

ELIANA TURMINA

**MONITORAMENTO PÓS IMPLANTAÇÃO EM ÁREA DE RECUPERAÇÃO EM
FLORESTA OMBRÓFILA MISTA NO SUL DO BRASIL DURANTE O PERÍODO
DE UM ANO**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal do Centro de Ciências Agroveterinárias, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Florestal.

Orientadora: Dr.^a Maria Raquel Kanieski
Coorientador: Dr. Marcio Carlos Navroski

**Lages, SC
2018**

Ficha catalográfica elaborada pelo(a) autor(a), com
auxílio do programa de geração automática da
Biblioteca Setorial do CAV/UDESC

Turmina, Eliana

MONITORAMENTO PÓS IMPLANTAÇÃO EM ÁREA DE
RECUPERAÇÃO EM FLORESTA OMBRÓFILA MISTA NO SUL DO
BRASIL DURANTE O PERÍODO DE UM ANO / Eliana
Turmina. - Lages , 2018.

87 p.

Orientadora: Maria Raquel Kanieski

Co-orientador: Marcio Carlos Navroski

Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado
de Santa Catarina, Centro de Ciências
Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Florestal, Lages, 2018.

1. Restauração florestal. 2. Avaliação de
incremento diamétrico. 3. Avaliação da regeneração
natural. 4. Área de compensação florestal. I.
Kanieski, Maria Raquel . II. Navroski, Marcio
Carlos. , .III. Universidade do Estado de Santa
Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias,
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal.
IV. Título.

ELIANA TURMINA

**MONITORAMENTO PÓS IMPLANTAÇÃO EM ÁREA DE RECUPERAÇÃO EM
FLORESTA OMBRÓFILA MISTA NO SUL DO BRASIL DURANTE O PERÍODO
DE UM ANO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal do Centro de Ciências Agroveterinárias da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Florestal.

Banca Examinadora

Orientadora:



Prof. Drª Maria Raquel Kanieski
UDESC, Lages - SC

Membros:



Prof. Drº Solon Jonas Longhi
UFSM, Santa Maria - RS



Prof. Drº Enéas Ricardo Konzen
UDESC, Lages - SC

Lages - SC, 19 de Fevereiro de 2018.

A minha família, amo vocês.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradecer a Deus que sempre me amparou em todos os momentos, nas vontades de desistir, na solidão, nas dificuldades, nas incertezas, me dando força e discernimento para recomeçar.

À minha mãe e meu pai (Ines e Leonildo) que sempre estão comigo, me fazendo refletir antes de tomar as decisões, sendo o meu maior exemplo de amor e dedicação, a minha fortaleza minha inspiração de vida.

Aos meus irmãos (Elizangela, Rozelaine, Alexandre e Evandro) que sempre me apoiaram, me fizeram rir, chorar e estiveram sempre comigo.

Aos meus sobrinhos (Elias, Enrique, Alice e Giorge) que são parte de mim, meus anjos.

Aos meus cunhados, cunhada e sogros, obrigada estarem presentes na minha vida, vocês fazem parte da minha família.

Aos meus amigos e companheiros de campo (Gui, Carine, Gabriel, Dani, Lili, Tamara e Ale), que me aturam até nos dias mais difíceis e campos sofridos, obrigada por arrancarem de mim bons sorrisos até quando o dia não estava bom.

Ao meu namorado Klerysson que foi muito mais que meu namorado, foi meu amigo, companheiro e compreensível. Obrigada por fazer parte da minha vida, te amo.

A minha orientadora (Maria Raquel) que sempre esteve comigo, sendo mãe, amiga e puxando a orelha, um exemplo como profissional.

Aos Professores Pedro Higuchi, Marcio Navroski e Ana Carolina da Silva pela ajuda fornecida no decorrer do projeto.

A FAPESC (Fundação de Apoio à Pesquisa Científica e Tecnológica do Estado de Santa Catarina) pela concessão da bolsa de estudo.

A Geoconsultores pela oportunidade e confiança para o desenvolvimento do projeto, principalmente ao Alnahar Oliveira e a engenheira florestal Luiara Heerdts da Rosa por todo apoio, experiência passada, ajuda, incentivo e amizade. Será um dos meus exemplos a serem levados comigo.

Todos vocês fazem parte da minha vida e jamais serão esquecidos, obrigada por tudo.

RESUMO

Este estudo teve como objetivo monitorar uma área em processo de recuperação na formação de Floresta Ombrófila Mista, em área de compensação florestal pela instalação da Linha de Transmissão LT 525 kV Salto Santiago – Itá – Nova Santa Rita, na cidade de Abelardo Luz, SC. Fim de 2014 início de 2015 a área recebeu atividades de preparo e efetivo plantio de mudas nativas, em alinhamento 3 m x 2 m sem combinação específica dos grupos sucessionais. Foram alocadas 22 unidades amostrais (UA) de 100 m² para a análise do incremento bimestral das mudas plantadas, sob duas formas de manejo (com e sem coroamento). Também foi avaliado o componente arbóreo e arbustivo de indivíduos adultos e jovens da regeneração natural, em que, avaliou-se a dinâmica, com duas avaliações, em 2016 e em 2017. Entre as parcelas foram coletadas aleatoriamente 20 amostras de solo, distribuídas em quatro tratamentos, para avaliação do banco de sementes do solo, com avaliação mensal durante seis meses. Foram inventariados 105 indivíduos de mudas plantadas distribuídas em 11 famílias e 21 espécies, sendo que mais de 50% destes foram classificados como secundárias tardias e climáceas e mais 60% com síndrome de dispersão zoocórica. Os dados de incremento em diâmetro do colo (DC) das mudas, apresentaram normalidade (Shapiro-Wilk), homogeneidade (Bartlett) e confiabilidade (acurácia seletiva de 0,78), estes também apresentaram diferença significativa entre os tratamentos pelo teste de médias de Scott-Knott ($p < 0,05$). Foi possível observar a presença de três agrupamentos distintos confirmada pela análise discriminante nos dados de incremento em DC, representados por dendrograma (distância Mahalanobis e o algoritmo de Ward como ligação). A correlação de Pearson, apresentou correlação positiva e negativa significativa, entre os dados de incremento em DC e as variáveis meteorológicas (temperatura e precipitação). Na regeneração natural foram amostrados 260 indivíduos em 2016, distribuídos em 13 espécies, já em 2017, 510 indivíduos distribuídos em 17 espécies. Entre os levantamentos, ocorreu aumento nos índices de equabilidade de Pielou (J) e diversidade de Shannon (H'). O aumento da H' foi significativo pelo teste t de Hutcheson ($p < 0,05$) e o aumento na riqueza foi significativo pela curva de rarefação. A ordenação dos dados pela NMDS (Escalonamento Multidimensional Não-métrico), demonstrou diferenças florístico-estruturais entre as análises, confirmada pela PERMANOVA (ANOVA multivariada permutacional). Cinco espécies foram consideradas como indicadoras. Em relação a síndromes de dispersão, não ocorreu distribuição uniforme entre as síndromes, porém entre os levantamentos. O banco de sementes do solo apresentou 40 espécies distribuídas em 33 gêneros e 13 famílias. A densidade de sementes apresentou normalidade (Kolmogoro-Smirnov) e homogeneidade (Bartlett), sendo que esta apresentou diferença estatística entre os tratamentos pelo teste de Duncan ($p < 0,05$). A H' diferiu pelo teste t de Hutcheson ($p < 0,05$), com destaque para os tratamentos com serapilheira. Os valores de riqueza, densidade e diversidade sofreram influência do histórico da área. Este estudo pode servir de subsídio para futuros plantios em área de recuperação e condução da regeneração natural, pois fornece conhecimento do padrão de crescimento das mudas e evidencia a necessidade da manutenção da área.

Palavras-chave: Restauração florestal. Avaliação de incremento diamétrico. Avaliação da regeneração natural. Área de compensação florestal.

ABSTRACT

The objective of this study was to monitor an area undergoing recovery process in the formation of Mixed Ombrophilous Forest, in the area of forest compensation by the installation of the 525 kV Salto Santiago - Itá - Nova Santa Rita Transmission Line, in the city of Abelardo Luz, SC. At the end of 2014 beginning of 2015 the area received training and effective planting of native seedlings, in alignment 3 m x 2 m without specific combination of successional groups. 22 sample units (AU) of 100 m² were allocated to analyze the bimonthly growth of planted seedlings, under two management forms (with and without crowning). The arboreal and shrub component of adult and young individuals from natural regeneration was also evaluated, in which the dynamics were evaluated, twice, in 2016 and in 2017. Twenty soil samples were randomly collected from four plots, distributed in four treatments, for evaluation of soil seed bank, with monthly evaluation for 6 months. A total of 105 individuals of planted seedlings distributed in 11 families and 21 species were inventoried, more than 50% of which were classified as late secondary and climactic and 60% with zoocoric dispersion syndrome. The data on the increase in diameter of the colon (DC) of the seedlings presented normality (Shapiro-Wilk), homogeneity (Bartlett) and reliability (selective accuracy of 0.78), which also showed a significant difference between the treatments by means of Scott-Knott ($p < 0.05$). It was possible to observe the presence of three distinct clusters confirmed by the discriminant analysis in the increment data in DC, represented by dendrogram (Mahalanobis distance and the Ward algorithm as a link). Pearson's correlation showed a significant positive and negative correlation between the increment data in DC and the meteorological variables (temperature and precipitation). In natural regeneration, 260 individuals were sampled in 2016, distributed in 13 species, as early as 2017, 510 individuals distributed in 17 species. Among the surveys, there was an increase in the Pielou (J) and Shannon (H') diversity indexes. The H' increase was significant by the Hutcheson t test ($p < 0.05$) and the increase in richness was significant by the rarefaction curve. Data ordering by NMDS (Non-metric Multidimensional Scheduling), showed floristic-structural differences between the analyzes, confirmed by PERMANOVA (permutational multivariate ANOVA). Five species were considered as indicators. In relation to dispersion syndromes, there was no uniform distribution between the syndromes, but between the withdrawals. The soil seed bank presented 40 species distributed in 33 genera and 13 families. Seed density showed normality (Kolmogoro-Smirnov) and homogeneity (Bartlett), which presented a statistical difference between the treatments by the Duncan test ($p < 0.05$). H' differed by the Hutcheson t test ($p < 0.05$), with emphasis on litter treatments. The values of wealth, density and diversity were influenced by the history of the area. This study may serve as a subsidy for future plantings in the area of recovery and conduction of natural regeneration, as it provides knowledge of the growth pattern of the seedlings and evidences the need to maintain the area.

Keywords: Forest restoration. Diametric increase evaluation. Evaluation of regeneration. Forest clearing area.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Localização da área de compensação florestal em processo de recuperação em Abelardo Luz, SC.	32
Figura 2 - Esquema da distribuição das parcelas em área de estudo avaliada.....	35
Figura 3 - Representação das atividades realizadas e coleta de variáveis. A – Vista da realização da marcação do colo da muda. B – Coleta do diâmetro do colo (DC). C – Coleta da variável altura. D – Coroamento de muda.....	36
Figura 4 - Dados meteorológicos de Precipitação acumulada (barras) e Temperatura média mensal(linhas) fornecidos pela estação meteorológica de Chapecó – SC, referentes ao mesmo período de avaliação das mudas plantadas.....	37
Figura 5 - A – Instalação da parcela de 100 m ² (10 x 10 m). B – Coleta da variável CAP (circunferência altura do peito).....	38
Figura 6 - Disposição das bandejas do banco de sementes do solo no viveiro.	40
Figura 7 - Gráfico Boxplot para as espécies de mudas plantadas com número de indivíduos representativo, avaliados por categoria (Coroadas e Não coroadas), em ordem decrescente do incremento corrente anual (ICA) em DC das espécies coroadas. .	45
Figura 8 - Dendrograma de agrupamento das espécies plantadas pelo ICA em DC (Incremento Acumulado Anual), em área de recuperação florestal na localidade de Abelardo Luz/SC.	50
Figura 9 - Curva de acumulação de espécies em regeneração natural em área em processo de recuperação em Abelardo Luz – SC. A= levantamento de 2016; B= levantamento de 2017.....	55
Figura 10 - Curvas de acumulação de espécies em regeneração natural em área em processo de recuperação, usando método de rarefação por indivíduos para ambos os levantamentos, 2016 e 2017.	58
Figura 11 - Ordenação de parcelas e espécies amostradas em área de regeneração natural em processo de recuperação em Abelardo Luz - SC, por meio da análise de NMDS (Escalonamento Multidimensional Não-métrico).....	61
Figura 12 - Distribuição do número de indivíduos em classes de diâmetro da regeneração natural em área em processo de recuperação.....	63
Figura 13 - Percentagem de sementes germinadas do banco de sementes solo, num período de seis meses de avaliação ou 180 dias em área de recuperação florestal.	67

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Valores de pH H ₂ O (pH em água), Arg (teor de argila), C.O (Carbono orgânico), M.O. (Matéria orgânica), Sat Bases (Saturação por bases), Sat Al (Saturação por alumínio), CTC pH 7 (Capacidade de troca de cátions), Ca (Cálcio), Mg (Magnésio), Al (Alumínio), P (Fósforo), K (Potássio), Cu (Cobre), Zn (Zinco), Mn (Manganês) e Fe (Ferro) para os tratamentos T1= Baixo 0-20cm, T2= Baixo 20-40 cm, T3= Topo 0-20 cm e T4= Topo 20-40 cm.....	34
Tabela 2 - Representação do número de indivíduos plantados por espécie e classificação quando ao grupo ecológico e síndrome de dispersão.	43
Tabela 3 - Avaliação do incremento acumulado médio anual em DC das espécies plantadas, desvio padrão e o número de indivíduos avaliados para cada espécie plantada....	44
Tabela 4 - Representação do resultado do teste de médias (Scott-Knott) para a variável de incremento corrente anual em DC, para as espécies plantadas com representatividade nas duas categorias (coroadas e não coroadas).	46
Tabela 5 - Correlação entre o incremento médio bimestral das espécies plantadas e as variáveis meteorológicas precipitação acumulada (mm) e temperatura média (°C), para as espécies com representatividade nas duas categorias (coroadas e não coroadas).....	48
Tabela 6 - Resultados do Teste M de Box (<i>Bo'x M</i>).	53
Tabela 7 - Estatística da seleção das funções discriminantes canônicas.	54
Tabela 8 - Classificação das mudas avaliadas em seus respectivos grupos de espécies.	54
Tabela 9 - Número de indivíduos e classificação quando ao grupo ecológico e síndrome de dispersão, das espécies amostradas em regeneração natural em área em processo de recuperação.	56
Tabela 10 - Índice de Diversidade de Shannon (<i>H'</i>) e Equabilidade de Pielou (<i>J</i>) em regeneração natural em área em processo de recuperação destinado a compensação pela LT 525 kV Salto Santiago – Itá – Nova Santa Rita com avaliação temporal dos índices, em 2016 e 2017.	59
Tabela 11 - Classificação dos indivíduos regenerantes segundo a síndrome de dispersão para os dois estratos avaliados (jovens e adultos), nas duas avaliações realizadas, a primeira em 2016 e a segunda em 2017, em área em processo de recuperação....	62
Tabela 12 - Lista das espécies registradas no Banco de Sementes do Solo em área em processo de recuperação florestal, com classificação quanto à origem e forma de vida.	65
Tabela 13 - Informações de Riqueza, Densidade média e total, Diversidade (<i>H'</i>) e Dominância (<i>J</i>) para o banco de sementes do solo, sob quatro tratamentos diferentes, em área em processo de recuperação, em região de Floresta Ombrófila Mista, Abelardo Luz, SC.	67

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	19
2	REVISÃO DE LITERATURA	21
2.1	DEGRADAÇÃO E FRAGMENTAÇÃO DO BIOMA MATA ATLÂNTICA	21
2.2	LINHAS DE TRANSMISSÃO E COMPENSAÇÃO FLORESTAL	22
2.3	RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS	23
2.3.1	Técnica de plantio de mudas	25
2.4	INDICADORES DE MONITORAMENTO DE ÁREAS EM PROCESSO DE RECUPERAÇÃO	27
2.4.1	Avaliação de mudas plantadas	28
2.4.2	Regeneração natural	30
2.4.3	Banco de sementes do solo	31
3	MATERIAL E MÉTODOS	32
3.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	32
3.2	INDICADORES DE MONITORAMENTO AVALIADOS	34
3.2.1	Avaliação do incremento diamétrico de espécies nativas plantadas	34
3.2.2	Avaliação da estrutura, estratégias de dispersão e similaridade florística e estrutural da regeneração natural	38
3.2.3	Caracterização do banco de sementes do solo	40
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	42
4.1	AVALIAÇÃO DO CRESCIMENTO DE ESPÉCIES NATIVAS PLANTADAS EM ÁREA DE COMPENSAÇÃO FLORESTAL NO SUL DO BRASIL	42
4.2	ESTRUTURA, ESTRATÉGIAS DE DISPERSÃO E SIMILARIDADE FLORÍSTICA E ESTRUTURAL DA REGENERAÇÃO NATURAL COM UM E DOIS ANOS APÓS O ABANDONO DA ÁREA, EM ABELARDO – LUZ, SC	54
4.3	CARACTERIZAÇÃO DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO EM ÁREA EM PROCESSO DE RECUPERAÇÃO NA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO DA ESTAÇÃO ECOLÓGICA (ESEC) MATA PRETA, SC	64
5	CONCLUSÕES	70
6	RECOMENDAÇÕES E CONSIDERAÇÕES	71
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	72
	APÊNDICES	84

1 INTRODUÇÃO

As fontes de energia são extremamente importantes para o desenvolvimento e crescimento de um país, estas são até mesmo consideradas como indicativos para apontar o grau de desenvolvimento. A medida que um país vai se modernizando, o setor energético também vai de desenvolvendo. No Brasil, atualmente, as principais fontes de energia são: energia hidroelétrica, petróleo, carvão mineral e os biocombustíveis, além de algumas outras utilizadas em menor escala, como gás natural e a energia nuclear (PENA, 2018).

A energia hidroelétrica no Brasil é a principal fonte de energia utilizada, sendo que atualmente, 90% da energia elétrica consumida no país advém de usinas hidrelétricas. Apesar disso, o país só utiliza 25% do seu potencial hidráulico (PENA, 2018).

Independente das fontes de produção e geração de energia, para que esta seja transportada da usina ao seu destino final se faz necessário o uso de linhas de transmissão. As instalações de linhas de transmissão geram impactos ambientais sobre o meio biótico, sobre o meio físico e sobre o meio socioeconômico e estes impactos são minimizados por meio de medidas mitigadoras e compensatórias (TOBOUTI; SANTOS 2014).

Como exemplo de medida de compensação ambiental tem-se a restauração de ecossistemas degradados. A área de compensação, segundo exigências do órgão licenciador IBAMA, tem foco não apenas em revegetação ou aumento do número de árvores e sim de recuperar as áreas com ganhos de estabilidade das comunidades e ecossistemas. A restauração florestal promove o avanço temporal dos processos ecológicos, da estrutura e da dinâmica sucessional (MARTINS, 2014).

Para tanto além da aplicação de técnicas de restauração, se faz necessário o monitoramento e avaliação dessas áreas, como uma forma de verificar a recuperação das funções e da capacidade deste local, tornando assim o monitoramento uma das etapas essenciais de todo processo de restauração ecológica, pois permite analisar continuamente como a área degradada está reagindo aos tratamentos que lhes foram impostos (BRANCALION et al., 2012).

No entanto, o monitoramento raramente é implementado de modo sistemático em razão da dificuldade de se estabelecerem parâmetros ou critérios para avaliação do desempenho da restauração (ALMEIDA; SÁNCHEZ, 2005). Para a avaliação de áreas restauradas tem-se uma demanda por parâmetros que forneçam uma informação agregada e sintética sobre algum aspecto da própria vegetação, do solo e da fauna, para que se possa verificar a eficiência da cobertura vegetal na proteção do solo, na produtividade dos

ecossistemas ou mesmo sua função como refúgio da vida silvestre (ALMEIDA; SÁNCHEZ, 2005).

Todas as atividades no monitoramento de mudas são de extrema importância, porém a atividade de coroamento ou controle de competidores têm papel importante na restauração, podendo determinar o sucesso ou insucesso do projeto, em que o coroamento das mudas tem como função diminuir a competição com gramíneas exóticas agressivas, lianas ou mesmo espécies arbóreas exóticas (NAVE et al., 2009). Porém, esta atividade influencia diretamente no custo em projetos de restauração e recuperação, o que a torna raramente efetiva nos projetos.

A atividade de avaliação e monitoramento de áreas restauradas no Brasil é deficitária, havendo uma lacuna a ser preenchida. Parte desse problema está relacionado à forma como a restauração é interpretada, tanto pelos órgãos públicos licenciadores como pelas empresas que contratam e executam serviços de restauração. Isso porque, muitas vezes, a restauração é conduzida apenas para o cumprimento de demandas específicas de certificação e de licenciamento ambiental, sem que haja um efetivo comprometimento com a sustentabilidade ecológica dessas áreas. Assim, a avaliação e o monitoramento são fundamentais para redefinir a trajetória ambiental da área em processo de restauração (BRANCALION et al., 2012).

Em virtude do que foi mencionado este estudo teve como objetivo monitorar por um período de um ano, uma área em processo de recuperação referente à implantação da LT 525 kV Salto Santiago – Itá – Nova Santa Rita, na formação de Floresta Ombrófila Mista no sul do Brasil, de forma a avaliar o desenvolvimento das mudas plantadas, da regeneração natural e do banco de sementes do solo.

Diante do exposto, sugere-se que as mudas plantadas em área de compensação florestal na formação Floresta Ombrófila Mista:

I - Apresentam correlação positiva entre crescimento e variáveis meteorológicas de precipitação e temperatura;

II - O crescimento de mudas pode ser afetado pela forma de manejo, apresentando maior crescimento quando da presença de coroamento das mudas em relação as não coroadas;

III - A regeneração natural apresentará ganhos sucessionais com o passar do tempo após o cercamento da área;

IV - A área apresentará banco de sementes do solo;

V – A área pelos indicativos avaliados está se recuperando saindo da condição degradação.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 DEGRADAÇÃO E FRAGMENTAÇÃO DO BIOMA MATA ATLÂNTICA

O bioma Mata Atlântica, na época do descobrimento do Brasil, abrangia uma área equivalente a 1.315.460 km² (em torno de 16 % do território brasileiro), distribuídos em 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 (SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE, 2015). Atualmente a área deste bioma está reduzida a 7% da sua cobertura original (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA, 2016).

Muitos fatores geram a degradação deste bioma, um deles é o avanço das cidades sem planejamento. Dados publicados pelo Ministério do Meio Ambiente (2013) demonstram que cerca de 70% da população brasileira (140 milhões de pessoas), responsáveis por 80% do Produto Interno Bruto (PIB) do país, habitam áreas do bioma mata atlântica.

Além do avanço das cidades, outros fatores favorecem a degradação, como a exploração de espécies madeireiras de interesse econômico, que ocorreu deste o período da colonização com a exploração do *Paubrasilia echinata* (Lam.) Gagnon, H.C.Lima & G.P.Lewis (Pau-brasil) e depois por outras espécies como a *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (Pinheiro-do-paraná) e *Ocotea porosa* (Nees & Mart.) Barroso (Imbuia). Com o desmatamento em algumas regiões veio o cultivo das monoculturas agrícolas (café, cana-de-açúcar, milho, soja, entre outros cultivos), a pecuária, além de grandes empreendimentos (como hidrelétricas, rodovias e ferrovias) (INSTITUTO BRASILEIRO DE FLORESTAS - IBF, 2016).

Mesmo reduzida e muito fragmentada, estima-se que a Mata Atlântica concentra cerca de 20.000 espécies vegetais (cerca de 35 % das espécies existentes no Brasil), incluindo diversas espécies endêmicas e ameaçadas de extinção (das 633 espécies de animais ameaçadas de extinção no Brasil, 383 ocorrem na Mata Atlântica), distribuídas em um conjunto de formações florestais (Florestas: Ombrófila Densa, Ombrófila Mista, Estacional Semidecidual, Estacional Decidual e Ombrófila Aberta) e ecossistemas associados como as restingas, manguezais e campos de altitude. Além da grande riqueza florística, esta também abriga 849 espécies de aves, 370 espécies de anfíbios, 200 espécies de répteis, 270 de mamíferos e cerca de 350 espécies de peixes (MMA, 2016).

Devido sua grande riqueza e diversidade e por essa diversidade estar altamente ameaçada, a Mata Atlântica é considerada um *hotspot* mundial e também decretada Reserva da Biosfera pela Unesco e Patrimônio Nacional, na Constituição Federal de 1988 (SOS MATA ATLÂNTICA, 2016).

Em virtude da grande degradação deste bioma, em 2006 foi sancionada a Lei da Mata Atlântica, que regulamenta o uso e a exploração de seus remanescentes florestais e recursos naturais (BRASIL, 2006).

2.2 LINHAS DE TRANSMISSÃO E COMPENSAÇÃO FLORESTAL

Desde a descoberta da eletricidade até os dias de hoje, ainda não foi possível transmitir a energia elétrica pelo ar, ao menos não de forma economicamente viável. Desse modo, há a necessidade de encaminhar a energia gerada nas usinas, sejam elas térmicas, hidráulicas, termo-nucleares, eólicas, solares, etc., até os centros urbanos - onde, em sua maioria, a energia elétrica será consumida. É, portanto, a partir desse ponto que surge a necessidade de construção das redes de energia elétrica – do contrário, não haveria como a energia gerada chegar ao seu destino final (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE DISTRIBUIÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA - ABDEE, 2016).

Ao sair das usinas e seus geradores, a eletricidade é transportada através de cabos aéreos, ou seja, cabos visíveis por não estarem enterrados, sendo revestidos por camadas isolantes e fixados em grandes (e altas) torres de metal. Chama-se a todo esse conjunto de cabos e torres, portanto, de rede de transmissão de energia elétrica ou ainda Linhas de Transmissão (LT) (ABDEE, 2016).

As linhas de transmissão (LT) se estendem por longas distâncias, conectando também, além de usinas geradoras aos grandes consumidores, aqueles que adquirem energia em alta tensão (ABDEE, 2016). Se tratando de longas distâncias, essas linhas acabam passando por extensas áreas dotadas de distintos atributos estéticos, culturais, abióticos ou bióticos e, frequentemente, deparam-se com Áreas de Preservação Permanente (APPs), Unidades de Conservação, grotas, fontes minerais, rios, ecossistemas urbanos, atividades agropecuárias e até mesmo áreas arqueológicas (TOBOUTI; SANTOS, 2014).

O contato com ambientes diversos acaba gerando perdas ao meio ambiente. Segundo Tobouti e Santos (2014), a instalação de linhas de transmissão gera impactos ambientais sobre o meio biótico, sobre o meio físico e sobre o meio socioeconômico. No meio biótico pode-se destacar: a perda de área e remoção de indivíduos de espécies de flora, a fragmentação de

áreas de vegetação nativa, a alteração do número de indivíduos da fauna no entorno da LT, acidentes com a fauna alada, acidentes com a fauna terrestre e interferências sobre unidades de conservação.

De modo a minimizar esses impactos, é necessário atender as exigências do órgão licenciador, para a obtenção das licenças necessárias para a instalação e operação da Linha, sendo que uma das exigências é que se faça uma avaliação de impacto ambiental. Segundo Bitar e Ortega (1998) a Avaliação de Impacto Ambiental pode ser definida como uma série de procedimentos legais, institucionais e técnico-científicos, com o objetivo caracterizar e identificar impactos potenciais na instalação futura de um empreendimento.

Mesmo com a avaliação e minimização dos danos ao meio ambiente alguns são inevitáveis de serem anulados, sendo exigido da empresa que opera a LT as medidas compensatórias aos danos. Como exemplo de medidas de compensação florestal: pode-se citar: plantio de mudas, formação de banco de germoplasma, fomento à pesquisa científica, produção de mudas nativas, entre outras práticas.

2.3 RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS

Segundo o decreto federal 97.632/89, degradação ambiental pode ser definida como “processos resultantes de danos ao meio ambiente, pelos quais se perdem ou se reduzem algumas de suas propriedades, tais como a qualidade produtiva dos recursos naturais” (BRASIL, 1989). Ou seja, a área degradada é aquela que sofreu, em algum grau, perturbações em sua integridade, sejam elas de natureza física, química ou biológica.

A recuperação de áreas degradadas é definida como um conjunto de ações que visam restabelecer as condições de equilíbrio e sustentabilidade em um sistema natural (RODRIGUES; GANDOLFI, 1998). A Constituição Federal de 1988, em seu art. 225 dispõe sobre a responsabilidade da população em relação ao uso e conservação dos recursos.

“Art. 225. Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao poder público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações” (BRASIL, 1988).

A constituição, de modo a assegurar a população esse direito, também incube a todos o dever de preservar e restaurar os processos ecológicos, além de “§ 2º - A aquele que explorar recursos minerais fica obrigado a recuperar o meio ambiente degradado, de acordo com

solução técnica exigida pelo órgão público competente, na forma da lei” (BRASIL, 1988), ou seja, o causador da degradação tem a obrigação de recuperar o meio ambiente.

A recuperação de áreas degradadas no Brasil é uma atividade ainda recente, que deve envolver diferentes áreas de conhecimento, sendo assim é possível encontrar diferentes termos sendo usados como: recuperação, reabilitação, recomposição, restauração, reflorestamento, florestamento e até mesmo implantação, todos de modo a definir um único processo (DIAS; GRIFFITH, 1998).

A Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, conceitua recuperação como a restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada a uma condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original e restauração é a restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo possível da sua condição original (BRASIL, 2000). Já Reis; Zambonin; Nakazono (1999) trazem um conceito de recuperação mais amplo, em que a recuperação de um ambiente florestal degradado demanda não apenas a sucessão da flora, mas também da fauna; assim, as interações entre plantas e animais promovem a biodiversidade, o equilíbrio ecológico e o desenvolvimento sustentável.

A restauração florestal está relacionada com a tarefa de reconstruir a floresta buscando também o restabelecimento da biodiversidade, da estrutura e de complexas relações ecológicas da comunidade (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004), ou seja, aquelas relações estabelecidas entre os diferentes tipos de organismos (animais, vegetais, fungos, bactérias, etc.) e o meio físico circundante (solo, água e ar) (ENGENHARIA AMBIENTAL Ltda - NBL e THE NATURE CONSERVANCY – TNC, 2013).

A restauração florestal, portanto, envolve a reconstrução gradual da floresta, resgatando sua biodiversidade, função ecológica e sustentabilidade ao longo do tempo, determinadas pelo uso de várias espécies diferentes, incluindo outras formas de vidas além de árvores (ervas, arbustos, cipós, fauna, etc.), além das funções que cada espécie desempenha, de forma isolada ou em conjunto (RODRIGUES et al., 2007).

Atualmente, se tem diversas técnicas de restauração visando maximizar os benefícios e acelerar o processo como, por exemplo, o plantio de mudas, o plantio de materiais vegetativos (estacas), a semeadura direta, a chuva de sementes, a colocação de poleiros artificiais, a transposição de solo, as técnicas de nucleação entre outros (RODRIGUES et al., 2007). A técnica adequada a cada área depende dos níveis de degradação e fonte de propágulos (RECH et al., 2015).

2.3.1 Técnica de plantio de mudas

Até o início dos anos de 1980 o uso da técnica de plantio de mudas se dava em plantios com espécies nativas e exóticas em um cenário de pouco de conhecimento das relações e processos ecológicos, em que se buscava favorecer as espécies que eram mais conhecidas, ou seja, geralmente as mais exploradas pelo uso da madeira. A utilização desses plantios se dava principalmente com foco na proteção de algum recurso ou mitigação pontual de impactos já causados, isso em uma visão simplificada do processo de restauração (RODRIGUES; GANDOLFI, 1996). Nesses casos, uma floresta restaurada se restringia apenas a um plantio de árvores, sem critérios ecológicos para a escolha das espécies que seriam usadas e, também, sem planejamento para a combinação e disposição das espécies no plantio (BELLOTTO; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009).

Apenas na década de 1980, com o desenvolvimento da ecologia de florestas naturais e o início da consolidação da ecologia da restauração como ciência, os projetos passam a incorporar os conceitos de ecologia florestal de modo a sustentar as metodologias de restauração (ENGEL; PARROTTA, 2003, RODRIGUES; GANDOLFI, 2004).

A introdução de mudas em área total pode ser de três formas: transferência de banco de sementes do solo alóctone (proveniente de outros locais para a área a ser restaurada), da semeadura direta e do plantio de mudas (ISERNHAGEN et al., 2009).

Em relação ao plantio de mudas, normalmente são utilizados um dos seguintes quatro modelos: Plantio em Modelos Sucessionais (preenchimento e diversidade e linhas de pioneiras e não pioneiras), Plantio Aleatório (plantio em linhas com espécies sem combinação e plantio aleatório sem espaçamento), Plantios Adensados e Plantios em Módulos, sendo que a escolha de qual modelo deve ser aplicado varia com a situação que se encontra cada local a ser recuperado.

No plantio em grupos de preenchimento e diversidade, são realizadas combinações das espécies em módulos ou grupos de plantio, visando à implantação das espécies dos estádios finais de sucessão (secundárias tardias e clímax) conjuntamente com espécies dos estádios iniciais de sucessão (pioneiras e secundárias iniciais). Isto com o objetivo de substituição de espécies dos diferentes grupos ecológicos no tempo, caracterizando o processo de sucessão (ISERNHAGEN et al., 2009).

O grupo de preenchimento é constituído por espécies que possuem rápido crescimento e boa cobertura de copa, proporcionando o rápido fechamento da área plantada. A maioria dessas espécies é classificada como pioneira, mas as espécies secundárias iniciais também

fazem parte desse grupo. Com o rápido recobrimento da área, essas espécies criam um ambiente favorável ao desenvolvimento dos indivíduos do grupo de diversidade e desfavorecem o desenvolvimento de espécies competidoras, como gramíneas e lianas agressivas (trepadeiras), por meio do sombreamento da área de recuperação (ISERNHAGEN et al., 2009).

No grupo de diversidade incluem-se as espécies que não possuem rápido crescimento e/ou nem boa cobertura de copa, mas são fundamentais para garantir a perpetuação da área plantada, já que são as espécies desse grupo que irão gradualmente substituir as do grupo de preenchimento quando essas entrarem em senescência (fim do ciclo), ocupando definitivamente a área. Esse grupo se assemelha muito ao grupo referido como grupo das não pioneiras (NP) (secundárias tardias e clímax). Incluem-se nesse grupo todas as demais espécies regionais não pertencentes ao grupo de preenchimento, inclusive espécies de outras formas de vegetais que não as arbóreas, como as arvoretas, os arbustos e herbáceas, tanto epífitas como terrestre (ISERNHAGEN et al., 2009).

Os plantios em linhas de pioneiras e não pioneiras, baseiam-se na premissa que as espécies pioneiras irão fornecer sombra e irão melhorar as características do local para as não pioneiras; já as espécies não pioneiras têm como função a substituição das pioneiras quando entrarem em senescência e povoarem a área por um maior período de tempo (MARTINS, 2013).

O plantio de mudas em linhas com espécies sem combinação, se trata da realização do plantio de mudas sem que ocorra a combinação específica entre os grupos sucessionais das mudas, sendo este realizado de forma aleatória. O modelo de plantio aleatório é realizado sem espaçamento definido, baseia-se no fato da regeneração natural das espécies arbóreas não obedecer a nenhum tipo de espaçamento predeterminado (MARTINS, 2013).

O plantio adensado é indicado principalmente para áreas com infestação por gramíneas, pois este tem como função principal a cobertura rápida da área a ser recuperada. Este baseia-se na realização de plantio de mudas de forma adensada, com espaçamento de 1 m x 1 m ou 10.000 plantas/hectare (MARTINS, 2013).

Já o plantio em módulos baseia-se na combinação de espécies de acordo com os aspectos sucessionais e ou adaptativos, este é indicado para áreas muito heterogêneas, que apresentam grandes variações na umidade e fertilidade do solo por exemplo (MARTINS, 2013).

Em relação ao espaçamento a ser utilizado, Gomes (2002) afirma que a escolha do espaçamento adequado tem por objetivo proporcionar para cada indivíduo o espaço suficiente

para se obter o crescimento máximo com a melhor qualidade e menor custo, sem, entretanto, desconsiderar a questão da proteção do solo.

O espaçamento a ser escolhido varia muito com as espécies, qualidade de sítio, objetivo final, manejo a ser realizado. Nascimento (2007) verificou que à medida que aumenta o espaçamento de plantio, o custo de implantação diminuiu, devido a menor quantidade de mudas, de adubo e de mão-de-obra para abertura de covas e plantio; e que o custo de manutenção do povoamento aumenta devido ao maior gasto com controle da vegetação invasora.

Para a escolha das espécies das mudas deve-se avaliar ou optar por espécies que ocorram na formação a ser restaurada (regionais), de diferentes estágios sucessionais (pioneiras, secundárias iniciais e tardias e climácicas), optar por um número mínimo de cada espécie de modo a garantir sua polinização e produção de propágulos viáveis, observar a tolerância da planta à situação de degradação e as variáveis abióticas (clima, umidade, solo) e optar ao uso de espécies vegetais atrativas da fauna com função de atração de agentes dispersores (MARTINS, 2014).

2.4 INDICADORES DE MONITORAMENTO DE ÁREAS EM PROCESSO DE RECUPERAÇÃO

A Academia de Ciência do Estado de São Paulo (1987) define monitoramento como a mensuração contínua de certos parâmetros ambientais ou populacionais, indicadores do funcionamento e dinâmica de ecossistema. Bellotto et al. (2009) consideram que a atividade de monitoramento das áreas em recuperação florestal tem como finalidade quantificar os serviços ambientais proporcionados.

Entre esses serviços, pode-se considerar, por exemplo, a produção e o armazenamento de água, a proteção dos solos e dos rios, o conforto térmico, a manutenção e restauração da biodiversidade local e regional, a conscientização ambiental da população local e, além disso, o potencial de sequestro de carbono pelas florestas nativas (BELLOTTO et al., 2009).

Mesmo a atividade de monitoramento sendo considerada de extrema importância, ainda ocorre ausência de uma prática de monitoramento sistemático das áreas restauradas. Um dos empecilhos para o monitoramento sistemático refere-se à falta de consenso em relação aos indicadores mais adequados para a avaliação do sucesso da restauração florestal (SIQUEIRA; MESQUITA, 2007).

Ruiz-Jaén e Aide (2005) classificam as variáveis utilizadas para a avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração em três categorias distintas: diversidade, estrutura da vegetação e processos ecológicos.

Para a avaliação e monitoramento de projetos de restauração é importante considerar que, para as diferentes etapas do processo de restauração, são necessárias diferentes variáveis de avaliação, que permitam a confirmação que as ações de restauração implantadas em uma determinada área estão de fato promovendo a sua restauração e perpetuação no tempo (BELLOTTO et al., 2009).

Como já supracitado, para cada etapa do processo de restauração tem-se os indicadores mais adequados (BELLOTTO et al., 2009):

- Na fase de implantação (1 a 12 meses): avaliação de solo-substrato, existência de cobertura vegetal, avaliação da cobertura da área por gramíneas exóticas agressivas, avaliação do plantio e avaliação dos indivíduos plantados e/ou dos regenerantes naturais.
- Fase de pós-implantação (1 – 3 anos): avaliação dos indivíduos plantados ou das áreas com condução da regeneração natural, avaliação da cobertura de gramíneas e avaliação da regeneração natural.
- Fase de vegetação restaurada (4 ou mais anos): avaliação dos indivíduos plantados ou das áreas com condução da regeneração natural, aspectos fisionômicos da vegetação restaurada – estratificação, avaliação da chegada de outras formas de vida, avaliação da cobertura de gramíneas, avaliação da regeneração natural e avaliação da fauna.

2.4.1 Avaliação de mudas plantadas

A avaliação dos indivíduos plantados na fase de pós implantação, ou seja, de 1 a 3 anos, se dá por meio de diversos indicadores, como a identificação taxonômica (análise florística) baseada na literatura, mensuração da altura, diâmetro altura do colo (DAC) e cobertura dos indivíduos, classificação das espécies em grupos funcionais e síndromes de dispersão e quanto à origem (espécies nativas regionais ou exóticas), taxa de mortalidade no plantio, análise fitossociológica (como exemplo: densidade, riqueza, índice de valor de importância e diversidade) e fenologia – floração e frutificação (BELLOTTO et al., 2009).

A análise florística e fitossociológica do estrato arbóreo e arbustivo (mudas e regeneração natural) em processo de restauração permite um melhor conhecimento do comportamento (adaptação, desenvolvimento) dessas espécies e propicia um melhor subsídio

para inferir se esses ecossistemas estão apresentando respostas positivas quanto ao processo de restauração e sucessão ecológica (MIRANDA NETO et al., 2012 a).

Em relação à mensuração das mudas, em geral, cada espécie tem um comportamento característico, em que a variável diâmetro é uma característica mais influenciada pelo ambiente, enquanto a altura tende a apresentar maior controle genético, embora também seja afetada diretamente pela competição por luz (SPOSITO; SANTOS, 2001). Estudos relacionados à alometria em plantas são importantes para a compreensão de aspectos ecológicos e evolutivos (BOND; HONIG; MAZE, 1999). O estudo da relação entre tamanho e forma das árvores também é importante no entendimento da estrutura e dinâmica das florestas (KING, 1996; SPOSITO; SANTOS, 2001).

A classificação em grupos ecológicos é de grande importância para a verificação se a área restaurada terá suporte e diversidade de espécies tardias e clímax para o futuro avanço de estágio sucessional. Além da classificação em grupos ecológicos contribuir em estudos de autoecologia, sendo de suma importância no embasamento de ações de restauração florestal (KAGEYAMA; GANDARA, 2001).

A classificação em grupos ecológicos hoje segue duas principais metodologias: a de Budowski (1970), que classifica em quatro grupos (pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e clímax) e de Swaine; Whitmore (1988) que definem a classificação em dois grupos (espécies pioneiras e espécies não pioneiras ou clímaxes). Em áreas de recuperação de áreas degradadas o método de Budowski (1970) é o mais usual devido ser utilizado na classificação das espécies nos viveiros florestais, facilitando a comunicação entre viveiristas e projetistas.

- Pioneiras: Espécies com crescimento rápido, apresentam longevidade curta abaixo de 10 anos, intolerantes a sombra, disseminadas por pássaros, morcegos e vento, apresentam densidade da madeira leve e fuste com pequenos diâmetros, as sementes são pequenas e com grande tempo de viabilidade (BUDOWSKI, 1970).
- Secundárias iniciais: Espécies com crescimento rápido, apresentam longevidade curta abaixo de 10 a 25 anos, intolerantes a sombra, disseminadas por pássaros, morcegos e vento, apresentam densidade da madeira leve e fuste com pequenos diâmetros abaixo de 60 cm, as sementes são pequenas e com grande tempo de viabilidade (BUDOWSKI, 1970).
- Secundárias tardias: Espécies com crescimento rápido e lento, apresentam longevidade entre 40 e 100 anos, tolerantes a sombra no estágio juvenil e depois intolerantes, disseminadas principalmente pelo vento, apresentam densidade da madeira

mediamente pesadas e as vezes fustes com diâmetros elevados, as sementes são médias e tem viabilidade curta a média (BUDOWSKI, 1970).

- Climáx: Espécies com crescimento lento e muito lento, apresentam longevidade alta entre 100 e 1000 anos, tolerantes a sombra exceto no estágio adulto, disseminadas pela gravidade e fauna, apresentam densidade da madeira pesadas e fustes com elevados diâmetros, as sementes são grandes e tem viabilidade curta (BUDOWSKI, 1970).
- Espécies pioneiras: Espécies cujas sementes só germinam em clareiras, em dossel completamente aberto, recebendo radiação direta em pelo menos parte do dia (SWAINE; WHITMORE, 1988).
- Espécies não pioneiras ou climáceas: Espécies cujas sementes podem germinar sob sombra. As plântulas são encontradas sob o dossel, mas podem também ser encontradas em ambientes abertos (SWAINE; WHITMORE, 1988).

Alguns fatores, como grau de perturbação e degradação, características do solo (propriedades físicas e químicas), presença de erosão, presença de gramíneas exóticas agressivas, qualidade de sítio, estresse hídrico (GONÇALVES; PASSOS, 2000), luminosidade, qualidade e adaptação da muda em situações de estresse, além das manutenções pós-plantio afetam diretamente na taxa de mortalidade.

2.4.2 Regeneração natural

O conceito de regeneração natural não é consenso entre os autores, em que este apresenta uma amplitude de expressões e designações importantes de modo a promover o entendimento de todo o processo (NARVAES; BRENA; LONGHI, 2005). Rollet (1974) se refere à regeneração natural como os primeiros indivíduos a surgirem após um período de perturbação, seja essa natural (abertura de clareira) ou por ação antrópica (agricultura, pecuária). Esses indivíduos formam as fases juvenis das espécies ou fases iniciais de estabelecimento e crescimento das plantas.

A regeneração natural das espécies ocorre por meio da chuva de sementes (sementes dispersadas recentemente de matrizes próximas), pelo banco de sementes do solo (sementes dormentes no solo), pelo do banco de plântulas (plântulas estabelecidas e suprimidas no chão da floresta) e por meio da formação de bosque (emissão rápida de brotos e/ou raízes provenientes de indivíduos danificados) (GARWOOD, 1989).

Segundo Bellotto et al. (2009), no monitoramento e avaliação das áreas em recuperação, a regeneração natural é um indicador fundamental na avaliação de modelos de

PRADs implantados. Estas avaliações com base na regeneração natural geram informações sobre a autoecologia, estágio sucessional, restabelecimento da vegetação bem como dos processos ecológicos associados, que servem de base para ações de melhoria de PRADs entre outras informações importantes que norteiam as intervenções silviculturais previstas nos planos de manejo (HIGUCHI et al., 1985; MIRANDA NETO et al., 2012 b).

2.4.3 Banco de sementes do solo

O banco de sementes do solo é formado pelo depósito de sementes viáveis presentes no solo. Estas sementes pertencem a diversas espécies estando em estado de latência, armazenamento (HALL; SWAINE, 1980; KAGEYAMA; VIANA, 1991).

O banco de sementes do solo está diretamente relacionado ao histórico de uso da área, em que áreas que tiveram a vegetação suprimida e foram manejadas por longos períodos (agricultura ou pecuária) seguem uma tendência de apresentar baixa riqueza e diversidade de espécies (HOLL, 2013).

As áreas degradadas, perturbadas e ou manejadas tem a composição do seu banco de sementes do solo, também, afetada pelo tipo de matriz florestal, grau de conservação e presença de dispersores (principalmente dispersores zoocóricos) encontrados no entorno da área (BAIDER; TABARELLI; MANTOVANI, 2001).

O banco de sementes do solo tem uma função de extrema importância, uma vez que este pode ser responsável pela renovação da floresta, por meio do seu potencial de regeneração natural, sendo o responsável por formar uma floresta com espécies pertencentes aos estágios iniciais de sucessão (HOPFENSBERGER, 2007).

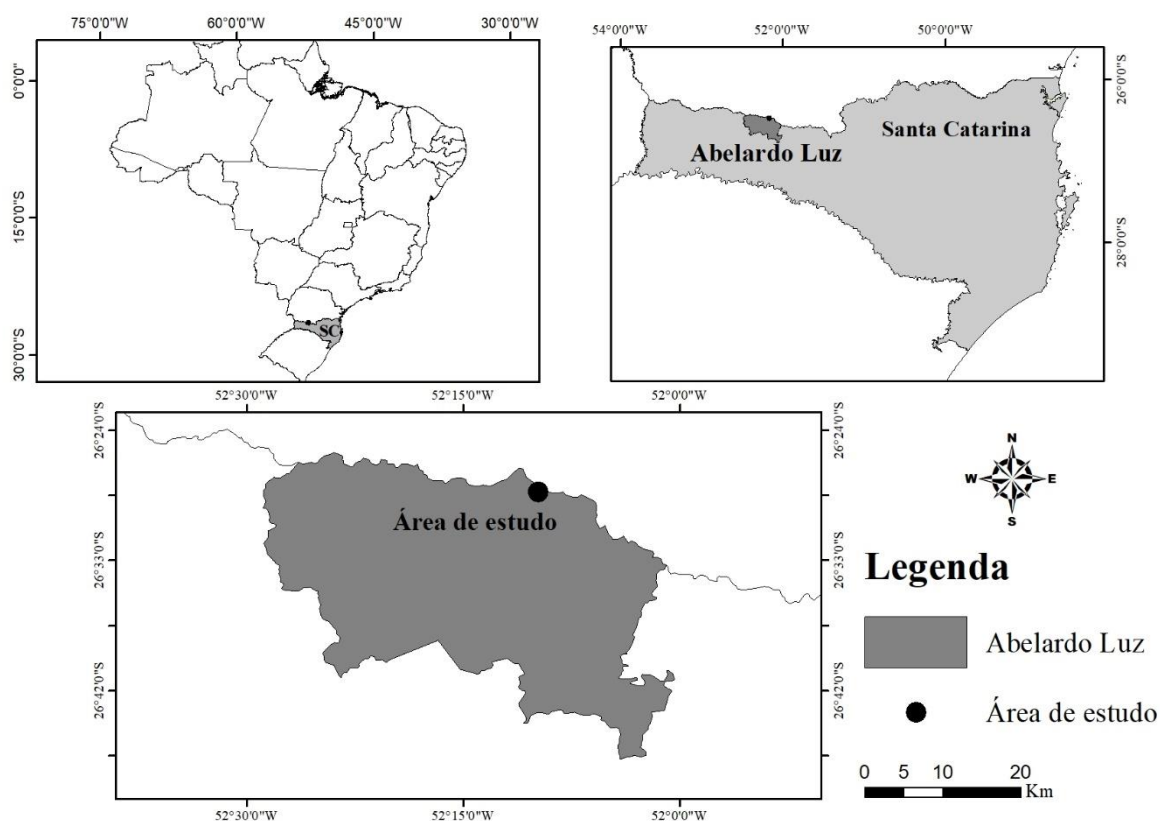
O banco de sementes do solo pode ser classificado em dois tipos fundamentais: persistente e transitório. O banco de sementes de sementes persistente é formado por espécies pioneiras, que mantém sementes viáveis em estado de dormência por longo período de tempo, já o banco de sementes transitório é formado principalmente por espécies não-pioneiras, cujas sementes, uma vez dispersadas, germinam ou perdem a viabilidade em pouco tempo (BRACCINI, 2011). Ambos os tipos de banco de sementes são de extrema importância para o processo de sucessão.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na Unidade de Conservação da Estação Ecológica (ESEC) Mata Preta Floresta, situada em sua totalidade no município de Abelardo Luz, noroeste catarinense (Figura 1), nas coordenadas $26^{\circ}28'S$ e $52^{\circ}09'W$, a uma altitude de 776 m (CLIMATE - DATA. ORG, 2017). Porém, devido à zona de amortecimento (500 m), esta abrange os municípios de Palmas- PR, Clevelândia – PR e Abelardo Luz – SC, (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA, INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE - ICMBio, ESTAÇÃO ECOLÓGICA MATA PRETA - ESEC MATA PRETA, 2016).

Figura 1 - Localização da área de compensação florestal em processo de recuperação em Abelardo Luz, SC.



Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

A área total da ESEC é de aproximadamente 6.563 hectares dividida em três fragmentos em diferentes estágios sucessionais, pertencentes a formação Floresta Ombrófila Mista (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2012). O

fragmento mais conservado e em estágio sucessional mais avançado, contempla espécies ameaçadas de extinção, como o pinheiro (*Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze), imbuia (*Ocotea porosa* (Nees & Mart.) Barroso) e xaxim (*Dicksonia sellowiana* Hook.). Já nas áreas mais recentes é abundante a presença de espécies pioneiras do gênero *Baccharis* spp., além das áreas sob intensa pressão de exploração florestal e ocupação agrícola (MMA, ICMBio, ESEC MATA PRETA, 2016).

O local do estudo encontra-se em áreas mais recentes da ESEC, pois até outubro de 2014, a área estava de posse de proprietário particular, com histórico de manejo e uso agrícola e pecuário. A área total a ser avaliada foi de 4,28 ha, sendo esta destinada à compensação e reposição florestal, referente à LT 525 kV Salto Santiago – Itá – Nova Santa Rita. A área de compensação, segundo exigências do órgão licenciador IBAMA, tem foco não apenas em revegetação ou aumento do número de árvores, e sim de recuperar as áreas com ganhos de estabilidade das comunidades e ecossistemas.

No período entre novembro de 2014 a janeiro de 2015 foram realizadas as primeiras atividades para a recuperação do local sob responsabilidade de empresa de consultoria. As atividades desenvolvidas foram utilização de cerca ao redor da área e limpeza da área, combate a formigas, preparo da área (subsolagem) e o efetivo plantio das mudas nativas. As mudas não receberam manutenção ou monitoramento na fase pós plantio ou fase inicial de desenvolvimento (primeiro ano das mudas).

O plantio das mudas foi realizado em linhas com espaçamento de 3 m x 2 m, sem combinação específica das espécies em relação aos grupos sucessionais. Não há informações de quais espécies foram utilizadas no plantio. No início de 2016, ou seja, um ano e dois meses após o plantio das mudas iniciou-se as avaliações e monitoramento da área.

O clima na região é classificado como Cfb (ALVARES et al., 2013), com chuvas bem distribuídas durante o ano e inverno rigoroso com geadas frequentes. A temperatura média anual é em torno de 17,3 °C e precipitação média anual de 2.216 mm/ano (CLIMATE - DATA. ORG, 2017).

O solo, conforme características da região, é classificado como Latossolo Bruno (POTTER et al., 2004). Em relação as características químicas do solo do local, foi realizada análise química com coleta aleatória por toda a área, em diferentes posições do relevo (topo e baixada) e profundidades (0 – 20 cm e 20 – 40 cm), com cinco repetições cada tratamento. O solo apresentou características químicas de fertilidade consideradas boas para o desenvolvimento de espécies florestais arbóreas, não sendo um fator limitante para o desenvolvimento das mudas (Tabela 1).

Tabela 1 - Valores de pH H₂O (pH em água), Arg (teor de argila), C.O (Carbono orgânico), M.O. (Matéria orgânica), Sat Bases (Saturação por bases), Sat Al (Saturação por alumínio), CTC pH 7 (Capacidade de troca de cátions), Ca (Cálcio), Mg (Magnésio), Al (Alumínio), P (Fósforo), K (Potássio), Cu (Cobre), Zn (Zinco), Mn (Manganês) e Fe (Ferro) para os tratamentos T1= Baixo 0-20cm, T2= Baixo 20-40 cm, T3= Topo 0-20 cm e T4= Topo 20-40 cm.

	pH H ₂ O	C.O	MO	Sat Bas	Sat Al	CTC pH 7	Ca	Mg	Al	P	K	Cu	Zn	Mn	Fe
	H ₂ O	%			cmol/dm ³					mg/dm ³					
T1	5,4	2,3	4,0	40,5	1,7	18,3	4,5	2,7	0,1	1,7	70	14,2	5,2	185	129
T2	5,0	2,0	3,5	17,9	10,0	21,1	2,2	1,5	0,4	1,7	33	15,8	6,0	105	123
T3	5,4	3,5	6,1	44,4	1,7	17,5	4,8	2,6	0,1	1,7	144	12,6	7,1	308	94,4
T4	5,1	2,2	3,8	22,1	9,1	17,6	2,3	1,4	0,4	1,7	73	17,0	6,4	237	106

Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

3.2 INDICADORES DE MONITORAMENTO AVALIADOS

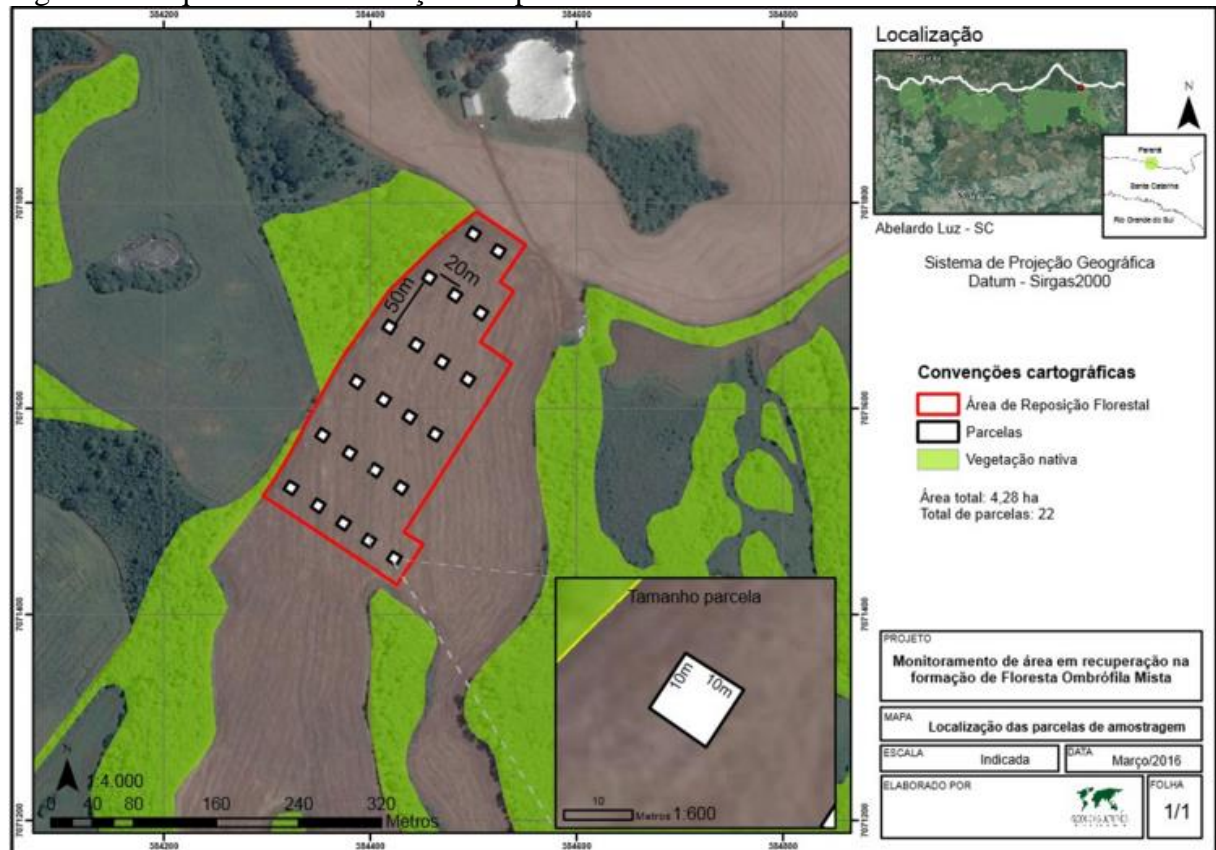
3.2.1 Avaliação do incremento diamétrico de espécies nativas plantadas

Foram alocadas 22 parcelas de área fixa distribuídas de forma sistemática espaçadas em 20 m x 50 m, sendo que cada parcela abrangia uma área amostral de 100 m² (10 x 10 m) (Figura 2). Estas parcelas foram divididas de forma aleatória (sorteio) em dois grupos: as parcelas de número ímpar tiveram suas mudas coroadas e as de número par não coroadas, caracterizando duas formas distintas de manejo, isto para verificação do desenvolvimento das mudas com e sem competição com daninhas e plantas invasoras.

Posteriormente, realizou-se caminhamento dentro das parcelas para a identificação visual das mudas encontradas e realização de marcação das mesmas com auxílio de estaca. A coleta das variáveis diâmetro do colo (DC) (Figura 3B) e altura (h) (Figura 3C) foi realizada bimestralmente. A primeira coleta foi realizada em abril de 2016 e última coleta em abril de 2017, totalizando sete avaliações no período de um ano. Para mensuração do DC utilizou-se paquímetro digital e para mensuração da altura fita métrica.

De modo a facilitar a medida do diâmetro do colo (DC) e diminuir variações por equívoco foi realizada uma marcação no colo da muda (Figura 3A), para que a medida fosse coletada sempre no mesmo local. As mudas inventariadas nas parcelas de número ímpar, receberam a atividade de coroamento em todas as coletas, ou seja, bimestralmente (Figura 3D).

Figura 2 - Esquema da distribuição das parcelas em área de estudo avaliada.



Fonte: Geoconsultores, 2016.

O reconhecimento taxonômico das espécies das mudas, sempre que possível, foi realizada *in loco*. Nos casos em que não foi possível a identificação em campo, foram coletados materiais para identificação baseada em comparações com literatura especializada. As espécies foram classificadas de acordo com o sistema APG IV (ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP, 2016).

A classificação da síndrome de dispersão de propágulos de cada espécie florestal nativa foi segundo a metodologia de Van der Pijl (1982), na qual: i) espécies de frutos carnosos e com outros elementos que evidenciam a dispersão por animais foram consideradas como de dispersão zoocórica; ii) frutos ou sementes com alas e mecanismos para flutuação foram definidas como anemocóricas; iii) frutos tipo cápsula deiscente que, ao se abrirem, liberam as sementes por um rápido movimento foram consideradas de dispersão autocórica. A classificação do grupo ecológico foi realizada com base em nos critérios propostos por Budowski (1970).

Figura 3 - Representação das atividades realizadas e coleta de variáveis. A – Vista da realização da marcação do colo da muda. B – Coleta do diâmetro do colo (DC). C – Coleta da variável altura. D – Coroamento de muda.



Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

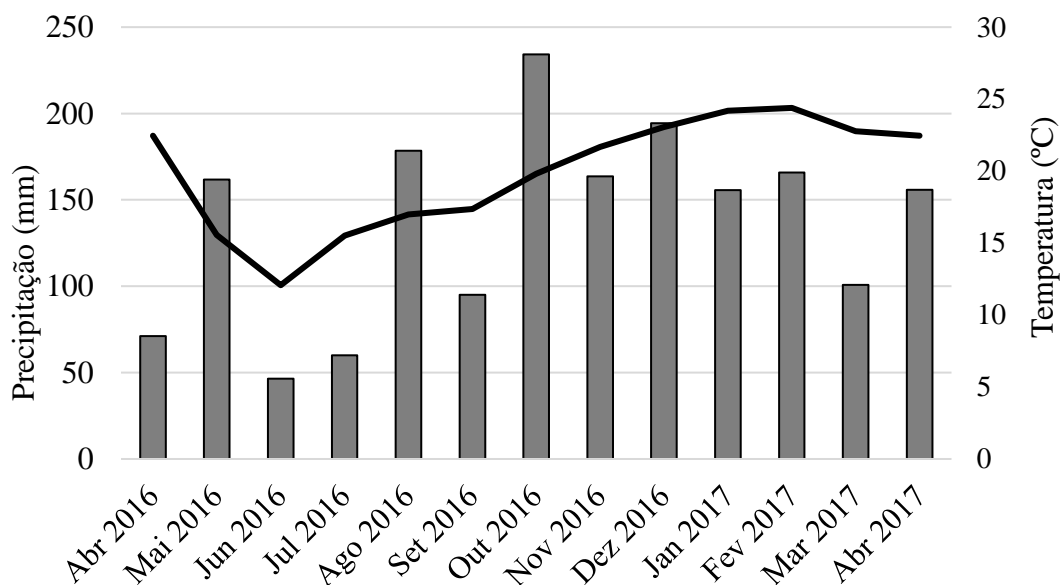
Para visualizar as possíveis diferenças no crescimento diamétrico entre as espécies e entre as duas formas de manejo utilizadas, foi gerado gráfico Boxplot para as espécies que obtiveram número de indivíduos maior ou igual a dois para as duas formas de manejo. O Boxplot é um gráfico utilizado para comparação visual, em que se compara a variabilidade entre as “caixas” dispostas uma do lado da outra. É construído com base no resumo de cinco números: valor mínimo e máximo, primeiro e terceiro quartil e mediana. As análises foram realizadas utilizando-se planilha eletrônica do Excel.

Com a finalidade de verificar as diferenças no crescimento entre as espécies com representatividade maior e igual a dois, foi realizado teste de normalidade de Shapiro-Wilk e

teste de homogeneidade da variância de Bartlett. Quando “F” foi significativo na ANOVA, as médias de incremento corrente anual foram comparadas por meio do teste de Scott-Knott ao nível de 5% de probabilidade de erro ($p < 0,05$). A precisão do experimento foi medida por meio da acurácia seletiva (AS%), calculada por $\sqrt{1 - (\frac{1}{F_{cal}})}$, valor este que varia de 0 a 1, sendo mais próximo de 1 mais confiável. A análise estatística dos dados foi realizada por meio do aplicativo SISVAR (FERREIRA, 2011).

Os dados meteorológicos (Figura 4) foram obtidos junto à EPAGRI Ciram (Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina – Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina), tendo como referência informações diárias de estação meteorológica da cidade de Chapecó - SC, que está distante aproximadamente 83 km da área estudada, sendo o local com estação meteorológica mais próximo. A área avaliada apresenta chuvas bem distribuídas durante todo o ano e inverno rigoroso com presença de geadas e temperatura negativas.

Figura 4 - Dados meteorológicos de Precipitação acumulada (barras) e Temperatura média mensal (linhas) fornecidos pela estação meteorológica de Chapecó – SC, referentes ao mesmo período de avaliação das mudas plantadas.



Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

Com o objetivo de identificar correlações entre as variáveis climáticas e o incremento diamétrico das espécies, foi realizada correlação de Pearson a 5% de probabilidade de erro, entre incremento médio bimestral e precipitação acumulada e incremento médio bimestral e temperatura média.

Para verificar possíveis agrupamentos das espécies pelo ICA (Incremento Acumulado Anual), foi utilizada representação com dendrograma, utilizando-se distância Mahalanobis e o algoritmo de Ward como método de ligação. As análises foram realizadas utilizando-se planilha eletrônica e a linguagem de programação R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2017), com o pacote vegan (OKSANEN et al., 2016).

Para testar a significância dos agrupamentos foi realizada uma Análise Discriminante, pelo método Discriminante Linear de Fisher, utilizando o software © Copyright IBM Corporation, versão 20 (IBM SPSS, 2011).

3.2.2 Avaliação da estrutura, estratégias de dispersão e similaridade florística e estrutural da regeneração natural

Para avaliação da regeneração natural foram realizados dois levantamentos: o primeiro em abril de 2016 e o segundo em abril de 2017, com o objetivo de verificar possíveis ganhos sucessionais, mesmo que em um pequeno período de tempo. Para os levantamentos foram utilizadas as mesmas parcelas permanentes (22 parcelas) delimitadas na avaliação das mudas, com área fixa distribuídas de forma sistemática, em que cada parcela abrange uma área amostral de 100 m² (Figura 5A).

Figura 5 - A – Instalação da parcela de 100 m² (10 x 10 m). B – Coleta da variável CAP (circunferência altura do peito).



Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

Nas parcelas de 100 m² (10 x 10 m), foram identificados todos dos indivíduos arbóreos e arbustivos adultos, considerados aqueles com DAP – diâmetro medido a 1,30 m do solo – igual ou maior a 5 cm (Figura 5B), e para o levantamento dos indivíduos arbóreos e arbustivos jovens, considerados aqueles com mais de 1,5 m de altura e com menos de 5 cm de

DAP, foi realizada uma subdivisão da parcela de 100 m² em quatro unidades de 25 m² (5 x 5 m) e, de forma aleatória (sorteio), foi selecionado um dos quatro pontos para o levantamento de todos os indivíduos arbóreos e arbustivos jovens.

A classificação taxonômica das espécies regenerantes foi de acordo com o sistema APG IV (ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP, 2016), Barroso; Bueno (2002); e Flora do Brasil (2017). Os materiais botânicos testemunhos foram herborizados, catalogados e incorporados ao Herbário Lages da Universidade do Estado de Santa Catarina (LUSC). A classificação da síndrome de dispersão de propágulos de cada espécie florestal nativa foi segundo a metodologia de Van der Pijl (1982) e classificação do grupo ecológico foi realizada com base em Budowski (1970).

Para verificar a existência de associação significativa entre os padrões de síndrome de dispersão, foram realizados testes de qui-quadrado (X^2) a $p < 0,05$, aplicados em tabelas de contingência. Mudanças nas participações relativas as síndromes ao longo do tempo foram verificadas por meio de teste de proporção.

A diversidade do componente regenerativo foi avaliada pelo índice de Shannon (H') e a dominância, pela equabilidade de Pielou (J) (SOUZA et al., 2002). Os valores de H' entre as avaliações com diferentes períodos de tempo, foram comparadas aos pares por meio do teste t de Hutcheson ao nível de 5% de probabilidade de erro, com t tabelado de 1,64 (ZAR, 1996). A riqueza entre as avaliações foi comparada por meio do método de rarefação com número de indivíduos fixo. Essa curva foi construída por meio do método de aleatorização, com mil permutações.

Para verificar se existe diferença florística-estrutural entre as avaliações (2016 e 2017), foi realizado análise de similaridade florística-estrutural pelo método de Bray-Curtis com ordenação das parcelas por meio da ordenação multivariada do tipo Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS).

Todas as análises dos dados foram realizadas utilizando-se planilha eletrônica e a linguagem de programação R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2016) com o uso da biblioteca Vegan (OKSANEN et al., 2016). Apenas a distribuição de frequência diamétrica foi realizada pelo método empírico com oito classes com uso apenas de planilha eletrônica. O método empírico consiste na determinação do número de classes pelo avaliador.

3.2.3 Caracterização do banco de sementes do solo

Para a caracterização da densidade e composição do banco de sementes do solo foram coletadas aleatoriamente 20 amostras de solo entre as parcelas permanentes. As amostras do solo para a avaliação do banco de sementes do solo foram coletadas no mês de dezembro de 2016.

Essas amostras foram divididas em quatro tratamentos (Figura 6) (T1 = ponto mais alto da área com a serapilheira superficial; T2 = ponto mais alto da área sem a serapilheira superficial; T3 = ponto mais baixo da área com a serapilheira superficial; T4 = ponto mais baixo da área sem a serapilheira superficial), com cinco repetições cada, com um gradiente altitudinal de sete metros entre T1 - T2 e T3 - T4.

Figura 6 - Disposição das bandejas do banco de sementes do solo no viveiro.



Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

Para a coleta das amostras dos tratamentos T2 e T4 (sem serapilheira), retirou-se toda a serapilheira superficial não decomposta antes da coleta do solo. Já para os tratamentos T1 e T3 (com presença de serapilheira superficial) retirou-se apenas o material que estava verde/vivo antes da coleta. Cada repetição foi composta por uma amostra de solo superficial na profundidade de 0 a 5 cm por 0,5 m × 0,5 m de extensão, totalizando um volume de 0,0125 m³ por amostra.

Posteriormente à coleta, as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos devidamente identificados e levadas para casa de vegetação. Na casa de vegetação, as amostras foram dispostas dentro de bandejas plásticas identificadas com perfurações para drenagem. Junto as amostras de solo dos tratamentos, foram dispostas duas bandejas com material estéril, areia, como amostras controle, com o objetivo de avaliar a possibilidade de fontes de contaminação nas amostras de solo postar para germinar. Estas foram postas para germinar em dezembro de 2016, com irrigação diária. Entre as amostras do banco de sementes do solo foram colocadas duas bandejas com areia esterilizada, como amostras controle, no intuito de identificar possíveis contaminações com sementes externas.

A avaliação foi realizada mensalmente durante um período de seis meses (janeiro a junho de 2017), em que foram realizadas a contagem e identificação taxonômica segundo APG IV (ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP, 2016) e Flora do Brasil (2017). As plântulas testemunhas à identificação foram herborizadas, catalogadas e incorporadas ao Herbário Lages da Universidade do Estado de Santa Catarina (LUSC).

As plântulas foram classificadas quanto à forma de vida segundo Font-Quer (1989) em: árvore – vegetal lenhoso com altura ≥ 5 m com fuste principal definido; arbusto – vegetal lenhoso com menos de 5 m de altura ramificado desde a base, erva – vegetal não-lignificado (incluindo indivíduos gramiformes); liana – vegetal com hábito sarmentoso e quando ao grupo ecológico seguindo os critérios propostos por Budowski (1970).

No quarto mês, em função do decréscimo do número de sementes germinadas, foi realizado revolvimento do material coletado para que as sementes fossem expostas a luz e pudessem germinar.

Para verificar diferença no número de plântulas que germinaram do banco de sementes, foi realizado teste de normalidade de Kolmogorov-Smirnov e teste de homogeneidade da variância de Bartlett. Quando “F” foi significativo na ANOVA as médias de incremento corrente anual foram comparadas por meio do teste de Duncan ao nível de 5% de probabilidade de erro ($p < 0,05$). A análise estatística dos dados foi realizada por meio do *software* Assistat versão 7.7 (SILVA; AZEVEDO, 2016).

Foi calculado o índice de diversidade de Shannon (H') e a dominância, pela equabilidade de Pielou (J) para os quatro tratamentos (SOUZA et al., 2002). Os valores de H' entre os tratamentos, foram comparadas aos pares por meio do teste t de Hutcheson ao nível de 5% de probabilidade de erro ($p < 0,05$), com t tabelado de 1,64 (ZAR, 1996).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 AVALIAÇÃO DO CRESCIMENTO DE ESPÉCIES NATIVAS PLANTADAS EM ÁREA DE COMPENSAÇÃO FLORESTAL NO SUL DO BRASIL

Foram registrados, na área avaliada, 105 indivíduos, distribuídos em 11 famílias, 18 gêneros e 21 espécies (Tabela 2). A família de maior riqueza foi Myrtaceae com sete espécies, seguida de Bignoniaceae (três espécies). Os gêneros de maior riqueza foram *Handroanthus* (duas) e *Psidium* (duas). Destaca-se o elevado número de indivíduos de *Eugenia uniflora* L. (14 indivíduos), *Myrcianthes pungens* (O.Berg) D. Legrand (12 indivíduos) e *Handroanthus chrysotrichus* (Mart. ex A.DC.) Mattos (12 indivíduos).

Se tratando do grupo ecológico dos indivíduos inventariados, estes estão distribuídos em quatro classes (Tabela 2), com destaque ao grupo das secundárias tardias (59%) com mais de 50% dos indivíduos, seguido pelo grupo das secundárias iniciais (25%), pioneiras (15%) e climácicas (1%), sendo que aproximadamente 60% dos indivíduos pertencem ao grupo das não-pioneiras e 40% ao grupo das pioneiras.

Segundo Nappo; Gomes; Chaves (1999); Ferreira; Dias (2004) e Isernhagen et al. (2009), os modelos de recuperação e restauração florestal, quando ressaltaram a indução da dinâmica de sucessão secundária, mediante intervenções de plantio como elevada riqueza de espécies e proporção e combinação de diferentes grupos ecológicos, tem apresentado resultados muito favoráveis, pois, a área apresenta um maior suporte para a restauração da função ecológica e a sucessão florestal.

Em se tratando da síndrome de dispersão, a maioria dos indivíduos foram classificados em zoocórica (68,6%), seguida da síndrome anemocórica (30,4%) e autocórica (1%). Áreas com plantio de mudas que prevalecem as espécies com dispersão zoocórica ou com a presença de fontes de alimentação de modo que atraia a fauna são importantes, pois aceleram o processo de regeneração, além de ser uma alternativa de baixo custo (REIS; ZAMBONIN; NAKAZONO, 1999).

A síndrome de dispersão zoocórica gera interações planta-fauna que são vitais para a regeneração natural de plantas e a formação de banco de sementes do solo (JORDANO et al., 2011), esta interação gera o aumento da diversidade (BOLMGREN; ERIKSSON, 2010) o que propicia o avanço sucessional do fragmento, permitindo a recuperação da capacidade de resiliência e a autossustentabilidade do local.

Tabela 2 - Representação do número de indivíduos plantados por espécie e classificação quando ao grupo ecológico e síndrome de dispersão.

Família	Nome Científico	C	NC	GE	SD
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	2	3	ST	Zoo
	<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	7	5	ST	Ane
Bignoniaceae	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	2	3	ST	Ane
	<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	1	1	ST	Ane
Boraginaceae	<i>Cordia americana</i> (L.) Gottshling & J.S.Mill.	1	4	PI	Ane
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	1		SI	Zoo
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong		1	PI	Auto
Fabaceae	<i>Inga vera</i> Willd.	1	2	SI	Zoo
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	1	7	PI	Ane
Lamiaceae	<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	2	3	SI	Zoo
Loganiaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i> Mart.	2	2	SI	Zoo
	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg		1	C	Zoo
	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	1	4	ST	Zoo
	<i>Eugenia involucrata</i> DC.	3	4	ST	Zoo
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	8	6	ST	Zoo
	<i>Myrcianthes pungens</i> (O.Berg) D. Legrand	4	8	ST	Zoo
	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine		3	SI	Zoo
	<i>Psidium guajava</i> L.	1		EX	Zoo
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.		1	PI	Zoo
	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl	2	3	SI	Zoo
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	3	2	SI	Zoo
Total		42	63		

Legenda: C = Número de indivíduos coroados, NC = Número de indivíduos não coroados, GE = Grupo ecológico, PI = Pioneira, SI = Secundária inicial, ST = Secundária tardia, C = Clímax; SD = Síndrome de dispersão, Zoo = Zoocórica, Ane = Anemocórica, Auto = Autocórica.

Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

Em relação ao crescimento em diâmetro do colo (DC) das mudas, estas apresentaram grande variação entre as espécies avaliadas e a condição em que se encontravam – com e sem coroamento (Apêndice A e Apêndice B). Esta variação se deve a adaptação, à fisiologia, à fitossanidade e ao grupo ecológico de cada espécie.

Um fato que deve ser levado em consideração em relação ao crescimento das mudas para a sua avaliação, é o número de indivíduos observados ou a representatividade de cada espécie o qual influencia o desvio padrão. Por se tratar de um plantio de mudas aleatório, em que, não se teve o planejamento de um experimento, é esperado que o número de indivíduos inventariado de cada espécie plantada varie bastante, refletindo num alto desvio padrão do ICA (incremento acumulado médio anual em DC) entre as espécies analisadas (Tabela 3), impossibilitando a análise estatística de algumas espécies com baixa representatividade.

Tabela 3 - Avaliação do incremento acumulado médio anual em DC das espécies plantadas, desvio padrão e o número de indivíduos avaliados para cada espécie plantada.

Espécies	Nº Indivíduos	Média ICA (mm)	Desvio Padrão ICA
<i>Allophylus edulis</i>	5	2,66	2,82
<i>Araucaria angustifolia</i>	5	2,31	1,14
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	1	0,05	-
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	5	2,85	1,38
<i>Cordia americana</i>	5	1,81	1,37
<i>Cupania vernalis</i>	5	1,52	0,82
<i>Erythroxylum deciduum</i>	1	4,47	-
<i>Eugenia involucrata</i>	7	1,39	1,10
<i>Eugenia uniflora</i>	14	1,89	0,92
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	12	5,20	2,91
<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	5	3,35	2,78
<i>Inga vera</i>	3	7,38	4,25
<i>Jacaranda puberula</i>	2	3,33	2,82
<i>Myrcianthes pungens</i>	12	1,51	1,61
<i>Parapiptadenia rigida</i>	8	1,78	1,87
<i>Psidium cattleianum</i>	3	1,61	0,85
<i>Psidium guajava</i>	1	4,87	-
<i>Sapium glandulosum</i>	1	3,32	-
<i>Strychnos brasiliensis</i>	4	1,05	0,44
<i>Vitex megapotamica</i>	5	2,62	2,66
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	1	1,32	-

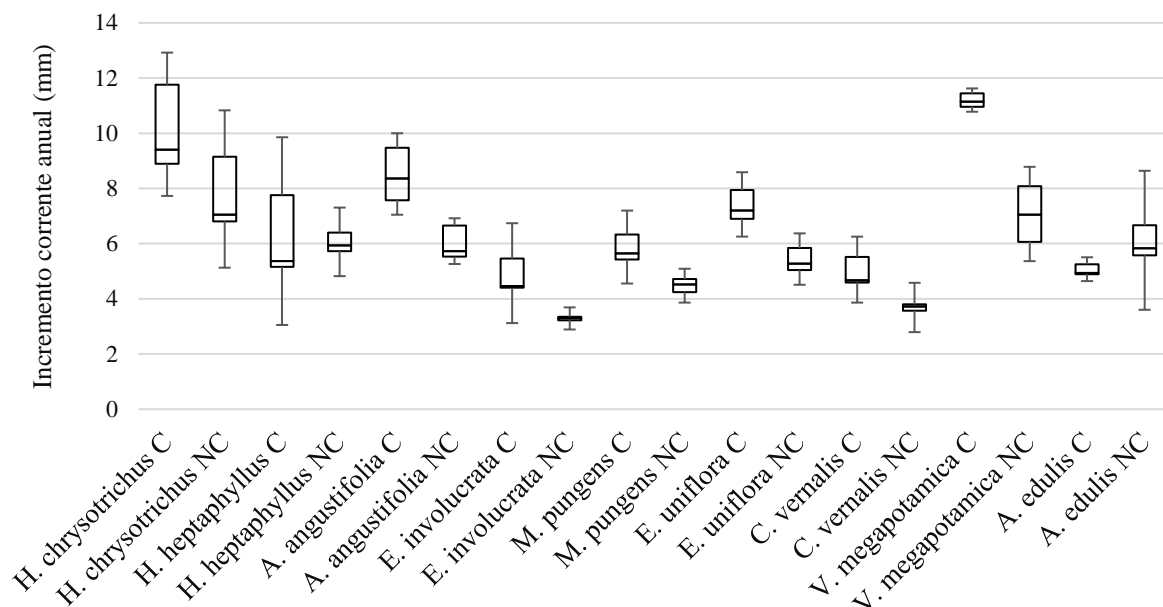
Legenda: Nº de indivíduos = Número de indivíduos observados para cada espécie avaliada; ICA = Incremento Acumulado Anual em mm.

Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

Bolfarine; Bussab (2005) complementam que quando uma amostra é representativa, as conclusões obtidas podem ser aplicadas a toda população, sendo possível calcular as incertezas. Já se a amostra não for representativa, como no caso das espécies *Jacaranda puberula* e *Blepharocalyx salicifolius*, as conclusões devem limitar-se à própria amostra, ou seja, apenas para este caso/local/situação.

Os valores de incremento acumulado anual (ICA) das espécies que apresentaram número de indivíduos com representatividade, na forma de gráfico boxplot, sendo possível visualizar a variação no crescimento das mudas, sendo que o valor mínimo representa os valores referentes à primeira coleta de DC (diâmetro do colo) e o máximo à coleta após um ano de avaliação, com destaque das espécies *Handroanthus chrysotrichus* e *Handroanthus heptaphyllus*, com as maiores amplitudes entre mínimo e máximo, representando um maior incremento (Figura 7).

Figura 7 - Gráfico Boxplot para as espécies de mudas plantadas com número de indivíduos representativo, avaliados por categoria (Coroadas e Não coroadas), em ordem decrescente do incremento corrente anual (ICA) em DC das espécies coroadas.



Legenda: C = Espécie coroadas, NC = Espécie não coroadas.

Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

Os dados de incremento corrente anual em DC apresentaram normalidade pelo teste de Shapiro-Wilk e homogeneidade pelo teste de Bartlett. A precisão do experimento foi considerada alta ou confiável, sendo que a acurácia seletiva (AS) foi de 0,78. Com o teste de Scott-Knott (Tabela 4) foi possível verificar que as espécies *H. chrysotrichus* na condição coroadas e não coroadas, *H. heptaphyllus* coroadas, *A. edulis* não coroadas e *V. megapotamica* não coroadas, apresentaram as maiores médias de incremento, não diferindo significativamente entre si pelo teste Scott-Knott ao nível de 5% de probabilidade de erro, e diferindo significativamente dos demais tratamentos.

As espécies que receberam coroamento apresentam os maiores valores de incremento diamétrico na maioria das espécies avaliadas. O mesmo foi encontrado por Maciel et al. (2011) em estudo com as espécies *Schinus terebinthifolia* Raddi e *Inga laurina* (Sw.) Willd., em que as mudas que receberam o manejo das plantas daninhas apresentam melhor desenvolvimento inicial.

Fragoso et al. (2016), em um projeto de restauração florestal localizado na Floresta Estacional Semidecidual, encontraram baixos valores de crescimento diamétrico para as espécies arbóreas, como *Schinus terebinthifolia*, *Campomanesia xanthocarpa* (Mart.) O. Berg. e *Eugenia uniflora* L., qual pode ser decorrente da elevada quantidade de plantas

daninhas presentes nas parcelas avaliadas. Esses autores acreditam que a adubação química realizada na área para a semeadura das espécies de cobertura, favoreceu o crescimento de plantas daninhas, gerando maior competição pelos recursos e diminuindo o crescimento das espécies arbóreas.

Tabela 4 - Representação do resultado do teste de médias (Scott-Knott) para a variável de incremento corrente anual em DC, para as espécies plantadas com representatividade nas duas categorias (coroadas e não coroadas).

Espécie	Abr 2016	Jun 2016	Ago 2016	Out 2016	Dez 2016	Fev 2017	Abr 2017	ICA em DC(mm)
<i>H. heptaphyllus</i> Coroadado	0	0,83	0,15	0,14	1,15	2,49	0,86	5,60 a*
<i>H. heptaphyllus</i> Não Coroadado	0	0,18	0,18	0,11	0,12	0,69	0,56	1,84 b
<i>H. chrysotrichus</i> Coroadado	0	1,07	0,58	0,23	1,88	0,94	0,70	5,38 a
<i>H. chrysotrichus</i> Não Coroadado	0	0,78	0,30	0,09	1,07	2,05	0,66	4,95 a
<i>A. edulis</i> Coroadado	0	0,13	0,01	0,04	0,10	0,44	0,03	0,75 b
<i>A. edulis</i> Não Coroadado	0	0,69	0,35	0,07	0,41	0,85	1,55	3,93 a
<i>V. megapota mica</i> Coroadado	0	0,60	0,25	0,05	0,20	0,22	0,08	1,38 b
<i>V. megapota mica</i> Não Coroadado	0	0,03	1,39	0,29	0,84	0,39	0,51	3,44 a
<i>A. angustifolia</i> Coroadado	0	0,10	0,30	0,64	0,63	0,95	0,05	2,67 b
<i>A. angustifolia</i> Não Coroadado	0	0,64	0,06	0,18	0,80	0,25	0,14	2,06 b
<i>E. involucrata</i> Coroadado	0	0,04	0,05	0,03	0,49	1,03	0,77	2,40 b
<i>E. involucrata</i> Não Coroadado	0	0,09	0,13	0,01	0,01	0,08	0,30	0,62 b
<i>M. pungens</i> Coroadado	0	0,21	0,26	0,09	0,49	0,41	0,66	2,11 b
<i>M. pungens</i> Não Coroadado	0	0,17	0,38	0,09	0,09	0,19	0,28	1,20 b
<i>E. uniflora</i> Coroadado	0	0,23	0,37	0,12	0,60	0,29	0,50	2,10 b
<i>E. uniflora</i> Não Coroadado	0	0,16	0,24	0,12	0,43	0,26	0,40	1,61 b
<i>C. vernalis</i> Coroadado	0	0,11	0,06	0,04	0,75	0,22	0,62	1,78 b
<i>C. vernalis</i> Não Coroadado	0	0,05	0,08	0,12	0,04	0,07	0,75	1,09 b

Legenda: ICA em DC = Incremento Corrente Anual em diâmetro do colo.

*Letras diferentes representam diferença significativa a um nível de 0,05 de probabilidade segundo o teste de Scott e Knott ($p < 0,05$).

Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

As plantas daninhas em geral apresentam a capacidade de atuar nas áreas de duas formas distintas: de forma positiva, proporcionando incremento na diversidade biótica do solo, aumentam o equilíbrio ecológico local além aumentar a proteção do solo contra o processo erosivo (MARCHI, 1989); de forma negativa afetando principalmente a competição por água, luz, nutrientes e a interferência de natureza alelopática (MACIEL et al., 2011), afetando assim diretamente o crescimento e desenvolvimento das mudas plantadas principalmente na fase inicial de desenvolvimento. Sendo assim fica evidente a importância da manutenção e do monitoramento em áreas iniciais de restauração, época de maior

incidência de plantas invasoras e competidoras, devido à área apresentar a maior abertura de dossel facilitando a entrada de luz e a germinação de plantas daninhas.

O crescimento em diâmetro das espécies ocorre de forma sazonal, tendo valores mais expressivos no verão até o início do outono, com picos em meses diversos e valores menos expressivos ou quase nulos nas épocas mais frias, principalmente em regiões de clima temperado (KANIESKI et al., 2012). O que fica evidente quando se observa os valores de incremento bimestral (Tabela 4) e de correlação com variáveis meteorológicas (Tabela 5).

Um padrão similar ao obtido, foi encontrado por Kanieski et al. (2017), em avaliação no incremento diamétrico de espécies florestais no município de Araucária – PR e por Figueiredo-Filho et al. (2008), ao avaliarem o incremento diamétrico de sete espécies de uma área de Floresta Ombrófila Mista no sul do Paraná, em que os maiores valores de incremento foram observados no verão e menores no inverno.

Fragoso et al. (2016) também comprovaram em seu estudo, no qual avaliaram 12 espécies de diferentes grupos sucessionais, em que observaram os maiores valores de incremento na época de verão e menores valores de incremento no inverno.

Na Tabela 5 podem ser observadas as correlações entre o crescimento das espécies e as variáveis meteorológicas de precipitação acumulada e temperatura média. Com base na Correlação de Pearson, obtiveram-se correlações positivas e negativas, tanto para a variável de precipitação como para temperatura. Destaca-se que todos os valores foram significativos a 5% de probabilidade de erro.

As espécies *Allophylus edulis* (não coroada) e *Myrcianthes pungens* (coroada) apresentaram as maiores correlações, de 90,8% e 88,5%, respectivamente, com a variável precipitação, e as espécies *Eugenia involucrata* (coroada) e *Myrcianthes pungens* (coroada) com correlações de 89,6% e 70,4%, respectivamente, com a variável temperatura média.

Algumas espécies apresentarem correlação baixa, mesmo, que significativa, com as variáveis de temperatura e precipitação, o que mostra que essas espécies são mais sensíveis a outras variáveis, que não estão sendo avaliadas neste estudo, como exemplo o comportamento fenológico (*e.x.*: época de floração, frutificação) e as variáveis bioclimáticas (derivadas de valores mensais de temperatura e precipitação).

O fato da espécie *Araucaria angustifolia* ter apresentado valor de correlação negativo com os indivíduos que receberam coroamento (-0,284) ou muito baixo com os indivíduos que não receberam coroamento (0,064) com a variável de precipitação, está relacionado à ecologia da espécie, em que esta não se adapta bem a áreas brejosas ou com saturação de umidade no solo, respondendo de forma negativa ao excesso de água. Segundo Bolfonti; Galvão; Durlo

(1980) em estudo do crescimento da araucária sob influência da altura do lençol freático, constataram que a espécie responde de forma negativa quando o lençol freático encontra-se a menos de 90 cm de profundidade, em que a saturação do solo tornam-se restritiva ao crescimento do pinheiro.

Tabela 5 - Correlação entre o incremento médio bimestral das espécies plantadas e as variáveis meteorológicas precipitação acumulada (mm) e temperatura média (°C), para as espécies com representatividade nas duas categorias (coroadas e não coroadas).

Espécies	Variáveis Meteorológicas	
	Precipitação	Temperatura
<i>Allophylus edulis</i> C	0,286*	0,468*
<i>Allophylus edulis</i> NC	0,908*	0,408*
<i>Araucaria angustifolia</i> C	-0,284*	0,551*
<i>Araucaria angustifolia</i> NC	0,064*	-0,062*
<i>Cupania vernalis</i> C	0,604*	0,632*
<i>Cupania vernalis</i> NC	0,584*	0,346*
<i>Eugenia involucrata</i> C	0,730*	0,896*
<i>Eugenia involucrata</i> NC	0,709*	0,123*
<i>Eugenia uniflora</i> C	0,636*	0,477*
<i>Eugenia uniflora</i> NC	0,704*	0,645*
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> C	0,385*	0,263*
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> NC	0,546*	0,611*
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> C	0,554*	0,659*
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> NC	0,711*	0,661*
<i>Myrcianthes pungens</i> C	0,885*	0,704*
<i>Myrcianthes pungens</i> NC	0,386*	-0,162*
<i>Vitex megapotamica</i> C	0,083*	-0,655*
<i>Vitex megapotamica</i> NC	0,021*	0,035*

Legenda: C = espécie com coroamento, NC = Espécie sem coroamento; *Correlação de Pearson significativa a um nível de 5% de probabilidade de erro ($p < 0,05$);

Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

O mesmo foi constatado por Angeli; Stape (2003), que indicam a espécie, com potencial para ser utilizada em áreas de recuperação e recomposição de mata ciliar, desde que o local não sofra inundações. Diversos outros autores afirmam que a araucária necessita de solos bem drenados para apresentar um bom crescimento (HOOGH, 1981; CASSOL, 1982; CARVALHO, 1994; SILVA et al., 2001).

A espécie *Araucaria angustifolia* é característica de área de Floresta Ombrófila Mista (FOM), com maior densidade de indivíduos na formação montana, situada a uma altitude de

400 a 1000 m, e com menor densidade em áreas aluviais (RONDON NETO et al., 2002; KOZERA; DITTRICH; SILVA, 2006; IBGE, 2012).

Já Zanon; Finger (2010), em estudo da relação de variáveis meteorológicas com o crescimento da *Araucaria angustifolia*, verificaram que o aumento da temperatura e da precipitação correspondia ao maior crescimento, porém a precipitação acompanhada de temperaturas baixas reduzia ou cessava o crescimento. Mattos et al. (2007), encontraram em sua pesquisa que o crescimento desta espécie é pouco influenciado pelas condições climáticas, havendo uma redução do crescimento após um ano em que houve baixa precipitação.

Estes dois fatores meteorológicos são determinantes para o desenvolvimento das mudas, independente de sofrerem ou não coroamento, causando impactos no incremento diamétrico das mesmas. A precipitação é um dos fatores mais limitantes ao desenvolvimento de espécies florestais, pois a água controla a abertura e o fechamento estomático, absorção de nutrientes do solo, além de ser o meio por onde ocorrem as reações químicas e bioquímicas da fotossíntese (LANDSBERG, 2003).

A temperatura por sua vez, tem impacto considerável no crescimento das plantas por ser um fator definitivo da taxa de processos metabólicos, influenciando diretamente na fotossíntese e na respiração celular, a qual vai afetar o balanço hídrico, sistemas enzimáticos, estresse por déficit hídrico e perda de turgescência das folhas, bem como temperaturas extremas causam danos diretos sobre as folhas (LANDSBERG; SANDS, 2011).

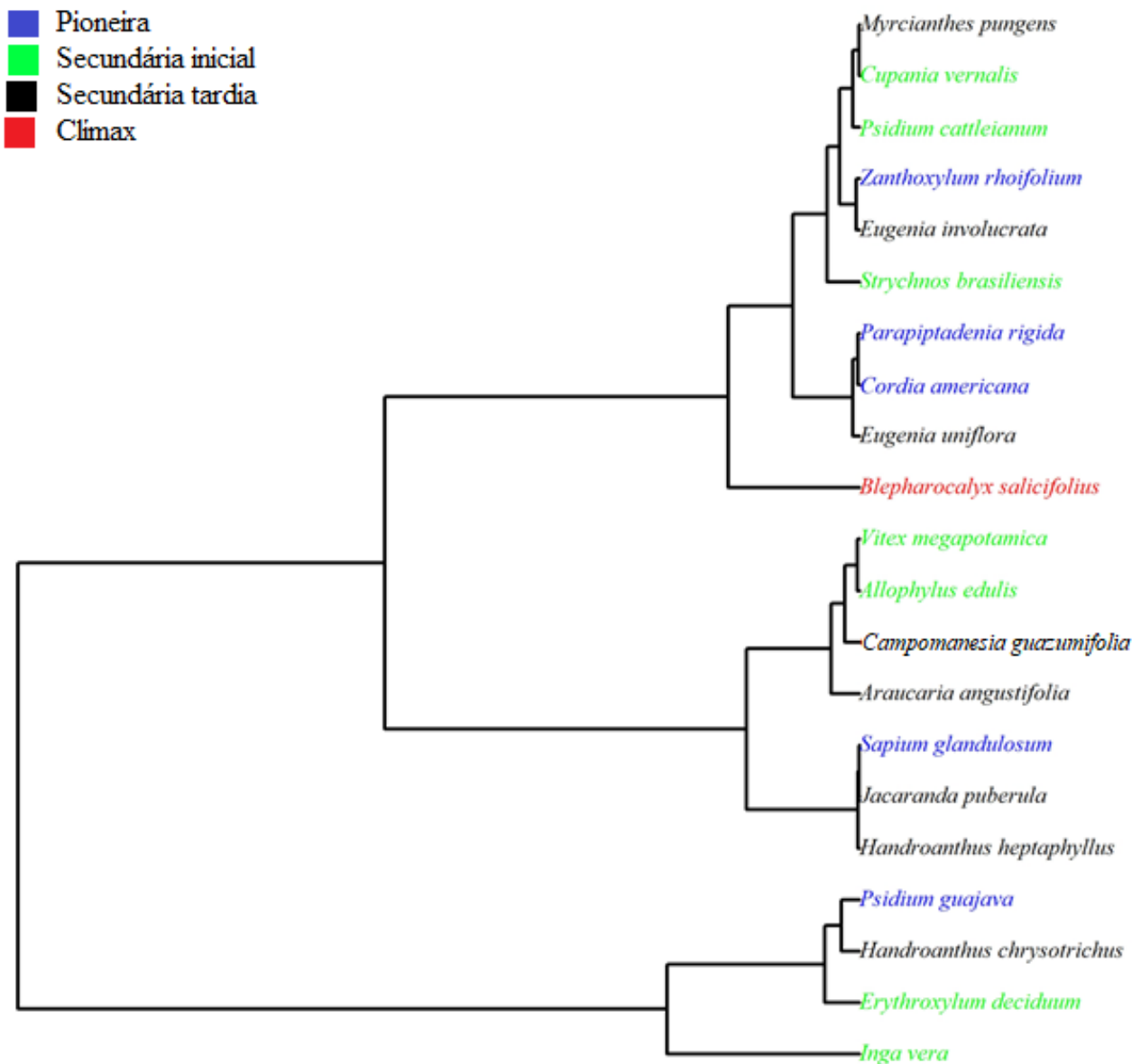
A Figura 8 mostra o dendrograma de agrupamento pelo ICA em DC (Incremento Acumulado Anual) obtido para as espécies analisadas, utilizando-se distância Mahalanobis e o algoritmo de Ward como método de ligação. Houve diferenciação nítida, com a formação de três grandes grupos, o primeiro formado pelas espécies que obtiveram os maiores valores de incremento, o segundo formado pelas espécies que obtiveram incremento médio e o terceiro com as espécies, que obtiveram o menor crescimento entre as espécies avaliadas.

O primeiro agrupamento caracterizado pelas espécies de maior crescimento foi composto pelas espécies *Inga vera*, *Erythroxylum deciduum*, *Handroanthus chrysotrichus* e *Psidium guajava*, sendo estas espécies dispostas em três grupos ecológicos diferentes. O Segundo com as espécies *Handroanthus heptaphyllus* até *Vitex megapotamica* distribuídas em três grupos ecológicos e o terceiro grupo formado desde a espécie *Blepharocalyx salicifolius* até *Myrcianthes pungens*, contemplando os quatro grupos ecológicos. Neste estudo o grupo ecológico de cada espécie não foi a fonte de variação do crescimento das mudas.

O primeiro agrupamento (espécies caracterizadas por elevado crescimento) tem como funções principais recobrir o solo minimizando o efeito de erosão (PEREIRA; RODRIGUES,

2012), fornecer a deposição constante de folhas e outros detritos vegetais responsável por restituir a fertilidade do solo e a ciclagem de nutrientes (KAGEYAMA; GANDARA, 2005), além de propiciar o recobrimento do solo (SILVA et al., 2016) e a menor incidência de luz direta no solo, o que gera a diminuição da germinação de plantas daninhas invasoras.

Figura 8 - Dendrograma de agrupamento das espécies plantadas pelo ICA em DC (Incremento Acumulado Anual), em área de recuperação florestal na localidade de Abelardo Luz/SC.



Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

Sampaio; Polo; Barbosa (2012), em estudo sobre o crescimento de espécies nativas em área revegetada, contemplam que espécies que se destacam por elevado crescimento e por se manterem por vários anos no ambiente podem ser consideradas adequadas para recuperação de área degradadas.

De todas as espécies avaliadas no levantamento, as mudas de *Inga vera*, a qual pertence ao primeiro agrupamento, apresentou o maior valor de incremento sob as duas condições de manejo, podendo ser considerada a espécie que teve o melhor desenvolvimento na área. O mesmo foi encontrado por Melo; Durigan; Kawabata (2004) em plantio de mudas nativas em área de recuperação em Assis – SP, que também observaram a espécie *Inga vera* como destaque em crescimento e desenvolvimento em relação as outras espécies utilizadas no plantio.

Além da espécie ter apresentado elevado crescimento, esta pode ser considerada como uma alternativa de fonte de renda (madeira, produtos medicinais e fruta), além de ser considerada como uma espécie apícola. Também é uma espécie fixadora de nitrogênio, considerada ideal para a recuperação de áreas degradadas e reposição de vegetação de reserva legal e área de preservação permanente, aumentando a oferta de alimento e habitat para a avifauna (POTT; POTT, 2003).

Outra espécie de destaque do primeiro agrupamento foi o *Handroanthus chrysotrichus*, que apresentou uma das maiores médias de incremento acumulado anual, além de ter apresentado elevado crescimento sob as duas condições de manejo avaliadas. Lorenzi (2008); Moraes et al. (2013) destacam a importância e potencial da espécie no âmbito ecológico, como uma espécie com elevada capacidade de povoar locais degradados ou perturbados e apresentar rápido crescimento, sendo indicada para a recomposição e recuperação de área degradadas e de preservação permanente.

A espécie *H. chrysotrichus* pode ser considerada como uma espécie caducifólia, ou seja, uma espécie que renova toda sua folhagem anualmente (LORENZI, 2008). Essa renovação de folhagem favorece o aumento de serapilheira no solo além de ser uma adaptação da planta à perda de água.

O segundo agrupamento foi caracterizado pelas espécies de crescimento intermediário, sendo que, a maioria das espécies pertencentes a esse grupo, foi classificada como secundária tardia e inicial. Com destaque para as espécies *Handroanthus heptaphyllus* e *Jacaranda puberula*, com os maiores incrementos nesse grupo.

A espécie de *H. heptaphyllus* é exigente nutricionalmente, porém apresenta bom crescimento e desenvolvimento, sendo uma espécie recomendada em plantios florestais e em

áreas de recuperação (GRINGS; BRACK, 2011). A espécie *J. puberula* também foi recomenda por Almeida et al. (2005); Ferreira et al. (2013); como uma espécie potencial para plantio em áreas de recuperação.

Dá-se destaque também a esse grupo as espécies para *Araucaria angustifolia* e *Campomanesia guazumifolia* como espécies com síndrome de dispersão zoocórica possibilitando a atração da fauna de outros fragmentos, além de pertencerem ao grupo das espécies de diversidade, essas também são indicadas como potenciais em projetos de recuperação de áreas. Outro ponto positivo destas duas espécies é que apresentam germinação rápida, o que facilita a sua propagação e ou produção de mudas (CARVALHO, 2008).

O terceiro grupo, formado pelas espécies que apresentaram as menores taxas de crescimento, também foi o maior agrupamento, iniciando com a espécie *Blepharocalyx salicifolius* até *Myrcianthes pungens*. Este grupo contém três espécies pioneiras, três secundárias iniciais, três secundárias tardias e a única espécie climácica encontrada no levantamento, *B. salicifolius*, que apresentou apenas um indivíduo avaliado. Kanieski et al. (2013) em estudo com a espécie, correlacionando o crescimento da espécie em área aluvial com variáveis meteorológicas e fenologia, concluiu que esta apresenta bom desenvolvimento, tanto em áreas conservadas como em remanescentes e é uma espécie potencial a ser utilizada em área degradadas.

A espécie desse grupo com maior valor de incremento foi *Eugenia uniflora*, a qual foi listada por Ferreira et al. (2013) como uma das espécies potenciais para recuperação de áreas de preservação permanente. Outro ponto de extrema importância a se observar em relação a esta é a produção de frutos carnosos.

Além destas espécies destaca-se também neste grupo de crescimento lento, a presença de espécies classificadas como pioneiras por Budowski (1970); Salis; Tamashiro; Joly (1994); Silva et al. (2003); Backes; Irgang (2004). Porém espécies pioneiras apresentam velocidade de crescimento rápido e são conhecidas por melhorar as características do local, para as espécies de outros grupos.

Já autores como Longhi (1995); Vaccaro; Longhi; Brena (1999); Carvalho (2008); Leonhardt et al. (2008); Aquino; Barbosa (2009); consideram as espécies de *Parapiptadenia rígida*, *Cordia americana* e *Zanthoxylum rhoifolium*, como espécies de crescimento lento a moderado, sendo comuns em clareiras e áreas abertas, sendo classificadas como secundárias iniciais ou até mesmo tardias.

Fato que ficou evidente no presente estudo, quando do uso de dendrograma com agrupamento pelo ICA em DC, em que essas espécies (*Parapiptadenia rígida*, *Cordia*

americana e *Zanthoxylum rhoifolium*) puderam ser consideradas com crescimento intermediário ou moderado, secundárias iniciais, com grande potencial de colonizar áreas, sendo indicadas como espécies de preenchimento em projetos de recuperação.

Todas as espécies que foram destaque dentro dos agrupamentos, foram consideradas em outros estudos como espécies potenciais para a recuperação de áreas degradadas pela sua ecologia, sendo este um fator positivo para a área em processo de recuperação.

Pela Análise Discriminante, realizada para testar os três grupos formados, mostrou, pelo teste de igualdade de médias do incremento corrente anual, que existe diferenças entre os grupos, pois o Teste Lambda de Wilks, que varia de 0 a 1, foi baixo (0,237).

A homogeneidade entre as matrizes de covariância entre os três grupos foi testada pelo Teste M de Box (Tabela 6). O objetivo do teste é aceitar a hipótese nula (H_0) de que as matrizes são homogêneas (o valor de p deve ser maior que 0,05), requisito para a análise. O valor encontrado foi de 0,143 maior que o nível de significância α , que é de 0,05. Com isso aceita-se a hipótese H_0 . As matrizes de covariâncias dos três grupos são homogêneas.

Tabela 6 - Resultados do Teste M de Box (*Box's M*).

M de Box		4,252
F	Aproximado	1,954
	df1	2
	df2	466,560
	Sig.	0,143

Legenda: df1 e df2 = graus de liberdade F; Sig. = significância, valor do p calculado.

Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

Foi obtida uma única função discriminante para classificar os tratamentos em função da variável avaliada (incremento corrente anual), para representar 100 % da variância. O alto valor (0,873) da correlação canônica da função indica alto grau de associação entre esta função e os grupos de espécies (Tabela 7).

O teste Lambda de Wilks (Tabela 7) segundo Nóbrega (2010), testa a significância das funções discriminantes. Testa a hipótese H_0 de que a média populacional dos três grupos são iguais ou H_1 diferentes. O objetivo do teste é rejeitar a hipótese H_0 , pois as médias devem ser significativamente diferentes para melhor discriminar os grupos. Pelo teste, rejeita-se a hipótese H_0 , podendo-se concluir a função discriminante é altamente significativa ($p < 0,001$).

Tabela 7 - Estatística da seleção das funções discriminantes canônicas.

Autovalores				
Função	Autovalor	% de variação	% cumulativa	Correlação canônica
1	3,215	100,0	100,0	0,873
Lambda de Wilks				
Teste de funções	Lambda de Wilks	Chi-quadrado	df	Sig.
1	0,237	25,8952	2	0,000

Legenda: df = graus de liberdade; Sig. = significância, valor calculado.

Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

A percentagem de classificação correta das avaliações em seus respectivos grupos foi de 95,2 %, indicando que existe diferenças entre os três grupos de espécies (Tabela 8). Apenas uma espécie (*Vitex megapotamica*) do Grupo 2 (crescimento médio), deveria pertencer ao Grupo 3, que possui menores incrementos.

Tabela 8 - Classificação das mudas avaliadas em seus respectivos grupos de espécies.

Associação ao Grupo						
Grupos		1	2	3	Total	
Original	Contagem	1	4	0	0	4
		2	0	6	1	7
		3	0	0	10	10
	%	1	100,0	0,0	0,0	100,0
		2	0,0	85,7	14,3	100,0
		3	0,0	0,0	100,0	100,0

Observação: 95,2% de casos originais foram corretamente classificados

Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

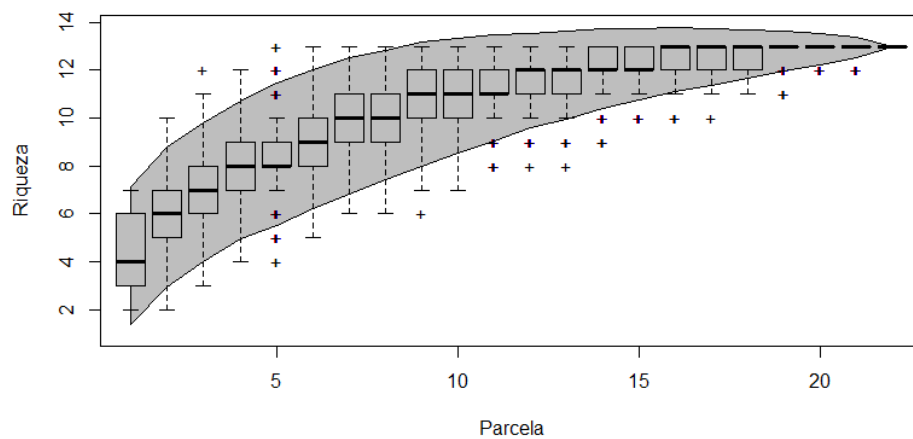
4.2 ESTRUTURA, ESTRATÉGIAS DE DISPERSÃO E SIMILARIDADE FLORÍSTICA E ESTRUTURAL DA REGENERAÇÃO NATURAL COM UM E DOIS ANOS APÓS O ABANDONO DA ÁREA, EM ABELARDO – LUZ, SC

A curva de acumulação de espécies para ambos os levantamentos demonstrou que a amostragem foi suficiente para caracterizar a composição florística da área analisada. Observa-se que, no primeiro levantamento realizado em 2016 (Figura 9 A), com o acréscimo das duas últimas parcelas (10% da área amostrada), houve um incremento de apenas 0,90 espécies (6,9% da riqueza total) . No segundo levantamento 2017 (Figura 9 B), com acréscimo das duas últimas parcelas (10% da área amostrada) houve um incremento de apenas 0,46 espécies (2,7% da riqueza total).

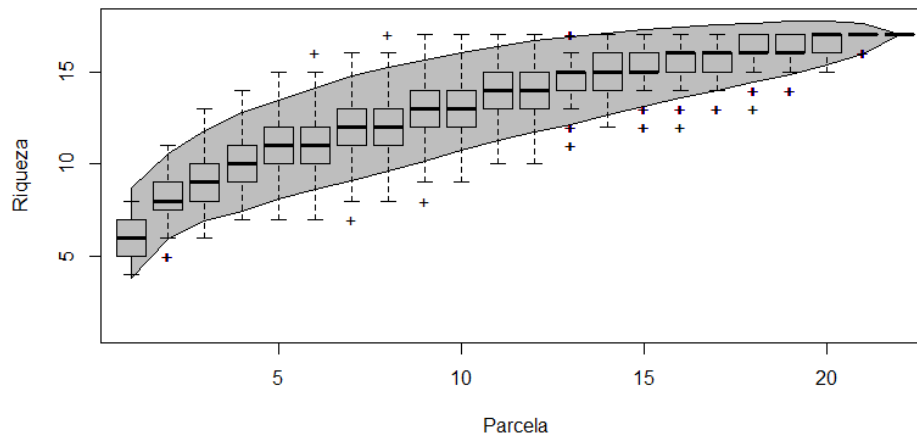
No levantamento realizado em 2016, foram inventariados 260 indivíduos arbóreos e arbustivos pertencentes a 13 espécies, três famílias e sete gêneros (Tabela 9). Do total de indivíduos inventariados, 201 eram jovens (considerados aqueles com DAP < 5 cm e altura maior que 1,5 m) e 59 adultos (considerados aqueles com DAP \geq 5 cm). Os 201 jovens pertencem a 11 espécies e cinco gêneros e os 59 adultos pertencem a sete espécies e quatro gêneros.

Figura 9 - Curva de acumulação de espécies em regeneração natural em área em processo de recuperação em Abelardo Luz – SC. A= levantamento de 2016; B= levantamento de 2017.

A



B



Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

Em 2017, levantamento realizado após um ano ao anterior, foram inventariados 510 indivíduos arbóreos e arbustivos (293 jovens e 217 adultos) pertencentes a 17 espécies, três famílias e oito gêneros (Tabela 9). Os 293 jovens pertencem a 14 espécies e seis gêneros e os 217 adultos pertencem a 12 espécies e sete gêneros. As espécies que apresentaram maior número de indivíduos em ambos os levantamentos foram *Baccharis microdonta* DC. (95 e 149 indivíduos) seguida por *Baccharis dracunculifolia* DC. (66 e 88 indivíduos). Entre os

levantamentos ocorre um aumento no número de indivíduos para ambos os estratos jovens e adultos, além do aumento da riqueza.

Tabela 9 - Número de indivíduos e classificação quando ao grupo ecológico e síndrome de dispersão, das espécies amostradas em regeneração natural em área em processo de recuperação.

Nome Científico	Família	2016		2017		GE	SD	Nº RG
		Jov	Adul	Jov	Adul			
<i>Austroeupatorium inulaefolium</i> (Kunth) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	2				P	Ane	-
<i>Baccharis caprariifolia</i> DC.	Asteraceae	4			1	P	Ane	9122
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Asteraceae	54	12	42	46	P	Ane	9121
<i>Baccharis microdonta</i> DC.	Asteraceae	78	17	85	64	P	Ane	9120
<i>Baccharis montana</i> DC.	Asteraceae	6	5	17	23	P	Ane	9119
<i>Baccharis punctulata</i> DC.	Asteraceae	13				P	Ane	-
<i>Baccharis semiserrata</i> DC.	Asteraceae	35	12	20	40	P	Ane	9113
<i>Baccharis uncinella</i> DC.	Asteraceae	2		6		P	Ane	9117
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	Fabaceae		2		4	P	Auto	9319
<i>Raulinoreitzia tremula</i> (Hook. & Arn.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	3		10		P	Ane	9114
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Solanaceae		10	6	22	P	Zoo	-
<i>Vassobia breviflora</i> (Sendtn.) Hunz.	Solanaceae	1	1		5	P	Zoo	-
<i>Vernonanthura tweediana</i> (Baker) H.Rob.	Asteraceae			46	7	P	Ane	9123
<i>Baccharis leucopappa</i> DC.	Asteraceae			1		P	Ane	9149
<i>Baccharis oxydonta</i> DC.	Asteraceae			51	3	P	Ane	9118
<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	3		1	1	P	Ane	9116
<i>Chromolaena pedunculosa</i> (Hook. & Arn.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae			1		P	Ane	9115
<i>Solanum variabile</i> Mart.	Solanaceae			1		P	Zoo	9112
<i>Solidago chilensis</i> Meyen	Asteraceae			6	1	P	Ane	9111
Total		201	59	293	217			

Legenda: Jov = Número de indivíduos jovens, Adul = Número de indivíduos adultos; GE = Grupo ecológico, P = Pioneira; SD = Síndrome de dispersão, Zoo = Zoocórica, Ane = Anemocórica, Auto = Autocórica; Nº RG = Número do registro da espécie no Herbário LUSC (Herbário Lages da Universidade do Estado de Santa Catarina, UDESC).

Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

Em ambas as avaliações ocorreu destaque para a família Asteraceae com 10 e 13 espécies respectivamente. A família Asteraceae foi a família mais importante no levantamento, devido ser a família com a maior riqueza e maior abundância de indivíduos, além disso, por conter as espécies com maior índice de valor de importância (IVI) pertencem a esta (Apêndice C e Apêndice D). Isso se deve a grande eficiência no processo de dispersão

das suas sementes, o que confere a esta família uma grande importância em processos de recuperação de áreas degradadas, em que estas participam tanto como pioneiras na colonização de ambientes degradados, quanto na ocorrência em clareiras e bordas de mata (HEIDEN et al., 2007).

Ferreira et al. (2013), em estudo relacionando as espécies potenciais para recuperação de áreas na formação de Floresta Ombrófila Mista, destaca a importância da família Asteraceae como uma das famílias mais ricas em espécies potenciais. Dutra et al. (2008) salientam além da elevada riqueza de espécies, a grande quantidade de espécies pertencentes ao grupo ecológico das pioneiras, as quais habitam as bordas e clareiras de florestas, sendo frequentes em áreas antropizadas, sendo consideradas espécies colonizadoras de ambientes degradados ou perturbados.

Cancelli; Evaldt; Bauermann (2007) destacam a versatilidade da família Asteraceae, em que esta é composta por plantas de diversas formas de vida como ervas perenes e anuais, lianas, subarbustos, arbustos e árvores, fato que propicia a ocupação de todos os estratos da floresta, além disso a família apresenta elevado potencial de adaptação ambiental, podendo ser encontrada nos mais diversos habitats e em variadas condições climáticas, desde regiões tropicais, subtropicais até temperadas.

O grupo ecológico das espécies inventariadas em ambos os levantamentos, foi de 100% dos indivíduos classificados como espécies pioneiras. Isso é encontrado devido ao histórico da área ser de cultivo agrícola e pecuária, além do pequeno espaço de tempo entre os levantamentos e o abandono da área em relação ao uso, em que área só apresenta banco de semente do solo persistente e ainda não apresentando a formação de banco de semente do solo transitório (BRACCINI, 2011).

A caracterização da área por espécies do grupo ecológico predominantemente pioneiro, e a maioria dos indivíduos inventariados apresentarem como síndrome de dispersão a anemocoria além do uso e histórico da área, demonstra que a vegetação presente no local é secundária e resultado de intervenção. Salomão et al. (2012) define este tipo de vegetação secundária como capoeira ou até mesmo estas podem ser definidas como áreas que se desenvolvem a partir do crescimento de espécies que regeneram naturalmente.

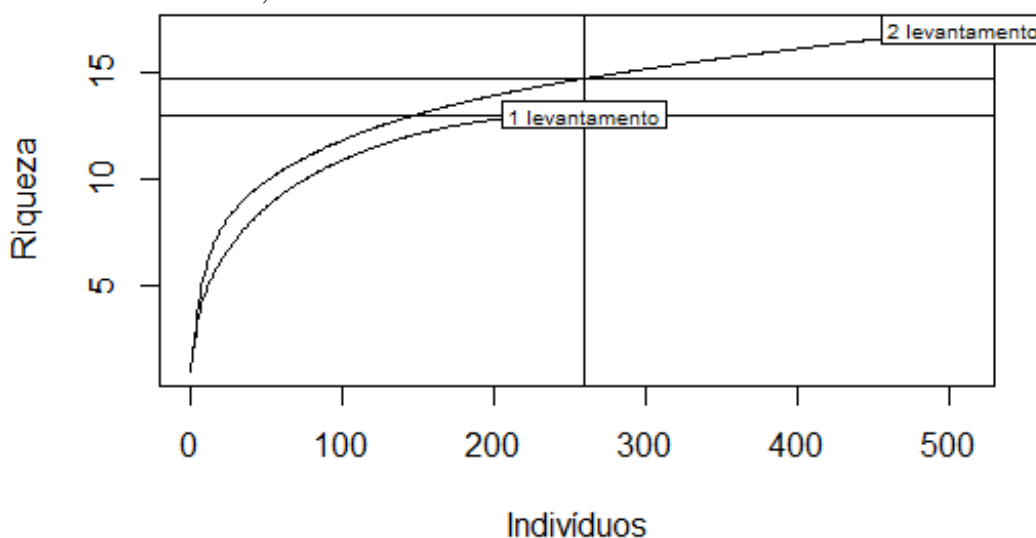
A não presença de indivíduos de outros grupos ecológicos na regeneração natural e a predominância de indivíduos pioneiros, destaca a importância da diversidade de outros grupos ecológicos principalmente secundárias tardias e climáticas, encontradas nas mudas plantadas, plantio esse que serviu, como uma técnica de enriquecimento na área em recuperação. Almeida (2016) destaca a importância de plantios de enriquecimento, em que são introduzidas

espécies secundárias tardias e clímax em áreas nas quais já existe alguma regeneração florestal e, conseqüentemente, condições para o desenvolvimento de espécies destes grupos, garantindo assim o avanço sucessional da área

Martins (2009) em estudo referente à regeneração natural, afirma que a viabilidade e a diversidade do banco de sementes do solo nas áreas a serem regeneradas é um grande indicativo do sucesso da regeneração natural. Ainda Martins et al. (2014) discutem que as ações antrópicas como agricultura, ocorrência de fogo e o pastoreio de bovinos influenciam negativamente a regeneração natural, sendo muitas vezes necessária a intervenção na área com a aplicação de técnicas de recuperação.

A comparação da riqueza de espécies resultante da curva de rarefação com número de indivíduos fixo (Figura 10), indicou diferença significativa nos valores de riqueza entre as duas avaliações ou levantamentos 2016 e 2017, em que ocorreu um aumento no número de espécies. O aumento da riqueza do local pode estar relacionada ao tempo, pois na segunda avaliação a área apresentou maior tempo de recuperação e estruturação para a comunidade, evidenciando ganhos para a área em avaliação.

Figura 10 - Curvas de acumulação de espécies em regeneração natural em área em processo de recuperação, usando método de rarefação por indivíduos para ambos os levantamentos, 2016 e 2017.



Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

Oliveira; Andrade; Félix (2006) realizaram comparações estruturais e florísticas entre fragmento florestal sob diferentes idades (7, 15 e 20 anos) e constataram que com o aumento da idade do fragmento que sofreu distúrbios, havia também um aumento na complexidade das comunidades, resultando no ingresso de novas espécies (aumento da riqueza), aumento da

biomassa (área basal), densidade e equabilidade. Quanto mais tempo de restauração a área apresentar, mais a estrutura da floresta tende a se aproximar do esperado para florestas maduras, fato esperado também para a área em avaliação, que já apresentou ganhos em riqueza com apenas a diferença de tempo de um ano.

O acréscimo da riqueza florística favorece o aumento de outros fatores, gerando o aumento dos valores dos índices. A Tabela 10 apresenta os valores de diversidade e equabilidade para os dois levantamentos realizados no mesmo fragmento com diferença de tempo de recuperação de um ano. Destaca-se o aumento significativo pelo teste t de Hutcheson dos valores de diversidade, sendo que no levantamento de 2017 ocorreu o maior índice, evidenciando os ganhos sucessionais do local. O mesmo padrão de aumento dos índices com o passar do tempo foi encontrado por Souza et al. (2002) em estudo de dinâmica florestal da regeneração natural, com acompanhamento dos ganhos do local avaliado por um período de oito anos.

Tabela 10 - Índice de Diversidade de Shannon (H') e Equabilidade de Pielou (J) em regeneração natural em área em processo de recuperação destinado a compensação pela LT 525 kV Salto Santiago – Itá – Nova Santa Rita com avaliação temporal dos índices, em 2016 e 2017.

Levantamentos	Classe	Shannon (H')	Pielou (J)
1 Avaliação (2016)	Jovem	1,63	0,67
	Adulto	1,70	0,87
	Total	1,75 a*	0,68
2 Avaliação (2017)	Jovem	2,01	0,76
	Adulto	1,87	0,75
	Total	2,09 b	0,73

*Valores de H' totais das avaliações seguidos por uma mesma letra não diferem entre si de acordo com o teste t de Hutcheson ($p < 0,05$).

Observação: Jovens = considerados os indivíduos com DAP < 5 cm e com altura maior que 1,5 m; Adultos = considerados os indivíduos com DAP ≥ 5 cm.

Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

O índice de diversidade de Shannon para os indivíduos jovens entre as avaliações apresentou um acréscimo de 1,63 para 2,01, indicando um aumento na diversidade dos indivíduos jovens da área. O mesmo ocorreu para os indivíduos adultos em que ocorreu um acréscimo de 1,70 para 1,87. Esse acréscimo entre avaliações sugere que o processo de recuperação da área esteja ocorrendo.

Se tratando de uma área com histórico de uso agrícola por longo período e com apenas dois anos de cercamento, esta pode ser considerada com valor de índice de Shannon para os indivíduos adultos de 1,87 considerado alto, pois as áreas agrícolas causam diversos

impactos ao meio ambiente como o desmatamento, perda do banco de sementes do solo, erosão, perda da biodiversidade, poluição, geração de resíduos entre outros danos (DEUS; BAKONYI, 2012; ECYCLE, 2017).

Já quando comparado com outros estudos, porém em área de APP em estágio inicial de regeneração e área que sofreu alterações antrópicas, o valor é menor, sendo justificado pelos diferentes usos da área, em que Rech et al. (2015), encontraram valor de $H' = 2,91$ para os indivíduos adultos em APP e Mauhs e Backes (2002) obtiveram um $H' = 2,90$ em um fragmento exposto a perturbações antrópicas, ambos os estudos em formação de Floresta Ombrófila Mista.

Em relação aos indivíduos jovens, o índice de diversidade indicou baixa diversidade de espécies ($H' = 2,01$), se comparado ao estudo de Rech et al. (2015) que encontraram $H' = 3,5$ na mesma formação florestal em estágio inicial.

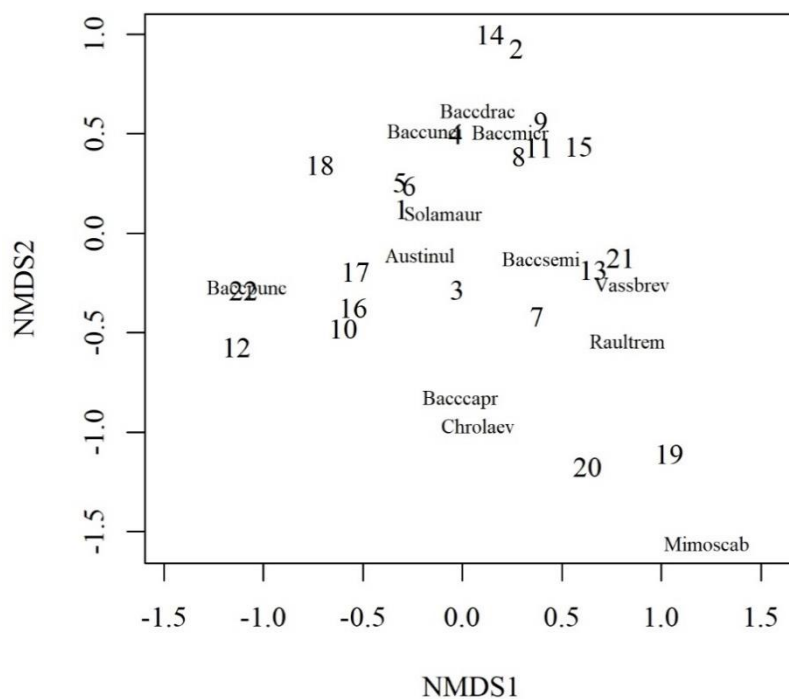
Os valores para do índice de equabilidade de Pielou não variaram muito entre os levantamentos, sendo que no segundo levantamento foram encontrados valores de 0,76 para indivíduos jovens e 0,75 para adultos, valores semelhantes aos encontrados por Rech et al. (2015), com 0,83 para jovens e 0,78 para adultos. Em geral os valores de equabilidade encontrados indicam uniformidade na distribuição dos indivíduos entre as espécies e baixa dominância devido estarem mais próximos de 1. Porém, quando se observa que ocorreu uma diminuição no valor de equabilidade para os indivíduos adultos de 2016 para 2017, pode-se afirmar que no estrato arbóreo adulto está ocorrendo o aumento na dominância por uma ou poucas espécies, sendo que poucas espécies estão encontrando condições ideais para a sua perpetuação no local.

As ordenações dos dados produzida pela NMDS (Figura 11) para as duas análises, a primeira realizada em 2016 e a segunda em 2017, apresentaram mudanças. De acordo com esta análise, houve variação na composição florístico-estrutural (Bray curtis 0,50) do fragmento avaliado, confirmada pela PERMANOVA ($p < 0,001$), que refletiu as diferenças nesse pequeno período de tempo.

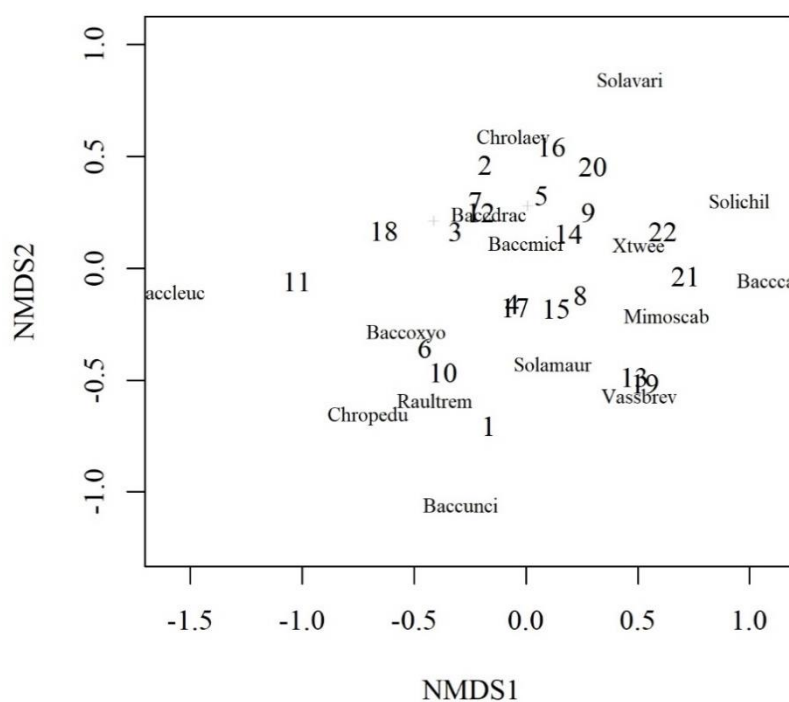
Avaliando as NMDS's é possível observar a variação entre as parcelas nas análises, como exemplo a parcela 13, que em 2016 encontrava-se convergindo com a parcela 21, já em 2017 esta divergiu da 21 e convergiu para a 19. Esse rearranjo das parcelas demonstra os ganhos evolutivos da área e a atuação de pontos de convergência e divergência no local.

Figura 11 - Ordenação de parcelas e espécies amostradas em área de regeneração natural em processo de recuperação em Abelardo Luz - SC, por meio da análise de NMDS (Escalonamento Multidimensional Não-métrico).

2016



2017



Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

O processo de recuperação florestal no local avaliado é bastante recente, fato este que influencia de forma significativa as espécies inventariadas. Condição que é reforçada pela existência de espécies indicadoras pioneiras e características de locais antropizados, com *Baccharis oxyodonta* DC., *Baccharis microdonta* DC., *Vernonanthura tweediana* (Baker) H. Rob., *Baccharis montana* DC. e *Solanum mauritianum* Scop.

As espécies observadas como indicadoras já foram relatadas como preferenciais por locais perturbados, como capoeirões, lavouras abandonadas, borda de rios e de florestas, locais abertos, pastagens, bordas de estradas e rodovias, chegando a formar grandes adensamentos em capoeiras, sendo espécies características como pioneiras antrópicas (FLORA DE SANTA CATARINA, 2016 a; FLORA DE SANTA CATARINA, 2016 b).

Das cinco espécies indicadoras, quatro são classificadas como síndrome de dispersão anemocórica. A predominância da síndrome de dispersão anemocórica, pode estar relacionada a grande riqueza e abundância de indivíduos da família Asteraceae, a qual apresenta as síndromes de dispersão anemocórica e zoocórica como as mais significativas (HEIDEN et al., 2007). Outro fato que influenciou é o entorno da área, pois este encontra-se com uso e manejo agrícola, o que dificulta a conexão entre fragmentos florestais e a troca de propágulos.

Em ambos os levantamentos (Tabela 11), apesar da predominância de indivíduos de espécies classificadas como anemocórica, a distribuição dos mesmos entre os estratos de indivíduos jovens e adultos não ocorreu de forma uniforme, fato que pode ser observado quando se compara o valor observado e o valor esperado, em que, este foi diferente significativamente para todas as síndromes e estratos para uma distribuição uniforme.

Tabela 11 - Classificação dos indivíduos regenerantes segundo a síndrome de dispersão para os dois estratos avaliados (jovens e adultos), nas duas avaliações realizadas, a primeira em 2016 e a segunda em 2017, em área em processo de recuperação.

Análise	Síndrome de Dispersão	Jovens	Adultos
2016	Zoocórica	1 (9)	11 (3)
	Anemocórica	200 (190)	46 (56)
	Autocórica	0 (2)	2 (1)
2017	Zoocórica	7 (19)	27 (14)
	Anemocórica	286 (271)	186 (201)
	Autocórica	0 (2)	4 (2)

Legenda: Valores entre parênteses são os valores esperados de acordo com o teste qui-quadrado ($p < 0,05$) e os valores fora do parêntese são os valores observados no levantamento.

Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

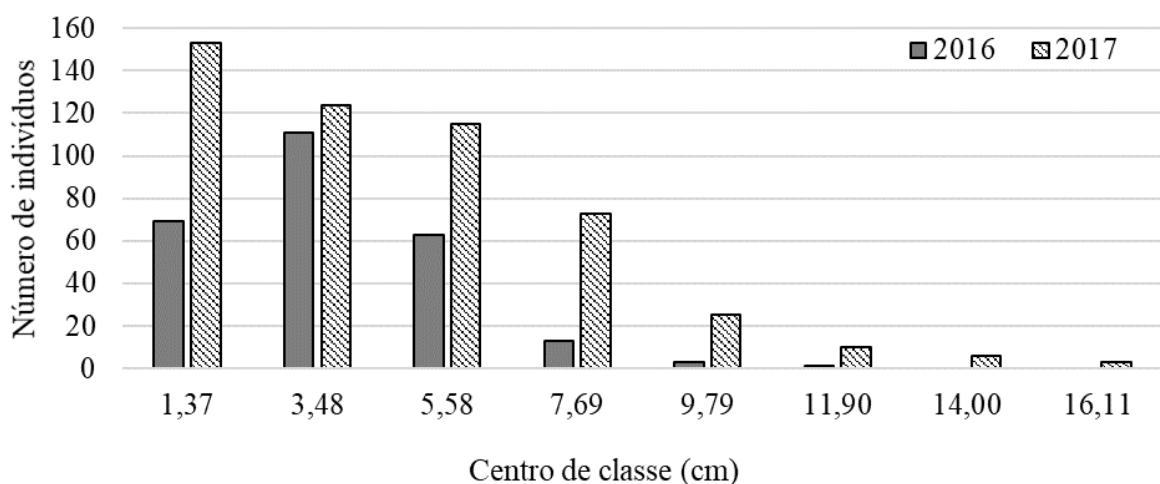
Observa-se também, elevado número de indivíduos de espécies anemocóricas nos diferentes estratos (jovens e adultos). Este padrão se deu pelo fato de quatro das espécies indicadoras que ocorrem com elevada densidade serem anemocóricas.

Porém, quando se compara a distribuição das síndromes de dispersão entre os levantamentos, por meio do teste de proporção, não ocorre diferença significativa, ou seja, as síndromes de dispersão entre o levantamento de 2016 e 2017 segue o mesmo padrão de distribuição proporcional, sem sofrer com a alteração do tempo.

Por meio da elaboração do histograma representando a distribuição diamétrica, foram obtidas oito classes, valor pré-determinado (método empírico) e 1,38 cm de intervalo entre as mesmas para o primeiro levantamento e 2,10 cm de intervalo entre classes para o segundo levantamento.

Na avaliação das distribuições diamétricas realizadas para o levantamento após um ano de recuperação primeira avaliação (Figura 12 A) e após dois anos de recuperação segunda avaliação (Figura 12 B), é possível observar o aumento no número de indivíduos, em que o segundo levantamento realizado na área após dois anos de abandono apresenta maior densidade de indivíduos recrutados. Além do aumento no número de indivíduos, o histograma mostra o aumento no centro de cada classe, representando a presença de árvores maiores na área e a exploração de novos estratos.

Figura 12 - Distribuição do número de indivíduos em classes de diâmetro da regeneração natural em área em processo de recuperação.



Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

A primeira avaliação apresentou a distribuição diamétrica unimodal com forte assimetria positiva. A distribuição unimodal indica que a regeneração da floresta se dá em ciclos e não de forma contínua (ROCHA, 2010). Scolforo (2006) caracteriza essa distribuição,

como característica de povoamentos jovens, puros e equiâneos, sendo encontrada eventualmente, em floresta nativa.

O modelo de distribuição diamétrica encontrado na segunda avaliação é também conhecido como modelo de distribuição J invertido ou exponencial negativa. Este modelo de distribuição é comum em florestas inequiâneas, indicando as maiores frequências nas classes de menor diâmetro e as menores frequências nas maiores classes de diâmetro, sugerindo que as populações que compõem a comunidade são estáveis e que existe um balanço entre mortalidade e o recrutamento dos indivíduos (SOUZA; SOUZA; MEIRA NETO, 2012).

Em ambos os levantamentos as classes de menores diâmetros apresentam as maiores frequências de indivíduos, o que indica que a maioria das populações está em fase inicial de estabelecimento da floresta (ABREU; SILVA; SILVA, 2013).

4.3 CARACTERIZAÇÃO DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO EM ÁREA EM PROCESSO DE RECUPERAÇÃO NA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO DA ESTAÇÃO ECOLÓGICA (ESEC) MATA PRETA, SC

Na composição florística do banco de sementes do solo foram mensuradas 40 espécies distribuídas em 33 gêneros e 13 famílias, com destaque a família Asteraceae com a maior riqueza de espécies (16) seguida da família Poaceae (7) e Rubiaceae (3), além da presença de outras famílias (Tabela 12).

Também foram mensuradas 8.196 plântulas provindas dos quatro tratamentos estabelecidos. A espécie que apresentou a maior densidade de sementes germinadas foi *Urochloa plantaginea* (5.840) seguida por *Gamochaeta pensylvanica* (651) e *Digitaria horizontalis*. (467), todas classificadas como ervas/herbáceas, importantes para a colonização da área.

A espécie *Urochloa plantaginea* é também conhecida popularmente por papuã e é a gramínea de maior ocorrência na região centro e sul do Brasil, ocorrendo em diferentes sistemas produtivos (LORENZI, 2000). Esta também é classificada botanicamente na área de plantas daninhas (LORENZI, 1994), sendo considerada como uma planta invasora em monoculturas, gerando perdas nas produções agrícolas (PEREIRA et al., 2010) como exemplo na cultura de feijão-comum (KALSING; VIDAL, 2012).

Tabela 12 - Lista das espécies registradas no Banco de Sementes do Solo em área em processo de recuperação florestal, com classificação quanto à origem e forma de vida. (Continua).

Nome Científico	Família	Nº Ind.	Origem	GE	Forma de vida	Nº RG
<i>Baccharis anomala</i> DC.	Asteraceae	2	Nt	P	Liana /Arbusto	9142
<i>Baccharis montana</i> DC.	Asteraceae	19	Nt	P	Árvore	9119
<i>Bidens pilosa</i> L.	Asteraceae	19	Nt	P	Erva	8986
<i>Borreria latifolia</i> (Aubl.) K.Schum.	Rubiaceae	3	Nt	P	Erva	8982
<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	117	Nt	P	Arbusto	9116
<i>Commelina</i> sp. L.	Commelinaceae	1	Nt	P	Erva	9147
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	Asteraceae	58	Nt	P	Arbusto	-
<i>Cyclospermum leptophyllum</i> (Pers.) Sprague	Apiaceae	1	Nt	P	Erva	9320
<i>Cyperus meyenianus</i> Kunth	Cyperaceae	156	Nt	P	Erva	8987
<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.	Poaceae	467	Ntu	P	Erva	9140
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	Poaceae	12	Ntu	P	Erva	9146
<i>Eryngium elegans</i> Cham. & Schltdl.	Apiaceae	3	Nt	P	Erva	-
<i>Euphorbia heterophylla</i> L.	Euphorbiaceae	1	Nt	P	Erva	8981
<i>Euphorbia hirtella</i> Boiss.	Euphorbiaceae	7	Nt	P	Erva	9148
<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	Asteraceae	1	Nt	P	Erva	9317
<i>Gamochaeta pensylvanica</i> (Willd.) Cabrera	Asteraceae	651	Nt	P	Erva	9138
Gramínea 3	Poaceae	8		P	Erva	-
Gramínea 5	Poaceae	5		P	Erva	-
<i>Ipomoea indivisa</i> (Vell.) Hallier f.	Convolvulaceae	28	Nt	P	Liana	8977
<i>Iresine diffusa</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Amaranthaceae	18	Nt	P	Erva	8976
<i>Lolium multiflorum</i> L.	Poaceae	45	Ex/cul	P	Erva	8980
<i>Mikania micrantha</i> Kunth	Asteraceae	149	Nt	P	Liana	8985
<i>Mitracarpus brasiliensis</i> M.L.Porto & Waechter	Rubiaceae	61	Nt	P	Erva	8983
<i>Dysphania ambrosioides</i> (L.) Mosyakin & Clemants	Amaranthaceae	7	Ntu	P	Arbusto	9321
n 22		18		-	-	-
<i>Erechtites hieracifolius</i> (L.) Raf. ex DC.	Asteraceae	8	Nt	P	Erva	9322
<i>Erechtites valerianifolius</i> (Wolf) DC.	Asteraceae	2	Nt	P	Erva	-
n 50		4		-	-	-
<i>Oxalis corniculata</i> L.	Oxalidaceae	32	Nt	P	Erva	8979
<i>Paspalum urvillei</i> Steud.	Poaceae	23	Nt	P	Erva	9139
<i>Pterocaulon alopecuroides</i> (Lam.) DC.	Asteraceae	1	Nt	P	Arbusto	-

Tabela 12 - Lista das espécies registradas no Banco de Sementes do Solo em área em processo de recuperação florestal, com classificação quanto à origem e forma de vida. (Conclusão).

Nome Científico	Família	Nº Ind.	Origem	GE	Forma de vida	Nº RG
<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	Asteraceae	14	Nt	P	Arbusto	9318
<i>Sida rhombifolia</i> L.	Malvaceae	162	Nt	P	Erva	8978
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Asteraceae	4	Nt	P	Erva	9144
<i>Urochloa plantaginea</i> (Link) R.D.Webster	Poaceae	5840	Ntu	P	Erva	9141
<i>Urolepis hecatantha</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	110	Nt	P	Erva	8988
<i>Vernonanthura tweediana</i> (Baker) H.Rob.	Asteraceae	1	Nt	P	Arbusto	9123
<i>Veronica persica</i> Poir.	Plantaginaceae	51	Ex	P	Erva	9137
<i>Vicia villosa</i> Roth.	Fabaceae	35	Ex	P	Liana	9143

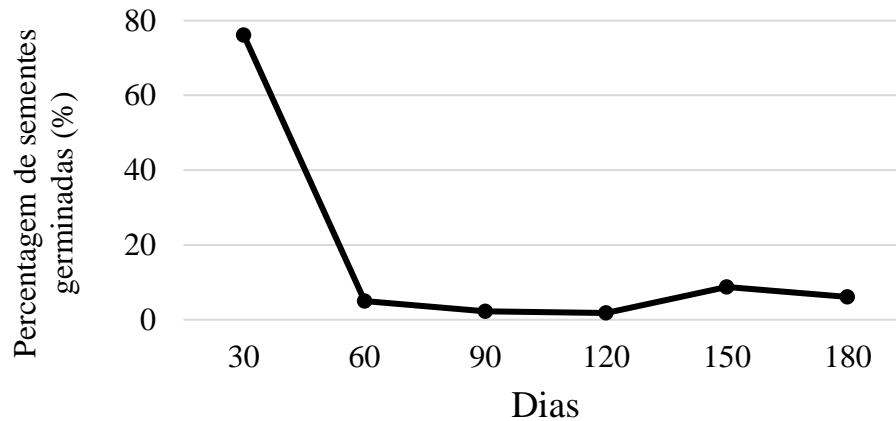
Legenda: Nº ind = Número de indivíduos; Nt = Nativa; Ex = Exótica; Ntu = Naturalizada; Cul = Cultivada; GE = Grupo ecológico; P = Pioneira; Nº RG = Número do registro da espécie no Herbário LUSC (Herbário Lages da Universidade do Estado de Santa Catarina, UDESC).

Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

A maior proporção de sementes germinou no primeiro mês de avaliação com uma queda brusca nos próximos três meses avaliados, porém quando as amostras de solo foram revolvidas, no fim na quarta avaliação, refletiu em um novo aumento na percentagem de sementes germinadas (na quinta avaliação - 150 dias) (Figura 13). Esse fato é explicado por as espécies pertencerem ao grupo das pioneiras, exigentes em luz e, quando encontradas na condição de sombreamento, a germinação fica prejudicada. Outros trabalhos como de Araujo et al. (2001); Costa e Araújo, (2003); Araujo et al. (2004); Correia; Martins (2015), também encontraram o mesmo padrão de germinação das sementes, com picos elevados nas primeiras avaliações e queda nas próximas.

Em relação à riqueza (Tabela 13), dá-se destaque aos tratamentos T3 com 29 espécies e para o tratamento T2 com 30 espécies, com o maior número de espécies germinadas no banco de sementes do solo, sendo este valor considerado como um ponto positivo, pois, segundo Holl (2013), áreas que tiveram sua vegetação nativa suprimida e posteriormente foi manejada com diferentes usos por longos períodos, como agricultura ou pastagens, tem uma tendência a apresentar valores de riqueza e diversidade de espécies no banco de sementes mais reduzido.

Figura 13 - Percentagem de sementes germinadas do banco de sementes solo, num período de seis meses de avaliação ou 180 dias em área de recuperação florestal.



Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

Os dados de densidade média de sementes germinadas (Tabela 13) apresentaram normalidade pelo teste de Kolmogoro-Smirnov e homogeneidade pelo teste de Bartlett. O teste de média de Duncan a 5% de probabilidade de erro demonstrou diferença estatística significativa entre os tratamentos, em que o tratamento T1 (567) apresentou a maior densidade de sementes germinadas, porém não diferindo estatisticamente dos tratamentos T2 e T3. O tratamento T4 (293) foi o tratamento que apresentou a menor densidade e a menor riqueza de espécies, porém não difere estatisticamente dos tratamentos T2 e T3.

Tabela 13 - Informações de Riqueza, Densidade média e total, Diversidade (H') e Dominância (J) para o banco de sementes do solo, sob quatro tratamentos diferentes, em área em processo de recuperação, em região de Floresta Ombrófila Mista, Abelardo Luz, SC.

Tratamento	Riqueza	Densidade Média	Densidade Total	H'	J
T1	26	567 a*	2838	1,18 c**	0,36
T2	30	438 ab	2189	1,21 bc	0,36
T3	29	341 ab	1703	1,38 a	0,41
T4	23	293 b	1466	1,28 b	0,4

Legenda: T1 = ponto mais alto da área com a serapilheira superficial; T2 = ponto mais alto da área sem a serapilheira superficial; T3 = ponto mais baixo da área com a serapilheira superficial; T4 = ponto mais baixo da área sem a serapilheira superficial; H' = índice de diversidade de Shannon; J = equabilidade de Pielou.

* Letras diferentes representam diferença significativa a um nível de 0,05 de probabilidade segundo o teste de Duncan ($p < 0,05$).

** Valores de H' dos diferentes tratamentos seguidos por uma mesma letra não diferem entre si de acordo com o teste t de Hutcheson ($p < 0,05$).

Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

A maior densidade de sementes germinadas nos tratamentos T1 e T2, ou seja, nos locais mais altos da área, está relacionada a elevada dominância. Fato evidenciado pelo baixo

valor de equabilidade de Pielou e pela densidade de sementes germinadas da espécie *Urochloa plantaginea* (conhecida popularmente por papuã) nesses tratamentos. Foram contabilizadas no tratamento T1, 2.071 sementes de papuã e em T2 1.630 sementes, ou seja, em ambos os tratamentos mais de 70% das sementes germinadas pertenceram a apenas uma espécie, sugere-se então, que neste ponto da área haja maior densidade de matrizes da espécie e que está tem melhor desenvolvimento em locais mais altos e planos que sofrem o carreamento das sementes.

Na Tabela 13 também são apresentados, os índices de equabilidade de Pielou e o teste de Hutcheson para o índice de Shannon. Os valores encontrados para a diversidade de Shannon entre os tratamentos variaram de 1,38 (T3) a 1,18 (T1). Pelo teste de Hutcheson, o valor do índice de Shannon do tratamento T3 (ponto mais baixo da área com a serapilheira superficial) foi maior e estatisticamente diferente dos demais tratamentos, já o T4 diferiu do T3 e T1 porém é igual estatisticamente ao T2, assim como o T1 é igual ao T2 e difere dos demais. Ou seja, o tratamento T3 coletado em ponto de baixada na área com a presença da serapilheira apresentou a maior diversidade e a menor dominância ecológica ($J = 0,41$).

Rodrigues; Martins; Leite (2010) em avaliação da transposição do banco de sementes do solo e da serapilheira em área degradada em Viçosa, constataram que a transposição do banco de sementes do solo com a presença da serapilheira também gerou a maior riqueza de espécies germinadas, confirmando a importância do uso consorciado como forma de melhorar a restauração das áreas degradadas.

A formação e a decomposição da camada de serapilheira sobre os solos degradados é essencial para a reativação da ciclagem de nutrientes e para o restabelecimento da vegetação (ANDRADE; TAVARES; COUTINHO, 2003). Ainda Rodrigues; Martins; Leite (2010) afirmam que a serapilheira funciona como uma manta que facilita a entrada de sementes e sua incorporação ao banco de sementes do solo. Sendo importante a sua utilização, quando do uso de técnicas de nucleação como transposição de solo devido a tendência do aumento da riqueza de espécies.

Porém, ainda sobre os valores do índice de equabilidade de Pielou dos tratamentos, estes estão bem próximos e baixos, caracterizando uma alta dominância ecológica no banco de sementes do solo.

A diversidade para o banco de sementes do solo foi baixa, quando comparada com valores encontrados por Caldato et al. (1996) em mesma formação florestal (Floresta Ombrófila Mista), porém em área de maior estágio sucessional (na Reserva Genética Florestal de Caçador, SC). Quando comparada com valores encontrados por Schorn et al. (2013) em

avaliação do banco de sementes em remanescente de Floresta Ombrófila Mista, no sub-bosque de plantio de *Pinus* sp. e em área após corte do *Pinus* sp. os valores também podem ser considerados baixos.

Dessa forma, fica evidente que cultivos agrícolas e pastagens dificultam a formação de banco de sementes do solo com diversidade e riqueza de espécies, além desta forma de manejo propiciar a elevada dominância de poucas espécies, ou seja, poucas espécies são responsáveis pela maior proporção de sementes do solo.

5 CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos é possível concluir que:

- As mudas apresentaram incremento diamétrico distinto quando da presença e ausência de coroamento, sendo maior quando realizado coroamento;
- O crescimento das mudas é influenciado pelas condições climáticas, sendo que, a temperatura apresentou os maiores valores de correlação;
- Na análise dinâmica da regeneração natural ficou evidenciada uma tendência de aumento na densidade de indivíduos, riqueza e na de substituição de espécies, com o passar do tempo;
- Os tratamentos com a presença de serapilheira, obtiveram os melhores resultados diferindo estatisticamente dos demais, sendo assim pode-se indicar o uso da mesma quando da aplicação de técnicas de nucleação como transposição de solo;
- O histórico de uso e manejo do solo afeta diretamente a formação e a composição do banco de sementes do solo;
- Este estudo pode servir de subsídio para futuros plantios em área de recuperação, pois fornece conhecimento do padrão de crescimento das mudas em relação aos dados climáticos e a necessidade de manutenção das mudas nas fases iniciais de crescimento.

6 RECOMENDAÇÕES E CONSIDERAÇÕES

Para dar continuidade ao processo de recuperação da área, sugere-se um plantio de enriquecimento na área com espécies secundárias tardias e climácicas, devido a área apresentar grande quantidade de regeneração natural com espécies pioneiras e apenas banco de sementes persistente.

Em virtude da fase inicial de desenvolvimento das mudas ser a fase a qual a muda mais necessita de manejo devido a sua maior fragilidade, sugere-se o plantio de mudas com o estabelecimento de monitoramento contínuo com coroamento.

Para verificar a melhoria das características da área sugere-se realizar o monitoramento das características químicas do solo, das mudas plantadas e do novo plantio sugerido e a realização de novo levantamento da regeneração natural e banco de sementes do solo para verificar a evolução sucessional da área.

Devido a não representatividade estatística de muitas espécies plantadas avaliadas, sugere-se para a continuidade da avaliação das mudas, o aumento no número de parcelas, de modo a tentar contemplar essas espécies. Destaca-se que mesmo com o aumento ocorre a possibilidade de não alcançar a representatividade, devido ao plantio não ter sido planejado em forma de experimento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, K. M. de.; SILVA, G. F. da.; SILVA, A. G. da. Análise fitossociológica da Floresta Nacional de Pacotuba, Cachoeiro de Itapemirim, ES – Brasil. **Revista Cerne**, Lavras, v. 19, n. 1, p. 157 - 168, 2013.

Academia de Ciência do Estado de São Paulo - ACIESP, **Glossário de ecologia**. São Paulo: Aciesp, 1987.

ANDRADE, A. G. de.; TAVARES, S. R. de L.; COUTINHO, H. L. da C. Contribuição da serrapilheira para recuperação de áreas degradadas e para manutenção da sustentabilidade de sistemas agroecológicos. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 24, n. 220, p. 55 - 63, 2003.

ALMEIDA, D. S. **Recuperação ambiental da Mata Atlântica**. 3.ed. Ilhéus, BA: Editus, 2016. 200 p

ALMEIDA, L. S. de. et al. Crescimento de mudas de *Jacaranda puberula* Cham. em viveiro submetidas a diferentes níveis de luminosidade. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 15, n. 3, p. 322 – 329, 2005.

ALMEIDA, R. O. P. O.; SÁNCHEZ, L. E. Revegetação de áreas de mineração: Critérios de monitoramento e avaliação do desempenho. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 29; n. 1, p. 47 - 59, 2005.

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ANGELI, A.; STAPE, J. L. *Araucaria angustifolia* (Araucaria). São Paulo: Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais, 2003. Disponível em: <<http://www.ipef.br/identificacao/araucaria.angustifolia.asp>>. Acesso em: 02 Jan. 2018.

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 181, n. 2, p. 1 - 20, 2016.

AQUINO, C.; BARBOSA, L. M. Classes sucessionais e síndromes de dispersão de espécies arbóreas e arbustivas existentes em vegetação ciliar remanescente (Conchal, SP), como subsídio para avaliar o potencial do fragmento como fonte de propágulos para enriquecimento de áreas revegetadas no Rio Mogi-Guaçu, SP. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 33, n. 2, p. 349 - 358, 2009.

ARAUJO, M. M. et al. Densidade e composição florística do banco de sementes do solo de florestas sucessionais na região do Baixo Rio Guamá, Amazônia Oriental. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, v.1, n. 59, p. 115 - 130, 2001.

ARAUJO, M. M. et al. Caracterização da chuva de sementes, banco de sementes do solo e banco de plântulas em floresta estacional decidual ripária Cachoeira do Sul, RS, Brasil. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, v.1, n. 66, p. 128 – 141, 2004.

Associação Brasileira de Distribuição de Energia Elétrica - ABDEE. **Redes de Energia Elétrica**, 2016. Disponível em: <<http://www.abradee.com.br/setor-eletrico/redes-de-energia-eletrica>>. Acesso em: 05 Abr 2016.

BACKES, P.; IRGANG, B. **Mata Atlântica**: as árvores e a paisagem. Porto Alegre: Paisagem do Sul, 2004. 396 p.

BAIDER, C.; TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. The soil seed bank during Atlantic Forest regeneration in Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 61, n. 1, p. 35-44, 2001.

BARROSO, G. M.; BUENO, O. L. Subtribo: Baccharidinae. In: REITZ, R. et al. (Eds.). **Flora Ilustrada Catarinense**. Itajaí - SC: Herbário Barbosa Rodrigues 2002.

BELLOTTO, A. et al. 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.; ISERNHAGEM, I. (Eds.). **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009. p. 128 – 146.

BELLOTTO, A.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Restauração fundamentada no plantio de árvores, sem critérios ecológicos para a escolha e combinação das espécies. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEM, I. (Eds.). **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009. p. 12-13.

BOLFONI, D.; GALVÃO, F.; DURLO, M.A. Influência da profundidade do lençol freático no crescimento de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. In: CONGRESSO FLORESTAL ESTADUAL, 4., 1980, Nova Prata. Anais... Nova Prata: Prefeitura Municipal de Nova Prata, 1980. p.104-112.

BITAR, O. Y.; ORTEGA, R. D. Gestão Ambiental. In: OLIVEIRA, A. M. S.; BRITO, S. N. A. (Eds.). **Geologia de Engenharia**. São Paulo: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia (ABGE), 1998. p.499 - 508.

BOLFARINE, H.; BUSSAB, W. O. **Elementos de Amostragem**. 1 ed. São Paulo: Edgard Blücher, 2005.

BOLMGREN, K.; ERIKSSON, O. Seed mass and the evolution of fleshy fruits in angiosperms. **Oikos**, Copenhaga - Dinamarca, v. 119, p. 707 - 718, 2010.

BOND, W. J.; HONIG, M.; MAZE, K.E. Seed size and seedling emergence: an allometric relationship and some ecological implications. **Oecologia**, Springer - Verlag, v. 120, n. 1, p. 132-136, 1999.

BRACCINI, A. de L. Banco de sementes e mecanismos de dormência em sementes de plantas daninhas. In: OLIVEIRA Jr, R. S. et al. **Biologia e manejo de plantas daninhas**. São Paulo: ESALQ: USP, 2011. cap. 2.

BRANCALION, P. H. S. et al. **Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração**. São Paulo: ESALQ, 2012. p. 1-28. Disponível em: <[http://esalqlastrop.com.br/img/aulas/Cumbuca%206\(2\).pdf](http://esalqlastrop.com.br/img/aulas/Cumbuca%206(2).pdf)>. Acesso em: 11 Mar. 2016.

BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. VI Do Meio Ambiente (Art.225), **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 05 out. 1988. Seção 1, p.

BRASIL. Decreto nº 97.632, de 10 de abril de 1989. Dispõe sobre a regulamentação do Artigo 2º, inciso VIII, da Lei nº. 6.938, de 31 de agosto de 1981, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 12 abr. 1989. Seção 1, p. 5517.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Dispõe institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, Brasília, DF, 19 jun. 2000. Seção 1, p. 1.

BRASIL. Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, Brasília, DF, 26 dez. 2006. Seção 1, p. 1.

BUDOWSKI, G. The distinction between old secondary and climax species in tropical central american lowland forests. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge - England, v. 11, n. 1, p. 44 - 48, 1970.

CALDATO, S. L. et al. Estudo da regeneração natural, banco de sementes e chuva de sementes na reserva genética florestal de Caçador, SC. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 6, n. 1, p. 27 - 38, 1996.

CANCELLI, R. R.; EVALDT, A. C. P.; BAUERMANN, S. G. **Contribuição à morfologia polínica da família Asteraceae Martinov. no Rio Grande do Sul - parte I**. Pesquisa Botânica, São Leopoldo, 58. n. São Leopoldo: Instituto Anchietano de Pesquisas, 2007. p. 347 – 374.

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

CARVALHO, P.E.R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Coleção Espécies Arbóreas Brasileiras, 3 vol. Colombo: Embrapa Florestas, 2008.

CASSOL, C.A. **Relações entre as características de solo, crescimento e produtividade em povoamento implantado de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze., em Passo Fundo, RS**. 1982. p. 84. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 1982.

CLIMATE - DATA. ORG. Clima: Abelardo Luz – SC. 2017. Disponível em: <<https://pt.climate-data.org/location/43640/>>. Acesso em: 02 Jan. 2018.

CORREIA, G. G. S.; MARTINS, S. V. Banco de Sementes do Solo de Floresta Restaurada, florestas ciliares Reserva Natural Vale, ES. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 1, p. 79 – 87, 2015.

COSTA, R. C.; ARAÚJO, F. S. de. Densidade, germinação e flora do banco de sementes no solo, no final da estação seca, em uma área de caatinga, Quixadá, CE. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 17, n. 1, p. 259 – 264, 2003.

DEUS, R. M. de.; BAKONYI, S. M. C. O impacto da agricultura sobre o meio ambiente. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, Santa Maria, v. 7, n. 7, p. 1306 – 1315, 2012. Disponível em: < <http://periodicos.ufsm.br/reget/article/viewFile/5625/3595>>. Acesso em: 01 Jun. 2017.

DIAS, L. E.; GRIFFITH, J. J. **Recuperação de áreas degradadas**: Conceituação e caracterização de área degradadas. Viçosa – MG: Viçosa UVV, Departamento de Solos, Sociedade Brasileira de recuperação de Áreas Degradadas, 1998, 251 p.

DUTRA, V. F. et al. Diversidade florística de Leguminosae Adans. em áreas de campos rupestres. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 4, n. 1, p. 117 - 125, 2008.

ECYCLE. **As consequências do desenvolvimento da agricultura para o meio ambiente**. 2017. Disponível em: < <http://www.ecycle.com.br/component/content/article/35-atitude/1435-as-consequencias-do-desenvolvimento-da-agricultura-para-o-meio-ambiente.html>>. Acesso em: 01 Jun. 2017.

ENGEL, V.L.; PARROTA, J.A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P.Y. et al. (Eds.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 3 - 26.

Engenharia Ambiental Ltda - NBL e The Nature Conservancy - TNC. **Manual de Restauração Florestal: Um Instrumento de Apoio à Adequação Ambiental de Propriedades Rurais do Pará**. The Nature Conservancy, Belém, PA. 2013. 128 p.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia, UFLA**, v. 35, n. 6, p. 1039 - 1042, 2011. Disponível em: <<http://www.dex.ufla.br/~danielff/programas/sisvar.html>>. Acesso em: 02 Jun. 2017

FERREIRA, D.A.C.; DIAS, H.C.T. Situação atual da mata ciliar do Ribeirão São Bartolomeu em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n. 4, p. 617 - 623, 2004.

FERREIRA, P. I. et al. Espécies Potenciais para Recuperação de Áreas de Preservação Permanente no Planalto Catarinense. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 2, p. 173 - 182, 2013.

FIGUEIREDO-FILHO, A. et al. Seasonal diameter increment for 7 species from an Ombrophylous Mixed Forest, Southern state of Paraná, Brazil. **Floresta**, Curitiba, v. 38, n. 3, p. 527 - 543, 2008.

Flora de Santa Catarina, FSC. ***Baccharis microdonta* (Trapichava)**. Disponível em: <<https://sites.google.com/site/biodiversidadecatarinense/plantae/magnoliophyta/asteraceae/asteraceae---ni1-1>>. Acesso em: 11 Mai. 2016 a.

Flora de Santa Catarina, FSC. ***Baccharis semiserrata* (Tupixaba)**. Disponível em: <<https://sites.google.com/site/biodiversidadecatarinense/plantae/magnoliophyta/asteraceae/baccharis-sp-1>>. Acesso em: 10 Mai. 2016 b.

Flora do Brasil. **Flora do Brasil 2020 em construção**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 23 jan. 2017.

FONT-QUER, P. **Diccionario de botánica**. Barcelona: Labor, 1989. 1244 p.

FRAGOSO, R. O. de et al. Recuperação de área degradada no domínio floresta estacional semidecidual sob diferentes tratamentos. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 26, n.3, p. 699 – 711, 2016.

GARWOOD, N. C. Tropical Soil Seed Banks: a Review. In: LECK, M. A.; PARKER, T. V.; SIMPSON, R. L. (Eds.). **Ecology of soil seed banks**. New York: Academic Press. 1989. p. 49- 210.

GEOCONSULTORES. **Monitoramento de área em recuperação na formação Floresta Ombrófila Mista**. Tubarão, SC, 2016.

GOMES, J. E. **Desenvolvimento inicial de *Tectona grandis* L. f (Teca) em área de cerrado sob diferentes espaçamentos**. 2002. 76 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG, 2002.

GONÇALVES, M. R.; PASSOS, C. A. M. Crescimento de cinco espécies de eucalipto submetidas a déficit hídrico em dois níveis de fósforo. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 10, n. 2, p. 145-161, 2000.

GRINGS, M.; BRACK, P. *Handroanthus heptaphyllus* - Ipê-Roxo. In: CORADIN, L.; SIMINSKI, A.; REIS, A. editores. **Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual e potencial: plantas para o futuro, região Sul**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2011. 934p.

HALL, J. D.; SWAINE, M. B. Seed stocks in Ghanaian forest soil. **Biotropica**, Gainesville - Flórida, v. 12, n. 1, p.256 - 263, 1980.

HEIDEN, G. et al. A família Asteraceae em São Mateus do Sul, Paraná. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, supl. 2, p. 249 - 251, 2007.

HIGUCHI, N. et al. Bacia 3 - Inventário diagnóstico da regeneração natural. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 15, n. 1/2, p. 199- 233, 1985.

HOLL, K. D. Restoring Tropical Forest. **Nature Education Knowledge**, Santa Cruz - Califórnia, v. 4, n. 4, p. 1 – 4, 2013. Disponível em: <<https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/restoring-tropicalforest-97756726>>. Acesso em: 15 Fev.2017.

HOOGH, R. J. de. **Site-nutrition-growth relationships of *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze, in southern Brazil**. 1981. p.161. Tese (Doutorado) - Universidade zu Freiburg, Freiburg, 1981.

HOPFENSBERGER, K. N. A review of similarity between seed bank and standing vegetation across ecosystems. **Oikos**, Copenhaga - Dinamarca, v. 116, n. 9, p. 1438-1448, 2007.

IBM SPSS. © Copyright IBM Corporation, versão 20. USA: 2011.

Instituto Brasileiro de Florestas. IBF. **Bioma Mata Atlântica**, 2016. Disponível em: <<http://www.ibflorestas.org.br/bioma-mata-atlantica.html>>. Acesso em: 1 Nov. 2016.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2 ed. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012. 271p.

ISERNHAGEN, I. et al. Diagnóstico ambiental das áreas a serem restauradas visando a definição de metodologias de restauração florestal. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Eds.). **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009. p. 87 – 128.

JORDANO, P. et al. Frugivores and seed dispersal: mechanisms and consequences for biodiversity of a key ecological interaction. **Biology Letters**, v. 7, p. 321 - 323, 2011.

KAGEYAMA, L. G.; VIANA, V. M. Tecnologia de sementes e grupos ecológicos de espécies arbóreas tropicais. In: Simpósio Brasileiro de Tecnologia de Sementes Florestais, Atibaia. **Anais...**, Atibaia: SMA, 1991.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. Resultados do programa de restauração com espécies arbóreas nativas do convênio Esalq/USP e CESP. In: GALVÃO, A. P. M.; PORFÍRIO-DA-SILVA, V. (Eds.). **Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso**. Colombo: EMBRAPA, 2005.

KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Orgs.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo - SP: EDUSP, 2001, p. 249 - 269.

KALSING, A.; VIDAL, R. A. Redução da infestação de papuã (*Urochloa plantaginea*) no feijoeiro comum através do uso de herbicidas residuais. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 30, n. 3, p. 575 - 580, 2012.

KANIESKI, M. R. et al. Crescimento diamétrico de *Blepharocalyx salicifolius* em remanescente de floresta ombrófila mista aluvial, Paraná. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 2, p. 197 – 206, 2013.

KANIESKI, M.R. et al. Influência da Precipitação e da Temperatura no Incremento Diamétrico de Espécies Florestais Aluviais em Araucária-PR. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 1, p. 17 – 25, 2012.

- KANIESKI, M.R. et al. Parâmetros Climáticos e Incremento Diamétrico de Espécies Florestais em Floresta Aluvial no Sul do Brasil. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 24, n. 1, p. 1 - 11, 2017.
- KING, D.A. Allometry and life history of tropical trees. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge - England, v. 12, n. 1, p. 25 - 44, 1996.
- KOZERA, C.; DITTRICH, V. A. DE O.; SILVA, S. M. Composição florística da floresta ombrófila mista montana do parque municipal do Barigüi, Curitiba, PR. **Floresta**, Curitiba, PR, v. 36, n. 1, p. 45 – 58, 2006.
- LANDSBERG, J. **Physiology in forest models: history and the future**. v. 1, FBMS: London, 2003.
- LANDSBERG, J.; SANDS. P. **Physiological ecology of forest production: principles, processes, and models**. 1.ed. Amsterdam: Elsevier. Academic Press, 2011.
- LEONHARDT, C. et al. Morfologia e desenvolvimento de plântulas de 29 espécies arbóreas nativas da área da Bacia Hidrográfica do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia: Série Botânica**, Porto Alegre, v. 63, n. 1, p. 5 - 14, 2008.
- LONGHI, R. A. **Livro das árvores: árvores e arvoretas do Sul**. Porto Alegre: L PM, 1995. 176 p.
- LORENZI, H. **Árvores Brasileiras: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil**. v.1. São Paulo: Instituto Plantarum, 2008.
- LORENZI, H. **Manual de identificação e controle de plantas daninhas**. 4.ed. Nova Odessa: Plantarum, 1994.
- LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas**. 3.ed. Nova Odessa: Plantarum, 2000.
- MACIEL, C. D. G. et al. Coroamento no controle de plantas daninhas e desenvolvimento inicial de espécies florestais nativas. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 32, n. 1, p. 119-128, 2011.
- MARCHI, S. R. **Estudos básicos das relações de interferência entre plantas daninhas de eucalipto**. 1989. Monografia (Graduação em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias. Universidade Estadual de São Paulo, Jaboticabal – SP, 1989.
- MARTINS, S. V. et al. **Potencial de regeneração natural de florestas nativas nas diferentes regiões do estado do Espírito Santo**. Vitória: Centro de Desenvolvimento do Agronegócio, 2014.
- MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas**. 3. ed. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2013.
- MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. 3. ed. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2014.

MARTINS, S. V. Soil seed bank as indicator potential in canopy gaps of a semideciduous Forest in Southeastern Brazil. In: FOURNIER, M.V. (Eds.). **Forest regeneration: ecology, management and economics**. New York: Nova Science Publishers, 2009. p. 113 - 128,

MATTOS, P. P. de. et al. Dendrocronologia de espécies da Floresta Ombrófila Mista do Município de Candói, PR. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 9, n. 54, p. 153 - 156, 2007.

MAUHS, J.; BACKES, A. Estrutura fitossociológica e regeneração natural de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista exposta a Perturbações Antrópicas. **Botânica**, São Paulo, v. 52, n. 1, p. 89 - 109, 2002.

MELO, A. C. G. de.; DURIGAN, G; KAWABATA, M. Crescimento e sobrevivência de espécies arbóreas plantadas em área de Cerrado, Assis - SP. In: BÔAS, O.V.; DURIGAN, G. (Orgs). **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão**. São Paulo: Páginas & Letras Editora e Gráfica; 2004.

Ministério do Meio Ambiente. MMA. **Área da Mata Atlântica é habitada por 70% da população brasileira**, 2013. Disponível em: <<http://www.brasil.gov.br/meio-ambiente/2013/11/area-da-mata-atlantica-e-habitada-por-70-da-populacao-brasileira>>. Acesso em: 1 Nov. 2016.

Ministério do Meio Ambiente. MMA. **Mata Atlântica**, 2016. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/mata-atlantica>>. Acesso em: 1 Nov. 2016.

MIRANDA NETO, A. et al. Florística e estrutura do estrato arbustivo-arbóreo de uma floresta restaurada com 40 anos, Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 36, n. 5, p. 869-878, 2012 a.

MIRANDA NETO, A. et al. Estrato de regeneração natural de uma floresta restaurada com 40 anos. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 32, n. 72, p. 409-420, 2012 b.

MMA, ICMBio, ESEC Mata Preta. Ministério do Meio Ambiente, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Estação Ecológica Mata Preta. **Plano De Proteção**, 2016. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/Plano_Protecao_ESEC_Mata_Preta_2013_2.pdf>. Acesso em: 24 nov 2016.

MORAES, L. F. D. de.; ASSUMPÇÃO, J. M.; PEREIRA, T. S.; LUCHIARI, C. **Manual Técnico para a Restauração de Áreas Degradadas no Estado do Rio de Janeiro**. 1.ed. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013, 84 p.

NAPPO, M. E.; GOMES, L. J.; CHAVES, M. M. F. Reflorestamentos mistos com essências nativas para recomposição de matas ciliares. **Boletim Agropecuário da Universidade Federal de Lavras**, Lavras, v. 30, p. 1 - 31, 1999.

NARVAES, I. da S.; BRENA, D. A.; LONGHI, S. J. Estrutura da regeneração natural em floresta ombrófila mista na floresta nacional de São Francisco de Paula, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 15, n. 4, p. 331 - 342, 2005.

NASCIMENTO, D.F. **Avaliação do crescimento inicial, custos de implantação e manutenção de reflorestamento com espécies nativas em diferentes espaçamentos**. 2007. 60 p. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

NAVE, A. G. et al. Descrição das ações operacionais de restauração. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEM, I. (Eds). **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009. p. 176 – 216.

NÓBREGA, D. M. **Análise discriminante utilizando o software SPSS**. 2010. 53 p. Monografis (Conclusão de Curso de Bacharelado em estatística) – Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2010.

OKSANEN, J. et al. Vegan: community ecology package. **R package version**, v. 1, p. 8-8. 2016.

OLIVEIRA, F. X. de.; ANDRADE, L. A. de.; FÉLIX, L. P. Comparações florísticas e estruturais entre comunidades de Floresta Ombrófila Aberta com diferentes idades, no Município de Areia, PB, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 20, n. 4, p.861 – 873, 2006.

PENA, R.F.A. ALVES. **Fontes de Energia do Brasil**. 2018. Disponível em: <<http://mundoeducacao.bol.uol.com.br/geografia/fontes-energia-brasil.htm>>. Acesso em: 21 Fev. 2018.

PEREIRA, J. S; RODRIGUES, S. C. Crescimento de espécies arbóreas utilizadas na recuperação de área degradada. **Revista Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 13, n. 41, p. 102 – 110, 2012.

PEREIRA, M. R. R. et al. Efeito de herbicidas sobre plantas de *Brachiaria plantaginea* submetidas a estresse hídrico. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 28, Número Especial, p. 1047 - 1058, 2010.

POTT, A.; POTT, V.J. **Plantas Nativas potenciais para sistemas agroflorestais em Mato Grosso do Sul**. Campo Grande: Embrapa-CNPQC, 2003.

POTTER, R. O. et al. **Solos do Estado de Santa Catarina**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, ed. 21, n. 46, 2004.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: <<http://www.Rproject.org>>. Acesso em: 05 mai. 2017.

RECH, C. C. C. et al. Avaliação da Restauração Florestal de uma APP Degradada em Santa Catarina. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 2, p. 194 – 203, 2015.

REIS, A.; ZAMBONIN, R. M.; NAKAZONO, E.M. Recuperação de Áreas Florestais Degradadas utilizando a Sucessão e as Interações Planta-Animal. In: **Série Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica**, Caderno nº 14, São Paulo. 1999.

ROCHA, S. P. **Dinâmica da distribuição diamétrica de povoamentos de *Pinus taeda* L., na região de Caçador – SC.** 2010. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) - Universidade do Oeste de Santa Catarina, Unoesc Campus de Xanxerê – SC, 2010.

RODRIGUES, B. D.; MARTINS, S. V.; LEITE, H. G. Avaliação do potencial da transposição da serapilheira e do banco de sementes do solo para restauração florestal em áreas degradadas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 1, p. 65 - 73, 2010.

RODRIGUES, R. R. et al. Atividades de adequação e restauração florestal do LERF/ESALQ/USP. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v.55, p. 7-21, 2007.

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

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Recomposição de florestas nativas: princípios gerais e subsídios para uma definição metodológica. **Revista Brasileira de Horticultura Ornamental**, Campinas, v.2, n.1, p.4-15, 1996.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento. In: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. (Eds.). **Recuperação de áreas degradadas.** Viçosa: UFV, SOBRADE, 1998. p. 203 - 215.

ROLLET, B. **L'architecture de forêts denses humides sempervirens de Plaine.** Norgent sur Marne: Centre Technique Forestier Tropical, 1974. 297 p.

RONDON NETO, R. M. et al. Análise florística e estrutural de um fragmento de floresta ombrófila mista montana, situado em Criúva, RS – Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 12, n. 1, p. 29 – 37, 2002.

RUIZ-JAÉN, M.C.; AIDE, T.M. Restoration success: How is it being measured? **Restoration Ecology**, v.13, n.3, p.569-577, 2005.

SALIS, S.M., TAMASHIRO, J.Y. & JOLY, C.A. Florística e fitossociologia do estrato arbóreo de um remanescente de mata ciliar do rio Jacaré-Pepira, Brotas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 17, n. 2, p. 93 - 103, 1994.

SALOMÃO, R. T. et al. Sistema Capoeira Classe: uma proposta de sistema de classificação de estágios sucessionais de florestas secundárias para o estado do Pará. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, Belém, v. 7, n. 3, p. 297 – 317, 2012.

SAMPAIO, M. T. F.; POLO, M.; BARBOSA, W. Estudo do crescimento de espécies de árvores semidecíduas em uma área ciliar revegetada. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 36, n. 5, p. 879 - 885, 2012.

SCHORN, L. A. et al. Composição do banco de sementes no solo em áreas de preservação permanente sob diferentes tipos de cobertura. **Floresta**, Curitiba, v. 43, n. 1, p. 49 - 58, 2013.

SCOLFORO, J.R.S. **Biometria florestal: modelos de crescimento e produção florestal**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2006. 393p.

SILVA, A.F. et al. Composição florística e grupos ecológicos das espécies de um trecho de floresta semidecídua submontana da fazenda São Geraldo, Viçosa-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, n. 06, p. 311 - 319, 2003.

SILVA, F. A. S.; AZEVEDO, C. A. V. The Assistat Software Version 7.7 and its use in the analysis of experimental data. **African Journal of Agricultural Research**, África, v. 11, n. 39, p. 3733 - 3740, 2016.

SILVA, H.Dda. et al. Recomendação de solos para *Araucaria angustifolia* com base nas suas propriedades físicas e químicas. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, v. 1, n. 43, p. 61 - 74, 2001.

SILVA, K. Ade. et al. Restauração Florestal de uma mina de bauxita: avaliação do desenvolvimento das espécies arbóreas plantadas. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 03, p. 309 - 319, 2016.

SIQUEIRA, L. P. de; MESQUITA, C. A. B. **Meu pé de Mata Atlântica: experiências de recomposição florestal em propriedades particulares no Corredor Central**. Minas Gerais: Instituto BioAtlântica, 2007.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Florestas – A Mata Atlântica**, 2016. Disponível em: <<https://www.sosma.org.br/nossa-causa/a-mata-atlantica/>>. Acesso em: 1 nov. 2016.

SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica**, 2015. Disponível em: <http://mapas.sosma.org.br/site_media/download/atlas_2013-2014_relatorio_tecnico_2015.pdf>. Acesso em: 1 nov. 2016.

SOUZA, A. L. et al. Dinâmica da regeneração natural em uma floresta ombrófila densa secundária, após corte de cipós, Reserva Natural da Companhia Vale do Rio Doce S.A., Estado do Espírito Santo, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 26, n. 4, p. 411-419, 2002.

SOUZA, P. B. de.; SOUZA, A. L. de.; MEIRA NETO, J. A. A.; Estrutura diamétrica dos estratos e grupos ecológicos de uma área de Floresta Estacional Semidecidual, em Dionísio, MG. **Revista Árvore**. Viçosa, v. 36, n. 1, p. 151 – 160, 2012.

SPOSITO, T. C.; SANTOS, F. A. M. Scaling of stem and crown in eight *Cecropia* (*Cecropiaceae*) species of Brazil. **American Journal of Botany**, Louis - Cidade no Missouri, v. 88, n. 1, p. 939-949, 2001.

SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetation**, Carolina do Norte, v. 75, n. 3, p. 81-86, 1988.

TOBOUTI, A. K.; SANTOS, V. L.P; **Impactos ambientais causados na implantação de linhas de transmissão no Brasil**. Caderno Meio Ambiente e Sustentabilidade; vol.4, n.3, 2014. p. 199.

VACCARO, S.; LONGHI, S. J.; BRENA, D. A. Aspectos da composição florística e categorias sucessionais do estrato arbóreo de três subseres de uma floresta estacional decidual, no Município de Santa Tereza - RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 9, n. 1, p. 1-18, 1999.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. Berlim: Springer-Verlag; 1982.

ZANON, M. L. B.; FINGER, C. A. G. Relação de variáveis meteorológicas com o crescimento das árvores de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze em povoamentos implantados. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.20, n. 3, p. 467 - 476, 2010.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**, 3. ed. Nova Jersey: Prentice Hall, 1996. 662 p.

APÊNDICES

Apêndice A - Matriz de dados obtida a partir das observações bimestrais do Diâmetro do colo (DC) e Altura (h) para as mudas coroadas.

Espécies	Mín DC	Máx DC	Méd DC	Mín h	Máx h	Méd h	Inc DC	Inc h
<i>Allophylus edulis</i>	4,76	5,51	5,07	34,3	48,8	39,9	0,75	14,5
<i>Araucaria angustifolia</i>	7,33	10,00	8,54	45,8	57,0	49,9	2,67	11,3
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	3,03	5,23	3,89	33,0	40,0	35,6	2,20	7,0
<i>Cordia americana</i>	4,91	6,95	6,55	10,0	23,0	13,6	2,04	13,0
<i>Cupania vernalis</i>	4,46	6,25	5,09	21,0	31,3	26,7	1,80	10,4
<i>Erythroxylum deciduum</i>	6,02	10,49	7,28	41,5	89,0	52,8	4,47	47,5
<i>Eugenia involucrata</i>	4,34	6,74	5,04	20,8	34,0	27,1	2,40	13,2
<i>Eugenia uniflora</i>	6,49	8,59	7,42	61,2	74,5	68,8	2,10	13,3
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	7,54	12,92	10,17	32,4	55,1	41,4	5,39	22,6
<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	4,25	9,86	6,47	21,5	54,0	32,6	5,61	32,5
<i>Inga vera</i>	14,50	26,75	19,64	105,0	152,0	118,6	12,25	47,0
<i>Jacaranda puberula</i>	3,94	9,26	5,63	22,5	33,0	25,3	5,32	10,5
<i>Myrcianthes pungens</i>	5,09	7,20	5,92	25,3	32,6	28,9	2,11	7,3
<i>Parapiptadenia rigida</i>	2,14	2,88	2,61	14,3	19,0	17,8	0,74	4,7
<i>Psidium guajava</i>	6,46	11,33	8,96	14,0	41,0	19,4	4,87	27,0
<i>Strychnos brasiliensis</i>	4,32	5,10	4,72	22,4	30,5	26,8	0,78	8,1
<i>Vitex megapotamica</i>	10,24	11,63	11,12	49,0	86,0	66,2	1,39	37,0

Apêndice B - Matriz de dados obtida a partir das observações bimestrais do Diâmetro do colo (DAC) e Altura (h) para as mudas não coroadas ou sem manutenção.

Espécies	Mín DC	Máx DC	Méd DC	Mín h	Máx h	Méd h	Inc DC	Inc h
<i>Allophylus edulis</i>	4,71	8,64	6,24	26,3	56,3	37,6	3,93	17,7
<i>Araucaria angustifolia</i>	4,86	6,92	5,98	29,3	40,8	34,1	2,06	22,4
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	8,67	8,72	8,70	34,0	34,0	34,0	0,05	25,3
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	4,98	7,99	6,16	39,1	61,5	46,5	3,02	31,1
<i>Cordia americana</i>	9,17	10,92	9,97	43,5	59,8	49,4	1,75	32,6
<i>Cupania vernalis</i>	3,49	4,58	3,79	11,5	15,5	12,9	1,10	6,9
<i>Eugenia involucrata</i>	3,07	3,69	3,32	12,2	17,8	16,4	0,62	8,5
<i>Eugenia uniflora</i>	4,76	6,37	5,45	47,8	55,3	52,0	1,61	41,5
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	5,88	10,83	7,95	21,6	35,8	28,5	4,95	10,8
<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	5,46	7,31	6,14	14,7	33,0	20,9	1,85	7,4
<i>Inga vera</i>	18,65	23,60	21,05	62,0	115,0	76,6	4,95	38,4
<i>Jacaranda puberula</i>	4,55	5,88	5,03	18,8	32,0	22,5	1,33	12,9
<i>Myrcianthes pungens</i>	3,89	5,09	4,49	19,3	26,3	23,2	1,21	14,2
<i>Parapiptadenia rigida</i>	4,90	6,83	5,65	32,3	50,4	39,1	1,93	25,5
<i>Psidium cattleianum</i>	6,18	7,78	6,74	46,5	55,3	49,1	1,61	38,7
<i>Sapium glandulosum</i>	5,01	8,33	5,65	21,0	58,0	31,4	3,32	12,7
<i>Strychnos brasiliensis</i>	4,86	6,18	5,61	14,6	23,5	20,0	1,32	8,4
<i>Vitex megapotamica</i>	5,34	8,78	7,07	30,7	45,0	34,9	3,44	21,9
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	6,38	7,70	6,96	8,0	12,0	11,3	1,32	0,3

Apêndice C - Matrix dos dados fitossociológicos da estrutura horizontal de fragmento arbóreo em recuperação, segunda avaliação, 2016.

Espécie	N	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	IVI
<i>Baccharis microdonta</i>	95	431,82	36,54	0,01	24,51	100	23,66	28,24
<i>Baccharis semiserrata</i>	47	213,64	18,08	0,01	30,09	77,27	18,28	22,15
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	66	300	25,38	0,01	20,32	81,82	19,35	21,69
<i>Solanum mauritianum</i>	10	45,45	3,85	0,01	14,26	36,36	8,6	8,9
<i>Baccharis montana</i>	11	50	4,23	0	5,42	40,91	9,68	6,44
<i>Baccharis punctulata</i>	13	59,09	5	0	2,88	18,18	4,3	4,06
<i>Baccharis caprariifolia</i>	4	18,18	1,54	0	0,11	13,64	3,23	1,63
<i>Raulinoreitzia tremula</i>	3	13,64	1,15	0	0,22	13,64	3,23	1,53
<i>Vassobia breviflora</i>	2	9,09	0,77	0	1,74	4,55	1,08	1,19
<i>Chromolaena laevigata</i>	3	13,64	1,15	0	0,14	9,09	2,15	1,15
<i>Mimosa scabrella</i>	2	9,09	0,77	0	0,13	9,09	2,15	1,02
<i>Baccharis uncinella</i>	2	9,09	0,77	0	0,09	9,09	2,15	1
<i>Austroeupatorium inulaefolium</i>	2	9,09	0,77	0	0,09	9,09	2,15	1

Legenda: Ni= Número de indivíduos; DA= Densidade absoluta (ind/ha); DR= Densidade relativa (%); DoA= Dominância absoluta (ind/ha); DoR= Dominância relativa (%); FA= Frequência absoluta, FR= Frequência relativa (%), IVI= Índice de valor de importância (%).

Apêndice D - Matrix dos dados fitossociológicos da estrutura horizontal de fragmento arbóreo em recuperação, segunda avaliação, 2017.

Espécie	N	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	VI
<i>Baccharis microdonta</i>	149	677,27	29,22	0,03	23,01	100	15,94	22,72
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	88	400	17,25	0,02	15,49	95,45	15,22	15,99
<i>Baccharis semiserrata</i>	60	272,73	11,76	0,02	15,14	86,36	13,77	13,56
<i>Solanum mauritianum</i>	28	127,27	5,49	0,03	23,75	63,64	10,14	13,13
<i>Baccharis montana</i>	40	181,82	7,84	0,02	12,75	68,18	10,87	10,49
<i>Baccharis oxydonta</i>	54	245,45	10,59	0	2,81	72,73	11,59	8,33
<i>Vernonanthura tweediana</i>	53	240,91	10,39	0	2,18	54,55	8,7	7,09
<i>Chromolaena laevigata</i>	2	9,09	0,39	0	2,81	9,09	1,45	1,55
<i>Raulinoreitzia tremula</i>	10	45,45	1,96	0	0,49	13,64	2,17	1,54
<i>Mimosa scabrella</i>	4	18,18	0,78	0	0,4	18,18	2,9	1,36
<i>Baccharis uncinella</i>	6	27,27	1,18	0	0,28	13,64	2,17	1,21
<i>Vassobia breviflora</i>	5	22,73	0,98	0	0,6	9,09	1,45	1,01
<i>Solidago chilensis</i>	7	31,82	1,37	0	0,09	4,55	0,72	0,73
<i>Solanum variable</i>	1	4,55	0,2	0	0,11	4,55	0,72	0,34
<i>Baccharis caprariifolia</i>	1	4,55	0,2	0	0,08	4,55	0,72	0,33
<i>Baccharis leucopappa</i>	1	4,55	0,2	0	0	4,55	0,72	0,31
<i>Chromolaena pedunculosa</i>	1	4,55	0,2	0	0	4,55	0,72	0,31

Legenda: Ni= Número de indivíduos; DA= Densidade absoluta (ind/ha); DR= Densidade relativa (%); DoA= Dominância absoluta (ind/ha); DoR= Dominância relativa (%); FA= Frequência absoluta, FR= Frequência relativa (%), IVI= Índice de valor de importância (%).