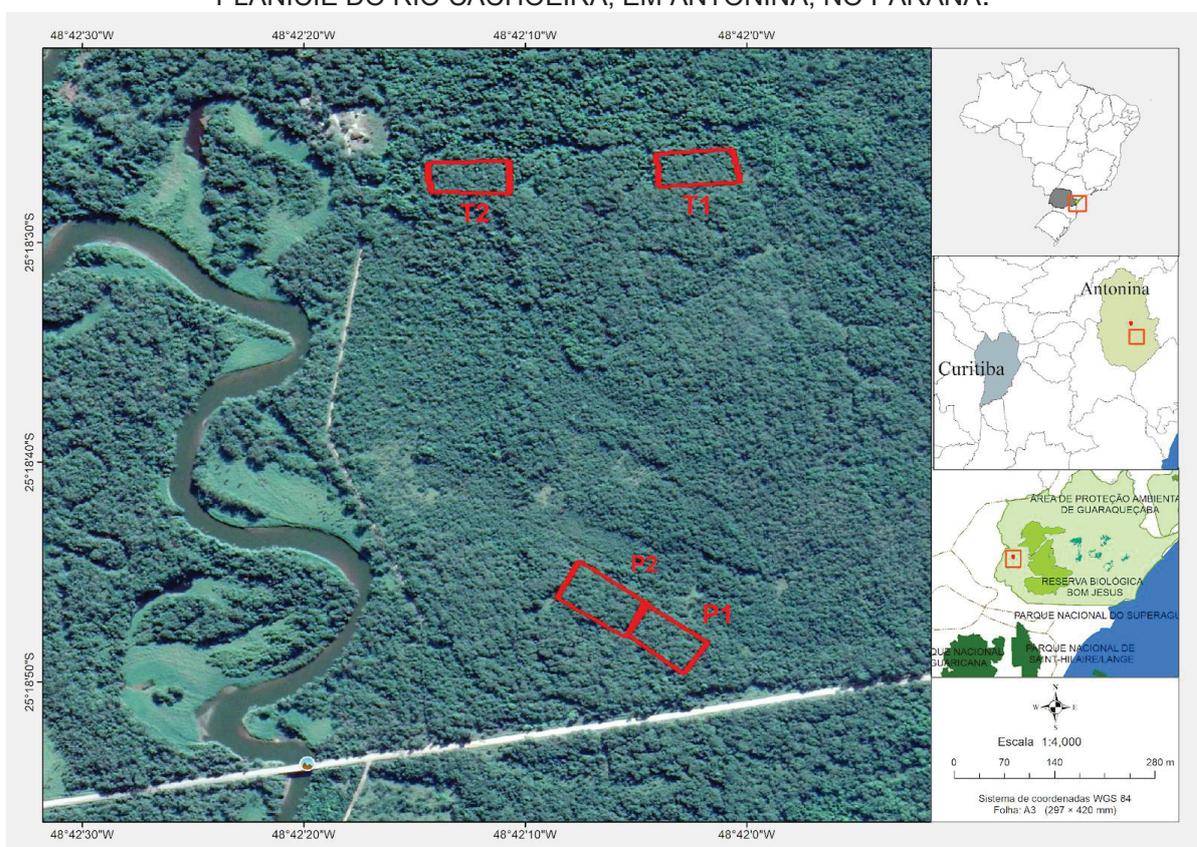
m⁺ Matriz= 33,3% - *inga marginata*; *Citharexylum myrianthum*; *Mimosa bimucronata*.

C Crista = 33,3% - *Inga laurina*; *Alchornea glandulosa*; *Schizolobium parahyba*, *Mirsine coreacea*.

1.6.8 Caracterização da cobertura atual da vegetação:

As áreas de plantio aos 14 anos de idade, apresentaram uma floresta, com estabelecimento de regeneração com diferentes tamanhos e com características distintas em cada um dos blocos - o Bloco I representado por P1 e P2 e o Bloco II representado por T1 e T2 (FIGURA 2.3).

FIGURA 1.13 – DISTINÇÃO DAS PARCELAS NOS BLOCOS LOCALIZADOS AO LONGO DA PLANÍCIE DO RIO CACHOEIRA, EM ANTONINA, NO PARANÁ.



FONTE: Google Earth, 2020; IBGE (2019), ICMBIO (2019), adaptado pela autora (2021).

Bloco I (P1 e P2) – Esta área localiza-se do lado esquerdo da estrada, sentido à Guaraqueçaba e tem como coordenadas 22 J 0731383 e UTM 7198377. A altitude desse bloco varia de 11 a 15 m e a tipologia original é de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (FODTB). A floresta é constituída por indivíduos plantados e um sub-bosque de samambais de diferentes espécies, o qual é dominado por indivíduos de Xaxim arborescente que atingem os 5 m de altura (FIGURA 1.14) e muitas poças de água (FIGURA 1.15), atribuídas neste estudo por piscinas (P), onde os búfalos habitualmente banhavam para refrescar-se no calor.

FIGURA 1.14 - BLOCO I, SUB-BOSQUE DOMINADO PELO XAXIM QUE ATINGE OS 5 METROS DE ALTURA.



Fonte: A Autora (2021)

FIGURA 1.15 - POÇAS QUE ACUMULAM ÁGUA NA SUPERFÍCIE – DENOMINADAS POR PISCINAS (P) DE BÚFALOS.



FONTE: A autora (2021)

Bloco II (T1 e T2) – Essa área localiza-se mais para o interior e distante da estrada principal sentido Guaraqueçaba. Apresenta as coordenadas 22J0731149 e UTM 7198996. A altitude do bloco varia dos 6.3 m - 10 m, e a tipologia florestal original é a FODTB, dominada por um sub-bosque de bambus finos (taquaras) segundo ilustram as FIGURAS 1.16A e 1.16B e as FIGURAS 1.17A e 1.17B.

FIGURA 1.16 - BLOCO II, DOMINADO POR SUB-BOSQUE DE TAQUARAS (T). (A). ABERTURA DE CAMINHO ATRAVÉS DE REMOÇÃO DE TAQUARAS QUE IMPEDEM O DESLOCAMENTO NA PARCELA (B).



Fonte: A autora (2021)

FIGURA 1.17 – CLAREIRA OCUPADA POR TAQUARAS – T (A) PARTEM DO SOLO PARA DOSSEL (B) E ACELERAM A MORTE DAS ÁRVORES.



FONTE: A autora (2021)

1.7 REFERÊNCIAS

- ABE, M.; IZAKI, J.; MIGUCHI, H.; MASAKI, T.; MAKITA, A.; NAKASHIZUKA, T. The effect of Sasa and canopy gap formation on tree regeneration in an old beech forest. **Journal of Vegetation Science**, v. 13, n. 4, p.565 - 574, 2002.
- ADEMADAN. **Clima: Boas práticas de adaptação**. In BOLDRINE, E. B.; PAES, L. S. O. P.; PINHEIRO (Org.). 1ª ed – Antonina: ADEMADAN. 200 p. 2016.
- ALBINO, U. B.; ZANETTI, L. Z. **O cultivo do paricá** / Dom Eliseu: Centro de Pesquisa do Paricá, 2006.
- ALMEIDA, D. S. **Recuperação ambiental da mata atlântica**. SciELO-Editus-Editora da UESC, 2016.
- ANDRIGUETTO, J. A. A mudança técnica e o processo de diferenciação dos sistemas de produção pesqueira do Litoral do Paraná, Brasil. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, n. 8, p. 43 - 58, 2003.
- ASSIS, G. B.; PILON, N. A. L.; SIQUEIRA, M. F.; DURIGAN, G. Effectiveness and costs of invasive species control using different techniques to restore cerrado grasslands. **Restoration Ecology**, v. 29, n.1, e13219, 2021.
- ATTIWILL, P. M. The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management, **Forest Ecology and Management**, v. 63, n. 2-3, 1994.
- BATCHELOR, J. L.; RIPPLE, W.; WILSON, T. M.; PAINTER, L. E. Restoration of Riparian Areas Following the Removal of Cattle in the Northwestern Great Basin. **Environmental Management**, p. 1 – 14. 2015. DOI 10.1007/s00267-014-0436-2.
- BELLOTTO, A.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Monitoramento das áreas restauradas como ferramenta para avaliação da efetividade das ações de restauração e para redefinição metodológica. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Ed.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009. p. 128 – 147.
- BENGOUGH, A. G.; MULLINS, C.E. Mechanical impedance to root growth: a review of experimental techniques and root growth responses. **Journal of Soil Science**, v. 41, p. 341-358, 1990.
- BENINI, R. M.; ADEODATO, S. O. **Desafio Econômico de Recobrir o Brasil**. In: **Economia da Restauração Florestal**. São Paulo: The Nature Conservancy, 2017.
- BLUM, C. T.; RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F. O clima e a sua influência na distribuição da floresta ombrófila densa na Serra da Prata, Morretes, Paraná. **FLORESTA**, v. 41, n. 3, p. 589 - 598, 2011.

BOGONI, J. A.; PIRES J. S. R.; GRAIPEL M. E.; PERONI, N.; PERES, C. A. Wish you were here: How defaunated is the Atlantic Forest biome of its medium- to large bodied mammal fauna? **Plos One**, v. 13, n. 9, 2018.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de textos, 2015.

BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados**. Viçosa: Editora UFV, 2012. p. 262–293.

BRANSON F. A.; GIFFORD G. F.; RENARD K. G.; HADLEY R. F. **Rangeland Hydrology**. Dubuque, IA: Kendall/Hunt. 1981.

BRASIL. CONAMA. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 2, de 18 de março de 1994. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil. Brasília, DF, 18 de março de 1994. Disponível em: <https://snif.florestal.gov.br/images/pdf/legislacao/resolucoes_conselho/resolucao_conama_02_1994.pdf>. Acesso em: 22 set. 2022.

BRASIL. IBGE. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: CDDI Departamento de Editoração – IBGE, 1991. Disponível em: <<http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/monografias/GEBIS%20%20RJ/classificacaovegetal.pdf>>.: Acesso em: 20 maio. 2020.

BRUEL, B. O. **Restauração da floresta atlântica no litoral do Paraná: avaliação de dois sistemas de plantio e da regeneração natural**. Curitiba, 57 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Sector de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

BUDKE, J. C.; ALBERTI, M. S.; ZANARDI, C.; BARATTO, C.; ZANIN, E. M. Bamboo dieback and tree regeneration responses in a subtropical forest of South America. **Forest Ecology and Management**, v. 260, n. 8, p. 1345 - 1349, 2010.

BUDOWSKI, G. N. Distribution of tropical American rain forest species in the light of succession processes. **Turrialba**, v. 15, n. 1, p. 40 - 2, 1965.

BUFALO, F. S.; GALETTI, M.; CULOT, L. Seed Dispersal by Primates and Implications for the Conservation of a Biodiversity Hotspot, the Atlantic Forest of South America. **International Journal of Primatology**, v. 37, n. 3, p. 333 – 349. 2016.

BUTCHART S. H. M.; CLARKE, M.; SMITH, R. J.; SYKES, R. E.; SCHARLEMANN, J. P. W.; HARFOOT, M.; BUCHANAN, G. M.; ANGULO, A.; BALMFORD, A.; BERTZKY, B.; BROOKS, T. M.; CARPENTER, K. E.; COMEROS-RAYNAL, M. T.; CORNELL, J.; FICETOLA, G. F.; FISHPOOL, L D.C.; FULLER, R. A.; GELDMANN, J.; HARWELL, H.; HILTON-TAYLOR, C.; HOFFMANN, M.; JOOLIA, A.; JOPPA, L.;

KINGSTON, N.; MAY, I.; MILAM, A.; POLIDORO, B.; RALPH, G.; RICHMAN, N.; RONDININI, C.; SEGAN, D. B.; SKOLNIK, B.; SPALDING, M. D.; SIMON, N.; STUART, S. N.; SYMES, A.; TAYLOR, J.; VISCONTI, P.; WATSON, J. E. M.; WOOD, L.; BURGESS, N. D. Shortfalls and Solutions for Meeting National and Global Conservation Area Targets. **Conservation Letters**, v. 8, n. 5, p. 329 – 337. 2015.

CALMON, M.; BRANCALION, P. H. S.; PAESE, A.; ARONSON, J.; CASTRO, P., DA SILVA, S. C., RODRIGUES, R. R. Emerging Threats and Opportunities for Large-Scale Ecological Restoration in the Atlantic Forest of Brazil. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 2, p. 154 – 158. 2011.

CAMPANELLO, P. I.; GATTI, M. G.; ARES, A.; MONTTI, L.; GOLDSTEIN, G. Tree regeneration and microclimate in a liana and bamboo-dominated semideciduous Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 252, n. 1 - 3, p. 108 - 117, 2007.

CAMPBELL, J. N. Bamboo flowering patterns: a global view with special reference to East Asia. **Journal of the American Bamboo Society**, v.1, n. 6, p. 17 - 35. 1985.

CANDIANI, G. Regeneração natural de espécies arbóreas em sub-bosque de *Eucalyptus saligna* Sm., Caieiras, SP. **Ambiência Guarapuava**, v. 12, n. 4, p. 915 – 931. 2016.

CAPOBIANCO, J. P. R.; VERÍSSIMO; A. MOREIRA; D. SAWYER; I. SANTOS L. P. PINTO. **Biodiversidade na Amazônia brasileira: avaliação e ações prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios**. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2001.

CARDOSO, F. C. G.; MARQUES, R.; BOTOSSO, P. C.; MARQUES, M. C. M. Stem growth and phenology of two tropical trees in contrasting soil conditions. **Plant soil**, v. 354, n. 1-2, p. 269 – 281. 2012.

CAREY, M. P.; SANDERSON B.L.; BARNAS, K A.; OLDEN, J. D. Native invaders – challenges for science, management, policy and society. **Frontiers Ecology and Environment**, v.10, p. 373 - 381. 2012.

CARPANEZZI, A. A.; CARPANEZZI, O. T. B. **Espécies Nativas Recomendadas para Recuperação Ambiental no Estado do Paraná, em Solos Não Degradados**. (Documentos / Embrapa Florestas, ISSN 1979-2599; 136). Embrapa Florestas. 2006.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Informativo Técnico, Volume 1. Colombo/PR: Embrapa Florestas, 2003.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras. Coleção Espécies Arbóreas Brasileiras. Volume 3**. Brasília/DF; Colombo/PR: Embrapa Florestas 2008.

CATHARINO, E.L., BERNACCI, L.C., FRANCO, G.A.D.C., DURIGAN, G. & METZGER, J.P. 2006. Aspectos da composição e diversidade do componente

arbóreo das florestas da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 2, 2006.

CHAER, G. M.; RESENDE, A. S.; CAMPELLO, E. F. C.; de FARIA, S.M.; BODDEY, R. M. Nitrogen-fixing legume tree species for the reclamation of severely degraded lands in Brazil. **Tree Physiology**, v. 31, p. 139 - 149. 2011.

CHAZDON, R. L. Landscape restoration, natural regeneration and the forest of the future. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 102, p. 251 - 257. 2017.

CHAZDON, R. L. **Renascimento de florestas: regeneração na era do desmatamento**. São Paulo: Oficina de Textos, 2016.

CHEUNG, K. C.; MARQUES, M. C. M.; LIEBSCH, D. Relação entre a presença de vegetação herbácea e a regeneração natural de espécies lenhosas em pastagens abandonadas na Floresta Ombrófila Densa do Sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 4, p. 1048 - 1056, 2009.

CITADINI-ZANETTE, V.; NEGRELLE, R. R. B.; LEAL-FILHO, L. S.; REMOR, R.; ELIAS, G. A.; SANTOS, R. *Mimosa scabrella* Benth. (Fabaceae) enhances the restoration in coal mining areas in the Atlantic Rainforest. **Cerne**, v. 23, n. 1, p. 103 – 114, 2017.

CLEWELL, A. F.; ARONSON, J. **Restauração ecológica: princípios, valores e estrutura de uma profissão emergente**. Washington, DC: Island Press, 2007.

CLIMO, W.J.; RICHARDSON, M.A. Factors affecting the susceptibility of 3 soils in the Manawatu to stock treading. **New Zealand journal of Agricultural Research**, v. 27, p. 247 – 253. 1984.

CORDANI, U. G.; GIRARDI, V. A. V. Geologia da Folha de Morretes. Boletim da Universidade Federal do Paraná, **Geologia**, v. 26, p. 1 - 40. 1967.

COTARELLI, V. M.; NEVES, E. J. M.; CARPANEZZI, A. A.; SEOANE, C. E.; BRITZ, R. M. Comportamento de cinco espécies arbóreas nativas da Mata Atlântica na restauração de áreas degradadas por pastagens em relevo de planície do litoral do Paraná, Brasil. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 7., 2008, Curitiba. **Anais...** Colombo: Embrapa, 2008. p. 147 - 162.

CURCIO, G.R.; SOUZA, L. P.; BONNET, A.; BARDAL, M.L. Recomendação de Plantio com Espécies Arbóreas Nativas, por Tipo de Solo, para Recuperação Ambiental das Margens da Represa do Rio Iraí, Pinhais, PR. **FLORESTA**, v. 37, n. 1, p. 113 - 122. 2007.

DENSLOW, J. S. Gap partitioning among tropical rainforest trees. **Biotropica**, v. 12, p. 47 - 51. 1980.

DIAZ, S; CABIDO, M. Vive la différence: Plant Functional Diversity Matters to Ecosystem Processes. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 16, p. 646 - 655. 2001.

DURIGAN, G. O uso de indicadores para monitoramento de áreas em recuperação. **Cadernos da Mata Ciliar** 4, p. 11-13. 2011.

DURIGAN, G.; ENGEL, V. L.; TOREZAN, J. M.; MELO, A. C. G. De.; MARQUES, C. M.; SEBASTIÃO, V. M.; REIS, A.; SCARANO, F. R. Normas jurídicas para a restauração: Uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? **Revista Árvore**, v. 34, p. 471 - 485. 2010.

ELGAR, A. T.; FREEBODY, K.; POHLMAN, C. L.; SHOO, L. P.; CATTERALL, C. P. Overcoming barriers to seedling regeneration during forest restoration on tropical pasture land and the potential value of woody weeds. **Frontiers in Plant Science**, v. 5, 2014.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISAS AGROPECUÁRIA – Embrapa Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Humberto Gonçalves dos Santos, H. G.; JACOMINE, P. K; ANJOS, L. H. C. dos.; OLIVEIRA, V. A de; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, J. B.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. de.; FILHO, J. C. de A.; OLIVEIRA, J. B. de.; CUNGA, T. J. F. 5ª ed., Brasília, DF: Embrapa, 2018.

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA F. B. (Eds.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, p.49 - 76, 2008.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA F. B. (Eds.). **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. Botucatu: FEPAF 2008. 1 - 26 p.

ESTADES, N. P. O litoral do Paraná: entre a riqueza natural e a pobreza social. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**: dinâmicas naturais dos ambientes costeiros: usos e conflitos. Curitiba, n. 8. p. 25 - 41, 2003.

FEDERER, C. A.; TENPAS, G. H.; SCHMIDT, D. R.; TANNER, C. B. Pasture Soil Compaction by Animal Traffic¹. **Agronomy Journal**, v. 53, n.1, p. 53 – 54, 1961.

FERREIRA, R. R. M.; TAVARES FILHO, J.; FERREIRA, V. M. **Efeito de sistemas de manejo de pastagens nas prioridades físicas do solo**. Seminário: Ciências Agrárias, v. 31, n. 4, p. 913 - 932. 2010.

FERRETTI, A. R.; BRITZ, R. M. Ecological restoration, carbon sequestration and biodiversity conservation: The experience of the Society for Wildlife Research and Environmental Education (SPVS) in the Atlantic Rain Forest of Southern Brazil. **Journal for Nature Conservation**, v. 14, p. 249 - 259, 2006.

FILGUEIRAS, T. S.; GONÇALVES, A. P. S. **Tupi-Guarani: Fonte de Informações sobre bambus nativos do Brasil**. Guarapuava: Heringeriana, 2007.

FINOL, U. H. Nuevos parámetros a considerar-se en el análisis estructural de las selvas vírgines tropicales. **Revista Florestal Venezolana**, v. 14, n. 21, p. 29 - 42, 1971.

GATICA-SAAVEDRA, P.; ECHEVERRÍA, C.; NELSON, C. R. Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review. **Restoration Ecology**, v. 25, n. 6, p. 850 - 857, 2017.

GHAVAMI, K. **Bambu as reinforcement in structural concrete elements**. Rio de Janeiro: Cement & Concrete Composites, 2004.

GIBSON, L.; LEE, T. M.; KOH, L. P.; BROOK, B. W.; GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; PERES, C. A.; BRADSHAW, J. A. C.; LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; SODHI, N. S. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, v. 478; n. 7369, p. 378 – 381, 2011.

GOSWAMI, M.; BHATTACHARYYA, P.; MUKHERJEE, I; TRIBEDI, P. Functional Diversity: An Important Measure of Ecosystem Functioning. **Advances in Microbiology**, v. 7, p. 82 - 93, 2017.

GREENWOOD, K. L.; MACLEOD, D.; HUTCHINSON, K. J. Long-term stocking rate effects on soil physical properties. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, v. 37, p. 413 – 419, 1997.

GREENWOOD, K. L.; MCKENZIE, B. M. Grazing effects on soil physical properties and the consequences for pastures: A review of **Australian Journal of Experimental Agriculture**, v. 41, p. 1231 – 1250, 2001.

GRISCOM, B. W.; ASHTON, P. M. S. Bamboo control of forest succession: *Guadua sarcocarpa* in Southeastern Peru. **Forest Ecology and Management**, v.175, p. 445 - 454, 2003.

GRISCOM, B.W.; ASHTON, P. M. S. A self-perpetuating bamboo disturbance cycle in a neotropical forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, p. 587, 2006.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148; p. 185-206. 2001.

GUERIN N.; DURIGAN, G. Invasion impact by *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon (Dennstaedtiaceae) on a neotropical savanna. **Acta Botanica Brasilica**, v. 29, n. 2, p. 213-222. 2015.

HASSOL, S.J., J. KATZENBERGER, (eds). 1996, electronic edition 2008. Changes in Global Vegetative Patterns and Their Relationship to Human Activity. Proc. of an Aspen Global Change Institute Workshop 9-22 July 1995, Elements of Change series, AGCI. Disponível em: https://www.agci.org/sites/default/files/pdfs/lib/publications/EOC95S1_book.pdf> Acesso em: 02 Junho 2020.

HOBBS, R. J.; NORTON, D. A. Ecological filters, thresholds, and gradients in the resistance to Ecosystem Reassembly. In: V. M. TEMPERTON, R. J. HOBBS, T. NUTTLE, S. HALLE (EDS.). **Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice**. Washington, D.C: Island Press, 2004. 73 - 95 p.

HOLZ, C. A.; VEBLEN, T. T. Tree regeneration responses to *Chusquea montana* bamboo die-off in a subalpine Nothofagus forest in the southern Andes. **Journal of Vegetation Science**, v. 17, n. 1, p. 19 - 28, 2006.

IAP- Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos – SEMA. Conhecendo o Bioma Mata Atlântica do Paraná, Revista Atlântica, v. 1, n. 1. 2018., 20 p. Disponível em: http://www.conexaoambiental.pr.gov.br/sites/conexao-ambiental/arquivos_restritos/files/documento/2018-11/revistaatlantica_vol1.pdf. 2018.

IAP. INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. Unidades de Conservação. Dados Sobre as Unidades de Conservação. Lista geral das Unidades de Conservação Estadual. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/LISTA_UCs_geral_14092012.pdf>. Acesso em 02 maio 2020.

IPARDES. (Instituto Paranaense de Desenvolvimento Económico e Social). **Perfil avançado do Município de Guaraqueçaba**. Convênio Secretaria Especial do Meio Ambiente – SEMA/ Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Relatório Técnico.1989. 92p.

IPARDES. **Zoneamento da Área de Proteção Ambiental (APA) de Guaraqueçaba**. Relatório Técnico. 2001.150 p.

IPEA. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. **Diagnóstico da produção de mudas florestais no Brasil**. Relatório de pesquisa. 2015. 68p. Disponível em http://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/7515/1/RP_Diagn%C3%B3stico_2015.pdf. Acesso em 23 dezembro 2020.

IUCN. International Union for Conservation of Nature. (2014). **Progresso da Lista Vermelha de Ecossistemas da UICN na Mata Atlântica**. Progress of the IUCN Red List of Ecosystems in the Atlantic Forest. Disponível em: <https://www.iucn.org/node/16321>. Acesso em 01 Maio 2020.

JANZEN, D.H. Why bamboos wait so long to flower? **Annual. Review of Ecology and Systematics**, v. 7, n. 1, p. 47 - 391, 1976.

JARDIM, F. C. de. S. Regeneração natural em florestas tropicais. **Amazonian Journal of agricultural and Environmental Sciences**. v. 58, n. 1, p. 105-113, 2015. JENKINS, C.N.; PIMM, S. L.; JOPPA, L. N. Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 110, n. 28, p. 1-9. 2013.

JOLY, C. A.; SCARANO, F. R.; BUSTAMANTE, M.; GADDA, T. M. C.; METZGER, J. P. W., SEIXAS, C.S.; OMETTO, J. P. H. B.; PIRES, A. P. F.; BOESING, A. L.; SOUSA, F. D. R.; QUINTÃO, J. M. B.; GONÇALVES, L. R.; PADGURSCHI, M. C. G.; AQUINO, M. F. S.; CASTRO, P. F. D.; SANTOS, I. L. Brazilian assessment on biodiversity and ecosystem services: summary for policy makers. **Biota Neotropica**, v. 19, n. 4, 2019.

KAEHLER, M.; GOLDEMBERG, R.; LABIAK, P. H.; RIBAS, O. S.; VIEIRA, A. O. S.; HATSCHBACH, G. G. **Plantas vasculares do Paraná**. Universidade Federal do Paraná. Departamento de Botânica, Curitiba, Paraná. 2014. 190 p.

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. Consequências genéticas da fragmentação sobre populações de espécies arbóreas. **Série técnica IPEF**, v.12, n. 32, p. 65 - 70, 1998.

KAMINSKI, N. Consumo de frutos por três espécies de Picidae em área de Floresta Ombrófila Mista de Santa Catarina. **Biotemas**, v. 26, n. 3, p. 261-263, 2013.

KELLERMANN, B. Monitoramento da regeneração natural em fragmento de floresta ombrófila mista e morfoanatomia de plântulas e tirodendros de *Piptocarpha angustifolia* Dusén ex Malme (Asteraceae). Curitiba, 140p. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Sector de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2011.

KELLERMANN, B.; LACERDA, A. E. B.; ROSOT, M. A. Bamboo influence on natural regeneration – a case study in an araucaria forest fragment in Brazil. In: **CONGRESO LATINOAMERICANO DE IUFRO**, 2013.

KLIPPEL, V. H.; PEZZOPANE, J. E. M.; CALDEIRA, M. V. W.; SILVA, G. F. da.; CASTRO, K. C. Acúmulo de serapilheira e nutrientes em área com diferentes metodologias de Restauração Florestal. **Comunicata Scientiae**, Bom Jesus, v. 7, n. 2, p. 241 - 250. 2016.

KOZLOWSKI T.T. Soil Compaction and Growth of Woody Plants. **Scandinavian Journal of Forest Research**, v.14, n. 6, p. 596 – 619,1999.

LAMB, D.; ERSKINE, P. D.; PARROTTA, J. A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, v. 310, 1628 – 1632, 2005.

LE BOURLEGAT, J. M.; GANDOLFI, S.; BRANCALION, P. H. S.; DIAS, C. T. S.; Enriquecimento de floresta em restauração por meio de semeadura direta de lianas. **Hoehnea**, v. 40, n. 3, p. 465 - 472, 2013.

LE SAOUT, S.; HOFFMANN, M.; SHI, Y.; HUGHES, A.; BERNARD, C.; BROOKS, T. M.; BERTZKY, B.; BUTCHART, S. H. M.; STUART, S.; BADMAN, T.; RODRIGUES, A. S. L. Protected Areas and Effective Biodiversity Conservation. **Science**, v. 342, n.6160, p. 803 - 805, 2014.

LEAL FILHO, N.; SENA, J. S.; SANTOS, G. R. Variações espaço-temporais no estoque de sementes do solo na floresta amazônica. **Acta Amazonica**, v. 43, n. 3, p. 305 - 314, 2013.

LEITÃO FILHO, H. F. **Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão, SP**. Campinas, Editora da Universidade Estadual Paulista (UNESP) e Editora da UNICAMP, 1993.

LEITE, P. F. **As diferentes unidades fitoecológicas da região Sul do Brasil - Proposta de classificação**. Curitiba, 1994. Dissertação (Mestrado Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná.

LEITE, P.; KLEIN, R.M. Vegetação. In: **Geografia do Brasil: região Sul**, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro. 1990. p. 113-150.

LINDENMAYER, D.B. Integrating forest biodiversity conservation and restoration ecology principles to recover natural forest ecosystems. **New Forests**, v. 50, p. 169 – 181, 2019.

LOCKWOOD, J. L. An Alternative to Succession: Assembly Rules Offer Guide to Restoration Efforts. **Restoration & Management Notes**, v. 15, n. 1, p. 45 – 50. 1997.

LÖF, M.; MADSEN, P.; METSLAID, WITELL, J.; JACOBS, D. F. Restoring forests: regeneration and ecosystem function for the future. **New Forests**, v. 50, p. 139–151. 2019.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa/SP: Instituto Plantarum; 1992.

LORENZI, H. **Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 2ª ed., Nova Odessa: Plantarum. 1998.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil**. Volume 3, 1ª ed. Nova Odessa/SP: Instituto Plantarum, 2009.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil**. Volume 1. 4ª ed. Nova Odessa/SP: Instituto Plantarum, 2002a.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil**. Volume 2. 2ª. Ed. Nova Odessa/SP: Instituto Plantarum, 2002b.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas**. 4ª ed. Nova Odessa/SP: Instituto Plantarum, 2008.

LUGO, A. E.; ABELLEIRA MARTÍNEZ, O. J.; MEDINA, E.; AYMARD, G.; HEARTSILL, S. T. Novelty in the tropical forests of the 21st century. In: Dumbrell, A. J.; Turner, E. C.; Fayle, T. M. (Eds). **Advances in the Ecological Research**, v. 62, p. 53 - 116, 2020.

MAACK, Reinhard. **Geografia física do estado do Paraná**. Rio de Janeiro: J. Olympio, 1981.

MACEDO, L.; MONJEAU, A.; NEVES, A. (2019). Assessing the Most Irreplaceable Protected Areas for the Conservation of Mammals in the Atlantic Forest: Lessons for the Governance of Mosaics. **Sustainability**, v. 11, n. 11. 2019.

MACKEY, B.; KORMOS, C. F.; KEITH, H.; MOOMAW, W. R.; HOUGHTON, R. A.; MITTERMEIER, R. A.; HOLE, D.; HUGH, S. Understanding the importance of primary tropical forest protection as a mitigation strategy. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Chang**. 20 Marco 2020. Disponível em: <<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s11027-019-09891-4.pdf>>. Acesso em: 26 Abril 2020.

MAGNAGO, L. F. S.; EDWARDS, D. P.; EDWARDS, F. A.; MAGRACH, A.; MARTINS, S. V.; LAURANCE, W. F. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. *Journal of Ecology*, v. 102, n. 2, p. 475 - 485, 2014.

MAGNUSZEWSKI, P.; OSTASIEWICZ, K.; CHAZDON, R.; SALK, C.; PAJAK, M.; SENDZIMIR, J., ANDERSSON, K. Resilience and Alternative Stable States of Tropical Forest Landscapes under Shifting Cultivation Regime. **PLoS One**, v. 10: e0137497, 2015.

MALLMAN, I. T.; ROCHA, L. D.; SCHMITT, J. L. Padrão de distribuição espacial de quatro espécies de samambaias em três fragmentos de mata ciliar do rio Cadeia, RS, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 11, p. 139 - 144, 2013.

MANTOVANELLI, A. **Caracterização da dinâmica hídrica e do material particulado em suspensão na Baía de Paranaguá e em sua bacia de drenagem**. 152 f. Dissertação (Mestrado em Geologia) - Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1999.

MARCHIORO, N. P. X. **A sustentabilidade dos sistemas agrários no litoral do Paraná: o caso de Morretes**. Curitiba, v. 1. 285 f. Tese. (Doutorado em Meio Ambiente e Desenvolvimento) - Universidade Federal do Paraná. 1999.

MARQUES, M. C. M.; SILVA, S. M., LIEBSCH, D. Coastal plain forests in southern and southeastern Brazil: ecological drivers, floristic patterns and conservation status. **Brazilian Journal of Botany**, v. 38, n. 1, p. 1 – 18. 2015.

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2007. 255 p.

MATOS, D. M. S.; PIVELLO, V. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres caso, Brasileiros. **Ciência e Cultura**, v. 61 n. 1, p. 27 - 30, 2009.

MEIRELES, L. D. **Estudos florísticos, fitossociológicos e fitogeográficos em formações vegetacionais altimontanas da Serra da Mantiqueira Meridional, sudeste do Brasil**. 273f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Instituto de Biologia. Universidade Estadual de Campinas. Campinas, São Paulo. 2009.

MELO JÚNIOR, J. C. F. de.; BOEGER, M. R. T. Riqueza, estrutura e interações edáficas em um gradiente de restinga do Parque Estadual do Acaraí, estado de Santa Catarina, Brasil. **Hoehnea**, v. 42, p. 207-232, 2015.

MENNINGER, H. L.; M. A. PALMER. 2006. Restoring ecological communities: from theory to practice. In: FALK, D. A.; PALMER, M. A., ZEDLER, L (Eds). **Foundations of restoration ecology**. Island Press, Washington, D.C., USA, 2006.p. 88 – 112 p.

METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; DIXO, M., BERNACCI, L. C.; RIBEIRO, M. C., TEIXEIRA, A. M. G.; PARDINI, R. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1166–1177, 2009.

MITTERMEIER R. A., ROBLES-GIL, P.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J. D.; BROOKS, T.B.; MITTERMEIER, C.G.; LAMOREUX, J. L FONSECA, G. A. B. **Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. Washington: Conservation International, 2005. 392 p.

MONTAGNINI, F.; EIBL, B.; GRANCE, L.; MAIOCCO, D.; NOZZI, D. Enrichment planting in overexploited subtropical forests of the Paranaense region of Misiones, Argentina. **Forest Ecology and Management**, v. 99, p. 237–246, 1997.

MORAIS, P. L. R. de. Sinopse das Lauráceas nos estados de Goiás e Tocantins, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 2. p. 2-17. 2005.

MORAN, R. C. Diversity, Biogeography, and Floristics. In: RANKER T. A.; HAUFLER, C. H. (Eds.). **Biology and Evolution of Ferns and Lycophytes**. Cambridge: Cambridge University Press, 2008. p. 367-394.

MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C.F.B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 3, p. 786-792. 2000.

MUEHLETHALER, U.; KAMM, U. Innovative direct seeding method in the forest. **Agrarforschung**, v. 16, n. 10, p. 384-389, 2009.

MULHOLLAND, B.; FULLEN, M. A. Cattle trampling and soil compaction on loamy sands. **Soil Use and Management**, v. 7, p. 189-193. 1991.

MÜLLER. F. C. **Floresta Atlântica do sul: atividade e diversidade microbiológica do solo sob essências florestais leguminosas**. Curitiba, 115 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2016.

MUYLAERT, R. L.; VANCINE, M. H.; BERNARDO, R.; OSHIMA, J. E. F.; SOBRAL-SOUZA, T.; TONETTI, V. R.; NIEBUHR, B. B.; RIBEIRO, M. C. Uma nota sobre os limites territoriais da Mata Atlântica. **Oecologia Australis**, v. 22, n. 3, p. 302 – 311, 2018.

MYERS, N.; MITTERMEIER R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA G. A.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858. 2000.

NBL ENGENHARIA AMBIENTAL; THE NATURE CONSERVANCY – TNC. **Manual de restauração florestal: um instrumento de apoio à adequação ambiental de propriedades rurais do Pará**. Belém: The Nature Conservancy, 2013. 128 p.

NUMATA, M. Ecology aspects of bamboo flowering. Ecological studies of bamboo forests in Japan. **Botanical Magazine of Tokio**, v.87, n. 4, p. 271 - 284, 1974.

OLIVEIRA, A. K. M.; LEME, F. T. F. *Didelphis albiventris* como indutor de germinação de *Rapanea ferruginea* (Myrcinaceae) em área de Cerrado, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Iheringia. Série Zoológica**, v. 103; n. 4, p. 361 - 366, 2013.

PAGE, C. N. The Diversity of Ferns. An Ecological Perspective. In: DYER, A. F. **The Experimental Biology of Ferns**. London: Academic Press, 1979, p. 10-53.

PALMER, M. A.; ZEDLER, J. B.; FALK, D. A. Ecological Theory and Restoration Ecology. Foundations of Restoration Ecology. In: PALMER, M. A.; ZEDLER, J. B.; FALK, D. A. (Eds). **Foundations of Restoration Ecology**. 2nd ed: Washington, D. C. Island Press. 2016, p. 3 - 26. 2016.

PARDI, M. M. **Introdução de espécies de sub-bosque em áreas de restauração de florestas estacionais semidecíduais**. 126 f. Tese. (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2014.

PARELLADA, C. I.; GOTTARDI NETO, A. Inventário de Sambaquis do litoral do Paraná. **Boletim Paranaense de Geociências** v. 42, p. 121 – 152, 1994.

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional Diversity: Back to Basics and Looking forward. **Ecology Letters**, v. 9, p. 741 - 758, 2006.

PIERRI, N.; ÂNGULO, R.J.; SOUZA, M.C de.; KIM, M.K. A ocupação e o uso do solo no litoral paranaense: condicionantes, conflitos e tendências. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, n. 13. Editora UFPR, p. 137 - 167, 2006.

PIERRI, N.; DESCHAMPS, M.; CHANG, M.Y.; SAMPAIO, R.; ANDRIGUETTO, J.M. Diagnóstico meio socioeconômico. In: ÂNGULO, R.; BRANDINI, F.; PIERRI, N. (Coords.), EIA-Estudo de Impacto Ambiental Terminal Portuário localizado no Município de Pontal do Paraná (PR), AMB Planejamento Ambiental, Curitiba: 2008, Tomo 3.

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; REIS, L. L.; MARQUES, S. S. Sistemas de plantio adensado para a revegetação de áreas degradadas da Mata Atlântica: bases ecológicas e comparações de custo-benefício com o sistema tradicional. **Revista Floresta e Ambiente**, v.4, p. 30 - 41, 1997.

PIRES, P.T.L.; ZILLI, A.L.; BLUM, C. T. **Atlas da Floresta Atlântica no Paraná – área de abrangência do Programa Proteção da Floresta Atlântica**, SEMA/Programa Proteção de Floresta Atlântica – Pró-Atlântica, Curitiba. 2005.

POGGENBURG, C.; MIKUTTA, R.; SCHIPPERS, A.; DOHRMANN, G. Impact of natural organic matter coatings on the microbial reduction of iron oxides. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 224, p. 223 - 248, 2018.

POULSEN, A. D.; TOUMISTO, H.; BALSLEV, H. Edaphic and Floristic Variation within a 1-ha Plot of Lowland Amazonian Rain Forest. **BIOTROPICA** v. 38, n. 4, p. 468 - 478, 2006.

PRADO, J.; SYLVESTRE, L. S.; LABIAK, P. H.; WINDISCH, P. G.; SALINO, A., BARROS, I. C. L.; HIRAI, R. Y.; ALMEIDA, T. E.; SANTIAGO, A. C. P.; KIELING-RUBIO, M. A.; PEREIRA, A. F. N.; ØLLGAARD, B.; RAMOS, C. G. V.; MICKEL, J. T.; DITTRICH, V. A. O.; MYNSEN, C. M.; SCHWARTSBURD, P. B.; CONDACK, J. P. S.; PEREIRA, J. B. S., MATOS, F. B. Diversity of ferns and lycophytes in Brazil. **Rodriguésia**, v. 66, n. 4, p. 1073–1083, 2015.

RAYNAUT, C.; ZANONI, M.; LANA P. C. O desenvolvimento sustentável regional: o que proteger? Quem desenvolver? In: RAYNAUT, C.; ZANONI, M.; LANA P. C. (Eds.). Desenvolvimento & Meio ambiente. Em busca da interdisciplinaridade. **Pesquisas urbanas e rurais**. Curitiba: Editora UFPR, 2002. p. 235-248.

RECH, C. C. C.; SILVA, A. C. da.; HIGUCHI, P.; SCHIMALSKI, M. B.; PSCHIEDT, F.; SCHIMIDT, A. B.; ANSOLIN, R. D.; BENTO, M. A.; MISSIO, F. DE F.; LOEBENS, R. Avaliação da Restauração Florestal de uma APP Degradada em Santa Catarina. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 2, p. 194 – 203. 2015.

RECHENMACHER, C.; SCHMITT, J. L.; BUDKE, J. C. Estrutura e distribuição espacial de uma população de *Blechnum tabulare* (thunb.) Kuhn (pteridophyta, blechnaceae) em um mosaico floresta-campo no sul do Brasil. **Revista- pesquisas, botânica**, n° 58, p. 177 - 186, 2007.

REID, J. L. HOLL K. D. Arrival ≠ Survival. **Restoration Ecology**, v. 21, p. 153 - 155. 2013.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPÍNDOLA, M. B. De; VIEIRA, N. K., SOUZA, L. L. De. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Nature Conservation**, v. 1, p. 28 - 36. 2003.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141 - 1153, 2009.

RIBEIRO, M.C.; MARTENSEN, AC, METZER, J. P.; TABARELLI, M.; SCARANO, F.; FORTIN, M.- The Brazilian Atlantic forest: a shrinking biodiversity hotspot. In: ZACHOSS, F. E.; HABEL, J. C (Eds). **Biodiversity hotspots**. Springer, Berlin, pp 405–434. 2011.

ROBINSON S. J. B.; BERG, E. VAN DER.; MEIRELLES, G. S.; OSTLE, G. S. Factors influencing early secondary succession and ecosystem carbon stocks in Brazilian Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 24; p. 2273-2291, 2015.

RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y. S.; HATSCHBACH, G. G. As unidades fitogeográficas do estado do Paraná, Brasil. **Ciência e Ambiente**, v.1, n. 24, p. 78-118, 2002.

RODRIGUES, A. dos S.; TOMMASINO, H. Os sistemas agrários e agrícolas em Guaraqueçaba. In: RODRIGUES, A. dos S (Org.) **As condicionantes da sustentabilidade agrícola em uma área de proteção ambiental: a APA de Guaraqueçaba**. Curitiba: IAPAR, 2005. p. 51 - 82.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F., **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 3ª Edição. São Paulo: EDUSP, p. 235-247, 2004.

RODRIGUES, R. R.; LIMA, R. A. F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1242–1251. 2009b.

RODRIGUES, R.S.; FLORES, A. S.; MIOTTO, S. T. S.; BAPTISTA, L. R. D. M. The genus *Senna* (Leguminosae, Caesalpinioideae) in Rio Grande do Sul State, Brazil. **Acta Botanica Brasílica**; v. 19, n. 1, p. 1-16. 2005.

ROLLO, A.; RIBEIRO, M. M.; COSTA, R. L.; SANTOS, C.; CLAVO, P., ZOYLA M.; MANDÁJK, B.; KALOUSOVÁI, M.; VEBROVÁI, H.; CHUQULIN, E.; TORRES, S. G.; AGUIAR, R. M. V.; HLAVSA, T.; LOJKA, B. Genetic Structure and Pod Morphology of *Inga edulis* Cultivated vs. Wild Populations from the Peruvian Amazon. **Forests**, v. 11, n. 6, 655, 2020.

SALINO, A.; ARRUDA, A. J. Flora das cangas da Serra dos Carajás: Cyatheaceae. **Rodriguésia**, v. 67, p. 1145-1147. 2016.

SANTOS, M. B. **Enriquecimento de uma floresta em restauração através da transferência de plântulas da regeneração natural e da introdução de plântulas e mudas**. 115f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

SCARANO, F. R.; CEOTTO, P. Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, p. 2319 - 2331. 2015.

SCHÄFFER, W.B.; PROCHNOW, M. MATA ATLÂNTICA. In: SCHÄFFER W.B.; M. PROCHNOW (Eds.). **A Mata Atlântica e Você: como preservar, recuperar e se beneficiar da mais ameaçada floresta brasileira**. Brasília, Apremavi.2002. p. 12-45.

SCHORN, L. A.; GALVÃO, F. Dinâmica do estrato arbóreo em três estádios sucessionais de uma Floresta Ombrófila Densa em Blumenau, SC. **Cerne**, v. 5, n. 2, p. 221-235. 2009.

SCHUCH, C.; SIMINSKI, A.; FANTINI, A. C. *Hieronyma alchorneoides*. In: CORADIN, L.; SIMINSKI, A.; REIS, A. (Eds.). **Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: plantas para o futuro – Região Sul**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2011, cap. 5, p. 465-470.

SCURLOCK, J. M. O., D. C. DAYTON AND B. HAMES (2000) Bamboo: an overlooked biomass resource? ORNL/TM-1999/264. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee. 34 p.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. Inventário Florestal Nacional: principais resultados: Paraná. Brasília, DF: MMA, 2018. 84 p. (Série Relatórios Técnicos - IFN). Disponível em: <https://www.florestal.gov.br/documentos/informacoes-florestais/inventario-florestalnacional-ifn/resultados-ifn/3966-relatorio-ifn-pr-2018/file>. Acesso em: 20 Julho 2020.

SHARPE, J. M.; MEHLTRETER, L. R.; WALKER, L. R. **Ecological importance of ferns**. In: MEHLTRETER, K.; WALKER, L. R.; SHARP, J. M (Eds.). Fern Ecology. Cambridge University Press. Cambridge: New York, 2010. p 1-21.

SILVA MATOS, D. M.; BELINATO, T. A. Interference of *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon. (Dennstaedtiaceae) on the establishment of rainforest trees. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 2, p. 311-316, 2010.

SILVA, F. A. M.; LEITE, G. S.; BIM, O. J. B. Florística e fitossociologia de áreas de restauração com diferentes históricos de uso. **Pesquisa Florestal Brasileira**, [S. l.], v. 41, p. 1-14, 2021. DOI:<https://doi.org/10.4336/2021.pfb.41e201901935>. Disponível em: <https://pfb.cnpf.embrapa.br/pfb/index.php/pfb/article/view/1935>. Acesso em: 7 set. 2021.

SILVA, L. E.; ALQUERQUE, U. P.; AMARAL, W. Uso sustentável da biodiversidade e conservação de recursos naturais. **Guaju**, v. 3, n. 1, p. 2 – 10, 2017.

SILVEIRA, F. de M. **Ciclagem de nutrientes em estágios sucessionais da Floresta Ombrófila Densa do Paraná**. 142 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Setor de Ciências Agrárias - Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 2015.

SILVETRE, L. C.; MENDONÇA, J. D. de.; XAVIER, S. R. da.; JARDIM, J. G. Riqueza e similaridade Florística de samambaias e licófitas na Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil. **Oecologia Australis**, v. 23, n. 3, p. 480 - 495. 2019.

SIMINSKI, A. Os ecossistemas e o homem: Usos conflitivos dos ecossistemas. In: BELLI FILHO, P.; SIMINSKI, A.; REIS, A.; TRES, D. R. (Org.). **Programa de capacitação em gestão da água: Recuperação de mata ciliar**. Florianópolis: UFSC, 2014. Cap. 1, p. 11-35.

SMITH, A. R.; PRYER, K. M.; SCHUETTPELZ, E.; KORALL, P.; SCHNEIDER, H. WOLF, P. G. A classification for extant ferns. **TAXON**, v. 55, n. 3, p. 705-731. 2006.

SOCIEDADE DE PESQUISA EM VIDA SELVAGEM E EDUCAÇÃO AMBIENTAL - SPVS. **Revisão dos Planos das Reservas Naturais Morro da Mina, Rio Cachoeira e Serra do Itaqui** – Paraná. 2013. 295 p.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL (SER). Grupo de Trabalho de Ciência e Política. **O SER International Primer on Ecological Restoration**. 2004. www.ser.org.

SPOLIDORO, P. V. **Características dendrométricas e propriedades físicas dos colmos de *Bambusa vulgaris* e *Bambusa tuldoides***. Rio de Janeiro, 55 f. Monografia (Graduação em Engenharia florestal) - Instituto de Florestas. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

SUZUKI, S. Chronological location analyses of giant bamboo (*Phyllostachys pubescens*) groves and their invasive expansion in a satoyama landscape area, western Japan. **Plant Species Biology**, v. 30, n. 1, p. 63 - 71, 2015.

TAMBOSI, L.; MARTENSEN, A.; RIBEIRO, M.; METZGER, J. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. **Restoration Ecology**, v. 22, p. 169-177. 2014.

TAYLOR, A. H.; JINYAN, H.; SHIQIANG, Z. Canopy tree development and undergrowth bamboo dynamics in old-growth *Abies*–*Betula* forests in southwestern China: a 12-year study. **Forest Ecology and Management**, v. 200, n.1 - 3, p. 347-360, 2004.

TEIXEIRA, N. D. A.; MARIMON, B. S.; ELIAS, F.; MARIMON-JUNIOR, B. H. Padrões espaciais de samambaias em Floresta Estacional Perenifólia na transição Amazônia-Cerrado. **Rodriguésia**, v. 70, n. e02572016, 2019.

TIERSCHNABEL, B. R.; MELO JÚNIOR, J. C. F. de.; DORNELLES, S. S. Dispersão de sementes e densidade populacional de *Psychotria nuda* (Rubiceae) em fragmento urbano de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas no sul do Brasil. **Biotemas**, v. 31, n. 2, p. 9 - 18. 2018.

TOMIMATSU, H.; YAMAGISHI, H.; TANAKA, I.; SATO, M.; KONDO, R.; KONNO, Y. Consequences of forest fragmentation in an understory plant community: extensive range expansion of native dwarf bamboo. **Plant Species Biology**, v.26, n. 1, p. 3-12, 2011.

TRUJILLO-ARIAS, N.; CALDERÓN, L.; SANTOS, F. R.; MIYAKI, C. Y.; ALEIXO, A.; WITT, C. C.; TUBARO, P. L.; CABANNE, G. S. Forest corridors between the central Andes and the southern Atlantic Forest enabled dispersal and peripatric diversification without niche divergence in a passerine. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v. 128, p. 221 - 232, 2018.

TRYON, R. M.; TRYON, A. F. **Ferns and Allied Plants, with Special Reference to Tropical America**. Berlin: Springer-Verlag. 1982.

TSYGANOV, A. N.; KUPRIYANOV, D. A.; BABESHKO, K. V.; BORISOVA, T. V.; CHERNYSHOV, V. A.; VOLKOVA, E. M.; CHEKOVA D. A.; MAZEI, Y. A.; NOVENKO, E. Y. Autogenic and allogenic factors affecting development of a floating *Sphagnum* dominated peat mat in a karst pond basin. **The Holocene**. Sage, p. 1 – 10, 2018.

VALIENTE-BANUET, A.; AIZEN, M.A.; ALCÁNTARA, J.M.; ARROYO, J.; COCUCCHI, A.; GALETTI, M.; GARCÍA, M.B.; GARCÍA, D.; GÓMEZ, J.M.; JORDANO, P.; MEDEL, R.; NAVARRO, L.; OBESO, J.R.; OVIEDO, R., RAMÍREZ, N.; REY, P.J.; TRAVESET, A.; VERDÚ, M.; ZAMORA, R. Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. **Functional Ecology**, v. 29, p. 299 - 307, 2015.

VIANI, R. A. G. et al. Protocol for monitoring Tropical Forest Restoration: Perspectives from the Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. **Tropical Conservation Science**, v. 10, p. 1 - 8, 2017.

VILLELA, DM., NASCIMENTO, MT., ARAGÃO, LE. and GAMA, DM. Effect of selective logging on forest structure and nutrient cycling in a seasonally dry Brazilian Atlantic forest. **Journal of Biogeography**, v. 33, p. 506 - 516. 2006.

VITAL, M. H. F.; INGOUVILLE, M. Estimativa de investimentos na capacidade produtiva de mudas de espécies nativas da Mata Atlântica e da Amazônia para atendimento ao Novo Código Florestal Brasileiro. **BNDES Sectorial**, v. 44, p.157 – 196, 2016.

WALKER, L. R.; SHARPE, J. M. **Ferns, disturbance and succession**. In: MEHLTRETER, K.; WALKER, L. R.; SHARP, J. M (Eds.). Fern ecology. New York: Cambridge University Press, 2010, p. 177 - 219.

WHITMORE, T. C. On pattern and process in forest. In Newman, E. I. (Ed.). **The plant community as a working mechanism**, London, Edinburgh, Boston, Melbourne, Oxford: Blackwell Scient. Publ., 1982, p. 45-59.

WINDISCH, P. G. **Pteridófitas da região norte-ocidental do Estado de São Paulo**: guia para estudo e excursões. 2. ed. São José do Rio Preto: UNESP, 1992.

YARRANTON, G. A.; MORRISON, R. G. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. **Journal of Ecology**, v. 62, n. 2, p. 417 - 428, 1974.

CAPÍTULO 2 – BIOMETRIA DE ESPÉCIES ARBÓREAS NEOTROPICAIS EM ÁREAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL NO SUL DO BRASIL

Artigo publicado na Revista Nativa, 9 (4), p. 460-470.
DOI: <https://doi.org/10.31413/nativa.v9i4.12170>. Adaptado em formato da revista.

Nocy BILA^{1*}, Alessandro ANGELO², Román Carlos RIOS², Christopher BLUM²,
Alexandre BEHLING²

¹Universidade Eduardo Modlane, Maputo, Moçambique.

²Departamento de Ciências Florestais, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, Brasil.

*E-mail: nocybila@gmail.com

(ORCID: 0000-0003-4133-0519; 0000-0003-3435-300X; 0000-0001-6590-6944; 0000-0002-1898-3311; 0000-0002-7032-2721)

Recebido em 12/04/2021; aceito em 25/10/2021; publicado em 11/11/2021.

RESUMO: A crescente degradação ambiental tornou necessário aprofundar o conhecimento sobre o comportamento silvicultural de espécies nativas para a restauração florestal. O objetivo deste estudo foi avaliar o desenvolvimento silvicultural de um plantio de 10 espécies, 3 pioneiras, *Mimosa bimucronata*, *Senna multijuga* e *Schizolobium parahyba*, e 7 secundárias iniciais, *Myrsine coriacea*, *Inga edulis*, *Inga marginata*, *Inga laurina*, *Alchornea glandulosa*, *Citharexylum myrianthum* e *Hieronyma alchorneoides*. Em 2005, o plantio tinha como objetivo restaurar áreas degradadas por pastagem de búfalos na Reserva Natural Guaricica, Antonina-PR. Após 14 anos foi realizado um censo florestal para avaliar as variáveis biométricas: qualidade do fuste (qf), sanidade do fuste (sf), qualidade da copa (qc), percentagem de luminosidade recebida pela copa (L%), posição sociológica (ps), circunferência à altura do peito (CAP), altura comercial (Hc), altura total (H) e volume (V). Os tratamentos proporcionaram diferenças nas variáveis biométricas nf, qf e L%. As espécies *A. glandulosa*, *I. edulis*, *M. bimucronata* e *S. multijuga* apresentaram melhores desempenhos em CAP, H e V. Apesar do desempenho silvicultural ser relativamente baixo em comparação aos estudos na região, estas espécies possuem potencial na utilização em projetos de restauração em áreas de pastagem degradada nas condições edafoclimáticas da planície litorânea paranaense.

Palavras-chave: Floresta Ombrófila Densa, Plantio adensado, Sobrevivência, Espécies nativas

Biometry of Arboreal species in forest restoration areas in southern Brazil.

ABSTRACT: Due to increasing environmental degradation, it is necessary to deepen the knowledge about the silvicultural behaviour of native species for forest restoration. This work analysed the silvicultural development of 10 species, 3 pioneer, *Mimosa bimucronata*, *Senna multijuga*, *Schizolobium parahyba*, and 7 initials secondary *Myrsine coriacea*, *Inga edulis*, *Inga marginata*, *Inga laurina*, *Alchornea glandulos*, *Citharexylum myrianthum* and *Hieronyma alchorneoides*, in rows. In 2005 a planting was carried out to restore pasture degraded areas in Guaricica Nature Reserve, Antonina-PR. After 14 years, a forest census was conducted to assess biometric variables: stem number (nf), stem quality (qf), stem health (sf), canopy quality (qc), percentage of light received by the canopy (L%), sociological position (ps), circumference at breast height (CAP), commercial height (Hc), total height (H) and volume (V). The treatments provided differences in nf, qf and L%. *A. glandulosa*, *I. edulis*, *M. bimucronata* and *S. multijuga* showed the best performance of CAP, H and V. The species had relatively low silvicultural performance in the biometric variables compared to other regionally studies, however, these species have potential for restoration projects in degraded pasture areas in the edaphoclimatic conditions of coastal paranaense plain areas.

Keywords: High Plantation, Ombrophilous Dense Forest, Survival, Native species.

2.1 INTRODUÇÃO

A década de 1960 foi marcada por transformações significativas na realidade agroeconômica no litoral paranaense, devido à incentivos fiscais no estabelecimento de atividades de agropecuária, construção da rodovia BR-277, que liga Curitiba a Paranaguá, e da PR-405, entre Antonina e Guaraqueçaba. Contudo, a criação de búfalos foi a que mais contribuiu na deterioração da qualidade ambiental da planície na Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (FOBTB), pois exigiu o desmatamento de extensas áreas florestais para implantar pastos de *Urochloa* spp. Este fenômeno desencadeou um processo intenso de degradação do solo, comprometendo a capacidade de resiliência do ecossistema (FERRETI; BRITTEZ, 2005).

Nestes locais, em 1999, iniciativas foram realizadas para a restauração de fragmentos florestais biologicamente empobrecidos, degradados e ameaçados. Foi nesse contexto que a Organização Não Governamental Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (SPVS) adquiriu áreas de antigas fazendas de búfalos, e aliado à parceiros de instituições internacionais, iniciaram projetos de combate ao aquecimento global a partir do reflorestamento de alguns trechos nos municípios de Antonina e Guaraqueçaba (FERRETI; BRITTEZ, 2005).

Em 2005, a SPVS e Embrapa, iniciaram a implantação de novas estratégias de restauração com plantios adensados mistos com número reduzido de espécies (10 spp. nativas) em parcelas facilitadoras. Este método teve o propósito de criar um ambiente favorável ao crescimento de espécies plantadas, promover o retorno da floresta natural, restaurando assim a biodiversidade, o funcionamento e a integridade ecológica do ecossistema. Além dos aspectos anteriormente citados, este procedimento também é recomendado para locais com densidade elevada de gramíneas indesejáveis ou ameaça de invasão biológica (SANTOS et al., 2020).

O solo na altura encontrava-se compactado pela pastagem dos búfalos, infestado por exóticas invasoras (*Brachiaria* spp.) e afetado por longos períodos de saturação de água na época chuvosa (COTARELLI et al., 2008). Por outro lado, a ausência de matrizes nos remanescentes florestais capazes de fornecer sementes viáveis e que respeitassem as regras de diversidade genética para restauração e produção de mudas, reduziu o elenco de espécies arbóreas nativas capazes de

desenvolver neste ambiente (KAGEYAMA; GANDARA, 1998). Aliado a isto, o fato de ser área de preservação permanente, não permitia o uso de herbicida no plantio, fator de impedimento do controle de gramíneas e avanço da regeneração natural (CHEUNG et al., 2010). Assim sendo, era imprescindível na primeira fase do plantio, o uso de espécies nativas que exigissem manutenção mínima, tivessem rápido crescimento, desenvolvessem uma copa capaz sombrear e reduzir as gramíneas exóticas e que produzissem alta quantidade de biomassa (serrapilheira) para melhorar a qualidade de solo (ALMEIDA, 2016, TRETIN et al., 2018).

O plantio de restauração florestal em regiões tropicais apresenta diferentes associações entre espécies e modelos espaciais de plantio (BRANCALION et al., 2015), contudo, a validação destes em projetos de restauração necessitam de monitoria e avaliação ao longo dos anos como os de Cotarelli et al. (2008); Bruel et al. (2010); Silveira et al. (2013); Donha (2016), Shimamoto et al. (2016) e Schäffer et al. (2020), que informam sobre a capacidade das espécies nativas estabelecerem em solos degradados (Broadhurst et al., 2015); persistirem por longo prazo (Mackey et al., 2020); garantirem que este tenha potencial de evoluir mesmo com alterações no ambiente (BROADHURST et al., 2015).

O plantio adensado misto em linhas nestes projetos é normalmente constituído por um número maior de espécies arbóreas (riqueza), mas com poucos indivíduos de cada espécie, que é uma forma de restaurar o mais próximo possível das florestais naturais (ALMEIDA, 2016). Normalmente, este plantio inclui mais espécies pioneiras e menor proporção de secundárias iniciais/tardias e clímax, com várias formas de vida, de forma a aumentar as chances de perpetuação do ecossistema em restauração (BRANCALION et al., 2015). No sentido de compreender o processo da restauração florestal de áreas degradadas por meio de estratégias de restauração com plantios adensados mistos em parcelas facilitadoras com número reduzido de espécies, foi questionado o seguinte:

- i) Será que a proporção de indivíduos afeta na sobrevivência e na biometria das espécies?
- ii) A baixa riqueza de espécies promove florestas com diferentes estratos?
- iii) Será que plantio com número reduzido de espécies promove florestas com diferentes estratos?

Para responder essas questões, é necessário o conhecimento do comportamento biométrico (diâmetro, altura e volume) de espécies arbóreas nativas em áreas em restauração (BECHARA et al., 2016; TRENTIN et al., 2018). Para Mendonça et al. (2017) as variáveis biométricas e a sobrevivência são indicadores que refletem o desenvolvimento das espécies plantadas, e estes podem facilitar a compreensão da dinâmica de sucessão e nortear decisões relacionadas ao manejo, conservação e a restauração dos ecossistemas florestais (SANTOS et al., 2020).

Assim sendo, foram desenvolvidas as seguintes hipóteses: A sobrevivência das espécies e a estratificação da floresta são condicionadas pela proporção dos indivíduos plantados por espécie; o plantio adensado misto com igual proporção de indivíduos de diferentes espécies apresentam em média variáveis biométricas quali e quantitativa mais homogêneas comparando às de diferentes proporções de indivíduos de diferentes espécies.

O trabalho teve como objetivo analisar o desenvolvimento silvicultural de 10 espécies florestais nativas e avaliar o potencial para uso em projetos de restauração. Por sua vez, os objetivos específicos avaliar a sobrevivência e comparar as variáveis biométricas das espécies nas áreas do plantio adensado misto após 14 anos de restauração.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

Área de trabalho

O trabalho foi realizado na planície adjacente à Serra do Mar, município de Antonina-PR, na Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba, litoral norte, na Reserva Natural da Guaricica, pertencente à SPVS. O relevo plano, altitudes entre 0 - 25 m, de domínio fitogeográfico de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (FODTB), sob influência do Rio Cachoeira, em Plintossolo háplico distrófico típico.

O clima da região segundo Köppen é Cfa, subtropical úmido mesotérmico, com a temperatura média anual entre 19° e 21 °C, atingindo, no verão 24 °C e no inverno 17 °C. A precipitação média anual oscila entre 2000 e 2500 mm.ano⁻¹, sem ocorrência de estação seca.

Até o ano 2000 a área era usada como fazenda de búfalos e invadida por *Urochloa* spp. A partir do ano seguinte foi convertida em área protegida e em 2005

foi iniciado um experimento de plantio misto de 10 espécies, sendo 3 pioneiras (*Mimosa bimucronata* (DC.) Kuntze, *Senna multijuga* (LC Rich.) HS Irwin & Barneby e *Schizolobium parahyba* (Vellozo) Blake) e 7 secundárias iniciais (*Myrsine coriacea* (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult., *Inga edulis* Martius, *Inga marginata* Willd., *Inga laurina* (Sw.) Willd., *Alchornea glandulosa* Poepp. Endl, *Citharexylum myrianthum* Cham. e *Hieronyma alchorneoides* Allemão) (CARPANEZZI; CARPANEZZI, 2006).

O plantio foi realizado em espaçamento de 1,6 x 2,5 m (4 indivíduos.m⁻² ou 2500 indivíduos.ha⁻¹) segundo em dois tratamentos: o primeiro tratamento (T1) foi definido por igual proporção de indivíduos das diferentes espécies (250 indivíduos de cada espécie); o segundo (T2) com proporções diferentes por espécie (com variações entre 87 e 212 indivíduos por espécie) segundo o Plano de desenvolvimento de modelos de restauração da Mata Atlântica no sul do Brasil (EMBRAPA, 2008). O experimento foi conduzido utilizando o delineamento de bloco ao acaso, com repetições dos módulos de plantio (sequência de plantio das espécies (TABELA 2.1) em cada bloco, com área de 10000 m². Esses blocos representam talhões facilitadores com riqueza reduzida de espécies divididos em unidades amostrais de 5000 m² por tratamento, totalizando a área experimental de 20000 m².

O solo foi preparado com uma subsolagem e com enxada rotativa na linha do plantio. As covas e o plantio foram manuais e o plantio de mudas feito sem adubação. A limpeza das gramíneas ao redor das mudas foi feita com facão ou roçadeira costal, durante 24 a 30 meses.

FIGURA 2.1 - CROQUI DE DISTRIBUIÇÃO DAS MUDAS DE 2005. (P) ESPÉCIE PIONEIRA; (S) ESPÉCIE SECUNDÁRIA INICIAL.



P - *Schizolobium parahyba*, *Mimosa bimucronata* e *Senna multijuga*.

S - *Alchornea glandulosa*, *Hieronyma alchorneoides*, *Inga edulis*; *Inga laurina*, *Inga marginata*, *Citharexylum myrianthum*, e *Mirsine coreacea*.

Censo

No ano de 2019 foi realizado um censo nas áreas de plantio, em que indivíduos com a circunferência a altura do peito, a 1,30m do solo (CAP) \geq 15,7 cm foram contabilizados e identificados botanicamente. Cada indivíduo foi identificado em nível de espécie, número da linha e coluna de plantio, para localização da árvore a distância em relação ao ponto de origem da parcela e foi anotada como coordenadas x e y. Tais dados foram utilizados para determinar a sobrevivência das espécies, seguindo as linhas de plantio para evitar contagens repetidas.

Mensuração das variáveis biométricas

Foram realizadas avaliações de variáveis qualitativas ordinais e quantitativas adaptado de Batista et al. (2014). As variáveis biométricas qualitativas ordinais foram: qualidade do fuste (qf), sanidade do fuste (sf), qualidade da copa (qc), percentagem de luminosidade na copa (L%) e a posição sociológica (ps) segundo a TABELA 2.1. As variáveis biométricas quantitativas foram: circunferência à altura do peito em centímetros (CAP), a altura comercial (Hc) e altura total em metros (H) e o volume em metros cúbicos (V), o qual foi estimado utilizando fator de forma obtido na literatura.

TABELA 2.1 - VARIÁVEIS BIOMÉTRICAS QUALITATIVAS AVALIADAS NOS INDIVÍDUOS NATIVOS PLANTADOS NA RESERVA NATURAL GUARICICA.

Número de fustes (nf)		Qualidade do fuste (qf)	
1	Único fuste	1	Fuste 100% reto
2	Dois fustes	2	Fuste até 50% tortuoso
3	Três fustes	3	Fuste mais de 50% tortuoso
4	Quatro fustes	4	Fuste bifurcado acima de 1,30 m do solo
5	Cinco fustes	5	Fuste bifurcado abaixo de 1,30 m do solo
6	Seis fustes		
Sanidade do fuste (sf)		Qualidade da copa (qc)	
1	Sem defeitos aparentes	1	Copa densa, 100% com folhas e galhos
2	Com presença de cupins ou podridões	2	Copa densa irregular, 75% com folhas.
3	Presença de ocos	3	Copa densa irregular, 25% sem folhas e sem galhos
4	Árvore morta em pé	4	Copa pouco densa com, 25% a 50% de folhas ausente
		5	Copa pouco densa com > 50 % de folhas ausentes
Luminosidade (%)		Posição sociológica (ps)	
1	Copa 100% iluminada – dossel	1	Dossel
2	Copa 75% dossel e 25 % sombreada	2	Intermediária
3	Copa 50 % dossel e 50 % sombreada	3	Inferior
4	Copa 25% dossel e 75% sombreada		
5	Copa 100 % sombreada		

FONTE: A autora (2021)

Estatística descritiva

Esta análise foi realizada para variáveis quantitativas e calculadas a média para cada espécie do plantio em T1 e T2. Essas análises foram efetuadas por meio da linguagem de programação Julia e foram utilizados os Packages Statistics e Distributions e os valores apresentados em gráficos do tipo boxplot.

Estratificação da floresta

A floresta foi dividida em 3 estratos segundo Sanquetta et al. (2014), sendo o estrato inferior (EI) definido pelas árvores com altura $H < (H_m - 1 s)$; estrato médio (EM) com árvores com altura entre $(H_m - 1 s) < H < (H_m + 1 s)$ e estrato superior (ES) com árvores com $H > (H_m + 1 s)$.

Estatística comparativa

Foram realizados testes de Qui-quadrado em dois momentos, o primeiro para verificar a existência de associação entre a frequências das categorias das variáveis biométricas qualitativas de qf, sf, qc, L% (Tabela 2.1) com os tratamentos T1 e T2, e no segundo momento para verificar a existência de associação entre a sobrevivência das espécies com os respectivos tratamentos.

À exceção da altura comercial (H_c), para comparar as semelhanças das variáveis biométricas quantitativas CAP, H e V com fator de forma de 0,6 entre indivíduos de igual e diferentes espécies em função dos tratamentos T1 e T2, foram verificadas as distribuições normais pelo teste de Shapiro-Wilk e a análise de homogeneidade de variância pelo teste de Levene. Não constatado estes pressupostos, foram aplicadas a estatística não paramétrica de Mann-Whitney em nível de significância (α) de 5% (CRAWLEY, 2013). Todas as análises estatísticas foram realizadas no ambiente estatístico R versão 3.5.2 (R CORE TEAM, 2019).

Estatística multivariada

Para relacionar o conjunto das variáveis biométricas qualitativas (nf, qf, sf, qc, L% e ps) e variáveis biométricas quantitativas (CAP, H, H_c e V) de cada espécie em função dos tratamentos, foram realizadas as análises de variância multivariada (MANOVA) e análise discriminante (FERREIRA, 2018). Para avaliar o efeito da interação, 10 espécies versus 2 tratamentos (densidades de plantios) foi aplicada

MANOVA em esquema fatorial. Identificada a significância desses fatores, a diferença entre eles foi avaliada por meio da análise discriminante, com objetivo de separar os grupos (Grupos de espécies) em cada tratamento. As estatísticas avaliadas na MANOVA foram de Traço de Pillai Wilks, Lambda de Wilks, Traço de Hotelling e Maior raiz de Roy. As estatísticas avaliadas na análise de discriminantes foram Lambda de Wilks, Qui-quadrado, matriz de estruturas (correlação entre a função discriminante e a variável original) e o centróide das funções discriminantes para cada espécie, dentro de cada tratamento. A análise discriminante foi realizada por tratamento, uma vez que na análise de MANOVA foi identificada interação significativa dos fatores (espécies e densidades de plantio). Assim, essa análise permitiu identificar os grupos das espécies e avaliar qual era o comportamento médio das espécies em relação aos tratamentos. Os dados foram processados na versão de avaliação do software SPSS.

2.3 RESULTADOS

Nos dois hectares do experimento, existiam no ano de 2019, 1.821 indivíduos sobreviventes com densidade de 954 indivíduos.ha⁻¹ no T1 e 867 indivíduos.ha⁻¹ no T2. Foram observadas diferenças estatísticas na densidade dos indivíduos entre os tratamentos ($X^2=185$ e $p=0,0001$).

A sobrevivência e a mortalidade dos indivíduos estão apresentadas na Tabela 2, valores que refletem nas falhas e áreas de clareira presentes na floresta. Quatro espécies, em ambos os tratamentos, apresentaram taxas críticas de mortalidade, *S. multijuga*, *H. alchorneoides*, *M. bimucronata* e *C. myrianthum*, todas acima dos 80%. A espécie *I. marginata* registrou alta mortalidade apenas no tratamento T2. As espécies com maior percentagem de sobrevivência foram *A. glandulosa*, *I. laurina*, *I. edulis* e *M. coriacea*.

TABELA 2.2 - ESTÁGIO INICIAL DO EXPERIMENTO (2005/2006) E ATUAL (2019) NO T1 E T2, NA RESERVA NATURAL GUARICICA.

Nome científico	Tratamento 1			Tratamento 2		
	Ano 2006	Ano 2020	S (%)	Ano 2006	Ano 2020	S (%)
<i>Alchornea glandulosa</i>	250	187	74,8	172	194	113
<i>Citharexylum myrianthum</i>	250	45	18	248	36	14,5
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	250	19	7,6	172	25	14,5
<i>Inga edulis</i>	250	165	66	422	235	55,7
<i>Inga laurina</i>	250	170	68	172	151	87,8
<i>Inga marginata</i>	250	81	32,4	250	27	10,8
<i>Mimosa bimucronata</i>	250	38	15,2	298	32	10,7
<i>Myrsine coriacea</i>	250	156	62,4	172	93	54,1
<i>Schizolobium parahyba</i>	250	84	33,6	172	64	37,2
<i>Senna multijuga</i>	250	9	3,6	422	10	2,37
	2500	954	38,16	2500	867	34,7

LEGENDA: NI (número de indivíduos), S (%) – Percentagem de sobrevivência.
 FONTE: autora (2021)

Variáveis biométricas qualitativas

Foram observadas na Tabela 3, diferenças significativas entre os tratamentos apenas para as variáveis número de fustes (nf), qualidade de fuste (qf) e luminosidade (L%).

TABELA 2.3 - VALORES DE PROBABILIDADE DO TESTE QUI-QUADRADO DAS VARIÁVEIS BIOMÉTRICAS QUALITATIVAS, NOS PLANTIOS EXPERIMENTAIS DA RESERVA NATURAL GUARICICA.

Variáveis biométrica		X ²	df	p
	Número de fustes (nf)	16,16	5	0.0064*
	Qualidade de fuste (qf)	24,32	4	6,89e ⁻⁵ *
Qualitativas	Qualidade da copa (qc)	0.7633	4	0.9488
	Sanidade de fuste (sf)	2,730	4	0,6038
	Luminosidade (L%)	12,625	4	0.0133*
	Posição sociológica (ps)	31,66	4	0.075

LEGENDA: p: probabilidade obtida no teste; * valores menores que 0,05 indicam diferenças significativas.

FONTE: A autora (2021).

Cerca de 64,03% e 26,74% dos indivíduos apresentaram um e dois fustes no tratamento T1 respectivamente e 72% e 21,86% no T2. As espécies *H. alchorneoides* ($X^2=4,085$; $p=0,045$), *I. laurina* ($X^2=16,67$; $p=0,001$), *I. edulis* ($X^2=21,42$; $p=0,001$) e

I. marginata ($X^2=12,97$; $p=0,005$) apresentaram diferenças no número de fustes em função dos tratamentos.

Os tratamentos produziram efeito sobre a qualidade dos fustes no experimento (Tabela 3), sendo que no tratamento T2 foi observado o melhor perfil dos fustes no plantio.

A percentagem de luminosidade entre os tratamentos T1 e T2 foram estatisticamente significativas (Tabela 3). Adicionalmente, foram observadas diferenças da percentagem de incidência de luz solar sobre a copa em função dos tratamentos para *A. glandulosa* ($X^2 =31,66$, $p=2,22e^{-6}$), *I. edulis* ($X^2 =21,29$, $p=3 e^{-4}$) e *I. laurina* ($X^2 =31,66$, $p=4,1e^{-8}$).

Variáveis biométricas quantitativas:

As espécies *C. myrianthum*, *H. alchorneoides* e *I. laurina* apresentaram diferenças para a variável CAP em função dos tratamentos. Os tratamentos influenciaram na altura e no volume das espécies *I. edulis* e *I. laurina*, sendo a última pertencente ao grupo de espécies com baixo crescimento volumétrico na área (Tabela 4).

TABELA 2.4 - VALORES DE PROBABILIDADE DO TESTE MANN WHITNEY DAS VARIÁVEIS BIOMÉTRICAS QUANTITATIVAS DOS TRATAMENTOS, NA RESERVA NATURAL GUARICICA.

Espécies	CAP (cm)	H (m)	V (m ³)
<i>Alchornea glandulosa</i>	0,238	0,269	0,492
<i>Citharexylum myrianthum</i>	0,021*	0,055	0,067
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	0,039*	0,983	0,962
<i>Inga edulis</i>	0,576	0,0069*	3,58e ^{-5*}
<i>Inga laurina</i>	8,56e ^{-10*}	0,0003*	7,66e ^{-9*}
<i>Inga marginata</i>	0,069	0,795	0,213
<i>Mimosa bimucronata</i>	0,076	0,420	0,981
<i>Myrsine coriacea</i>	0,817	0,899	0,989
<i>Schizolobium parahyba</i>	0,086	0,1689	0,180
<i>Senna multijuga</i>	0,525	0,188	0,660

LEGENDA: p: probabilidade obtida no teste; * valores menores que 0,05 indicam diferenças significativas.

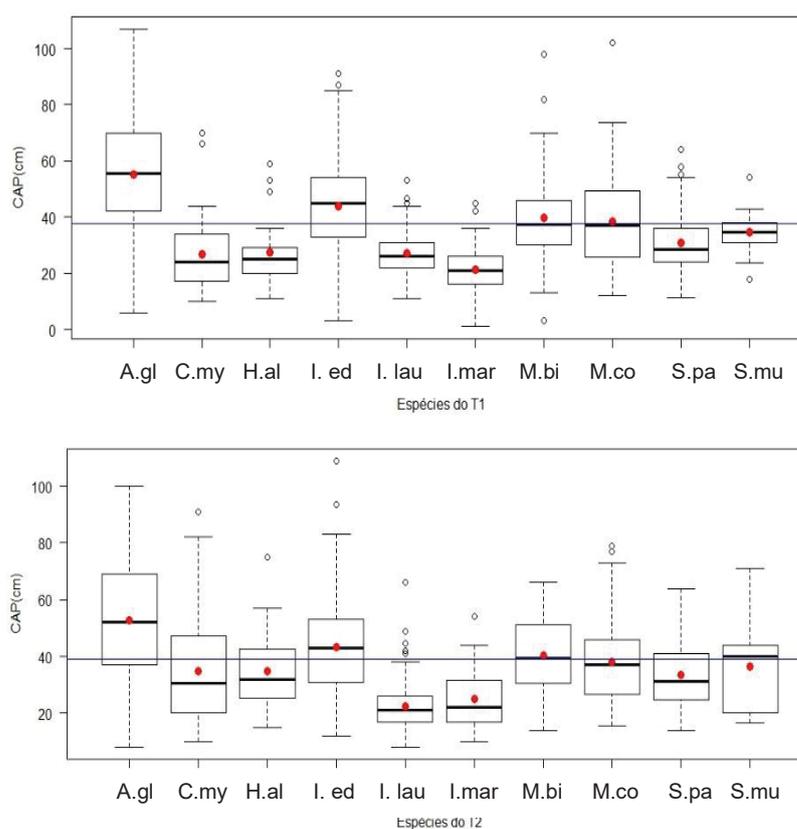
CAP (cm): Circunferencia a altura do peito em centímetros, H(m): altura total em metros, V (m³): volume em metros cúbicos.

FONTE: A autora (2021)

Para o conjunto de dados geral (sem considerar as espécies), não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos para a variável CAP ($p=0,1003$), H ($p=0,3755$) e V ($p=0,637$), conforme teste de Mann-Whitney (FIGURA 2.2, FIGURA 2.3 e FIGURA 2.5, respetivamente).

O valor médio de CAP dos indivíduos (FIGURA 2.2) foi de 39,8 cm, com os maiores valores observados em *M. bimucronata*, (90,8 cm no T1 e 94,9 cm no T2), seguido de *A. glandulosa* (79,9 cm no T1 e 74,9 cm no T2) e *I. edulis* (77,4 no T1 e 62,3 cm no T2).

FIGURA 2.2 - BOXPLOT DA VARIÁVEL BIOMÉTRICA CAP (cm) DAS 10 ESPÉCIES NO PLANTIO MISTO DE BAIXA RIQUEZA, NO T1 E T2 NA RESERVA NATURAL GUARICICA.

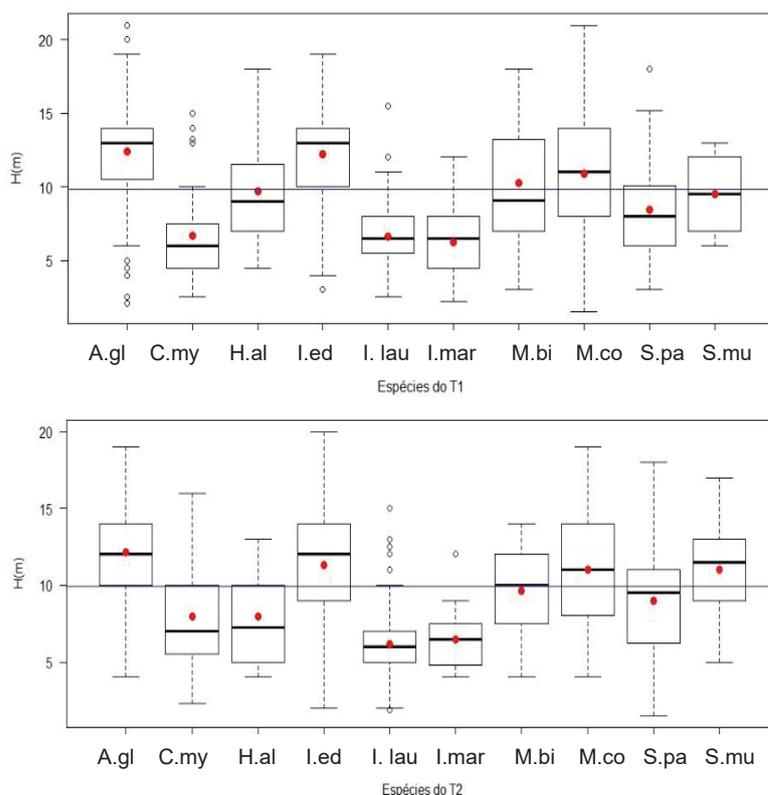


LEGENDA: A.gl - *Alchornea glandulosa*, C.my - *Citharexylum myrianthum*, H.al - *Hieronyma alchorneoides*, I.ed - *Inga edulis*, I.lau - *Inga laurina*, I.mar - *Inga marginata*, M.bi - *Mimosa bimucronata*, M.co - *Myrsine coriacea*, S.pa - *Schizolobium parahyba*, S.mu - *Senna multijuga*.

FONTE: A autora (2021).

No conjunto de dados gerais da variável H (sem considerar as espécies), não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos, obtendo-se as médias de 9,8 m e 9,9 m para os tratamentos T1 e T2, respectivamente. Observando a FIGURA 2.3, *A. glandulosa*, *I. edulis*, *M. coriacea* e *M. bimucronata* registraram valores de crescimento superiores à altura média dos plantios.

FIGURA 2.3 - BOXPLOT DA VARIÁVEL BIOMÉTRICA ALTURA TOTAL H (m) DAS 10 ESPÉCIES NO PLANTIO MISTO DE BAIXA RIQUEZA, NO T1 E T2 NA RESERVA NATURAL GUARICICA.



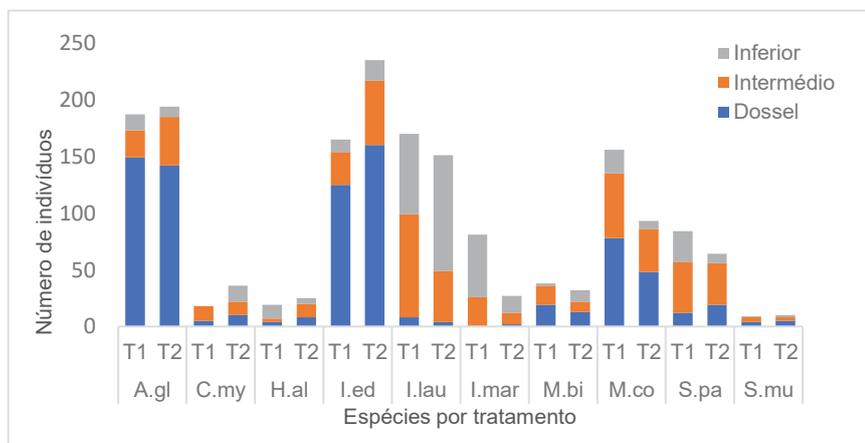
LEGENDA: A.gl - *Alchornea glandulosa*, C.my - *Citharexylum myrianthum*, H.al - *Hieronyma alchorneoides*, I. ed - *Inga edulis*, I.lau - *Inga laurina*, I.mar - *Inga marginata*, M.bi - *Mimosa bimucronata*, M.co - *Myrsine coriacea*, S.pa - *Schizolobium parahyba*, S.mu - *Senna multijuga*.

FONTE: A autora (2021).

A FIGURA 2.4 ilustra a distribuição das espécies nos estratos da floresta. Cerca de 297 indivíduos (15,8%) encontram-se no estrato inferior (EI, com menos de 6 m de altura), 1204 (64,1%) no estrato médio (EM, entre 6 m < H < 14 m) e 376 (20%) pertencem ao estrato superior (ES).

O ES foi representado por *A. glandulosa* e *I. edulis*, o EM por *I. laurina*, *I. edulis*, *A. glandulosa* e *M. coriacea* e o EI por *C. myrianthum*.

FIGURA 2.4 – DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES NOS ESTRATOS DA FLORESTA, EM FUNÇÃO DE DOIS TRATAMENTOS, COM MESMA E DIFERENTE PROPORÇÃO DE INDIVÍDUOS, NA RESERVA NATURAL GUARICICA, EM ANTONINA.



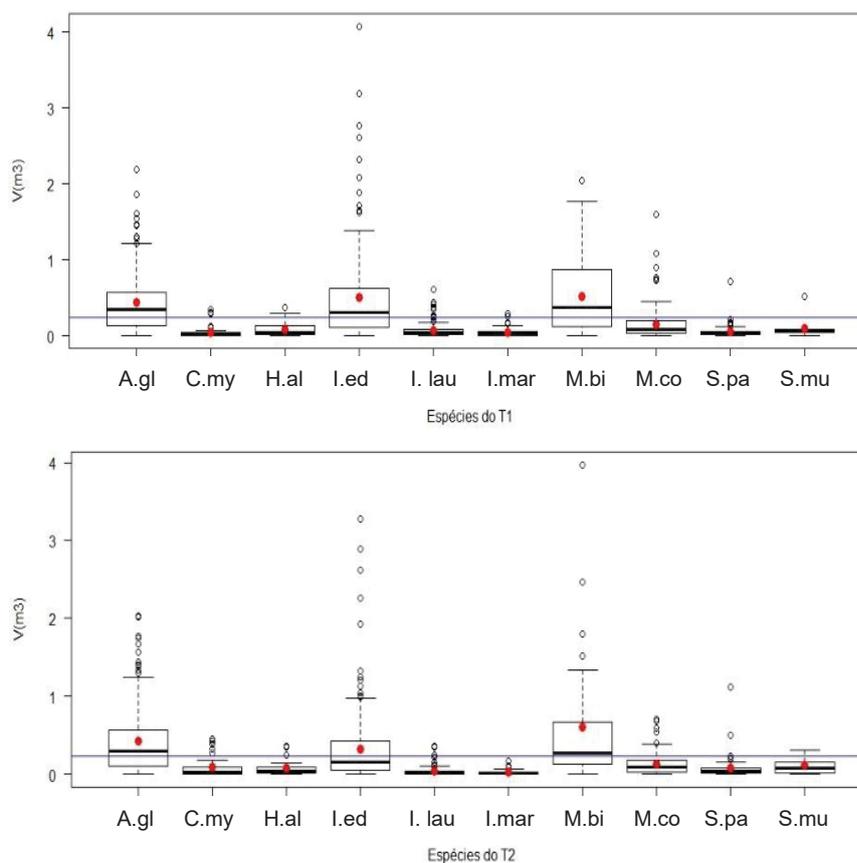
LEGENDA: A.gl - *Alchornea glandulosa*, C.my - *Citharexylum myrianthum*, H.al - *Hieronyma alchorneoides*, I.ed - *Inga edulis*, I.lau - *Inga laurina*, I.mar - *Inga marginata*, M.bi - *Mimosa bimucronata*, M.co - *Myrsine coriacea*, S.pa - *Schizolobium parahyba*, S.mu - *Senna multijuga*

FONTE: A autora (2021).

No conjunto de dados gerais da variável V (m^3), (sem considerar distinção por espécies), não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos.

Na FIGURA 2.5, observa-se que as espécies *A. glandulosa*, *I. edulis* e *M. bimucronata*, registraram valores volumétricos superiores à média dos plantios em ambos os tratamentos.

FIGURA 2.5 - BOXPLOT DA VARIÁVEL BIOMÉTRICA VOLUME V (m³) DAS 10 ESPÉCIES NO PLANTIO MISTO DE BAIXA DIVERSIDADE, NO T1 E T2 NA RESERVA NATURAL DA GUARICICA.



LEGENDA: A.gl - *Alchornea glandulosa*, C.my - *Citharexylum myrianthum*, H.al - *Hieronyma alchorneoides*, I.ed - *Inga edulis*, I.lau - *Inga laurina*, I.mar - *Inga marginata*, M.bi - *Mimosa bimucronata*, M.co - *Myrsine coriacea*, S.pa - *Schizolobium parahyba*, S.mu - *Senna multijuga*.

FONTE: A autora (2021).

Análise de discriminantes

Os resultados da MANOVA (TABELA 2.5) indicam que houve diferenças significantes entre as 10 espécies, densidades de plantios e a interação entre eles.

TABELA 2.5 - RESULTADOS DA ANÁLISE DE VARIÂNCIA MULTIVARIADA DOS TRATAMENTOS, NA RESERVA NATURAL GUARICICA.

	Efeito	Valor	F	Significância
Tratamento	Rastreio de Pillai	0,028	4,642 ^b	<0,000
	Lambda de Wilks	0,972	4,642 ^b	<0,000
	Trço de Hotelling	0,029	4,642 ^b	<0,000
	Maior raiz de Roy	0,029	4,642 ^b	<0,000

Espécies	Traço de Pillai	1,026	21,033	<0,000
	Lambda de Wilks	,284	24,968	<0,000
	Traço de Hotelling	1,599	28,892	<0,000
	Maior raiz de Roy	0,910	148,793 ^c	<0,000
Tratamento x Espécies	Traço de Pillai	0,139	2,573	<0,000
	Lambda de Wilks	0,868	2,586	<0,000
	Traço de Hotelling	0,143	2,591	<0,000
	Maior raiz de Roy	0,047	7,612 ^c	<0,000

LEGENDA: F = Função.
FONTE: A autora (2021)

Foram definidas 9 funções discriminantes para representar 100% da variância total, contudo, as duas primeiras foram suficientes para representar a variância total dos dados. Ambas as funções assimilaram 77,2% e 81,3% da variância total (Tabela 6), possuindo as maiores correlações canônicas. Adicionalmente, os testes de Wilks' Lambda e Qui-quadrado indicaram que somente as 4 primeiras funções foram significativas.

TABELA 2.6 - AUTOVALORES E DEMAIS ESTATÍSTICAS DAS FUNÇÕES DISCRIMINANTES DOS TRATAMENTOS, NA RESERVA NATURAL GUARICICA.

Autovalores do Tratamento 1					Autovalores do Tratamento 2				
F	Autovalor	% de Var	% Cum.	CoC	F	Autovalor	% de Var	% Cum.	CoC
1	1,060 ^a	52,8	52,8	0,717	1	0,781 ^a	58,0	58,0	0,662
2	0,488 ^a	24,3	77,2	0,573	2	0,314 ^a	23,3	81,3	0,489
3	0,234 ^a	11,7	88,8	0,436	3	0,147 ^a	10,9	92,2	0,358
4	0,089 ^a	4,5	93,3	0,287	4	0,050 ^a	3,7	95,9	0,218
5	0,042 ^a	2,1	95,4	0,201	5	0,031 ^a	2,3	98,2	0,173
6	0,038 ^a	1,9	97,3	0,191	6	0,011 ^a	0,8	99,0	0,106
7	0,025 ^a	1,3	98,6	0,157	7	0,011 ^a	0,8	99,8	0,104
8	0,018 ^a	0,9	99,4	0,132	8	0,002 ^a	0,1	100,0	0,040
9	0,011 ^a	0,6	100,0	0,105	9	0,001 ^a	0,0	100,0	0,025

LEGENDA: F = Função, % de Var = Percentagem de variância, % Cum = Percentagem cumulativa da variância, CoC = Correlação canônica.

FONTE: A autora (2021)

De acordo com os valores da TABELA 2.7, a análise das correlações entre as variáveis originais e as funções discriminantes no T1, demonstra que na função 1 as variáveis com maior carregamento foram: posição sociológica (ps), altura total (H), luminosidade (L%) e circunferência à altura do peito (CAP). Já na função 2: número de fustes (nf), altura comercial (hc) e qualidade do fuste (qf). No T2, as variáveis com maior carregamento na função 1 foram a posição sociológica (ps) e a altura total (H); e na função 2: número de fustes (nf), a sanidade de fuste (sf) e a área basal (ab). As demais variáveis carregaram em outras funções, com baixo poder discriminante. Denota-se que as variáveis da função 1 revelam uma estrutura de variável latente a respeito do porte da árvore e exposição a luz solar, enquanto as da função 2 revelam uma variável latente a respeito das avaliações sobre a caracterização dos fustes.

TABELA 2.7 - MATRIZ DE ESTRUTURAS DAS VARIÁVEIS BIOMÉTRICAS DOS TRATAMENTOS, NA RESERVA NATURAL GUARICICA.

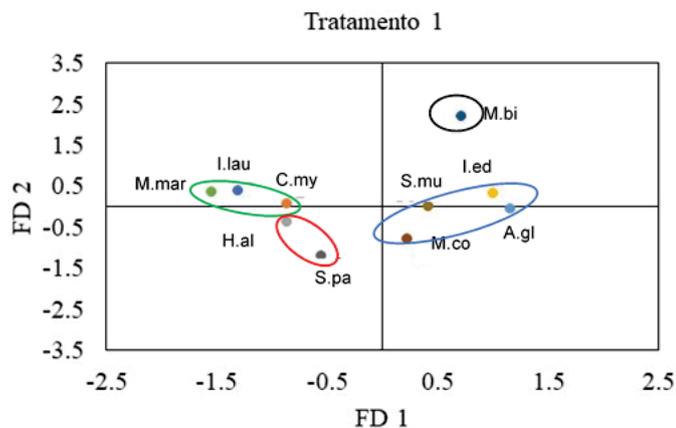
Matriz de estruturas							
Função							
	Tratamento 1			Tratamento 2			
	1	2	3	1	2	3	
ps	-,804*	,007	,172	ps	,851*	,226	-,223
H	,737*	-,125	-,120	L%	,714*	,235	,193
L%	-,644*	,137	,131	nf	-,126	,619*	,498
CAP	,572*	,474	-,276	sf	-,059	,585*	-,499
V	,494*	,314	-,150	ab	-,450	,514*	,492
ab	,463*	,429	-,131	V	-,466	,387	,501*
nf	,076	,631*	-,170	qf	-,050	,443	,253
Hc	,411	-,629*	,066	H	,104	-,020	,069
qf	,003	,567*	-,135	qc	,131	,344	-,406
sf	,013	,294	,750*	Hc	-,112	,202	,226
qc	-,115	,165	,492	CAP	-,214	,122	,369

LEGENDA: ps - posição sociológica, H – altura total, L% - porcentagem de luminosidade recebida pela copa, cap - circunferência à altura do peito, V – volume, ab – área basal, nf – número de fustes, Hc – altura comercial, qc – qualidade de copa, qf – qualidade de fuste, sf – sanidade do fuste.

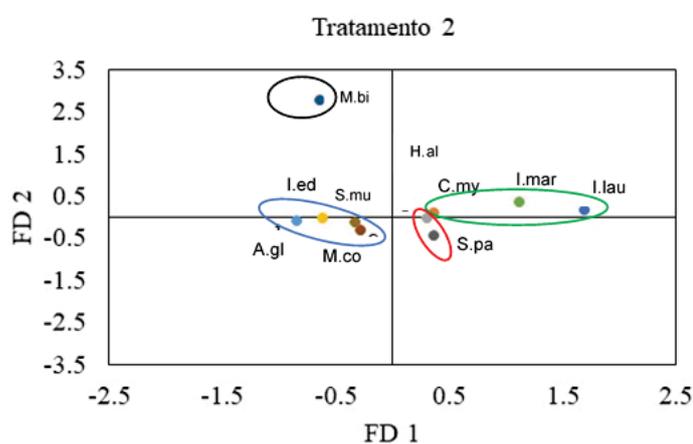
FONTE: A autora (2021).

Valendo-se das funções discriminantes mais importantes, foram obtidos os centróides para cada espécie em cada densidade de plantio (FIGURA 2.6). Isso permitiu observar a formação de 4 grupos de espécies para ambos os tratamentos.

FIGURA 2.6. FUNÇÕES DISCRIMINANTES DAS 10 ESPÉCIES NATIVAS DO PLANTIO NOS TRATAMENTOS, NA RESERVA NATURAL DA GUARICICA.



· Funções discriminantes canônicas para o Tratamento 1 (T1)



· Funções discriminantes canônicas para o Tratamento 1 (T2)

LEGENDA: A.gl - *Alchornea glandulosa*, C.my - *Citharexylum myrianthum*, H.al - *Hieronyma alchorneoides*, I. ed - *Inga edulis*, I.lau - *Inga laurina*, I.mar - *Inga marginata*, M.bi - *Mimosa bimucronata*, M.co - *Myrsine coriacea*, S.pa - *Schizolobium parahyba*, S.mu - *Senna multijuga*.

FONTE: A autora (2021).

Os grupos de espécies, para ambos os tratamentos, foram definidos pelas seguintes composições: Grupo I - *M. bimucronata*; Grupo II - *C. myrianthum*, *I. laurina* e *I. marginata*; Grupo III - *H. alchorneoides* e *S. parahyba*; e Grupo IV - *A. glandulosa*, *I. edulis*, *M. coriacea* e *S. multijuga*.

Os grupos de espécies foram os mesmos para ambos os tratamentos, entretanto, os valores discriminantes para as espécies foram diferentes, revelando uma relação inversa entre os tratamentos T1 e T2 (FIGURA 2.5). Os valores discriminantes obtidos no T1 foram mais dispersos em relação ao T2, indicando maior heterogeneidade entre a biometria das espécies.

Os grupos formados revelam afinidades entre os fatores, em que o fator 1 (FD1) é associado a *A. glandulosa*, *I. edulis*, *M. coriacea* e *S. multijuga*. Tais espécies dominam o ES, com ps elevada, alta L% e valores de CAP e H acima da média do experimento.

O agrupamento de *C. myrianthum*, *H. alchorneoides*, *I. laurina*, *I. marginata* e *S. parahyba* apresentaram CAP e H abaixo da média no experimento. Contudo, as espécies *M. bimucronata*, *A. glandulosa* e *I. edulis* apresentam volume superior ao valor médio da floresta nos T1 e T2.

O fator 2 (FD2) representa as variáveis nf, hc e qf, em que *M. bimucronata* destacou-se com maior crescimento em CAP, contudo, a espécie contém a maior porcentagem de indivíduos sobreviventes com múltiplos fustes. No T1 foi observado em média dois fustes em *M. bimucronata* e um fuste *I. edulis*, *I. laurina* e *I. marginata*. Porém, no T2 foi encontrada maior variação no nf entre as espécies, sendo três fustes para *M. bimucronata* e dois fustes para as outras três espécies.

2.4 DISCUSSÃO

Variáveis biométricas qualitativas

Densidade e sobrevivência: Houve uma alta redução da densidade do plantio em ambos os tratamentos na ordem dos 61,84% o equivalente a $10,48 \text{ m}^2.\text{indivíduo}^{-1}$ no T1, e 65,32%, representando $11,53 \text{ m}^2.\text{indivíduo}^{-1}$ para T2, neste período. Resultados semelhantes foram observados por Salomão et al. (2014) em área de fragmento de Floresta Ombrófila Densa com plantio adensado misto ($2.500 \text{ indivíduos. ha}^{-1}$), aos 13 anos, no qual foram registrados $1.038 \text{ indivíduo. ha}^{-1}$ ($9,63 \text{ m}^2.\text{indivíduo}^{-1}$).

Os resultados demonstraram que o plantio mais adensado possuiu uma dinâmica natural de auto desbaste, fatos que corroboram com estudos realizados por Zhang e Tielbörger (2020). Este processo segue a trajetória sucessional esperada numa floresta nativa, a qual inicia com o domínio de espécies pioneiras de rápido crescimento (CHAZDON, 2016), seguido pela competição pelo espaço e luz que conduz a redução da densidade na área e gradativamente a ocupação por espécies de sucessão avançada de crescimento mais lento (BRANCALION et al., 2015). Nota-se que crescimento, competição pelo espaço e luz estão relacionadas

com as variáveis que carregaram nos fatores das funções discriminantes, ainda, que a influência é distinta para as densidades de plantio.

A competição entre as espécies do plantio pelo espaço e luz influenciaram no crescimento das espécies e estão relacionadas com as variáveis que carregaram nos fatores das funções discriminantes, ainda, que a influência é distinta para as densidades de plantio.

Sobrevivência: Mattar (2016) em área próxima ao estudo, observou resultados semelhantes de sobrevivência entre 50% a 69% para *I. laurina*, *I. edulis* e *M. coriacea* e 49% para as demais espécies. Schäffer et al. (2020), em plantios com 10 anos de idade, registraram valores semelhantes aos deste estudo, sendo 10,49% para *S. multijuga*, 32,21% para *I. marginata*, 45,53% para *S. parahyba*, 50,51% para *I. edulis*, 53,71% para *C. myrianthum* e 76% para *M. coriacea*.

Rodrigues et al. (2015) consideram povoamentos com alta sobrevivência aqueles com valores acima de 70%, contudo, com 14 anos de idade este plantio registrou a média de 38,18% no T1 e 34,7% no T2. Esta percentagem de sobrevivência é reflexo da quantidade de indivíduos plantados que saíram do sistema devido à competição ou morte pela natureza ecológica da espécie.

Posição sociológica e luminosidade: Este experimento demonstrou que a estratificação da floresta para a restauração pode obtida com plantios adensados mistos com baixa riqueza de espécies. Contudo, não foram suficientes para produzir efeitos diferenciados na distribuição das espécies nos estratos da floresta, todavia, as espécies existentes nos diferentes estratos exerceram o seu papel ecológico no sombreamento do solo e redução de cobertura de gramíneas no estrato inferior. Segundo Chazdon (2016) a estratificação promove o desenvolvimento de outras espécies florestais de crescimento mais lento e intolerantes a luz. Segundo Brancalion et al. (2015), o plantio adensado misto na restauração pressupõe a formação precoce de estratos na floresta, por isso recorre ao uso de espécies de diferentes grupos ecológicos, como pioneiras, secundárias iniciais e tardias. Segundo Brancalion et al. (2015) a formação do dossel e a variação em estratos (multicamadas) ocorre ao longo da formação da floresta entre 10 a 20 anos de pós plantio. Esta transformação promove a troca e substituição gradual das espécies em

relação aos grupos sucessionais ao longo da restauração florestal (MENDONÇA et al. 2017).

O domínio de espécies secundárias iniciais (SI) segundo também classificadas como espécies não pioneiras (NP) como *A. glandulosa*, *I. edulis* e *M. coriacea* no dossel superior (ES) em relação ao EM (intermediário) demonstra que decorreu a substituição das espécies pioneiras *M. bimucronata*, *S. multijuga* e *S. parahyba* e que a área se encontra em fase de estruturação florestal.

Salomão et al. (2014) referiram que espécies com altas taxas de crescimento, embora tenham isso como estratégia de ocupação do ambiente, afetam o crescimento de espécies vizinhas durante as fases de estabelecimento; fato que promove até certo grau a estruturação da floresta. Neste caso, podemos justificar o domínio de *I. laurina* e *C. myrianthum* no estrato inferior da floresta.

Segundo Valladares et al. (2016) este resultado é indicativo de que estas espécies NP e SI no processo de estruturação ao longo da sucessão florestal, tem seu desenvolvimento sob influência da competição entre espécies, o que pode afetar nas relações de crescimento e desenvolvimento delas. Contudo, este crescimento em maior ou menor grau das suas características, sofre influências tanto pela diminuição da luminosidade, por serem espécies tolerantes à sombra e também pelas condições edáficas da área.

Qualidade de fuste: O espaçamento do plantio tem um papel importante no estabelecimento e crescimento das árvores. Em áreas de plantios adensados, o crescimento aumenta a competição entre plantas por água, luz, nutrientes e afeta o crescimento radicular e a fotossíntese (SUGANUMA et al., 2017). Esta competição precoce ao longo do desenvolvimento do povoamento reduz o crescimento dos indivíduos na copa, na área basal passando a ocorrer investimento no crescimento em altura (MENDONÇA et al., 2017), tais variáveis neste estudo estão presentes nas funções discriminantes, revelando como esses fatores determinaram na formação de 4 grupos de espécies e como afetaram as estruturas das árvores.

No geral, o plantio apresentou fustes com baixa tortuosidade (<50% tortuoso), fato explicado pelo plantio adensado do povoamento, contudo, foi no T2 onde registrou-se o maior número de indivíduos plantados com fuste reto. Segundo Mattos (2003) a claridade exerce influência sob a tortuosidade das espécies em

florestas nativas, pois, as árvores tendem a ir em busca da luz quando estão no interior da floresta. Ainda o mesmo autor, refere que a concorrência na busca por luz propicia o desenvolvimento de árvores mais altas e retas. Embora os plantios tenham iniciado com a mesma densidade (2500 ind./ha), foi no T2 onde ocorreu a maior redução de densidade, originando maior espaçamento entre os indivíduos e, por consequência, maior incidência luminosa. Por outro lado, a existência de um considerável número de indivíduos com múltiplos fustes (29%), com bifurcação abaixo de 1,30 m do solo no T1, é indicativo de que o crescimento inicial das árvores ocorreu em condições ambientais de estresse, como a exposição à luz solar intensa e ao calor em fase mais juvenil ou ainda indicação de que existem variações de material genético dentro da população (DENNEY et al., 2020).

Sanidade de fuste: As espécies não apresentaram problemas na fitossanidade, não existem indícios que relacionam a alta mortalidade das espécies com ataque por pragas ou doenças, constatando-se até ao momento que as condições não propiciam a proliferação de pragas e doenças. LE et al. (2020), referiram que plantios mistos de espécies nativas, estruturalmente assemelham-se à florestas tropicais naturais, pois tendem a estabelecer um equilíbrio entre as diferentes constituintes do ecossistema na medida que reduz morte das árvores por ataque de pragas e/ou doenças.

Cobertura e qualidade da copa: Cerca de 75% dos indivíduos sobreviventes apresentaram a copa bem formada e densa, contudo o T2 apresentou áreas com maior percentagem de clareiras, reflexo da baixa densidade dos indivíduos, contribuindo desta forma para a diferenciação da percentagem de cobertura do solo. Contudo, observa-se uma redução na dominância de gramíneas nas áreas de plantio comparativamente as áreas abertas. Nota-se que a área basal foi uma das variáveis mais importantes nas funções discriminantes desse tratamento, refletindo o espaço vital disponível para o crescimento dessa variável.

A combinação de pioneiras de copa curta (*S. parahyba* e *S. multijuga*) como grupo de plantio (preenchimento), e secundárias iniciais de copa larga (*A. glandulosa* e *I. marginata*) como grupo de diversidade (Almeida, 2016), sombreou e protegeu os estratos inferiores, favorecendo a formação de sub-bosque

denso. Catterall (2020) ressalta que espécies pioneiras são facilitadoras pois recriam o ambiente favorável para o desenvolvimento do sub-bosque, inibindo o crescimento de plantas indesejáveis.

As espécies *S. multijuga* e *M. bimucronata* são recomendadas para áreas degradadas da região bioclimática de Paranaguá, litoral norte paranaense (CARPANEZZI; CARPANEZZI, 2006). Mattar (2019) e Schäffer, et al. (2020), encontraram resultados semelhantes aos do presente estudo, os quais demonstraram que na região estas espécies em plantio adensado misto permaneceram no sistema entre 10 e 14 anos. Pelo tempo de vida no sistema e a estrutura dos indivíduos adultos plantados, podemos aferir que estas espécies cumpriram seu papel ecológico na sucessão inicial pelo rápido crescimento, sombreamento, por propiciar a recuperação do solo através de deposição de matéria orgânica, abrigo para a fauna generalista e pela contribuição no incremento de diversidade. Assim sendo, Andrade et al. (2018) referem que a permanência de espécies plantadas no sistema ao longo dos anos cria condições para o desenvolvimento de outras espécies que dependem principalmente de maior sombreamento e de uma melhor condição do solo para seu desenvolvimento.

Variáveis biométricas quantitativas

Circunferência, altura e volume: Existem poucos estudos de florestas plantadas com espécies nativas em áreas em restauração que monitoram o crescimento em intervalos de tempo de cinco ou mais anos. Embora tivessem a mesma idade (população equiânea), a amplitude elevada no CAP (cm), H (m) e V(m³) entre árvores da mesma espécie no mesmo tratamento indica heterogeneidade no crescimento, mesmo em condições de solo homogêneo. Contudo, as variáveis permaneceram indiferentes quando comparadas entre os tratamentos em uma mesma espécie, que segundo Costa et al. (2015) esta é uma característica comum em áreas de plantação nos trópicos. Nota-se, que essas variáveis tiveram carregamentos consideráveis nas funções discriminantes.

O domínio de *C. myrianthum* no EI e a ausência de *S. parahyba* no ES indica que esta espécie exige solos com boa fertilidade e drenagem, como relataram Cardoso et al. (2012), sendo inadequado o plantio em solos rasos ou com baixa fertilidade, como o que ocorre na presente área.

Shimamoto et al. (2016), constataram que o ritmo de crescimento de *C. myrianthum* é mais sensível às alterações das estações do ano, pois o crescimento em circunferência é maior em dias mais longos nas estações mais quentes do ano. As espécies não pioneiras como *C. myrianthum*, *I. laurina* e *I. marginata* revelaram melhor desempenho em sucessão florestal mais avançada, apresentando menor e mais lento crescimento em relação às demais espécies.

A *I. laurina* e *I. marginata* apresentaram valores inferiores à *I. edulis*, embora pertençam ao mesmo gênero e classe de sucessão, também apresentaram comportamento diferenciado em condições de plantio adensado no T1 e T2. Esta variação pode sugerir que as diferentes espécies possuem requerimentos ecológicos distintos e que respondem de maneira desigual aos estímulos ambientais (SALOMÃO et al., 2014).

Almeida (2016), refere tais espécies como secundárias iniciais que necessitam de baixa luminosidade ou sombreamento médio para seu desenvolvimento. Contudo, o melhor desenvolvimento de *I. edulis* em CAP (cm) e H (m) sugere que tenha se beneficiado das condições de plantio no T1, sendo mais tolerante e competitiva ao sombreamento acima da média que *I. laurina* e *I. marginata*, situação reduzida no T2 pela mortalidade de *S. multijuga* e *M. bimucronata* que abriram espaço para mais clareiras, permitindo uma maior entrada de luz.

Brançalion et al. (2015) afirmaram que a competição inicial é de ordem física, pelo espaço e ocorre em pequenas áreas, intensificando a competição por luz, favorecendo o crescimento da planta na fase inicial. Em seguida, o ciclo de desenvolvimento ocorre sob influência da diminuição da luminosidade, onde espécies mais tolerantes à sombra iniciam o seu crescimento (CHAZDON, 2016). Neste momento, o processo de restauração envolve o desenvolvimento da estrutura florestal, a criação de relações de coexistência, diferenciação e o estabelecimento das funcionalidades entre espécies para manter a sustentabilidade local da floresta (FERRAZ et al., 2020).

Independentemente da idade e do tratamento do plantio, as espécies do estudo, apresentaram crescimento relativamente baixo nas variáveis biométricas quantitativas em comparação aos estudos realizados em outros fragmentos de FODTB. Donha (2016) registrou valor médio de CAP para *A. glandulosa* de 109 cm e H (m) de 11,54 m. Os resultados do presente estudo são inferiores em função das

condições do solo da área ser ácido e propenso a períodos longos de saturação hídrica, além de ter um histórico de degradação iniciado pelo desmatamento seguido do uso intensivo com pastagem de búfalos, o que contribuiu para a compactação e redução da sua fertilidade (CARDOSO et al., 2012). Ferreira (2006) em seu estudo no Cerrado em plantio com 13 anos, em solos de predomínio de textura média e com pH 5,5 a 6,9, registrou valores superiores aos do presente estudo para *I. marginata* (CAP=70,5 cm e H=7,0 m), *M. bimucronata* (CAP=40,2 cm e H=7,6 m) e *S. multijuga* (CAP=33,5 cm e H=7,6 m).

Análise de discriminante

A análise multivariada identificou a relação existente entre variáveis biométricas qualitativas e quantitativas e quais as espécies com maior similaridade entre si, observando-se a formação de 4 grupos em ambos os tratamentos. Os diferentes grupos são resultado da heterogeneidade no crescimento das espécies arbóreas, que é característica comum em plantios das regiões tropicais (SHIMAMOTO et al., 2016). Por outro lado, a formação dos mesmos grupos, seja para o T1 ou T2, segundo Costa et al. (2015) é indício de que algumas espécies, quando submetidas a condições diferentes daquelas encontradas naturalmente, podem passar por uma mudança de comportamento ecológico para suportarem as condições adversas do ambiente e assim garantir maior tempo de sobrevivência no sistema.

Segundo Chazdon (2016), espécies nativas arbóreas diferentes na floresta tropical exploram diferentes nichos ecológicos em relação ao ambiente a qual estão inseridas, e como comunidade lenhosa os indivíduos distribuem-se em diferentes estratos da floresta.

Neste estudo, as espécies *A. glandulosa*, *I. edulis*, *M. coriacea* e *S. multijuga*, embora de grupos diferentes, foram as que exploraram melhor o nicho ecológico do ES (ps) com alta L% resultando em valores acima da média para CAP e H.

Donha (2016), descreveu que existe uma relação entre altura e diâmetro, e essa evidência com a idade dos indivíduos. Contudo, estas variáveis são também influenciadas por diversos fatores, resultando em competição inter e intraespecífica permitindo comportamentos diferenciados. Este comportamento foi observado nas espécies *C. myrianthum*, *I. laurina* e *I. marginata*, pois estas tiveram melhor

desempenho em áreas com o nicho ecológico mais sombreado do que *H. alchorneoides* e *S. parahyba*.

O fato do plantio em T2 ter sido constituído em 68,8% por *I. edulis* (NP e SI) e *S. multijuga* (P) e 19,2% com *M. bimucronata* (P) a mais que T1, gerou um gradiente de densidade diferente entre os tratamentos, principalmente após a mortalidade elevada dos indivíduos de *S. multijuga* e *M. bimucronata*. A priori estas pioneiras de rápido crescimento teriam um ciclo de vida curto, contudo, neste experimento o nível de degradação dos solos além de reduzir o crescimento das variáveis biométricas quantitativas, também acelerou a saída destas espécies do sistema.

Segundo Almeida (2016), a redução da densidade no plantio origina clareiras, permitindo precocemente mais entrada de luz em áreas de plantio, e a retomada da fase inicial de sucessão, retardando assim a evolução da sucessão florestal em área em restauração, conforme foi observado em T2.

Nestas circunstâncias, o tratamento T1, foi o que mais se aproximou das características de uma floresta nativa no conjunto das 9 variáveis analisadas, pois promoveu um maior desenvolvimento heterogêneo entre indivíduos e espécies do plantio. Brancalion et al. (2015) revelaram que a expressiva redução de densidade e riqueza ao longo da sucessão influencia o crescimento dos indivíduos de espécies secundárias iniciais que necessitam consolidar e amadurecer em condições de menor irradiação solar (mais sombreadas).

Os resultados do presente estudo refletem como ocorre o processo de consolidação de espécies em florestas nativas, demonstrando a importância do dossel inicial na estruturação da floresta e a necessidade que este se desfça gradualmente, formando poucas e pequenas clareiras regularmente espalhadas. Esse dossel inicial promove nestas áreas uma condição microclimática para que as espécies secundárias iniciais pré-existentes no sub-bosque se desenvolvam em ambiente sombreado, com densidade adequada e se distribuam pela área, tal que os indivíduos jovens com porte pequeno não sejam agredidos pela forte irradiação prejudicando o seu desenvolvimento. Por outro lado, o plantio adensado promoveu a competição, impulsionando o desenvolvimento inicial dos indivíduos e encontra-se na fase de estruturação da floresta, fenômeno que está decorrendo em período relativamente menor ao esperado (14 anos de pós-plantio), comparado a outras áreas em restauração.

2.5 CONCLUSÕES

A proporção dos indivíduos plantados por espécie influenciou na sobrevivência das espécies e na biometria das espécies, sendo o tratamento T1 o que propiciou um desenvolvimento mais heterogêneo no conjunto das variáveis biométricas ps, L%, H e CAP.

O plantio adensado misto com número reduzido de espécies, em ambos os tratamentos avaliados promoveram a formação de uma floresta estratificada.

Embora o desempenho silvicultural das espécies seja relativamente baixo para as variáveis biométricas quantitativas em comparação aos demais estudos realizados ao longo da FODTB, recomenda-se o T1 como estratégia a ser adotada para os programas de recuperação de áreas degradadas em condições edafoclimáticas semelhantes às da planície litorânea paranaense.

2.6 AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Ministério da Ciência e Tecnologia, Ensino Superior e Técnico Profissional e Instituto de Bolsas de Moçambique pelo apoio financeiro. À Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental pela concessão da área de estudo e apoio logístico, a EMBRAPA, em especial os pesquisadores que implantaram o experimento Antônio Aparecido Carpanezi e Edinelson José Maciel Neves e a Universidade Federal do Paraná – Departamento de Ciências Florestais.

2.7 REFERÊNCIAS

ALMEIDA, D. S de. Alguns princípios de sucessão natural aplicados ao processo de recuperação. 3.ed. Ilhéus-Baía: Editus. 2016. 200p.

ANDRADE, G. K. O.; FERREIRA, R. A.; FERNANDES, M. M.; SILVA, T. R.; SOUZA, I. B. A.; MAGALHÃES, J. S. Regeneração natural em área de reflorestamento misto com espécies nativas no município de Laranjeiras, SE. **Amazonian journal of agricultural and environmental sciences**, v. 61, p. 1-9, out./nov.2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.22491/rca.2018.2779>.

BATISTA, J. L. F.; COUTO, H. T. do; SILVA FILHO, D. F. da. Quantificação de recursos florestais – árvores, arvoredos e florestas. São Paulo: Oficina de Textos, 2014. 384 p.

BECHARA, F. C.; DICKENS, S.; FARRER, E. C.; LARIOS, L.; SPOTSWOOD, E. N.; MARIOTTE, P. SUDING, K. N. Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. **Biodiversity and Conservation**, Switzerland, v.25, n.11, p.2021-2034, jun./jul. 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-016-1186-7>.

BRANCALION, P. H. S; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Restauração Florestal. São Paulo: Oficina de textos, 2015. 432 p.

BROADHURST, L.; DRIVER, M.; GUJA, L.; NORTH, T.; VANZELLA, B.; FIFIELD, G.; BRUCE, S.; TAYLOR D.; BUSH D. Seeding the future: The issues of supply and demand in restoration. **Ecological Management & Restoration**, v.16, p.29–32, jan./fev. 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/emr.12148>.

BRUEL, B. O.; MARQUES, M. C. M.; BRITZ, R. Survival and Growth of Tree Species under Two Direct Seedling Planting Systems. **Restoration Ecology**, v. 18; n. 4, p. 414-417, july, 2010. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1526100X.2009.00634.x>.

CARDOSO F. C. G.; MARQUES, R.; BOTOSSO, P. C.; MARQUES, M. C. M. Stem growth and phenology of two tropical trees in contrasting soil conditions. **Plant and Soil**, Holland, v.354, n.1-2, p.269-281, nov./dez. 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-011-1063-9>.

CARPANEZZI, A. A.; CARPANEZZI, O. T. B. 2006. Espécies nativas recomendadas para recuperação ambiental no Estado do Paraná: em solos não degradados. Documentos 136. Embrapa-Florestas, Curitiba, 2006. 57p.

CATTERALL, C. P. Influencing Landscape-Scale Revegetation Trajectories through Restoration Interventions. **Current Landscape Ecology Reports**, Switzerland, v.5, p.116-126, jun./dez. 2020. DOI: <http://dx.doi.org/doi:10.1007/s40823-020-00058-5>.

CHAZDON, R. L. 2016. Renascimento de Florestas: regeneração na era do desmatamento. São Paulo: Oficina de textos. 2016. 432 p.

COSTA, M. S.; FERREIRA, K. E. B.; BOTOSSO, P. C.; CALLADO, C. H. Growth analysis of five Leguminosae native tree species from a seasonal semideciduous lowland forest in Brazil. **Dendrochronologia**, v.36, p.23–32. nov./dez. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2015.08.004>.

COTARELLI, V. M. I; NEVES, E. J. M.; CARPANEZZI, A. N.; SEOANE, C. E; BRITZ, R. M. Comportamento de cinco espécies arbóreas nativas da Mata Atlântica na restauração de áreas degradadas por pastagens em relevo de planície do litoral do Paraná, Brasil. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 7., 2008, Curitiba. **Anais...** Colombo: Embrapa, 2008. P.147-162.
CROWLEY, M. J. The R book. 2nd. West Sussex, UK: Wiley.

DENNEY, D. A.†; JAMEEL, M. I.†; BEMMELS, J. B.; ROCHFORD, M. E.; ANDERSON, J. T. Small spaces, big impacts: contributions of micro-environmental

variation to population persistence under climate change. **AoB PLANTS**, England, v.12, n.2, jan./feb. 2020, 1-12p. DOI: <https://doi.org/10.1093/aobpla/plaa005>.

DONHA, C. G. Dinâmica de crescimento e estoque de biomassa, carbono e nutrientes em espécies arbóreas da floresta atlântica no sul do Brasil. 205 f. Tese (Doutoramento em Engenharia Florestal) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2019.

FERRAZ, S.; BRANCALION, P. H. S.; GUILLEMOT, J.; MELI, P. On the need to differentiate the temporal trajectories of ecosystem structure and functions in restoration programs. **Tropical Conservation Science, USA**, v.13, p.1-6, jun./jul. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1177/1940082920910314>.

FERREIRA, C. W. Estabelecimento de mata ciliar de áreas degradadas e perturbada. Dissertação. 133 f. (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras. 2006.

FERRETI, A. R.; BRITTEZ, R. M. A restauração da floresta Atlântica no litoral do estado do Paraná: os trabalhos da SPVS. In: GALVÃO, A. P. M.; SILVA, P. (Ed.). Restauração Florestal: fundamentos e estudos de caso. Colombo: Embrapa, 2005. p. 87-102. 2005.

LE, H. D.; SMITH, C.; HERBOHN, J.; NGUYEN, H. A Comparison of Growth, Structure and Diversity of Mixed Species and Monoculture Reforestation Systems in the Philippines. **Journal of Sustainable Forestry**, England, p. 1–30, apr./may. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1080/10549811.2020.1767145>.

MACKEY, B.; KORMOS, C. F.; KEITH, H.; MOOMAW, W. R.; HOUGHTON, R. A.; MITTERMEIER, R. A.; HOLE, D.; HUGH, S. Understanding the importance of primary tropical forest protection as a mitigation strategy. **Adaptation Strategies for Global Change**, v.25, p.763–787. 2020, feb./mar. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11027-019-09891-4>.

MATTAR, E. A. Regeneração natural em plantio misto de seis espécies arbóreas nativas na planície litorânea paranaense. 119 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2019.

MATTOS, R. B.; DURLO, M. A.; LÚCIO, A.D. Possibilidades de ganho de fuste em espécies euxilóforas nativas da região central do Rio Grande do Sul. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v.13, n.2, p.111-120, jun./dez. Disponível em: <<https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/1747/1016>>. Acesso em: 24 mar 2021.

MENDONÇA, G. C. de.; CHICHORRO, J. F.; MENDONÇA, G. C.; GUIMARÃS. Avaliação silvicultural de dez espécies nativas da Mata Atlântica. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.27, n.1, p.277-290, jan./mar. 2017. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509826466>.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Áustria, 2019. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 22 ago. 2021.

SALOMÃO, R. P.; JÚNIOR, S. B.; ROSA, N. A. Dinâmica de reflorestamento em áreas de restauração após mineração em unidade de conservação na Amazônia. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.28, n.1, p.1-24, jan./feb. 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622014000100001>.

SANTOS, F. A. M. dos.; LELES, P. S. dos S.; RESENDE, A. da S.; NASCIMENTO, D. F. do.; Santos, G. R. dos. Estratégias de controle de braquiárias *Urochloa* spp. na formação de povoamento para restauração florestal. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.30, n.1, p.29-42, jan./mar. 2020. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509825559>.

SCHÄFFER, L. H.; MATTAR, E. A.; NAKAJIMA, N. Y.; SILVA, S. A.; BORGES, R. A.; BORGES, A. V. P.; CARPANEZZI, A. A.; NEVES, E. J. M.; ANGELO, A. C.; DE BRITIZ, R. M. Crescimento de espécies arbóreas nativas em recuperação de área degradada no litoral do Paraná. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v.40, p.1-9, mar./mai. 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.4336/2020.pfb.40e201801680>.

SILVEIRA, S. B.; NEVES, E. J. M.; CARPANEZZI, A. A.; BRITIZ, R. M. Avaliação silvicultural de *Rapanea ferruginea* e *Citharexylum myrianthum* plantadas em pastagens abandonadas. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 33, n. 73, p. 99-102, jan./mar, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.4336/2013.pfb.33.73.410>.

SHIMAMOTO C. Y.; BOTOSSO P. C.; AMANO, E.; MARQUES, M. C. M. Stem growth rhythms in trees of a tropical rainforest in Southern Brazil. **Trees**, Switzerland, v.30, p.99-111, aug./sept. 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s00468-015-1279-z>.

SUGANUMA, M. S; TOREZAN, J. M. D.; DURIGAN, G. Environment and landscape rather than planting design are the drivers of success in long-term restoration of riparian Atlantic Forest. **Applied Vegetation Science**, Italy, v.21, n.1, p.76–84, set. 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/avsc.12341>.

TRETIN, B. E.; ESTEVAN, D. A.; ROSSETTO, E. F. S.; GORENSTEIN, M. R.; BRIZOLA, G. P.; BECHARA, F. C. Restauração florestal na Mata Atlântica: passiva, nucleação e plantio de alta diversidade. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.28, n.1, p.160-174, jan./mar. 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.5902/1980509831647>.

VALLADARES, F.; LAANISTO, L.; NIINEMETS, Ü.; ZAVALA, M. A. Shedding light on shade: ecological perspectives of understory plant life. **Plant Ecology & Diversity**, United Kingdom, v.9, n.3, p.237-251. 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/17550874.2016.1210262>.

ZHANG, R; E TIELBÖRGER, K. Density-dependence tips the change of plant–plant interactions under environmental stress. **Nature Communications**, London, v.11, p.1-9, may/jun. 2020 DOI: <http://dx.doi.org/10.1038 / s41467-020-16286-6>.

CAPÍTULO 3 - CRESCIMENTO DE ESPÉCIES ARBÓREAS NEOTROPICAIS EM ÁREAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL NO SUL DO BRASIL

Artigo submetido para publicação na Revista Floresta - Adaptado no formato da revista

Resumo

O conhecimento do incremento das árvores nativas pode ser utilizado como um dos indicativos de recuperação de áreas degradadas, pois infere sobre níveis de sobrevivência e estágios de crescimento ao longo da restauração. O presente estudo teve como objetivo avaliar o crescimento de espécies florestais nativas plantadas em área degradada por pastagem na Reserva Natural Guaricica, Antonina-PR. Após 14 anos, um censo florestal foi realizado em área de plantio misto com baixa diversidade composto por 10 espécies nativas em 2 tratamentos diferenciados por densidades de espécies. Calculou-se o incremento médio anual da circunferência à altura do peito em centímetros (IMA.cap) e incremento médio anual da altura total em metros (IMA.h) através de estimadores de razão, determinados atributos físico-químicos e variações da água do solo. Constatou-se que espécies apresentaram taxas de crescimento diferentes de IMA.cap e IMA.h, mas os tratamentos não foram suficientes para alterar a média de IMA.cap e IMA.h. Existe uma baixa variabilidade da média de IMA.cap e IMA.h entre indivíduos da mesma espécie entre os diferentes tratamentos. O tratamento com a mesma proporção de indivíduos por espécie proporcionou a melhor variabilidade média de IMA.cap e IMA.h, além de um conjunto maior de valores mais precisos, apresentando-se como um possível subsídio para futuros plantios na área de restauração, visto que proporcionou o conhecimento do padrão de crescimento das espécies estudadas. O estudo comprovou este método como alternativa confiável para restauração em função das características encontradas da planície litorânea, pois apresenta certa resiliência ecológica.

Palavras-chave: Estimadores-de-razão, Incremento médio anual.

Growth of neotropical arboreal species in forest restoration areas in southern Brazil

Abstract

The knowledge of natives' trees growth can be used as an indicative of degraded areas recovery, as it infers about the survival levels and growth stages along the restoration. The present study aimed to assess the growth of native forest species planted in degraded pasture in Guaricica Natural Reserve, Antonina-PR. After 14 years, a forest census was carried out in a mixed planting area with low diversity consisted of 10 natives species, 2 treatments, differentiated by densities. The average annual increment of the circumference at breast height in centimeters (IMA.cap) and the average annual increment of the total height in meters (IMA.h) were calculated by ratio estimators. The soil physical-chemical attributes and groundwater variations were also determined. It was observed that the species have different growth rates due to IMA.cap and IMA.h. However, the treatments were not enough to change the average of IMA.cap and IMA.h, and there is a low variability of the average of IMA.cap and IMA.h between individuals of the same species among different treatments. The treatment with the same individuals' proportion per species provided the best average variability of IMA.cap and IMA.h between species and larger set of more precise increment values, pointing out that it can serve as a subsidy for future plantings in the restoration area, as it provides knowledge of the growth pattern of trees. The study proved that this method is a reliable alternative for restoration, since the area presents a certain ecological resilience.

Keywords: Ratio estimators, average annual increment.

3.1 INTRODUÇÃO

No período de 1970-1990, a criação de búfalos desencadeou um processo de degradação do solo comprometendo a recuperação e a resiliência da Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (FODTB) na planície norte paranaense (PIRES, 2005). Esse estágio exigiu a adoção de práticas de restauração que garantissem o resgate da estrutura e da função da paisagem (WU *et al.*, 2015). Após a avaliação do estágio de degradação, o plantio de mudas e o controle de exóticas, foram as estratégias mais eficazes de restauração na promoção e colonização de outras espécies no meio ambiente.

As florestas nativas são complexas em sua composição e apresentam uma grande variabilidade de espécies com diferentes características silviculturais e ecológicas (SHIMAMOTO *et al.*, 2016). Estas variações são perceptíveis na forma como as espécies respondem aos fatores como heterogeneidade ambiental, distúrbios bióticos e abióticos e a competição, pois estes afetam nas taxas de crescimento individual, assim como as características interespecíficas e intraespecíficas das espécies (ALBURQUERQUE *et al.*, 2019). Por outro lado, a disponibilidade de nutrientes e as alterações acentuadas de nível de lençol freático no solo influenciam igualmente no crescimento das espécies florestais. Contudo, são escassas as informações sobre as taxas de crescimento ou incremento de espécies nativas, seja em áreas intactas, exploradas ou em processo de restauração florestal. Esse crescimento pode ser apresentado como incremento médio anual (IMA), no qual o acréscimo nas dimensões das árvores pode ser determinado em diâmetro e altura em um período de tempo. Rosa *et al.* (2016), referem que o estudo da taxa de crescimento dos indivíduos derivado da análise do desenvolvimento da circunferência do tronco é importante pois desenvolve modelos de crescimento em diâmetro, altura e volume das árvores, possibilitando, desta forma, a definição de critérios de avaliação e monitoramento, assim como a conservação em áreas de floresta degradada nos trópicos.

Segundo Soares (2011), a compreensão do crescimento ou incremento das espécies de grupos ecológicos diferentes pode ser utilizado como um indicativo de recuperação, pois infere sobre os níveis de sobrevivência e estágios de crescimento, seja inicial (incremento rápido) ou de maturação (crescimento lento e regressivo).

Para o bioma Mata Atlântica esse conhecimento tem vantagens, pois (i) ajuda na identificação de espécies arbóreas adicionais com taxas de crescimento adequadas para cada programa de restauração e (ii) promove maior diversificação ecológica e econômica de florestas plantadas com espécies nativas (SCOLFORO *et al.*, 2017).

O presente trabalho tem como objetivo geral avaliar a influência das densidades de espécies no incremento médio anual de circunferência à altura do peito (IMA.cap) e incremento médio anual da altura total (IMA.h) em plantio misto de restauração em Antonina, litoral norte do Paraná e como objetivos específicos:

- (i) Avaliar as características atuais do solo e do lençol freático da área;
- (ii) Avaliar o IMA.cap e IMA.h das espécies no plantio adensado misto com a mesma proporção e diferentes proporções de indivíduos;
- (iii) Avaliar o IMA.cap e IMA.h entre as espécies no plantio adensados mistos com a mesma proporção e diferentes proporções de indivíduos;
- (iv) Avaliar a variabilidade da média de IMA.cap e IMA.h por meio de intervalos de confiança (IC).

E teve como hipótese: Florestas nativas em restauração com diferenças na proporção entre indivíduos plantados apresentam uma variabilidade da média de IMA.cap e IMA.h heterogênea entre as espécies.

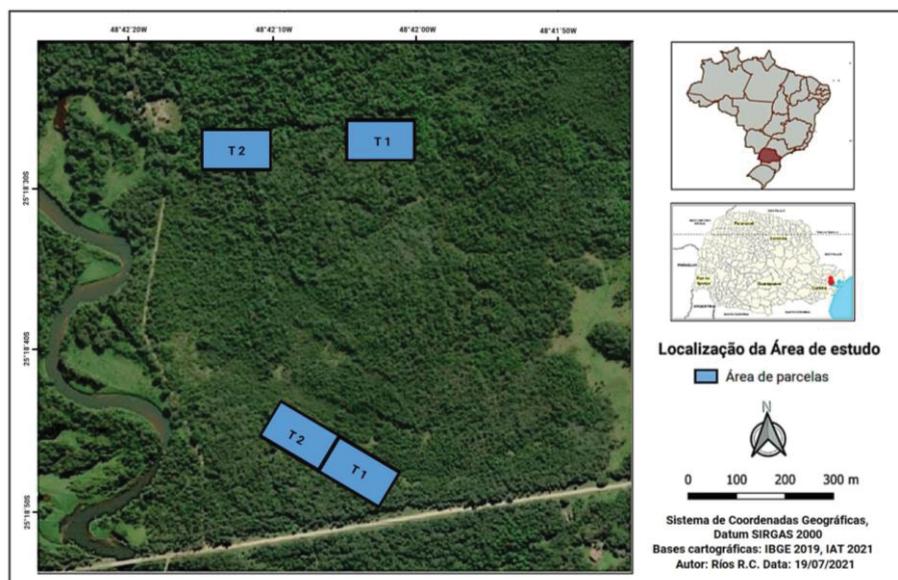
3.2 MATERIAL E MÉTODOS

Área de trabalho

O trabalho foi realizado na área de planície adjacente à Serra do Mar, município de Antonina-PR, na APA de Guaraqueçaba, litoral norte, na Reserva Natural da Guaricica (FIGURA 3.1), pertencente à Organização Não Governamental Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (ONG SPVS). O relevo plano é suave ondulado, com altitudes entre 0 - 25 m, de domínio fitogeográfico de Floresta ombrófila densa de terras baixas (FODTB), sob influência do Rio Cachoeira, em Plintossolo háplico distrófico típico.

O clima da região, segundo Köppen, é Cfa, subtropical úmido mesotérmico, com a temperatura média anual entre 19° e 21 °C, atingindo, no verão, os 24 °C e no inverno os 17 °C. A precipitação média anual oscila entre 2.000 e 2.500 mm/ano, sem ocorrência de estação seca e geadas pouco frequentes (ADEMADAN, 2016).

FIGURA 3.1 - LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO, BACIA DO RIO CACHOEIRA, RESERVA NATURAL DA GUARICICA (SPVS), MUNICÍPIO DE ANTONINA, PARANÁ.



Fonte: O autor (2021).

Até 1999/2000 a área era usada como fazenda de búfalos e ocupada predominantemente por *Brachiaria* spp. No ano seguinte foi convertida em área protegida e em 2006 iniciado um experimento de plantio misto de 10 espécies, dentre estas pioneiras *Mimosa bimucronata* (DC.) O. Kuntze, *Senna multijuga* (LC Rich.) HS Irwin & Barneby e *Schizolobium parahyba* (Vellozo) Blake), e 7 secundárias iniciais *Myrsine coriacea* (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult., *Inga edulis* Martius, *Inga marginata* Willd., *Inga laurina* (Sw.) Willd., *Alchornea glandulosa* Poepp. Endl, *Citharexylum myrianthum* Cham. e *Hieronyma alchorneoides* Allemão (NEVES e CARPANEZZI, dados não publicados). O plantio foi realizado em espaçamento de 1,6 x 2,5 m (4 indivíduos/m² ou 2500 indivíduos/ha) em dois tratamentos: o primeiro tratamento (T1) foi definido por igual proporção de indivíduos das diferentes espécies (250 indivíduos de cada espécie); o segundo (T2) com proporções diferentes por espécie (com variações entre 87 e 212 indivíduos por espécie) segundo o Plano de desenvolvimento de modelos de restauração da Mata Atlântica no sul do Brasil (EMBRAPA, 2008). O experimento foi conduzido utilizando o delineamento de bloco ao acaso em área de 10000 m². Esses blocos representam talhões facilitadores com riqueza reduzida de espécies divididos em unidades amostrais de 5000 m² por tratamento, totalizando a área experimental de 20000 m². O solo foi preparado com uma subsolagem e com enxada rotativa na linha do

plantio. As covas e o plantio foram manuais e o plantio de mudas foi feito sem adubação. A limpeza das gramíneas ao redor das mudas foi feita com facão ou roçadeira costal, durante 24 a 30 meses.

Amostragem

Primeiramente, foram coletadas amostras de solo em 3 profundidades: 0-20; 21-40; 40-70 cm, enviadas para o Laboratório da Fundação ABC e determinadas as concentrações de MO (g/dm^3), pH (CaCl_2 0,01 M), H+Al (mmolc/dm^3), Al (mmolc/dm^3), P (mg/dm^3), Ca (mmolc/dm^3), Mg (mmolc/dm^3) e K (mmolc/dm^3), soma de bases (mmolc/dm^3), CTC (mmolc/dm^3), Saturação por Bases - v% (mmolc/dm^3) e Saturação por Alumínio - m% (mmolc/dm^3) e físicas e basearam-se na proporção (g/Kg) de areia, silte e argila.

A determinação do nível do lençol freático foi com base no uso de piezômetro de 150 cm enterrado a uma profundidade de 120 cm da superfície do solo segundo a metodologia de PPbio (2015) e as medições foram realizadas regularmente na segunda semana de cada mês, por um ano.

A coleta dos dados arbóreos teve início com a marcação do ponto inicial (vértice zero) em cada parcela. Cada indivíduo foi identificado em número da linha e coluna de plantio, distância em relação ao ponto de origem da parcela anotada como coordenadas x e y (para localização da árvore). O censo florestal foi realizado para garantir a contabilização, identificação botânica de todos indivíduos arbóreos sobreviventes, medição de CAP (circunferência a 1,30m do solo) $\geq 15,7$ cm. A altura foi mensurada com uma régua de 6 m calibrada a cada 10 centímetros e para as alturas superiores a 8 metros foram estimadas (somando à altura do observador com braço erguido). A altura de fuste foi considerada a partir da base do caule até a primeira bifurcação.

Análise estatística

Foram verificadas a aderência à distribuição normal (Teste de Shapiro-Wilk) nas variáveis físico-químicas do solo e a variação do nível do lençol freático. Respeitada esta condição, foi verificada a homogeneidade das variâncias (Teste de Levene) seguido o Teste t. Para as variáveis que não adeririam os pressupostos para a análise paramétrica foi aplicada a estatística não paramétrica (Teste de Mann-

Withney), todas a nível de significância de $\alpha = 0.05$. As análises estatísticas foram realizadas no Programa R 3.5.2 (R CORE TEAM, 2019).

Os incrementos médios anuais de circunferência à altura do peito em centímetros (IMA.cap) e incrementos médios anuais em altura total em metros (IMA.h) dos indivíduos arbóreos foram calculados através do cálculo e estimadores de razão baseados no trabalho de Péllico Netto e Behling (2019). Os estimadores de razão, no presente trabalho, foram aplicados para (i) obter o valor pontual da média e (ii) obter, em simultâneo, a precisão do Incremento Médio Anual (IMA) dos indivíduos arbóreos.

Foi realizado um Teste Qui-quadrado para verificar se existia associação entre o IMA.cap e IMA. h de cada espécie do T1 e T2.

Os valores de IMA.cap e IMA.h foram agrupados, segundo Carvalho (1982), em três categorias cada, para a variável CAP foi considerado como crescimento elevado $\text{IMA.cap} \geq 4$ cm/ano; médio entre $2 \text{ cm/ano} \leq \text{IMA.cap} \leq 3.99$ cm/ano; baixo com $\text{IMA.cap} < 2$ cm/ano; e para variável H foi considerado como crescimento elevado $\text{IMA.h} \geq 1,0$ m/ano, médio entre $0.50 \text{ m/ano} \leq \text{IMA.h} \leq 0.99$ m/ano; inferior com $\text{IMA.h} < 0.50$ m/ano, e estes valores foram ranqueados (classificados por grupo 1º, 2º e 3º lugar). Por último, foi calculado o grau de variação da média (precisão) do IMA.cap e IMA.h pela fórmula:

$$P \% = \frac{R * \hat{S}}{t}$$

em que: Precisão (P%), Incremento médio anual (R), Erro padrão estimado (\hat{S}), Valor de t tabelado (t).

3.3 RESULTADOS

Variáveis do solo

O solo é classificado como Plintossolo háplico distrófico típico, de textura argilosa. Não apresentou diferenças entre os tratamentos, o que demonstra ser um solo com características homogêneas. Contudo, foram observadas diferenças para fósforo (P), matéria orgânica (MO), hidrogeno alumínio (H+Al) e capacidade de troca catiônica (CTC) ao longo do solo (TABELA 3.1).

TABELA 3.1 - VARIAÇÃO DOS ATRIBUTOS QUÍMICOS E FÍSICOS DO SOLO NA RESERVA NATURAL GUARICICA, EM ANTONINA-PR.

Prof. (cm)	P (Resina)	MO	pH	H+Al	Al	K	Ca	Mg
	mg/dm ³	g/dm ³	...	mmolc/dm ³				
0-20	9,4	39,9	3,9	149,3	25,9	0,9	7	0,8
21-40	4,3	18,6	4	116,5	24,6	<0,6	7,5	1
41-70	2,8	9,8	4	108,8	24,5	<0,6	5,5	0,3
Test t	1,62E-09*	1,61E-10*	-	0,0017*	-	-	-	-
Mann-Withney.	-	-	0,335	-	0,8284	0,2424	0,3924	0,2242
Prof. (cm)	SB	CTC	V%	Argila	Silte	Areia	Al (m%)	
	mmolc/dm ³	mmolc/dm ³	%	g/Kg	g/Kg	g/Kg	%	
0-20	9	158,3	6,1	461,5	394	144,5	73,2	
21-40	9,3	125,8	7,6	496,1	371,1	132,8	72,9	
41-70	6,6	102,9	5,9	463	401,1	135,9	78,6	
Test t	-	0,0025*	-	-	-	-	-	
Mann-Withney.	0,289	-	0,6334	0,2122	0,1671	0,2757	0,4872	

LEGENDA: Teste T de *Student* (t) e Mann-Withney; graus de liberdade (df); p: probabilidade obtida no teste; * valores menores que 0,05 indicam diferenças significativas.

FONTE: A autora (2021).

Lençol freático:

Foram observadas diferenças estatísticas apenas a nível de lençol freático entre as estações no verão e no inverno (TABELA 3.2).

TABELA 3.2 - ANÁLISE ESTATÍSTICA DO LENÇOL FREÁTICO NA ÁREA DO EXPERIMENTO NA RESERVA GUARICICA, EM ANTONINA.

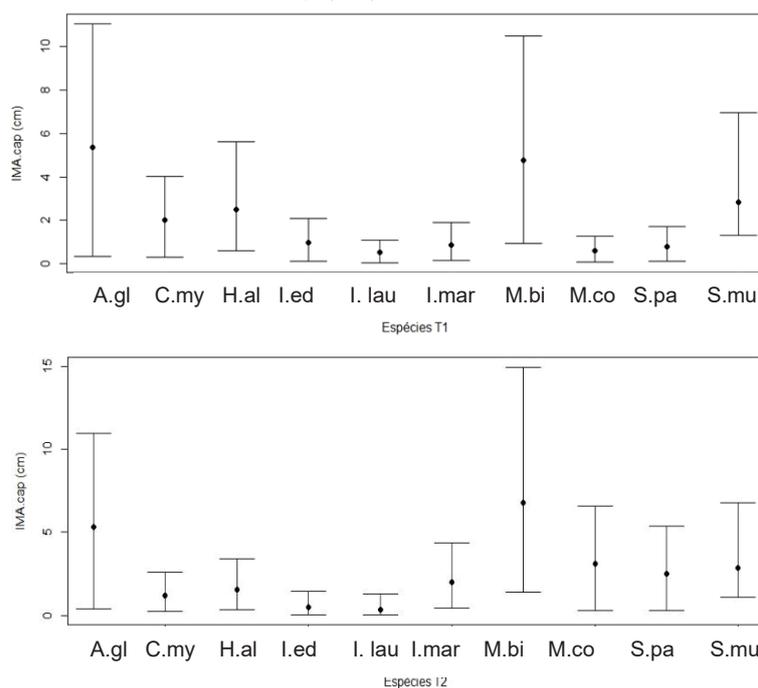
	t	df	p
Verão (T1 xT2)	0,63	26	0,27
Inverno (T1xT2)	0,87	26	0,19
Verão x Inverno	4,22	51	4,69e ^{-5*}

Legenda: Teste T de *Student* (t); graus de liberdade (df); p: probabilidade obtida no teste; * valores menores que 0,05 indicam diferenças significativas.

Fonte: A Autora (2021).

O IMA.cap geral no T1 foi de 2,12 cm/ano e no T2 foi de 2,61 cm/ano. Esses valores demonstram que não existem diferenças estatísticas do IMA.cap das espécies entre o T1 e o T2 ($X^2 = 6,2491$, $df = 9$ e $p = 0,7147$), de acordo com a FIGURA 3.2. As espécies *M. bimucronata* e *A. glandulosa* (10) foram as espécies com IMA.cap alto (IMA cap > 4 cm/ano) nos dois tratamentos. As espécies *S. multijuga*, *C. myrianthum* e *H. alchorneoides* no T1 e *M. coriácea* e *S. parahyba* no T2 tiveram um IMA.cap médio (2 cm < IMA.cap < 3,99 cm). As espécies *I. edulis*, *I. laurina* e *I. marginata* foram as com crescimento mais baixo (IMA.cap < 2 cm/ano).

FIGURA 3.2 - INCREMENTO MÉDIO ANUAL DA CIRCUNFERÊNCIA À ALTURA DO PEITO EM CENTÍMETROS - IMA.cap (cm) DAS ESPÉCIES NO T1 E T2.

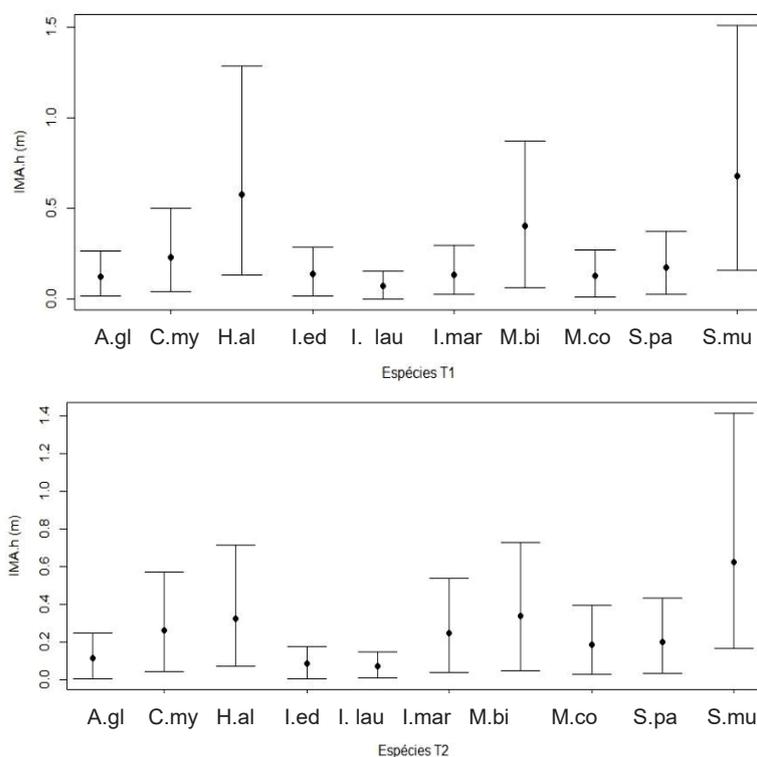


LEGENDA: A.gl - *Alchornea glandulosa*, C.my - *Citharexylum myrianthum*, H.al - *Hieronyma alchorneoides*, I.ed - *Inga edulis*, I.lau - *Inga laurina*, I.mar - *Inga marginata*, M.bi - *Mimosa bimucronata*, M.co - *Myrsine coriacea*, S.pa - *Schizolobium parahyba*, S.mu - *Senna multijuga*.

FONTE: A autora (2021).

Não foram observadas diferenças estatísticas do IMA.h (m) das espécies entre o T1 e o T2 ($X^2 = 0.47$, $df = 9$ e $p = 0.99$), segundo a FIGURA 3.3. Nenhuma das espécies apresentou incremento em altura superior a 1m.ano^{-1} . A maioria expressou um incremento inferior a 0.5 m.ano^{-1} independentemente do tipo de tratamento. No entanto, *S. multijuga* apresentou 0.68 m.ano^{-1} em T1 e 0.63 m.ano^{-1} em T2, seguida de *H. alchorneoides*, com 0.57 m/ano em T1, considerando o grupo de pertencentes a IMA.h médio ($0.50\text{ m} < \text{IMA.h} < 1\text{ m}$).

FIGURA 3.3 - INCREMENTO MÉDIO ANUAL DA ALTURA TOTAL EM METROS - IMA.h (m) DAS ESPÉCIES NO T1 E NO T2.



LEGENDA: A.gl - *Alchornea glandulosa*, C.my - *Citharexylum myrianthum*, H.al - *Hieronyma alchorneoides*, I.ed - *Inga edulis*, I.lau - *Inga laurina*, I.mar - *Inga marginata*, M.bi - *Mimosa bimucronata*, M.co - *Myrsine coriacea*, S.pa - *Schizolobium parahyba*, S.mu - *Senna multijuga*.

FONTE: A autora (2021)

A TABELA 3.3 apresenta o Rank dos valores de Precisão da variação no IMA.cap registrados nas 10 espécies nos T1 e T2. *A. glandulosa* foi a única espécie com melhor valor de precisão em ambos os tratamentos.

TABELA 3.3 – VALORES DE INCREMENTO MÉDIO ANUAL DA CIRCUNFERÊNCIA A ALTURA DO PEITO EM CENTÍMETROS (IMA.cap).

Trat.	SSP	N	IMA.cap (cm)	Rank IMA.cap	$S_{\bar{R}}$	ICI	ICS	*Precisão %	RANK Precisão
T1	A.gl	187	5,35	1º	0,1795	5,00	5,70	6,61	1º
	C.my	45	2,01	2º	0,1500	1,70	2,01	15,47	2º
	H.al	19	2,50	2º	0,2928	1,89	3,12	24,57	3º
	I.ed	165	0,98	3º	0,0589	0,86	1,10	11,88	2º
	I.mar	170	0,52	3º	0,0268	0,47	0,57	10,22	2º
	I.lau	81	0,87	3º	0,0786	0,71	1,02	18,04	2º
	M.bi	38	4,78	1º	0,4659	3,84	5,72	19,74	2º
	M.co	156	0,59	3º	0,0368	0,52	0,66	12,26	2º

	S.pa	84	0,80	3°	0,0544	0,69	0,91	13,51	2°
	S.mu	9	2,84	2°	0,5588	1,55	4,13	45,35	3°
T2	A.gl	194	5,31	1°	0,1802	4,95	5,66	6,7	1°
	C.my	36	1,18	3°	0,1136	0,95	1,41	19,58	2°
	H.al	25	1,52	3°	0,1671	1,18	1,87	22,63	3°
	I.ed	235	0,48	3°	0,0225	0,44	0,96	9,24	1°
	I.mar	151	0,35	3°	0,0191	0,31	0,93	10,82	2°
	I.lau	27	1,97	3°	0,0209	1,54	2,4	21,79	3°
	M.bi	32	6,78	1°	0,0670	5,41	8,15	20,15	3°
	M.co	93	3,12	2°	0,1538	2,82	3,43	9,78	1°
	S.pa	64	2,52	2°	0,1490	2,23	2,82	11,79	2°
	S.mu	10	2,85	2°	0,4797	1,77	3,94	38,03	3°

LEGENDA: Código da espécie (SSP), Incremento Médio Anual da circunferência a altura do peito em centímetros (IMA.cap), número de indivíduos (N), Erro-padrão estimado ($S_{\bar{R}}$), Intervalo de confiança da Inferior (ICI) e Superior (ICS), Precisão em porcentagem (%).

Trat.: Tratamento, Classificação dos Grupos: 1° - Índice superior, 2° Índice médio, 3° - Índice baixo.

* Valores que se aproximam do zero são mais precisos.

A.gl - *Alchornea glandulosa*, C.my - *Citharexylum myrianthum*, H.al - *Hieronyma alchorneoides*, I.ed - *Inga edulis*, I.lau - *Inga laurina*, I.mar - *Inga marginata*, M.bi - *Mimosa bimucronata*, M.co - *Myrsine coriacea*, S.pa - *Schizolobium parahyba*, S.mu - *Senna multijuga*.

FONTE: A autora (2021).

As espécies *I. laurina*, *A. glandulosa*, *I. edulis* e *M. coriacea* no T1; e no T2 *I. edulis* e *A. glandulosa* segundo a TABELA 3.4, pertencem ao 1° Grupo, com valores mais precisos e inferiores a 10%.

TABELA 3.4 – VALORES DE INCREMENTO MÉDIO ANUAL DA ALTURA TOTAL EM METROS IMA.h (m)

Trat.	SSP	N	IMA.h (m)	Rank IMA.h	$S_{\bar{R}}$	ICI	ICS	*Precisão %	Rank Precisão
T1	A.gl	187	0,1254	3°	0,0055	0,11	0,14	8,58	1°
	C.my	45	0,2322	3°	0,0509	0,19	0,27	18,17	3°
	H.al	19	0,5748	2°	0,0639	0,44	0,71	23,34	3°
	I.ed	165	0,1384	3°	0,0070	0,12	0,15	9,99	1°
	I.mar	170	0,0731	3°	0,0030	0,07	0,08	7,96	1°
	I.lau	81	0,1348	3°	0,0103	0,11	0,16	15,26	2°
	M.bi	38	0,4037	2°	0,0317	0,34	0,47	15,9	2°
	M.co	156	0,1304	3°	0,0066	0,12	0,14	9,99	1°
	S.pa	84	0,1759	3°	0,0115	0,15	0,2	13,04	2°
	S.mu	9	0,6786	2°	0,0676	0,52	0,83	22,95	3°
T2	A.gl	194	0,1160	3°	0,0050	0,11	0,13	8,57	1°
	C.my	36	0,2612	3°	0,0218	0,22	0,31	16,93	2°
	H.al	25	0,3227	3°	0,3227	0,25	0,39	21,83	3°
	I.ed	235	0,0871	3°	0,0033	0,08	0,09	7,42	1°
	I.mar	151	0,0701	3°	0,0038	0,06	0,08	10,62	2°
	I.lau	27	0,2491	3°	0,0201	0,21	0,29	16,58	2°
	M.bi	32	0,3379	3°	0,0256	0,29	0,39	15,42	2°
	M.co	93	0,1865	3°	0,0122	0,16	0,21	13,00	2°

S.pa	64	0,2023	3°	0,0146	0,17	0,23	14,38	2°
S.mu	10	0,6250	2°	0,0721	0,46	0,79	26,09	3°

LEGENDA: Código da espécie (SSP), Incremento Médio Anual da circunferência a altura total em metros (IMA.h), número de indivíduos (N), Erro-padrão estimado ($S_{\bar{R}}$), Intervalo de confiança da Inferior (ICI) e Superior (ICS), Precisão em porcentagem (%).

Trat: Tratamento, Classificação dos Grupos: 1° - Índice superior, 2° Índice médio, 3° - Índice baixo

* Valores que se aproximam do zero são mais precisos.

A.gl - *Alchornea glandulosa*, C.my - *Citharexylum myrianthum*, H.al - *Hieronyma alchorneoides*, I.ed - *Inga edulis*, I.lau - *Inga laurina*, I.mar - *Inga marginata*, M.bi - *Mimosa bimucronata*, M.co - *Myrsine coriacea*, S.pa - *Schizolobium parahyba*, S.mu - *Senna multijuga*.

FONTE: A autora (2021)

3.4 DISCUSSÃO

Os resultados do presente estudo, segundo o Manual de Adubação e Calagem para o estado do Paraná (2019), aprovado pela Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, demonstram que o solo é pobre em nutrientes, ácido, que a concentração da matéria orgânica (M.O.) na superfície é alta, porém reduz expressivamente com o aumento da profundidade. Vilela (2006), refere que os solos da região ao longo da Mata Atlântica são muito lixiviados, ácidos e distróficos. O fato de o solo apresentar a acidez trocável do alumínio (Al^{3+}) alta assim como os teores de fósforo (P) na superfície, baixas concentrações de potássio (K^+), cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}); bem como valores de soma de bases (SB) entre 6,6% e 9,3% é indicativo de baixa fertilidade. Embora, a capacidade de troca catiônica (CTC) na área é considerada muito alta, com valores acima de $80 \text{ mmol}_c / \text{dm}^3$ e o teor de alumínio trocável ou Al (CTC efetivo) muito alto, a cima dos 70% nas três profundidades.

A elevada acidez (pH entre 3,9 a 4,0) e a baixa fertilidade são um padrão normalmente observado em solos da região (SILVEIRA, 2015). Singh *et al.* (2017) afirmam que o pH baixo (pH <4,7) contribui na redução do acesso dos nutrientes para as plantas, principalmente quando há baixas concentrações de K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} e alta toxicidade de Al. Estes certamente constituíram em parte o conjunto de fatores que contribuíram para os baixos valores de incremento médio anual na circunferência e altura total na maioria das espécies nativas plantadas no presente estudo.

Segundo Embrapa (2018), Plintossolos Háplicos apresentam baixa drenagem e retenção de água, são sujeitos ao efeito temporário de excesso de umidade e têm como consequência a formação de um horizonte plíntico. Normalmente, essa classe

associa-se à ambientes com solos com alto grau de intemperismo e alta erosibilidade, porém a área de planície do plantio do estudo não apresenta sinais erosão.

As alterações do lençol freático foram significativas entre verão e inverno. No verão (dezembro a março), este permaneceu mais tempo entre 0 - 30 cm de profundidade, culminando em inundações mais frequentes nesses meses. Resultados semelhantes foram registrados por Cardoso *et al.* (2012) e Martins *et al.* (2015), em que ambos indicam que as inundações alteram substancialmente a dinâmica dos nutrientes do solo neste período. Solos com condições de inundação por longos períodos restringem a abundância de oxigênio atmosférico no solo, esgotando-o rapidamente e por consequência afetando negativamente o crescimento das plantas devido ao acúmulo de dióxido de carbono (MACHADO *et al.*, 2015). Nestas circunstâncias, o aumento de M.O. diminui o pH e aumenta a liberação de Al, o que induz a perda de nitrogênio (N) para camada mais profundas do solo aumentando a razão C:N e conseqüentemente a acidez do solo, limitando potencialmente o crescimento e a sobrevivência das plantas (SOBANSKI; MARQUES, 2014). Por este fato, Shimamoto *et al.* (2016), reforçam a importância do uso destas espécies nativas em programas de restauração, devido as capacidades adaptativas a estes solos, aos níveis de sobrevivência dos indivíduos plantados e estabelecimento na floresta, ainda que com taxas de crescimento reduzidas.

Os valores de IMA.cap e IMA.h encontram-se dentro da faixa de crescimento das Florestas Tropicais da região em restauração (COSTA *et al.*, 2015; SHIMAMOTO, 2016; ALBURQUERQUE *et al.*, 2019). As taxas IMA.h no presente estudo, não atingiram um 1m/ano. Entretanto, esses valores são considerados médios em espécies secundárias iniciais em áreas degradadas por pastagens e pobres em nutrientes (ROMÁN-DAÑOBEYTIA *et al.*, 2011).

É importante mencionar que o solo da área é ácido e propenso a períodos longos de saturação hídrica, além de ter um histórico de degradação iniciado pelo desmatamento seguido do uso intensivo com pastagem de búfalos, o que contribuiu para a compactação e redução da sua fertilidade (CARDOSO *et al.*, 2012). Apesar disso, as espécies plantadas apresentaram IMA.cap e IMA.h positivos para as condições de solo degradado a que foram expostas, permanecendo dentro da faixa de crescimento recomendada em ecossistemas em restauração.

A heterogeneidade no crescimento das espécies de árvores nas florestas tropicais, dentre outros fatores, depende da distribuição do tamanho de indivíduos no dossel, e parte se explica pelas diferentes estratégias de exploração do gradiente vertical em relação à luz (LOPES *et al.*, 2014).

As espécies *A. glandulosa*, *H. alchorneoides*, *M. bimucronata* e *S. multijuga* foram as que apresentaram os maiores valores de intervalo de confiança e consequentemente, maior variabilidade média de IMA.cap e IMA.h entre indivíduos da mesma espécie no mesmo tratamento. Porém, *I. edulis*, *I. laurina*, *M. coriacea* apresentaram os menores valores de variabilidade a média de IMA.cap e IMA.h em ambos os tratamentos. Isto pode estar relacionado ao fato de *H. alchorneoides*, *M. bimucronata* e *S. multijuga* apresentarem o menor número de indivíduos sobreviventes, sendo que a menor amostra poderá ter contribuído para uma maior amplitude no IC nos tratamentos, e as outras espécies apresentarem um valor superior a 100 indivíduos sobreviventes por espécie.

A espécie *A. glandulosa* apresentou o melhor valor de precisão (TABELA 3.4 e TABELA 3.5), pois além do número alto de indivíduos sobreviventes, é uma secundária inicial de crescimento rápido que domina o estrato superior (dossel da floresta) e o médio, apresentando indivíduos com diferentes tamanhos e taxas de crescimento distintas. Por outro lado, *H. alchorneoides*, *M. bimucronata* e *S. multijuga* são espécies pioneiras que exibiram valores altos de IMA.cap Segundo a natureza ecológica, estas espécies apresentam altas taxas de crescimento e, por conseguinte, tem alta demanda de luz, fator essencial para elevar a copa das árvores e criar sombreamento para as camadas inferiores da floresta, melhorando as condições ambientais do local (WORBES *et al.*, 2003).

Lopes *et al.*, 2014 afirmam que indivíduos de espécies pioneiras mais altos têm vantagem competitivas, pois conseguem interceptar mais luz e com isso potencializar o seu crescimento comparativamente as espécies com indivíduos de altura baixa e com crescimento mais lento, como as espécies secundárias.

A variabilidade média de IMA.cap e IMA.h nos indivíduos de uma espécie em mesmo tratamento é superior que a variabilidade média de IMA.cap e IMA.h entre os tratamentos. A baixa variabilidade IMA.cap e IMA.h pode ser explicada pelo fato de o solo ser pobre em nutrientes com características físico-químicas homogêneas entre as áreas de T1 e T2 e sem variação pedológica. Contudo, observa-se a diferença

entre indivíduos de uma mesma espécie em mesmo tratamento. A variação do IMA.cap e IMA.h entre espécies pode ter ocorrido devido às diferentes exigências das espécies quanto as condições edáficas e microclimáticas, enquanto que a variação genética intraespecífica pode ter determinado os diferentes valores de incremento nos indivíduos (ASSIS *et al.*, 2015) conferindo maior variabilidade genética e melhora da aptidão entre os indivíduos na espécie, proporcionando sustentabilidade da floresta em restauração.

Apesar da variabilidade baixa, as médias de IMA.cap e IMA.h entre os indivíduos das espécies *C. myrianthum*, *I. laurina*, e *I. marginata*, *M. coriacea* foram importantes para diversificar a estrutura do dossel e criar uma diversidade maior de nichos de sub-bosque para a vida selvagem (WYDHAYAGARN, 2009). Além disso, contribuíram com o recrutamento de plantas de outras espécies que não fizeram parte do conjunto de espécies do plano inicial de plantio (ROMÁN-DAÑOBEYTIA *et al.*, 2011). Estas espécies tem uma vantagem funcional em sua estratégia de desenvolvimento, visto que apresentam um crescimento mais lento que as pioneiras e têm uma relativa tolerância à sombra proporcionada pelo dossel das espécies pioneiras, desenvolvendo-se em condições de gradiente de luz solar menor que os indivíduos do dossel (SANSEVERO *et al.*, 2011). As espécies *C. myrianthum* e *M. coriacea* crescem em locais abertos acompanhados de um sombreamento parcial, com preferência a solos húmidos, mas sem longo período de inundações (SILVEIRA *et al.*, 2013).

Segundo Brancalion *et al.*, (2015), o comportamento de formação de dossel é de suma importância no processo de restauração florestal, e que a variação dos estratos (multicamadas) em plantios florestais ocorre entre 10 e 20 anos e favorece a formação florestal e o desenvolvimento da área ao longo do tempo promovendo a troca e substituição gradual das espécies em relação aos seus grupos sucessionais. Assim, no presente estudo, confirma-se que a formação de estruturas com multicamadas é resultado da proporção de espécies pioneiras e secundárias iniciais plantadas, o que favoreceu a formação florestal e o desenvolvimento da área nesses 14 anos.

3.5 CONCLUSÕES

Apesar da baixa fertilidade, acidez e restrições de drenagem no pico de verão, as espécies selecionadas ocuparam com êxito o local, contribuindo para a formação de uma nova floresta estratificada, com estrutura mais heterogênea, condição desejável em locais em processo de restauração.

Na média, as espécies tiveram ritmos de crescimento diferentes em função de IMA.cap e IMA.h e sendo que esta não apresentou alterações nestas variáveis entre os função dos tratamentos.

O plantio adensado misto de baixa diversidade constituído com a mesma proporção de indivíduos por espécie proporcionou os melhores resultados na média de variabilidade entre as espécies e valores mais precisos nas variáveis estudadas. Embora as espécies apresentem incrementos relativamente baixos em comparação aos demais estudos realizados ao longo da FODTB, as mesmas têm potencial para utilização em projetos de restauração em áreas de pastagens degradadas nas condições edafoclimáticas da planície litorânea paranaense, em Antonina-PR.

3.6 AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Ministério da Ciência e Tecnologia, Ensino Superior e Técnico Profissional (MCTETP) e ao Instituto de Bolsas de Moçambique (IBE) pelo apoio financeiro. À Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (SPVS) pela concessão da área de estudo, apoio logístico e aos pesquisadores da EMBRAPA e a Universidade Federal do Paraná – Departamento de Ciências Florestais.

3.7 REFERÊNCIAS

ASSIS, A.M.; QUEIROZ, T. A. F.; FREITAS, K. K. S.; FERREIRA, W. C.; DIAS, D. P. Crescimento de árvores plantadas para recomposição de área de preservação permanente hídrica em meio urbano. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 17, n.1, p. 1-8, jan./mar. 2019.

ADEMADAN. O clima do litoral do Paraná: variabilidades, mudanças climáticas, tendências e desafios. In: BOLDRINE, E. B.; PAES, L. S. O. P.; PINHEIRO (Org.). **Clima: Boas práticas de adaptação**. 1 ed – Antonina: Ed. ADEMADAN. 2016. 200 p.

ALBURQUERQUE, R. P.; BRANDES, A. F. N.; LISI, C.; MORAES, L. F. D. DE.; BARROS, C. F. B. Tree-ring formation, radial increment and climate-growth relationship: assessing two potential tree species used in Brazilian Atlantic Forest restoration projects. **Trees**, Germany, v. 33, p. 877-892, 2019.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 432 p.

BRANCALION, P.H.S., CAMPOE, O., MENDES, J.C.T., NOEL, C., MOREIRA, G.G., VAN MELIS, J., STAPE, J.L., GUILLEMOT, J. Intensive silviculture enhances biomass accumulation and tree diversity recovery in tropical forest restoration. **Ecological Applications**, Washington, v. 29 (2), p. 1-12, 2019.

CARDOSO, F. C. G.; MARQUES, R.; BOTOSSO, P. C.; MARQUES, M. C. M. Stem growth and phenology of two tropical trees in contrasting soil conditions. **Plant Soil**, Switzerland, v. 354, p. 269-281, 2012.

COSTA, M. S.; FERREIRA, K. E. B.; BOTOSSO, P. C.; CALLADO, C. H. Growth analysis of five Leguminosae native tree species from a seasonal semideciduous lowland forest in Brazil. **Dendrochronologia**, Verona, v.36, p. 23–32, 2015.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISAS AGROPECUÁRIA – Embrapa Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília, DF: Embrapa, 5 ed. 2018. 356 p.

LOPES, S. F.; VALE, V. S.; SCHIAVINI, I.; JÚNIOR PRADO, J. A.; OLIVEIRA, A. P.; ARANTES, C. S. Canopy stratification in tropical seasonal forests: How the functional traits of community change among the layers. **Bioscience**, Uberlandia, v. 30, n. 5, p. 1551-1562, 2014.

MACHADO, N. G.; SHNCHES, L.; SILVA, L. B.; NOVAIS, J. W. Z.; AQUINO, A. M.; BIUDES, M. S.; PINTO-JUNIOR, O. B. NOGUEIRA, J. S. Soil nutrient and vegetations structure in a neotropical seasonal wetland. **Applied Ecology and Environmental Research**, Budapest, v. 13, p. 289 – 305, 2015.

MARTINS, K. G.; MARQUES, M. C. M.; SANTOS, E. dos.; MARQUES, R. Effects of soil conditions on the diversity of tropical forests across a successional gradient. **Forest Ecology and Management**, Holland, v. 349, p. 4-11, 2015.

PÉLLICO NETTO, S., BEHLING, A. Additivity of tree biomass components using ratio estimate. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, e20180272, p. 1-31, 2019.

ROMÁN-DAÑOBEYTIA, F. J.; LEVY-TACHER, S. I.; ARONSON, J., RODRIGUES, R. R.; CASTELLANOS-ALBORES, J. Testing the Performance of Fourteen Native Tropical Tree Species in Two Abandoned Pastures of the Lacandon Rainforest Region of Chiapas, Mexico. **Restoration Ecology**, Washington, v. 20, n. 3, p. 378-386, 2011.

ROSA, S. A.; BARBOSA, A. C. M. C.; JUNK, W. J.; CUNHA, C. N. da.; PIEDADE, M. T. F.; Scabin, A. B.; CECCANTINI, G. C. T.; SCHÖNGART, J. Growth models based on tree-ring data for the Neotropical tree species *Calophyllum brasiliense* across different Brazilian wetlands: implications for conservation and management. **Trees**, Germany, v. 31, n.2, p.729-742, 2016.

SANSEVERO, J. B. B.; PRIETO, P. V.; de MORAES, L. F. D.; RODRIGUES, P. J. P. Natural regeneration in plantations of native trees in lowland Brazilian Atlantic forest: community structure, diversity, and dispersal syndromes. **Restoration Ecology**, Washington, v. 19, n. 3, p. 379-389, 2011.

SCOLFORO, H. F., SCOLFORO, J. R. S., THIERSCH, C. R., THIERSCH, M. F., MCTAGUE, J. P., BURKHART, H., FERRAZ FILHO, A. C., MELLO, J. M. DE, ROISE, J. A new model of tropical tree diameter growth rate and its application to identify fast-growing native tree species. **Forest Ecology and Management, Holland**, v. 400, p. 578-586, 2017.

SHIMAMOTO, C. Y.; BOTOSSO, P. C.; AMANO, E.; MARQUES, M. C. M. Stem growth rhythms in trees of a tropical rainforest in Southern Brazil. **Trees**, Germany, v. 30, n.1, p. 99-111. 2016.

SINGH, S.; TRIPATHI, D. K.; SINGH, S.; SHARMA, S.; DUBEY, N. K.; CHAUHAN, D. K. VACULIK, M. Toxicity of Aluminium on various levels of plant cells and organism: A review. **Environmental and Experimental Botany**, Holland, v. 137, p.177-193, 2017.

SOARES, C. P. B.; MARTINS, F. B.; LEITE JUNIOR, H. U.; SILVA, G. F.; FIGUEIREDO, L. T. M. Equações hipsométricas, volumétricas e de taper para onze espécies nativas. **Árvore**, Viçosa, v. 35, n. 5, p. 1039-1051, 2011.

SOBANSKI, N.; MARQUES, M. C. M. Effects of soil characteristics and exotic grass cover on the forest restoration of the Atlantic Forest region. **Journal for Nature Conservation (Print)**, Italy, v. 22, p. 217-222, 2014.

VILLELA, D. M., NASCIMENTO, M. T.; ARAGÃO, L. E.; GAMA, D. M. Effect of selective logging on forest structure and nutrient cycling in a seasonally dry Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Biogeography**, Australia, v. 33, p. 506-516, 2006.

VOLVEI, P.; MOTTA, A. C. V. **Manual de adubação e calagem do Estado do Paraná**. Curitiba: Núcleo Estadual Paraná da sociedade Brasileira de solos – NEPAR-SBCS, 2 ed. 2019. 289 p.

WORBES, M.; STASCHEL, R.; ROLOFF A.; JUNK, W. Tree ring analysis reveals age structure, dynamics and wood production of a natural forest stand in Cameroon. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 173, n. 1-3, p. 105-123, 2003.

WU, C-H., LO, Y-H.; BLANCO, J. A.; CHANG, S-C. Resilience Assessment of Lowland Plantations Using an Ecosystem Modeling Approach. **Sustainability**, Basel, v. 7, p. 3801-3822, 2015.

WYDHAYAGARN, C.; ELLIOTT, S. WANGPAKAPATTANAWONG, P. Bird communities and seedling recruitment in restoring seasonally dry forest using the framework species method in Northern Thailand. **New Forests**, England, v, 38, n. 1, p. 81-97. 2009.

CAPÍTULO 4 - RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DE FLORESTA OMBRÓFILA DENSA DE TERRAS BAIXAS DEGRADADAS POR PASTAGEM DE BÚFALOS

Artigo publicado na Revista Enciclopédia Biosfera. Publicado em: 30/06/2021
DOI: [10.18677/EnciBio_2021B22](https://doi.org/10.18677/EnciBio_2021B22) - Encontra-se no formato da revista

Nocy Bila¹, Román C. Rios², Alessandro C. Angelo³ Christopher Thomas Blum⁴,
Alexandre Behling⁵

¹Mestre em Engenharia Florestal pela Universidade Federal do Paraná (UFPR), área de Silvicultura. Doutoranda na UFPR no Curso de Engenharia Florestal.

Email: nocybila@gmail.com

²Doutor em Engenharia Florestal pela UFPR, área de Conservação da Natureza. Professor Adjunto na UFPR no Curso de Engenharia Florestal.

³Doutor em Ciências Biológicas pela UFPR, área de Entomologia. Professor Titular na UFPR no Curso de Engenharia Florestal.

⁴ Doutor em Engenharia Florestal pela UFPR, área de Conservação da Natureza. Professor Adjunto na UFPR no Curso de Engenharia Florestal.

⁵Doutor em Engenharia Florestal pela UFPR, área de Manejo Florestal. Professor Adjunto na UFPR no Curso de Engenharia Florestal.

RESUMO

A conversão de áreas com Floresta Ombrófila Densa em pastagens contribuiu para degradação do sistema, inibindo a retomada da vegetação. Nestas circunstâncias, o uso de talhões facilitadores (TFs) podem promover o retorno da regeneração. O estudo objetivou identificar o modelo de TFs com baixa riqueza que proporcionou melhor restauração após 14 anos de plantio. Os TFs eram compostos por T1 e T2, diferenciados pela proporção de indivíduos de espécies pioneiras e secundárias iniciais, com repetições em linhas de plantio, na Reserva Natural da Guaricica. Foram instaladas 400 parcelas para colher dados: 2x10m para porte superior (G1) com $cap \geq 15,7cm$, 5x2m para porte médio (G2) com $2cm \leq cap < 15,7cm$ e 2x2m para porte pequeno (G3) com $cap < 2cm$ e $h > 5cm$, perfazendo 1,32ha. Registraram-se 180 espécies, 43 famílias, e as espécies mais importantes no G1 foram *Cyathea atrovirens* e *Neoblechnum brasiliense* em T1 e T2; G2 foram Melastomataceae 2, *Myrcia neuwiediana* e *Pera glabrata* no T1, *Miconia cinerascens*, *Cordia sellowiana* e *Alchornea glandulosa* no T2. No G3 foi *Inga edulis* em ambos tratamentos. As abundâncias registradas em G1 foram 1917,5ind/ha no T1 e 2452,7ind/ha no T2, G2 foram 4600ind/ha no T1 e 6273,7ind/ha no T2 e G3 foram 12237,5ind/ha no T1 e 27250ind/ha no T2, apresentaram diferenças entre os tratamentos e imprimiram mudanças na cobertura do solo. Contudo, não registraram mudanças na riqueza, diversidade, grupos ecológicos e síndromes de dispersão. Concluiu-se que TFs com proporção diferente de indivíduos de espécies pioneiras e secundárias iniciais (T2) melhor favoreceram o estabelecimento de plântulas acelerando a restauração florestal.

PALAVRAS-CHAVE: Pioneiras; Regeneração; Sucessão.

RESTORATION OF LOWLANDS OMBROPHILOUS DENSE FOREST AREAS DEGRADED BY BUFFALOES PASTURES

ABSTRACT

The Ombrophilous Dense Forest conversion into pastures areas contributed for system degradation, inhibiting the resumption of vegetation. In these circumstances, the use of facilitating plots (TFs) can promote regeneration return. The study aimed to identify the TFs model with low richness which provided better restoration after 14 years of planting. TFs were composed by T1 and T2, differentiated by proportion of individuals of pioneer and early secondary species, with planting lines repetitions, in Guaricica Nature Reserve. To evaluate the regeneration, 400 parcels were installed: 2x10m, to measure individuals of superior size (G1) with a cbh (circumference at breast height) >15.7cm, 5x2m for the medium size (G2) with 2cm < cbh < 15.7cm, and 2x2m for small size (G3) with cbh < 2cm and h > 5 cm totalling 1.32ha. Were found 180 species, 43 families, and the most important species in G1 were *Cyathea atrovirens* and *Neoblechnum brasiliense* in T1 and T2; G2 were Melastomataceae 2, *Myrcia neuwiediana* and *Pera glabrata* in T1, *Miconia cinerascens*, *Cordia sellowiana* and *Alchornea glandulosa* in T2. In G3 it was *Inga edulis* in both treatments. The abundances recorded G1 were 1917.5ind/ha in T1 and 2452.7ind/ha in T2, G2 were 4600ind/ha in T1 and 6273.7ind/ha in T2 and G3 were 12237.5ind/ha in T1 and 27250ind/ha in T2, showed differences between treatments and changed in soil cover. However, there were no changes in Richness, diversity, ecological groups and dispersal syndromes. It was concluded that TFs with different proportion of individuals pioneer and early secondary species (T2) favored the seedlings establishment and accelerating forest restoration.

PALAVRAS-CHAVE: Pioneers; Regeneration; Succession,

4.1 INTRODUÇÃO

No período de 1970-1990, a criação de búfalos desencadeou um processo de degradação do solo comprometendo a recuperação e a resiliência da Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas na planície norte paranaense. Esse estágio exigiu a adoção de práticas de restauração que garantissem o resgate da estrutura e função da paisagem (WU et al., 2015). Após a avaliação do estágio de degradação, o plantio de mudas e o controle de exóticas, foram as estratégias eficazes de restauração na promoção e colonização de outras espécies no meio ambiente (FERRETI; BRITZ, 2005).

Em áreas onde o plantio é imprescindível na dinamização da restauração, recomenda-se o plantio com alta riqueza, valor igual ou superior a 80 espécies nativas pertencentes a diferentes grupos ecológicos (BRANCALION et al., 2015). Em regra, estes plantios quando bem montados, têm a capacidade de acelerar a sucessão florestal do sub-bosque, melhorar a qualidade do solo, restaurar a interação ecológica e facilitar o recrutamento de arbustos e árvores (SUGANUMA et al., 2014; CHAZDON, 2016; CESAR et al., 2018; BRANCALION et al., 2019). Contudo, geralmente a diversidade de espécies nativas disponíveis em viveiros de mudas florestais é limitada e determinada pela disponibilidade de frutos e sementes regionais (TURCHETTO et al., 2016).

O termo "Regras de Montagem" - do inglês *Assembly Rules*, em ecologia de restauração florestal, refere as interações que existem entre plantas no plantio misto que ditam a trajetória de mudanças que ocorrem no processo de estruturação das comunidades (ZULUAGA, 2015). Estas interações resultam de filtros ecológicos abióticos e bióticos, que selecionam as espécies no contexto regional, que compõem a comunidade em estruturação (BRANCALION et al., 2015).

A montagem do plantio de espécies nativas pode criar mecanismos que facilitam ou inibem a sucessão florestal (CHAZDON, 2016). Contudo, quando bem planejado o plantio funciona como facilitador na sucessão desde começo e de forma duradoura, e segue dois princípios: dinâmica das copas e nucleação é denominado por talhões facilitadores ou TFs (CARPANEZZI; NICODEMO, 2009).

Os TFs baseiam-se no plantio de diferentes espécies de acordo com perfil e a característica ecológica de cada espécie, e como plantios mistos, atuam como filtros bióticos, que para comportarem-se como facilitadores dependem de fatores como densidade, conjunto de espécies selecionadas no plantio, clima local e a proximidade com fragmentos florestais nativos (SUGANUMA et al., 2017).

Contudo existem ainda lacunas a serem preenchidas pelas pesquisas no sentido de avaliar qual é o modelo ou arranjo espacial dos TFs ou plantios mistos que aceleram a sucessão florestal do sub-bosque a custos relativamente baixos. Até ao momento não existe um padrão único de plantio de TFs, todavia, a proporção é determinada de acordo com as características de cada local, a prior estabelecidos em cada projeto de recuperação os percentuais relativos as espécies pioneiras e não pioneiras (secundárias iniciais) e secundárias tardias e climácicas (CARPANEZZI; NICODEMO, 2009).

Na busca do entendimento sobre qual melhor regra de montagem e qual o papel das espécies no direcionamento da trajetória sucessional, o presente trabalho teve como objetivo descrever a florística e a fitossociologia do estrato regenerante de plantio adensado misto em linhas ou TFs em linhas com baixa riqueza estabelecido apenas com espécies pioneiras e secundárias iniciais, em áreas degradadas por pastagem para búfalos ao longo da FODTB, na planície litorânea paranaense.

Neste estudo foram testadas as hipóteses:

Talhões facilitadores (TFs) com proporção igual de indivíduos de espécies pioneiras e secundárias iniciais diferem na riqueza, diversidade e na abundância de espécies em relação a TFs com proporção diferente de indivíduos de espécies pioneiras e secundárias iniciais.

Talhões facilitadores (TFs) com proporção igual de indivíduos de espécies pioneiras e secundárias iniciais diferem em grupos ecológicos e em síndrome de dispersão das espécies em relação a TFs com proporção diferente de indivíduos de espécies pioneiras e secundárias iniciais.

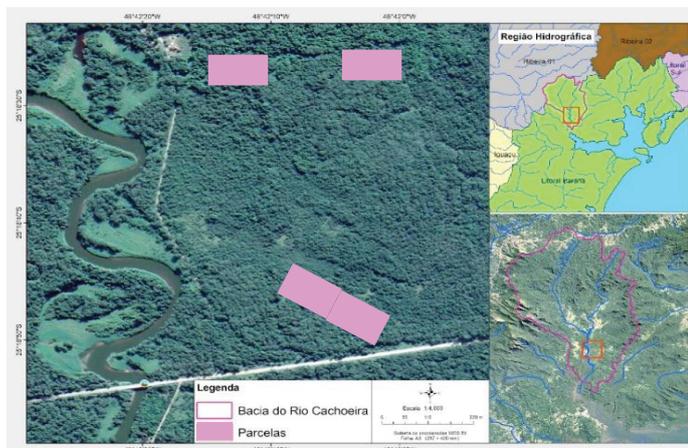
4.2 MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O trabalho foi realizado na planície adjacente à Serra do Mar, município de Antonina-PR, na APA de Guaraqueçaba, litoral norte, na Reserva Natural da Guaricica (Figura 1), pertencente à ONG SPVS. O relevo é plano, com altitudes entre 0 - 25 m, de domínio fitogeográfico de FODTB, em Plintossolo háplico distrófico típico.

O clima da região, segundo Köppen, é Cfa, subtropical úmido mesotérmico, com a temperatura média anual entre 19°C e 21°C, atingindo, no verão, os 24°C e no inverno os 17°C. A precipitação média anual oscila entre 2.000-2.500 mm/ano, sem ocorrência de estação seca (ADEMADAN, 2016).

Figura 1 - Localização da Área de estudo, Bacia do Rio Cachoeira, Reserva Natural da Guaricica (SPVS), Município de Antonina, Paraná.



Fonte: Os autores (2021); Dados do IBGE (2019); ANA (2019)

Até 2000 a área era usada como fazenda de búfalos e ocupada predominantemente por *Brachiaria* spp. No ano seguinte foi convertida em área protegida e em 2006 iniciado um experimento de plantio misto de 10 espécies, com pioneiras (P) *Mimosa bimucronata*, *Senna multijuga* e *Schizolobium parahyba* e 7 secundárias iniciais (SI) *Myrsine coriacea*, *Inga edulis*, *Inga marginata*, *Inga fagifolia*, *Alchornea glandulosa*, *Citharexylum myrianthum* e *Hieronyma alchorneoides*. O plantio foi disposto em um espaçamento de 1,6 x 2,5 m (2500 indi/ha) e testou dois tratamentos com T1 com 30% de pioneiras e 70% de secundárias iniciais (10% de cada espécie) enquanto T2 apresentava 36% pioneiras e 64% de secundárias iniciais representando *S. parahyba* (7%), *M. coriacea* (7%), *I. fagifolia* (7%), *A. glandulosa* (7%), *H. alchorneoides* (7%), *C. myrianthum* (10%), *I. marginata* (10%), *M. bimucronata* (12%), *S. multijuga* (17%) e *I. edulis* (17%). Os tratamentos são talhões facilitadores (TFs) com baixa riqueza em unidades amostrais de 5000 m² por tratamento, totalizando a área de 20000 m².

Coleta dos dados

Para coleta de dados da regeneração foram instaladas sistematicamente 400 parcelas em cada porte de regenerantes: 2 x 10 m, para mensurar indivíduos de Porte superior (G1) com $\text{cap} \geq 15,7$ cm, 5 x 2 m para o Porte médio (G2) com $2 \text{ cm} \leq \text{cap} < 15,7$ cm, e 2 x 2 m para o Porte pequeno (G3) com $\text{cap} < 2$ cm e uma $h > 5$ cm totalizando 0,8 ha, 0,4 ha e 0,12 ha respectivamente. As amostras botânicas dos espécimes das plantas foram depositadas no Herbário Escola de Florestas da UFPR, identificadas por comparação e ajuda de especialistas. O nome científico, família, grupo ecológico, síndrome de dispersão e a origem das espécies foram baseadas nos dados de Gandolfi et al. (1995), "Flora do Brasil 2020", site *The International Plant Names Index* (2020).

Análise dos dados

Utilizou-se a metodologia proposta por Chao e Jost (2012) para estimar e comparar a diversidade alfa baseada na série numérica de Hill (1973). O perfil de diversidade de Hill reflete o número efetivo de espécies (JOST, 2006), pois permite avaliar a dominância e equabilidade nas comunidades regenerantes. As curvas baseadas na teoria da amostragem mediante a rarefação (interpolação) e a predição

(extrapolação) permitem a comparação da diversidade de espécies com a observação direta do papel da proporção de espécies raras na detecção de padrões de diversidade de assembleias (CHAO et al., 2015). A curva de diversidade de espécies foi construída com os números de Hill onde no eixo x apresenta os valores de ordem “q”: a riqueza de espécies $q=0$, o exponencial do índice de Shannon $q=1$ e o inverso do índice de Simpson $q=2$ (HSIEH et al., 2016). A diversidade de ordem zero ($q=0$) é completamente insensível à frequência das espécies. A diversidade de ordem um ($q=1$) pesa as contribuições de cada espécie com suas frequências sem favorecer as raras e nem as comuns; e a diversidade de ordem dois ($q=2$) favorece as espécies mais abundantes (GAGGIOTTI et al., 2018). Extrapolações foram feitas com matrizes de presença-ausência e os intervalos de confiança com 95% e os valores da diversidade verdadeira foram estimados com 100 replicações tipo bootstrapp. A não sobreposição dos intervalos de confiança, significa que a diversidade verdadeira entre áreas difere significativamente ($p<0.05$) (Colwell et. al, 2012). Os cálculos e os gráficos foram gerados na plataforma de programação R utilizando o pacote iNEXT (HSIEH et al., 2016).

Foi realizado o teste Qui-quadrado ($\alpha = 0,05$) para verificar a existência de diferenças entre os grupos ecológicos bem como na síndrome de dispersão dos indivíduos regenerantes em cada porte em função do T1 e T2.

Para as estimativas fitossociológicas calcularam-se a densidade absoluta e relativa (DA e DR), dominância absoluta e relativa (DoA e DoR) e frequência absoluta e relativa (FA e FR) e de Valor de Importância (VI) segundo MUELLER-DOMBOIS e ELLEMBERG, 1974.

4.3 RESULTADOS

Foram registradas 180 espécies distribuídas em 43 famílias, sendo 131 (72,78%) determinadas em nível específico, 17 (9,44%) em nível de gênero, 22 (12,22%) em nível de família e 9 taxas (5,56%) indeterminadas. As famílias com maior riqueza foram Myrtaceae (30), Lauraceae (16), Rubiaceae (15) e Fabaceae (13), totalizando 41% das espécies regenerantes da área.

No grupo com Porte superior (G1) foram registrados 821 indivíduos, 43 espécies, 22 famílias no T1, e 932 indivíduos, 42 espécies, 23 famílias no T2. No Porte médio (G2) foram registrados 929 indivíduos, 82 espécies, 29 famílias no T1, e no T2 cerca de 1193 indivíduos, 90 espécies, 31 famílias. No Porte pequeno (G3) foram catalogados 979 indivíduos, 88 espécies, 31 famílias no T1, e no T2 foram 2071 indivíduos, 108 espécies, 36 famílias no T2.

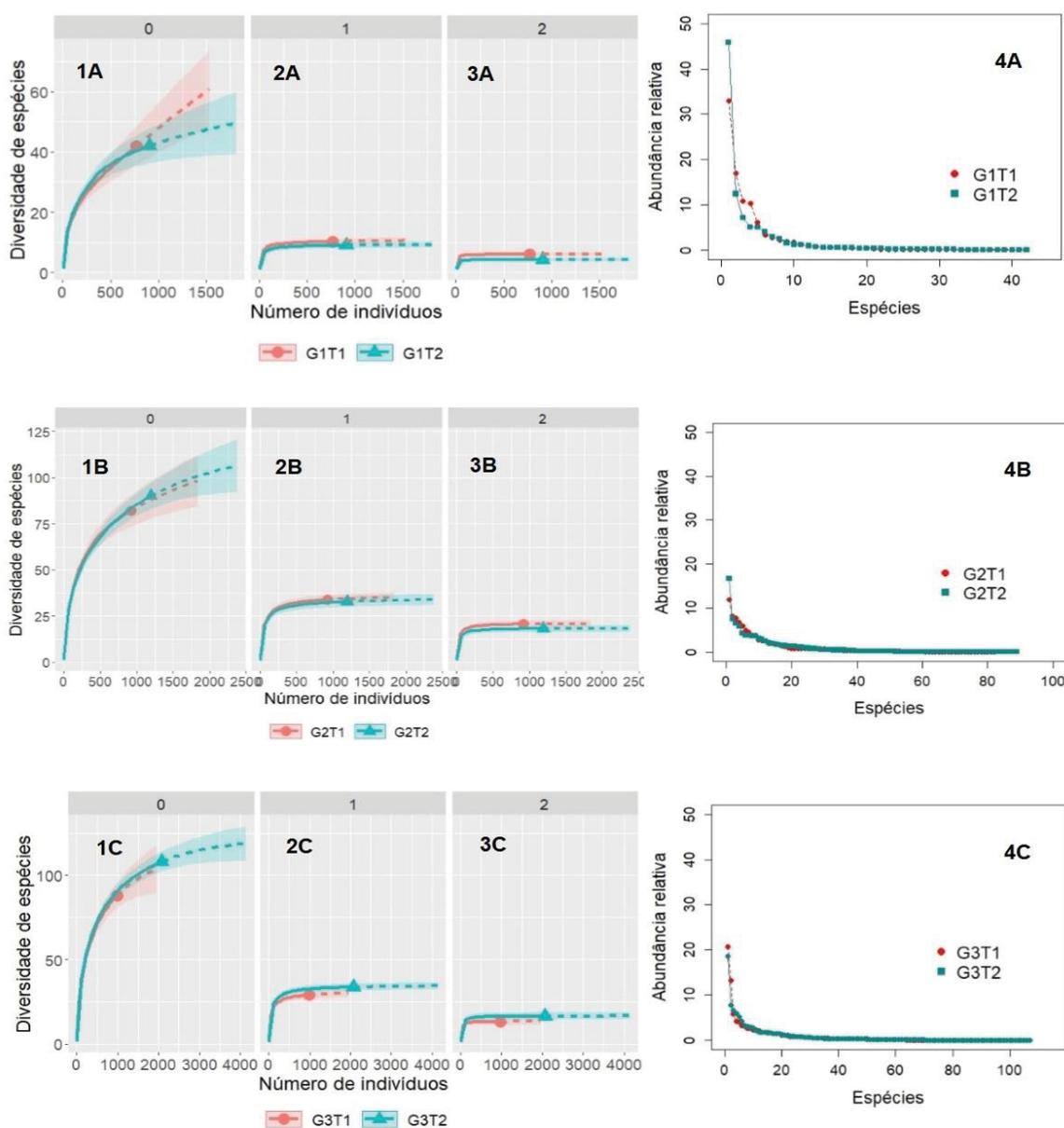
No G1, as curvas de diversidade verdadeira ordem 0 ($q=0$) não atingiram a estabilidade em ambos os tratamentos (Figura 2.1A). A diversidade verdadeira observada de ordem 1 ($q=1$) obteve uma curva de crescimento semelhante entre T1 e T2 (Figura 2.2A), fato também observado na diversidade verdadeira de ordem 2 ($q=2$) segundo a Figura 2.3A. A amostragem por extrapolação para o mesmo número de indivíduos, demonstrou que a diversidade verdadeira de ordem 1 ($q=1$) e ordem 2 ($q=2$) não são diferentes em T1 e T2 respectivamente. A distribuição de abundância das espécies no G1 mostrou *Cyathea atrovirens* e *Neoblechnum brasiliense* como mais abundantes em ambos tratamentos e o T1 apresentou melhor distribuição das espécies (equabilidade) segundo a Figura 2.4A.

As curvas de diversidade verdadeira do G2 de riqueza ($q=0$) também não atingiram a estabilidade em ambos os tratamentos (Figura 2.1A). As curvas de diversidade verdadeira de ordem 1 ($q=1$) e ordem 2 ($q=2$) neste grupo apresentaram a mesma tendência de estabilização na extrapolação em ambos tratamentos, sendo

assim, pelo erro padrão das curvas não existem entre elas diferenças estatísticas significativas. *Melastomataceae 2* no T1 e *Miconia cinerascens* no T2 foram mais abundantes, e a curva do T1 também apresentou melhor distribuição das espécies (equabilidade) segundo a Figura 2.4B.

No G3, a diversidade verdadeira ($q=0$) na Figura 2.1C, assim como as curvas de diversidade verdadeira de ordem 1 ($q=1$) e ordem 2 ($q=2$) apresentaram a mesma tendência no crescimento como é demonstrado na Figura 2.2B e Figura 2.3B respectivamente. Pelo intervalo de confiança sobreposto das curvas de diversidade ordem 1 ($q=1$) e ordem 2 ($q=2$) não existem diferenças significativas entre T1 e T2.

Figura 2 - Curva de diversidade verdadeira $q = 0$ (espécie riqueza), $q = 1$, $q = 2$ e curvas de distribuição de abundâncias. Linha tracejada é extrapolação dos dados. Porte superior (A), Porte médio (B) e Porte pequeno (C) no T1 e T2, Reserva da Guaricica, Município de Antonina, Paraná.



Fonte: Os autores (2021).

Não foram observadas diferenças entre grupos ecológicos em função do T1 e T2 dos grupos regenerantes de G1 ($X^2=5,6833$; $df=7$, $p=0,4342$), G2 ($X^2=2,824$; $df=7$; $p=0,9465$) e de G3 ($X^2=10,672$; $df=7$, $p=0,1536$). As espécies secundárias iniciais, seguido das pioneiras predominaram nos G1 e G2 e em G3 foram as secundárias iniciais, seguidas das secundárias tardias.

A espécie climática *Coussapoa microcarpa* (Urticaceae) foi encontrada apenas G1; as outras foram encontradas nos grupos G2 e G3 e foram *Erythroxylum amplifolium* (Erythroxylaceae), *Euterpe edulis* (Arecaceae), *Geonoma elegans* (Arecaceae), *Nectandra megapotamica* (Lauraceae), *Psychotria suterella* (Rubiaceae), *Quiina glaziovii* (Quiinaceae), *Rudgea jasminoides* (Rubiaceae) e *Sloanea guianensis* (Elaeocarpaceae).

Os tratamentos não apresentaram diferenças significativas no teste Chi quadrado para síndrome de dispersão onde registrou G1 ($X^2=0,1747$, $df=5$, $p=0,9908$), G2 ($X^2=6,133$; $df=5$; $p=0,2877$) e G3 ($X^2=8,124$; $df=7$, $p=0,3127$). Foi observado o mesmo padrão de dispersão nos três grupos, onde zoocórica foi a síndrome dominante, demonstrando que a maioria das espécies são dispersas por agentes biológicos. Embora uma porcentagem muito baixa (< 25%) seja dispersa por agentes abióticos, observou-se uma tendência do T2 apresentar um número superior de espécies zoocóricas em comparação com o T1.

O G1 não apresentou diferenças significativas na abundância média por parcela (T1= 4,19 ind/parcela, T2= 4,95 ind/parcela, $W=11,028$ e $p=0,1676$), contudo, G2 (T1=5,02 ind/parcela, T2=6,51 ind/parcela, $W=0,9053$, $p=1,516e^{-14*}$) e G3 (T1=5,34 ind/parcela e T2=11,32 ind/parcela, $W= 0,8491$, $p=2,2e^{-16*}$) apresentaram diferenças estatísticas na abundância média por parcela.

A regeneração natural do G1 registrou a densidade de 1917,5 ind/ha e dominância de 12,8 m²/ha e T2 registrou 2452,7 ind/ha e dominância de 20,62 m²/ha. O G2 apresentou a densidade de 4600 ind/ha e dominância de 2,53 m²/ha no T1, e T2 apresentou 6273,7 ind/ha e dominância de 2,58m²/ha. As plântulas de G3 registraram uma densidade de 12237,5 ind/ha no T1 e 27250 ind/ha no T2.

A Tabela 2 mostra as estimativas dos parâmetros fitossociológicos das 10 espécies ecologicamente mais importantes nos G1, G2 e G3 em cada tratamento.

Cyathea atrovirens e *Neoblechnum brasiliense*, foram as espécies ecologicamente mais importantes no sub-bosque da floresta em T1 e T2, representando 43,5% e 53,7% do IVI total no G1 respectivamente.

No G2, Melastomataceae (2), *Myrcia neuwiedeanae* e *Pera glabrata* representam 24,4% no T1, enquanto *Miconia cinerascens*, *Cordia sellowiana* e *Alchornea glandulosa* representaram 31,5% no T2.

No grupo G3, *Inga edulis* e *Psychotria hoffmannseggiana* foram as mais abundantes no T1 e *Inga edulis*, *Psychotria nuda* no T2, perfazendo um total de 29,5% e 20,9% respectivamente. Um indivíduo adulto de *Pouroma guianensis* esteve entre as 10 mais importantes do G1, é possível que esse indivíduo existisse antes do plantio em 2006.

Euterpe edulis se encontra nos três grupos de regenerantes em ambos os tratamentos. *Miconia cinerascens* e *Alchornea glandulosa* foram melhores distribuídas no G1 e G2 em ambos os tratamentos e no G3 no T2. *Cordia sellowiana* está melhor representada nos grupos de G2 e G3 em ambos os tratamentos; enquanto *Cupania oblongifolia* encontra-se em ambos os tratamentos no G2 e *Inga edulis* é a representante no G3.

TABELA 1- Estimativas dos parâmetros fitossociológicos das dez espécies com maior valor de importância da regeneração natural (VI) de Porte superior (G1), Porte médio (G2) e Porte pequeno (G3) no T1 e T2 na Reserva Guaricica.

	G							G					
	E	NI	DR	DoR	FR	VI (%)		E	NI	DR	DoR	FR	VI (%)
Porte Superior													
Tratamento 1						Tratamento 2							
<i>Cyathea atrovirens</i>	P	253	33,0	36,7	19,7	29,8	<i>Cyathea atrovirens</i>	P	415	44,5	37,3	22,2	34,7
<i>Neoblechnum brasiliense</i>	P	80	10,4	20,0	10,7	13,7	<i>Neoblechnum brasiliense</i>	P	113	12,1	32,9	11,9	19,0
<i>Amauropelta opposita</i>	P	129	16,8	13,1	8,5	12,8	<i>Miconia cinerascens</i>	SI	65	7,0	3,3	10,4	6,9
<i>Euterpe edulis</i>	C	83	10,8	7,0	13,7	10,5	<i>Nectandra oppositifolia</i>	ST	47	5,0	4,0	7,6	5,5
<i>Steiropteris decussata</i>	SI	47	6,1	5,3	7,4	6,3	<i>Euterpe edulis</i>	C	46	4,9	2,9	7,3	5,1
<i>Miconia cinerascens</i>	SI	26	3,4	1,3	4,4	3,0	<i>Hyeronima alchorneoides</i>	SI	37	4,0	3,8	7,3	5,1
<i>Alchornea glandulosa</i>	SI	21	2,7	1,6	4,4	2,9	<i>Steiropteris decussata</i>	SI	27	2,9	2,3	3,2	2,8
<i>Nectandra oppositifolia</i>	ST	17	2,2	1,8	4,1	2,7	<i>Alchornea glandulosa</i>	SI	23	2,5	1,1	4,3	2,6
<i>Hyeronima alchorneoides</i>	SI	15	2,0	1,8	3,0	2,3	<i>Nectandra membranacea</i>	ST	15	1,6	0,8	3,0	1,8
<i>Myrsine coreaceae</i>	SI	14	1,8	1,2	3,3	2,1	<i>Pourama guianensis</i>	P	1	0,1	4,5	0,2	1,6
Subtotal		685	89,3	90	79	86,1	Subtotal		789	84,7	93,1	77,5	85,1
Total outras		136	10,7	10,0	21,0	13,9	Total ..outras		143	15,3	6,9	22,5	14,9
Porte médio													
<i>Melastomataceae 2</i>	N/I	110	12,0	19,7	4,0	11,9	<i>Miconia cinerascens</i>	SI	199	16,7	24,2	12,1	17,6
<i>Myrsia cf, neuwiedea</i>	SI	76	8,3	7,9	4,6	6,9	<i>Cordia sellowiana</i>	P	91	7,6	6,4	8,2	7,4
<i>Pera glabrata</i>	P	72	7,8	5,7	3,4	5,6	<i>Alchornea glandulosa</i>	SI	71	6,0	7,3	6,3	6,5
<i>Miconia cinerascens</i>	SI	55	6,0	6,6	4,0	5,5	<i>Nectandra oppositifolia</i>	ST	78	6,5	5,9	6,2	6,2
<i>Euterpe edulis</i>	C	36	3,9	9,2	2,5	5,2	<i>Euterpe edulis</i>	C	44	3,7	8,8	4,4	5,6
<i>Marlierea obscura</i>	ST	63	6,8	3,9	3,1	4,6	<i>Psychotria nuda</i>	ST	46	3,9	4,4	3,2	3,8
<i>Matayba guianensis</i>	SI	47	5,1	3,5	3,7	4,1	<i>Matayba guianensis</i>	SI	51	4,3	2,0	4,4	3,6
<i>Alchornea glandulosa</i>	SI	42	4,6	4,2	2,5	3,7	<i>Cupania oblongifolia</i>	SI	44	3,7	2,4	3,7	3,3
<i>Cupania oblongifolia</i>	SI	25	2,7	2,0	3,4	2,7	<i>Nectandra membranacea</i>	ST	37	3,1	3,3	2,9	3,1
<i>Cordia sellowiana</i>	P	36	3,9	2,1	2,2	2,7	<i>Marlierea obscura</i>	ST	45	3,8	1,3	2,9	2,7
Subtotal		562	61,1	64,8	32,3	53,1	Subtotal		706	59,2	65,9	54,2	59,8
Total..outras		367	38,9	35,2	66,7	46,9	Total ..outras		487	40,8	34,1	45,8	40,2
Porte Pequeno													
<i>Inga edulis</i>	SI	203	20,7	15,7	18,2	<i>Inga edulis</i>	SI	386	18,6	11,0	14,8
<i>Psychotria hoffmannseggiana</i>	U	130	13,3	9,2	11,3	<i>Psychotria nuda</i>	ST	124	6,0	6,2	6,1
<i>Euterpe edulis</i>	C	57	5,8	5,4	5,6	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	SI	161	7,8	3,9	5,8
<i>Matayba guianensis</i>	SI	40	4,1	4,5	4,3	<i>Psychotria mapourioides</i>	ST	138	6,7	4,6	5,6
<i>Cordia sellowiana</i>	P	31	3,2	4,0	3,6	<i>Cordia sellowiana</i>	P	107	5,2	5,6	5,4
<i>Psidium cattleianum</i>	P	41	4,2	3,0	3,6	<i>Psychotria hoffmannseggiana</i>	U	86	4,2	4,5	4,3

a

<i>Psychotria nuda</i>	ST	32	3,3	3,3	3,3	<i>Euterpe edulis</i>	C	68	3,3	3,7	3,5
<i>Myrsine coriacea</i>	SI	26	2,7	3,7	3,2	<i>Matayba guianensis</i>	SI	64	3,1	3,8	3,4
<i>Pera glabrata</i>	SI	22	2,2	2,8	2,5	<i>Miconia cinerascens</i>	SI	60	2,9	3,1	3,0
<i>Psychotria sp.</i>	U	21	2,1	2,6	2,4	<i>Marlierea obscura</i>	ST	57	2,8	3,1	2,9
<i>Subtotal</i>		603	61,9	54,2	57,9	<i>Subtotal</i>		1251	60,4	49,6	55,0
<i>Total outras</i>		376	38,4	45,8	42,1	<i>Total outras</i>		920	39,6	50,4	45,0

Em que: GE - Grupo ecológico da espécie, NI - Número de indivíduos, N/I - Não identificada DR - Densidade relativa (%), DoR - Dominância relativa (%), FR = frequência relativa (%), VI - Valor de Importância (%). Fonte: Os autores (2021)

4.5 DISCUSSÃO

Os resultados do presente estudo, indicam que o modelo de plantio para restauração aplicado há 14 anos, contribuiu para formação de floresta com sub-bosque na área até então desmatada, o que segundo Brancalion et al. (2015), o modelo de plantio pode conduzir o desenvolvimento da regeneração. Este plantio desta forma favoreceu o retorno de propágulos de novas espécies regenerantes, distribuídas pelas famílias comumente encontradas em áreas de sucessão da Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas ao longo da planície (BORGIO et al., 2011; MOURA; MANTOVAVANI, 2020).

As famílias Myrtaceae, Fabaceae, Lauraceae, Melastomataceae e Rubiaceae foram registradas como as mais importantes em estágio de sucessão secundária, assim como em outras florestas tropicais do Brasil, pois, estas possuem espécies adaptadas as áreas degradadas e aos estágios de sucessão inicial, tornando-as imprescindíveis na restauração florestal (SIMINSKI et al., 2013; CHAZDON, 2016; BROTTTO, et al., 2019).

Segundo a classificação da Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN, na área foram encontradas *Tachigali denudata* e *Xylopia brasiliensis* (quase ameaçadas), *Cedrela fissilis* (ameaçada), *Plinia edulis* (Rara), *Rudgea jasminoides* (vulnerável), *Ocotea odorifera* (em perigo). A ocorrência destas espécies na regeneração natural é indício que a vegetação aos poucos está se restaurando e reconstruindo a diversidade biológica da floresta (BARLOW et al., 2016).

Os talhões facilitadores (TFs) não diferiram em riqueza média por parcela e na diversidade entre talhões, contudo, foi observado um aumento na riqueza com a redução do porte de regenerantes, ou seja, do grupo de regenerantes do G2 e G3. A vista disso, *Cyathea atrovirens* e *Neoblechnum brasiliense* foram as espécies mais abundantes e contribuíram para que a diversidade de ordem 2 ($q=2$) fosse mínima em relação a outros grupos. A razão do T1 apresentar melhor equidade (uniformidade) comparativamente ao T2, segundo Moreno et al. (2011), se deve ao fato da maior abundância estar concentrada em um número muito reduzido de espécie enquanto a maioria das espécies contém pouquíssimos indivíduos.

A riqueza das espécies ($q=0$) de G3 pode ser explicada pela acentuada heterogeneidade ambiental a nível do estrato mais baixo da floresta. Por outro lado, o resultado da diversidade de ordem 1 ($q=1$) de G3 provém de espécies de um nível de sucessão mais avançado que são as secundárias tardias e climáticas que ingressaram naturalmente no sistema.

Suganuma et al. (2014), referem que a regeneração natural dos estratos inferiores da floresta no processo da sucessão, permite prever os padrões de composição e diversidade de espécies das florestas no futuro. Chazdon (2016),

referiu que a diversidade de espécies em florestas secundárias tropicais se acumula ao longo do tempo e parte dos estratos inferiores com menor porte de indivíduos para os superiores.

Os tratamentos ou talhões facilitadores (TFs) influenciaram na abundância média da parcela contribuindo na estruturação da regeneração a nível dos indivíduos do Porte médio (G2) e pequeno (G3). *S. multijuga* e *M. bimucronata*, são pioneiras, de crescimento rápido e ciclo de vida curto e na condição de solo degradado pela pastagem foram as primeiras espécies a saírem do sistema, criando abertura no dossel e clareiras na floresta. A saída das pioneiras *S. multijuga* e *M. bimucronata* por morte natural ocorreu nos dois talhões, contudo, foi em T2 onde a proporção de plantio destas foi superior e a redução da densidade e porcentagem de clareiras maior. Esta situação favoreceu o aumento em 1,6 vezes dos indivíduos regenerantes de *Cyathea atrovirens* e 1,4 vezes de *Neoblechnum brasiliense* ambas pioneiras no T2. Segundo Almeida (2016), esta situação permitiu precocemente mais incidência de luz e a retomada da fase inicial de sucessão, retardando assim a evolução da sucessão florestal na área em restauração.

Molino e Sabatier (2001), no estudo de clareiras com diferentes dimensões na floresta tropical úmida, constataram alterações na diversidade da regeneração em clareira de dimensão intermediária, onde foi observado menor riqueza de pioneiras e maior número de espécies tolerantes à sombra com maior riqueza no geral. Chazdon (2016), em estudo similar observou que a riqueza de espécies pioneiras em florestas tropicais da América Central, é resultado do longo período de intensivo distúrbio e da maior distância da fonte dos propágulos.

A ocorrência de poucas espécies dominantes do G1 em ambos talhões resultou da alta abundância de indivíduos regenerantes e conseqüentemente a diversidade verdadeira baixa. Boukili e Chazdon (2017) referem que as espécies localizadas no estrato superior ou estruturalmente dominante em florestas subtropicais, funcionam como filtros ambientais para algumas espécies do estrato inferior. Neste estudo o filtro do sub-bosque é realizado pelas espécies do plantio misto (TFs) assim como as do G1, pois, ambos influenciam diferencialmente a emergência, a sobrevivência e estrutura dos indivíduos regenerantes de G2 e G3.

A abundância e a dominância de *Cyathea atrovirens* e *Neoblechnum brasiliense* favoreceram a regeneração na área, atuando com filtro positivo, na medida em que T2, área de maior porcentagem de clareira registrou as maiores abundâncias de indivíduos do G2 e G3.

Foi observada a redução da riqueza de espécies pioneiras e o aumento de secundárias (inicial e tardia) entre os tratamentos de G1 para G2 e G3. Porém, as espécies pioneiras contribuem quase 30% da riqueza e diversidade da comunidade arbórea, principalmente no G1, estrato superior do sub-bosque.

Siminski et al., (2011) referenciam que uma fração reduzida das pioneiras domina os estágios arbustivos e arbóreos até os 15 anos de sucessão florestal e em fases avançadas da sucessão florestal. Contudo, este conjunto de espécies desempenham o papel de facilitadoras durante a sucessão florestal, pois, criam novas condições para o estabelecimento de outras espécies de plantas, as oportunistas, que enriqueceram desta forma o G2 e G3.

A zoocoria como síndrome predominante é um mecanismo de dispersão importante e dominante nas florestas tropicais (ALMEIDA, 2016; CHAZDON, 2016), é comum em pioneiras e secundárias ao longo da FODTB. Embora a formação florestal seja jovem e localizada em região altamente fragmentada, a área contém alta riqueza e densidade de espécies arbóreas nos G2 e G3 em ambos tratamentos.

Assim sendo, o domínio na riqueza de espécies nas famílias Myrtaceae, Lauraceae, Melastomataceae, Fabaceae e Rubiaceae sugeriu que a dispersão foi feita de maneira eficiente pelos animais, em especial na colonização no estrato dos G2 e G3. Além de conterem espécies tolerantes à sombra e ao sub-bosque, apresentam uma relação positiva com a fauna, principalmente com pássaros, morcegos, ungulados, roedores e marsupiais (LIMA et al., 2016).

A maior abundância de espécies e indivíduos de dispersão zoocórica nos G2 e G3 do T2 explica-se pelo fato de G1 conter maior número de árvores estabelecidas, que serviram de poleiros ou fonte de alimentos, aumentando assim a chuva de sementes (REID et al., 2015).

As variáveis densidade e dominância, quando criteriosamente analisadas, são excelentes indicativos do grau de preservação das áreas em restauração (CHAZDON, 2016), e determinantes do estágio sucessional na Floresta Ombrófila Densa Atlântica (SIMINSKI et al., 2013).

Os valores de densidade e dominância dos regenerantes neste estudo encontram-se dentro da faixa de desenvolvimento da FODTB em fase de sucessão secundária. Lingner et al. (2015), ao longo desta formação com altitudes dos 0-30 m registrou valores de densidade inferiores ao presente estudo em indivíduos regenerantes (dap>10cm) com média de $594,4 \pm 151,93$ ind/ha, porém superiores em área basal média $21,7 \pm 5,69$ m²/ha. Em trechos mais ao norte, como Pernambuco, os indivíduos regenerantes, segundo Lima (2017), registraram 11970 ind/ha e 3,28 m²/ha (dap<5cm e H >1m); Lima et al. (2013) registrou 8160 ind/ha e 18,88 m²/ha, (dap>15 cm).

Cyathea atrovirens e *Neoblechnum brasiliense*, registram maiores valores de densidade na área, resultante das condições ideais de umidade, disponibilidade de luz e exposição ao vento para se desenvolverem (MATOS et al., 2020). *Cyathea atrovirens*, no Neotrópico, sobrevive em torno de 12 anos em ambientes degradados pela agricultura ou pastagem e têm ampla distribuição em áreas clareiras de formações florestais secundárias abertas (SCHILLING; TEJEDOR 2017).

O presente estudo revelou que TFs com proporção diferente de indivíduos de espécies pioneiras e secundárias iniciais (T2) e com número superior de indivíduos pioneiros em relação ao T1, concentram ao longo da sucessão florestal uma maior abundância de novos indivíduos regenerantes. Fato resultante do efeito positivo que a clareira teve na promoção do recrutamento das plântulas para a fase reprodutiva da área em restauração.

Almeida (2016), refere que espécies secundárias iniciais são de extrema importância na restauração, pois possuem ciclo de vida maior do que as pioneiras e têm comportamentos ecológicos diferentes entre si. Situação atestada nos resultados de maior dominância e abundância de indivíduos regenerantes de *I. edulis* no T2, comparativamente a *I. marginata* e *I. fagifolia*; fato que contribuiu no preenchimento de parte das clareiras criadas pela morte das pioneiras. Por outro lado, a predominância de *I. edulis* na regeneração de pequeno porte (G3) em ambos tratamentos demonstrou a importância da espécie na restauração como preenchedora de clareiras, atrativo de fauna e incremento de riqueza e diversidade de espécies no intervalo de tempo relativamente curto, comparativamente ao T1 nas condições deste experimento.

4.5 CONCLUSÕES:

Foi concluído que na planície litorânea paranaense, áreas adjacentes à Serra do Mar, os plantios mistos desempenharam o papel facilitador no estabelecimento de

plântulas o que acelerou a restauração florestal, imprimindo mudanças na cobertura do solo.

Os talhões facilitadores (TFs) com proporção igual de indivíduos de espécies pioneiras e secundárias iniciais não diferem em riqueza e diversidade dos TFs com proporção diferente de indivíduos de espécies pioneiras e secundárias iniciais.

Os talhões facilitadores não diferiram nos grupos ecológicos e nem na síndrome de dispersão das espécies. Os TFs diferiram em abundância, sendo o que apresenta uma proporção diferente de indivíduos de espécies pioneiras e secundárias iniciais, o que favoreceu o estabelecimento das plântulas regenerantes neste experimento.

4.6 AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Ministério da Ciência e Tecnologia, Ensino Superior e Técnico Profissional (MCTESTP), Instituto de Bolsas e ao Banco Mundial pela bolsa de doutorado. À Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (SPVS) pela concessão da área de estudo e apoio logístico e aos pesquisadores da EMBRAPA, idealizadores do experimento.

4.7 REFERÊNCIAS

ADEMADAN. **Clima: Boas práticas de adaptação**. In: Boldrine, E. B., Paes, L. S. O. P., Pinheiro (Org.). 1ª ed – Antonina: ADEMADAN. 2016.

ALMEIDA, D. S. **Alguns princípios de sucessão natural aplicados ao processo de recuperação** - Recuperação ambiental da Mata Atlântica. 3ª ed. Ilhéus, BA: Editus, 2016.

BARLOW, J.; LENNOX, G. D.; FERREIRA, J.; BERENQUER, E.; LEES, A. C. et al. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v.535, p.144-159, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature18326>.

BORGO, M.; TIEPOLO, G.; REGINATO, M.; KUNIYOSHI, Y.; GALVÃO, F.; CAPRETZ, R. L.; ZWIENER, V. P. Espécies arbóreas de um trecho de Floresta Atlântica do Município de Antonina, Paraná, Brasil. **Floresta**, v.41, n.4, p.819 - 832, 2011. DOI: <https://doi.org/10.5380/ufpr.v41i4.25346>.

BOUKILI, V. K.; CHAZDON, R. L. Environmental filtering, local site factors and landscape context drive changes in functional trait composition during tropical forest succession. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, v. 24, p. 37–47, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2016.11.003>.

BRANCALION, P. H. S., CAMPOE, O., MENDES, J. C. T., NOEL, C., MOREIRA, G. G., VAN MELIS, J., STAPE, J. L.; GUILLEMOT, J. Intensive silviculture enhances biomass accumulation and tree diversity recovery in tropical forest restoration. **Ecological Applications**, 2019, e01847e01847. DOI: <https://doi.org/10.1002/eap.1847>.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015.

BROTTO, M. L.; UHLMANN, A.; BLUM, C. T.; RODERJAN, C. V. Riqueza e endemismo de Lauraceae no Paraná: aspectos fitogeográficos e áreas prioritárias para a conservação. **Rodriguésia**, v. 70, e03032017. 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860201970044>.

CARPANEZZI, A. A.; NICODEMO, M. L. F. Recuperação de mata ciliar e reserva legal florestal no noroeste paulista. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2009. (Embrapa Pecuária Sudeste, Documentos 95; Comunicado Técnico 188).

CESAR, R. G.; MORENO, V. S.; COLETTA, G. D.; CHAZDON, R. L.; FERRAZ, S. F. B.; ALMEIDA, D. R. A. DE.; BRANCALION, P. H. S. Early ecological outcomes of natural regeneration and tree plantations for restoring agricultural landscapes. **Ecological Applications**, v.28, n.2, p.373–384, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1002/eap.1653>.

CHAO, A.; CHIU, C. H.; HSIEH, T. C.; DAVIS, T.; NIPPERESS, D. A.; FAITH, D. P. Rarefaction and extrapolation of phylogenetic diversity. **Methods in Ecology and Evolution**, v.6, p.380–388, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12247>.

CHAO, A.; JOST, L. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. **Ecology**, 93, n.12, p.2533–2547, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>.

CHAZDON, R. L. **Renascimento de florestas: regeneração na era do desmatamento**. Tradução de N. Amazonas., R. Cesar. 1ª ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2016.

COLWELL, R.K.; CHAO, A.; GOTELLI, N.J.; LIN, S.-Y.; MAO, C.X.; CHAZDON, R.L.; LONGINO, J.T. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. **Journal of Plant Ecology**, v.5, p.3-21, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1093/jpe/rtr044>.

FERRETI, A. R.; BRITZ, R. M. A restauração da floresta Atlântica no litoral do estado do Paraná: os trabalhos da SPVS. In: GALVÃO, A. P. M.; SILVA, P. (Ed.). **Restauração Florestal: fundamentos e estudos de caso**. Colombo: Embrapa, 2005. p. 87-102.

GAGGIOTTI, O. E.; CHAO, A.; PERES-NETO, P.; CHIU, C-H.; EDWARDS, C.; FORTIN, M.; JOST, L.; RICHARDS, C. M.; SELKOE, K. A. Diversity from genes to ecosystems: A unifying framework to study variation across biological metrics and scales. **Evolutionary Applications**, v.11, n.7, p.1176-1193, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/eva.12593>.

HILL, M. O. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. **Ecology** v.54, p.427-432, 1973. Disponível em: <http://links.jstor.org/sici?sici=0012-9658%28197303%2954%3A2%3C427%3ADAEAUN%3E2.0.CO%3B2-M>. Acessado em: 08 de março de 2021.

HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, A. iNEXT: An R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, p.1451–1456, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>.

JOST, L. Entropy and diversity. **Oikos**, v.113, p.363-375, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>.

LIMA, A. S.; FELICIANO, A. L. P.; MARANGON, L. C.; LAMARTINE, S. B. De O.; Pessoa, M. M. de L. Regeneração natural de um fragmento de Floresta Ombrófila Densa na Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe, PE. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.8, n.2, p.273-278, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.5039/agraria.v8i2a2369>.

LIMA, I. P.; NOGUEIRA, M. R.; MONTEIRO, L. R.; PERACCHI, A. L. Frugivoria e dispersão de sementes por morcegos na Reserva Natural Vale, sudeste do Brasil. *In*: ROLIM, S. G.; MENEZES, L. F. T de.; SRBEK-ARAUJO, A. C. (Ed.) **Floresta Atlântica de Tabuleiro: Diversidade e endemismo na Reserva Natural Vale**. Editora Rupestre, 2016. p.353-373p.

LIMA, R. B. de A.; MARANGON, L. C.; FREIRE, F. J.; FELICIANO, A. L. P.; SILVA, R. K. S. da. Potencial regenerativo de espécies arbóreas em fragmento de Mata Atlântica, Pernambuco, Brasil. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v.12, n.4, p.666-673, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.18378/rvads.v12i4.5002>.

LINGNER, G. V.; SCHORN, L. A.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A. L. DE.; MEYER, L., VIBRANS, A. C. Floresta Ombrófila densa de Santa Catarina - Brasil: Agrupamentos e ordenação baseados em amostragem sistemática. **Ciência Florestal**, v. 25, n.4, p.933-946, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.5902/1980509820595>.

MATOS F.B.; BOHN, A.; LABIAK, P.H. The ferns and lycophytes of Reserva Natural Guaricica, Antonina, Paraná, Brazil. **Check List**, v.16, n.1, p.183–206, 2020. DOI: <https://doi.org/10.15560/16.1.183>.

MOLINO, J. F.; SABATIER, D. Tree diversity in tropical rain forests: a validation of the intermediate disturbance hypothesis. **Science**, Washington, v. 294, n.5547, p.1702–1704, 2001. DOI: 10.1126/science.1060284.

MOURA, C. de.; MANTOVANI. Vegetação secundária de um trecho de Floresta Ombrófila Densa das terras baixas, Peruíbe, São Paulo. **Revista do Instituto**

Floresta, v.32, n.1, p.57-83, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.24278/2178-5031.202032105>

MUELLER-DOMBOIS D, ELLENBERG H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons; 1974, 547p.

SCHILLING, O.; TEJEDOR, A. Tree ferns dominate secondary succession in abandoned pineapple plantations around Manu National Park, Peru. **Acta Botanica Malacitana** **42**, n.1, p.141-148. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/2236-8906-81/2019>.

SIMINSKI, A.; FANTINI, A. C.; GURIES, R. P.; RUSCHEL, A. R.; REIS, M. S dos. Secondary Forest succession in the Mata Atlântica, Brazil: Floristic and Phytosociological Trends. **Ecology**, v.2011, p.1-19, 2011. DOI: <https://doi.org/10.5402/2011/759893>.

SIMINSKI, A.; FANTINI, A. C.; REIS, M. S. Classificação da vegetação secundária em estágios de regeneração da Mata Atlântica em Santa Catarina. **Ciência Florestal**, v.23, n.3, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.5902/1980509810548>.

SUGANUMA, A. S.; ASSIS, G. B. de.; DURIGAN, G. Changes in plant species composition and functional traits along the successional trajectory of a restored patch of Atlantic Forest. **Community Ecology**, v.15, n., p.27-36, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1556/ComEc.15.2014.1.3>.

SUGANUMA, M. S.; TOREZAN, J. M. D.; DURIGAN, G. Environment and landscape rather than planting design are the drivers of success in long term restoration of riparian Atlantic Forest. **Applied Vegetation Science**, v.21, n.1, p.76–84, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/avsc.12341>.

TURCHETTO, F.; ARAUJO, M. M.; TABALDI, L. A.; GRIEBELER, A. M.; RORATO, D. G.; AIMI, S. C. et al. Can transplantation of forest seedlings be a strategy to enrich seedling production in plant nurseries? **Forest Ecology and Management**, v.375, n.1, p.96-104, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/01047760201824022517>.

WU, C-H., LO, Y-H.; BLANCO, J. A.; CHANG, S-C. Resilience Assessment of Lowland Plantations Using an Ecosystem Modeling Approach. **Sustainability**, v. 7, p. 3801-3822, 2015. DOI: <https://doi.org/10.3390/su7043801>.

ZULUAGA, G. J. C. How ecological communities are structured: A review on ecological assembly rules. **Revista EIA**, v.12, n.24, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.14508/reia.2015.12.24.27-53>.

CAPÍTULO 5 - INFLUÊNCIA DE SAMAMBAIAS E BAMBU NA REGENERAÇÃO NATURAL DE FLORESTAS OMBRÓFILA DENSA EM RESTAURAÇÃO, NO SUL DO BRASIL.

RESUMO

A pressão exercida sobre a floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas e Aluvial devido à fragmentação de paisagem pela pastagem causou alterações no padrão de substituição das espécies presentes nesta comunidade. Os altos níveis de degradação criam condições ideais para a ocupação de espécies oportunistas de rápido crescimento e por vezes invasoras. Neste contexto, o estudo teve como objetivo geral compreender o impacto do predomínio das espécies de samambaias e bambus sobre a vegetação regenerante em áreas em restauração na Reserva Natural guaricica em Antonina-PR. Foram instaladas sistematicamente 20 parcelas em cada área, subdivididas em parcelas menores de: 2x100m para porte superior (G1) com $\text{cap} \geq 15,7\text{cm}$, 5x2m para porte médio (G2) com $2\text{cm} \leq \text{cap} < 15,7\text{cm}$ e 2x2m para porte pequeno (G3) com $\text{cap} < 2\text{cm}$ e $h > 5\text{cm}$, perfazendo 1,32ha. Foram registradas 1060 samambaias na Área S e 15 samambaias na Área B. A maior concentração de indivíduos de samambaias registra-se no estrato inferior (EI). Foram identificadas 176 espécies de 43 famílias. As famílias com maior riqueza foram Myrtaceae (27), Rubiaceae (17), Lauraceae (15), Fabaceae (13) e Melastomataceae (12). No Porte superior (G1), a Área S e Área B, são iguais em riqueza, Área S tem maior diversidade em espécies raras e maior diversidade em espécies mais abundantes. No Porte médio G2, a Área B tem maior riqueza, Área S maior diversidade em espécies raras e também em espécies mais abundantes. No Porte pequeno G3, a Área B apresenta maior riqueza e maior diversidade em espécies raras, contudo, as áreas são iguais na diversidade de espécies abundantes. Pelo método de Escalonamento Multidimensional Não Paramétrico (NMDS), as áreas Área S e Área B são diferentes em composição florística para os três grupos. Não foram observadas diferenças nos grupos ecológicos assim como na síndrome de dispersão entre Área S e Área B. Foram registradas diferenças apenas na distribuição de DAP_{cm} do G1 e distribuição de H_m de G1 e G3. A Área S apresentou maior abundância em G1, e a Área B apresentou as maiores abundâncias no G2 e G3. No G1 *Euterpe edulis* e *Nectandra oppositifolia* na Área S e *Miconia cinerascens* e *Euterpe edulis* na Área B foram as espécies mais importantes. No G2, foram *Cordia sellowiana*, *Alchornea glandulosa*, *Miconia cinerascens* na Área S e *Miconia cinerascens* na Área B. No G3 foram *Psychotria hoffmannseggiana*, *Inga edulis* e *Syagrus romanzoffiana* na Área S e *Inga edulis* na Área B. Aos 14 anos de restauração, a Área S com predomínio de samamabais e Área B com predomínio de bambu, apresentam uma considerável resiliência, característica da Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas e aluvial, na capacidade de se regenerar e prosseguir para fases mais avançadas de sucessão.

Palavra -Chave: Composição florística, Plantas Invasoras, Sucessão florestal.

Influence of bracken ferns and Bamboo on natural regeneration of Dense Ombrophilous Forest in restoration, in southern Brazil

ABSTRACT

The pressure on Lowland Dense Ombrophylous Forest and alluvial due to fragmentation of natural landscapes has caused changes in the substitution pattern of the species present in the plant community. High levels of degradation create ideal conditions for the occupation of fast-growing and sometimes invasive opportunistic species. This study had as general aim to comprehend the impact of the invasion of bracken fern and bamboo over regenerating vegetation in areas under restoration in the Guaricica Natural Reserve in Antonina-PR. Twenty plots were systematically installed in each area, subdivided into smaller plots of: 2x100m for upper size (G1) with $cap > 15.7\text{cm}$, 5x2m for medium size (G2) with $2\text{cm} < cap < 15.7\text{cm}$ and 2x2m for small size (G3) with $cap < 2\text{cm}$ and $h > 5\text{cm}$, totaling 1.32ha. 1060 bracken ferns were registered in the Area S, whilst only 15 in the Area B. The highest concentration of bracken fern individuals was registered in the inferior stratum (EI). A total of 176 species of plants distributed among 43 families were recorded. The richest families were *Myrtaceae* (27), *Rubiaceae* (17), *Lauraceae* (15), *Fabaceae* (13) and *Melastomataceae* (12). In Superior size (G1), Area S and Area B are equal in richness, however, the rare species diversity and abundant species diversity was higher for Area S compared to Area B. In medium size (G2), Species richness was higher for Area B, and the rare species diversity and abundant species diversity were different and higher for Area S. In small size (G3), species richness and rare species diversity were higher for Area B, however, the abundant species diversity were similar for both areas. The nonmetric multidimensional scaling analysis (NMDS) showed the Area S and Area B are floristically and structurally (abundances) different in G1, G2 and G3. It were registered no differences in the ecological groups, likewise the seed dispersion syndrome between the areas S and B. Differences were registered in the diameter at breast height in centimeters (DAPcm) in G1 and G3. Area S showed abundance in G1, whilst Area B in G2 and G3. In G1 *Euterpe edulis* and *Nectandra oppositifolia* in Area S and *Miconia cinerascens* and *Euterpe edulis* in Area B were the most important species. In G2, they were *Cordia sellowiana*, *Alchornea glandulosa*, *Miconia cinerascens* in Area S and *Miconia cinerascens* in Area B. In G3 they were *Psychotria hoffmannseggiana*, *Inga edulis* and *Syagrus romanzoffiana* in Area S and *Inga edulis* in Area B. After 14 years of restoration, Area S with a predominance of bracken ferns and Area B with a predominance of bamboo have a considerable resilience, characteristic ability of the Dense *Ombrophilous* Forest and alluvial to regenerate and proceed to more advanced stages of succession.

Keywords –Floristic composition, Invasive species, Forest succession.

5.1 INTRODUÇÃO

A conversão de ecossistemas florestais da Mata Atlântica em pastagens a partir da década de 1970 é indicada como um importante fator de degradação, pois a criação de búfalos ao longo da planície exigiu o desmatamento de extensas áreas florestais para implantar pastos de *Urochloa* spp. Esta atividade contribuiu para a fragmentação da Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (FOBTB) e Aluvial, alterando em grande medida a estrutura da paisagem, contribuindo na redução da diversidade e composição das comunidades neste ecossistema (METZGER, 2013).

Os altos níveis de degradação do solo resultantes desta atividade comprometeram a capacidade de resiliência (FERRETI; BRITZ, 2005), criando condições ideais para ocupação de espécies oportunistas de rápido crescimento e por vezes invasoras (LACERDA et al., 2017). No propósito deste estudo, optou-se por seguir a definição proposta por Valery et al. (2008) e Pyšek et al., (2012) segundo os quais *“invasão biológica é um processo populacional, que foi em determinado momento mediado pelo ser humano; no qual uma espécie adquire vantagem competitiva seguida do desaparecimento de obstáculos naturais para sua proliferação, permitindo que esta se espalhe rapidamente e conquiste novas áreas em ecossistemas receptivos nos quais ela se torna dominante”*. O predomínio da espécie invasora atravessa diversos estágios ou barreiras, culminando com a invasão, que pode conduzir à perda de diversidade de espécies nativas, alteração na dinâmica das comunidades e na redução de serviços ecossistêmicos (CHAZDON, 2016).

Por isso, os fragmentos de floresta secundária em processo de restauração no sul do Brasil apresentam uma elevada densidade de bambus (LACERDA; KELLERMANN, 2017; PONTES, 2018) e samambaias (ROOS et al., 2011; OLIVEIRA, et al; 2015), o que até certa medida podem representar uma barreira ao processo de regeneração de espécies arbustivo-arbóreas (FRANGOSO et al., 2017). E alguns autores recomendam o desbaste seletivo destas espécies como medida de manejo para beneficiar a regeneração arbóreo-arbustivo no interior destes fragmentos (BRANCALION, et al., 2012, CHAZDON, 2016; ANGELO; SOUZA, 2020). Neste contexto, o presente trabalho teve como principal objetivo investigar o efeito do predomínio de espécies de samambaias e bambu sobre a composição

florística e estrutura da vegetação regenerante em áreas de floresta ombrófila densa de terras baixas e aluvial, degradadas pela pastagem de búfalos. Desta forma, questionou-se:

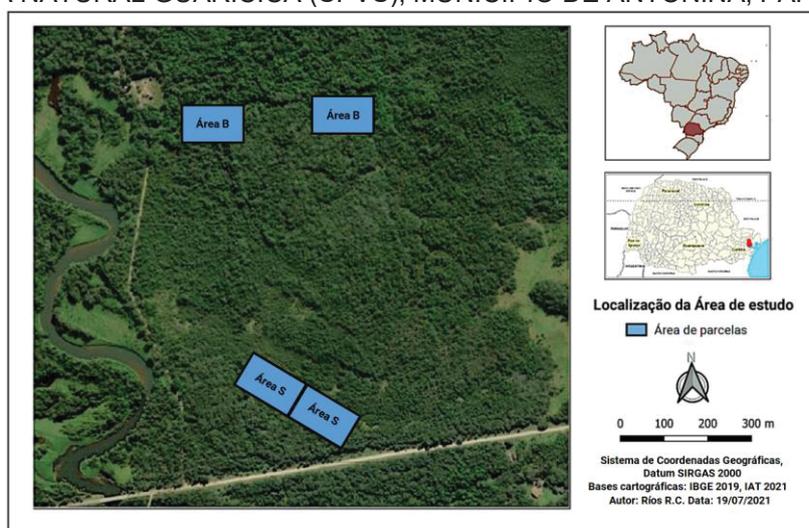
- (i) Se existem diferenças na riqueza e diversidade entre as áreas com predomínio de samambaias e de bambu.
- (ii) Se existem espécies de plantas de ocorrência exclusiva entre as áreas com predomínio de samambaias e de bambu.
- (iii) Se existem diferenças entre a altura média e o diâmetro médio das espécies de plantas existentes entre as áreas com predomínio de samambaias e de bambu.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A área localiza-se na Reserva Natural Guaricica, no município de Antonina-PR, na APA de Guaraqueçaba (FIGURA 5.1), pertencente à ONG SPVS. O domínio fitogeográfico é de Floresta Ombrófia densa das Terras Baixas (FODTB) e aluvial, com relevo plano, altitudes que variam dos 0 - 25 m. Segundo Köppen, o clima é Cfa, subtropical úmido mesotérmico, e a temperatura média anual varia entre 19°C e 21°C. A precipitação média anual varia entre 2.000-2.500 mm/ano, sem registros de estação seca (ADEMADAN, 2016).

FIGURA 5.1 - LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO, BACIA DO RIO CACHOEIRA, RESERVA NATURAL GUARICICA (SPVS), MUNICÍPIO DE ANTONINA, PARANÁ.



Fonte: Os autores (2021).

Área em questão foi explorada como uma fazenda para a criação de búfalos até o final do ano 2000. Em 2001 foi convertida em área protegida e em 2006 iniciou-se plantios experimentais com espécies nativas pioneiras *Mimosa bimucronata*, *Senna multijuga* e *Schizolobium parahyba* e secundárias iniciais *Myrsine coriacea*, *Inga edulis*, *Inga marginata*, *Inga fagifolia*, *Alchornea glandulosa*, *Citharexylum myrianthum* e *Hieronyma alchorneoides*. O plantio foi realizado em 2 blocos de 10000 m² cada, totalizando 20000 m².

Coleta de dados

A coleta de dados foi realizada em duas áreas com diferentes composições de subbosque, a primeira identificada de Área S, com um sub-bosque dominado por samambaias de diferentes espécies, algumas com até 5 m de altura; e a segunda identificada de Área B, com o subbosque dominado por bambus, que formam moitas e dificultam o acesso a área e recobrem uma parte significativa do solo neste local.

O solo é classificado como Plintossolo háplico distrófico típico, de textura argilosa. Não foram constatadas diferenças entre as Área S e Área B o que demonstra ser um solo com características homogêneas.

Foram instaladas sistematicamente 20 parcelas em cada área, subdivididas em parcelas menores de: 2x100 m, para mensurar indivíduos de Porte superior (G1) com $cap \geq 15,7$ cm, 5x2 m para o Porte médio (G2) com $2 \text{ cm} \leq cap < 15,7$ cm, e 2x2 m para o Porte inferior (G3) com $cap < 2$ cm e uma $h > 5$ cm totalizando por 0,4 ha, 0,2 ha e 0,12 ha respectivamente. As amostras botânicas dos espécimes das plantas foram depositadas no Herbário Escola de Florestas da UFPR, identificadas por comparação e ajuda de especialistas. O nome científico, família, síndrome de dispersão, a classe sucessional e a origem das espécies foram baseadas nos dados de Gandolfi et al. (1995) e “Flora do Brasil 2020”, site *The International Plant Names Index* (2020).

Análise dos dados

As análises da vegetação foram realizadas em separado, sendo uma para samambaias e outra arbóreo-arbustiva.

A esmativa e comparação da diversidade alfa na série de Hill (1973) baseou-se na metodologia proposta por Chao e Jost (2012). Segundo Jost (2006), esta permite

avaliar a dominância e equabilidade em comunidades regenerantes. Esta comparação é realizada por meio de observação direta do papel da proporção de espécies raras na determinação de modelos de diversidade em comunidades de organismos com suporte nas curvas de rarefação (interpolação) e de predição (extrapolação) segundo Chao et al. (2015).

Os números de Hill constroem a curva de diversidade onde no eixo x são referenciados os valores de ordem “q”: a riqueza de espécies $q=0$, o exponencial do índice de Shannon $q=1$ e o inverso do índice de Simpson $q=2$ (HSIEH et al., 2016).

A diversidade de ordem zero ($q=0$) é completamente indiferente à abundância das espécies. A diversidade de ordem um ($q=1$) é regida pela abundância de cada espécie sem das espécies sem beneficiar as raras e nem as comuns; enquanto que a diversidade de ordem dois ($q=2$) beneficia as espécies mais abundantes (GAGGIOTTI et al., 2018). As extrapolações com matrizes de presença-ausência e os estimadores dos intervalos de confiança (95%) e os valores da diversidade verdadeira utilizaram 100 replicações *bootstrap*. Intervalos de confiança não sobrepostos entre diversidade verdadeira, simbolizam diferenças significativamente ($p<0.05$) entre áreas (Colwell et. al, 2012). Os cálculos e os gráficos foram gerados na plataforma de programação R utilizando o pacote *iNEXT* (HSIEH et al., 2016) e *vegan* (OKSANEN et al., 2017).

Aplicou-se a análise multivariada permutacional (PERMANOVA) e teste de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) com dissimilaridade de Bray-Curtis para visualizar a composição das espécies e identificar diferenças na composição de espécies entre parcelas das Área S e Área B.

Foi realizado o teste Qui-quadrado ($\alpha = 0,05$) para verificar a existência de diferenças entre os grupos ecológicos e síndromes de dispersão, dos indivíduos regenerantes em cada porte, abundância média de samambaias por parcela e diferença entre as espécies de samambaias em função da Área S e Área B.

Em cada uma das áreas foi realizada a estratificação do sub-bosque criado pelas samambaias, onde o estrato inferior (EI) apresentava $H < 1,5m$; estrato médio (EM) entre $1,5m < H < 3m$ e estrato superior (ES) com $H > 3m$.

Para as estimativas fitossociológicas foram calculadas as densidades absolutas e relativas (DA e DR), dominâncias absoluta e relativa (DoA e DoR) e frequências

absoluta e relativa (FA e FR) e de Valor de Importância (VI) segundo MUELLER-DOMBOIS e ELLEMBERG, 1974.

Para comparar diâmetro em centímetros (DAP_{cm}) e alturas em metros (H_m) e a abundância média dos indivíduos de cada porte entre as Área S e Área B foi verificada a distribuição normal (teste de Shapiro-Wilk, $<0,05$) e a homogeneidade de variâncias (teste de Levene). Os dados que atingiram estes pressupostos, foram comparados pelo Teste T, de contrário foram comparados pelo Teste de Mann-Witney U, ambos com 5% de probabilidade (Zar, 1999).

5.3 RESULTADOS

Foram contabilizados 1060 indivíduos (98,6%) de samambaia na Área S e 15 indivíduos (1,4%) de samambaia na Área B. Na Área S, foram registrados 16,7 indivíduos/100m² de *Cyathea atrovirens* (Langsd. Et Fisch) Domin, 4,9 indivíduos/100m² de *Neoblechnum brasiliense* (Desv.) Gasper & V.A.O. Dittrich, 3,4 indivíduos/100m² de *Amauropelta opposita* (Vahl) Pic. Serm. e 1,9 indivíduos/100m² de *Steiropteris decussata* L.; enquanto na Área B foi registrado 0.375 ind/100m² de *C. atrovirens*.

A maior concentração de indivíduos de samambaias registra-se no estrato inferior (EI), com *C. atrovirens* (50,3%), *N. brasiliense* (24.3 %), *A. opposita* (16%) e *S. decussata* (9,4%) na Área S, enquanto que na Área B todos indivíduos de *C. atrovirens* encontram-se no estrato inferior (EI).

No grupo de espécies regenerantes arbóreas foram registradas um total de 176 espécies distribuídas em 43 famílias, sendo 158 (89,8%) determinadas em nível específico, 14 (8%) em nível de gênero, 4 (2,2%) indeterminadas. As famílias com maior riqueza foram Myrtaceae (27), Rubiaceae (17), Lauraceae (15), Fabaceae (13) e Melastomataceae (12) totalizando 47,72% das espécies regenerantes.

No grupo com Porte superior (G1) foram registrados 388 indivíduos, 40 espécies, 41 gêneros distribuídos em 20 famílias na Área S e 294 indivíduos, 36 espécies, 28 gêneros distribuídos em 19 famílias na Área B. As famílias mais ricas na Área S neste grupo de regenerantes foram Lauraceae (8), Melastomataceae (5) e Fabaceae (4); enquanto que na Área B foram Rubiaceae (5), Lauraceae (4), Melastomataceae (4) e Myrtaceae (4).

No Porte médio (G2) foram catalogados 824 indivíduos, 66 espécies e 27 famílias e 48 gêneros na Área S, e na Área B foram 1210 indivíduos, 86 espécies, 53 gêneros alocados em 30 famílias. As famílias mais ricas observadas na Área S foram Myrtaceae (10), Rubiaceae (8) Lauraceae (6), Fabaceae (5) e na Área B foram Myrtaceae (14), Lauraceae (10), Melastomataceae (10), Rubiaceae (8), Sapindaceae (6) e Fabaceae (5).

No Porte pequeno (G3) foram registrados 1280 indivíduos, 74 espécies, 52 gêneros ordenados em 31 famílias na área Área S e cerca de 1774 indivíduos, 95 espécies, 60 gêneros alocados em 35 famílias na Área B. As famílias mais ricas na Área S foram Myrtaceae (12), Fabaceae (7), Sapindaceae (6) e Lauraceae (6); porém na Área B Myrtaceae (16), Lauraceae (8), Rubiaceae (8), Fabaceae (7) e Sapindaceae (6) foram as famílias mais ricas.

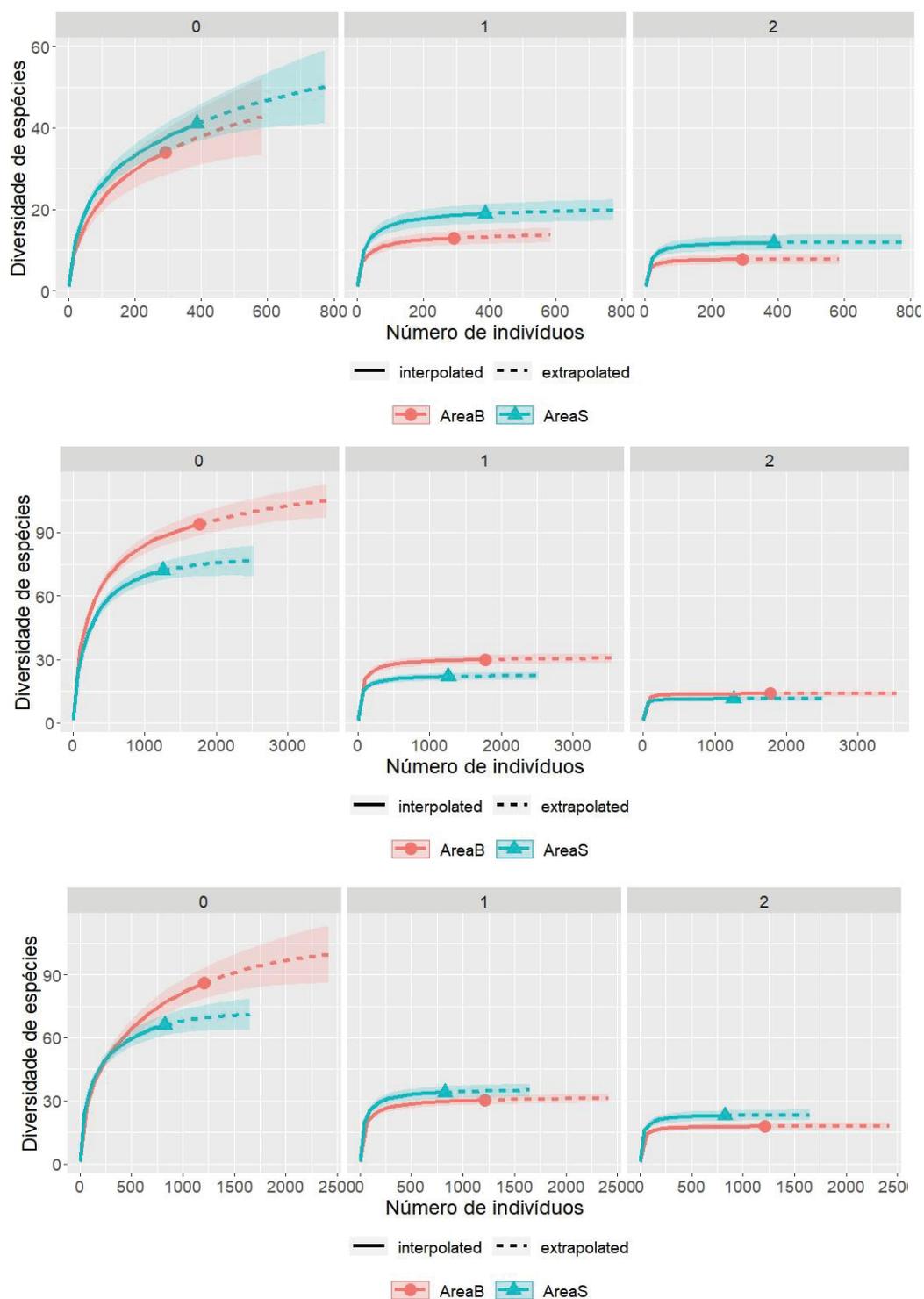
Foram encontradas 14 espécies exclusivas na Área S e 51 espécies na Área B, sendo que 18 espécies são do G2 e 26 são no G3. Myrtaceae (5) e Melastomataceae (4) apresentaram maior número de espécies exclusivas.

Segundo a FIGURA 5.2, para G1, as curvas de diversidade verdadeira de ordem 0 ($q=0$) demonstram que não foram encontradas diferenças na riqueza entre as Área S e Área B, contudo, existem diferenças na diversidade verdadeira de ordem 1 ($q=1$), sendo a Área S com maior diversidade considerando as espécies com menor número de indivíduos (raras); e que existem também diferenças na diversidade verdadeira de ordem 2 ($q=2$), sendo a Área S com maior diversidade considerando as espécies mais abundantes para este grupo.

No G2 (FIGURA 5.2), as curvas de diversidade verdadeira de ordem 0 ($q=0$) apresentaram diferenças entre as áreas, sendo a Área B com maior riqueza. Porém, a Área S apresentou maior diversidade verdadeira de ordem 1 ($q=1$) considerando as espécies raras e maior diversidade verdadeira 2 ($q=2$) considerando as espécies mais abundantes neste grupo.

No G3 (FIGURA 5.2), curvas de diversidade verdadeira 0 ($q=0$) e diversidade verdadeira de ordem 1 ($q=1$) apresentaram diferenças entre as áreas, sendo a Área B com maior riqueza e maior diversidade quando são consideradas espécies com menor número de indivíduos (raras). Contudo, as áreas não apresentaram diferenças na diversidade verdadeira de ordem 2 ($q=2$).

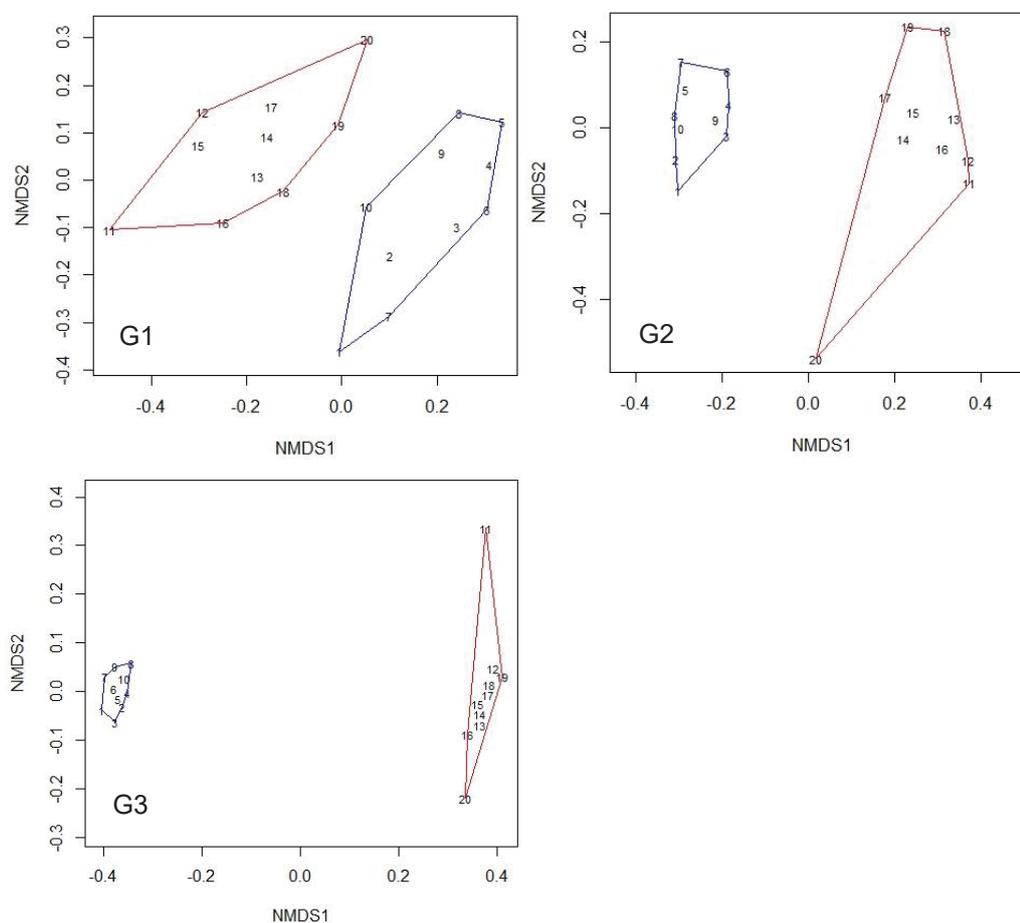
FIGURA 5.2 - CURVA DE DIVERSIDADE VERDADEIRA $q = 0$ (RIQUEZA DE ESPÉCIE), $q = 1$, $q = 2$. LINHA TRACEJADA É EXTRAPOLAÇÃO DOS DADOS. PORTE SUPERIOR (G1), MÉDIO (G2) E PEQUENO (G3) NAS ÁREAS S E ÁREA B.



FONTE: Os autores (2021)

Segundo a ordenação resultante do escalonamento Multidimensional Não Paramétrico (NMDS), é observada a definição de dois grupos distintos separados pelo conjunto de parcelas da Área S e Área B (FIGURA 5.3). É nítida a diferença na composição florística e na abundância pelo NMDS entre os grupos de Porte superior (G1), médio (G2) e pequeno (G3) dos indivíduos regenerantes.

FIGURA 5.3. DIAGRAMAS DE ESCALONAMENTO MULTIDIMENSIONAL NÃO MÉTRICO (NMDS) DA ÁREA S (PARCELA DE 1 A 10) E ÁREA B (PARCELAS DE 11 A 20) EM FUNÇÃO DA COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E ABUNDÂNCIA DE ESPÉCIES ARBÓREAS REGENERANTES DE CADA PORTE: G1 (ESTRESSE = 0,140), G2 (ESTRESSE = 0,101) E G3 (ESTRESSE = 0,100) USANDO A SIMILARIDADE DE BRAY-CURTIS.



Fonte: Os autores (2021)

Resultados de PERMANOVA usando o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis demonstraram que a composição florística e a abundância de espécies entre a Área S e Área B no grupo G1 ($F_{\text{modelo}} = 7,87$, $R^2 = 0,30$; $p = 0,001^{***}$), G2 ($F_{\text{modelo}} = 10,22$; $R^2 = 0,36$; $p = 0,001^{***}$) e do G3 ($F_{\text{modelo}} = 15,99$, $R^2 = 0,47$; $p = 0,001^{***}$).

Os testes de Variância Multivariada Permutacional (999 permutações) indicaram diferenças estatísticas altamente significativas entre Área S e Área B em função dos portes observados.

Não foram observadas diferenças nos grupos ecológicos entre Área S e Área B nos G1 ($X^2=0,8574$; $df=3$, $p=0,8359$), G2 ($X^2=3,6553$; $df=3$; $p=0,3012$) e G3 ($X^2=4,3773$; $df=3$, $p=0,2235$). As espécies secundárias iniciais - SI (27,3%) e secundárias tardias - ST (40,6%) constituem a maior percentagem de regenerantes seguido das pioneiras - P (19,4%) e por último as climácicas - C (12,7%).

Não foram observadas diferenças significativas no teste Chi-quadrado (X^2) para síndrome de dispersão entre as Área S e Área B constatando em G1 ($X^2=2,0275$, $df=2$, $p=0,3629$), G2 ($X^2=2,6934$; $df=2$; $p=0,2694$) e G3 ($X^2=2,6686$; $df=2$, $p=0,2634$).

A zoocoria foi a síndrome de dispersão dominante entre as Área S e Área B, constituindo 84,9 % das espécies, seguido de 12,7 % autocoria e 2,4 % anemocoria.

O G1 e G2 registraram valores médios de DAP_{cm} de 7,7 cm e 1,8 cm na Área S e 6,5 cm e 1,9 cm na Área B respectivamente. Os valores médios da H_m dos indivíduos regenerantes dos G1, G2 e G3 foram 7,7 m, 2,9 m e 0,42 cm na Área S e 5,4m, 2,7m e 0,37 cm na Área B respectivamente.

O teste de Mann-Witney (W) revelou diferença significativa na distribuição dos DAP_{cm} dos indivíduos regenerantes do G1 ($W=78690$, $p=2,2 e^{-16***}$), com maiores valores na Área S. Contudo, não foram verificadas diferenças entre os indivíduos do G2 ($W=487394$, $p=0,7394$) entre as áreas estudadas.

Os indivíduos do G1 ($W=82326$, $p=2,2 e^{-16***}$) e do G3 ($W=103694$, $p=0,0009***$) apresentaram diferenças altamente significativas na variável H_m registrado os maiores valores na Área S, porém o G2 ($W=522483$, $p=0,01525$) não apresentou variações entre as áreas.

Segundo o Teste T (t) foram observadas diferenças significativas na abundância média dos indivíduos regenerantes do G1 ($t=3,0268$, $df=19$, $p=0,003$), do G2 ($t=3,5417$, $df=19$, $p=0,001$) e G3 ($t=3,2442$, $df=12,48$, $p=0,003$) entre as áreas, onde G1 registrou maior abundância na Área S enquanto que G2 e G3 apresentaram os maiores valores na Área B (TABELA 5.1).

A regeneração natural do G1 registrou a densidade de 970 ind/ha e dominância de 5,26 m²/ha na Área S e Área B registrou 735 ind/ha e dominância de 3,63 m²/ha. O G2 apresentou a densidade de 4120 ind/ha e dominância de 1,50 m²/ha na Área

S, e Área B apresentou 6050 ind/ha e dominância de 2,42 m²/ha. No G3 as plântulas registraram densidade de 21333,33 ind/ha na Área S e 25556,7 ind/ha na Área B.

A TABELA 5.1 mostra as estimativas dos parâmetros fitossociológicos das 10 espécies ecologicamente mais importantes nos G1, G2 e G3 em cada área estudada.

TABELA 5.1 - ESTIMATIVAS DOS PARÂMETROS FITOSSOCIOLÓGICOS DAS DEZ ESPÉCIES COM MAIOR VALOR DE IMPORTÂNCIA DA REGENERAÇÃO NATURAL (VI) DE PORTE SUPERIOR (G1), MÉDIO (G2) E PEQUENO (G3) NA ÁREA S E ÁREA B.

Área S								Área B							
Porte superior (G1)															
No	Espécie	GE	NI	DR	DoR	FR	VI	Espécie	GE	NI	DR	DoR	FR	VI	
1	<i>Euterpe edulis</i> <i>Nectandra</i>	C ST	76	19,59	17,94	14,66	17,40	<i>Miconia cinerascens</i>	SI	73	24,83	18,46	21,18	21,49	
2	<i>oppositifolia</i> <i>Alchornea</i>		54	13,92	17,07	11,40	14,13	<i>Euterpe edulis</i> <i>Hyeronima</i>	C	59	20,07	14,53	18,23	17,61	
3	<i>glandulosa</i> <i>Hyeronima</i>	SI	38	9,79	7,34	9,12	8,75	<i>alchorneoides</i>	SI	29	9,86	8,38	11,33	9,86	
4	<i>alchorneoides</i> <i>Miconia</i>	SI	23	5,93	12,84	6,51	8,43	<i>Melastomataceae 2</i> <i>Pourouma</i>	-	28	9,52	9,25	8,37	9,05	
5	<i>cinerascens</i> <i>Syagrus</i>	SI	25	6,44	3,96	7,49	5,97	<i>guianensis</i> <i>Nectandra</i>	P	1	0,34	24,25	0,49	8,36	
6	<i>romanzoffiana</i>	SI	11	2,84	6,42	3,58	4,28	<i>membranacea</i> <i>Myrcia</i>	ST	14	4,76	3,62	4,93	4,44	
7	<i>Myrsine coriacea</i> <i>Nectandra</i>	SI	17	4,38	3,26	4,89	4,17	<i>neoriedeliana</i> <i>Alchornea</i>	SI	11	3,74	2,02	4,93	3,56	
8	<i>leucantha</i>	ST	12	3,09	4,04	3,26	3,46	<i>glandulosa</i> <i>Nectandra</i>	SI	8	2,72	1,42	3,94	2,69	
9	<i>Inga edulis</i> <i>Citharexylum</i>	SI	12	3,09	3,15	3,91	3,38	<i>oppositifolia</i>	ST	12	4,08	3,25	0,49	2,61	
10	<i>myrianthum</i>	SI	10	2,58	2,67	2,93	2,73	<i>Myrsine coriacea</i>	SI	4	1,36	1,54	1,97	1,62	
	Subtotal (10spp)		278	71,65	78,71	67,75	72,70	Subtotal (10spp)		239	81,29	86,73	75,86	81,29	
	Outras espécies		110	28,35	21,29	32,25	27,30	Outras espécies ...		55	18,71	13,27	24,14	18,71	
	Total		388	100	100	100	100	Total		294	100	100	100	100	
Porte Médio (G2)															
1	<i>Cordia sellowiana</i> <i>Alchornea</i>	P	94	11,41	8,71	8,72	9,61	<i>Miconia cinerascens</i>	SI	192	15,87	19,82	10,40	15,36	
2	<i>glandulosa</i> <i>Miconia</i>	SI	61	7,40	10,68	6,81	8,30	<i>Euterpe edulis</i>	C	60	4,96	12,28	5,49	7,58	
3	<i>cinerascens</i> <i>Nectandra</i>	SI	55	6,67	11,32	6,50	8,17	<i>Melastomataceae 2</i> <i>Myrcia</i>	- SI	84	6,94	10,04	5,49	7,49	
4	<i>oppositifolia</i> <i>Matayba</i>	ST	48	5,83	6,31	5,07	5,74	<i>neoriedeliana</i>		81	6,69	6,27	5,06	6,01	
5	<i>guianensis</i> <i>Cupania</i>	SI	47	5,70	3,71	4,75	4,72	<i>Marierea obscura</i> <i>Alchornea</i>	ST	88	7,27	2,76	4,48	4,84	
6	<i>oblongifolia</i> <i>Miconia</i>	SI	42	5,10	4,33	4,12	4,52	<i>glandulosa</i>	SI	50	4,13	4,27	5,20	4,54	
7	<i>latecrenata</i>	SI	33	4,00	3,11	4,44	3,85	<i>Pera glabrata</i>	SI	58	4,79	3,73	4,91	4,48	
8	<i>Pera glabrata</i>	SI	27	3,28	3,85	3,49	3,54	<i>Nectandra</i> <i>oppositifolia</i>	SI	52	4,30	4,02	4,48	4,27	
9	<i>Inga marginata</i>	SI	25	3,03	3,99	3,49	3,50	<i>Matayba guianensis</i>	SI	51	4,21	3,43	4,34	3,99	
10	<i>Ocotea puberula</i>	SI	22	2,67	4,05	2,85	3,19	<i>Psychotria nuda</i>	ST	36	2,98	2,90	2,46	2,78	
	Subtotal (10spp)		454	55,10	60,07	50,24	55,14	Subtotal (10spp)		752	62,15	69,52	52,31	61,33	
	Outras espécies		370	44,90	39,93	49,76	44,86	Outras espécies ...		458	37,85	30,48	47,69	38,67	
	Total		824	100	100	100	100	Total		1210	100	100	100	100	
Porte pequeno (G3)															
1	<i>Psychotria</i> <i>hoffmannseggiana</i>	ST	216	16,88	11,75	14,31	<i>Inga edulis</i>	SI	379	21,36	9,37	15,37	
2	<i>Inga edulis</i>	SI	210	16,41	10,99	13,70	<i>Psychotria nuda</i>	ST	147	8,29	5,84	7,06	

3	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	SI	169	13,20	6,33	9,76	<i>Psychotria mapouroides</i>	ST	138	7,78	6,20	6,99
4	<i>Cordia sellowiana</i>	P	84	6,56	7,38	6,97	<i>Euterpe edulis</i>	C	120	6,76	6,08	6,42
5	<i>Psidium cattleianum</i>	P	60	4,69	3,77	4,23	<i>Matayba guianensis</i>	SI	78	4,40	4,99	4,69
6	<i>Myrsine guianensis</i>	SI	42	3,28	4,07	3,67	<i>Cordia sellowiana</i>	P	54	3,04	3,41	3,23
7	<i>Psychotria carthagenensis</i>	ST	46	3,59	3,31	3,45	<i>Miconia cinerascens</i>	SI	54	3,04	3,41	3,23
8	<i>Myrcia multiflora</i>	P	29	2,27	3,61	2,94	<i>Marlierea obscura</i>	ST	51	2,87	3,53	3,20
9	<i>Piper aduncum</i>	P	32	2,50	2,56	2,53	<i>Nectandra oppositifolia</i>	ST	44	2,48	3,04	2,76
10	<i>Matayba guianensis</i>	SI	26	2,03	2,86	2,45	<i>Psychotria suterella</i>	C	46	2,59	2,80	2,70
	Subtotal (10spp)		914	71,41		56,63	64,02	Subtotal (10spp)		1111	62,63	48,66	55,64
	Outras espécies ...		366	28,59		43,37	35,98	Outras espécies ...		663	37,37	51,34	44,36
	Total		1280	100		100	100	Total		1774	100	100	100

Em que: P - Pioneira, SI - Secundária inicial, ST - Secundária terciária, C - Clímax. NI - Número de indivíduos, DR - Densidade relativa (%), DoR - Dominância relativa (%), FR = frequência relativa (%), VI - Valor de Importância (%). Fonte: Os autores (2021).

As dez espécies ecologicamente importantes no G1 corresponderam 72,70% na Área S e 81,29% na Área B do VI total respectivamente, contudo, *Euterpe edulis* e *Nectandra oppositifolia* na Área S e *Miconia cinerascens* e *Euterpe edulis* na Área B foram as mais abundantes (TABELA 5.1). No G2, as dez espécies mais importantes representaram 55,14% na Área S e 61,33% na Área B, porém *Cordia sellowiana*, *Alchornea glandulosa*, *Miconia cinerascens* na Área S e *Miconia cinerascens* na Área B foram as espécies mais abundantes (TABELA 5.1). O G3, as dez espécies mais importantes perfizeram um total de 64% na Área S e 55,64% na Área B; e *Psychotria hoffmannseggiana*, *Inga edulis* e *Syagrus romanzoffiana* na Área S e *Inga edulis* na Área B foram as mais abundantes (TABELA 5.1)

5.4 DISCUSSÃO

As curvas de rarefação (interpolação) não atingiram o nível de estabilidade nos 3 grupos, porém as curvas de predição (extrapolação) demonstram que, duplicando o número de indivíduos, a diversidade verdadeira de ordem 0 ($q=0$) aumentaria nas seguintes porcentagens, por área: G1: 2,63%; na Área S e 1,67% na Área B; no G2, 1,67% na Área S e 1,43% na Área B e no G3 cerca de 2,56% na Área S e 1,67% na Área B. Segundo Kersten e Galvão (2011), estes resultados demonstram que a amostragem foi suficiente para a representação florística nas áreas.

A riqueza registrada neste estudo (176 espécies) está conforme o padrão florístico de formação de Floresta Ombrófila de Terras Baixas (FODTB) e aluvial amostradas no Brasil (SILVA et al., 2010; CAMPOS, 2011; BORG, 2011;

CRUZ, et al., 2013; LIMA et al., 2017, SILVA et al., 2020) presente na faixa de 0 - 100m. E, nesse ponto de vista, o domínio das famílias Myrtaceae, Rubiaceae, Lauraceae, Fabaceae e Melastomataceae na Reserva Natural Guaricica, área de FOGTB e aluvial é um perfil comum nesta fisionomia (RODERJAN et al., 2002; BORGO, 2011; IVANAUSKAS et al., 2012; MOURA, MANTONANI, 2020).

Embora ambas as áreas tenham passado pelo mesmo processo de restauração ativa, a dissimilaridade florística e estrutural (abundância) que as diferenciou foi reflexo de suas diferenças micro-ambientais, pois Área S apresenta sub-bosque dominado por samambaias *Amauropelta opposita* (Vahl) Pic. Serm., *Cyathea atrovirens* (Langsd. Et Fisch) Domin., *Neoblechnum brasiliense* Desv. e *Steiropteris decussata* L., enquanto, na Área B, o sub-bosque é dominado por bambu *Chusquea oxylepis* (Hack.) Ekman.

O histórico de uso e de manejo diferenciado entre as áreas também contribuiu neste resultado, pois, Área S, próxima a estrada e com o lençol freático mais próximo da superfície, era o local de maior concentração de búfalos e por consequência de pastagem intensiva ao longo do ano. Por outro lado, Área B com lençol freático mais profundo e mais distante, era utilizada para agricultura e engorda dos animais, que só posteriormente eram conduzidos para Área S (PONTES, 2018).

O fato da Permanova explicar 30,4% no G1, 36,2 % no G2 e 47% no G3 da dissimilaridade, bem como as características edáfica não apresentarem diferenças significativas, demonstra a existência de outros fatores ecológicos não avaliados neste estudo que sejam responsáveis pelas diferenças entre as Área S e Área B.

A predominância de espécies secundárias neste estudo confere com os padrões típicos de florestas secundárias em paisagens fragmentadas da Floresta Atlântica (CHAZDON, 2016), por sua tendência à uma distribuição mais ampla, devido à maior capacidade de dispersão e plasticidade para superar condições estressantes do ambiente (LAURANCE et al., 2001; ZAHAWI et al., 2013); BRANCALION et al., 2015).

A dominância da zoocoria nas Área S e Área B segundo Howe (2016) é explicado por ser a mais comum e eficiente na manutenção das formações florestais em estágios de sucessão secundária na Floresta Atlântica, principalmente em locais próximos a cursos de água, onde pássaros, morcegos e pequenos mamíferos são os principais agentes dispersores.

Villard e Metzger (2014) referem que a fragmentação e perda de diversidade na Floresta Atlântica na região sudeste é resultante de atividades agrícolas e pastagem. Por este fato, as formações florestais com predominância de bambus (SANTANA, ANJOS, 2010) ou samambaias (FLORES-RAMÍREZ, CECCON, 2014), formam microhabitats com características particulares que contribuem para sobrevivência de aves, morcegos, e outros animais, à semelhança da Área S e Área B, pois são pontos de abrigo, fontes de alimentos e corredores ecológicos destes agentes dispersores.

A diferença estrutural é acentuada na Área S, devido às samambaias distribuídas por toda área, o que contribui para redução da densidade das regenerantes dos G2 e G3 arbóreas quando comparada com Área B, presumindo que a competição é mais intensa nesta área, sendo assim, a densidade na Área S é inferior nestes grupos, reduzindo substancialmente a abundância e a área basal das espécies regenerantes nestes grupos.

Os valores de abundância e dominância das Área S e Área B neste estudo são relativamente superiores aos da faixa de desenvolvimento da FODTB e aluvial em fase de sucessão secundária equivalente. Lingner et al. (2015), ao longo desta formação com altitudes dos 0-30 m, registrou que a abundância de indivíduos regenerantes ($dap > 10\text{cm}$) encontra-se na média de $594,4 \pm 151,93$ ind/ha e basal média $21,7 \pm 5,69$ m/ha. Na região norte, em FODTB de Pernambuco, Lima (2017), registrou 11970 ind/ha e $3,28$ m²/ha ($dap < 5\text{cm}$ e $H > 1\text{m}$); Lima et al. (2013) registraram 8160 ind/ha e $18,88$ m²/ha, ($dap > 15$ cm).

A abundância e dominância de *E. edulis* e *N. oppositifolia* no G1 na Área S resulta do rápido crescimento dessas espécies comparativamente às samambaias, em particular a *C. atrovirens*, que domina nos três estratos do sub-bosque. Para superar a barreira imposta pelas folhas (frondes) das samambaias, as espécies investem em crescimento em altura, por isso os regenerantes de G1 da Área S apresentam maiores alturas. Segundo Mendonça et al. (2017), a competição reduz o crescimento dos indivíduos na copa e no diâmetro passando a ocorrer investimento no crescimento em altura fato que pode ser observado na Área B.

Os resultados do crescimento em DAP_{cm} e H_m nos regenerantes de G2 revelam semelhanças no microambiente entre a Área S sobre influência de samambaias e Área B de bambu para este grupo. Cerca de 68% dos indivíduos da Área S

apresentarem alturas inferiores a 0,42 m, enquanto 65% apresentam-se altura superior a 0,37 m na Área B no G3. As samambaias funcionaram como filtro ecológico na Área S, pois a maior parte dos indivíduos regerantes arbóreo-arbustivos tiveram dificuldades em transpor a camada das frondes (folhas) das samambaias em busca de luz. Os indivíduos que transpuseram a camada das samambaias no G1 e G2, segundo Schulz et al. (2007), crescem em diâmetro e altura para garantir a sua sustentação na área.

Neste estudo, *C. atrovirens* de porte arbóreo, foi a espécie que melhor se desenvolveu, dominou os três estratos e concentrou nos locais de clareira com iluminação direta sobre suas frondes. Schmidt (2012) referiu *C. atrovirens* como espécie pioneira da família Cyatheaceae e com crescimento relativamente lento sob dossel de florestas tropicais, quando comparado ao crescimento dos grupos regenerantes arbóreas.

B. brasiliense com seu porte subarborescente, ereto, atingiu no máximo 150 cm de altura. Esta espécie distribuiu-se por toda área, contudo, concentrou-se em locais sombreados e sobre as copas dos indivíduos arbóreos. Kramer et al. (1990) e Dittrich et al. (2017), a relatam como espécie de rara ocorrência em regiões secas.

S. decussata e *A. opposita* ambas de hábito herbáceo, atingiram a altura máxima de 1 m; e se concentraram em áreas sombreadas do sub-bosque, longe das bordas e locais ensolarados, na Floresta Atlântica em fase de sucessão secundária (SALINO, SEMIR, 2002, 2004).

O bambu *Chusquea oxylepis* na Área B, apresenta um hábito de planta trepadeira, que parte do solo e se alastra até a copa das árvores mais altas, forma uma rede com seus finos colmos e folhas sobre as copas das árvores. Em áreas de clareira na floresta formou um emaranhado de cipós ou tufo de difícil penetração com suas folhas. Contudo, esta rede é descontinuada ou escassa em alguns trechos da floresta. Lacerda e Kelleman (2017) referem que, em florestas secundárias em fases de sucessão inicial, os bambus se desenvolvem competindo com as espécies arbóreas, reduzindo a riqueza e a diversidade. Neste estudo, sua presença contribuiu para a redução da densidade dos indivíduos regenerantes no G1, aumentando desta forma os espaços de clareiras na Área B. No entanto, registrou-se um aumento na abundância nos grupos G2 e G3 na mesma área, assim como na Área S.

A proliferação de samambaias *C. atrovirens* na Área S demonstra descontinuidade do dossel uniforme da floresta e ocorrência de locais de clareiras. Arens e Sánchez-Baracaldo (1998) e Castello et al. (2017) mostraram que as condições de perturbação na floresta influenciam no crescimento de samambaias arbóreas. Por sua vez, esta situação pode ter contribuído para aumento na abundância e dominância de *C. sellowiana* (pioneira), *A. glandulosa* (pioneira) e *M. cinerantes* (secundária inicial) do G2 na Área S.

Viani et al. (2015) e Peña-Domene et al. (2013) referiram que a presença de espécies pioneiras em áreas de sub-bosque em florestas secundárias ocorre se estas germinarem e se estabelecerem antes do fechamento do dossel, pois sua germinação exige luz e as plântulas são intolerantes à sombra. Almeida (2016), reitera que perturbações em áreas em processo de sucessão florestal conduzem a retomada da fase inicial do processo retardando a restauração na área. Lacerda e Kelleman (2017), reiteram que após o desbaste natural de parte dos indivíduos adultos em área de bambu, aumenta a disponibilidade de luz no sub-bosque propiciando o desenvolvimento de espécies que necessitam de luz, como foi observado neste estudo *M. cinerancens* (SI), contudo, a existência de áreas sombreadas propiciou em simultâneo o desenvolvimento de *E. edulis* (C) no G2 e G3 na Área B. Segundo Incaper (2017), *E. edulis* necessita de sombreamento na fase inicial, contudo, o excessivo sombreamento limita seu crescimento em floresta tropical.

O fato das espécies mais importantes do G3 da Área S serem compostas por 22% de pioneiras (P), 49% secundárias iniciais (SI) e 29% secundárias tardias (ST) do Valor de Impotância (VI) com *P. hoffmannseggiana* (ST) e *I. edulis* (SI) como as mais abundantes, e na Área B serem constituídas por 5% de P, 46% de SI, 34% de ST e 14% climaxicas (C) pressupõe a existência de maior quantidade de clareiras na Área S comparativamente a Área B. Nesta fase de sucessão estas plantas promovem uma interação substancial na configuração destes locais, influenciando na ocorrência de espécies que terão capacidade de colonizar tais áreas.

As decisões de gestão das áreas em restauração devem ser baseadas na compreensão dos processos ecológicos envolvidos na invasão e na quantificação das perdas decorrentes dela (DURIGAN et al., 2013). Contudo, no ecossistema estudado, nas Área S e Área B, não parece que seja necessário de imediato uma

intervenção urgente no controle das espécies invasoras em cada área, pois as espécies nativas estão se proliferando e espalhando a ritmos semelhantes a de florestas secundárias da região, a exemplo de estudos realizados por Borgo (2011) e Mattar (2019).

Os resultados, expressam a influência exercida por plantas que ocasionalmente dominam o sub-bosque em algumas regiões, como aqui mencionadas as samambaias e bambus.

5.5 CONCLUSÕES

É interessante que se esperaria um resultado oposto ao encontrado no presente estudo, como a diminuição de riqueza e diversidade provocada pelo predomínio de samambaias e bambu, ao nível de produzir impactos irreversíveis, diferentes das florestas da região. Contudo, observou-se que:

- (i) As Área S e Área B apresentam diferenças na composição florística, na riqueza e diversidade.
- (ii) As áreas apresentam espécies exclusivas, com maior riqueza nos G2 e G3.
- (iii) Existem diferenças no diâmetro médio do regenerantes de porte superior, sendo Área S com maior diâmetro devido maior espaçamento entre os indivíduos regenerantes G1 devido a alta densidade das samambaias. Foram observadas também diferenças na altura média dos regenerantes de porte superior e inferior, sendo Área B com altura média maior, significando que esta área apresenta o sub-bosque mais sombreado que Área S e maior densidade dos indivíduos regenerantes. Contudo, as condições das áreas mantiveram constantes o diâmetro e a altura média do regenerantes de porte médio.

Aos 14 anos de restauração, a Área S com predomínio de samambaias e Área B com predomínio de bambu, apresentam uma considerável resiliência, na capacidade de se regenerar e prosseguir para fases mais avançadas de sucessão, característica da Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas e aluvial.

5.6 REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, D. S. **Alguns princípios de sucessão natural aplicados ao processo de recuperação** - Recuperação ambiental da Mata Atlântica. 3ª ed. Ilhéus, BA: Editus, 2016.
- ANGELO, A. C.; SOUZA, KOCH, K. F de. **Restauração Florestal**. 1. ed. Curitiba - PR: **Serviço Nacional de Aprendizagem Rural - PR**, 2020. v. 1. 192p.
- ARENS, N. C.; Sánchez-Baracaldo, P. Distribution of tree ferns (Cyatheaceae) across the successional mosaic in an Andean cloud forest, Nariño Colombia. **American Fern Journal**, v. 88, p. 60–71, 1998.
- BORGO, M.; TIEPOLO, G.; REGINATO, R.; KUNIYOSHI, Y. S.; GALVÃO, F.; CAPRETZ, R. L.; ZWIENER, V. P. Espécies arbóreas de um trecho de floresta Atlântica do Município de Antonina, Paraná, Brasil. **FLORESTA**, v. 41, n. 4, p. 819 - 832, 2011.
- BRANCALION, P. H. S.; VIANILL, R. A. G.; RODRIGUES, R. R.; CÉSAR, R. G. Estratégias para auxiliar na conservação de florestas tropicais secundárias inseridas em paisagens alteradas. **Boletim do Museu Paranaense Emílio Goeldi – Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 219 - 234, 2012.
- BRANCALION, P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 432 p.
- CAMPOS, M. C. R.; TAMASHIRO, J. Y.; ASSIS, M. A.; JOLY, C. A. Phytosociology and floristic composition of the arboreal component of the transition Lowland - Lower Montane Ombrophilous Dense Forest at Núcleo Picinguaba/Serra do Mar State Park, Ubatuba, southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 2. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032011000200030> . Disponível em: <https://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?inventory+bn02311022011>. Acesso: 10 junho 2021.
- CASTELLO, A. C. D.; COELHO, S.; CARDOSO-LEITE, E. Lianas, tree ferns and understory species: indicators of conservation status in the Brazilian Atlantic Rainforest remnants, southeastern. **Brazilian Journal of Biology**, v. 77, n. 2, p. 213 - 226, 2017.
- CHAO, A.; CHIU, C. H.; HSIEH, T. C.; DAVIS, T.; NIPPERESS, D. A.; FAITH, D. P. Rarefaction and extrapolation of phylogenetic diversity. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 6, p. 380–388, 2015.
- CHAO, A.; JOST, L. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. **Ecology**, 93, n.12, p. 2533–2547, 2012.
- CHAZDON, R. L. Renascimento de florestas: regeneração na era do desmatamento. [traduzido]. São Paulo: Oficina de Textos, 2016. 429p.

COLWELL, R. K.; CHAO, A.; GOTELLI, N. J.; LIN, S.-Y.; MAO, C. X.; CHAZDON, R. L.; LONGINO, J. T. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. **Journal of Plant Ecology**, v. 5, p. 3 - 21, 2012.

CRUZ, A. R.; SILVA-GONÇALVES, K. C DA; NUNES-FREITAS, A. F. Estrutura e florística de comunidade arbórea em duas áreas de Floresta Ombrófila Densa em Macaé, RJ. **Rodriguésia**, v. 64, n. 4, p. 791 - 805. 2013.

De la PEÑA-DOMENE, M.; MARTÍNEZ-GARZA, C.; PALMAS-PÉREZ, S.; RIVAS-ALONSO, E., HOWE, H. F. Roles of Birds and Bats in Early Tropical-Forest Restoration. **PLoS ONE**, v.9, n. 8, e104656. 2014.

DURIGAN, G.; IVANAUSKAS, N. M.; ZAKIA, M. J. B., ABREU, R. C.R. Control of Invasive Plants: Ecological and Socioeconomic Criteria for the Decision-Making Process. **Natureza e Conservação**, v. 11, p. 23 - 30, 2013.

FLORES-RAMÍREZ, E.; CECCON, E. (2014). ¿La restauración de corredores en paisajes fragmentados? mejora la dinámica de las especies? Evidencias experimentales. In ÁLVAREZ, A. S.; PÉREZ, D. R. (Eds.). **Aspectos ecológicos, microbiológicos y fisiológicos de la restauración de ambientes degradados de zonas áridas**. Aportes de investigaciones de Argentina, Chile, Venezuela y México. Mendoza, Argentina: Ministerio de Educación de la Nación y CONYCET. 2014. 11-24p.

FRANGOSO, R. de O.; CARPANEZII, A. A.; KOEHLER, H. S., ZUFFELLATO-RIBAS, K. C. Barreiras ao estabelecimento da Regeneração natural em áreas de pastagens abandonadas. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 4, p. 1451 - 1465, 2017.

GAGGIOTTI, O. E.; CHAO, A.; PERES-NETO, P.; CHIU, C-H.; EDWARDS, C.; FORTIN, M.; JOST, L.; RICHARDS, C. M.; SELKOE, K. A. Diversity from genes to ecosystems: A unifying framework to study variation across biological metrics and scales. **Evolutionary Applications**, v. 11, n. 7, p. 1176 - 1193, 2018.

GUERIN, N.; DURIGAN, G. Invasion impact by *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon (Dennstaedtiaceae) on a neotropical savanna. **Acta Botanica Brasilica**, v. 29, n. 2, p. 213-222, 2015.

HOLL, K. D.; REID, J. L.; OVIEDO-BRENES, F.; KULIKOWSKI, A. J.; ZAHAWI, R. A. Rules of Thumb for Predicting Tropical Forest Recovery. **Applied Vegetation Science**, v. 1, p. 669 – 677, 2018.

HOWE, H. Making dispersal syndromes and networks useful in tropical conservation and restoration. **Global Ecology and Conservation**, v. 6, p. 152 - 178, 2016.

HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, A. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, p.1451 - 1456, 2016.

INCAPER. Almeida juçara: patrimônio natural da Mata Atlântica no Espírito Santo. In: GUIMARÃES, L. A. de O. P.; SOUZA, R. G. de. VITÓRIA, ES: Incaper, 2017.

IVANAUSKAS, N. M.; MIASHIKE, R. L.; GODOY, J. R. L. de.; SOUZA, F. M. de.; KANASHIRO, M. M.; MATTOS, I. F. de. A.; AGUIAR, TONIATO, M. T. Z.; GRANCO, G. A. D. C A vegetação do Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR), São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 1. p. 147 - 177, 2012. Disponível em: < https://www.researchgate.net/publication/232758122_The_vegetation_of_the_Alto_Ribeira_Touristic_State_Park_PETAR_Sao_Paulo_Brazil/link/0912f509450c0accee00000/download>. Acesso em: 10 jun. 2021.

JOST, L. Entropy and diversity. **Oikos**, v. 113, p. 363 - 375, 2006.

KERSTEN, R. A.; GALVÃO, F. Suficiência amostral em inventários florísticos e fitossociológicos. In: FELFILI, J. M.; EISENLOH, P. V.; MELO, M. M. R. F. (Org.). **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos**. Viçosa: UFV, 2011. v. 1, p. 156 - 173.

KRAMER, K. U.; CHAMBERS, T. C.; HENNIPMAN, E. Blechnaceae. In: KRAMER, K. U., GREEN, P. S. (Eds.), **The Families and Genera of Vascular Plants**. Vol 1. Pteridophytes and Gymnosperms. Berlin: Springer-Verlag. 1990. 60 - 68 p.

LACERDA A. E. B., KELLERMANN. Bambus nativos como espécies invasoras no sul do Brasil. In: DRUMOND, P. M.; WIEDMAN, G. (Org.). **Bambus no Brasil: da biologia à tecnologia**. Rio de Janeiro: Instituto Ciência Hoje, 2017. 179 - 196p.

LIMA, R. B. de. A.; SILVA, R. K. S. da.; PAULA, M. D. de.; Guimarães, E. T. R.; Braga, E. C. B. Estrutura fitossociológica e diamétrica de um fragmento de mata atlântica, Pernambuco, Brasil. **Revista Desafios**, v. 4, n. 4, 2017.

LINGNER, G. V.; SCHORN, L. A.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A. L. de.; MEYER, L., VIBRANS, A. C. Floresta Ombrófila densa de Santa Catarina - Brasil: Agrupamentos e ordenação baseados em amostragem sistemática. **Ciência Florestal**, v. 25, n. 4, p. 933 - 946, 2015.

MARCHIORI, N. M.; ROCHA, H. R.; TAMASHIRO, J. Y.; AIDAR, M. P. M. Tree community composition and aboveground biomass in a secondary Atlantic Forest, Serra do Mar State Park, Sao Paulo, Brazil. **Cerne**, v. 22, n. 4, p. 501 - 514, 2016.

MATOS, F. B.; BOHN, A.; LABIAK, P.H. The ferns and lycophytes of Reserva Natural Guaricica, Antonina, Paraná, Brazil. **Check List**, v.16, n. 1, p. 183 - 206, 2020.

MATTAR, E. A. **Regeneração natural em plantio misto de seis espécies arbóreas nativas na planície litorânea paranaense**. Curitiba, 119 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2019.

METZGER, J. P. **Perda e fragmentação de habitat e biodiversidade**. 2013. Disponível em: http://web01.ib.usp.br/bie314/2013/aula3_Fragmentacao_2013.pdf. Acesso em: 15 jun. 2021.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; McGLINN, D.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; SZOECS, E.; WAGNER, H. **vegan: Community ecology package**. R package version 2.4-4. 2017. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf>. Acesso em: 07 Junho. 2021.

PG I (Pteridophyte Phylogeny Group) A community-derived classification for extant lycophytes and ferns. **Journal of Systematics and Evolution**, v. 54, n. 6, p. 563–603. 2016.

PONTES, L. **Análise da distribuição de bambuzais (Poaceae: Bambusoideae) em um remanescente de floresta ombrófila densa no litoral norte do Paraná (1953-2013)**. 2018. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Setor de Ciências do Paraná, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2018.

PRADO, J.; SYLVESTRE, L. S.; LABIAK, P. H.; WINDISCH, P. G.; SALINO, A.; BARROS I. C. L.; HIRAI, R. Y.; ALMEIDA, T. E.; SANTIAGO, A. C. P.; KIELING-RUBIO, M. A.; PEREIRA, A. F. N.; ØLLGAARD, B.; RAMOS, C. G. V.; MICKEL, J. T.; DITTRICH, V. A. O.; MYNSSEN, C. M.; SCHWARTSBURG, P. B.; CONDAK, J. P. S.; PEREIRA, J. B. S.; MATOS, F. B. Diversity of ferns and lycophytes in Brazil. **Rodriguésia**, v. 66, n. 4, p.1073 - 1083. 2015.

PYŠEK, P.; JAROŠÍK, V.; HULME, P. E.; PERGL, J.; HEJDA, M.; SCHAFFNER, U.; VILÀ, M. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. **Global Change Biology**, v. 18, p. 1725 - 1737, 2011.

RIBEIRO, S. C.; BOTELHO, S. A.; FONTES, A. A. L.; GARCIA, P. O.; ALMEIDA, H. de S. Regeneração natural em áreas desmatadas e dominadas por *Pterium aquilium* (L.) na Serra da Matiqueira. **Cerne**, v. 19, n. 1, p. 65 - 76, 2013.

ROOS, K.; ROLLENBECK, R.; PETERS, T., BENDIX, J.; BECK, E. Growth of tropical bracken (*Pteridium arachnoideum*): response to weather variations and burning. **Invasive Plant Science and Management**, v. 3, n. 4, p. 402 - 411, 2010.

SALINO, A.; SEMIR, J. Thelypteridaceae (Polypodiophyta) do Estado de São Paulo: *Macrothelypteris* e *Thelypteris* subgêneros *Cyclosorus* e *Steiropteris*. **Lundiana**, v. 3, n.1, p. 9-27, 2002.

SALINO, A.; SEMIR, J. *Thelypteris* subg. *Amauropelta* (Kunze) A.R. Sm. (Thelypteridaceae - Pterophyta) no Estado de São Paulo, Brasil. **Lundiana**, v. 5; n. 2, p. 83-112. 2004. Disponível em: <https://www2.icb.ufmg.br/lundiana/Contents/full/vol522004/1.pdf> >. Acesso: 7 junho 2021.

SANTANA, C. R.; ANJOS, L. dos. Associação de aves a agrupamentos de bambu na porção Sul da Mata Atlântica, Londrina, Estado do Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 2, p. 39-44. 2010.

SCHMITT, J. L. **Estudos florísticos e ecológicos do desenvolvimento em Cyatheaceae (Pteridophyta) no Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, 167 f. Tese (Doutorado em Botânica) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. Rio Grande do Sul. 2005.

SCHMITT, J. L.; WINDISCH, P. G. Caudex growth and phenology of *Cyathea atrovirens* (Langsd. & Fisch.) Domin (Cyatheaceae) in secondary forest, southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 2, p. 397-405, 2012.

SILVA, D. S. da.; MARKUS, E.; BICA, J. B.; KLUNK, L.; GIASSON, M. M.; ROTHER, R. L.; SOUZA, V. de.; REMPEL, C.; FERLA, N. J. Abundância e riqueza de pteridófitas terrícolas em áreas de borda e interior no Jardim Botânico de Lageado, RS. **Revista Destaques Acadêmicos**, v. 5, n. 3, 2013.

SILVA, K. S. da S.; FELICIANO, A. L. P.; MARANGON, L. C., LIMA, R. B. de A. Florística e sucessão ecológica da vegetação arbórea em área de nascente de um fragmento de Mata Atlântica, Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 5, n. 4, 2010.

SILVA, N. D.; MARANGON, L. C.; MARANGON, A. L. P. F.; SILVA, J. A. A. Dimensão de parcelas para levantamento da vegetação arbórea regenerante em um fragmento de Floresta Atlântica em Pernambuco, Brasil. **Scientia Forestalis**, v. 48, n. 127, e3091, 2020.

SILVA, V. L. da.; SCHMITT, J. L. The effects of fragmentation on *Araucaria* forest: analysis of the fern and lycophyte communities at sites subject to different edge conditions. **Acta Botanica Brasilica**, v. 29, n. 2, p. 223 - 230, 2015.

SUGANUMA, A. S.; ASSIS, G. B. de.; DURIGAN, G. Changes in plant species composition and functional traits along the successional trajectory of a restored patch of Atlantic Forest. **Community Ecology**, v. 15, n., p. 27 - 36, 2014.

SCHULZ, E.D.; BECK, E.; MÜLLER-HOHENSTEIN, K. **Plant Ecology**. Netherlands: Spinger. 2002.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma Floresta Atlântica Montana. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, p. 251 - 261. 1999.

TRYON, R. M.; TRYON, A. F. **Ferns and allied plants with special reference to Tropical America**. New York: Springer Verlag, 1982. 857p.

VALÉRY, I.; FRITZ, H.; LEFEUVRE, J. C.; SIMBERLOFF, D. In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. **Biological Invasion**, v. 10, n. 8; p. 1345 - 1351. 2008.

VIANI, R. A.G.; VIDAS, N. B.; PARDI, M.M.; CASTRO, D. C. V., GUSSON, E. BRANCALION, P. H. Animal- dispersed pioneer trees enhance the early regeneration in Atlantic Forest restoration plantation. **Natureza e Conservação**, v. 13; n. 1; p. 41 - 46. 2015.

VILLARD, M-A; METZGER J. P. Beyond the fragmentation debate: a conceptual model to predict when habitat configuration really matters. **Journal of Applied Ecology, Review**, v. 51, p. 309 - 318, 2014.

VINÍCIUS ANTONIO DE OLIVEIRA DITTRICH, V. A. de. O.; SALINO, A.; MONTEIRO, R.; ANDRÉ LUÍS GASPER, A. de. L. The family Blechnaceae (Polypodiopsida) in Brazil: key to the genera and taxonomic treatment of *Austroblechnum*, *Cranfillia*, *Lomaridium*, *Neoblechnum* and *Telmatoblechnum* for southern and southeastern Brazil. **Phytotaxa**, v.303, n. 1, p. 1–33, 2017.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados deste estudo proporcionaram uma importante contribuição para a validação da importância do uso do plantio adensado misto com baixa diversidade no processo de restauração de áreas adjacentes à Serra do Mar, degradadas por pastagem na planície litorânea paranaense.

No Capítulo 2, constatou-se que o plantio adensado misto com 14 anos de restauração e com número reduzido de espécies selecionadas (10 espécies), recriou uma floresta secundária em local de baixa resiliência, de solo compactado e degradado pela pastagem de búfalos. Existem indícios, de que o plantio adensado misto com mesma proporção de indivíduos (T1) proporcionou um desenvolvimento mais heterogêneo das características biométricas como posição sociológica (ps), altura total (H), porcentagem de luminosidade sobre as copas (L%) e circunferência a altura do peito (CAP); que é característica da floresta ombrófila densa. Embora as espécies florestais apresentaram um desempenho silvicultural relativamente baixo nas variáveis biométricas CAP (cm), H (m) e V (m³) em comparação aos demais estudos realizados ao longo da FODTB, estas espécies possuem potencial na utilização em projetos de restauração em áreas de pastagem degradada nas condições edafoclimáticas da planície litorânea paranaense, no Município de Antonina-PR.

No Capítulo 3, constatou-se que as espécies selecionadas no plantio adensado misto de baixa diversidade, submetidas a um plintossolo háplico distrófico típico, ácido, pobre em nutrientes, mal drenado e homogêneo ao longo das áreas do experimento apresentaram a média de IMA.cap e IMA.h dentro da faixa de crescimento das Florestas Tropicais da região em restauração da Mata Atlântica.

Os estimadores de razão neste trabalho demonstraram que na média as espécies têm ritmos de crescimento diferentes em função de IMA.cap (cm) e IMA.h (m) em um mesmo tratamento, porém os tratamentos não foram suficientes para alterar os IMA.cap (cm) e IMA.h (m) de cada espécie.

O plantio adensado misto de baixa diversidade constituído com a mesma proporção de indivíduos por espécie (T1) proporcionou a melhor média de variabilidade de IMA.cap (cm) e IMA.h (m) entre as espécies, que é característica comum das florestas nativas tropicais. Demonstrando o plantio adensado misto de

baixa biodiversidade como alternativa confiável para projetos de restauração, na planície litorânea paranaense, Antonina-PR.

Capítulo 4, demonstrou que os plantios mistos desempenharam o papel facilitador no estabelecimento de plântulas o que acelerou a restauração florestal, imprimindo mudanças na cobertura do solo. Contudo, não registraram mudanças na riqueza, diversidade, grupos ecológicos e síndromes de dispersão. Concluiu-se que Talhões facilitadores (TFs) com proporção diferente de indivíduos de espécies pioneiras e secundárias iniciais (T2) melhor favoreceram o estabelecimento de plântulas acelerando à restauração florestal.

No último Capítulo 5, é notório que influência das perturbações causadas pelo homem contribuíram para alterações na composição e estrutura da floresta, sendo que uma área em sucessão secundária cedeu a invasão das samambaias e outra a invasão de bambu, mesmo pertencente ao mesmo fragmento florestal. Contudo, as áreas seguem estados alternativos e apresentam uma composição diferente na riqueza e diversidade entre elas, mas demonstram atingir a estabilidade ao longo do tempo.

Com 14 anos de restauração, a Área S assim como Área B, apresentam uma considerável resiliência, e seguem regenerando para as fases mais avançadas de sucessão, que uma característica da Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas e Aluvial.

Acreditamos ser necessário o desenvolvimento de estudos subsequentes a este que avaliam e monitoram a dinâmica de sucessão florestal, com objetivo de acompanhar a trajetória da restauração e se necessário for, possam intervir por forma a garantir a sustentabilidade ambiental futura deste fragmento.

7 REFERÊNCIA GERAL

ABE, M.; IZAKI, J.; MIGUCHI, H.; MASAKI, T.; MAKITA, A.; NAKASHIZUKA, T. The effect of Sasa and canopy gap formation on tree regeneration in an old beech forest. **Journal of Vegetation Science**, v. 13, n. 4, p. 565 - 574, 2002.

ADEMADAN. **Clima: Boas práticas de adaptação**. In BOLDRINE, E. B.; PAES, L. S. O. P.; PINHEIRO (Org.). 1ª ed – Antonina: ADEMADAN. 200 p. 2016.

ALBINO, U. B.; ZANETTI, L. Z. **O cultivo do paricá**. Dom Eliseu: Centro de Pesquisa do Paricá, 2006.

ALBURQUERQUE, R. P.; BRANDES, A. F. N.; LISI, C.; MORAES, L. F. D. DE.; BARROS, C. F. B. Tree-ring formation, radial increment and climate-growth relationship: assessing two potential tree species used in Brazilian Atlantic Forest restoration projects. **Trees**, v. 33, p. 877-892, 2019.

ALMEIDA, D. S. **Alguns princípios de sucessão natural aplicados ao processo de recuperação** - Recuperação ambiental da Mata Atlântica. 3ª ed. Ilhéus, BA: Editus, 2016.

ANDRADE, G. K. O.; FERREIRA, R. A.; FERNANDES, M. M.; SILVA, T. R.; SOUZA, I. B. A.; MAGALHÃES, J. S. Regeneração natural em área de reflorestamento misto com espécies nativas no município de Laranjeiras, SE. **Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, v. 61, p. 1 - 9, 2018.

ANDRIGUETTO, J. A. A mudança técnica e o processo de diferenciação dos sistemas de produção pesqueira do Litoral do Paraná, Brasil. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, n. 8, p. 43 - 58, 2003.

ANGELO, A. C.; SOUZA, KAREN KOCH FERNADES DE. Restauração Florestal. 1. ed. Curitiba - PR: **Serviço Nacional de Aprendizagem Rural - PR**, 2020. v. 1. 192 p.

ARENS, N. C.; SÁNCHEZ-BARACALDO, P. Distribution of tree ferns (Cyatheaceae) across the successional mosaic in an Andean cloud forest, Nariño Colombia. **American Fern Journal**, v. 88, p. 60 – 71, 1998.

ASSIS, A.M.; QUEIROZ, T. A. F.; FREITAS, K. K. S.; FERREIRA, W. C.; DIAS, D. P. Crescimento de árvores plantadas para recomposição de área de preservação permanente hídrica em meio urbano. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 17, n. 1, p. 1 - 8, 2019.

ASSIS, G. B.; PILON, N. A. L., SIQUEIRA, M. F., DURIGAN, G. Effectiveness and costs of invasive species control using different techniques to restore cerrado grasslands. **Restoration Ecology**, v. 29, n. 1, e13219, 2021.

ATTIWILL, P. M. The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management, **Forest Ecology and Management**, v. 63, n. 2 - 3, 1994.

BARLOW, J.; LENNOX, G. D.; FERREIRA, J.; BERENQUER, E.; LEES, A. C. NALLY, R.M.; THOMSON, J. R.; FERRAZ, S.F. DE. B.; LOUZADA, J.; OLIVEIRA, V.. H. F.; PARRY, L.; SOLAR, R. R. de c.; VIEIRA, I. C. G.; ARAGÃO, L. E. O.C.; BEDOTTI, R. A.; BRAGA, R. F.; CARDOSO, T. M. C.; OLIVEIRA-Jr, R. C. DE O.; SOUZA-Jr, C. M.; MOURA, N. G.; NUNES, S. S.; SIQUEIRA, J. V.; PARDINI, R.; SILVEIRA, J. M.; VAZ-de-MELLO, F. Z.; VEIGA, R. C. S.; VENTURIERI, T. A. G. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v.535, p. 144 - 159, 2016.

BATCHELOR, J. L.; RIPPLE, W.; WILSON, T. M.; PAINTER, L. E. Restoration of Riparian Areas Following the Removal of Cattle in the Northwestern Great Basin. **Environmental Management**, p. 1 - 14. 2015.

BATISTA, J. L. F.; COUTO, H. T. do; SILVA FILHO, D. F. da. **Quantificação de recursos florestais – árvores, arvoredos e florestas**. São Paulo: Oficina de Textos, 2014.

BECHARA, F. C.; DICKENS, S.; FARRER, E. C.; LARIOS, L.; SPOTSWOOD, E. N.; MARIOTTE, P. SUDING, K. N. Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 11, p. 2021-2034, 2016.

BELLOTTO, A.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Monitoramento das áreas restauradas como ferramenta para avaliação da efetividade das ações de restauração e para redefinição metodológica. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Ed.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009, p. 128 -147.

BENGOUGH, A. G.; MULLINS, C.E. Mechanical impedance to root growth: a review of experimental techniques and root growth responses. **Journal of Soil Science**, v.41, p.341 - 358, 1990.

BENINI, R. M.; ADEODATO, S. O. **Desafio Econômico de Recobrir o Brasil**. In: **Economia da Restauração Florestal**. São Paulo: The Nature Conservancy, 2017.

BLUM, C. T.; RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F. O clima e a sua influência na distribuição da floresta ombrófila densa na Serra da Prata, Morretes, Paraná. **FLORESTA**, v. 41, n. 3, p. 589-598, 2011.

BOGONI, J. A.; PIRES J. S. R.; GRAIPEL M. E.; PERONI, N.; PERES, C. A. Wish you were here: How defaunated is the Atlantic Forest biome of its medium- to large bodied mammal fauna? **Plos One**, v.13, n. 9, 2018.

BORGO, M.; TIEPOLO, G.; REGINATO, R.; KUNIYOSHI, Y. S.; GALVÃO, F.; CAPRETZ, R. L.; ZWIENER, V. P. Espécies arbóreas de um trecho de floresta Atlântica do Município de Antonina, Paraná, Brasil. **FLORESTA**, v. 41, n. 4, p. 819 - 832, 2011.

BOUKILI, V. K.; CHAZDON, R. L. Environmental filtering, local site factors and landscape context drive changes in functional trait composition during tropical forest succession. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, v. 24, p. 37 - 47, 2017.

BRANCALION, P. H. S.; CAMPOE, O.; MENDES, J. C. T.; NOEL, C.; MOREIRA, G. G.; VAN MELIS, J., STAPE, J. L., GUILLEMOT, J. Intensive silviculture enhances biomass accumulation and tree diversity recovery in tropical forest restoration. *Ecological Applications*, v. 29, n.2, p. 1 - 12, 2019.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015.

BRANCALION, P. H. S.; VIANILL, R. A. G.; RODRIGUES, R. R.; CÉSAR, R. G. Estratégias para auxiliar na conservação de florestas tropicais secundárias inseridas em paisagens alteradas. *Boletim do Museu Paranaense Emílio Goeldi – Ciências Naturais*, v. 7, n. 3, p. 219 - 234, 2012.

BRANCALION, P.H.S.; VIANI, R.A.G.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados**. Viçosa: Editora UFV, 2012. p. 262 - 293.

BRANSON F. A.; GIFFORD G. F.; RENARD K. G.; HADLEY R. F. **Rangeland Hydrology**. Dubuque, IA: Kendall/Hunt. 1981.

BRASIL. CONAMA. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 2, de 18 de março de 1994. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil. Brasília, DF, 18 de março de 1994. Disponível em: <https://snif.florestal.gov.br/images/pdf/legislacao/resolucoes_conselho/resolucao_conama_02_1994.pdf>. Acesso em: 22 set. 2022.

BRASIL. IBGE. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: CDDI Departamento de Editoração – IBGE, 1991. Disponível em: <<http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/monografias/GEBIS%20%20RJ/classificacaovegetal.pdf>>.: Acesso em: 20 maio. 2020.

BROADHURST, L.; DRIVER, M.; GUJA, L.; NORTH, T.; VANZELLA, B.; FIFIELD, G.; BRUCE, S.; TAYLOR D.; BUSH D. Seeding the future: The issues of supply and demand in restoration. *Ecological Management & Restoration*, v. 16, p. 29 - 32, 2015.

BROTTO, M. L.; UHLMANN, A.; BLUM, C. T.; RODERJAN, C. V. Riqueza e endemismo de Lauraceae no Paraná: aspectos fitogeográficos e áreas prioritárias para a conservação. *Rodriguésia*, v. 70, e03032017, 2019.

BRUEL, B. O. **Restauração da floresta atlântica no litoral do Paraná: avaliação de dois sistemas de plantio e da regeneração natural**. Curitiba, 57 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Sector de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

BRUEL, B. O.; MARQUES, M. C. M.; BRITZ, R. Survival and Growth of Tree Species under Two Direct Seedling Planting Systems. **Restoration Ecology**, v. 18; n. 4, p. 414 - 417, 2010.

BUDKE, J. C.; ALBERTI, M. S.; ZANARDI, C.; BARATTO, C.; ZANIN, E. M. Bamboo dieback and tree regeneration responses in a subtropical forest of South America. **Forest Ecology and Management**, v. 260, n. 8, p. 1345 - 1349, 2010.

BUDOWSKI, G. N. Distribution of tropical American rain forest species in the light of succession processes. **Turrialba**, v.15, n.1, p. 40 - 2, 1965.

BUFALO, F. S.; GALETTI, M.; CULOT, L. Seed Dispersal by Primates and Implications for the Conservation of a Biodiversity Hotspot, the Atlantic Forest of South America. **International Journal of Primatology**, v. 37, n. 3, p. 333 - 349, 2016.

BUTCHART S. H. M.; CLARKE, M.; SMITH, R. J.; SYKES, R. E.; SCHARLEMANN, J. P. W.; HARFOOT, M.; BUCHANAN, G. M.; ANGULO, A.; BALMFORD, A.; BERTZKY, B.; BROOKS, T. M.; CARPENTER, K. E.; COMEROS-RAYNAL, M. T.; CORNELL, J.; FICETOLA, G. F.; FISHPOOL, L D.C.; FULLER, R. A.; GELDMANN, J.; HARWELL, H.; HILTON-TAYLOR, C.; HOFFMANN, M.; JOOLIA, A.; JOPPA, L.; KINGSTON, N.; MAY, I.; MILAM, A.; POLIDORO, B.; RALPH, G.; RICHMAN, N.; RONDININI, C.; SEGAN, D. B.; SKOLNIK, B.; SPALDING, M D.; SIMON N. STUART, S, N.; SYMES, A.; TAYLOR, J.; VISCONTI, P.; WATSON, J. E. M.; WOOD, L.; BURGESS, N. D. Shortfalls and Solutions for Meeting National and Global Conservation Area Targets. **Conservation Letters**, v. 8, n. 5, p. 329 - 337, 2015.

CALMON, M.; BRANCALION, P. H. S.; PAESE, A.; ARONSON, J.; CASTRO, P., DA SILVA, S. C., RODRIGUES, R. R. Emerging Threats and Opportunities for Large-Scale Ecological Restoration in the Atlantic Forest of Brazil. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 2, p. 154 - 158, 2011.

CAMPANELLO, P.I.; GATTI, M.G.; ARES, A.; MONTTI, L.; GOLDSTEIN, G. Tree regeneration and microclimate in a liana and bamboo-dominated semideciduous **Atlantic Forest**. **Forest Ecology and Management**, v. 252, n. 1-3, p. 108 - 117, 2007.

CAMPBELL, J. N. Bamboo flowering patterns: a global view with special reference to East Asia. **Journal of the American Bamboo Society**, v. 1, n. 6, p. 17 – 35, 1985.

CAMPOS, M. C. R.; TAMASHIRO, J. Y.; ASSIS, M. A.; JOLY, C. A. Phytosociology and floristic composition of the arboreal component of the transition Lowland - Lower Montane Ombrophilous Dense Forest at Núcleo Picinguaba/Serra do Mar State Park, Ubatuba, southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 2. DOI:

<https://doi.org/10.1590/S1676-06032011000200030> . Disponível em:
<https://www.biotaneotropica.org.br/v11n2/pt/abstract?inventory+bn02311022011>.
Acesso: 10 junho 2021.

CANDIANI, G. Regeneração natural de espécies arbóreas em sub-bosque de *Eucalyptus saligna* Sm., Caieiras, SP. **Ambiência Guarapuava**, v. 12, n. 4, p. 915 – 931, 2016.

CAPOBIANCO, J. P. R.; VERÍSSIMO; A. MOREIRA; D. SAWYER; I. SANTOS L. P. PINTO. **Biodiversidade na Amazônia brasileira: avaliação e ações prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição de benefícios**. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2001.

CARDOSO, F. C. G.; MARQUES, R.; BOTOSSO, P. C.; MARQUES, M. C. M. Stem growth and phenology of two tropical trees in contrasting soil conditions. **Plant soil**, v. 354, n. 1-2, p. 269 – 281, 2012.

CAREY, M. P.; SANDERSON B.L.; BARNAS, K A.; OLDEN, J. D. Native invaders – challenges for science, management, policy and society. **Frontiers Ecology and Environment**, v.10, p. 373 – 381, 2012.

CARPANEZZI, A. A.; CARPANEZZI, O. T. B. **Espécies Nativas Recomendadas para Recuperação Ambiental no Estado do Paraná, em Solos Não Degradados**. (Documentos / Embrapa Florestas, ISSN 1979-2599; 136). Embrapa Florestas. 2006.

CARPANEZZI, A. A.; NICODEMO, M. L. F. **Recuperação de mata ciliar e reserva legal florestal no noroeste paulista**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2009. (Embrapa Pecuária Sudeste, Documentos 95; Comunicado Técnico 188).

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Informativo Técnico, Volume 1. Colombo/PR: Embrapa Florestas, 2003.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras. Coleção Espécies Arbóreas Brasileiras. Volume 3**. Brasília/DF; Colombo/PR: Embrapa Florestas, 2008.

CASTELLO, A. C. D.; COELHO, S.; CARDOSO-LEITE, E. Lianas, tree ferns and understory species: indicators of conservation status in the Brazilian Atlantic Rainforest remnants, southeastern. **Brazilian Journal of Biology**, v. 77, n. 2, p. 213 - 226, 2017.

CATHARINO, E. L.; BERNACCI, L. C.; FRANCO, G. A. D. C.; DURIGAN, G.; METZGER, J. P. Aspectos da composição e diversidade do componente arbóreo das florestas da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 2, 2006.

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

CESAR, R. G.; MORENO, V. S.; COLETTA, G. D.; CHAZDON, R. L.; FERRAZ, S. F. B.; ALMEIDA, D. R. A. DE.; BRANCALION, P. H. S. Early ecological outcomes of natural regeneration and tree plantations for restoring agricultural landscapes. **Ecological Applications**, v.28, n. 2, p. 373 - 384, 2018.

CHAER, G. M.; RESENDE, A. S.; CAMPELLO, E. F. C.; de FARIA, S.M.; BODDEY, R. M. Nitrogen-fixing legume tree species for the reclamation of severely degraded lands in Brazil. **Tree Physiology**, v. 31, p. 139-149, 2011.

CHAO, A.; CHIU, C. H.; HSIEH, T. C.; DAVIS, T.; NIPPERESS, D. A.; FAITH, D. P. Rarefaction and extrapolation of phylogenetic diversity. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 6, p. 380 - 388, 2015.

CHAO, A.; JOST, L. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. **Ecology**, 93, n.12, p.2533 - 2547, 2012.

CHAZDON, R. L. Landscape restoration, natural regeneration and the forest of the future. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 102, p. 251-257, 2017.

CHAZDON, R. L. **Renascimento de florestas: regeneração na era do desmatamento**. Tradução de N. Amazonas., R. Cesar. 1ª ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2016. 432 p.

CHEUNG, K. C.; MARQUES, M. C. M.; LIEBSCH, D. Relação entre a presença de vegetação herbácea e a regeneração natural de espécies lenhosas em pastagens abandonadas na Floresta Ombrófila Densa do Sul do Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, v. 23, n. 4, p. 1048 - 1056, 2009.

CITADINI-ZANETTE, V.; NEGRELLE, R. R. B.; LEAL-FILHO, L. S.; REMOR, R.; ELIAS, G. A.; SANTOS, R. *Mimosa scabrella* Benth. (Fabaceae) enhances the restoration in coal mining areas in the Atlantic Rainforest. **Cerne**, v. 23, n. 1, p. 103 – 114. 2017.

CLEWELL, A. F.; ARONSON, J. **Restauração ecológica: princípios, valores e estrutura de uma profissão emergente**. Washington, DC: Island Press, 2007.

CLIMO, W.J.; RICHARDSON, M. A. Factors affecting the susceptibility of 3 soils in the Manawatu to stock treading. **New Zealand journal of Agricultural Research**, v. 27, p. 247–253. 1984.

COLWELL, R. K.; CHAO, A.; GOTELLI, N.J.; LIN, S.-Y.; MAO, C. X.; CHAZDON, R. L.; LONGINO, J. T. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. **Journal of Plant Ecology**, v. 5, p. 3 - 21, 2012.

CORDANI, U. G.; GIRARDI, V. A. V. Geologia da Folha de Morretes. Boletim da Universidade Federal do Paraná, **Geologia**, v. 26, p. 1 - 40. 1967.

COSTA, M. S.; FERREIRA, K. E. B.; BOTOSSO, P. C.; CALLADO, C. H. Growth analysis of five Leguminosae native tree species from a seasonal semideciduous lowland forest in Brazil. **Dendrochronologia**, v. 36, p. 23-32, 2015.

COTARELLI, V. M.; NEVES, E. J. M.; CARPANEZZI, A. A.; SEOANE, C. E.; BRITZ, R. M. Comportamento de cinco espécies arbóreas nativas da Mata Atlântica na restauração de áreas degradadas por pastagens em relevo de planície do litoral do Paraná, Brasil. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 7., 2008, Curitiba. **Anais...** Colombo: Embrapa, 2008. p. 147 -162.

CROWLEY, M. J. **The R book**. 2nd. West Sussex, UK: Wiley, 2012.

CRUZ, A. R.; SILVA-GONÇALVES, K. C DA; NUNES-FREITAS, A. F. Estrutura e florística de comunidade arbórea em duas áreas de Floresta Ombrófila Densa em Macaé, RJ. **Rodriguésia**, v. 64, n. 4, p.791 - 805. 2013.

CURCIO, G. R.; SOUZA, L. P.; BONNET, A.; BARDAL, M. L. Recomendação de Plantio com Espécies Arbóreas Nativas, por Tipo de Solo, para Recuperação Ambiental das Margens da Represa do Rio Iraí, Pinhais, PR. **FLORESTA**, v. 37, n. 1, p. 113-122, 2007.

DE la PEÑA-DOMENE, M.; MARTÍNEZ-GARZA, C.; PALMAS-PÉREZ, S.; RIVAS-ALONSO, E., HOWE, H. F. Roles of Birds and Bats in Early Tropical-Forest Restoration. **PLoS ONE**, v. 9, n. 8, e104656, 2014.

DENNEY, D. A.†; JAMEEL, M. I.†; BEMMELS, J. B.; ROCHFORD, M. E.; ANDERSON, J. T. Small spaces, big impacts: contributions of micro-environmental variation to population persistence under climate change. **AoB Plants**, v. 12, n. 2, p. 1-12, 2020.

DENSLOW, J. S. Gap partitioning among tropical rainforest trees. **Biotropica**, v. 12, p. 47 - 51. 1980.

DIAZ, S; CABIDO, M. Vive la différence: Plant Functional Diversity Matters to Ecosystem Processes. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 16, p. 646 – 655, 2001.

DONHA, C. G. **Dinâmica de crescimento e estoque de biomassa, carbono e nutrientes em espécies arbóreas da floresta atlântica no sul do Brasil**. Curitiba, 205 f. Tese (Doutoramento em Engenharia Florestal) – Sector de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2019.

DURIGAN, G. O uso de indicadores para monitoramento de áreas em recuperação. **Cadernos da Mata Ciliar** 4, p. 11-13. 2011.

DURIGAN, G.; ENGEL, V. L.; TOREZAN, J. M.; MELO, A. C. G. De.; MARQUES, C. M.; SEBASTIÃO, V. M.; REIS, A.; SCARANO, F. R. Normas jurídicas para a restauração: Uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? **Revista Árvore**, v. 34, p. 471-485. 2010.

DURIGAN, G.; IVANAUSKAS, N. M.; ZAKIA, M. J. B., ABREU, R. C.R. Control of Invasive Plants: Ecological and Socioeconomic Criteria for the Decision-Making Process. **Natureza e Conservação**, v. 11, p. 23 - 30, 2013.

ELGAR, A. T.; FREEBODY, K.; POHLMAN, C. L.; SHOO, L. P.; CATTERALL, C. P. Overcoming barriers to seedling regeneration during forest restoration on tropical pasture land and the potential value of woody weeds. **Frontiers in Plant Science**, v. 5, 2014.

ELGAR, A. T.; FREEBODY, K.; POLHMAN, C. L.; SHOO, L. P.; CATTERALL, C. P. Overcoming barriers to seedling regeneration during forest restoration on tropical pasture land and the potential value of woody weeds. **Frontiers in Plant Science**, v. 5, 2014.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISAS AGROPECUÁRIA – Embrapa Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. SANTOS, H. G. dos.; H. G.; JACOMINE, P. K; ANJOS, L. H. C. dos.; OLIVEIRA, V. A de; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, J. B.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. de.; FILHO, J. C. de A.; OLIVEIRA, J. B. de.; CUNGA, T. J. F. 5ª ed., Brasília, DF: Embrapa, 2018.

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA F. B. (Eds.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, p. 49 - 76, 2008.

Engel, V. L.; PARROTTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA F. B. (Eds.). **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. Botucatu: FEPAF 2008. 1 - 26 p.

ESTADES, N. P. **O litoral do Paraná: entre a riqueza natural e a pobreza social. Desenvolvimento e Meio Ambiente: dinâmicas naturais dos ambientes costeiros: usos e conflitos**. Curitiba, n. 8. p. 25 - 41, 2003.

FEDERER, C. A.; TENPAS, G. H.; SCHMIDT, D. R.; TANNER, C. B. Pasture Soil Compaction by Animal Traffic¹. **Agronomy Journal**, v. 53, n. 1, p. 53 - 54.1961.

FERRAZ, S.; BRANCALION, P. H. S.; GUILLEMOT, J.; MELI, P. On the need to differentiate the temporal trajectories of ecosystem structure and functions in restoration programs. **Tropical Conservation Science**, v. 13, p. 1-6, 2020.

FERREIRA, C. W. **Estabelecimento de mata ciliar de áreas degradadas e perturbada**. Dissertação. Lavras, 133 f. (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras. 2006.

FERREIRA, R. R. M.; TAVARES FILHO, J.; FERREIRA, V. M. **Efeito de sistemas de manejo de pastagens nas prioridades físicas do solo**. Seminário: Ciências Agrárias, Londrina, v. 31, n. 4, p. 913-932. 2010.

FERRETI, A. R.; BRITZ, R. M. A restauração da floresta Atlântica no litoral do estado do Paraná: os trabalhos da SPVS. In: GALVÃO, A. P. M.; SILVA, P. (Ed.). **Restauração Florestal: fundamentos e estudos de caso**. Colombo: Embrapa, 2005. p. 87-102.

FERRETI, A. R.; BRITZ, R. M. Ecological restoration, carbon sequestration and biodiversity conservation: The experience of the Society for Wildlife Research and Environmental Education (SPVS) in the Atlantic Rain Forest of Southern Brazil. **Journal for Nature Conservation**, v. 14, p. 249 - 259. 2006.

FILGUEIRAS, T. S.; GONÇALVES, A. P. S. **Tupi-Guarani: Fonte de Informações sobre bambus nativos do Brasil**. Guarapuava: Heringeriana, 2007.

FINOL, U. H. Nuevos parámetros a considerar-se en el análisis estructural de las selvas vírgenes tropicales. **Revista Florestal Venezolana**, v. 14, n. 21, p. 29 - 42. 1971.

FLORES-RAMÍREZ, E.; CECCON, E. ¿La restauración de corredores en paisajes fragmentados? mejora la dinámica de las especies? Evidencias experimentales. In Álvarez, A. S.; Pérez, D. R. (Eds.). **Aspectos ecológicos, microbiológicos y fisiológicos de la restauración de ambientes degradados de zonas áridas**. Aportes de investigaciones de Argentina, Chile, Venezuela y México. Mendoza, Argentina: Ministerio de Educación de la Nación y CONYCET. 2014. 11-24p.

FRANGOSO, R. de O.; CARPANEZII, A. A.; KOEHLER, H. S., ZUFFELLATO-RIBAS, K. C. Barreiras ao estabelecimento da Regeneração natural em áreas de pastagens abandonadas. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 4, p. 1451 - 1465, 2017.

GAGGIOTTI, O. E.; CHAO, A.; PERES-NETO, P.; CHIU, C-H.; EDWARDS, C.; FORTIN, M.; JOST, L.; RICHARDS, C. M.; SELKOE, K. A. Diversity from genes to ecosystems: A unifying framework to study variation across biological metrics and scales. **Evolutionary Applications**, v. 11, n. 7, p. 1176 - 1193, 2018.

GATICA-SAAVEDRA, P.; ECHEVERRÍA, C.; NELSON, C. R. Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review. **Restoration Ecology**, v. 25, n. 6, p. 850 - 857, 2017.

GHAVAMI, K. **Bambu as reinforcement in structural concrete elements**. Rio de Janeiro: Cement & Concrete Composites, 2004.

GIBSON, L.; LEE, T. M.; KOH, L. P.; BROOK, B. W.; GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; PERES, C. A.; BRADSHAW, J. A. C.; LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; SODHI, N. S. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, v. 478; n. 7369, p. 378 - 381. 2011.

GOSWAMI, M.; BHATTACHARYYA, P.; MUKHERJEE, I; TRIBEDI, P. Functional Diversity: An Important Measure of Ecosystem Functioning. **Advances in Microbiology**, v. 7, p. 82 - 93. 2017.

GREENWOOD, K. L.; MACLEOD, D.; HUTCHINSON, K. J. Long-term stocking rate effects on soil physical properties. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, v. 37, p. 413 - 419, 1997.

GREENWOOD, K.L.; MCKENZIE, B.M. Grazing effects on soil physical properties and the consequences for pastures: A review of **Australian Journal of Experimental Agriculture**, v. 41, p. 1231 - 1250, 2001.

GRISCOM, B.W.; ASHTON, P.M.S. Bamboo control of forest succession: *Guadua sarcocarpa* in Southeastern Peru. **Forest Ecology and Management**, v.175, p. 445-454, 2003.

GRISCOM, B.W.; ASHTON, P.M.S. A self-perpetuating bamboo disturbance cycle in a neotropical forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, p. 587, 2006.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148; p. 185 – 206, 2001.

GUERIN N.; DURIGAN, G. Invasion impact by *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon (Dennstaedtiaceae) on a neotropical savanna. **Acta Botanica Brasilica**, v. 29, n. 2, p. 213-222, 2015.

HASSOL, S.J., J. KATZENBERGER, (eds). 1996, electronic edition 2008. Changes in Global Vegetative Patterns and Their Relationship to Human Activity. Proc. of an Aspen Global Change Institute Workshop 9-22 July 1995, Elements of Change series, AGCI. Disponível em: https://www.agci.org/sites/default/files/pdfs/lib/publications/EOC95S1_book.pdf Acesso em: 02 Junho 2020.

HILL, M. O. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. **Ecology** v.54, p.427-432, 1973. Disponível em: <http://links.jstor.org/sici?sici=0012-9658%28197303%2954%3A2%3C427%3ADAEAUN%3E2.0.CO%3B2-M>. Acessado em: 08 de março de 2021.

HOBBS, R. J.; NORTON, D. A. Ecological filters, thresholds, and gradients in the resistance to Ecosystem Reassembly. In: V. M. TEMPERTON, R. J. HOBBS, T; NUTTLE, S. HALLE (EDS.). **Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice**. Island Press, Washington, D. C. 2004, 73 - 95 p.

HOLL, K. D.; REID, J. L.; OVIEDO-BRENES, F.; KULIKOWSKI, A. J.; ZAHAWI, R. A. Rules of Thumb for Predicting Tropical Forest Recovery. **Applied Vegetation Science**, v. 1, p. 669 – 677, 2018.

HOLZ, C. A.; VEBLEN, T. T. Tree regeneration responses to *Chusquea montana* bamboo die-off in a subalpine Nothofagus forest in the southern Andes. **Journal of Vegetation Science**, v. 17, n. 1, p. 19 - 28, 2006.

HOWE, H. Making dispersal syndromes and networks useful in tropical conservation and restoration. **Global Ecology and Conservation**, v. 6, p. 152-178, 2016.

HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, A. iNEXT: An R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, p. 1451 - 1456, 2016.

IAP- Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos – SEMA. Conhecendo o Bioma Mata Atlântica do Paraná, Revista Atlântica, v. 1, n. 1. 2018., 20 p. Disponível em: http://www.conexaoambiental.pr.gov.br/sites/conexao-ambiental/arquivos_restritos/files/documento/2018-11/revistaatlantica_vol1.pdf. 2018.

IAP. INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. Unidades de Conservação. Dados Sobre as Unidades de Conservação. Lista geral das Unidades de Conservação Estadual. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/LISTA_UCs_geral_14092012.pdf>. Acesso em 02 maio 2020.

INCAPER. Palmeira juçara: patrimônio natural da Mata Atlântica no Espírito Santo. In: GUIMARÃES, L. A. de O. P.; SOUZA, R. G. de. Vitória, ES: Incaper, 2017.

IPARDES. (Instituto Paranaense de Desenvolvimento Económico e Social). **Perfil avançado do Município de Guaraqueçaba**. Convênio Secretaria Especial do Meio Ambiente – SEMA/ Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Relatório Técnico. 1989. 92 p.

IPARDES. Zoneamento da Área de Proteção Ambiental (APA) de Guaraqueçaba. Relatório Técnico. 2001.150 p.

IPEA. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. Diagnóstico da produção de mudas florestais no Brasil. Relatório de pesquisa. 2015. 68p. Disponível em http://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/7515/1/RP_Diagn%C3%B3stico_2015.pdf. Acesso em 23 dezembro 2020.

IUCN. International Union for Conservation of Nature. (2014). **Progresso da Lista Vermelha de Ecossistemas da UICN na Mata Atlântica**. Progress of the IUCN Red List of Ecosystems in the Atlantic Forest. Disponível em: <https://www.iucn.org/node/16321>. Acesso em 01 Maio 2020.

IVANAUSKAS, N. M.; MIASHIKE, R. L.; GODOY, J. R. L. de.; SOUZA, F. M. de.; KANASHIRO, M. M.; MATTOS, I. F. de. A.; AGUIAR, TONIATO, M. T. Z.; GRANCO, G. A. D. C A vegetação do Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR), São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 1. p. 147-177. 2012. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/232758122_The_vegetation_of_the_Alto_R

ibeira_Touristic_State_Park_PETAR_Sao_Paulo_Brazil/link/0912f509450c0acce0000/download>.Acesso em: 10 jun. 2021.

JANZEN, D.H. Why bamboos wait so long to flower? Annual. **Review of Ecology and Systematics**, v. 7, n. 1, p. 47-391, 1976.

JARDIM, F. C. de. S. Regeneração natural em florestas tropicais. **Amazonian Journal of agricultural and Environmental Sciences**. v. 58, n. 1, p. 105 - 113, 2015.

JENKINS, C. N.; PIMM, S. L.; JOPPA, L. N. Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v.110, n. 28, p. 1-9. 2013.

JOLY, C. A.; SCARANO, F. R.; BUSTAMANTE, M.; GADDA, T. M. C.; METZGER, J. P. W., SEIXAS, C.S.; OMETTO, J. P. H. B; PIRES, A. P. F.; BOESING, A. L.; SOUSA, F. D. R.; QUINTÃO, J. M. B.; GONÇALVES, L. R.; PADGURSCHI, M. C. G.; AQUINO, M. F. S.; CASTRO, P. F. D.; SANTOS, I. L. Brazilian assessment on biodiversity and ecosystem services: summary for policy makers. **Biota Neotropica**, v. 19, n. 4, 2019.

JOST, L. Entropy and diversity. **Oikos**, v.113, p.363-375, 2006.

KAEHLER, M.; GOLDEMBERG, R.; LABIAK, P.H.; RIBAS, O. S.; VIEIRA, A. O. S.; HATSCHBACH, G. G. Curitiba, 190 f. **Plantas vasculares do Paraná**. Universidade Federal do Paraná - Sector de Ciências Biológicas, Departamento de Botânica, Curitiba, Paraná. 2014.

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. Consequências genéticas da fragmentação sobre populações de espécies arbóreas. **Série técnica IPEF**, v.12, n.32, p. 65 - 70, 1998.

KAMINSKI, N. Consumo de frutos por três espécies de Picidae em área de Floresta Ombrófila Mista de Santa Catarina. **Biotemas**, v. 26, n. 3.; p. 261-263, 2013.

KELLERMANN, B. **Monitoramento da regeneração natural em fragmento de floresta ombrófila mista e morfoanatomia de plântulas e tirodendros de *Piptocarpha angustifolia* Dusén ex Malme (Asteraceae)**. Curitiba, 140 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Sector de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2011.

KELLERMANN, B.; LACERDA, A. E. B.; ROSOT, M. A. Bamboo influence on natural regeneration – a case study in an araucaria forest fragment in Brazil. In: **CONGRESO LATINOAMERICANO DE IUFRO**, 2013.

KERSTEN, R. A.; GALVÃO, F. Suficiência amostral em inventários florísticos e fitossociológicos. In: FELFILI, J. M.; EISENLOH, P. V.; MELO, M. M. R. F. (Org.). **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos**, Viçosa: UFV, 2011. v. 1, p. 156 - 173.

KLIPPEL, V. H.; PEZZOPANE, J. E. M.; CALDEIRA, M. V. W.; SILVA, G. F. da.; CASTRO, K. C. Acúmulo de serapilheira e nutrientes em área com diferentes metodologias de Restauração Florestal. **Comunicata Scientiae**, Bom Jesus, v. 7, n. 2, p. 241-250, 2016.

KOZLOWSKI T.T. Soil Compaction and Growth of Woody Plants. **Scandinavian Journal of Forest Research**, v.14, n. 6, p. 596-619. 1999.

KRAMER, K. U.; CHAMBERS, T. C.; HENNIPMA, E.; Blechnaceae. In: KRAMER, K.U., GREEN, P. S. (Eds.), **The Families and Genera of Vascular Plants**. Vol 1. Pteridophytes and Gymnosperms. Springer-Verlag, Berlin. 1990. 60–68 p.

LACERDA A. E. B., KELLERMANN. Bambus nativos como espécies invasoras no sul do Brasil. In: DRUMOND, P. M.; WIEDMAN, G. (Org.). **Bambus no Brasil: da biologia à tecnologia**. Rio de Janeiro: Instituto Ciência Hoje, P. 2017. 179-196p.

LAMB, D.; ERSKINE, P. D.; PARROTTA, J. A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, v. 310, p.1628-1632. 2005.

LE BOURLEGAT, J. M.; GANDOLFI, S.; BRANCALION, P. H. S.; DIAS, C. T. S.; Enriquecimento de floresta em restauração por meio de semeadura direta de lianas. **Hoehnea**, v. 40, n. 3, p. 465 - 472, 2013.

LE SAOUT, S.; HOFFMANN, M.; SHI, Y.; HUGHES, A.; BERNARD, C.; BROOKS, T. M.; BERTZKY, B.; BUTCHART, S. H. M.; STUART, S.; BADMAN, T.; RODRIGUES, A. S. L. Protected Areas and Effective Biodiversity Conservation. **Science**, v. 342, n. 6160, p. 803 - 805, 2014.

LE, H. D.; SMITH, C.; HERBOHN, J.; NGUYEN, H. A Comparison of Growth, Structure and Diversity of Mixed Species and Monoculture Reforestation Systems in the Philippines. **Journal of Sustainable Forestry**, v. 40, n.4, p. 1-30, 2021.

LEAL FILHO, N.; SENA, J. S.; SANTOS, G. R. Variações espaço-temporais no estoque de sementes do solo na floresta amazônica. **Acta Amazonica**, v. 43, n. 3, p. 305-314, 2013.

LEITÃO FILHO, H. F. **Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão, SP**. Editora da Universidade Estadual Paulista (UNESP) e Editora da UNICAMP, Campinas. 1993.

LEITE, P. F. **As diferentes unidades fitoecológicas da região Sul do Brasil - Proposta de classificação**. Dissertação (Mestrado Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 1994.

LEITE, P.; KLEIN, R.M. Vegetação. In: **Geografia do Brasil: região Sul**, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro. 1990. p. 113-150.

LIMA, A. S.; FELICIANO, A. L. P.; MARANGON, L. C.; LAMARTINE, S. B. De O.; PESSOA, M. M. de L. Regeneração natural de um fragmento de Floresta Ombrófila Densa na Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe, PE. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 8, n. 2, p. 273 - 278, 2013.

LIMA, I. P.; NOGUEIRA, M. R.; MONTEIRO, L. R.; PERACCHI, A. L. Frugivoria e dispersão de sementes por morcegos na Reserva Natural Vale, sudeste do Brasil. *In*: ROLIM, S. G.; MENEZES, L. F. T de.; SRBEK-ARAUJO, A. C. (Eds.) **Floresta Atlântica de Tabuleiro: Diversidade e endemismo na Reserva Natural Vale**. Editora Rupestre, 2016, p. 353 - 373.

LIMA, R. B. de A.; MARANGON, L. C.; FREIRE, F. J.; FELICIANO, A. L. P.; SILVA, R. K. S. da. Potencial regenerativo de espécies arbóreas em fragmento de Mata Atlântica, Pernambuco, Brasil. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v.12, n. 4, p. 666 - 673, 2017.

LIMA, R. B. de. A.; SILVA, R. K. S. da.; PAULA, M. D. de.; Guimarães, E. T. R.; Braga, E. C. B. Estrutura fitossociológica e diamétrica de um fragmento de mata atlântica, Pernambuco, Brasil. **Revista Desafios**, v. 4, n. 04, 2017.

LINDENMAYER, D. B. Integrating forest biodiversity conservation and restoration ecology principles to recover natural forest ecosystems. **New Forests**, v. 50, p. 169 - 181, 2019.

LINGNER, G. V.; SCHORN, L. A.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A. L. DE.; MEYER, L., VIBRANS, A. C. Floresta Ombrófila densa de Santa Catarina - Brasil: Agrupamentos e ordenação baseados em amostragem sistemática. **Ciência Florestal**, v. 25, n. 4, p. 933 - 946, 2015.

LOCKWOOD, J. L. An Alternative to Succession: Assembly Rules Offer Guide to Restoration Efforts. **Restoration & Management Notes**, v. 15, n. 1, 1997, p. 45 - 50.

LÖF, M.; MADSEN, P.; METSLAID, W. J.; JACOBS, D. F. Restoring forests: regeneration and ecosystem function for the future. **New Forests**, v. 50, p. 139 -151, 2019.

LOPES, S. F.; VALE, V. S.; SCHIAVINI, I.; JÚNIOR PRADO, J. A.; OLIVEIRA, A. P.; ARANTES, C. S. Canopy stratification in tropical seasonal forests: How the functional traits of community change among the layers. **Bioscience**, v. 30, n. 5, p. 1551 - 1562, 2014.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa/SP: Instituto Plantarum; 1992.

LORENZI, H. **Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 2ª ed., Nova Odessa: Plantarum. 1998.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil**. Volume 3, 1ª ed. Nova Odessa/SP: Instituto Plantarum, 2009.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil**. Volume 1. 4ª ed. Nova Odessa/SP: Instituto Plantarum, 2002a.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil**. Volume 2. 2ª. Ed. Nova Odessa/SP: Instituto Plantarum, 2002b.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas**. 4ª ed. Nova Odessa/SP: Instituto Plantarum, 2008.

LUGO, A. E.; ABELLEIRA MARTÍNEZ, O. J.; MEDINA, E.; AYMARD, G.; HEARTSILL, S. T. Novelty in the tropical forests of the 21st century. In: Dumbrell, A. J.; Turner, E. C.; Fayle, T. M. (Eds). *Advances in the Ecological Research*, v. 62, p. 53-116, 2020.

LUGO, A. E.; ABELLEIRA MARTÍNEZ, O. J.; MEDINA, E.; AYMARD, G.; HEARTSILL, S. T. Novelty in the tropical forests of the 21st century. In: Dumbrell, A. J.; Turner, E. C.; Fayle, T. M. (Eds). **Advances in the Ecological Research**, v. 62, p. 53-116.

MAACK, Reinhard. **Geografia física do estado do Paraná**. Rio de Janeiro: J. Olympio, 1981.

MACEDO, L.; MONJEAU, A.; NEVES, A. (2019). Assessing the Most Irreplaceable Protected Areas for the Conservation of Mammals in the Atlantic Forest: Lessons for the Governance of Mosaics. **Sustainability**, v. 11, n. 11, 2019.

MACHADO, N. G.; SHNCHES, L.; SILVA, L. B.; NOVAIS, J. W. Z.; AQUINO, A. M.; BIUDES, M. S.; PINTO-JUNIOR, O. B. NOGUEIRA, J. S. Soil nutrient and vegetations structure in a neotropical seasonal wetland. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 13, p. 289 - 305, 2015.

MACKEY, B.; KORMOS, C. F.; KEITH, H.; MOOMAW, W. R.; HOUGHTON, R. A.; MITTERMEIER, R. A.; HOLE, D.; HUGH, S. Understanding the importance of primary tropical forest protection as a mitigation strategy. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Chang**. 20 Marco 2020. Disponível em: <<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s11027-019-09891-4.pdf>>. Acesso em: 26 Abril 2020.

MAGNAGO, L. F. S.; EDWARDS, D. P.; EDWARDS, F. A.; MAGRACH, A.; MARTINS, S. V.; LAURANCE, W. F. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. **Journal of Ecology**, v. 102, n. 2, p. 475 – 485, 2014.

MAGNUSZEWSKI, P.; OSTASIEWICZ, K.; CHAZDON, R.; SALK, C.; PAJAK, M.; SENDZIMIR, J., ANDERSSON, K. Resilience and Alternative Stable States of Tropical Forest Landscapes under Shifting Cultivation Regime. **PLoS One**, v. 10: e0137497, 2015.

MALLMAN, I. T.; ROCHA, L. D.; SCHMITT, J. L. Padrão de distribuição espacial de quatro espécies de samambaias em três fragmentos de mata ciliar do rio Cadeia, RS, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 11, p. 139 -144, 2013.

MANTOVANELLI, A. **Caracterização da dinâmica hídrica e do material particulado em suspensão na Baía de Paranaguá e em sua bacia de drenagem**. 152 f. Dissertação (Mestrado em Geologia) - Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1999.

MARCHIORI, N. M.; ROCHA, H. R.; TAMASHIRO, J. Y.; AIDAR, M. P. M. Tree community composition and aboveground biomass in a secondary Atlantic Forest, Serra do Mar State Park, Sao Paulo, Brazil. **Cernea**, v. 22, n. 4, p. 501 - 514, 2016.

MARCHIORO, N. P. X. **A sustentabilidade dos sistemas agrários no litoral do Paraná: o caso de Morretes**. Curitiba, v. 1. 285 f. Tese. (Doutorado em Meio Ambiente e Desenvolvimento) - Universidade Federal do Paraná. 1999.

MARQUES, M. C. M.; SILVA, S. M., LIEBSCH, D. Coastal plain forests in southern and southeastern Brazil: ecological drivers, floristic patterns and conservation status. **Brazilian Journal of Botany**, v. 38, n. 1, p. 1 – 18, 2015.

MARTINS, K. G.; MARQUES, M. C. M.; SANTOS, E. dos.; MARQUES, R. Effects of soil conditions on the diversity of tropical forests across a successional gradient. **Forest Ecology and Management**, v. 349, p. 4 - 11, 2015.

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2007. 255 p.

MATOS F.B.; BOHN, A.; LABIAK, P.H. The ferns and lycophytes of Reserva Natural Guaricica, Antonina, Paraná, Brazil. **Check List**, v.16, n.1, p.183 - 206, 2020.

MATOS, D. M. S.; PIVELLO, V. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres caso, Brasileiros. **Ciência e Cultura**, v. 61 n. 1, p. 27-30, 2009.

MATOS, F. B.; BOHN, A.; LABIAK, P.H. The ferns and lycophytes of Reserva Natural Guaricica, Antonina, Paraná, Brazil. **Check List**, v.16, n. 1, p. 183–206, 2020.

MATTAR, E. A. **Regeneração natural em plantio misto de seis espécies arbóreas nativas na planície litorânea paranaense**.119 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2019.

MATTOS, R. B.; DURLO, M. A.; LÚCIO, A. D. Possibilidades de ganho de fuste em espécies euxilóforas nativas da região central do Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal**, v. 13, n. 2, p.111-120, 2003.

MEIRELES, L. D. **Estudos florísticos, fitossociológicos e fitogeográficos em formações vegetacionais altimontanas da Serra da Mantiqueira Meridional, sudeste do Brasil**. 273 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Instituto de Biologia. Universidade Estadual de Campinas. Campinas, São Paulo. 2009.

MELO JÚNIOR, J. C. F. de.; BOEGER, M. R. T. Riqueza, estrutura e interações edáficas em um gradiente de restinga do Parque Estadual do Acaraí, estado de Santa Catarina, Brasil. **Hoehnea**, v. 42, p. 207 - 232, 2015.

MENDONÇA, G. C. de.; CHICHORRO, J. F.; MENDONÇA, G. C.; GUIMARÃES, L. A. O. P. Avaliação silvicultural de dez espécies nativas da Mata Atlântica. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 1, p. 277-290, 2017.

MENNINGER, H. L.; PALMER, M. A. 2006. Restoring ecological communities: from theory to practice. In: FALK, D. A.; PALMER, M. A., ZEDLER, L (Eds). **Foundations of restoration ecology**. Washington, D.C – USA: Island Press, 2006, p. 88 – 112 p.

METZGER, J. P. **Perda e fragmentação de habitat e biodiversidade**. 2013. Disponível em: http://web01.ib.usp.br/bie314/2013/aula3_Fragmentacao_2013.pdf. Acesso em: 15 jun. 2021.

METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; DIXO, M., BERNACCI, L. C.; RIBEIRO, M. C., TEIXEIRA, A. M. G.; PARDINI, R. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic Forest region. **Biological Conservation**, v. 142, n.6, p. 1166 – 1177, 2009.

MITTERMEIER R. A., ROBLES-GIL, P.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J. D.; BROOKS, T.B.; MITTERMEIER, C.G.; LAMOREUX, J. L FONSECA, G. A. B. **Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. Washington: Conservation International, 2005. 392 p.

MOLINO, J. F.; SABATIER, D. Tree diversity in tropical rain forests: a validation of the intermediate disturbance hypothesis. **Science**, Washington, v. 294, n. 5547, p.1702 - 1704, 2001.

MONTAGNINI, F.; EIBL, B.; GRANCE, L.; MAIOCCO, D.; NOZZI, D. Enrichment planting in overexploited subtropical forests of the Paranaense region of Misiones, Argentina. **Forest Ecology and Management**, v. 99, p. 237 - 246, 1997.

MORAIS, P. L. R. de. Sinopse das Lauráceas nos estados de Goiás e Tocantins, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 2. p. 2-17. 2005.

MORAN, R. C. Diversity, Biogeography, and Floristics. In: RANKER T. A.; HAUFLER, C. H. (Eds.). **Biology and Evolution of Ferns and Lycophytes**. Cambridge: Cambridge University Press, 2008, p. 367-394.

MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 3, p. 786 - 792. 2000.

MOURA, C. de.; MANTOVANI. Vegetação secundária de um trecho de Floresta Ombrófila Densa das terras baixas, Peruíbe, São Paulo. **Revista do Instituto Floresta**, v. 32, n. 1, p. 57 - 83, 2020.

MUEHLETHALER, U.; KAMM, U. Innovative direct seeding method in the forest. **Agrarforschung**, v. 16, n. 10, p. 384 - 389, 2009.

MUELLER-DOMBOIS D, ELLENBERG H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons; 1974, 547p.

MULHOLLAND, B.; FULLEN, M.A. Cattle trampling and soil compaction on loamy sands. **Soil Use and Management**, v. 7, p. 189 - 193. 1991.

MÜLLER, F. C. **Floresta Atlântica do sul: atividade e diversidade microbiológica do solo sob essências florestais leguminosas**. Curitiba, 115 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2016.

MUYLAERT, R. L.; VANCINE, M. H.; BERNARDO, R.; OSHIMA, J. E. F.; SOBRAL-SOUZA, T.; TONETTI, V. R.; NIEBUHR, B. B.; RIBEIRO, M. C. Uma nota sobre os limites territoriais da Mata Atlântica. **Oecologia Australis**, v. 22, n. 3, p. 302 – 311, 2018.

MYERS, N.; MITTERMEIER R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA G. A.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

NBL ENGENHARIA AMBIENTAL; THE NATURE CONSERVANCY – TNC. **Manual de restauração florestal: um instrumento de apoio à adequação ambiental de propriedades rurais do Pará**. Belém: The Nature Conservancy, 2013. 128 p.

NUMATA, M. Ecology aspects of bamboo flowering. Ecological studies of bamboo forests in Japan. **Botanical Magazine of Tokio**, v. 87, n. 4, p. 271 – 284, 1974.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; McGLINN, D.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; SZOECS, E.; WAGNER, H. vegan: Community ecology package. R package version 2.4-4. 2017. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf>>. Acesso em: 07 Junho. 2021.

OLIVEIRA, A. K. M.; LEME, F. T. F. *Didelphis albiventris* como indutor de germinação de *Rapanea ferruginea* (Myrcinaceae) em área de Cerrado, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Iheringia. Série Zoológica**, v. 103; n. 4, p. 361 - 366, 2013.

PAGE, C. N. The Diversity of Ferns. An Ecological Perspective. In: DYER, A. F. **The Experimental Biology of Ferns**. London: Academic Press, 1979, p. 10-53.

PALMER, M. A.; ZEDLER, J. B.; FALK, D. A. Ecological Theory and Restoration Ecology. Foundations of Restoration Ecology. In: PALMER, M. A.; ZEDLER, J. B.; FALK. (Eds). **Foundations of Restoration Ecology**. 2nd ed: Washington, D. C-USA: Island Press, 2016, p. 3-26.

PARDI, M. M. **Introdução de espécies de sub-bosque em áreas de restauração de florestas estacionais semidecíduais**. 126 f. Tese. (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2014.

PARELLADA, C. I.; GOTTARDI NETO, A. Inventário de Sambaquis do litoral do Paraná. **Boletim Paranaense de Geociências** v. 42, p. 121-152, 1994.

PÉLLICO NETTO, S., BEHLING, A. Additivity of tree biomass components using ratio estimate. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, e20180272, p. 1-31, 2019.

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional Diversity: Back to Basics and Looking forward. **Ecology Letters**, v. 9, p. 741 - 758. 2006.

PG I (Pteridophyte Phylogeny Group) A community-derived classification for extant lycophytes and ferns. **Journal of Systematics and Evolution**, v. 54, n. 6, p. 563–603, 2016.

PIERRI, N.; ÂNGULO, R.J.; SOUZA, M.C de.; KIM, M.K. A ocupação e o uso do solo no litoral paranaense: condicionantes, conflitos e tendências. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, n. 13. Editora UFPR. p. 137-167, 2006.

PIERRI, N.; DESCHAMPS, M.; CHANG, M.Y.; SAMPAIO, R.; ANDRIGUETTO, J.M. Diagnóstico meio socioeconômico. In: ANGULO, R.; BRANDINI, F.; PIERRI, N. (Coords.). **EIA-Estudo de Impacto Ambiental Terminal Portuário localizado no Município de Pontal do Paraná (PR), AMB Planejamento Ambiental, Curitiba: 2008, Tomo 3.**

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; REIS, L. L.; MARQUES, S. S. Sistemas de plantio adensado para a revegetação de áreas degradadas da Mata Atlântica: bases ecológicas e comparações de custo-benefício com o sistema tradicional. **Revista Floresta e Ambiente**, v. 4, p. 30 - 41, 1997.

PIRES, P.T.L.; ZILLI, A.L.; BLUM, C. T. **Atlas da Floresta Atlântica no Paraná – área de abrangência do Programa Proteção da Floresta Atlântica, SEMA/Programa Proteção de Floresta Atlântica – Pró-Atlântica, Curitiba. 2005.**

POGGENBURG, C.; MIKUTTA, R.; SCHIPPERS, A.; DOHRMANN, G. Impact of natural organic matter coatings on the microbial reduction of iron oxides. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 224, p. 223 - 248.

PONTES, L. **Análise da distribuição de bambuzais (Poaceae: Bambusoideae) em um remanescente de floresta ombrófila densa no litoral norte do Paraná (1953-2013).** Curitiba, 80 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Setor de Ciências da terra, Universidade Federal do Paraná, do Paraná, Curitiba, 2018.

POULSEN, A. D.; TOUMISTO, H.; BALSLEV, H. Edaphic and Floristic Variation within a 1-ha Plot of Lowland Amazonian Rain Forest. **BIOTROPICA** v. 38, n. 4, p. 468 - 478. 2006.

PRADO, J.; SYLVESTRE, L. S.; LABIAK, P. H.; WINDISCH, P. G.; SALINO, A., BARROS, I. C. L.; HIRAI, R. Y.; ALMEIDA, T. E.; SANTIAGO, A. C. P.; KIELING-RUBIO, M. A.; PEREIRA, A. F. N.; ØLLGAARD, B.; RAMOS, C. G. V.; MICKEL, J. T.; DITTRICH, V. A. O.; MYNSEN, C. M.; SCHWARTSBURD, P. B.; CONDAK, J. P. S.; PEREIRA, J. B. S., MATOS, F. B. Diversity of ferns and lycophytes in Brazil. **Rodriguésia**, v. 66, v. 4, p. 1073–1083, 2015.

PYŠEK, P.; JAROŠÍK, V.; HULME, P. E.; et al. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. **Global Change Biology**, v. 18, p. 1725 - 1737, 2012.

R CORE TEAM. R: **A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Áustria, 2019. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 22 ago. 2021.

RAYNAUT, C.; ZANONI, M.; LANA P. C. O desenvolvimento sustentável regional: o que proteger? Quem desenvolver? In: RAYNAUT, C.; ZANONI, M.; LANA P. C. (Eds.). Desenvolvimento & Meio ambiente. Em busca da interdisciplinaridade. **Pesquisas urbanas e rurais**. Curitiba: Editora UFPR, 2002, p. 235 - 248.

RECH, C. C. C.; SILVA, A. C. da.; HIGUCHI, P.; SCHIMALSKI, M. B.; PSCHIEDT, F.; SCHIMIDT, A. B.; ANSOLIN, R. D.; BENTO, M. A.; MISSIO, F. DE F.; LOEBENS, R. Avaliação da Restauração Florestal de uma APP Degradada em Santa Catarina. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 2, p. 194 - 203, 2015.

RECHENMACHER, C; SCHMITT, J. L; BUDKE, J. C. Estrutura e distribuição espacial de uma população de *Blechnum tabulare* (thunb.) Kuhn (pteridophyta, blechnaceae) em um mosaico floresta-campo no sul do Brasil. **Revista de pesquisas botânicas**, n° 58, p. 177-186. 2007.

REID, J. L. HOLL K. D. Arrival \neq Survival. **Restoration Ecology**, v. 21, p. 153-155. 2013.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPÍNDOLA, M. B. De; VIEIRA, N. K., SOUZA, L. L. De. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Nature Conservation**, v. 1, p. 28 - 36. 2003.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RIBEIRO, M. C.; MARTENSEN, A. C.; METZER, J. P.; TABARELLI, M.; SCARANO, F.; FORTIN, M. The Brazilian Atlantic forest: a shrinking biodiversity hotspot. In: ZACHOSS, F. E.; HABEL, J. C (Eds). **Biodiversity hotspots**. p. 405 - 434, 2011.

RIBEIRO, S. C.; BOTELHO, S. A.; FONTES, A. A. L.; GARCIA, P. O.; ALMEIDA, H. de S. Regeneração natural em áreas desmatadas e dominadas por *Pterium aquilium* (L.) na Serra da Matiqueira. **Cerne**, v. 19, n. 1, p. 65 - 76, 2013.

ROBINSON S. J. B.; BERG, E. VAN DER.; MEIRELLES, G. S.; OSTLE, G. S. Factors influencing early secondary succession and ecosystem carbon stocks in Brazilian Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 24; p. 2273 - 2291, 2015.

RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y. S.; HATSCHBACH, G. G. As unidades fitogeográficas do estado do Paraná, Brasil. **Ciência e Ambiente**, v. 1, n. 24, p. 78 -118, 2002.

RODRIGUES, A. dos S.; TOMMASINO, H. Os sistemas agrários e agrícolas em Guaraqueçaba. In: RODRIGUES, A. dos S (Org.) **As condicionantes da sustentabilidade agrícola em uma área de proteção ambiental: a APA de Guaraqueçaba**. Curitiba: IAPAR, 2005, p. 51-82.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F., **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 3ª Edição. São Paulo: EDUSP, p. 235 - 247, 2004.

RODRIGUES, R. R.; LIMA, R. A. F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1242 – 1251, 2009b.

RODRIGUES, R. S.; FLORES, A. S.; MIOTTO, S. T. S.; BAPTISTA, L. R. D. M. The genus *Senna* (Leguminosae, Caesalpinioideae) in Rio Grande do Sul State, Brazil. **Acta Botanica Brasílica**; v.19, n.1, p. 1 – 16, 2005.

ROLLO, A.; RIBEIRO, M. M.; COSTA, R. L.; SANTOS, C.; CLAVO, P., ZOYLA M.; MANDÁJK, B.; KALOUSOVÁI, M.; VEBROVÁI, H.; CHUQULIN, E.; TORRES, S. G.; AGUIAR, R. M. V.; HLAVSA, T.; LOJKA, B. Genetic Structure and Pod Morphology of *Inga edulis* Cultivated vs. Wild Populations from the Peruvian Amazon. *Forests*, v.11, n. 6, p. 655, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/f11060655>.

ROMÁN-DAÑOBAYTIA, F. J.; LEVY-TACHER, S. I.; ARONSON, J., RODRIGUES, R. R.; CASTELLANOS-ALBORES, J. Testing the Performance of Fourteen Native Tropical Tree Species in Two Abandoned Pastures of the Lacandon Rainforest Region of Chiapas, Mexico. **Restoration Ecology**, v. 20, n. 3, p. 378 - 386, 2011.

ROOS, K.; ROLLENBECK, R.; PETERS, T., BENDIX, J.; BECK, E. Growth of tropical bracken (*Pteridium arachnoideum*): response to weather variations and burning. **Invasive Plant Science and Management**, v. 3, n. 4, p. 402 - 411, 2010.

ROSA, S. A.; BARBOSA, A. C. M. C.; JUNK, W. J.; CUNHA, C. N. da.; PIEDADE, M. T. F.; Scabin, A. B.; CECCANTINI, G. C. T.; SCHÖNGART, J. Growth models based on tree-ring data for the Neotropical tree species *Calophyllum brasiliense* across different Brazilian wetlands: implications for conservation and management. **Trees**, v. 31, n.2, p. 729 - 742, 2016.

SALINO, A.; ARRUDA, A. J. Flora das cangas da Serra dos Carajás: Cyatheaceae. **Rodriguésia**, v. 67, p. 1145 - 1147. 2016.

SALINO, A.; SEMIR, J. Thelypteridaceae (Polypodiophyta) do Estado de São Paulo: *Macrothelypteris* e *Thelypteris* subgêneros *Cyclosorus* e *Steiropteris*. **Lundiana**, v. 3, n.1, p. 9 - 27, 2002.

SALINO, A.; SEMIR, J. *Thelypteris* subg. *Amauropelta* (Kunze) A. R. Sm. (Thelypteridaceae - Pterophyta) no Estado de São Paulo, Brasil. **Lundiana**, v. 5; n.2, p. 83 - 112. 2004. Disponível em:

<https://www2.icb.ufmg.br/lundiana/Contents/full/vol522004/1.pdf> >. Acesso: 7 junho 2021.

SALOMÃO, R. P.; JÚNIOR, S. B.; ROSA, N. A. Dinâmica de reflorestamento em áreas de restauração após mineração em unidade de conservação na Amazônia. **Revista Árvore**, v. 28, n. 1, p. 1 - 24, 2014.

SANSEVERO, J. B. B.; PRIETO, P. V.; de MORAES, L. F. D.; RODRIGUES, P. J. P. Natural regeneration in plantations of native trees in lowland Brazilian Atlantic forest: community structure, diversity, and dispersal syndromes. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 3, p. 379 - 389, 2011.

SANTANA, C. R.; ANJOS, L. dos. Associação de aves a agrupamentos de bambu na porção Sul da Mata Atlântica, Londrina, Estado do Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 2, p. 39 – 44, 2010.

SANTOS, F. A. M. dos.; LELES, P. S. dos S.; RESENDE, A. da S.; NASCIMENTO, D. F. do.; SANTOS, G. R. dos. Estratégias de controle de braquiárias *Urochloa* spp. na formação de povoamento para restauração florestal. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 30, n. 1, p. 29 - 42, 2020.

SANTOS, M. B. **Enriquecimento de uma floresta em restauração através da transferência de plântulas da regeneração natural e da introdução de plântulas e mudas**. 115 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

SCARANO, F. R.; CEOTTO, P. Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, p. 2319–2331. 2015.

SCHÄFFER, L. H.; MATTAR, E. A.; NAKAJIMA, N. Y.; SILVA, S. A.; BORGES, R. A.; BORGES, A. V. P.; CARPANEZZI, A. A.; NEVES, E. J. M.; ANGELO, A. C.; DE BRITTEZ, R. M. Crescimento de espécies arbóreas nativas em recuperação de área degradada no litoral do Paraná. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 40, p. 1 - 9, 2020.

SCHÄFFER, W.B.; PROCHNOW, M. MATA ATLÂNTICA. In: SCHÄFFER W.B.; M. PROCHNOW (Eds.). **A Mata Atlântica e Você: como preservar, recuperar e se beneficiar da mais ameaçada floresta brasileira**. Brasília, Apremavi.2002. p. 12-45.

SCHILLING, O.; TEJEDOR, A. Tree ferns dominate secondary succession in abandoned pineapple plantations around Manu National Park, Peru. **Acta Botanica Malacitana** 42, n.1, p.141-148. 2017.

SCHMITT, J. L. **Estudos florísticos e ecológicos do desenvolvimento em Cyatheaceae (Pteridophyta) no Rio Grande do Sul**. 2005. 167p. Tese (Doutorado em Botânica). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. Rio Grande do Sul.

SCHMITT, J. L.; WINDISCH, P. G. Caudex growth and phenology of *Cyathea atrovirens* (Langsd. & Fisch.) Domin (Cyatheaceae) in secondary forest, southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 2, p. 397 - 405, 2012.

SCHORN, L.A.; GALVÃO, F. Dinâmica do estrato arbóreo em três estádios sucessionais de uma Floresta Ombrófila Densa em Blumenau, SC. **Cerne**, v. 5, n. 2, p. 221-235. 2009.

SCHUCH, C.; SIMINSKI, A.; FANTINI, A. C. *Hieronyma alchorneoides*. In: CORADIN, L.; SIMINSKI, A.; REIS, A. (Eds.). **Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: plantas para o futuro – Região Sul. Brasília**: Ministério do Meio Ambiente, 2011, cap. 5, p. 465 - 470.

SCHULZ, E.D.; BECK, E.; MÜLLER-HOHENSTEIN, K. **Plant Ecology**. Netherlands. Spinger.2002.

SCOLFORO, H. F., SCOLFORO, J. R. S., THIERSCH, C. R., THIERSCH, M. F., MCTAGUE, J. P., BURKHART, H., FERRAZ FILHO, A. C., MELLO, J. M. DE, ROISE, J. A new model of tropical tree diameter growth rate and its application to identify fast-growing native tree species. **Forest Ecology and Management, Holland**, v. 400, p. 578 - 586, 2017.

SCURLOCK, J. M. O., D. C. DAYTON AND B. HAMES (2000) Bamboo: an overlooked biomass resource? ORNL/TM-1999/264. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee. 34 p.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. Inventário Florestal Nacional: principais resultados: Paraná. Brasília, DF: MMA, 2018. 84 p. (Série Relatórios Técnicos - IFN). Disponível em: <https://www.florestal.gov.br/documentos/informacoes-florestais/inventario-florestalnacional-ifn/resultados-ifn/3966-relatorio-ifn-pr-2018/file> . Acesso em: 20 Julho 2020.

SHARPE, J. M.; MEHLTRETER, L. R.; WALKER, L. R. Ecological importance of ferns. In: MEHLTRETER, K.; WALKER, L. R.; SHARP, J. M (Eds.). *Fern Ecology*. Cambridge University Press. Cambridge: New York, 2010. p 1 - 21.

SHIMAMOTO, C. Y.; BOTOSSO, P. C.; AMANO, E.; MARQUES, M. C. M. Stem growth rhythms in trees of a tropical rainforest in Southern Brazil. **Trees**, Germany, v. 30, n.1, p. 99-111. 2016.

SILVA MATOS, D. M.; BELINATO, T. A. Interference of *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon. (Dennstaedtiaceae) on the establishment of rainforest trees. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 2, p. 311-316, 2010.

SILVA, D. S. da.; MARKUS, E.; BICA, J. B.; KLUNK, L.; GIASSON, M. M.; ROTHER, R. L.; SOUZA, V. de.; REMPEL, C.; FERLA, N. J. Abundância e riqueza de pteridófitas terrícolas em áreas de borda e interior no Jardim Botânico de Lageado, RS. **Revista Destaques Acadêmicos**, v. 5, n. 3. 2013.

SILVA, F. A. M.; LEITE, G. S.; BIM, O. J. B. Florística e fitossociologia de áreas de restauração com diferentes históricos de uso. **Pesquisa Florestal Brasileira**, [S. l.], v. 41, p. 1-14, 2021. DOI: <https://doi.org/10.4336/2021.pfb.41e201901935>. Disponível em: <https://pfb.cnpf.embrapa.br/pfb/index.php/pfb/article/view/1935>. Acesso em: 7 set. 2021.

SILVA, K. S. da S.; FELICIANO, A. L. P.; MARANGON, L. C., LIMA.; R. B. de A. Florística e sucessão ecológica da vegetação arbórea em área de nascente de um fragmento de Mata Atlântica, Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 5, n. 4, 2010.

SILVA, L. E.; ALQUERQUE, U. P.; AMARAL, W. Uso sustentável da biodiversidade e conservação de recursos naturais. **Guaju**, v. 3, n. 1, p. 2 – 10, 2017.

SILVA, N. D.; MARANGON, L. C.; MARANGON, A. L. P. F.; SILVA, J. A. A. Dimensão de parcelas para levantamento da vegetação arbórea regenerante em um fragmento de Floresta Atlântica em Pernambuco, Brasil. **Scientia Forestalis**, v. 48, n. 127, e3091, 2020.

SILVA, V. L. da.; SCHMITT, J. L. The effects of fragmentation on Araucaria forest: analysis of the fern and lycophyte communities at sites subject to different edge conditions. **Acta Botanica Brasilica**, v. 29, n. 2, p. 223-230. 2015.

SILVEIRA, F. de M. **Ciclagem de nutrientes em estágios sucessionais da Floresta Ombrófila Densa do Paraná**. 142 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Setor de Ciências Agrárias - Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 2015.

SILVEIRA, S. B.; NEVES, E. J. M.; CARPANEZZI, A. A.; BRITZ, R. M. Avaliação silvicultural de *Rapanea ferruginea* e *Citharexylum myrianthum* plantadas em pastagens abandonadas. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 33, n. 73, p. 99-102, 2013.

SILVETRE, L. C.; MENDONÇA, J. D. de.; XAVIER, S. R. da.; JARDIM, J. G. Riqueza e similaridade Florística de samambaias e licófitas na Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil. **Oecologia Australis**, v. 23, n. 3, p. 480-495. 2019.

SIMINSKI, A. Os ecossistemas e o homem: Usos conflitivos dos ecossistemas. In. BELLI FILHO, P.; SIMINSKI, A.; REIS, A.; TRES, D. R. (Org.). **Programa de capacitação em gestão da água: Recuperação de mata ciliar**. Florianópolis: UFSC, 2014. Cap. 1, p. 11-35.

SIMINSKI, A.; FANTINI, A. C.; GURIES, R. P.; RUSCHEL, A. R.; REIS, M. S dos. Secondary Forest succession in the Mata Atlântica, Brazil: Floristic and Phytosociological Trends. **Ecology**, v.2011, p.1-19, 2011.

SIMINSKI, A.; FANTINI, A. C.; REIS, M. S. Classificação da vegetação secundária em estágios de regeneração da Mata Atlântica em Santa Catarina. **Ciência Florestal**, v.23, n.3, 2013.

SINGH, S.; TRIPATHI, D. K.; SINGH, S.; SHARMA, S.; DUBEY, N. K.; CHAUHAN, D. K. VACULIK, M. Toxicity of Aluminium on various leves of plant cells and organism: A review. **Environmental and Experimental Botany**, v. 137, p. 177 - 193, 2017.

SMITH, A. R.; PRYER, K. M.; SCHUETTPELZ, E.; KORALL, P.; SCHNEIDER, H. WOLF, P. G. A classification for extant ferns. **TAXON**, v. 55, n. 3, p. 705 – 731, 2006.

SOARES, C. P. B.; MARTINS, F. B.; LEITE JUNIOR, H. U.; SILVA, G. F.; FIGUEIREDO, L. T. M. Equações hipsométricas, volumétricas e de taper para onze espécies nativas. **Árvore**, v. 35, n. 5, p. 1039-1051, 2011.

SOBANSKI, N.; MARQUES, M. C. M. Effects of soil characteristics and exotic grass cover on the forest restoration of the Atlantic Forest region. **Journal for Nature Conservation** (Print), v. 22, p. 217-222, 2014.

SOCIEDADE DE PESQUISA EM VIDA SELVAGEM E EDUCAÇÃO AMBIENTAL - SPVS. **Revisão dos Planos das Reservas Naturais Morro da Mina, Rio Cachoeira e Serra do Itaqui** – Paraná. 2013.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL (SER). Grupo de Trabalho de Ciência e Política. **O SER International Primer on Ecological Restoration**. 2004. www.ser.org.

SPOLIDORO, P. V. **Características dendrométricas e propriedades físicas dos colmos de *Bambusa vulgaris* e *Bambusa tuldoides***. Rio de Janeiro, 55 f. Monografia (Graduação em Engenharia florestal) - Instituto de Florestas. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

SUGANUMA, A. S.; ASSIS, G. B. de.; DURIGAN, G. Changes in plant species composition and functional traits along the successional trajectory of a restored patch of Atlantic Forest. **Community Ecology**, v. 15, n. 1, p. 27 - 36, 2014.

SUGANUMA, M. S.; TOREZAN, J. M. D.; DURIGAN, G. Environment and landscape rather than planting design are the drivers of success in long term restoration of riparian Atlantic Forest. **Applied Vegetation Science**, v. 21, n. 1, p. 76 - 84, 2017.

SUZUKI, S. Chronological location analyses of giant bamboo (*Phyllostachys pubescens*) groves and their invasive expansion in a satoyama landscape area, western Japan. **Plant Species Biology**, v. 30, n. 1, p.63 - 71, 2015.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma Floresta Atlântica Montana. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n.2, p. 251 - 261,1999.

TAMBOSI, L.; MARTENSEN, A.; RIBEIRO, M.; METZGER, J. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. **Restoration Ecology**, v. 22, p. 169 – 177, 2014.

TAYLOR, A. H.; JINYAN, H.; SHIQIANG, Z. Canopy tree development and undergrowth bamboo dynamics in old-growth *Abies*–*Betula* forests in southwestern China: a 12-year study. **Forest Ecology and Management**, v. 200, n.1 - 3, p. 347-360, 2004.

TEIXEIRA, N. D. A.; MARIMON, B. S.; ELIAS, F.; MARIMON-JUNIOR, B. H. Padrões espaciais de samambaias em Floresta Estacional Perenifólia na transição Amazônia-Cerrado. **Rodriguésia**, v. 70, n. e02572016, 2019.

TIERSCHNABEL, B. R.; MELO JÚNIOR, J. C. F. de.; DORNELLES, S. S. Dispersão de sementes e densidade populacional de *Psychotria nuda* (Rubiceae) em fragmento urbano de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas no sul do Brasil. **Biotemas**, v. 31, n. 2, p. 9 - 18. 2018.

TOMIMATSU, H.; YAMAGISHI, H.; TANAKA, I.; SATO, M.; KONDO, R.; KONNO, Y. Consequences of forest fragmentation in an understory plant community: extensive range expansion of native dwarf bamboo. **Plant Species Biology**, v. 26, n. 1, p. 3-12, 2011.

TRETIN, B. E.; ESTEVAN, D. A.; ROSSETTO, E. F. S.; GORENSTEIN, M. R.; BRIZOLA, G. P.; BECHARA, F. C. Restauração florestal na Mata Atlântica: passiva, nucleação e plantio de alta diversidade. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 1, p. 160-174, 2018.

TRUJILLO-ARIAS, N.; CALDERÓN, L.; SANTOS, F. R.; MIYAKI, C. Y.; ALEIXO, A.; WITT, C. C.; TUBARO, P. L.; CABANNE, G. S. Forest corridors between the central Andes and the southern Atlantic Forest enabled dispersal and peripatric diversification without niche divergence in a passerine. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v. 128, p. 221-232, 2018.

TRYON, R. M.; TRYON, A. F. **Ferns and allied plants with special reference to Tropical America**. New York: Springer Verlag, 1982.

TSYGANOV, A. N.; KUPRIYANOV, D. A.; BABESHKO, K. V.; BORISOVA, T. V.; CHERNYSHOV, V. A.; VOLKOVA, E. M.; CHEKOVA D. A.; MAZEI, Y. A.; NOVENKO, E. Y. Autogenic and allogenic factors affecting development of a floating *Sphagnum* dominated peat mat in a karst pond basin. **The Holocene**, p. 1 – 10, 2018.

TURCHETTO, F.; ARAUJO, M. M.; TABALDI, L. A.; GRIEBELER, A. M.; RORATO, D. G.; AIMI, S. C. et al. Can transplantation of forest seedlings be a strategy to enrich seedling production in plant nurseries? **Forest Ecology and Management**, v. 375, n. 1, p. 96 - 104, 2016.

VALÉRY, I.; FRITZ, H.; LEFEUVRE, J. C.; SIMBERLOFF, D. In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. **Biological Invasion**, v. 10, n. 8; p. 1345-1351, 2008.

VALIENTE-BANUET, A.; AIZEN, M.A.; ALCÁNTARA, J.M.; ARROYO, J.; COCUCCHI, A.; GALETTI, M.; GARCÍA, M.B.; GARCÍA, D.; GÓMEZ, J.M.; JORDANO, P.; MEDEL, R.; NAVARRO, L.; OBESO, J.R.; OVIEDO, R., RAMÍREZ, N.; REY, P.J.; TRAVESET, A.; VERDÚ, M.; ZAMORA, R. Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. **Functional Ecology**, v. 29, p. 299 - 307. 2015.

VALLADARES, F.; LAANISTO, L.; NIINEMETS, Ü.; ZAVALA, M. A. Shedding light on shade: ecological perspectives of understory plant life. **Plant Ecology & Diversity**, v. 9, n. 3, p. 237 - 251, 2016.

VIANI, R. A. G. et al. Protocol for monitoring Tropical Forest Restoration: Perspectives from the Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. **Tropical Conservation Science**, v. 10, p. 1 - 8, 2017.

VIANI, R. A.G.; VIDAS, N. B.; PARDI, M.M.; CASTRO, D. C. V., GUSSON, E. BRANCALION, P. H. Animal- dispersed pioneer trees enhance the early regeneration in Atlantic Forest restoration plantation. **Natureza e Conservação**, v. 13; n. 1; p. 41 - 46, 2015.

VILLARD, M-A; METZGER J. P. Beyond the fragmentation debate: a conceptual model to predict when habitat configuration really matters. **Review. Journal of Applied Ecology**, v. 51, p. 309 - 318, 2014.

VILLELA, D. M., NASCIMENTO, M. T.; ARAGÃO, L. E.; GAMA, D. M. Effect of selective logging on forest structure and nutrient cycling in a seasonally dry Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Biogeography**, v. 33, p. 506 - 516, 2006.

VINÍCIUS ANTONIO DE OLIVEIRA DITTRICH, V. A. de. O.; SALINO, A.; MONTEIRO, R.; ANDRÉ LUÍS GASPER, A. de. L. The family Blechnaceae (Polypodiopsida) in Brazil: key to the genera and taxonomic treatment of *Austroblechnum*, *Cranfillia*, *Lomaridium*, *Neoblechnum* and *Telmatoblechnum* for southern and southeastern Brazil. **Phytotaxa**, v. 303, n. 1, p. 1 - 33, 2017.

VITAL, M. H. F.; INGOUVILLE, M. Estimativa de investimentos na capacidade produtiva de mudas de espécies nativas da Mata Atlântica e da Amazônia para atendimento ao Novo Código Florestal Brasileiro. **BNDES Sectorial**, v. 44, p.157 – 196, 2016.

VOLVEI, P.; MOTTA, A. C. V. **Manual de adubação e calagem do Estado do Paraná**. Curitiba: Núcleo Estadual Paraná da sociedade Brasileira de solos – NEPAR-SBCS, 2 ed. 2019. 289 p.

WALKER, L. R.; SHARPE, J. M. **Ferns, disturbance and succession**. In: MEHLTRETER, K.; WALKER, L. R.; SHARP, J. M (Eds.). Fern ecology. New York: Cambridge University Press, 2010, p. 177 - 219.

WHITMORE, T. C. On pattern and process in forest. In Newman, E. I. (Ed.). **The plant community as a working mechanism**. London, Edinburgh, Boston, Melbourne, Oxford: Blackwell Scient. Publ., 1982, p. 45 - 59.

WINDISCH, P. G. **Pteridófitas da região norte-ocidental do Estado de São Paulo**: guia para estudo e excursões. 2. ed. São José do Rio Preto: UNESP, 1992.

WORBES, M.; STASCHEL, R.; ROLOFF A.; JUNK, W. Tree ring analysis reveals age structure, dynamics and wood production of a natural forest stand in Cameroon. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 173, n. 1-3, p. 105 - 123, 2003.

WU, C-H., LO, Y-H.; BLANCO, J. A.; CHANG, S-C. Resilience Assessment of Lowland Plantations Using an Ecosystem Modeling Approach. **Sustainability**, v. 7, p. 3801 - 3822, 2015.

WYDHAYAGARN, C.; ELLIOTT, S. WANGPAKAPATTANAWONG, P. Bird communities and seedling recruitment in restoring seasonally dry forest using the framework species method in Northern Thailand. **New Forests**, v, 38, n. 1, p. 81-97. 2009.

YARRANTON, G. A.; MORRISON, R. G. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. **Journal of Ecology**, v. 62, n. 2, p. 417- 428, 1974.

ZHANG, R.; TIELBÖRGER, K. Density-dependence tips the change of plant–plant interactions under environmental stress. **Nature Communications**, v. 11, e2532, 2020.

ZULUAGA, G. J. C. How ecological communities are structured: A review on ecological assembly rules. **Revista EIA**, v. 12, n. 24, 2015.

8 ANEXOS

ANEXO 1 - RELAÇÃO DAS ESPÉCIES AMOSTRADAS NOS DIFERENTES GRUPOS: G1 (cap \geq 15,7 cm), G2 (2 cm < CAP \leq 15.7 cm) E G3 (cap <2 cm e h > 5 cm). REFERÊNCIA DOS O GRUPO ECOLÓGICO (P – PIONEIRA, SI – SECUNDÁRIA INICIAL, ST – SECUNDÁRIA TARDIA, C - CLÍMAX, U – OMBRÓFILA, N/C – NÃO CLASSIFICADA); E SÍNDROME DE DISPERSÃO (ZOO-ZOOCÓRICA; ANE-ANEMOCÓRICA, AUT-AUTOCÓRICA; HIDRO – HIDROCÓRICA), N/C – NÃO CLASSIFICADA). *(EXÓTICA INVASORA).

SPP	G1		G2		G3		GE	SD
	T1	T1	T2	T2	T1	T2		
Annonaceae								
<i>Annona</i> sp.			x				P	ZOO
<i>Guateria australis</i> A. St-Hil					x	x	ST	ZOO
<i>Annona glabra</i> L.	x			x			P	ZOO
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng					x		SI	ZOO
Apocynaceae								
<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll. Arg	x				x	x	ST	ANE
<i>Malouetia cestroides</i> (Ness ex Mart.) Müll. Arg					x		P	ANE
<i>Peltastes peltatus</i> (Vell.) Woodson.						x	N/C	ANE
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.					x	x	P	ZOO
Aquifoliaceae								
<i>Ilex dumosa</i> Reissek			x	x	x	x	ST	ZOO
<i>Ilex microdonta</i> Reissek				x		x	ST	ZOO
<i>Ilex pseudobuxus</i> Reissek			x		x	x	ST	ZOO
<i>Ilex</i> sp.				x		x	ST	ZOO
<i>Ilex taubertiana</i> Loes.			x		x		ST	ZOO
Arecaceae								
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	x	x	x	x	x	x	C	ZOO
<i>Geonoma elegans</i> Mart.					x	x	C	ZOO
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	x	x	x	x	x	x	SI	ZOO
<i>Syagrus</i> sp.					x		SI	ZOO
Asteraceae								
<i>Piptocarpha quadrangularis</i> (Vell.) Baker			x				P	ANE
Asteraceae 1						x	N/C	N/C
Asteraceae 2						x	N/C	N/C
Bignoniaceae								
<i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos.				x		x	ST	ANE
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Martius ex A.P. de Candolle) J.R. Mattos	x				x		ST	ANE
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	x		x	x	x	x	SI	ANE
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.O.								
Grose								
<i>Handroanthus</i> sp.			x	x	x		ST	ANE
<i>Handroanthus</i> sp.				x			ST	ANE
Blechnaceae								
<i>Neoblechnum brasiliense</i> Desv.	x	x					P	ANE
Boraginaceae								
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	x	x	x	x	x	x	P	ANE
<i>Cordia</i> sp.					x		P	ZOO

Calophyllaceae											
	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.					x	x		P	ZOO	
Cannabaceae											
	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.							x	P	ZOO	
Celastraceae											
	<i>Monteverdia robusta</i> (Reissek) Biral.							x	ST	ZOO	
	<i>Monteverdia schumanniana</i> (Loes) Biral.							x	ST	ZOO	
	<i>Maytenus</i> sp.			x					ST	ZOO	
Cyatheaceae											
	<i>Cyathea atrovirens</i> (Langsd. Et Fisch)									ANE,	
Domin		x	x		x		x		P	HIDRO	
Dilleniaceae											
	<i>Davilla rugosa</i> Poir				x		x		ST	ZOO	
Elaeocarpaceae											
	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.			x	x		x		C	ZOO	
Erythroxylaceae											
	<i>Erythroxylum amplifolium</i> (Mart.)										
OESchulz.							x	x	C	ZOO	
	<i>Erythroxylum cf. cuspidifolium</i> Mart.			x				x	ST	ZOO	
	<i>Erythroxylum cf. deciduum</i> A.St.. -Hil.			x	x	x	x		P	ZOO	
Euphorbiaceae											
	<i>Alchornea glandulosa</i> Pepp. & Endl.	x	x	x	x	x	x		SI	ZOO	
	<i>Pachystroma longifolium</i> I. M. Johnst.	x		x		x	x		ST	AUT	
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	x		x	x				P	AUT, ZOO	
Fabaceae-+987\+0 nbv											
	<i>Andira antheimia</i> (Vell.) Benth.					x	x		SI	ZOO	
	<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.			x	x	x	x		SI	ZOO	
	<i>Dahlstedtia pentaphylla</i> (Taub.) Burkart.					x	x		SI	AUT	
	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton				x				SI	ANE	
	<i>Inga edulis</i> Mart.		x	x	x	x	x		P, SI	ZOO	
	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.			x					SI	ZOO	
	<i>Inga luschnatiana</i> Benth.					x			SI	ZOO	
	<i>Inga marginata</i> Willd.		x	x	x	x	x		SI	ZOO	
	<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	x				x			P, SI	ZOO	
	<i>Machaerium</i> sp.						x		ST	ANE	
	<i>Schizolobium parhyba</i> (Vell.) Blake.				x				SI	AUT	
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S. Irwin &										
Barneby			x						P	AUT	
	<i>Tachigali denudata</i> (Vogel) Oliveira-Filho			x	x	x	x		SI	ANE	
Lamiaceae											
	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke.		x	x			x		P	AUT, ZOO	
Lauraceae											
	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.)	x	x						ST	ZOO	
	Lauraceae 1			x		x			N/C	N/C	
	Lauraceae 2			x					N/C	N/C	
	Lauraceae 3				x		x		N/C	N/C	
	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees				x		x		ST	ZOO	
	<i>Nectandra leucantha</i> Nees	x	x	x	x	x	x		ST	ZOO	
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez					x			C	ZOO	

<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	x	x	x	x		x	ST	ZOO
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	x	x	x	x	x	x	ST	ZOO
<i>Nectandra puberula</i> (Schott) Nees		x		x		x	ST	ZOO
<i>Nectandra reticulata</i> (Ruiz & Pav.) Mez	x	x					ST	ZOO
<i>Ocotea dispersa</i> (Nees & Mart.) Mez	x	x		x		x	SI	ZOO
<i>Ocotea glaziovii</i> Mez			x				ST	ZOO
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	x	x	x	x	x	x	ST	ZOO
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees		x		x		x	SI	ZOO
<i>Ocotea</i> sp.		x					N/C	ZOO
Loganiaceae								
<i>Strychnos</i> L.				x			ST	ZOO
Melastomataceae								
Melastomataceae 1						x	N/C	N/C
Melastomataceae 2	x		x			x	N/C	ZOO
Melastomataceae 3			x				N/C	N/C
Melastomataceae 4			x				N/C	N/C
Melastomataceae 5			x				N/C	N/C
Miconia 3				x			N/C	N/C
<i>Miconia cabucu</i> Hoehne	x	x	x	x	x	x	P	ZOO
<i>Miconia cinerascens</i> Miq.	x	x	x	x	x	x	SI	ZOO
<i>Miconia latecrenata</i> (DC.) Naudin		x	x	x	x	x	SI	ZOO
<i>Tibouchina</i> sp.	x	x	x	x			P	ANE
<i>Tibouchina pulchra</i> Cogn.						x	P	ANE
Meliaceae								
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.		x					ST	ANE
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl						x	ST	ZOO
<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.							x	ST
Monimiaceae								
<i>Hennecartia omphalandra</i> J. Poisson							x	ST
<i>Mollinedia uleana</i> Perkins				x	x	x	U	ZOO
Myrtaceae								
<i>Calyptranthes lanceolata</i> O. Berg			x				ST	ZOO
<i>Calyptranthes</i> sp.						x	ST	ZOO
<i>Campomanesia neriiflora</i> (O. Berg) Nied				x			ST	ZOO
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg				x	x	x	ST	ZOO
<i>Eugenia</i> cf. <i>excelsa</i> O. Berg			x	x	x	x	SI	ZOO
<i>Eugenia multiflora</i> Cambess.			x		x	x	ST	ZOO
<i>Eugenia</i> sp.		x					ST	ZOO
<i>Marlierea obscura</i> O. Berg	x	x	x	x	x	x	ST	ZOO
<i>Marlierea silvatica</i> (O. Berg). Kiaersk			x				ST	ZOO
<i>Marlierea</i> sp.			x	x			ST	ZOO
<i>Myrceugenia</i> cf. <i>euosma</i> (O. Berg) D.								
Legrand						x	x	ST
<i>Myrcia gigantea</i> (O. Berg) Nied.			x	x			ST	ZOO
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.			x	x	x	x	P	ZOO
<i>Myrcia neuwiedean</i> (O. Berg) E. Lucas								
& C. E. Wilson	x	x	x	x	x		SI	ZOO
<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.				x		x	SI	ZOO
<i>Myrcia spectabilis</i> DC.	x		x	x	x	x	SI	ZOO

<i>Myrcianthes cf. gigantea</i> (O. Berg) Nied.					x	x	ST	ZOO
Myrtaceae 1		x				x	N/C	N/C
<i>Plinia edulis</i> (Vell.) Sobral			x	x			SI	ZOO
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine		x	x	x	x		P	ZOO
<i>Psidium guajava</i> L.*					x	x	SI	ZOO
<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston. *		x			x		SI	ZOO
Myrtaceae 2	x	x	x			x	N/C	N/C
Myrtaceae 3		x	x			x	N/C	N/C
Myrtaceae 4			x			x	N/C	N/C
Myrtaceae 5			x			x	N/C	N/C
Myrtaceae 5.1						x	N/C	N/C
Myrtaceae 6						x	N/C	N/C
Myrtaceae 7						x	N/C	N/C
Myrtaceae 8						x	N/C	N/C
Indeterminadas								
Indeterminada 1		x	x	x			N/C	N/C
Indeterminada 1.1		x			x		N/C	N/C
Indeterminada 1.2		x	x			x	N/C	N/C
Indeterminada 1.3		x			x	x	N/C	N/C
Indeterminada 2			x				N/C	N/C
Indeterminada 3						x	N/C	N/C
Indeterminada 4						x	N/C	N/C
Indeterminada 6					x		N/C	N/C
Indeterminada 5						x	N/C	N/C
Peraceae								
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Baill.	x	x	x	x	x	x	SI	ZOO
Phyllanthaceae								
<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão	x	x	x	x		x	SI	ZOO
Piperaceae								
<i>Piper aduncum</i> L.			x	x	x	x	P	ZOO
<i>Piper cernuum</i> Vell.		x	x	x	x	x	P	ZOO
<i>Piper gaudichaudianum</i> Kunth.				x			P	ZOO
Polygonaceae								
Polygonaceae 1			x				N/C	N/C
<i>Coccoloba warmingii</i> Meisn.						x	SI	ZOO
Primulaceae								
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	x	x	x	x	x	x	SI	ZOO
Quiinaceae								
<i>Quiina glaziovii</i> Engl.				x			C	ZOO
Rosaceae								
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.				x			SI,ST	ZOO
<i>Bathysa australis</i> (A. St.-Hil.) K. Schaum.				x		x	SI	ANE
<i>Cordia cf. myrciifolia</i> (K. Schum.)								
Chperss. & Delprete			x				ST	ZOO
<i>Psychotria</i> sp. (3)						x	N/C	ZOO
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	x		x	x	x	x	SI,ST	ZOO
<i>Psychotria hoffmannseggiana</i> (Willd. ex Schult.) Müll.Arg.			x	x	x	x	U	ZOO

								U	ZOO
								ST	ZOO
Wawra								ST	ZOO
								U	ZOO
								U	ZOO
								C	ZOO
								SI	ZOO
								ST	ZOO
								N/C	N/C
								C	ZOO
Rutaceae									
								SI	ZOO
Salicaceae									
								SI	ZOO
								SI	ZOO
Sapindaceae									
								SI	AUT,ZOO
								SI	ZOO
								SI	ZOO
								SI	ZOO
								SI	ZOO
								SI	ZOO
								ST	ZOO
								N/C	ZOO
Solanaceae									
								P	ZOO
								P	ZOO
								P	ZOO
								N/C	ZOO
								SI,ST	ZOO
Symplocaceae									
								SI	ZOO
								P	ANE
								P	ANE
Thelypteridaceae									
								P	ANE
Thymelaeaceae									
								ST	ZOO
Urticaceae									
								P	ZOO
								P	ZOO
								C	ZOO
Verbenaceae									
								SI	ZOO
Vochysiaceae									
								SI	ANE

