

**EMANOÉLI DE OLIVEIRA**

**INDICADORES ECOLÓGICOS PARA ÁREAS EM  
PROCESSO DE RESTAURAÇÃO NA FLORESTA OMBRÓFILA  
MISTA E DENSA COMO PROPOSTA PARA O ESTADO DE  
SANTA CATARINA**

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.<sup>a</sup> Maria Raquel Kanieski  
Co-orientador: Dr. Marcos Felipe Nicoletti

**LAGES, SC**

**2020**

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

Oliveira, Emanoéli de

Indicadores Ecológicos para Áreas em processo de Restauração  
na Floresta Ombrófila Mista e Densa como proposta para o Estado  
de Santa Catarina / Emanoéli de Oliveira. -- 2020.

116 p.

Orientadora: Maria Raquel Kanieski

Coorientador: Marcos Felipe Nicoletti

Dissertação (mestrado) -- Universidade do Estado de Santa  
Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de  
Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Lages, 2020.

1. Mata Atlântica . 2. Adequação Ambiental. 3. Restauração  
passiva. I. Kanieski, Maria Raquel. II. Nicoletti, Marcos Felipe. III.  
Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências  
Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia  
Florestal. IV. Título.

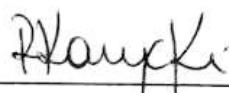
EMANOÉLIE OLIVEIRA

INDICADORES ECOLÓGICOS PARA ÁREAS EM  
PROCESSO DE RESTAURAÇÃO NA FLORESTA OMBRÓFILA  
MISTA E DENSA COMO PROPOSTA PARA O ESTADO DE  
SANTA CATARINA

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.

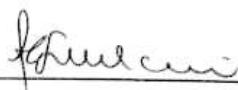
**Banca examinadora:**

**Orientadora:**



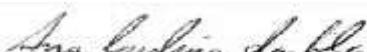
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Maria Raquel Kanieski  
UDESC, Lages – SC

**Membro externo:**



Prof.<sup>n</sup> Dr.<sup>a</sup> Jaçanan Eloisa de Freitas Milani  
UFMT, Cuiabá – MT

**Membro interno:**



Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Ana Carolina Silva  
UDESC, Lages – SC

Lages, 27 de fevereiro de 2020

## AGRADECIMENTOS

A Deus que sempre me amparou em todos os momentos, me proporcionou saúde e proteção nessa caminhada.

A minha mãe Nelcy, e ao meu pai Idemar, que sempre me apoiaram e estiveram ao meu lado, sendo o meu maior exemplo de amor e dedicação. Ao meu irmão Andrei pelo apoio e paciência, em todos os momentos. Vocês são minha base. Amo vocês!

Ao meu namorado, amigo e companheiro, Jefferson Junior, agradeço por todo o incentivo, dedicação, paciência, apoio e amor. Amo você!

A minha orientadora, Maria Raquel Kanieski, agradeço pelos ensinamentos, pela dedicação e apoio, e pela motivação de fazer-nos seguir nossos sonhos, obrigada por ser mais que uma orientadora, ser nossa mãe e amiga, é um exemplo de pessoa e profissional.

Aos meus amigos, Charline, Guilherme e colegas de mestrado, que estiveram comigo nos melhores e piores momentos, agradeço pela amizade que levarei para vida.

Ao pessoal do Laboratório de Silvicultura e Restauração Florestal (LABSIRF). Aos bolsistas pelo auxílio nas saídas de campo, coleta de dados e herborização do material: Romulo, Beatriz, Lary, Dani, Ju, Gabriel, Thais, em especial a Mayara e a Mabilin que se tornaram grandes amigas, obrigada por tudo. Ao seu Agostinho, agradeço por toda a ajuda de campo, devo muito da conclusão desse trabalho a você. Muito obrigada!

Ao meu coorientador, Marcos Felipe Nicoletti, pela ajuda e contribuição na realização deste trabalho. A prof <sup>a</sup>. Ana Carolina e Roseli Bortoluzzi, pela paciência e auxílio na identificação das espécies.

A Klabin SA por disponibilizar as áreas de estudo e pelo auxílio financeiro no desenvolvimento deste trabalho.

A UDESC, pelo ensino gratuito e de qualidade. Aos motoristas: Darlan, Fernando, Valdemar, Júlio, Gelson e Ademir, pela paciência e apoio nos campos. Muitas vezes com algumas dificuldades e imprevistos, meu muito obrigada!

Enfim, Agradeço a todos que de alguma forma contribuíram no desenvolvimento deste trabalho e no meu crescimento e desenvolvimento pessoal ao longo destes anos.

Muito obrigada a todos!



## RESUMO

**OLIVEIRA, E. Indicadores ecológicos para áreas em processo de restauração na Floresta Ombrófila Mista e Densa como proposta para o Estado de Santa Catarina.** 2020. 117f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade do Estado de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Lages, SC, 2020.

O objetivo deste estudo foi avaliar a regeneração natural em áreas de preservação permanente (APP's) pós-colheita de *Pinus* spp., com base nos indicadores ecológicos propostos pela Resolução SMA 32/2014 do Estado de São Paulo com intuito de indagar se estes indicadores são viáveis de serem utilizados em áreas de Floresta Ombrófila Mista (FOM) e Densa (FOD) no estado de Santa Catarina. Foi realizado o levantamento fitossociológico do componente regenerativo, com a finalidade de obter diagnóstico florístico e estrutural da área. O estudo foi realizado em duas fazendas pertencentes à empresa Klabin S.A. A fazenda Corote está localizada em Bom Retiro-SC, e pertence à FOD em transição com FOM. Possui área total de 2074,2 ha e faz parte da região hidrográfica do Vale do Itajaí (RH7), estando em processo de restauração há 12 anos. A fazenda Palmital do Areão I e II está localizada em Santa Cecília-SC, pertence à FOM e possui área total de 932,2 ha. Faz parte da região hidrográfica do Planalto de Canoinhas (RH5), estando em processo de restauração há sete anos. Foram instaladas 19 parcelas de 25 m x 4 m em cada uma das áreas para avaliar os três indicadores: cobertura do solo com vegetação nativa arbórea e arbustiva, densidade de indivíduos nativos regenerantes e número de espécies nativas regenerantes. Nestas parcelas também foi realizado o levantamento dos parâmetros fitossociológicos. Ambas as áreas avaliadas apresentam alta capacidade de perpetuação e estabelecimento da floresta por meio da regeneração natural, resultado da alta densidade de indivíduos e diversidade de espécies, além de apresentarem espécies com grande importância ecológica como *Dicksonia sellowiana* Hook., assim como espécies endêmicas ameaçadas de extinção. O monitoramento das áreas por meio da aplicação da metodologia do Estado de São Paulo demonstrou bons resultados para os três indicadores avaliados, no entanto, há a necessidade de serem realizados mais estudos para definir valores de referência adequados as formações florestais do estado. Este estudo também propõe a inclusão do cálculo de suficiência amostral e a avaliação da cobertura do solo por espécies herbáceas, lianas e gramíneas, características das formações avaliadas.

**Palavras-chave:** Mata Atlântica; Adequação Ambiental; Restauração passiva.

## ABSTRACT

**OLIVEIRA, E. Ecological indicators for areas under restoration process in the Mixed and Dense Ombrophylous Forest as a proposal for Santa Catarina State.** 2020. 117f. Dissertation (Master in Forest Engineering) – Santa Catarina State University. Post-Graduate Program in Forestry, Lages, SC, 2020.

The objective of this study was to evaluate natural regeneration in post-harvest areas of permanent preservation (APPs) of *Pinus* spp., based on ecological indicators proposed by Resolution SMA 32/2014 of the State of São Paulo in order to ask whether these indicators they are feasible to use in areas of Mixed Rainforest (FOM) and Dense Forest (FOD) in the state of Santa Catarina. A phytosociological survey of the regenerative component was performed, using the floral and structural diagnosis of the area. The study was carried out on two farms belonging to the company Klabin S.A. The Corote farm is located in Bom Retiro-SC, and belongs to FOD in transition with FOM. It has a total area of 2074.2 ha and is part of the hydrographic region of Vale do Itajaí (RH7), having been in the process of restoration for 12 years. The Palmital do Areão I and II farm is located in Santa Cecília-SC, belongs to FOM and has a total area of 932.2 ha. It is part of the hydrographic region of the Planalto de Canoinhas (RH5), and has been in the process of restoration for seven years. Nineteen 25m x 4m plots were installed in each of these areas to assess the three indicators: soil cover with native tree and shrub vegetation, density of native regenerating individuals and number of native regenerating species. In these plots, the survey of phytosociological parameters was also carried out. Both areas evaluated have a high capacity for perpetuation and establishment of the forest through natural regeneration, resulting from the high density of individuals and species diversity, in addition to presenting species with great ecological importance such as *Dicksonia sellowiana* Hook., as well as endemic species threatened with extinction. The monitoring of the areas through the application of the methodology of the State of São Paulo demonstrated good results for the three indicators evaluated, however, there is a need for further studies to define reference values appropriate to the state's forest formations. This study also proposes the inclusion of the sample sufficiency calculation and the evaluation of the soil cover by herbaceous, liana and grass species, characteristics of the evaluated formations.

**Key-words:** Atlantic forest; Ecological indicators; Passive restoration.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Mapa de localização das parcelas na Fazenda Corote, município de Bom Retiro, SC .....	39
Figura 2: Representação da área da parcela e linha amostral no centro, em que se realiza as avaliações de cobertura de solo com vegetação nativa. (A) cobertura de copa arbóreas e arbustivas; (B) Cobertura de espécies herbáceas, Grámineas e Lianas; (C) Representação da Densidade de individuo regenerante nativo. ....	42
Figura 3: Curva de acumulação de espécies da regeneração natural presente na Fazenda Corote em Bom Retiro, SC.....	45
Figura 4: Representação da cobertura do solo com vegetação nativa; (A) Cobertura do solo representada pela alta densidade de gramíneas; (B) Cobertura do Solo representada pela alta densidade de <i>Dicksonia sellowiana</i> . ....	47
Figura 5: Representação da porcentagem de espécies avaliadas quanto à forma de vida (A); Grupo ecológico (B); Síndrome de dispersão (C) e Status de conservação (D) na fazenda Corote, Bom Retiro-SC.....	55
Figura 6: Dendrograma representativo da dissimilaridade estrutural das parcelas avaliadas na Fazenda Corote, em Bom Retiro, SC.....	61
Figura 7: (A) Área com alta cobertura do solo e diversidade de indivíduos, representando o Grupo I; (B) Área com alta cobertura de solo por gramíneas e herbáceas, baixa densidade de indivíduos, representando o grupo III. ....	62
Figura 8: (A) Área com baixa cobertura de copa, baixa densidade e pouca diversidade e espécies, representando Grupo II; (B) Áreas com declividade e alta cobertura de <i>D. sellowiana</i> , representando o Grupo V. ....	63
Figura 9: Dendrograma representativo da dissimilaridade florística das parcelas avaliadas na fazenda Corote, em Bom Retiro, SC.....	64
Figura 10: Mapa de localização das parcelas na fazenda Palmital do Areão I e II, no município de Santa Cecília, SC .....	80
Figura 11: Representação da área da parcela e linha amostral no centro, em que se realiza as avaliações de cobertura do solo com vegetação nativa (A) e espécies herbáceas (B); (C) Representação da Densidade de individuo regenerante nativo.....	84
Figura 12: Curva de acumulação de espécies da regeneração natural presente na Fazenda Palmital do Areão I e II, em Santa Cecília, SC .....	86

Figura 13: Cobertura do solo com vegetação nativa; (A) Cobertura do solo representada pela alta densidade de Gramíneas e cobertura de copa da <i>Mimosa scabrella</i> Benth. e <i>Baccharis</i> ; (B) Cobertura do Solo representada pela alta densidade de <i>Dicksonia sellowiana</i> .....	88
Figura 14: Representação da porcentagem de espécies avaliadas quanto a Forma de Vida (A), Grupo ecológico (B), Síndrome de dispersão (C) e Status de conservação (D) na fazenda Palmital do Areão I e II em Santa Cecília-SC.....	94
Figura 15: Dendrograma representativo da dissimilaridade estrutural das parcelas avaliadas na Fazenda Palmital do Areão I e II no município de Santa Cecília, SC....	102
Figura 16: (A) Área com maior densidade de indivíduos, alta cobertura de copa e alta densidade de gramíneas, representando o Grupo I; (B) Área com alta cobertura de copa e gramíneas, com baixa diversidade, representando o Grupo IV; (C) Área com baixa densidade de indivíduos e alta cobertura do solo com Gramíneas. ....	103
Figura 17: Dendrograma representativo da dissimilaridade florística das parcelas avaliadas na Fazenda Palmital do Areão no município de Santa Cecília, SC.....	105

## **LISTA DE QUADROS**

Quadro 1: Valores intermediários de referência para monitoramento dos projetos de restauração ecológica para casa tipo de vegetação.....	27
Quadro 2: Valores intermediários de referência para o monitoramento dos projetos de restauração ecológica no Bioma Mata Atlântica em Floresta Ombrófila.....	43
Quadro 3: Valores intermediários de referência para o monitoramento dos projetos de restauração ecológica no Bioma Mata Atlântica inseridas em Floresta Ombrófila. ....	85

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Relação das espécies levantadas na regeneração natural da Floresta Ombrófila Densa na Fazenda Corote em Bom Retiro, SC, caracterizadas quanto à Forma de vida (FV); Grupo ecológico (GE); Síndrome de dispersão (SD); Status de conservação (SC) e Número de indivíduos (NI) (Continua). ....	50
Tabela 2: Estimadores fitossociológicos do componente regenerativo nas Áreas de Preservação Permanente da fazenda Corote em Bom Retiro (SC), ordenados em ordem decrescente pelo Índice de Valor de Importância (Continua). ....	57
Tabela 3: Relação das espécies levantadas na regeneração natural da Floresta Ombrófila Mista na Fazenda Palmital do Areão I e II em Santa Cecília, SC, caracterizado quanto a Forma de vida (FV); Grupo ecológico (GE); Síndrome de dispersão (SD); Número de indivíduos (NI) e Status de conservação (SC) (Continua). ....	90
Tabela 4: Estimadores fitossociológicos do componente regenerativo nas Áreas de Preservação Permanente da fazenda Palmital do Areão I e II em Santa Cecília – SC, ordenados em ordem decrescente pelo Índice de Valor de Importância (IVI) (Continua). ....	98

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>15</b>
<b>2 REVISÃO DE LITERATURA.....</b>	<b>18</b>
2.1 FLORESTA OMBRÓFILA DENSA .....	18
2.2 FLORESTA OMBRÓFILA MISTA .....	19
2.3 RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA E REGENERAÇÃO NATURAL .....	21
2.4 MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO FLORESTAL E O USO DE INDICADORES ECOLÓGICOS.....	23
2.5 RESOLUÇÃO SMA Nº 32 DE 03/04/2014 DO ESTADO DE SÃO PAULO.....	25
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>28</b>
<b>3 CAPÍTULO I – INDICADORES ECOLÓGICOS DA RESOLUÇÃO SMA 32/2014 E FITOSSOCIOLOGIA EM ÁREAS PÓS-COLHEITA DE <i>Pinus</i> spp. EM FLORESTA OMBRÓFILA DENSA EM SANTA CATARINA .....</b>	<b>36</b>
3.1 INTRODUÇÃO .....	37
3.2 MATERIAL E MÉTODOS .....	38
3.2.1 Descrição da área de estudo.....	38
3.2.2 Coleta de dados.....	40
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	45
3.3.1 Cobertura do solo com vegetação nativa .....	45
3.3.2 Densidade de indivíduos nativos regenerantes .....	48
3.3.3 Número de espécies nativas regenerantes .....	49
3.3.4 Levantamento fitossociológico Florístico e Estrutural .....	57
3.3.5 Índice de Dissimilaridade Estrutural e Florística .....	61
3.4 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....	66
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>68</b>
<b>4 CAPÍTULO II –INDICADORES ECOLÓGICOS DA RESOLUÇÃO 32/2014 E FITOSSOCIOLOGIA EM ÁREAS PÓS-COLHEITA DE <i>Pinus</i> spp. EM FLORESTA OMBRÓFILA MISTA EM SANTA CATARINA.....</b>	<b>77</b>

<b>4.1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>78</b>
4.2.1 Descrição da área de estudo.....	79
4.2.2 Coleta de dados.....	81
3.2.3 Análise e processamento dos dados.....	82
<b>4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>85</b>
4.3.1 Cobertura do solo com vegetação nativa .....	86
4.3.2 Densidade de indivíduos nativos regenerantes .....	89
4.3.3 Número de espécies nativas regenerantes .....	90
4.3.4 Levantamento fitossociológico Florístico e Estrutural.....	97
4.3.5 Índice de Dissimilaridade Estrutural e Florística .....	101
<b>4.4 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....</b>	<b>106</b>
<b>5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>107</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>109</b>



## 1 INTRODUÇÃO GERAL

A Mata Atlântica ocupava originalmente 1.350.000 km<sup>2</sup> de extensão e compreende 17 estados brasileiros (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2008). O estado de Santa Catarina possui uma área territorial correspondente a 95.730,921 km<sup>2</sup> e se encontra totalmente inserido no Bioma Mata Atlântica, que abrange quatro regiões Fitoecológicas: Floresta Ombrófila Mista, Floresta Ombrófila Densa, Floresta Estacional Decidual, Campos de Altitude, além da vegetação litorânea (IBGE, 2012; SANTA CATARINA, 1986).

A Floresta Ombrófila Densa presente no estado se estende por todo o litoral catarinense, compreendendo aproximadamente 137 municípios, conhecida como floresta tropical, possui vegetação fechada e bastante úmida, na qual destacam-se as espécies de Myrtaceae, especialmente dos gêneros *Eugenia*, *Myrcia* e Lauraceae do gênero *Ocotea*, além de diversas espécies de epífitas e samambaias (LINGNER et al. 2013; LEITE; KLEIN, 1990; NIMER, 1979; SIMINSKI et al., 2011).

A Floresta Ombrófila Mista, formação típica da serra catarinense, se estende até o Oeste do Estado (KLEIN, 1978; MEDEIROS, 2006), é conhecida por possuir *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze como espécie predominante na paisagem, sendo chamada também como Mata de Araucária. Essas áreas sofreram alto grau de degradação, devido, principalmente, à exploração madeireira, pecuária, agricultura e reflorestamento de espécies exóticas com finalidade de comércio e expansão das civilizações, diminuindo os remanescentes florestais e dando espaço a plantios florestais (VIBRANS et al., 2008). O alto impacto do desmatamento e a desfragmentação de habitat nativos é em sua maioria em decorrência do avanço na introdução de espécies exóticas e práticas agrícolas irrationais e como a maioria dos ecossistemas brasileiros, as Floresta Ombrófilas sofrem as consequências das ações antrópicas praticadas no Sul do Brasil.

O impacto da fragmentação ocasionado pelo desmatamento de florestas nativas, despertou a preocupação com a conservação e adequação dos sistemas de produção à legislação ambiental. Esse comportamento se dá, principalmente, pelo aumento das cobranças de órgãos fiscalizadores com relação as responsabilidades ambientais das atividades econômicas e, consequentemente, com a preservação dos ecossistemas florestais, pois são nos remanescentes florestais que se encontram parte significativa da biodiversidade (VIANA; PINHEIRO, 1998). A caracterização de remanescentes

florestais presentes em áreas produtivas pode contribuir para orientar procedimentos de manejo que primem pela preservação, conservação e, até mesmo, restauração de florestas com forte influência antrópica.

Nos últimos anos ocorreu um aumento de conhecimento a respeito dos processos envolvendo a dinâmica das florestas naturais, gerando uma mudança significativa na orientação dos processos de recuperação, deixando de ser apenas a aplicação de técnicas silviculturais e plantios de espécies, para introduzir a difícil tarefa de restauração ecológica, ou seja, reconstruir e reestruturar o funcionamento da comunidade (RODRIGUES; GANDOLFI, 2000). Mas apesar da importância do tema, os órgãos legislativos ainda não direcionam a atenção necessária para as avaliações e o monitoramento das áreas restauradas no Brasil, havendo hoje uma grande lacuna a ser preenchida pela pesquisa e pelos trabalhos técnicos nesse sentido. 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.

Existem diversos indicadores para a avaliação da restauração florestal, como: riqueza de espécies nativas regionais (plantadas ou regenerantes), riqueza de árvores exóticas (invasoras e não-invasoras), forma de vida (árvores, arbustos, herbáceas, lianas, etc.), síndrome de dispersão das espécies, parâmetros fitossociológicos (densidade, frequência, dominância, valor de importância, etc.), ingresso e mortalidade de espécies, incremento em diâmetro e altura, banco de sementes do solo, produção de serapilheira, chuva de sementes, abertura do dossel e a cobertura de copa, presença ou vestígio de animais, entre outros (FREITAS et al., 2013).

Assim, a avaliação e o monitoramento são indispensáveis para redefinir a trajetória ambiental da área em processo de restauração no caso dela apresentar-se em declínio ou com evidências de baixo potencial de sustentabilidade futura, evitando que todo o tempo e recurso investidos para a recuperação dessa área sejam desperdiçados (BRANCALION et al, 2012). Dessa forma, é essencial que se avalie e compreenda a trajetória da regeneração natural nessas áreas de preservação permanente anteriormente ocupadas por povoamentos florestais, a fim de constatar a intensidade de reocupação e principalmente, encontrar indicadores que sejam eficientes para avaliar o estado de evolução e recuperação destas áreas perturbadas ou degradadas.

Desta forma, o objetivo geral deste estudo é avaliar o processo de restauração florestal em áreas pós-colheita de *Pinus* spp. a partir dos indicadores utilizados na resolução SMA 32/2014 do estado de São Paulo, de forma a verificar se estes são

adequados para áreas de Floresta Ombrófila Mista e Densa no estado de Santa Catarina, e avaliar a estrutura horizontal e diversidade da regeneração natural das áreas. Os objetivos específicos são: i) Comparar os resultados dos indicadores ecológicos da SMA 32/2014 com os resultados da estrutura horizontal da regeneração natural; ii) verificar a adequação da legislação para o estado de Santa Catarina; iii) Avaliar o nível do processo de restauração florestal após a colheita de *Pinus* spp.

Para atingir os objetivos propostos, este estudo foi dividido em introdução geral, revisão de literatura e, posteriormente, em dois capítulos, ambos elaborados na forma de artigos científicos. O primeiro capítulo é intitulado: Monitoramento dos indicadores ecológicos da Resolução 32/2014 e fitossociologia em áreas pós-colheita de *Pinus* spp. em Floresta Ombrófila Densa em Santa Catarina. O segundo capítulo é: Avaliação de indicadores ecológicos da Resolução 32/2014 e fitossociologia em áreas pós-colheita de *Pinus* spp. em Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 FLORESTA OMBRÓFILA DENSA

A Floresta Ombrófila Densa (FOD), caracterizada por ser um ecossistema antropizado, que ocupava quase toda a costa brasileira, é uma formação vegetacional complexa e heterogênea, fato constatado pelas inúmeras comunidades e associações de espécies que somente são encontradas nesses ambientes. Essa tipologia faz parte do que se denomina de Mata Atlântica e se estende por quase toda a faixa litorânea do Brasil, do Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul e que representava originalmente 12% da cobertura florestal no território nacional. Dados do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) em 2000 mostram que a cobertura remanescente dessa floresta se restringe a 7,3% da área original (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INPE, 2008).

Essa formação ocupava uma área original de 29.282 km<sup>2</sup> do território catarinense (KLEIN 1978; VIBRANS et al., 2012), sendo uma vegetação característica com altura de até 35 metros e composta por árvores com copa densa e ampla com dossel úmido, possuindo uma alta diversidade de arvoretas, arbustos e ervas e um solo coberto por uma densa serapilheira. Segundo o levantamento do Inventário Florístico e Florestal de Santa Catarina, estima-se que o estado possui aproximadamente 40,1% de cobertura dessa formação (SEVEGNANI; VIBRANS; GASPAR 2013; VIBRANS et al., 2012).

Em Santa Catarina, segundo Klein (1978), o tipo vegetacional da Floresta Ombrófila Densa é subdivido em cinco formações, que compreende fisionomias diferentes de acordo com a altitude em que ocorrem, sendo estas: Aluvial, das Terras Baixas, Submontana, Montana e Altomontana. A Floresta Ombrófila Densa Aluvial é caracterizada como formações ribeirinhas ou mata ciliar, que ocorre ao longo do curso d'água, é uma formação que possui o dossel uniforme e mais aberto, possui muitas palmeiras no extrato dominante e na submata, lianas lenhosas e herbáceas e epífitas na formação.

A Floresta Ombrófila Densa Submontana destaca-se por possuir solos profundos e relevo montanhoso e a presença de palmeiras de pequeno porte e lianas herbáceas. Já a Floresta Ombrófila Densa Montana está situada no alto dos planaltos das serras, possui dossel uniforme e algumas das espécies típicas desta formação são as dos gêneros *Ocotea* e *Nectandra*. A Floresta Ombrófila Densa Altomontana, presente nas maiores

altitudes, é conhecida como floresta nebulosa, por estar localizada em locais com formação de neblina. Entre as espécies de ocorrência, destacam-se as da família Myrtaceae (VELOSO et al., 1991; IBGE, 2012).

De modo geral, as principais famílias encontradas na Floresta Ombrófila Densa são Fabaceae, Moraceae, Sapindaceae, Lauraceae, Meliaceae, Myrtaceae e Annonaceae (SILVA, et al., 2007). Muitas das espécies de maior ocorrência na FOD possuem alto valor econômico, com madeira de alta qualidade, por esse motivo, sofreu fortes alterações dos ecossistemas, por meio da exploração de madeira de espécies nobres. Além disso, muitas áreas antes ocupadas por florestas passaram a ser usadas pela agricultura (QUEIROZ, 1994; SIMINSKI et al., 2004). Essa mudança da paisagem provocada pelo avanço da agricultura gerou aumento da fragmentação e degradação deste ecossistema (PIMM; RAVEN 2000; AIDE et al., 1995; GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; AGUIAR et al., 2005).

## 2.2 FLORESTA OMBRÓFILA MISTA

A Floresta Ombrófila Mista (FOM) é uma das unidades fitoecológicas do Bioma Mata Atlântica que incluía uma área original de aproximadamente 200.000 km<sup>2</sup>, ocorrendo com maior intensidade nos Estados do Paraná (40%), Santa Catarina (31%), Rio Grande do Sul (25%) e apresentando manchas no sul de São Paulo (3%) que se estendem até o sul de Minas Gerais e Rio de Janeiro (1%) (FIGUEIREDO et al., 2010; KLEIN, 1960), com pequenas disjunções em alguns países vizinhos como a Argentina e o Paraguai. É uma formação caracterizada principalmente por ocorrer em grandes altitudes, predominantemente entre 800 e 1200 metros de altitude, casualmente podendo ocorrer em altitudes superiores (AIMI et al., 2017; RODERJAN et al., 2012). A FOM também é conhecida como floresta de Araucária ou Floresta dos Pinhais por apresentar a *Araucaria angustifolia* como principal espécie da formação, ocorrendo com maior frequência e dominando o dossel das florestas (EPAGRI, 2019).

Essa formação possuiu grande importância para a história de ocupação da região Sul do Brasil, devido a vasta extensão territorial que a mesma ocupava e ao seu alto valor econômico (KLEIN, 1960; MEDEIROS et al., 2005). A FOM sofreu intensa exploração de madeira das espécies nobres como *Araucaria angustifolia* (pinheiro do Paraná, Araucária), *Ocotea porosa* (Nees) Barroso (imbuia), *Luehea divaricata* Mart. & Zucc. (açoita-cavalo) e *Cedrela fissilis* Vell. (cedro). Essa exploração gerou a redução

das reservas naturais e introduziu algumas espécies na Lista Oficial das Espécies da Flora Ameaçada de Extinção no Estado de Santa Catarina (CONSEMA, 2014), além de outras espécies não madeireiras que sofrem com a exploração de produtos secundários como *Monteverdia ilicifolia* (Mart. ex Reissek) Biral (espinheira-santa) e *Dicksonia sellowiana* Hook. (xaxim) (NASCIMENTO; LONGHI; BRENA, 2001).

A FOM é subdividida em quatro formações distintas condicionadas ao relevo, altitude e composição florística de cada formação, sendo estas: Floresta Ombrófila Mista Aluvial, Floresta Ombrófila Mista Submontana, Floresta Ombrófila Mista Montana e Floresta Ombrófila Mista Altomontana. Entre as quatro formações apresentadas, as de maior ocorrência no Estado de Santa Catarina são as formações Montana e Altomontana (VELOSO; RANGEL-FILHO; LIMA, 1991; IBGE, 2012).

A FOM Montana ocorre em altitudes inferiores a 1000 m no Sul Brasil (IBGE, 2012), sendo uma formação importante para a conservação dos recursos florestais, conservação dos solos e principalmente para preservação de nascentes, rios, córregos e da biodiversidade existentes no local (OLIVEIRA-FILHO; CARVALHO; FONTES, 2004). As principais espécies observadas nesta formação são *A. angustifolia*, *Ocotea pulchella* (Ness e Mart.) Mez, *Ilex paraguariensis* A. St.-Hil., e *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez.

Já a FOM Altomontana ocorre com altitudes superiores a 1000 m na região e sua maior ocupação se dá na divisa dos Estados de Santa Catarina com o Rio Grande do Sul, principalmente na Serra Catarinense (IBGE, 2012). As florestas altomontanas também conhecidas como nebulares possuem clima úmido e com forte influência sobre a composição florística (FALKENBERG, 2003), gerando características únicas, como o tamanho das folhas menores e o porte das árvores menores (BRUIJNZEEL, 1998). Entre as espécies de maior ocorrência destaca-se *A. angustifolia*, que se sobrepõem no dossel da floresta, também *Podocarpus lambertii* Klotzsch ex Endl. (pinheirinho), *Drimys brasiliensis* Miers, entre outras espécies das famílias Lauraceae e Myrtaceae.

Apesar de ser uma floresta alterada e fragmentada pelas ações antrópicas, essa formação possui grande importância ecológica, por apresentar elevada diversidade, alto nível de controle de erosão, grande acúmulo de matéria orgânica e de serapilheira, conservar a biodiversidade da flora e fauna e, principalmente, por proporcionar a criação de corredores ecológicos (PEREIRA; VIEIRA, 2001; SILVA et al., 2012).

## 2.3 RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA E REGENERAÇÃO NATURAL

A restauração de ecossistemas que sofreram perturbação e degradação é usada há vários anos em diferentes culturas, povos e regiões (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004). No Brasil, a restauração florestal vem sendo realizada desde o século XIX (DURIGAN; ENGEL, 2013), sendo que as primeiras atividades de restauração foram realizadas com a finalidade de proteger e recuperar nascentes (FREITAS, NEVES, CHERNICHARO, 2006). Conforme Brancalion et al. (2010), os primeiros projetos de restauração foram elaborados baseados apenas na sucessão florestal e reconstrução da fisionomia florestal (BELLOTTO et al., 2009). Posteriormente, os projetos se voltaram a observar a florística estrutural da floresta a ser restaurada, passando a desenvolver as técnicas baseadas no estudo de fragmentos florestais bem conservados na região e na sucessão florestal (BRANCALION et al., 2010). Com o passar do tempo e a aplicação das técnicas, buscou-se obter o equilíbrio ambiental por meio do restabelecimento das relações ecológicas do ambiente florestal com espécies nativas (CARPANEZZI; CARPANEZZI, 2005).

As técnicas de recuperação do ecossistema degradado (ALMEIDA, 2006) possuem o objetivo de favorecer o seu estado natural ou condição de ser autossustentável (DIAMOND, 1987), que sejam capazes de iniciar ou acelerar a recuperação do ambiente degradado, respeitando a integridade e a sustentabilidade. As técnicas incluem um nível mínimo de diversidade e variabilidade na estrutura e funcionamento dos processos ecológicos, levando em conta os valores ecológicos, econômicos e sociais, para garantir a construção de uma floresta funcional, sustentável e perpetuada no tempo (SER, 2004).

Brancalion; Gandolfi e Rodrigues (2015) definem restauração ecológica como o processo de induzir a recuperação de ecossistemas alterados, por meio de intervenções humanas intencionais. Portanto, a restauração não significa recuperar integralmente o ecossistema natural, mas sim, contribuir com os processos ecológicos que mantêm a diversidade e o funcionamento da floresta (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004; ENGEL; PARROTA, 2008). Para Rodrigues, Brancalion e Isernhagen (2009) a restauração ecológica de ecossistemas degradados busca restabelecer os processos ecológicos, mas para isso é necessário restituir as condições de interação entre os fatores bióticos e abióticos para garantir o funcionamento e a sucessão da floresta restaurada (KAGEYAMA; GANDARA, 2000; GANDOLFI; RODRIGUES, 2007).

Brancalion et al. (2010) ressaltam que o objetivo da restauração ecológica é o de reestabelecer a floresta, tornando-a capaz de se autoperpetuar, não dependendo da interação e ação do homem. De forma geral, a restauração florestal visa o cumprimento da legislação ambiental, que é reestabelecer o serviço ecossistêmico e de proteção das espécies nativas locais e regionais, conservação da biodiversidade e das paisagens antropizadas. Contudo, a restauração florestal e ecológica ainda necessita de avanços para atingir a efetividade necessária, principalmente nas regiões de floresta tropical e subtropical, das quais estão totalmente inseridos em remanescentes que sofreram com a fragmentação e degradação no período de exploração (BRANCALION et al., 2010).

A restauração ecológica busca proporcionar o restabelecimento de um ecossistema nativo, próximo ao original, tanto na composição, estrutura e funcionamento do ambiente (BRANCALION et al., 2015). Entre as técnicas de restauração, destaca-se a condução da regeneração natural, também conhecida como restauração passiva, em que não se utilizam técnicas de plantio, semeadura ou outras interações silviculturais (MARTINS et al., 2014). Para Dellasala et al. (2003), a restauração passiva consiste no isolamento e eliminação do fator de degradação do ecossistema, para conduzir a restauração de forma natural. Porém, alguns fatores são necessários para realizar a restauração passiva no ecossistema degradado, tais como a capacidade de resiliência do ecossistema, histórico do uso da terra e o contexto da paisagem (HOLL; AIDE, 2011).

A restauração passiva possui baixo custo e confere ao ambiente degradado condições de se reestabelecer mais próximo da estrutura anterior a degradação, (FERRACIN et al., 2013; GARCIA et al., 2011). Porém, cabe ressaltar que o processo da restauração passiva pode ser mais lento quando comparado com as técnicas utilizadas na restauração ativa. A restauração ecológica ativa é utilizada quando a capacidade de resiliência está limitada, não apresenta disponibilidade de autorrecrutamento por falta de fragmentos nativos próximos ou alto nível de degradação e, assim, se faz necessário intervir com estratégias que auxiliam no processo restaurativo (MARTINS; NETO; RIBEIRO, 2015). Entre os métodos de reintrodução dos processos naturais do ecossistema, o plantio de enriquecimento, a semeadura direta, a nucleação e os sistemas agroflorestais são exemplos (BRANCALION et al., 2016; ZAHAWI; REID; HOLL, 2014; REY BENAYAS et al., 2008).

Em áreas com grande resiliência, a restauração passiva ou condução da regeneração natural é a melhor alternativa para recomposição florestal da vegetação

(ALVARENGA; BOTELHO; PEREIRA, 2006). É importante destacar a necessidade de se conhecer a dispersão e a rebrota das espécies florestais, pois são fatores indispensáveis para o sucesso da regeneração natural. A dispersão é a maneira com que ocorre o afastamento das espécies do local de origem, auxiliando no aumento da diversidade da área restaurada (BARBOSA et al., 2008) e na reconstrução do ecossistema semelhante ao original (RODRIGUES et al., 2009; KAGEYAMA; GANDARA, 2006). Bellotto et al. (2009) ressaltam que para obter bons resultados na condução da regeneração natural de ecossistemas perturbados é essencial realizar o monitoramento e avaliação destas áreas.

Sobretudo, podemos destacar a condução da regeneração natural como sendo o procedimento mais econômico para ser utilizado na recuperação de áreas degradadas ou perturbadas com alta resiliência. Por ser uma técnica de baixo custo e fácil implantação, a condução e o monitoramento da regeneração requer baixa mão de obra e pouco ou nenhum uso de insumo, porém, a velocidade de resposta do processo irá depender diretamente do estado de degradação do local e da presença de plântulas, brotações e banco de sementes presentes no solo ou nos arredores da área (ALVARENGA; BOTELHO; PEREIRA, 2006).

#### 2.4 MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO FLORESTAL E O USO DE INDICADORES ECOLÓGICOS

O monitoramento de áreas em processo de restauração é definido como sendo a mensuração contínua dos parâmetros ambientais de funcionamento do ecossistema (ACADEMIA DE CIÊNCIA DO ESTADO DE SÃO PAULO, 1987). Esse constante monitoramento das áreas tem a finalidade de quantificar os serviços ambientais proporcionados (BELLOTTO et al., 2009). Ainda, é importante ressaltar a importância do monitoramento nas diferentes etapas do processo de restauração, pois a avaliação contínua permite obter diversas variáveis que representam as condições da área e é por meio destas variáveis que se pode confirmar se as ações de restauração florestal implantadas na área estão de fato realizando o processo de restauração, perpetuação e aumento da biodiversidade no tempo desejado (BELLOTTO et al., 2009).

O monitoramento das áreas em processo de restauração pode ser dividido em três grupos: a fase de implantação; fase de pós-implantação e a fase de vegetação restaurada. A primeira fase é composta por ações focadas em restaurar as áreas em

estágio inicial do desenvolvimento da regeneração natural ou das mudas implantadas, sendo recomendado realizar as avaliações mensalmente. Na segunda fase sugere-se que as avaliações sejam semestrais. Na terceira fase, sugere-se que as mesmas sejam anuais, com identificação dos indivíduos, medição e classificação quanto aos grupos sucessionais e a síndrome de dispersão (SOUZA; BATISTA, 2004, RODRIGUES et al., 2009).

Mesmo o monitoramento sendo uma fase importante para o sucesso do processo, ainda se tem poucas práticas de monitoramento sistêmico das áreas em restauração, o que ocorre muitas vezes devido à falta de consenso a respeito dos indicadores mais adequados para a avaliação dos processos de restauração florestal (SIQUEIRA; MESQUITA, 2007). Nas últimas décadas ocorreu o aumento da utilização de indicadores ambientais para monitorar áreas perturbadas ou degradadas, em que cada vez mais buscam-se desenvolver instrumentos capazes de medir o processo de restauração florestal, se estes estão sendo eficazes ou não. Os indicadores ecológicos são ferramentas que auxiliam nos processos de recuperação, restauração e monitoramento de áreas que sofreram impactos antrópicos (LIMA, 2015). Decidir a melhor estratégia ou o melhor indicador para restaurar um ecossistema requer o entendimento de uma série de processos ecológicos que ocorrem na comunidade (MORAES et al., 2013).

Os indicadores visam avaliar, além da recuperação visual da paisagem, a reconstrução dos processos ecológicos, mantendo a dinâmica de sucessão vegetal e garantindo a perpetuação e o funcionamento da floresta. Poggiani, Stape e Gonçalves (1998) definem os indicadores como sendo parâmetros qualitativos ou quantitativos, que descrevem características específicas do ecossistema, fazendo com que se chegue a uma conclusão de como se encontra a área. Os indicadores devem ser fáceis de medir, fácil de compreender e representativos do objetivo da avaliação na área, demonstrando claramente a situação do ecossistema (DURIGAN et al., 1998). Devido as mais variadas formas e situações do ecossistema, tem-se a necessidade de investir na padronização de indicadores de monitoramento de áreas restauradas, reafirmando ações necessárias para demonstrar a situação de cada paisagem, para que assim se possa garantir a sucessão e a perpetuação da floresta (BELLOTTO et al., 2009).

A escolha do indicador ecológico parte do levantamento das características da área. Características da regeneração natural são utilizadas como indicador, uma vez que a regeneração recompõe aos poucos a vegetação nativa, além de favorecer a proteção do

solo e a ativação de sucessão secundária (FERREIRA et al., 2010). Além destes, um conjunto muito promissor de indicadores ecológicos para a restauração tem sido usado na maioria dos projetos, por exemplo: diversidade biológica, características estruturais dos estratos vegetativos (MARTINS et al., 2008), grupos ecológicos (MARTINS et al., 2007), síndromes de dispersão, acúmulo e fluxo de ciclagem de nutrientes e propágulos no solo e na serapilheira, área basal (SOUZA, 2000) e também estudos da micro e mesofauna do solo (MARTINS et al., 2009).

A necessidade de restaurar áreas degradadas fez com que o governo do estado de São Paulo desenvolvesse a Resolução SMA nº 32 de 03 de abril de 2014 (SÃO PAULO, 2014), a qual estabelece diretrizes e orientações para a elaboração, execução e monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica no Estado de São Paulo, estabelecendo critérios e parâmetros para avaliar os resultados obtidos e atestar se a área está ou não restaurada no Bioma Mata Atlântica e suas regiões fitoecológicas.

Essa padronização estabelecida pelo estado de São Paulo é importante para a restauração ecológica nos ecossistemas, pois faz com que pesquisadores, agentes envolvidos na fiscalização ambiental, empresas e proprietários rurais que necessitam restaurar áreas, possam utilizar os mesmos padrões para dizer em que estado se encontra a área em processo de restauração. Porém, no estado de Santa Catarina e em muitos outros estados brasileiros não existe a padronização de indicadores ecológicos como subsídio para estudo de restauração ecológica em ambientes degradados. Em Santa Catarina, há apenas uma legislação estadual que prevê a necessidade de recuperar ambientes degradados, restituindo a recomposição da paisagem por meio do plantio de espécies nativas locais ou condução da regeneração natural (SANTA CATARINA, 2009). Considerando que esta lei não indica técnicas ou indicadores adequados de restauração, nota-se a necessidade de serem desenvolvidos estudos que possam fornecer subsídios para a definição de indicadores ecológicos adequados para avaliar áreas em processo de restauração florestal no estado de Santa Catarina, respeitando suas fitofisionomias.

## 2.5 RESOLUÇÃO SMA Nº 32 DE 03/04/2014 DO ESTADO DE SÃO PAULO

O principal objetivo da restauração florestal é reestabelecer as florestas degradadas, até que as mesmas sejam capazes de se autoperpetuar novamente. Contudo, são necessárias iniciativas de recuperação das florestas, buscando as técnicas mais

adequadas para cada área de estudo, e cumprindo com a legislação ambiental. Para atender a demanda por métodos específicos de restauração florestal, a Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo elaborou a Resolução SMA Nº 32 DE 03/04/2014, que estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre a restauração ecológica no Estado de São Paulo e no Bioma Mata Atlântica e, em sequência, foi criada a Portaria CBRN 01/2015, que estabelece a metodologia de coleta de dados e de monitoramento dos projetos de restauração ecológica.

A Resolução SMA 32/2014 abrange técnicas de restauração ecológica, no qual se determina que os projetos de restauração ecológica devem realizar o monitoramento por meio de indicadores ecológicos até a recomposição ser atingida. A resolução enfatiza três indicadores ecológicos capazes de representar o estado de recomposição da área a ser restaurada, sendo os seguintes indicadores: i) Cobertura do solo com vegetação nativa; ii) Densidade de indivíduos nativos regenerantes; iii) Número de espécies nativas regenerantes.

O modo de medição destes indicadores irá depender do tipo de vegetação que se está trabalhando. Para as Florestas Ombrófilas e Estacionais, Restinga, Mata ciliar em Cerrado, Cerradão e Cerrado, medem-se os três indicadores citados acima. Já para áreas de Manguezais, Formações abertas e campestres no bioma Mata Atlântica (Campos de Altitude; Restinga não-florestal), Formações abertas no Bioma Cerrado (Campo Cerrado, Campo Sujo, Campo Limpo ou Campo Úmido), é medido apenas o indicador de cobertura do solo com vegetação nativa (SÃO PAULO, 2014). Ainda, o levantamento dos dados inclui plantas com altura superior a 50 cm medidas da base do solo até a parte viva mais alta, e circunferência à Altura do Peito (CAP) de até 15 cm.

A partir destes indicadores avaliados, as áreas são classificadas em: Adequado: quando foram atingidos os valores esperados no prazo determinado; Mínimo: quando os valores estão dentro da margem de tolerância no prazo determinado, porém, os valores são inferiores ao esperado, o que indica a necessidade da realização de ações corretivas para não comprometer os resultados futuros; Crítico: quando não foram atingidos os valores mínimos esperados no prazo determinado e será exigida a readequação do projeto por meio da realização de ações corretivas (Quadro 1).

A verificação dos indicadores deve ser realizada por meio de parcelas amostrais permanentes, que representam a totalidade da área em restauração. A definição da quantidade de parcelas a serem alocadas é realizada de acordo com a área total de estudo, em hectares. O tamanho da parcela é fixo de 100 m<sup>2</sup>, com 25 m de comprimento

e 4 m de largura e a localização deve ser determinada de forma aleatória. Os valores de referência para atestar a recomposição da área em projeto de restauração ecológica são indicados baseados na idade do processo de restauração para áreas do Bioma Mata Atlântica e inseridas em Florestas Ombrófilas e Estacionais, Restinga e Mata ciliar em região de Cerrado (Quadro 1).

Quadro 1: Valores intermediários de referência para monitoramento dos projetos de restauração ecológica para cada tipo de vegetação.

Florestas Ombrófilas e Estacionais ** / Restinga Florestal ** / Mata Ciliar em região de Cerrado **										
Indicador	Cobertura do solo com vegetação nativa (%)*			Densidade de indivíduos nativos regenerantes (ind./ha)***			No. de espécies nativas regenerantes (n° ssp.) ***			
Nível de adequação	crítico	minímo	adequado	crítico	minímo	adequado	crítico	minímo	adequado	
Valores intermediários de referência	3 anos	0 a 15	15 a 80	acima de 80	-	0 a 200	acima de 200	-	0 a 3	acima de 3
	5 anos	0 a 30	30 a 80	acima de 80	0 a 200	200 a 1000	acima de 1000	0 a 3	3 a 10	acima de 10
	10 anos	0 a 50	50 a 80	acima de 80	0 a 1000	1000 a 2000	acima de 2000	0 a 10	10 a 20	acima de 20
	15 anos	0 a 70	70 a 80	acima de 80	0 a 2000	2000 a 2500	acima de 2500	0 a 20	20 a 25	acima de 25
Valores utilizados para atestar recomposição	20 anos	0 a 80	-	acima de 80	0 a 3000	-	acima de 3000	0 a 30	-	acima de 30

Fonte: São Paulo (2014).

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACADEMIA DE CIÊNCIA DO ESTADO DE SÃO PAULO - ACIESP, **Glossário de ecologia**. São Paulo: Aciesp, 1987.

AGUIAR, A. P. et al. Os Corredores Central e da Serra do Mar na Mata Atlântica brasileira. p. 119-132. In C. Galindo-Leal & I. G. Câmara (eds.). Mata Atlântica Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas. Belo Horizonte. **Fundação SOS Mata Atlântica/Conservação Internacional**. 2005.

AIDE, T. M. et al. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, 77, p. 77-85. 1995.

AIMI, S. C. et al. Estrutura horizontal e influência de características do solo em fragmento de Floresta Ombrófila Mista. **Revista Nativa**, Sinop, v.5, n.2, p.151-156, mar./abr. 2017.

ALMEIDA, D. S. de. Recuperação Ambiental da Mata Atlântica. 2 ed. ver. e ampl. Ilhéus: **Editus**, p. 19. 2006.

ALVARENGA, A. P; BOTELHO, S. A.; PEREIRA, I. M. Avaliação da regeneração natural na recomposição de matas ciliares alvarenga em nascentes na Região Sul de Minas Gerais. **Revista Cerne**, Lavras, v. 12, n. 4, p. 360-372. 2006.

BARBOSA, L. M., BARBOSA, T. C., BARBOSA, K. C. Diversificando o reflorestamento heterogêneo com espécies nativas para recuperação de matas ciliares: orientações, ferramentas e procedimentos técnico-científicos disponibilizados pelo Instituto de Botânica – SMA, In: **II Simpósio de Atualização em Recuperação de Áreas Degradadas. Anais**, p. 04-25. 2008.

BELLOTTO, A. et al. Monitoramento das áreas restauradas como ferramenta para avaliação da efetividade das ações de restauração e para redefinição metodológica, 2009. 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.

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: 17 maio. 2018.

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

BRANCALION, P. H. S. et al. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.34, n.3, p.455-470, 2010.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Restauração Florestal. **Oficina de Textos**, p. 431, 2015.

BRASIL. Lei Federal n.º 12.651, de 25 de maio de 2012. Código Florestal Brasileiro.

**Diário oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF**, mai. 2012.

Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm)>. Acesso em: 20 jul. 2018.

BRUIJNZEEL, L. A. Climatic conditions and tropical montane forest productivity: the fog has not lifted yet. (The Structure and Functioning of Montane Forests: Control by Climate, Soils, and Disturbance). **Ecology**, v. 79, n. 1, p. 10–15, 1998.

CARPANEZZI, A. A., CARPANEZZI, O. T. B., Espécies Nativas Recomendadas para Recuperação Ambiental no Estado do Paraná, em Solos Não Degrados. **Documento 136**, EMBRAPA, 2005.

CONSEMA - Conselho Estadual do Meio Ambiente. Resolução CONSEMA nº51 de 05 de dezembro de 2014. Reconhece a Lista Oficial das Espécies da Flora Ameaçada de Extinção no Estado de Santa Catarina e dá outras providências.

DELLASALA, D. A. et al. A Citizen's Call for Ecological Forest Restoration: Forest Restoration Principles and Criteria. **Revista Ecological Restoration**, v. 21, n. 1, p. 14-23, 2003.

DIAMOND, J. Reflections on goals and on the relationship between theory and practice. In: Jordan, W. R., Gilpin, M. E. e Aber, J.D. (eds). **Restoration Ecology: a synthetic approach to ecological research**. Cambridge University Press, Cambrige. 1987.

DURIGAN, G.; ENGEL, V. L. Restauração de ecossistemas no Brasil: onde estamos e para onde podemos ir? In: MARTINS, S. V. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa: Editora UFV, pp. 41-68. 2013.

DURIGAN, G. et al. Indução do processo de restauração de vegetação de Cerrado em área de pastagem, Assis, AP. **Revista Acta Botânica Brasilica**, Feira de Santana, v. 12, n. 3, p. 421-429, 1998.

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

EPAGRI (Santa Catarina). **Tipos de Florestas em Santa Catarina**. Disponível em: <[http://ciram.epagri.sc.gov.br/ciram\\_arquivos/arquivos/iff/pdf/4.%20Tipos%20de%20florestas%20em%20Santa%20Catarina.pdf](http://ciram.epagri.sc.gov.br/ciram_arquivos/arquivos/iff/pdf/4.%20Tipos%20de%20florestas%20em%20Santa%20Catarina.pdf)>. Acesso em: 12 abr. 2019.

FALKENBERG, D. de B. **Matinhos nebulares e vegetação rupicola dos Aparados da Serra Geral (SC/RS), sul do Brasil**. Campinas, SP. 2003. 558p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia, Campinas, SP. 2003.

FERRACIN, T. P. et al. Passive Restoration of Atlantic Forest Following *Pinus taeda* Harvesting in Southern Brazil. **Restoration Ecology**, v. 21, n.6, p. 770-776, 2013.

FERREIRA, W. C. et al. Regeneração natural como indicador de recuperação de área degradada a jusante da Usina Hidrelétrica de Camargos, MG. **Revista Árvore**, n. 34(4), p. 651-660. 2010.

FREITAS, E. P. et al. Indicadores ambientais para áreas de preservação permanente. R. Bras. Eng. **Revista Agrícola Ambiental**, v.17, n.4, p. 443–449, 2013.

FREITAS, S. R.; NEVES, C. L.; CHERNICHARO, P. Tijuca National Park: two pioneering restorationist initiatives in Atlantic forest in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos. vol. 66, n.4, 2006.

FIGUEIREDO, A. F. O. et al. Crescimento, mortalidade, ingresso e distribuição diamétrica em Floresta Ombrófila Mista. **Revista Floresta**, n; 40(4), p. 763-776. 2010.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). **Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da Mata Atlântica: período 2000 a 2005**. São Paulo: Fundação SOS da Mata Atlântica; Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, Sem paginação. 2008.

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Metodologias e restauração florestal. In: CARGILL (coord.). Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas. São Paulo, **Fundação Cargill**, 2007, p. 109-143.

GARCIA, C. C. et al. Regeneração natural de espécies arbóreas em fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Montana, no domínio da Mata Atlântica, em Viçosa, MG. **Revista Ciência Florestal**, v.21, n. 4, p. 677-688, 2011.

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

HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1558–1563, 2011.

- IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira.** Florianópolis: 2012. 271 p.  
 Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv63011.pdf>>. Acesso em: 12 abr. 2019.
- KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Eds). **Matas ciliares: conservação e recuperação.** São Paulo: Universidade de São Paulo – Fapesp. 261 p. 2000.
- KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. B. Restauração e conservação de ecossistemas tropicais. In: CULLEN, L. et al. **Métodos de estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre.** Curitiba: UFPR, p. 383-394. 2006.
- KLEIN, R. M. **Contribuição ao conhecimento da flora e da vegetação do Vale do Itajaí, Santa Catarina.** São Paulo, 1978. 412 f. Tese (Doutorado em Botânica) – Universidade Estadual de São Paulo, São Paulo, 1978.
- KLEIN, R. M. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. **Sellowia**, 12 (12): 17-44; 1960.
- LEITE, P. F.; KLEIN, R. M. Vegetação. In **Geografia do Brasil: Região Sul. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**, Rio de Janeiro, v. 2, p.113-150, 1990.
- LIMA, P. A. F; Indicadores Ecológicos: ferramentas para o monitoramento do processo de restauração ecológica. **Embrapa Cerrados Planaltina**, DF, 2015. Ed. 1.
- LINGNER, D. V. et al. Fitossociologia do componente arbóreo/arbustivo da Floresta Ombrófila Densa no Estado de Santa Catarina. 2013. In: VIBRANS, A.C; SEVEGNANI, L.; GASPER, A. L. de; LINGNER, D. V. (eds.). **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, Vol. IV, Floresta Ombrófila Densa.** Blumenau. **Edifurb.** 2013.
- MARTINS, S. V. et al. Manual de procedimentos gerais para restauração florestal no Estado do Espírito Santo. Vitória: **CEDAGRO**, 2014. 23 p.
- MARTINS, S. V. et al. Colonization of gaps produced by death of bamboo clumps in a semideciduous mesophytic forest in southeastern Brazil. **Pant Ecology**, v.172, n.1, p.121-131, 2007.
- MARTINS, S. V. et al. Sucessão ecológica: funcionamento e aplicação na restauração de ecossistemas florestais. In: MARTINS, S.V. (Ed.) **Ecologia de florestas tropicais do Brasil.** Viçosa: UFV, 2009. P. 19-51.
- MARTINS, S. V. et al. Caracterização do dossel e do estrato de regeneração natural no sub-bosque e em clareiras de uma floresta estacional semideciduosa no município de Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v.32, n. 4, p. 759-767, 2008.

MARTINS, S. V.; NETO, A. M.; RIBEIRO, T. M. Uma abordagem sobre a diversidade de técnicas de restauração ecológica. In: **Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados**. 2ed. – Viçosa, MG: UFV, p. 19-41, 2015.

MEDEIROS, J. de D. Os estados da Mata Atlântica – Santa Catarina. In: Mata Atlântica - uma rede pela floresta. CAMPANILI, M.; PROCHNOW, M. (Org.). Brasília: RMA, p. 45-57. 2006.

MEDEIROS, J. D.; SAVI, M.; BRITO, B. F. A. Seleção de áreas para criação de Unidades de Conservação na Floresta Ombrófila Mista. **Revista Biotemas**, v. 18, n. 2, p. 33-55, 2005.

MORAES, L. F. D. et al. **Manual técnico para a restauração de áreas degradadas no Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico, 2013.

NASCIMENTO, A. R. T.; LONGHI, S. J.; BRENA, D. A. Estrutura e Padrões de Distribuição Espacial de Espécies Arbóreas em uma Amostra de Floresta Ombrófila Mista em Nova Prata, RS. **Revista Ciência Florestal**, Santa Maria-RS, v.11, n.1, p.105-119, 2001.

NIMER, E. Climatologia do Brasil. Rio de Janeiro: **IBGE**. 422 p., 1979.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CARVALHO, D.; A.; FONTES, M. A. L. Variações estruturais do compartimento arbóreo de uma Floresta Semidecídua Alto-Montana na chapada das Perdizes, Carrancas, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, n. 2, p. 291-309, 2004.

PEREIRA, C. A.; VIEIRA, I. C. G. A importância das florestas secundárias e os impactos de sua substituição por plantios mecanizados de grãos na Amazônia. **Revista Interciencia**, Caracas, v. 26, p. 337- 341, 2001.

PIMM, S. L.; RAVEN, P. Extinction by numbers. **Revista Nature**, v. 24, p. 843-845. 2000.

POGGIANI, F., STAPE, J. L., GONGALVES, J. L. M. Indicadores de sustentabilidade das plantações florestais. **Série Técnica IPEF**, v.12, n.31, p. 33-44, 1998.

QUEIROZ, M. H. de. **Approche Phytoécologique et Dynamique de Formation Végétales Secondaires Développées Après Aband des Activités Agricoles, dans le Domaine de la Forêt Ombrophile Dense de Versant (Forêt Atlantique) à Santa Catarina – Brésil**. 1994. Tese (Doutorando) – Ecole Nationale du Genie Rural, des Eaux et des Forests, Nancy – França, 1994. 251 p.

REY BENAYAS, J. M.; BULLOCK, J. M; NEWTON, A. C. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. **Frontiers in Ecology and Environment**, v.11, n. 6, p. 329–336, 2008.

RODERJAN, C. V. et al. As unidades fitogeográficas do Estado do Paraná. **Revista Ciência e Ambiente**, n. 1, p. 75-92, 2012.

RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Revista Biological Conservation**, Amsterdam, v. 142, p. 1242-1255. 2009.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Org.). Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: LERF/ESALQ: **Instituto BioAtlântica**, 2009.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para recuperação de florestas ciliares. In: Rodrigues, R. R. & Leitão Filho, H.F. (Ed.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**, 3 ed. São Paulo: EDUSP, Fapesp, 2004. p.235- 248.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Ed). Matas Ciliares: conservação e recuperação. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2000. P. 235-248.

SANTA CATARINA, Lei Estadual nº 14.675, de 13 de abril de 2009. **Código Estadual do Meio Ambiente**. Governo Estadual de Santa Catarina. SC. 13 abr. 2009. p13.

Disponível em:

[http://www.pmf.sc.gov.br/arquivos/arquivos/pdf/20\\_12\\_2013\\_14.30.40.b479cb7a256a963c9e0bbf87bd860d38.pdf](http://www.pmf.sc.gov.br/arquivos/arquivos/pdf/20_12_2013_14.30.40.b479cb7a256a963c9e0bbf87bd860d38.pdf) Acesso em: 06 jul. 2019.

SANTA CATARINA, Atlas de Santa Catarina. Rio de Janeiro: **Aerofoto Cruzeiro**, 1986. 173 p.

SÃO PAULO. Resolução SMA nº32, de 03 de abril de 2014. Estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no Estado de São Paulo, e dá providências correlatas. **Diário oficial do estado de São Paulo**, São Paulo, SP, 04 abr. 2014. p36-37.

SER. **Princípios da SER Internacional sobre a restauração ecológica**. Estados Unidos, 2004. Disponível em: <http://www.ser.org/docs/default-document-library/ser-primer-portuguese.pdf>. Acesso em: 20 jun. 2018.

SEVEGNANI, L.; VIBRANS, A. C.; GASPAR, A. L. Considerações finais sobre a floresta ombrófila densa e restinga. In: VIBRANS, A. C; SEVEGNANI, L.; GASPAR, A. L, DE; LINGNER, D. V. (eds). Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, Vol. IV, Florestal Ombrófila Densa. Blumenau. **EDIFURB**. 2013.

SILVA, A. C. et al. Relações Florísticas e Fitossociologia de uma Floresta Ombrófila Mista Montana Secundária em Lages, Santa Catarina. **Revista Ciência Florestal**, Santa Maria-RS, v. 22, n. 1, p.193-206. 2012.

SILVA, W. C. et al. Estudo da Regeneração Natural de espécies arbóreas em fragmento de Floresta Ombrófila Densa, Mata das Galinhas, no Município de Catende, zona da mata sul de Pernambuco. **Revista Ciência Florestal**, Santa Maria-RS, Ciência Florestal, Santa Maria, v. 17, n. 4, p. 321-331. 2007.

SIMINSKI A. et al. Secondary Forest Succession in the Mata Atlantica, Brazil: Floristic and Phytosociological Trends. **ISRN Ecology**. v. 2011, p. 1-19, 2011.

SIMINSKI, A. et al. Sucessão florestal secundária no município de São Pedro de Alcântara, litoral de Santa Catarina: Estrutura e Diversidade. **Revista Ciência Florestal**, Santa Maria-RS, v. 14, n. 1, p. 21-33. 2004.

SIQUEIRA, L. P. de; MESQUITA, C. A. B. Meu pé de Mata Atlântica: experiências de recomposição florestal em propriedades particulares no Corredor Central. Ed. 1, Rio de Janeiro: **Instituto BioAtlântica**, 2007. 188p.

SOUZA, F. M. de. **Estrutura e dinâmica do estrato arbóreo e da Regeneração natural em áreas restauradas**. Piracicaba - SP, 2000. 78f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP, 2000.

SOUZA, F. M. de; BATISTA, J. L. F. Restoration of seasonal semideciduous forest in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management, Amsterdam**, v. 191, n. 1/3, p. 185-200. 2004.

VELOSO, H. P.; RANGEL-FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: **IBGE**. 124 p. 1991.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

VIBRANS, A.C. et al. Ordenação dos dados de estrutura da Floresta Ombrófila Mista partindo de informações do inventário florístico-florestal de Santa Catarina: resultados de estudo-piloto. **Revista Ciência Florestal**, Santa Maria-RS, v. 18, n. 4, p. 511-523, 2008.

ZAHAWI, R. A.; REID, J. L.; HOLL, K. D. Hidden Costs of Passive Restoration. **Restoration Ecology**, v. 22, n.3, p. 284-887, 2014.



### 3 CAPÍTULO I – INDICADORES ECOLÓGICOS DA RESOLUÇÃO SMA 32/2014 E FITOSSOCIOLOGIA EM ÁREAS PÓS-COLHEITA DE *Pinus* spp. EM FLORESTA OMBRÓFILA DENSA EM SANTA CATARINA

#### RESUMO

A restauração ecológica é um processo que auxilia na recuperação de um ecossistema degradado, sendo cada vez mais frequente no Brasil, principalmente em função da alta demanda de regularização ambiental. Desta forma, o objetivo deste estudo foi avaliar o processo de restauração florestal em áreas de preservação permanente pós-colheita de *Pinus* spp., baseando-se na metodologia proposta pela resolução SMA 32/2014 do Estado de São Paulo, juntamente com o levantamento fitossociológico da regeneração natural, com a finalidade de verificar a adequação da metodologia para as áreas de Floresta Ombrófila Densa no Estado de Santa Catarina. Para isso, foram alocadas 19 parcelas de 25 m x 4 m na Fazenda Corote em Bom Retiro- SC (FOD), que se encontra em processo de restauração a cerca de 12 anos. Avaliou-se três indicadores, sendo: cobertura do solo (incluindo todas as formas de vida), densidade de indivíduos e número de espécies nativas regenerantes, além dos descritores fitossociológicos. Os resultados encontrados para os indicadores foram: 94,24% de cobertura de solo, densidade de 1.077,0 ind./ha e 99 espécies nativas distribuídas em 33 famílias e 66 gêneros. Os três indicadores avaliados se fizeram superior aos valores de referência propostos pela resolução. No levantamento fitossociológico foram amostrados 913 indivíduos, distribuídos em 90 espécies, 60 gêneros e 30 famílias. As espécies com maior IVI foram *Cupania vernalis* (8,71%), seguido de *Bernardia pulchella* (5,93%), *Aureliana wettsteiniana* (5,25%), *Clethra scabra* (5,22%), e *Matayba elaeagnoides* (4,51%). O índice de diversidade de Shannon (3,76) e o índice de Pielou (0,81) confirmaram a alta diversidade e a baixa dominância presente na área. Por fim, concluiu-se que os indicadores apresentaram resultados favoráveis e acima dos parâmetros estabelecidos para áreas de Floresta Ombrófila Densa, sendo que a área apresentou grande diversidade de espécies, sendo fundamental para que ocorra a sucessão ecológica. Entretanto, a inclusão de espécies herbáceas, lianas e gramíneas na avaliação da cobertura do solo foi eficiente e necessária para melhor representar a área. Sendo assim, os resultados demonstraram a necessidade de incluir novos parâmetros, tais como o cálculo de suficiência amostral, a avaliação de outras formas de vida para a cobertura do solo, além das adaptações dos valores de referência utilizados para atestar a restauração, uma vez que os utilizados em São Paulo foram inferiores aos resultados neste estudo.

**Palavras-chave:** Monitoramento, Adequação Ambiental, Restauração ecológica.

#### ABSTRACT

Ecological restoration is a process that helps in the recovery of a degraded ecosystem, being more and more frequent in Brazil, mainly in the functions of high demand for environmental regularization. Thus, the objective of this study was to evaluate the forest restoration process in areas of permanent post-harvest preservation of *Pinus* spp., based on the methodology proposed by SMA Resolution 32/2014 of the State of São Paulo, together with the phytosociological survey of natural regeneration, in order to verify the adequacy of the methodology for the areas of Dense Rainforest in the State of Santa Catarina. For that, 19 plots of 25 m x 4 m were allocated at Fazenda Corote in Bom Retiro - SC (FOD), which has been in the process of being restored for about 12 years. Three indicators were evaluated, being: soil cover (including all forms of life), density of individuals and number of native regenerating species, in addition to phytosociological descriptors. The results found for the indicators were: 94.24% of soil cover, density of 1,077.0 ind./ha and 99 native species distributed in 33 families and 66 genera. The

three indicators evaluated were higher than the reference values proposed by the resolution. In the phytosociological survey, 913 individuals were sampled, distributed in 90 species, 60 genera and 30 families. The species with the highest IVI were *Cupania vernalis* (8.71%), followed by *Bernardia pulchella* (5.93%), *Aureliana wettsteiniana* (5.25%), *Clethra scabra* (5.22%), and *Matayba elaeagnoides* (4, 51%). The Shannon diversity index (3.76) and the Pielou index (0.81) confirmed the high diversity and low dominance present in the area. Finally, conclude that the indicators present favorable results and above the parameters defined for areas of the Dense Ombrophylous Forest, with the area showing great diversity of species, being essential for the ecology to occur successfully. However, the inclusion of herbaceous, liana and grass species in the assessment of soil cover was efficient and necessary to improve the utilization of the area. Thus, the results demonstrate the need to include new parameters, such as the calculation of sample sufficiency, an assessment of other forms of life for land cover, in addition to adaptations of the reference values used to certify a restoration, once that used in São Paulo were lower than the results of this study.

**Key-words:** Monitoring, Environmental Adequacy, Ecological Restoration.

### 3.1 INTRODUÇÃO

A Floresta Ombrófila Densa é uma das regiões fitoecológicas inseridas no Bioma Mata Atlântica (LEITE e KLEIN, 1990), com grande diversidade de espécies (MYERS et al., 2000, GALINDO-LEAL; CAMARA, 2005). A redução da área original está associada ao desmatamento, exploração e pecuária, que resultou em um alto índice de degradação e até a extinção de espécies endêmicas da formação (BORÉM; OLIVEIRA-FILHO, 2002). A redução dos remanescentes ocasionou maior atenção com a preservação e restauração dos ambientes degradados (DORNELES; NEGRELLE, 2000).

Araújo et al. (2004) afirmam que a regeneração natural de um ambiente degradado é influenciada pelas condições da vegetação, tanto no entorno quanto na área em restauração, influenciando na dinâmica da comunidade pela entrada de novos propágulos. O levantamento florístico e estrutural da regeneração natural dos ecossistemas em processo de restauração se faz eficiente no conhecimento das condições do ecossistema e da composição da estrutura florística do estrato regenerativo, altamente influenciado por ações antrópicas no processo inicial de sucessão da vegetação (DARONCO; MELO; DURIGAN, 2013; MIRANDA NETO et al. (2012); MENDES, 2002). Segundo Borém e Ramos (2001), conhecer a composição florística contribui para ações de manejo, conservação e recuperação desses ecossistemas degradados, destacando a avaliação do componente florístico regenerativo por meio da restauração ecológica (BRANCALION et al., 2015).

A restauração ecológica é definida como um processo capaz de auxiliar a recuperação de um ecossistema degradado, danificado ou alterado por ações antrópicas (SER, 2004). Uma das alternativas para a restauração é recompor a vegetação degradada por meio da condução da regeneração natural (ALVARENGA et al., 2006). Porém, para se obter sucesso na condução da regeneração natural, é necessário realizar o monitoramento dos processos ecológicos até o restabelecimento da floresta (RODRIGUES et al., 2013). O monitoramento da restauração pode ser realizado por meio de indicadores ecológicos (MANOLIADIS, 2002). Esses indicadores servem para detectar se o processo de sucessão necessita ou não sofrer intervenções, bem como concluir se o ambiente já apresenta condições de se autossustentar (MARTINS, 2009).

Apesar da importância do tema, pouca atenção tem sido dada à avaliação e monitoramento das áreas degradadas no Brasil. Parte desse problema está relacionada à forma como a restauração é interpretada tanto pelos órgãos públicos licenciadores como pelas empresas que contratam e executam o serviço. O Estado de São Paulo, vendo a necessidade de padronizar a avaliação de áreas em processo de restauração, criou a Resolução SMA N° 32, de 03 de abril de 2014, em que estabelece orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no Estado. Contudo, no estado de Santa Catarina e em muitos outros estados brasileiros não existe uma padronização de indicadores ecológicos com a finalidade de avaliar as áreas em processo de restauração, dificultando a interpretação da situação e trajetória dessas áreas.

Diante destes fatores, o objetivo deste estudo foi avaliar o processo de restauração florestal em áreas de preservação permanente pós-colheita de *Pinus* spp., baseando-se nos indicadores utilizados na resolução SMA 32/2014 do estado de São Paulo e os comparando com o levantamento fitossociológico do componente regenerativo, de forma a verificar se estes são adequados para serem usados em projetos de restauração em fragmentos de Floresta Ombrófila Densa no Estado de Santa Catarina.

## 3.2 MATERIAL E MÉTODOS

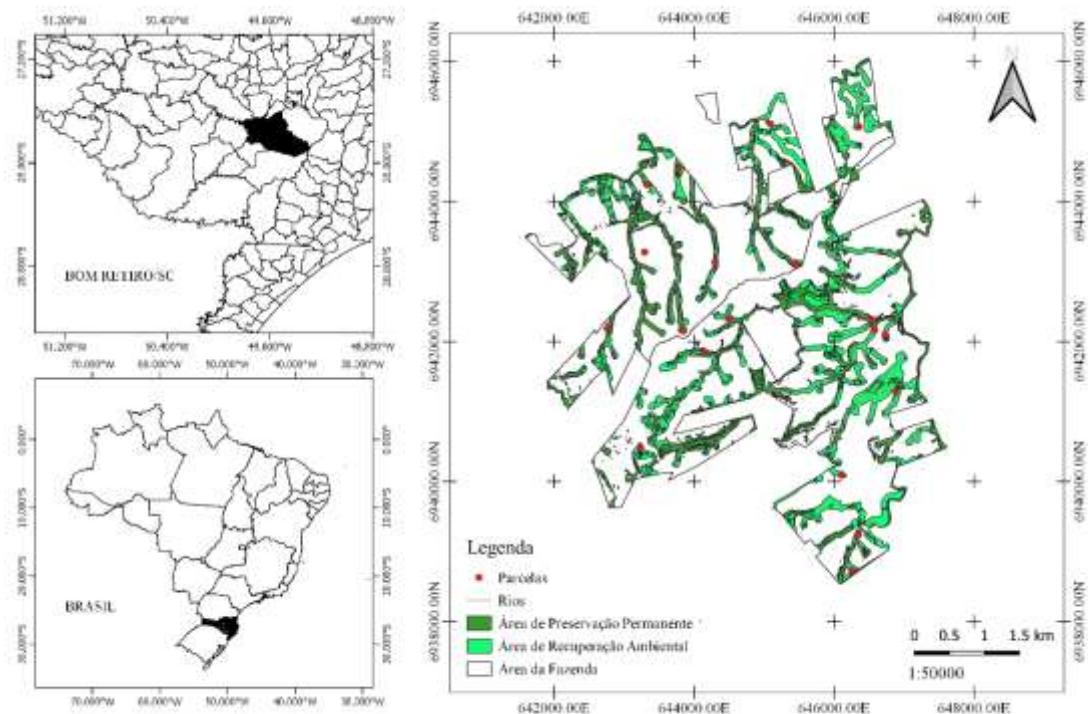
### 3.2.1 Descrição da área de estudo

O estudo foi realizado nas Áreas de Preservação Permanente (APP's) associadas com nascentes e rios da fazenda Corote pertencentes à empresa Klabin S.A, no

município de Bom Retiro, SC, com coordenadas UTM, 22J, X: 645.026,29m e Y: 6.942.419,06m (Figura 1). A área total da fazenda é de 2074,2 ha, sendo 610,5 ha destinados às APPs.

O estudo foi realizado unicamente nas áreas de APP que eram anteriormente ocupadas por plantios do gênero *Pinus*. Estas áreas foram delimitadas e realizou-se o corte dos indivíduos do gênero *Pinus* presentes na área, dando início do processo de recuperação da área, segundo a determinação da Lei n° 12.651/2012 (BRASIL, 2012). As parcelas foram alocadas aleatoriamente, de forma que possibilitessem uma representação adequada da diversidade presente na área de estudo.

Figura 1: Mapa de localização das parcelas na Fazenda Corote, município de Bom Retiro, SC.



Fonte: Próprio autor, 2020.

A fazenda Corote está localizada no município de Bom Retiro - SC, e está inserida em ecótono da Floresta Ombrófila Densa (FOD) em transição com Floresta Ombrófila Mista. A fazenda pertence à região hidrográfica do Vale do Itajaí (RH7) (IBGE, 2012). O clima é caracterizado como mesotérmico úmido (Cfb), com verão fresco e temperatura média de 17,7°C, sem estação seca definida (ALVARES et al., 2013). O solo é classificado como sendo Cambissolo com horizonte A proeminente com textura argilosa (BATISTA, 2012).

Há aproximadamente 12 anos a fazenda Corote passou pela sua primeira intervenção, que consistiu na retirada de indivíduos de *Pinus* spp. presente em Áreas de Preservação Permanente. Após a eliminação de *Pinus* spp., principal fator de degradação da área, iniciou-se então, o processo de restauração por meio da condução da regeneração natural presente nas APP's.

Viera (2019) relata a importância da área em questão, por se tratar de APP e por serem classificadas como Áreas de Alto Valor de Conservação (AAVC), por possuírem espécies de grande importância para a formação, endêmicas e de alto valor de conservação e ameaçadas de extinção. A conservação destas áreas é relevante para a proteção destes remanescentes, da paisagem, nascentes e rios importantes para a região.

### 3.2.2 Coleta de dados

Foram alocadas 19 parcelas retangulares com dimensões de 25 m x 4 m (100 m<sup>2</sup>) de forma aleatória, para a avaliação do componente regenerativo. Aplicou-se duas metodologias de estudo, sendo a primeira o levantamento dos indicadores ecológicos baseados na resolução da Secretaria do Estado do Meio Ambiente de São Paulo, SMA/32 de 03 de abril de 2014; e a segunda corresponde ao levantamento da composição florística e estrutura baseados nos parâmetros fitossociológicos.

As avaliações dos indicadores propostas foram feitas com base nos parâmetros estabelecidos na resolução SMA 32/2014, sendo estes: avaliação da cobertura do solo com vegetação nativa, levantada por meio da soma das medidas dos trechos da linha amostral cobertos pela copa da vegetação (Figura 2A), sendo estas árvores e arbustos (SÃO PAULO, 2014) e a cobertura do solo com herbáceas, lianas e gramíneas nativas (Figura 2B). O uso de herbáceas, lianas e gramíneas nativas é uma adaptação da legislação proposta neste estudo, devido as características naturais do ecossistema avaliado, em que a vegetação herbácea de lianas e as gramíneas nativas possuem um papel fundamental no processo inicial de restauração florestal.

O levantamento dos indicadores ecológicos foi realizado nas 19 parcelas alocadas, sendo incluídos indivíduos arbóreos e arbustos e herbáceos pertencentes ao componente regenerativo com altura superior a 50 cm e com circunferência a altura do peito menor que 15 cm ou inexistente ( $H \geq 50$  cm e  $CAP < 15$  cm) (SÃO PAULO, 2014). O levantamento dos dados fitossociológicos foi realizado com os mesmos indivíduos amostrados nos indicadores, considerando indivíduos com altura superior a

50 cm. Ainda foi mensurado o DAC (Diâmetro a altura do colo) dos indivíduos com altura inferior a 1,30 e para indivíduos com altura superior foi realizado o DAP (Diâmetro a altura do peito = 1,30).

A identificação das espécies, sempre que possível, foi realizada *in loco*, e quando não reconhecidas em campo, as espécies foram coletadas e posterior identificação por especialistas ou em laboratório com base em bibliografias especializadas.

### 3.2.3 Análise e processamento de dados

A análise e processamento de dados dos indicadores foi realizada baseando nos parâmetros estabelecidos na resolução (SÃO PAULO, 2014). Para o indicador “cobertura do solo com vegetação nativa” foi realizado somatório dos trechos em relação ao comprimento total da parcela (25 m) que é usada para calcular a porcentagem (%) de cobertura presente (Equação 1) de arbóreas, arbustivas, herbáceas e lianas.

O valor final considerado para o indicador cobertura de solo com vegetação nativa, será o valor obtido por meio da cobertura média, considerando todas as parcelas amostradas na área avaliada (Equação 2) (SÃO PAULO, 2014):

$$\text{Cobertura por parcela (\%)} = \frac{(\text{trecho 1} + \text{trecho 2} + \dots + \text{trecho } n)}{25} \times 100 \quad (1)$$

25

$$\text{Indicador cobertura (\%)} = \frac{(\text{cob. parc1} + \text{cob. parc2} + \dots + \text{cob. parcn})}{n^{\circ} \text{ de parcelas}} \quad (2)$$

*n° de parcelas*

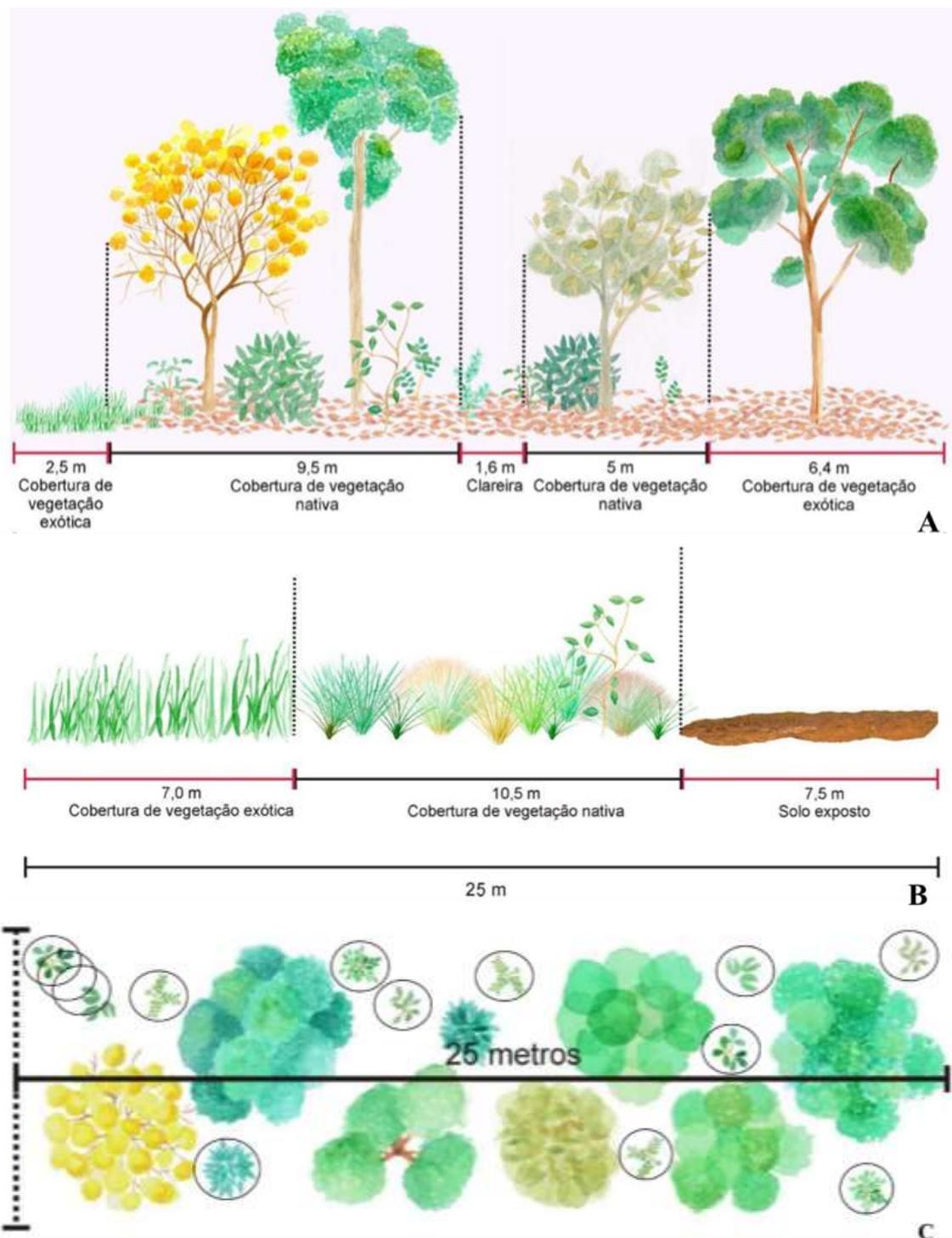
O indicador “Densidade de indivíduo regenerante nativo” foi transformado em densidade de indivíduos por hectare (ind./ha) (Equação 3) e o valor final do indicador se refere a média das parcelas amostradas (Equação 4) (SÃO PAULO, 2014).

$$\text{Densidade parcela (ind ha\textsuperscript{-1})} = \frac{(\text{nº indivíduos encontrados na parcela})}{0,01} \quad (3)$$

$$\text{Densidade ind. (ind ha\textsuperscript{-1})} = \frac{(\text{dens.parc1} + \text{dens.parc2} + \dots + \text{dens. parc n})}{n^{\circ} \text{ de parcelas}} \quad (4)$$

No indicador “Número de espécies nativas regenerantes” (Figura 2c) foi realizada a identificação de todos os indivíduos amostrados na área de estudo. A identificação resultou em uma lista única de espécies para a área amostrada.

Figura 2: Representação da área da parcela e linha amostral no centro, em que se realiza as avaliações de cobertura de solo com vegetação nativa. (A) cobertura de copa arbóreas e arbustivas; (B) Cobertura de espécies herbáceas, Grámineas e Lianas; (C) Representação da Densidade de individuo regenerante nativo.



Fonte: Adaptado de São Paulo, 2014.

Com base nos dados obtidos em campo, calcularam-se os valores das áreas e estes foram comparados com os valores de referência propostos na resolução (Quadro 2). Os valores de referência, que indicam a situação em que as áreas em restauração se encontram, são divididos em três classificações: (a) Adequado, quando se atinge os valores esperados no prazo determinado; (b) Mínimo, valores estão dentro da margem de tolerância para o prazo, porém são inferiores ao esperado e é necessário realizar ações corretivas para não comprometer os resultados; (c) Nível crítico, quando não se atingiu os valores mínimos esperados no prazo determinado, nesse caso se exige readequação do projeto por meio de medidas corretivas (SÃO PAULO, 2014).

Quadro 2: Valores intermediários de referência para o monitoramento dos projetos de restauração ecológica no Bioma Mata Atlântica em Floresta Ombrófila.

Indicador	Cobertura do solo com vegetação nativa (%)			Densidade de indivíduos regenerantes (ind./ha)			Número de espécies nativas regenerantes (nº spp.)		
Nível	Crítico	Mínimo	Adequado	Crítico	Mínimo	Adequado	Crítico	Mínimo	Adequado
<b>5 anos</b>	0 a 30	0 a 80	> 80	0 a 200	200 a 1000	>1000	0 a 3	3 a 10	>10
<b>10 anos</b>	0 a 50	0 a 80	>80	0 a 1000	1000 a 2000	>2000	0 a 10	10 a 20	>20
<b>15 anos</b>	0 a 70	0 a 80	>80	0 a 2000	2000 a 2500	>2500	0 a 20	20 a 25	>25
<b>Valores que atestam a recomposição</b>	0 a 80	-	>80	0 a 3000	-	>3000	0 a 30	-	>30

Fonte: São Paulo (2014).

Com relação ao Levantamento fitossociológico e análise da estrutura horizontal, considerou-se os estimadores propostos por Mueller-Dombois e Ellemburg (1974), sendo estes, densidade, dominância, frequência e o valor de importância, índice de Shannon ( $H'$ ) e a equabilidade pelo índice de Pielou ( $J'$ ).

Após identificação das espécies amostradas, estas foram classificadas quanto à família; grupo ecológico: pioneira (P), secundária inicial (Si), secundária tardia (St) e clímax (C) (BUDOWSKI, 1965); síndrome de dispersão: zoocórica (Zoo), anemocórica (Ane) e autocórica (Aut) (VAN DER PIJL, 1982) e status de conservação das espécies, especificamente quanto às espécies consideradas ameaçadas de extinção, em nível escala global pela União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN, 2018), Lista Oficial de Espécies da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção (MMA, 2014),

além da Resolução CONSEMA 051/2014, que reconhece a Lista Oficial das Espécies da Flora Ameaçada de Extinção no Estado de Santa Catarina (CONSEMA, 2014).

Os dados fitossociológicos e da dissimilaridade foram analisados no programa estatístico R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019), com auxílio da biblioteca Vegan (OKSANEN et al., 2014). O resultado da dissimilaridade foi demonstrado por meio do Dendrograma, que utilizou valores da matriz de similaridade de Ranks, que usa um algoritmo apropriado para calcular a distância entre os agrupamentos, de forma a permitir a comparação entre parcelas e a visualização dos blocos.

O Índice de dissimilaridade estrutural foi realizado com base nos dados quantitativos, densidade indivíduos, cobertura do solo e número de espécies por parcela, e o coeficiente adequado para análise destes dados é a Distância Euclidiana, que tem a finalidade de agrupar as parcelas com maior semelhança entre si, buscando identificar características a campo que descrevam a similaridade entre as parcelas do mesmo grupo, e a dissimilaridade dos demais grupos.

A análise de agrupamento construída a partir da matriz de distância de dados quantitativos ordenou as parcelas quanto a sua semelhança, indicando os grupos com maior semelhança. As matrizes foram ordenadas conforme a distância entre os centroides (HAIR et al., 2009).

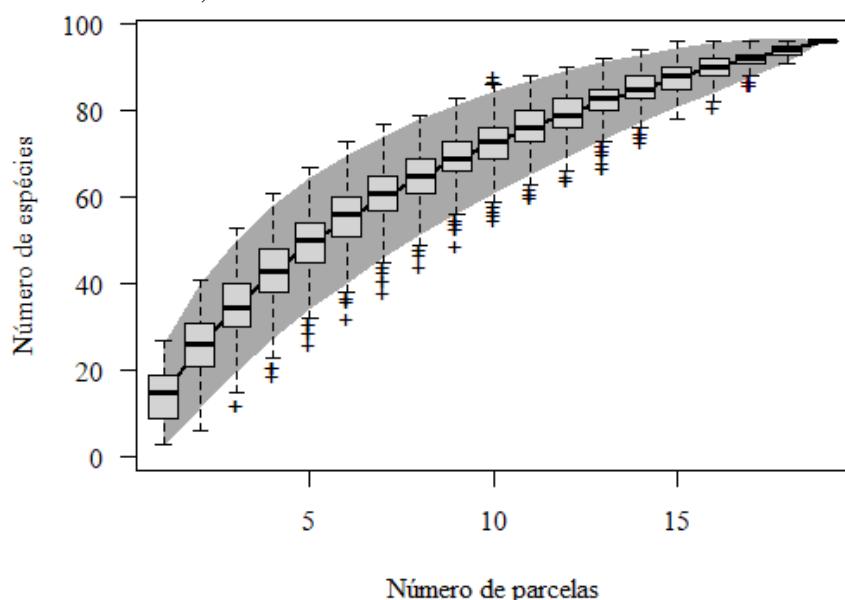
A Dissimilaridade Florística foi realizada por meio dos dados qualitativos de indivíduos e espécies amostradas nas parcelas, e o coeficiente adequado utilizado neste foi a Distância de Bray-Curtis. Os agrupamentos florísticos gerados foram feitos por meio da análise de agrupamento de dados qualitativos, em que o coeficiente adequado é a Distância de Bray-Curtis (1957). A dissimilaridade de Bray-Curtis, junta os grupos e os classifica quanto a diferente composição florística (BESELGA et al., 2010).

A suficiência amostral da área foi realizada no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019), com auxílio da biblioteca Vegan (OKSANEN et al., 2014). Esta foi verificada por meio da construção da curva de acumulação de espécies, desenvolvida pelo método de aleatorização, com 1000 permutações. O cálculo da suficiência amostral foi utilizado para verificar se o número de parcelas era suficiente, já que para o tamanho da área em questão, a resolução sugere o número de 50 parcelas, podendo um número menor, a partir do cálculo da suficiência, já ser representativo. Por este motivo optou-se por adaptar e calcular a suficiência por meio de métodos estatísticos.

### 3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O esforço amostral da área se fez suficiente e adequado para quantificar a diversidade de espécies presente no componente regenerativo, uma vez que a curva tende a estabilidade (Figura 3). A suficiência amostral dos dados foi baseada nos valores propostos por Kersten e Galvão (2011), que citam que se atinge a suficiência amostral quando o acréscimo de 10% na área permite a inclusão de no máximo 5% de novas espécies amostradas no levantamento. Deste modo, a regeneração natural apresentou um ganho de 3,74%, considerando as 19 parcelas amostrais instaladas, estando abaixo do proposto por Kersten e Galvão (2011), ou seja, a chance de encontrar uma nova espécie é baixa.

Figura 3: Curva de acumulação de espécies da regeneração natural presente na Fazenda Corote em Bom Retiro, SC.



Fonte: Próprio autor, 2020.

#### 3.3.1 Cobertura do solo com vegetação nativa

As áreas de APP da fazenda estão há aproximadamente 12 anos em processo de restauração ecológica e apresentam 94,24% de cobertura do solo com vegetação nativa, composto de 63,27% de cobertura da copa das árvores, 30,97% de cobertura do solo está coberto herbáceas e gramíneas nativas e 5,76% da área possui algum grau de exposição do solo. A resolução estabelece a avaliação de espécies arbóreas e arbustivas na cobertura do solo por copa (SÃO PAULO, 2014), contudo, neste estudo foram

incluídas nas avaliações todas as formas de vida: herbáceas, ervas, lianas, gramíneas e subarbustos nativos. Além das espécies arbóreas que dominam os ecossistemas, as plantas herbáceas são de grande importância por apresentarem adaptações de sobrevivência em diferentes ambientes (MÜLLER; WAECHTER, 2001).

Considerando os valores de cobertura do solo propostos pela resolução (SÃO PAULO, 2014) (Quadro 2), a área de estudo se encontra no nível adequado, com 94,24% de solo coberto por vegetação nativa (considerando todas as formas de vida), sendo recomendado cobertura do solo superior a 80% em área com 10 e 15 anos de restauração.

É importante enfatizar que o valor de cobertura do solo com vegetação nativa só se fez superior ao previsto na resolução porque se considerou no levantamento a cobertura do solo composta por herbáceas, ervas, lianas, gramíneas e subarbustos nativos, caso contrário os valores estariam inferiores ao previsto, com apenas 63,27% de cobertura de copa das árvores nativas. As espécies herbáceas são essenciais para o processo de restauração dessas áreas, principalmente devido às características climáticas regionais do local, com ocorrência de forte inverno e intensas geadas e até mesmo neve, sendo natural a ocorrência de espécies herbáceas nativas na fase inicial da restauração natural nesses locais, e essenciais para a proteção das espécies arbóreas e arbustivas em decorrência dos eventos climáticos extremos.

A presença de uma camada de vegetação sobre o solo preserva e contribui beneficamente para o ambiente (BENEDITO, 2001), melhora a qualidade física e química de solo, a fertilidade e diminui os casos de erosão e assoreamento, proporcionando a conservação (CARDOSO et al., 2012). Solo sem cobertura de vegetação tende a possuir maior nível de degradação, que pode se tornar irreversível (SILVA et al., 2005; LIMA et al, 2013). Nesse sentido, é importante enfatizar que a presença de espécies herbáceas nativas como cobertura de solo cria um ambiente mais nutrido e com melhores condições de resistência e estabilidade (COUTO et al., 2010). Macedo et al. (2003) e Pereira et al. (2006) enfatizam que a presença de espécies herbáceas em ambientes degradados melhora as condições do solo e preparam o local para o desenvolvimento de outros tipos de vegetação nativa, tanto arbóreas quanto arbustivas.

Neste contexto, a cobertura do solo com vegetação nativa, considerando todas as formas de vida, se faz importante em decorrência das constantes geadas que ocorrem durante o inverno nesta região (NIMER, 1971), sendo que ambientes com uma boa

cobertura de copa e de solo não são afetados diretamente pelas geadas (HUECK, 1972) e a geada pode interferir na vegetação presente no interior da floresta, principalmente na regeneração natural (MAUHS, 2002).

Foram identificadas duas espécies pertencentes a Poaceae - *Homolepis glutinosa* (Sw.) Zuloaga & Soderstr. e *Ocellochloa rufa* (Nees) Zuloaga & Morrone. e uma Cyperaceae - *Rhynchospora coriifolia* Mart. ex Benth., todas nativas (Figura 4A). Mochiutti et al. (2009) citam *H. glutinosa* como sendo uma espécie típica de sub-bosques de fragmentos florestais nativos, ocorrendo naturalmente em áreas sombreadas e nas bordas de matas (BARRETO; KAPPELL, 1967). A presença de gramíneas nativas em áreas de restauração promove vantagens em relação a introdução de espécies e a manutenção da flora e fauna, devido as condições de adaptação edafoclimáticas, diminuição da erosão, percolação de nutrientes e água, acúmulo de matéria orgânica (FELFILI et al., 2000; REIS et al., 2006; FILGUEIRAS, 2008), além de criarem condições favoráveis para o desenvolvimento inicial das espécies arbóreas nativas (FELFILI et al., 2000).

Figura 4: Representação da cobertura do solo com vegetação nativa; (A) Cobertura do solo representada pela alta densidade de gramíneas; (B) Cobertura do Solo representada pela alta densidade de *Dicksonia sellowiana*.



Fonte: Proprio autor, 2020.

Destaca-se a presença expressiva de *Dicksonia sellowiana* Hook. na cobertura do solo (Figura 4B), espécie com grande importância ecológica (SEHNEM, 1978, SENNA, 1997, CORTEZ, 2001, FRAGA, et al. 2008) e fundamental para a manutenção

da biodiversidade de epífitos, como apontaram Fraga et al. (2008). Gasper et al. (2011) mostram a preferência de ocorrência desta espécie principalmente em áreas de Floresta Ombrófila Mista ou seus ecótonos com a Floresta Ombrófila Densa, em ambientes com temperaturas inferiores e maiores altitudes. Esta espécie cresce preferencialmente em encostas (SEHNEM, 1978), condições de sub-bosque, com sombreamento e umidade (MANTOVANI, 2004), condições semelhantes às encontradas na presente área de estudo. A presença desta espécie no levantamento se fez apenas com indivíduos adultos, não sendo amostrados na regeneração natural, devido ao critério de inclusão.

A vegetação de herbácea e lianas possui raízes superficiais, sendo mais sensíveis a distúrbios ambientais, podendo atuar como um indicador de qualidade do fragmento florestal (SMALL; McCARTHY, 2002; COSTA et al., 2005). Estas representam parte importante da estrutura e diversidade presente nas florestas tropicais, sendo fundamental para a manutenção e conservação dos solos, por oferecer recursos de polinização, dispersão de sementes e, assim, garantir a diversidade da flora e da fauna (ENGEL et al., 1998).

As espécies herbáceas, ervas, lianas, gramíneas e subarbustos nativos apresentam crescimento rápido em locais abertos e de plena exposição ao sol (VIEIRA; PESSOA, 2001; MORAES; PEREIRA, 2003), por este motivo a avaliação da relações destas com a regeneração natural de espécies arbóreas e arbustivas é de grande relevância para compreender o processo de regeneração natural e promover a aceleração da restauração do ecossistema florestal (AIDE, et al. 2000; FLORENTINE; WESTBROOKE 2004).

### 3.3.2 Densidade de indivíduos nativos regenerantes

A densidade total de regenerantes amostrados nas 19 unidades amostrais foi de 1.077,0 indivíduos. O índice de densidade de indivíduos nativos regenerantes por hectare alcançado foi 5.668,0 ind./ha. Contrapondo os resultados do presente estudo com os níveis de adequação proposto na resolução (SÃO PAULO, 2014), pode-se verificar que a área se encontra no nível adequado, por possuir valores de indivíduos regenerantes acima dos 2.000 ind./ha e 2.500 ind./ha propostos para áreas com 10 anos e 15 anos de restauração, respectivamente. Ainda, o resultado se fez superior ao valor de referência (3.000,00 ind./ha), que atesta a recomposição da área em restauração (Quadro 2), e superior a Bellotto et al. (2009), que afirmam a necessidade de obter

5.000 indivíduos regenerantes nativos por hectare para atestar que a área reflorestada está adequada. Desta forma, pode-se afirmar que o resultado obtido no estudo (5.668,0 ind./ha) está acima do previsto e a área atingiu os valores no tempo inferior ao estimado de 20 anos do processo de restauração florestal.

A densidade de indivíduos é um indicador avaliado em diversos estudos por possuir forte correlação com o ambiente (CROCKFORD; RICHARDSON, 2000; LORENZON et al., 2013). Ainda, destaca-se que áreas com maior densidade de indivíduos por hectare tendem a possuir maior riqueza de espécies, explicando o processo de restauração, que busca criar ambientes mais favoráveis ao estabelecimento e adaptação de novas espécies às diferentes condições, assegurando a alta diversidade e o fechamento do dossel rapidamente (GANDOLFI, et al., 2007; BRANCALION et al., 2009). Duarte e Bueno (2006) citam que áreas com baixa densidade de espécies dificultam o estabelecimento do ecossistema adequado e com características necessárias para seu equilíbrio e desenvolvimento. Desta forma, Schorn et al. (2009) destacam que entre as variáveis adequadas para a avaliação da restauração ecológica está a diversidade de espécies nativas presentes na área, contribuindo para a caracterização do estado de restauração.

Samila (2015) avaliou os indicadores de densidade de indivíduos em áreas de preservação permanente em processo de restauração e constatou que esse indicador representa a situação das áreas em restauração, pois demonstram aspectos que podem vir a garantir a autonomia da floresta em restauração. Melo e Durigan (2007) constataram, por meio do monitoramento de três áreas em processo de restauração, que a partir do quinto ano do processo de restauração a regeneração natural começou a apresentar aumento da densidade de indivíduos presentes, ou seja, a idade do processo de regeneração influencia diretamente na densidade de indivíduos regenerantes em áreas com histórico de degradação ambiental.

### 3.3.3 Número de espécies nativas regenerantes

Ao todo foram amostradas 99 espécies, sendo essas arbóreas, arbustivas e herbáceas, representadas por 33 famílias e 66 gêneros, sendo que uma espécie foi identificada a nível de família e seis espécies não foram identificadas, no levantamento das 19 parcelas na fazenda Corote no município de Bom Retiro - SC. As espécies

foram classificadas quanto a forma de vida, grupo ecológico, síndrome de dispersão e status de conservação para Santa Catarina (Tabela 1).

Tabela 1: Relação das espécies levantadas na regeneração natural da Floresta Ombrófila Densa na Fazenda Corote em Bom Retiro, SC, caracterizadas quanto à Forma de vida (FV); Grupo ecológico (GE); Síndrome de dispersão (SD); Status de conservação (SC) e Número de indivíduos (NI) (Continua).

NOME CIENTÍFICO	NOME POPULAR	EC	FV	GE	SD	EC	Nº IND.
<b>ANACARDIACEAE</b>							
<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	Aroeira-bugre	NE	A	P	Zoo	NE	8
<b>ANNONACEAE</b>							
<i>Annona rugulosa</i> (Schltdl.) H. Rainer	Araticum	NE	A	Si	Zoo	NE	11
<i>Annona sylvatica</i> A. St.-Hil.	Araticum	NE	A	Si	Zoo	NE	44
<b>APOCYNACEAE</b>							
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart. & Zucc.	Guatambu	LC	A	P	Ane	LC	6
<b>ASTERACEAE</b>							
<i>Baccharis dentata</i> (Vell.) G. M. Barroso	Vassourinha	NE	Arv	P	Ane	NE	1
<i>Campovassouria bupleurifolia</i> (DC.) R. M. King & H. Rob.	Vassoura-do-campo	*	Arb	P	Ane	*	1
<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex Malme	Vassourão-branco	NE	A	P	Ane	NE	2
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	Vassourão-Cambará	NE	A	P	Ane	NE	1
<i>Piptocarpha regnellii</i> (Sch.Bip.) Cabrera	Vassourão	NE	A	P	Ane	NE	1
<i>Symphyopappus compressus</i> (Gardner) B.L.Rob.	Vassoura	NE	Arb	P	Ane	NE	8
<i>Symphyopappus</i> sp.	*	*	*	*	*	*	2
<i>Vernonanthura tweedieana</i> (Baker) H. Rob.	Mata-pasto	NE	Arb	P	Ane	NE	4
<b>BIGNONIACEAE</b>							
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	Caroba	LC	A	P	Ane	LC	1
<b>CLETHRACEAE</b>							
<i>Clethra scabra</i> Pers.	Carne-de-vaca	LC	A	P	Ane	LC	45
<b>CYPERACEAE</b>							
<i>Rhynchospora coriifolia</i> Mart. ex Benth	*	*	*	*	*	*	*
<b>ERYTHROXYLACEAE</b>							
<i>Erythroxylum myrsinifolium</i> Mart.	Fruta de pomba	LC	Arb	St	Zoo	LC	2
<b>EUPHORBIACEAE</b>							
<i>Alchornea sidifolia</i> Müll.Arg.	Tapiá	NE	A	Si	Zoo	NE	2
<i>Bernardia pulchella</i> (Baill.) Müll. Arg.	Canela-de-virá	NE	Arb	Si	Zoo	NE	106
<b>FABACEAE</b>							
<i>Dahlstedtia pentaphylla</i> (Taub.) Burkart	Timbózinho	NE	Arv	*	Zoo	NE	3
<i>Erythrina cristagalli</i> L.	Corticeira do banhado	NE	A	P	Aut	NE	11

Tabela 2: Relação das espécies levantadas na regeneração natural da Floresta Ombrófila Densa na Fazenda Corote em Bom Retiro, SC, caracterizadas quanto à Forma de vida (FV); Grupo ecológico (GE); Síndrome de dispersão (SD); Status de conservação (SC) e Número de indivíduos (NI) (Continuação).

<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	rabo-de-bugio	NE	Arv	Si	Aut	NE	7
<i>Inga edulis</i> Mart.	Ingá	NE	A	Si	Zoo	NE	4
<i>Inga lentiscifolia</i> Benth.	Ingá	NE	A	Si	Zoo	NE	4
<i>Machaerium cf. stipitatum</i> (DC.) Vogel	Jacarandá-branco	NE	A	Si	Ane	NE	3
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	Farinha seca	LC	A	St	Ane	LC	35
<i>Muellera campestris</i> (Mart. ex Benth.) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo	Rabo-de-bugio	NE	A	Si	Ane	NE	3
<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemao	Cabreúva	LC	A	Si	Ane	LC	6
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Canafistula	NE	A	Si	Aut	NE	2
<i>Senna Neglecta</i> (Vogel) H. S. Irwin Barneby	*	NE	Arb	P	Aut	NE	2
<b>LAMIACEAE</b>							
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	Tarumã	NE	A	Si	Zoo	NE	6
<b>LAURACEAE</b>							
<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	Canela crespa	NE	A	C	Zoo	NE	6
<i>Cinnamomum sellowianum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	Canela branca	NE	A	St	Zoo	NE	7
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	Canela-sebo	NE	A	St	Zoo	NE	4
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Canela	NE	A	St	Zoo	NE	3
<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	Canela	NE	A	Si	Zoo	NE	9
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Canela-sebo	NT	A	Si	Zoo	NT	12
<b>MALVACEAE</b>							
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Açaita-cavalo	NE	A	Si	Ane	NE	5
<i>Pavonia sp.</i>	*	*	*	*	*	*	5
<b>MELASTOMATACEAE</b>							
<i>Leandra regnellii</i> (Triana) Cogn	Pixirica	NE	Arb	P	Zoo	NE	25
<i>Leandra</i> sp.	*	*	*	*	*	*	51
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	Poxirica	NE	Arv	P	Zoo	NE	3
<i>Tibouchina sellowiana</i> (Cham.) Cogn.	Manacá-da-serra	NE	A	P	Ane	NE	1
<b>MELIACEAE</b>							
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Cangerana	NE	A	St	Zoo	NE	24
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro	VU	A	St	Ane	VU	12
<i>Trichilia cf. pallens</i> C. DC.	Baga-de-morcego	LC	Arv	C	Zoo	LC	1
<b>MONIMIACEAE</b>							
<i>Mollinedia calodonta</i> Perkins	Pimenteira	NE	A	*	Zoo	NE	2
<i>Mollinedia cf. clavigera</i> Tul.	Pimenteira	NE	A	Si	Zoo	NE	23
<b>MORACEAE</b>							
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	Cincho	NE	A	St	Zoo	NE	1

Tabela 3: Relação das espécies levantadas na regeneração natural da Floresta Ombrófila Densa na Fazenda Corote em Bom Retiro, SC, caracterizadas quanto à Forma de vida (FV); Grupo ecológico (GE); Síndrome de dispersão (SD); Status de conservação (SC) e Número de indivíduos (NI) (Continuação).

**MYRTACEAE**

<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	Murta	LC	A	Si	Zoo	LC	3
<i>Calyptranthes concinna</i> DC.	Guamirim	LC	A	Si	Zoo	LC	8
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg.	Sete-capotes	NE	A	St	Zoo	NE	1
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	Guabiroba	LC	A	St	Zoo	LC	7
<i>Eugenia neovernucosa</i> Sobral	Guamirim	NE	*	St	Zoo	NE	1
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	Guamirim	LC	A	Si	Zoo	LC	2
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	Uvaia	NE	A	St	Zoo	NE	11
<i>Myrcia hatschbachii</i> D. Legrand		NE	A	St	Zoo	NE	7
<i>Myrcia palustris</i> DC.	Pitangueira-do-mato	NE	A	P	Zoo	NE	6
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Guamirim	NE	A	P	Zoo	NE	7

**PIPERACEAE**

<i>Piper aduncum</i> L.	Pariparoba	NE	Arb	P	Zoo	NE	65
<i>Piper sp.</i>	*	*	*	*	*	*	2

**POACEAE**

<i>Homolepis glutinosa</i> (Sw.) Zuloaga & Soderstr.	*	NE	Erva	*	*	*	*
<i>Ocellochloa rufa</i> (Nees) Zuloaga & Morrone.	*	NE	Erva	*	*	*	*

**PRIMULACEAE**

<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	Capororoca	NE	A	P	Zoo	NE	34
<i>Myrsine lorentziana</i> (Mez) Arechav.	Capororoca	NE	A	Si	Zoo	NE	2

**RHAMNACEAE**

<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.	Canjica	LC	A	P	Zoo	LC	4
----------------------------------	---------	----	---	---	-----	----	---

**ROSACEAE**

<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Pessegoiro-do-mato	NE	A	Si	Zoo	NE	1
<i>Rubus sellowi</i> Charm. & Schldl.	Amora	NE	sub-arb	*	Zoo	NE	10

**RUBIACEAE**

<i>Coccocypselum lanceolatum</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	Erva de corocochó	NE	Erva	*	Zoo	NE	1
<i>Psychotria</i> sp.	*	*	*	*	*	*	3
<i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg.	Grandiúva-de-anta	NE	Arv	St	Zoo	NE	1
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	Café-do-mato	NE	A	Si	Zoo	NE	8

**RUTACEAE**

<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Mamica-de-cadela	NE	A	P	Zoo	NE	3
------------------------------------	------------------	----	---	---	-----	----	---

**SALICACEAE**

<i>Banara tomentosa</i> Clos	Guaçatunga	NE	A	C	Zoo	NE	1
------------------------------	------------	----	---	---	-----	----	---

Tabela 4: Relação das espécies levantadas na regeneração natural da Floresta Ombrófila Densa na Fazenda Corote em Bom Retiro, SC, caracterizadas quanto à Forma de vida (FV); Grupo ecológico (GE); Síndrome de dispersão (SD); Status de conservação (SC) e Número de indivíduos (NI) (Conclusão).

<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Guaçatonga	NE	A	St	Zoo	NE	6
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Carvalinho	NE	A	P	Zoo	NE	10
<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler	Sucará	NE	A	Si	Zoo	NE	6
<b>SAPINDACEAE</b>							
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	Chal-chal	NE	A	Si	Zoo	NE	58
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Camboatá-vermelho	NE	A	Si	Zoo	NE	92
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Camboatá-branco	NE	A	St	Zoo	NE	42
<b>SOLANACEAE</b>							
<i>Athenaea fasciculata</i> (Vell.) I.M.C. Rodrigues & Stehmann	Fumeiro	LC	Arb	P	Zoo	LC	7
<i>Aureliana wettsteiniana</i> (Witasek) Hunz. & Barbosa	Fumeirinho	NE	Arv	P	Zoo	NE	55
<i>Solanum cassiodoides</i> L.B.Sm. & Downs	Canema-mirim	NE	Arb	Si	Zoo	NE	7
<i>Solanum cf. didymum</i> Dunal	*	NE	Arb	*	Zoo	NE	2
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Fumo-bravo	NE	A	P	Zoo	NE	4
<i>Solanum pseudocapsicum</i> L.	Peloteira	NE	Arb	P	Zoo	NE	4
<i>Solanum sanctaec-catharinae</i> Dunal	Joá-manso	NE	A	P	Zoo	NE	32
<i>Solanum variabile</i> Mart.	Jurubeba-velame	NE	Arb	P	Zoo	NE	2
<i>Solanum</i> sp.	*	*	*	*	*	*	2
<b>STYRACACEAE</b>							
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	Canela-seiva	NE	A	Si	Zoo	NE	5
<b>SYMPLOCACEAE</b>							
<i>Symplocos tenuifolia</i> Brand	Maria-mole	LC	A	Si	Zoo	LC	9
<i>Symplocos tetrandra</i> (Mart.) Miq.	Sete-sangrias	NE	A	St	Zoo	NE	4
<b>VERBENACEAE</b>							
<i>Lantana cf. camara</i> L.	Camará	NE	Arb	*	Zoo	NE	4
<i>Verbenaceae</i> spp.	*	*	*	*	*	*	1
<b>NÃO IDENTIFICADAS</b>							
espécie 1	*	*	*	*	*	*	4
espécie 2	*	*	*	*	*	*	2
espécie 3	*	*	*	*	*	*	2
espécie 4	*	*	*	*	*	*	1
espécie 5	*	*	*	*	*	*	2
espécie 6	*	*	*	*	*	*	1

Legenda: A: árvore; Arv: arvoreta; Arb: arbusto; C: clímax; P: pioneira; Si: secundária inicial; St: secundária tardia; Ane: anemocórica; Aut: autocórica; Zoo: zoocórica; LC: pouco preocupante; VU: vulnerável; NE: não avaliada quanto ameaça; NT: Quase ameaçada; \* Não classificadas. Fonte: Próprio autor, 2020.

Pela comparação entre os resultados obtidos neste estudo com o nível de adequação proposto pela resolução, que estabelece 20 e 25 espécies regenerantes nativas para áreas com 10 e 15 anos de restauração, respectivamente (SÃO PAULO, 2014), este estudo apresentou resultados superiores para a idade avaliada e superiores ao valor de referência que atesta a recomposição da área após 20 anos de no mínimo de 30 espécies nativas regenerantes em Floresta Ombrófila, indicando que a área se encontra em um processo de restauração significativo para o avanço da sucessão ecológica.

Entre as famílias com maior número de espécies, destaca-se Fabaceae (11), Myrtaceae (dez), Solanaceae (nove), Asteraceae e Lauraceae (sete), Salicaceae e Rutaceae (quatro) e as demais famílias apresentaram entre uma e três espécies. Devido à ausência de folhas ou órgão reprodutivo, não foi possível realizar a identificação de seis espécies, sendo que por se tratar de um processo de regeneração é comum que as espécies não possuam órgão reprodutivo. Mantovani (1993) ressalta que em áreas de Floresta Atlântica bem preservadas no Estado de São Paulo, as famílias Myrtaceae, Rubiaceae e Lauraceae são as famílias predominantes. No presente estudo, estas famílias se encontram entre as sete mais representadas em número de espécies, o que caracteriza o aspecto preservado da área estudada.

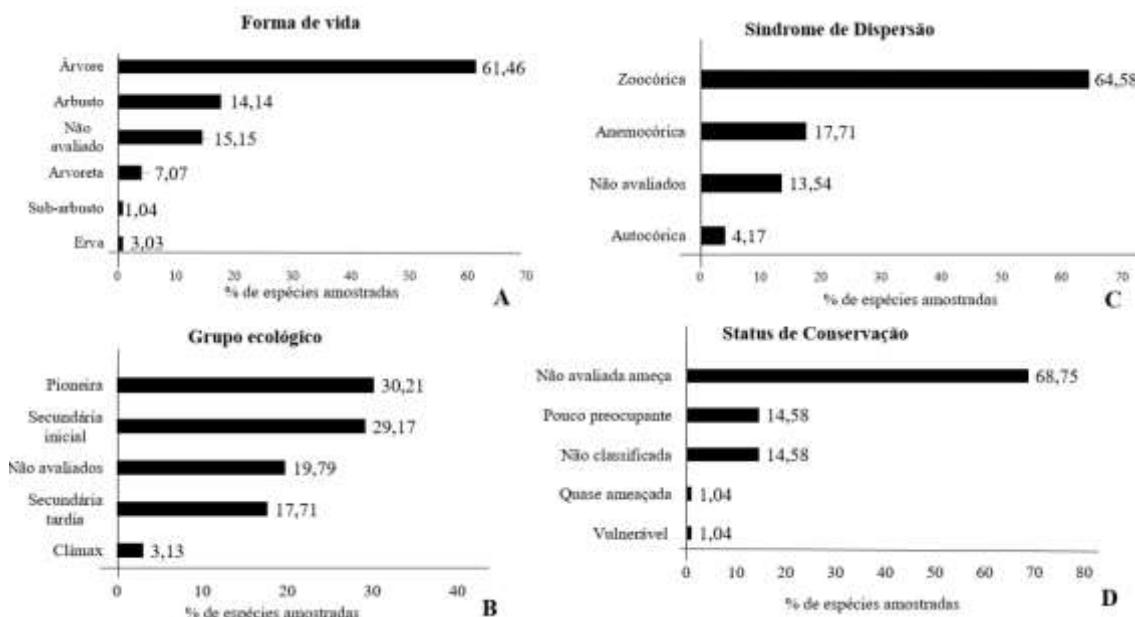
A presença significativa de espécies das famílias Asteraceae, Fabaceae, Melastomataceae, Myrtaceae, Solanaceae e Rubiaceae no estágio inicial de restauração asseguram que a área possui relação com a tipologia da FOD e se encontra em processo de restauração do ecossistema (AZEVEDO, 2012; TABARELLI et al., 1994). A elevada diversidade de famílias e espécies presentes em áreas é importante e fundamental para se atingir a perpetuação e restauração dos remanescentes florestais (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009).

Com relação à forma de vida, foram encontradas 59 árvores (61,46%), 14 arbustos (14,14%), sete arvoretas (7,07%), um sub-arbusto (1,04%) e três ervas (3,03%) e sem classificação 15 espécies (15,15%) (Figura 5A). No grupo ecológico, amostrou-se 29 espécies pioneiras (30,21%), 28 espécies secundárias iniciais (29,17%), 17 secundárias tardias (17,71%) e três espécies clímax (3,13%) (Figura 5B). Com relação à síndrome de dispersão, foram amostradas 62 espécies zoocóricas (64,58%), 17 espécies anemocóricas (17,71%) e quatro espécies autocóricas (4,17%) (Figura 5C).

Com relação ao status de conservação, 68,75% das espécies não possuem avaliação quanto a ameaça (MMA, 2014), 14,58% são pouco preocupantes quanto a ameaça, 1,04% das espécies se encontram vulneráveis, representada pela espécie de

*Cedrela fissilis* Vell., 1,04% das espécies se encontram quase ameaçadas, representada pela *Ocotea puberula* (Rich.) Nees; e 14,58% não foram classificadas em nem um dos níveis, ou seja são espécies sem avaliação na Lista Oficial de Espécies da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção (MMA, 2014) (Figura 5D).

Figura 5: Representação da porcentagem de espécies avaliadas quanto à forma de vida (A); Grupo ecológico (B); Síndrome de dispersão (C) e Status de conservação (D) na fazenda Corote, Bom Retiro-SC.



Fonte: Próprio autor, 2020.

*Ocotea puberula* se destaca pela grande importância ecológica, principalmente para áreas em recuperação do ecossistema, sendo zoocórica, com abundante frutificação, garantindo a conservação da fauna e flora local (MARTINS, 2005). *C. fissilis* é uma espécie que sofreu alto índice de exploração devido ao seu valor econômico agregado (XAVIER et al., 2003). Durigan et al. (2002) recomendam o uso de *C. fissilis* em projeto de recuperação de áreas degradadas e matas ciliares, em razão de sua importância ecológica e por ser uma espécie ameaçada de extinção no ecossistema (PAULILLO et al., 2007).

A maioria das espécies avaliadas possui a síndrome de dispersão zoocórica (49%), seguida de anemocórica (14,70%) e autocórica (2,94%). Galetti (1995) destaca os animais dispersores de sementes como sendo os principais agentes responsáveis pela regeneração das florestas, possibilitando a revegetação de áreas alteradas. Para Reis e Kageyama (2003), a presença de espécies zoocóricas em áreas degradadas aumenta as chances de recolonização, por meio de novos propágulos. Essas espécies podem facilitar

a dinâmica de sucessão das florestas, proporcionando a interação da fauna e flora (FERREIRA et al., 2013).

Com relação ao grupo ecológico das espécies, houve maior ocorrência de secundárias iniciais (23,53%), seguido de pioneiras (22,54%), secundárias tardias (9,80%) e espécies clímax (0,98). As espécies secundárias iniciais e pioneiras são representativas de formações florestais em processo de restauração inicial e responsáveis pela colonização destas florestas perturbadas (SILVA et al., 2017; SECCO et al., 2019).

Destaca-se a importância de se obter espécies pioneiras em áreas de recuperação, por proporcionarem eficiente e rápida cobertura do solo (PEREIRA et al., 2012) e facilitarem a ocorrência da regeneração natural (KLIPPEL et al., 2015). Em áreas com predominância de espécies pioneiras, verifica-se maior produção de serapilheira devido ao crescimento acelerado, o que contribui para o processo de restauração florestal (LAURANCE; VASCONCELOS, 2009).

Os plantios florestais de espécies exóticas e nativas com finalidade comercial possuem grande importância para composição da paisagem e para a economia de muitas regiões. Alguns estudos demonstram que os plantios florestais podem estimular a sucessão secundária e facilitar a regeneração natural da vegetação nativa, por meio do favorecimento da germinação e o estabelecimento de novas plântulas, além de auxiliar na formação de uma camada de serapilheira e húmus, capaz de conservar e nutrir o solo (ENGEL; PARROTTA, 2003; CARNEIRO; RODRIGUES, 2007). Também o sombreamento do sub-bosque causado pela copa das árvores plantadas possui correlação positiva com o desenvolvimento da regeneração natural de espécies lenhosas e é favorável ao estabelecimento de algumas gramíneas e outras espécies herbáceas (CARNEVALE; MONTAGNINI, 2002). Ainda, Carneiro e Rodrigues (2007) evidenciam a ocorrência da distribuição das espécies por síndrome de dispersão, com predominância de espécies zoocóricas na regeneração natural de sub-bosques, evidenciando a importância da dispersão para a colonização de ambientes degradados.

Os resultados da riqueza de espécies se mostram superiores aos propostos pela resolução, ou seja, o componente regenerativo possui alta diversidade que assegura a sucessão da floresta. É importante ressaltar que a diversidade de espécies é fundamental para fornecer subsídios necessários para a formação e sucessão da floresta, bem como a conservação da biodiversidade local e regional. A confirmação da estabilidade da área em processo de restauração é resultante da interação entre um elevado número de

espécies e, quando ocorre perturbação na área, afeta uma pequena quantidade de espécies e das demais passam a desempenhar o papel das afetadas pelo distúrbio, garantindo a resiliência e o equilíbrio do ecossistema (DUARTE; BUENO, 2006).

### 3.3.4 Levantamento fitossociológico Florístico e Estrutural

Foram amostrados 913 indivíduos regenerantes de espécies arbóreas e arbustivas, pertencentes 90 espécies, 60 gêneros e 30 famílias botânicas (Tabela 2). Ainda, uma espécie foi identificada em nível de família, seis espécies em nível de gênero e seis espécies não foram identificadas devido à ausência de folhas e/ou órgãos reprodutivos.

Tabela 5: Estimadores fitossociológicos do componente regenerativo nas Áreas de Preservação Permanente da fazenda Corote em Bom Retiro (SC), ordenados em ordem decrescente pelo Índice de Valor de Importância (Continua).

<b>ESPÉCIE</b>	<b>Ni</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>
		<b>(ind/ha)</b>	<b>(%)</b>	<b>(m<sup>2</sup>/ha)</b>	<b>(%)</b>	<b>(%)</b>	<b>(%)</b>	<b>(%)</b>
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	89	468,42	9,75	0,15	12,79	47,37	3,59	8,71
<i>Bernardia pulchella</i> (Baill.) Müll. Arg.	85	447,37	9,31	0,06	5,3	42,11	3,19	5,93
<i>Aureliana wettsteiniana</i> (Witasek)								
<i>Hunz. &amp; Barbosa</i>	54	284,21	5,91	0,07	5,46	57,89	4,38	5,25
<i>Clethra scabra</i> Pers.	42	221,05	4,6	0,11	9,06	26,32	1,99	5,22
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	41	215,79	4,49	0,08	6,65	31,58	2,39	4,51
<i>Piper aduncum</i> L.	60	315,79	6,57	0,03	2,51	57,89	4,38	4,49
<i>Annona sylvatica</i> A. St.-Hil.	43	226,32	4,71	0,08	6,93	15,79	1,2	4,28
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.)								
<i>Hieron. ex Niederl.</i>	52	273,68	5,7	0,04	3,36	36,84	2,79	3,95
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	23	121,05	2,52	0,04	3,45	47,37	3,59	3,19
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	34	178,95	3,72	0,03	2,08	47,37	3,59	3,13
<i>Solanum sanctaecathariniae</i> Dunal	32	168,42	3,5	0,03	2,27	36,84	2,79	2,85
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	34	178,95	3,72	0,05	3,79	10,53	0,8	2,77
<i>Mollinedia clavigera</i> Tul.	22	115,79	2,41	0,03	2,61	42,11	3,19	2,74
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	12	63,16	1,31	0,03	2,82	36,84	2,79	2,31
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	7	36,84	0,77	0,03	2,55	26,32	1,99	1,77
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	10	52,63	1,1	0,03	2,41	21,05	1,59	1,7
<i>Symplocos tenuifolia</i> Brand	8	42,11	0,88	0,02	1,65	26,32	1,99	1,51
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	8	42,11	0,88	0,01	1	26,32	1,99	1,29
<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	8	42,11	0,88	0,01	0,93	21,05	1,59	1,13
<i>Cinnamomum sellowianum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	6	31,58	0,66	0,01	1	21,05	1,59	1,08
<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	7	36,84	0,77	0,01	0,79	21,05	1,59	1,05
<i>Erythrina cristagalli</i> L.	10	52,63	1,1	0,01	0,43	21,05	1,59	1,04
<i>Annona rugulosa</i> (Schltdl.) H.Rainer	9	47,37	0,99	0,01	0,74	15,79	1,2	0,97
<i>Calyptranthes concinna</i> DC.	7	36,84	0,77	0,02	1,32	10,53	0,8	0,96
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	11	57,89	1,2	0,01	0,77	10,53	0,8	0,92

Tabela 6: Estimadores fitossociológicos do componente regenerativo nas Áreas de Preservação Permanente da fazenda Corote em Bom Retiro (SC), ordenados em ordem decrescente pelo Índice de Valor de Importância (Continuação).

	5	26,32	0,55	0,02	1,32	10,53	0,8	0,89
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.								
	6	31,58	0,66	0,01	0,78	15,79	1,2	0,88
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart. & Zucc.	7	36,84	0,77	0,01	0,6	15,79	1,2	0,85
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	7	36,84	0,77	0,01	0,89	10,53	0,8	0,82
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	4	21,05	0,44	0,01	0,78	15,79	1,2	0,81
<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler	11	57,89	1,2	0	0,38	10,53	0,8	0,79
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	4	21,05	0,44	0,01	0,62	15,79	1,2	0,75
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	4	21,05	0,44	0	0,17	21,05	1,59	0,73
<i>Solanum pseudocapsicum</i> L.	6	31,58	0,66	0	0,24	15,79	1,2	0,7
<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	3	15,79	0,33	0,01	0,85	10,53	0,8	0,66
<i>Inga edulis</i> Mart.	5	26,32	0,55	0	0,17	15,79	1,2	0,64
<i>Myrcia palustris</i> DC.								
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	4	21,05	0,44	0	0,27	15,79	1,2	0,63
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	4	21,05	0,44	0,01	0,61	10,53	0,8	0,61
<i>Muellera campestris</i> (Mart. ex Benth.) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo	3	15,79	0,33	0,01	0,69	10,53	0,8	0,6
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	6	31,58	0,66	0	0,33	10,53	0,8	0,59
<i>Lantana cf. camara</i> L.	4	21,05	0,44	0	0,14	15,79	1,2	0,59
<i>Psychotria</i> sp.	4	21,05	0,44	0	0,08	15,79	1,2	0,57
<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.	3	15,79	0,33	0,01	0,53	10,53	0,8	0,55
<i>Athenaea fasciculata</i> (Vell.) I.M.C. Rodrigues & Stehmann	6	31,58	0,66	0,01	0,57	5,26	0,4	0,54
<i>Solanum cassiodoides</i> L.B.Sm. & Downs especie 1	7	36,84	0,77	0,01	0,46	5,26	0,4	0,54
<i>Myrsine lorentziana</i> (Mez) Arechav.	2	10,53	0,22	0,01	0,52	10,53	0,8	0,51
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	3	15,79	0,33	0	0,35	10,53	0,8	0,49
<i>Machaerium cf. stipitatum</i> (DC.) Vogel	3	15,79	0,33	0,01	0,71	5,26	0,4	0,48
<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	4	21,05	0,44	0	0,2	10,53	0,8	0,48
<i>Vernonanthura tweedieana</i> (Baker) H. Rob.	4	21,05	0,44	0	0,12	10,53	0,8	0,45
<i>Inga lentiscifolia</i> Benth.	4	21,05	0,44	0	0,11	10,53	0,8	0,45
<i>Myrcia hatschbachii</i> D. Legrand	6	31,58	0,66	0	0,26	5,26	0,4	0,44
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam. especie 2	2	10,53	0,22	0	0,26	10,53	0,8	0,42
<i>Dahlstedtia pentaphylla</i> (Taub.) Burkart	3	15,79	0,33	0	0,09	10,53	0,8	0,4
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	3	15,79	0,33	0	0,07	10,53	0,8	0,4
<i>Sympyopappus compressus</i> (Gardner) B.L.Rob.	6	31,58	0,66	0	0,12	5,26	0,4	0,39
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	3	15,79	0,33	0	0,03	10,53	0,8	0,39
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	2	10,53	0,22	0	0,11	10,53	0,8	0,38
<i>Pavonia</i> sp.	5	26,32	0,55	0	0,18	5,26	0,4	0,38
<i>Piptocarpha regnellii</i> (Sch.Bip.) Cabrera	1	5,26	0,11	0,01	0,6	5,26	0,4	0,37
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	4	21,05	0,44	0	0,14	5,26	0,4	0,32

Tabela 7: Estimadores fitossociológicos do componente regenerativo nas Áreas de Preservação Permanente da fazenda Corote em Bom Retiro (SC), ordenados em ordem decrescente pelo Índice de Valor de Importância (Conclusão).

<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex								
Malme	2	10,53	0,22	0	0,33	5,26	0,4	0,32
<i>Erythroxylum myrsinoides</i> Mart.	2	10,53	0,22	0	0,26	5,26	0,4	0,29
<i>Symplocos tetrandra</i> (Mart.) Miq.	3	15,79	0,33	0	0,1	5,26	0,4	0,27
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	2	10,53	0,22	0	0,2	5,26	0,4	0,27
<i>Senna Neglecta</i> (Vogel) H. S. Irwin								
Barneby	2	10,53	0,22	0	0,16	5,26	0,4	0,26
<i>Piper</i> sp.	2	10,53	0,22	0	0,12	5,26	0,4	0,25
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	1	5,26	0,11	0	0,21	5,26	0,4	0,24
<i>Coccocypselum lanceolatum</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	1	5,26	0,11	0	0,21	5,26	0,4	0,24
<i>Solanum variabile</i> Mart.	2	10,53	0,22	0	0,09	5,26	0,4	0,24
<i>Baccharis dentata</i> (Vell.) G.M. Barroso	1	5,26	0,11	0	0,14	5,26	0,4	0,22
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	1	5,26	0,11	0	0,14	5,26	0,4	0,21
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	1	5,26	0,11	0	0,13	5,26	0,4	0,21
<i>Solanum</i> cf. <i>didymum</i> Dunal	2	10,53	0,22	0	0,01	5,26	0,4	0,21
<i>Eugenia neovernucosa</i> Sobral	1	5,26	0,11	0	0,11	5,26	0,4	0,21
<i>Campomanesia</i>								
<i>guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg.	1	5,26	0,11	0	0,07	5,26	0,4	0,19
<i>Psychotria suterella</i> Müll. Arg.	1	5,26	0,11	0	0,05	5,26	0,4	0,19
<i>Banara tomentosa</i> Clos	1	5,26	0,11	0	0,05	5,26	0,4	0,19
<i>Solanum</i> sp.	1	5,26	0,11	0	0,05	5,26	0,4	0,19
<i>Campovassouria bupleurifolia</i> (DC.)								
R.M. King & H. Rob.	1	5,26	0,11	0	0,05	5,26	0,4	0,19
<i>Sympphyopappus</i> sp.	1	5,26	0,11	0	0,03	5,26	0,4	0,18
especie 3	1	5,26	0,11	0	0,02	5,26	0,4	0,18
<i>Mollinedia calodonta</i> Perkins	1	5,26	0,11	0	0,02	5,26	0,4	0,18
especie 4	1	5,26	0,11	0	0,02	5,26	0,4	0,18
<i>Trichilia</i> cf. <i>pallens</i> C. DC.	1	5,26	0,11	0	0,01	5,26	0,4	0,17
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger et al.	1	5,26	0,11	0	0,01	5,26	0,4	0,17
<i>Tibouchina sellowiana</i> (Cham.) Cogn.	1	5,26	0,11	0	0,01	5,26	0,4	0,17
<i>Alchornea sidifolia</i> Müll. Arg.	1	5,26	0,11	0	0,01	5,26	0,4	0,17

Legenda: Ni= número de indivíduos; DA= densidade absoluta; DR = densidade relativa; DoA= dominância absoluta; DoR = dominância relativa; FA=frequência absoluta; FR = frequência relativa; IVI = índice de valor de importância. Fonte: Próprio autor, 2020.

Com relação aos estimadores fitossociológicos para o componente regenerativo, foi possível observar que as espécies de maior índice de valor de importância (IVI) foram *Cupania vernalis* (8,71%), seguido de *Bernardia pulchella* (5,93%), *Aureliana wettsteiniana* (5,25%), *Clethra scabra* (5,22%), e *Matayba elaeagnoides* (4,51%) (Tabela 2). As espécies que obtiveram maior IVI possuem síndrome de dispersão zoocórica, com exceção de *C. scabra*, que é anemocórica. *C. vernalis* e *B. pulchella* são secundárias iniciais e *C. scabra* e *A. wettsteiniana* são espécies pioneiras, presentes no início do processo de sucessão e reestabelecimento da floresta.

Já *M. elaeagnoides* é secundária tardia, e está presente em estágios mais avançados da floresta, por se tratar de uma espécie que apresenta maiores exigências edafoclimáticas, e só estabelece em áreas degradadas após já possuir espécies pioneiras e secundárias inicial (FERREIRA et al. 2013).

As famílias com maior riqueza de espécies foram: Fabaceae (onze espécies), Myrtaceae (dez espécies), Solanaceae (nove espécies), Asteraceae e Lauraceae (sete espécies). A riqueza destas famílias está de acordo com o padrão florístico encontrado por Bosa et al. (2015), seguindo a composição da Floresta Ombrófila Densa, uma vez que a predominância de Fabaceae e Myrtaceae também foi encontrado nos estudos realizados por Colonetti et al. (2009) na FOD em Siderópolis - SC e por Lingner et al. (2015) na formações de Floresta Ombrófila Densa do estado de Santa Catarina. Outros autores citam a abundante presença de espécies de Myrtaceae principalmente na região Sul do Brasil (MARTINS, 2005; NEGRELLE, 2006) o que evidencia sua importância ecológica da formação avaliada na Mata Atlântica (CITADINI-ZANETTE et al., 2003).

O número de espécies do presente estudo (90) foi inferior aos encontrados em avaliações da regeneração natural em fragmentos de Floresta Ombrófila Densa em Santa Catarina, tais como Colonetti et al. (2009) em Siderópolis-SC, que amostraram 107 espécies distribuídas em 80 gêneros e 42 famílias, com regeneração natural em estágio avançado em fragmentos florestais conservados próximos.

Bosa et al. (2015) em Morro Grande- SC, amostraram 102 espécies distribuídas em 78 gêneros e 42 famílias, em área degradada que há cerca de 30 anos foi utilizada para extração seletiva de madeira e logo depois abandonada, e o processo de recuperação é um dos fatores que garantem maior diversidade para a área.

Entre as espécies amostradas, *Nectandra megapotamica* se destacou na área, por pertencer ao grupo de árvores com maior vitalidade em florestas densas e bem desenvolvidas, enquanto *Casearia decandra* e *Eugenia uniflora* são arvoretas características de sub-bosque de Floresta Ombrófila Mista (KLEIN; SLEUMER, 1984) o que ressalta a presença de um ecótono na área de estudo. *Cupania vernalis* é uma espécie secundária e zoocórica, seus frutos são comumente consumidos por alguns pássaros, sendo considerada com grande potencial para restaurar ambientes degradados em processo de recomposição quanto no paisagismo (LORENZI, 2000).

O valor de Diversidade de Shannon ( $H'$ ) obtido para o presente estudo foi de 3,76 e para o índice de Pielou ( $J$ ) foi obtido 0,81, confirmado a alta diversidade e baixa dominância de uma ou poucas espécies presentes na área de estudo. Lingner et al.

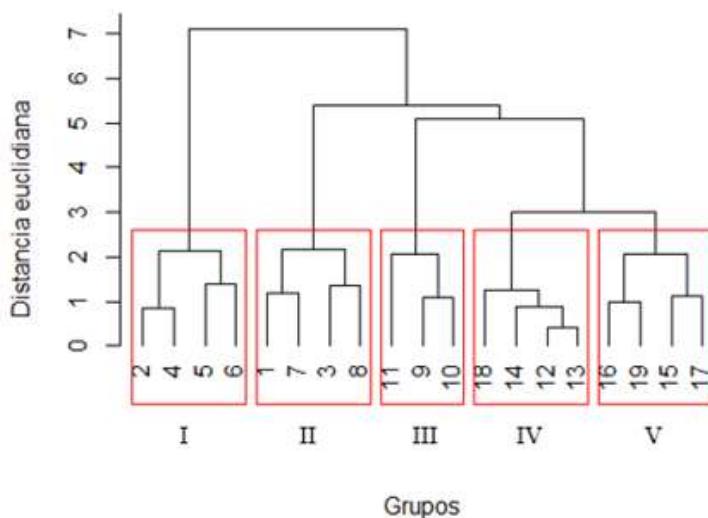
(2015) em seu estudo no estado de Santa Catarina, obteve  $H' = 4,79$  e  $J = 0,77$  em fragmentos florestais conservados da Floresta Ombrófila Densa em transição com Floresta Ombrófila Mista, e registrou a presença de espécies como *Lithrea brasiliensis*, *Matayba elaeagnoides*, *Ocotea pulchella* e *Podocarpus lambertii*, todas registradas no presente estudo.

Mantovani et al. (2005) desenvolveram estudo na Floresta Ombrófila Densa em área de regeneração natural em São Pedro de Alcântara obteve maior número de espécies, maior  $H'$  (4,14) e maior  $J$  (0,84) que o presente estudo, por se tratar de uma área em estágio avançado de regeneração, o que demonstra que a área do presente estudo apresenta bons resultados de riqueza e diversidade, com alto índice de shannon e Pielou, mesmo ainda em estágio inicial de sucessão.

### 3.3.5 Índice de Dissimilaridade Estrutural e Florística

Os resultados obtidos por meio da análise de agrupamento e dissimilaridade estrutural das parcelas resultaram na formação de cinco grupos que possuem similaridade entre si. O grau de sucesso dos grupos depende da relação entre os valores da medida de dissimilaridade escolhida e as distâncias euclidianas correspondentes entre as amostras no espaço ecológico (Figura 6).

Figura 6: Dendrograma representativo da dissimilaridade estrutural das parcelas avaliadas na Fazenda Corote, em Bom Retiro, SC.



Fonte: Próprio autor, 2020.

O grupo I, representado pelas parcelas 2, 4, 5 e 6, obteve a maior distância euclidiana com os demais. A similaridade entre estas parcelas possui relação com a alta cobertura do solo pela copa das árvores, baixa presença de gramíneas, alta densidade de indivíduos regenerantes e alta diversidade de espécies. A dissimilaridade com os demais grupos se faz, porque este grupo não sofre influência de espécies do gênero *Pinus*, como constatado nos demais grupos. Pode-se considerar que este grupo seja o mais avançado dentro do processo de restauração florestal, devido à alta densidade, diversidade e cobertura do solo de espécies nativas (Figura 7A).

Figura 7: (A) Área com alta cobertura do solo e diversidade de indivíduos, representando o Grupo I; (B) Área com alta cobertura de solo por gramíneas e herbáceas, baixa densidade de indivíduos, representando o grupo III.



Fonte: Autor, 2020.

O grupo II é representado pelas parcelas 1, 7, 3 e 8, estas parcelas possuem relação com a baixa cobertura de solo pela copa das árvores, pouca diversidade de espécies e baixa densidade de indivíduos regenerantes, além de apresentar pouca ou nenhuma presença de gramíneas nas parcelas. Estas parcelas estão localizadas em áreas com proximidade de indivíduos do gênero *Pinus*, podendo ser um dos fatores pelo qual presentou baixa diversidade e densidade. Ainda, estas estão localizadas em áreas com baixa declividade (Figura 8A).

O grupo III é composto pelas parcelas 11, 9 e 10, sendo que estas parcelas possuem influência de *Pinus* sp. próximo, baixa densidade de indivíduos regenerantes com grande diversidade de espécies. Ainda, a cobertura do solo é composta de gramíneas, principalmente porque estas parcelas passaram por adequação da empresa, nas quais recentemente foi realizado o corte de *Pinus* sp. que ainda estavam presente na

APP, ocasionando a mortalidade de indivíduos nativos e diminuindo a cobertura pela copa das árvores (Figura 7B).

O grupo IV é composto pelas parcelas 18, 14, 12 e 13, sendo que estas estão localizadas próximas umas das outras e próxima de uma área de floresta nativa. Ainda, estas parcelas apresentam similaridade na cobertura do colo com alta densidade de gramíneas e cobertura por copa de árvores nativas, densidade de indivíduos regenerantes similar e elevada diversidade de espécies.

O grupo V, representado pelas parcelas 16, 19, 15 e 17, estão localizadas em áreas declivosas, com cobertura solo representada por *D. sellowiana*, possuindo similaridade na densidade de indivíduos e número de espécies nativas regenerantes (Figura 8B).

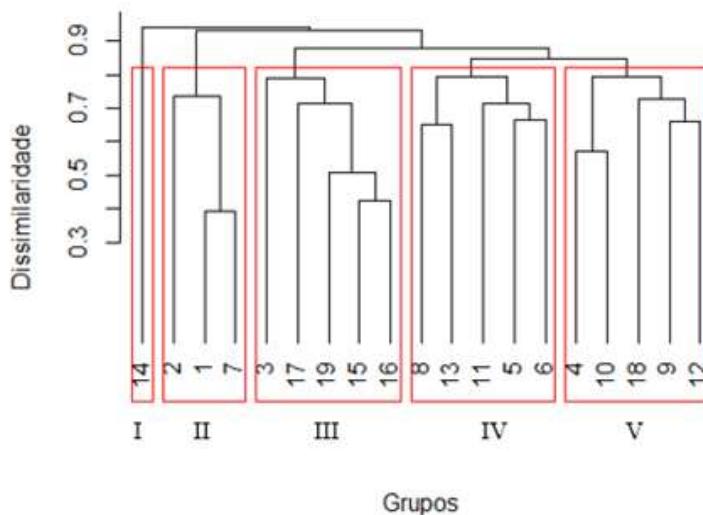
Figura 8: (A) Área com baixa cobertura de copa, baixa densidade e pouca diversidade e espécies, representando Grupo II; (B) Áreas com declividade e alta cobertura de *D. sellowiana*, representando o Grupo V.



Fonte: Autor, 2020.

Para a matriz de dissimilaridade entre a composição florística da comunidade representada por indivíduos e espécies amostradas, foi possível encontrar importantes padrões de agrupamento. Os resultados obtidos por meio da análise de agrupamento e dissimilaridade florística das parcelas foram a formação de cinco grupos (Figura 9).

Figura 9: Dendrograma representativo da dissimilaridade florística das parcelas avaliadas na fazenda Corote, em Bom Retiro, SC.



Fonte: Próprio autor, 2020.

O grupo I é composto pela parcela 14, sendo a de maior diferença, ainda que nesta parcela tenha sido amostrado apenas 34 indivíduos regenerantes nativos, houve uma alta diversidade florística, sendo identificadas 14 espécies nativas na área. O grupo II, é representado pelas parcelas 2, 1 e 7, houve a presença significativa da espécie *Clethra scabra* nestas parcelas, sendo esta uma espécie pioneira de crescimento rápido e ciclo de vida curto, presente na fase inicial da sucessão, sua dispersão é anemocórica e característica de áreas mais abertas.

O grupo III, é composto pelas parcelas 3, 17, 19, 15 e 16, nestas parcelas houve a presença de *Aureliana wettsteiniana*, *Cabralea canjerana*, *Leandra regnellii* e *Leandra* spp. *A. wettsteiniana* e *L. regnellii* são espécies pioneiras, com ocorrência na fase inicial de sucessão, possuem rápido crescimento e necessitam de luz, estas são espécies de grande importância por possuírem dispersão zoocórica, que garante a conservação tanto da flora quanto da fauna das florestas. *C. canjerana* é secundária tardia e zoocórica, presente na fase intermediária da sucessão, é uma espécie tolerante a sombra no estágio juvenil.

O grupo IV é representado pelas parcelas 8, 13, 11, 5, e 6, a similaridade encontrada entre estas foi a presença de espécies como *Cabralea canjerana* e *Cupania vernalis*. *C. canjerana* pertence ao grupo das secundárias tardias e de dispersão zoocórica, presente na fase intermediária da sucessão, sendo uma espécie tolerante a sombra no estágio juvenil. *C. vernalis* pertence ao grupo das secundárias iniciais,

intolerante à sombra com crescimento rápido e ciclo de vida curto e zoocórica de grande importância nas áreas de restauração. O grupo V é representado pelas parcelas 4, 10, 18, 9 e 12, sendo a matriz de similaridade entre este grupo a presença de *Xylosma ciliatifolia* e *Solanum sanctaecatharinae*. Ambas espécies com dispersão zoocórica, de grande importância para manutenção da flora e fauna das florestas. *X. ciliatifolia* é secundária inicial, possui crescimento rápido e ciclo de vida curto, uma vez que é intolerante a sombra e está presente na fase intermediária da sucessão. Já *S. sanctaecatharinae* é uma espécie pioneira, com crescimento rápido e ciclo de vida curto, necessitando de luz para germinar e se desenvolver, sendo que as espécies pioneiras são características da fase inicial da sucessão ecológica.

O índice de dissimilaridade florístico é um importante parâmetro para se conhecer a composição e estrutura das áreas em estudo, por meio do agrupamento das parcelas. Quando as unidades são agrupadas, a proximidade é usualmente indicada por uma espécie, estas variáveis são agrupadas com base nos coeficientes de correlação ou medidas de associação (COSTA et al., 2004). O desdobramento das correlações existentes entre as variáveis, em efeitos diretos e indiretos, mede, independentemente de outras variáveis, a influência direta de um caráter sobre outro (CRUZ et al., 2004).

A diversidade florística obteve alta heterogeneidade no componente regenerativo, e as diferenças encontradas indicam que as espécies da Floresta Ombrófila Densa possuem distribuição espacial em forma de mosaicos e mesmo comunidades de áreas próximas apresentam florística diferenciada (FERREIRA JUNIOR et al., 2008). Machado et al. (2004) relatam que a heterogeneidade das áreas deve ser elevada quando se busca meios de conservação das florestas, principalmente quando se tem alta riqueza de espécies ameaçadas nos remanescentes florestais.

De acordo com Morellato e Leitão Filho (1995), conhecer a biodiversidade das formações florestais é fundamental para o desenvolvimento dos estudos botânicos e ecológicos, mas, principalmente, para o estabelecimento de metodologias de preservação e conservação dos ecossistemas. As formações de florestas nativas possuem restrições com relação a composição e similaridade florística de um ambiente, e estes permitem o mapeamento que fornecem subsídios para elaboração de planos de manejo e conservação de florestas utilizando recursos sustentáveis.

Destaca-se a importância de conhecer os diversos padrões florísticos e estruturais das florestas, principalmente por que a alta fragmentação de habitat causada por ações humanas ou naturais podem resultar em paisagens compostas por mosaicos de

matrizes e remanescentes de habitat que podem estar ou não interconectadas (RIBEIRO et al., 2007). De forma geral, as condições ambientais determinam o estabelecimento das espécies e influenciam na sua distribuição e abundância, as florestas tropicais podem apresentar condições variáveis, apresentando desde solos extremamente férteis a solos extremamente pobres (SOLLINS, 1998), gerando a variação de espécies de ocorrência destes ambientes.

Desta forma, se tem a necessidade de avaliar as variáveis ambientais que podem vir a influenciar na formação dos grupos florísticos e estrutural encontrados neste estudo. É sugerido que sejam realizados futuros estudos com relação a declividade, luminosidade, composição química e física do solo, buscando esclarecer a relação existente entre os agrupamentos e as variáveis ambientais.

### **3.4 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES**

A avaliação da metodologia dos indicadores aplicada na área de FOD em transição apresentou excelentes resultados. A inclusão de espécies herbáceas, lianas e gramíneas no levantamento de cobertura do solo, mostrou-se eficiente e necessário para melhor representar a área, uma vez que estas também são nativas e colonizadoras no ecossistema avaliado.

Dessa forma, sugere-se que indicadores relacionados a composição herbácea sejam considerados para o estado de SC em função das condições climáticas diferenciadas, com ocorrência de invernos rigorosos com frequentes geadas.

O componente regenerativo da área avaliada possui grande diversidade de espécies com grande valor de importância, alto valor de conservação e espécies ameaçadas de extinção, sendo um ambiente favorável para a conservação de espécies e fundamental para garantir a sucessão da floresta e a conservação da biodiversidade local e regional.

O resultado da diversidade de Shannon o índice de Pielou indicaram alta diversidade e baixa dominância ecológica, com distribuição relativamente homogênea entre as espécies.

A fazenda Corote pode ser considerada um ambiente favorável para a conservação de espécies nativas, por se encontrarem em processo de sucessão florestal satisfatório após a retirada dos *Pinus* spp. nas Áreas de Preservação Permanente e início

da condução da regeneração, visto que a área apresenta grande potencial regenerativo. Sugere-se o levantamento da fauna local, para que possam ser identificados dispersores de espécies zoocórica, uma vez que a florística apresentou grande número destas.

Ainda, recomenda-se a realização do estudo de um ecossistema de referência, para que se possa realizar índice de similaridade de comparação coerente entre a diversidade presente em um fragmento alterado e o de referência, e assim propor para o estado de Santa Catarina os indicadores e seus parâmetros de avaliação que melhor representam as Florestas Ombrófilas do estado.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AIDE, T. M.; ZIMMERMAN, J. K.; PASCARELLA, J. B.; RIVERA, L.; MARCANOVEJA, H. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications on restoration ecology. **Restoration Ecology** 8: 328-338. 2000.
- ALVARENGA, A. P; BOTELHO, S. A.; PEREIRA, I. M. Avaliação da regeneração natural na recomposição de matas ciliares alvarenga em nascentes na Região Sul de Minas Gerais. **Revista Cerne**, Lavras, v. 12, n. 4, p. 360-372. 2006.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift, Stuttgart*, v. 22, n. 6, p. 711-728. 2013.
- ARAÚJO, 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, Brasil. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, n. 66, p. 128-141, dez. 2004.
- AZEVEDO, A. D. **Composição florística e estoque de carbono em áreas de recuperação da mata atlântica na bacia do Rio Guapiaçu, Cachoeiras de Macacu, RJ.** Rio de Janeiro, 2012.176 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2012.
- BARRETO, I. L.; KAPPEL, A. Principais espécies de gramíneas e leguminosas das pastagens naturais do Rio Grande do Sul. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 15., 1964, Porto Alegre. **Anais**. Porto Alegre: UFRGS, 1967. p. 281-294
- BASELGA A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, vol. 19, p.134-143, 2010.
- BATISTA, F. **Diagnóstico florístico e mapeamento de locais críticos em áreas de preservação permanente em função do índice de diversidade de Shannon.** Lages, 2012. 95p. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Universidade do Estado de Santa Catarina, 2012.
- 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; ISERNHAGEN, I. (Org). Pacto pela restauração da Mata Atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: LERF/ ESALQ, **Instituto BioAtlântica**, pag. 132-150.2009.
- BENEDITO, C. **O município e o meio ambiente: das áreas de preservação permanente.** 2001. 29 p. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso) – Escola de Engenharia de Piracicaba, Fundação Municipal de Ensino de Piracicaba. Piracicaba, São Paulo, 2001.
- BORÉM, R. A. T.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Fitossociologia do estrato arbóreo em uma toposequência alternada de Floresta Ombrófila Densa, no município de Silva Jardim-RJ, Brasil. **Revista Árvore, Viçosa, MG**, v. 26, n. 6, p.727742, 2002.

BORÉM, R. A. T.; RAMOS, D. P. Estrutura fitossociológica da comunidade arbórea de uma toposequência pouco alterada de uma área de floresta atlântica, no município de Silva Jardim-RJ, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 25, n. 1, p.131-140, 2001.

BOSA, M. D. et al. Florística e estrutura do componente arbóreo de uma Floresta Ombrófila Densa Montana em Santa Catarina, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.39, n.1, p.49-58, 2015.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Incorporação do Conceito da diversidade genética na Restauração Ecológica. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S; ISERNHAGEN, I. (Org). Pacto pela restauração da Mata Atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: LERF/ESALQ, **Instituto BioAtlântica**, p. 41-58.2009.

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

BRASIL. Lei Federal n.º 12.651, de 25 de maio de 2012. **Código Florestal Brasileiro**. Diário oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, mai. 2012. Disponível em:< [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm)>. Acesso em: 5 abr. 2018.

BRAY, J. R.; CURTIS, J. T. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. **Ecological Monographies**. v. 27, p. 325 - 349, 1957.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of sucessional processes. **Turrialba**, Costa Rica, v. 15, n. 1, p. 40-42, 1965.

CARDOSO, D. P. et al. Plantas de Cobertura no Controle das Perdas de Solo, Água e Nutrientes por Erosão Hídrica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande**, v. 16, p. 632-638, 2012.

CARNEIRO, P. H. M.; RODRIGUES, R. R. Management of monospecific commercial reforestation for the forest restoration of native species with high diversity. In: RODRIGUES, R. R. et al. High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas: Methods and Projects in Brazil. New York: Nova Science Publishers, 2007. cap. 3.1, p. 129-144.

CARNEVALE N.; MONTAGNINI, F. Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 163, p. 217-227, 2002.

CITADINI-ZANETTE, V.; SANTOS, R.; REMUS, G.; SOBRAL, M. Myrtaceae do sul de Santa Catarina: subsídio para recuperação de ecossistemas degradados. **Revista de Tecnologia e Ambiente**, v. 9, n. 2, p. 61-75, 2003.

COLONETTI, S. et al. Florística e estrutura fitossociológica em Floresta Ombrófila Densa Submontana na barragem do rio São Bento, Siderópolis, Estado de Santa Catarina. **Revista Acta Scientiarum. Biological Sciences**. Maringá, v. 31, n. 4, p. 397-405, 2009.

CONSEMA - Conselho Estadual do Meio Ambiente. Resolução CONSEMA nº51 de 05 de dezembro de 2014. Reconhece a Lista Oficial das Espécies da Flora Ameaçada de Extinção no Estado de Santa Catarina e dá outras providências.

CORTEZ, L. Pteridofitas epífitas encontradas en Cyatheaceae y Dicksoniaceae de los bosques nublados de Venezuela. **Gayana Botánica** 58: 13-23. 2001.

COSTA M. M. et al. Ganhos genéticos por diferentes critérios de seleção em populações segregantes de soja Pesquisa Agropecuária Brasileira, 39:1095-1102, 2004.

COSTA, F. R.; MAGNUSSON, W. E.; LUIZÃO, R. C. Mesoscale distribution patterns of Amazonian understorey herbs in relation to topography, soil and watersheds. **Journal of Ecology**, v.93, p. 863-878. 2005.

COUTO, L. et al. Técnicas de bioengenharia para revegetação de taludes no Brasil. Viçosa: **CBCN**, 2010.

CROCKFORD, R. H; RICHARDSON, D. P. Partitioning of rainfall into throughfall, stemflow and interception: effect of forest type, ground cover and climate.

**Hydrological Processes**, v. 14, n. 16-14, p. 2903-2920, 2000.

CRUZ C. D, REGAZZI, A. J., CARNEIRO, P. C. S. Modelos biométricos aplicados ao melhoramento genético. 3<sup>a</sup> ed. Viçosa, **Editora UFV**. 480p, 2004.

DARONCO, C.; MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Ecossistema em restauração versus ecossistema de referência: estudo de caso da comunidade vegetal de mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. **Hoehnea**, São Paulo, v. 40, n. 3, p. 485-498, 2013.

DORNELLES, L. P. P.; NEGRELLE, R. R. B. Aspectos da regeneração natural de espécies arbóreas da Floresta Atlântica. **Iheringia Ser. Bot.**, Porto Alegre, v. 53, p. 85-100, 2000.

DUARTE, M. M. R.; BUENO, M. S. G. Fundamentos ecológicos aplicados a RAD para matas ciliares do interior paulista. In: BARBOSA, L.M. (Coord.). Manual para recuperação de áreas degradadas do Estado de São Paulo: matas do interior paulista. São Paulo: **Instituto de Botânica**, 2006. Disponível em:  
<http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/municipioverdeazul/2011/11/ManualRecupAreas%20Degradadas.pdf>. Acesso em: 19 jun. 2019.

DURIGAN, G.; FIGLIOLIA, M. B.; KAWABATA, M.; GARRIDO, M. A. de O.; BAITELLO, J.B. Sementes e mudas de árvores tropicais. São Paulo: **Páginas & Letras, 2<sup>a</sup> Ed.** 2002.

ENGEL, V. L., FONSECA, R. C. B.; OLIVEIRA, R. E. 1998. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, 12: 43-64

ENGEL, V. L.; PARROTTA, A. J. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y. et al. Restauração ecológica de ecossistemas naturais. Botucatu: FEPAF, 2003. cap 1, p. 1-26.

FERREIRA JÚNIOR, E. V.; SOARES, T. S.; COSTA, M. F. F.; SILVA, V. S. M. Composição, diversidade e similaridade florística de uma Floresta Tropical

Semidecídua Submontana em Marcelândia – MT. **Revista Acta Amazonica**, vol. 38(4), 673- 680 pg., 2008.

FERREIRA, P. I. et al. Espécies Potenciais para Recuperação de Áreas de Preservação Permanente no Planalto Catarinense. **Revista Floresta e Ambiente**, abr./jun.; pg. 173-182. 2013.

FILFILI, J. M.; FAGG, C. W.; MACHADO, J. W. B. Recuperação de Matas de Galeria. Planaltina: **Embrapa Cerrados**, 45p. 2000.

FILGUEIRAS, T. S. Gramíneas. In: FONSECA, F. O. (org.) Águas Emendadas. Secretaria do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Brasília: **Seduma**. Pg: 163-168, 2008.

FLORENTINE, S. K.; WESTBROOKE, M. E. Restoration on abandoned tropical pasturelands - do we know enough. **Journal for Nature Conservation**. 12:85-94. 2004.

FRAGA, L. L.; SILVA, L. B. DA & SCHMITT, J. L. Composição e distribuição vertical de pteridófitas epífíticas sobre *Dicksonia sellowiana* Hook. (Dicksoniaceae), em Floresta Ombrófila Mista No Sul do Brasil. **Biota Neotropica** 8: 123-129, 2008.

GALETTI, M. Os frugívoros da Santa Genebra. In: Morellato PC, Leitão-Filho HF. Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana. Campinas: **UNICAMP**; p. 66-69. 1995.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. Status do *hotspot* Mata Atlântica: uma síntese. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G.; LAMAS, E. R. (Org.) Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas. São Paulo: **Fundação SOS Mata Atlântica**; Belo Horizonte: Conservação Internacional, 2005.

GANDOLFI, S. et al. Permeability-impermeability: canopy trees as biodiversity filters. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 4, p. 433-438, 2007.

GASPER, A. L., et al. Inventário de *Dicksonia sellowiana* Hook. em Santa Catarina. **Revista Acta Botanica Brasilica** 25(4): 776-784. 2011.

HAIR, J. F.; ANDERSON, R. E.; TATHAN, R.; BLACK, W. Analise Multivariada de dados. Porto Alegre: **Editora Bookman**, 2009.

HUECK, K. As florestas da América do Sul: ecologia, composição e importância econômica. São Paulo: Ed. **Polígono S.A.**, 466p. 1972.

IBGE. Manual técnico da vegetação brasileira. Florianópolis: 2012. 271 p. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv63011.pdf>>. Acesso em: 12 abr. 2019.

IUCN. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017.3. Disponível em <<http://www.iucnredlist.org>>.

KERSTEN, R. A.; GALVÃO, F. Suficiência amostral em inventários florísticos e fitossociológicos. In: FELFILI, J. M. et al. (Org.). Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos. Viçosa, MG: **Editora UFV**, 2011. p. 156-173.

KLEIN, R. M.; SLEUMER, H. O. Flacourtiáceas. In: Reitz, R. (ed.). Flora Ilustrada Catarinense. **Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues**. 96p. 1984.

KLIPPEL, V. H.; et al. Avaliação de métodos de restauração florestal de Mata de Tabuleiros-ES. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 39, n. 1, p. 69-79, 2015.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **O ecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 3, p. 434-451, 2009.

LEITE, P. F.; KLEIN, R. M. Vegetação. In Geografia do Brasil: Região Sul. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**, Rio de Janeiro, v. 2, p.113-150, 1990.

LIMA, G. C. et al. Avaliação da cobertura vegetal pelo índice de vegetação por diferença normalizada (IVDN). **Revista Ambi-Água**, Taubaté, v. 8, n. 2, p. 204-214, 2013.

LINGNER, D. V. et al. Floresta Ombrófila Densa de Santa Catarina - Brasil: agrupamento e ordenação baseados em amostragem sistemática. **Revista Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 4, p. 933-946, out.-dez., 2015.

LORENZI, H. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 3.ed. **Nova Odessa: Plantarum**, v.1. 2000.

LORENZON, A. S. et al. Precipitação efetiva e interceptação da chuva em um fragmento florestal com diferentes estágios de regeneração. **Revista Árvore**, v.37, n. 4, p. 619-627, 2013.

MACEDO, R. L. G; FRANCISO, F. A; GOMES, J. E. Hidrossemeadura para a recuperação de áreas tropicais degradadas. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, v. 1. 2003. Disponível em: <<http://faef.revista.inf.br/site/a/112hidrossemeadura-para-a-recuperacao-de-areas-tropicais-degradadas.html>>. Acesso em: 04 jul. 2019

MACHADO, E. L. M. et al. A comparative analysis of the structure and flora of the tree-shrub compartment from a remnant forest at Fazenda Beira Lago, Lavras, MG, Brazil. **Revista Árvore**, 28 (4): 499-516, 2004.

MANOLIADIS, O. G. Development of ecological indicators - a methodological framework using compromise programming. **Ecological Indicators**, v.2, n.1-2. p. 169176. 2002.

MANTOVANI, A. et al. Inventário e manejo florestal. Amostragem, caracterização de estádios sucessionais na vegetação catarinense e manejo do palmito (Euterpe edulis) em regime de rendimento sustentável. Florianópolis: **Núcleo de Pesquisas em Florestas Tropicais - NPFT**; 2005.

MANTOVANI, M. **Caracterização de populações naturais de Xaxim (*Dicksonia sellowiana* (Presl.) Hooker), em diferentes condições edafo-climáticas no Estado de Santa Catarina**. Florianópolis, 2004. 107p. Tese (Doutorado em Recursos Genéticos Vegetais) – Universidade Federal de Santa Catarina. 2004.

MANTOVANI, W. **Estrutura e Dinâmica da Floresta Atlântica na Juréia, Iguape, SP.** 1993. 123 f. Tese (Livre Docência) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1993.

MARTINS, A. M. **O processo de regeneração natural e a restauração de ecossistemas em antigas áreas de produção florestal.** Piracicaba, 2009. 89 pg. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2009.

MARTINS, R. **Florística, estrutura fitossociológica e interações interespecíficas de um remanescente de Floresta Ombrófila Densa como subsídio para recuperação de áreas degradadas pela mineração de carvão, Siderópolis, SC.** 2005. 93f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

MAUHS, J. **Fitossociologia e regeneração natural de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista exposto a perturbações antrópicas.** São Leopoldo, 2002. 66p. Dissertação (Mestrado em Biologia) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS). 2002.

MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. **Revista Scientia Forestalis**, v. 7, p. 101-111. 2007.

MENDES, S. **Comparação entre os estratos arbóreo e de regeneração da mata de galeria da Estação Ecológica do Panga, Uberlândia-MG.** 2002. 77 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, MG, 2002.

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.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. PORTARIA Nº. 443/2014. **Reconhecer como espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes da "Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção"** - Lista, conforme anexo a presente Portaria, que inclui o grau de risco de extinção de cada espécie, em observância aos arts. 6º e 7º, da Portaria no 43, de 31 de janeiro de 2014.

MOCHIUTT, S. et al., Comportamento de forrageiras nativas em sistemas silvipotatoris com Acácia-negra no Rio Grande Do Sul. In: Congresso Brasileiro de Sistemas Agroflorestais. Sociedade Brasileira de Sistemas Agroflorestais. **Anais**. 2009. Disponível em:

<https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/631672/1/CPAFAP2009Comportamentoforrageiras.pdf>

MORAES, L. F. D.; PEREIRA, T. S. Restauração ecológica em unidades de conservação. Pp. 297-305. In: P, Y. KAGEYAMA; R. E. OLIVEIRA; L. F. D. MORAES; V. L. ENGEL; F. B. GANDARA. Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais. Botucatu. **FEPAF**. 2003.

MORELLATO, P. C.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Orgs.) Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana: Reserva de Santa Genebra. Campinas: **UNICAMP**. 136p., 1995.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLEMBERG, H. Aims and methods of Vegetation Ecology. New York: **John Wiley & Sons**. 547 p. 1974.

MÜLLER, S. C.; WAECHTER, J. L. Estrutura sinusal dos componentes herbáceo e arbustivo de uma floresta costeira subtropical. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.24, n. 4, p. 395-406. 2001.

MYERS, N. et al. **Biodiversity hotspots for conservation priorities**. *Nature* 403:852-858. 2000.

NEGRELLE, R. R. B. Composição florística e estrutura vertical de um trecho de Floresta Ombrófila Densa de Planície Quaternária. **Hoehnea**, v. 33, n. 3, p. 261-289, 2006.

NIMER, E. Climatologia da região sul do Brasil: introdução à climatologia dinâmica. **Revista Brasileira de Geografia**, Rio de Janeiro, 33(4): 3-65. 1971.

OKSANEN, J. et al. 2014 Vegan: Community Ecology Package. Disponível em: <<http://cran.r-project.org/package=vegan>> Acesso em: 10 de setembro de 2019.

PAULILO, M. T. S. et. al. Responses to light changes in tropical seedlings of the Brazilian Atlantic rainforest tree species *Cecropia glazioui* (Cecropiaceae) and *Cedrela fissilis* (Meliaceae). **Australian Journal of Botany**, v.55, p.795-802, 2007.

PEREIRA, E. B. et al. **Atlas Brasileiro de Energia Solar**. 1<sup>a</sup>. ed. São José dos Campos: INPE, 2006.

PEREIRA, J. S; ABREU, C. F. N. R; JUNIOR, R. A. P; RODRIGUES, S. C. Avaliação do índice de sobrevivência e crescimento de espécies arbóreas utilizadas na recuperação de área degradada. **Revista Geonorte**. 1: 138-148, 2012.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, 2019. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 19 jun. de 2019.

REIS A., KAGEYAMA P. Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: KAGEYAMA P. Y.; OLIVEIRA, R. E., MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. Restauração ecológica de ecossistemas naturais. **Fundação de Estudo e Pesquisas Agrícolas e Florestais**, p. 91-110. 2003.

REIS, A. **Sucessão**. In: REIS A.; TRÊS, D. R.; SIMINSKI, A. Restauração de áreas degradadas- imitando a natureza. Florianópolis, SC. Pg: 10-25, 2006.

RIBEIRO, S.; BORGES, M.; LEITE, M.; POSTALI, T. **Dissimilaridade florística em relação a distâncias espaciais em Melastomataceae**. 2007. Disponível em: [https://www.inpa.gov.br/pdbff/cursos/efa/livro/2007/pdf/dimona/dim\\_po1g1.pdf](https://www.inpa.gov.br/pdbff/cursos/efa/livro/2007/pdf/dimona/dim_po1g1.pdf)

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Org.) Protocolo de monitoramento para programas e projetos de restauração florestal. São Paulo: **Instituto BioAtlântica** (LERF/ESALQ), 2013.

SAMILA, J. A., **Avaliação socioambiental de áreas em recuperação na microbacia do Ribeirão Pirai em Cabreúva, SP.** Sorocaba, 2015. 145 p. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade na Gestão Ambiental) – Centro de Ciências e Tecnologias para Sustentabilidade, Universidade Federal de São Carlos, 2015.

SÃO PAULO. Resolução SMA nº32, de 03 de abril de 2014. Estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no Estado de São Paulo, e dá providências correlatas. **Diário oficial do estado de São Paulo**, São Paulo, SP, 04 abr. 2014. p36-37.

SCHORN, L. A.; FRANKLIN G. Dinâmica do estrato arbóreo em três estádios sucessionais de uma Floresta Ombrófila Densa Em Blumenau, SC. **Revista Cerne**, Lavras, v. 15, n. 2, p. 221-235, abr./jun. 2009.

SECCO, R. T.; ACRA, L. A.; CORAIOLA, M. Regeneração natural em área de corte raso de *Pinus taeda* L. **Revista Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 29, n.1, p. 208-220, jan./mar., 2019.

SEHNEM, A. (1978) Ciateáceas. In: REITZ, R. (Ed.). Flora Ilustrada Catarinense. **Herbário Barbosa Rodrigues**, Itajaí, pp. 1–115

SENNA, R. M.; KAZMIRECZAK, C. Pteridófitas de um remanescente florestal no morro da extrema, **Revista da FZVA**. Uruguiana, v. 4, n. 1, p. 33-48. 1997.

SER. Princípios da SER Internacional sobre a restauração ecológica. Estados Unidos, 2004. Disponível em: <http://www.ser.org/docs/default-document-library/serprimer-portuguese.pdf>. Acesso em: 18 jun. 2019.

SILVA, A. M.; et al. Perdas de solo, água, nutrientes e carbono orgânico em Cambissolo e Latossolo sob chuva natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, p. 1223-1230, 2005.

SILVA, W. M. et al. Estrutura e sucessão ecológica de uma comunidade florestal urbana no sul do Espírito Santo. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 68, n. 2, p. 301-314, 2017.

SMALL, C. J.; MCCARTHY, B. C. Spatial and temporal variability of herbaceous vegetation in an eastern deciduous forest. **Plant Ecology** 164:37-48. SMITH, L.B., WASSHAUSEN, D.C. & KLEIN, R.M. 1982. Gramíneas-gêneros: *Deschampsia* até *Pseudechinolaena*. **Flora Ilustrada Catarinense** (Gram): 443-906. 2002.

SOLLINS, P. Factors influencing species composition in tropical lowland rainforest: does soil matter?. **Ecology**, Ed. 79; 23-30 pg. 1998.

TABARELLI, M. et el. Estudo comparativo da vegetação de dois trechos de floresta secundária no Núcleo Santa Virgfnia, Parque Estadual da Serra do Mar, São Paulo.1994. Disponível em:

[https://smastr16.blob.core.windows.net/iforestal/ifref/RIF6/RIF6\\_1-11.pdf](https://smastr16.blob.core.windows.net/iforestal/ifref/RIF6/RIF6_1-11.pdf) Acesso em: 05 jul de 2019.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants.** Berlim: Springer-Verlag, 1982. 162 p.

VIEIRA, C. M.; PESSOA, S. V. A. Estrutura florística do estrato herbáceo-subarbustivo de um pasto abandonado na Reserva Biológica de Poço das Antas, município de Silva Jardim, RJ. **Rodriguésia** 52: 17-30. 2001.

VIEIRA, F. S., **Avaliação da regeneração natural e componente arbóreo adulto em áreas de preservação permanente inseridas em duas fitofisionomias de alto valor de conservação.** Lages, 2012. 111p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade do Estado de Santa Catarina, 2019.

XAVIER, A.; SANTOS, G. A.; OLIVEIRA, M. L. Enraizamento de miniestaca caulinar e foliar na propagação vegetativa de cedro-rosa (*Cedrela fissilis* Vell.). **Revista Árvore**, v.27, n.3, 2003.

## 4 CAPÍTULO II –INDICADORES ECOLÓGICOS DA RESOLUÇÃO 32/2014 E FITOSSOCIOLOGIA EM ÁREAS PÓS-COLHEITA DE *Pinus* spp. EM FLORESTA OMBRÓFILA MISTA EM SANTA CATARINA

### RESUMO

A avaliação da restauração florestal por meio de indicadores ecológicos vem se desenvolvendo em função da alta demanda pela regularização ambiental. Desta forma, o objetivo deste estudo foi avaliar o processo de restauração florestal em Áreas de Preservação Permanente (APP's) pós-colheita de *Pinus* spp., baseando-se na metodologia proposta pela resolução SMA 32/2014 do Estado de São Paulo, e o levantamento fitossociológico da regeneração natural presente. A área de estudo pertence à empresa Klabin S.A., sendo denominada Fazenda Palmital do Areão I e II, em Santa Cecília - SC, inserida na Floresta Ombrófila Mista (FOM) e com cerca de sete anos em processo de restauração. Foram avaliados os indicadores de cobertura do solo pela copa das árvores e demais formas de vida, densidade de indivíduos e número de espécies nativas regenerantes, além dos descritores fitossociológicos. Os resultados obtidos foram 95,7% de cobertura do solo com vegetação nativa, densidade de indivíduos regenerantes de 4.610,00 ind./ha e número de espécies nativas igual a 69, distribuídas em 23 famílias e 36 gêneros. Os três indicadores avaliados obtiverem valores superiores aos valores de referência propostos pela resolução, caracterizando a área como adequada. No levantamento fitossociológico, foram amostrados 782 indivíduos distribuídos em 62 espécies, 30 gêneros e 21 famílias botânicas. As espécies com maior IVI foram *Myrsine coriacea* (10,06%), *Solanum variabile* (9,79%), *Myrsine lorentziana* (7,08%), *Baccharis uncinella* (5,22%), *Clethra scabra* (5,48%) e *Ilex paraguariensis* (3,61%). O índice de Shannon e equabilidade de Pielou indicaram baixa dominância ecológica e distribuição homogênea, com  $H' = 3,24$  e  $J = 0,77$ . Os resultados demonstraram que os indicadores são adequados para a área, pois obtiveram resultados favoráveis e acima dos parâmetros estabelecidos, contudo, é indispensável que sejam realizadas adaptações, como a inclusão de outras formas de vida e o cálculo de suficiência amostral. Do mesmo modo, é fundamental que os valores de referência sejam revistos para essa formação. A fazenda Palmital do Areão pode ser considerada como um ambiente favorável para conservação de espécies nativas da formação e com potencial de sucessão ecológica para os próximos anos. Porém, é indicado realizar ações de conservação da espécie *Araucaria angustifolia*, principal espécie da formação e que se encontra em perigo de extinção.

**Palavras-chave:** Regeneração Natural; Mata Ciliar; Restauração passiva.

### ABSTRACT

The evaluation of forest restoration using ecological indicators has been developing due to the high demand for environmental regularization. In this way, the objective of this study was to evaluate the process of forest restoration in Permanent Preservation Areas (APP's) post-harvest of *Pinus* spp., Based on the methodology proposed by SMA resolution 32/2014 of the State of São Paulo, and the phytosociological survey of the natural regeneration present. The study area belongs to Klabin S.A., being called Fazenda Palmital do Areão I and II, in Santa Cecília - SC, inserted in the Mixed Rain Forest (FOM) and with about seven years in the process of restoration. The indicators of soil cover by the crown of the trees and other forms of life, density of individuals and number of native regenerating species were evaluated, in addition to the phytosociological descriptors. The results obtained were 95.7% of soil cover with native vegetation, density of regenerating individuals of 4,610.00 ind./ha and number of native species equal to 69, distributed in 23 families and 36 genera. The three indicators evaluated obtained

values higher than the reference values proposed by the resolution, characterizing the area as adequate. In the phytosociological survey, 782 individuals were sampled, distributed in 62 species, 30 genera and 21 botanical family. The species with the highest IVI were *Myrsine coriacea* (10.06%), *Solanum variabile* (9.79%), *Myrsine lorentziana* (7.08%), *Baccharis uncinella* (5.22%), *Clethra scabra* (5.48%) and *Ilex paraguariensis* (3.61%). The Shannon index and Pielou's equability indicated low ecological dominance and homogeneous distribution, with  $H' = 3.24$  and  $J = 0.77$ . The results showed that the indicators are adequate for the area, as they obtained favorable results and above the established parameters, however, it is essential that adaptations are made, such as the inclusion of other forms of life and the calculation of sample sufficiency. Likewise, it is essential that the reference values are revised for this areas. The Palmital do Areão farm can be considered as a favorable environment for the conservation of native species of the formation and with potential for ecological succession for the coming years. However, it is recommended to carry out conservation actions for the species *Araucaria angustifolia*, the main species in the formation and which is in danger of extinction.

**Key-words:** Natural regeneration; Riparian Forest; Passive restoration.

## 4.1 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é composta por um conjunto de diferentes tipologias, dentre estas a Floresta Ombrófila Mista, ou Floresta com araucárias, devido à presença predominante de *Araucaria angustifolia* (bertol.) Kuntze. (VIBRANS et al., 2013; GASPER et al., 2013; SANTOS et al., 2016). É uma das fitofisionomias que mais sofreu com a exploração e retirada de madeira (VIBRANS et al., 2013; GASPER et al., 2013).

A contante exploração humana dos recursos naturais leva ao aparecimento de áreas degradadas com baixa fertilidade, principal fator que compromete o desenvolvimento da regeneração natural das florestas (ELLIS et al., 2013) e a manutenção de ecossistemas (NUNES et al., 2015). Dessa forma, há necessidade de buscar estratégias de manutenção da regeneração natural (STANTURF; PALIK; DUMROESE, 2014).

A regeneração natural é influenciada pelas condições da vegetação da área e ao entorno (ARAÚJO et al., 2004). Caracterizar o componente florístico estrutural presente na regeneração natural contribui para ações de manejo, conservação e recuperação destes ecossistemas alterados (BORÉM; RAMOS, 2001), além de proporcionar maior conhecimento a respeito das condições do ecossistema do estrato regenerativo (DARONCO; MELO; DURIGAN, 2013; MIRANDA NETO et al., 2012; MENDES, 2002).

A restauração acelera a recuperação do ecossistema alterado, perturbado ou degradado por ações antrópicas (SER, 2004). Esta técnica pode ser realizada por meio

da condução da regeneração natural (ALVARENGA et al., 2006). No entanto, para se obter sucesso na condução é indispensável o monitoramento do processo até o reestabelecimento da floresta, ou seja, até se atingir a recomposição por completo (RODRIGUES et al., 2013). O monitoramento da restauração pode ser realizado por meio dos indicadores ecológicos (MANOLIADIS, 2002), que são utilizados para avaliar e refletir as condições do ecossistema (VAN STRAALEN, 1998; MANOLIADIS, 2002). Nesse contexto, o levantamento da composição florística, estrutural e fitossociológica das formações florestais fornecem subsídios para compreendermos a dinâmica destas formações, parâmetros indispensáveis para o manejo e a condução da regeneração natural das florestas.

Contudo, são poucas pesquisas em relação aos indicadores que melhor representam as formações florestais. O Estado de São Paulo foi pioneiro na criação de uma metodologia para avaliar áreas em processo de restauração, com a Resolução SMA 32/2014, em que estabelece três indicadores ecológicos e a metodologia de coleta de dados. No entanto, o Estado de Santa Catarina, assim como muitos outros estados, não possui uma padronização de indicadores ecológicos adequados para avaliação de áreas em processo de restauração, dificultando a interpretação da situação e trajetória dessas áreas.

Diante destes fatores, o objetivo deste estudo foi avaliar o processo de restauração florestal em áreas de preservação permanente pós-colheita de *Pinus* spp. baseando-se nos indicadores utilizados na resolução SMA 32/2014 do estado de São Paulo, comparando os resultados obtidos nos indicadores com o levantamento fitossociológico do componente regenerativo, de forma a verificar se estes são adequados para serem usados em projetos de restauração em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista no estado de Santa Catarina.

## 4.2 MATERIAL E MÉTODOS

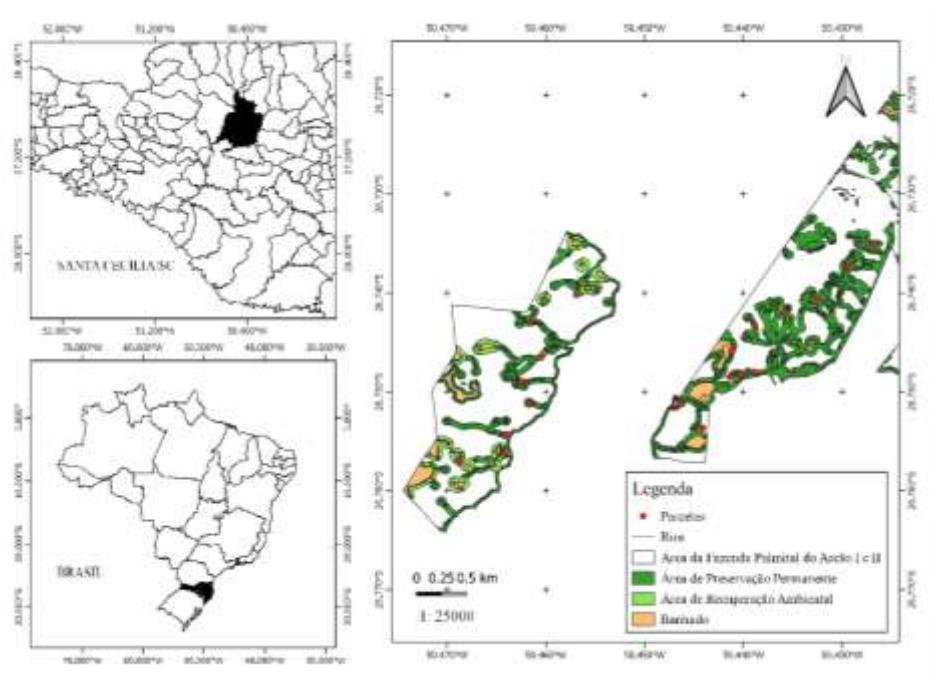
### 4.2.1 Descrição da área de estudo

O estudo foi realizado nas áreas de Preservação Permanente (APP's) associadas com nascentes e rios na fazenda Palmital do Areão I e II, pertencentes à empresa Klabin S.A. A área de estudo era anteriormente ocupada por plantios do gênero de *Pinus*, essas áreas foram delimitadas, realizou-se o corte do *Pinus* spp. presente nas APP's, e iniciou-se a condução do processo de recuperação, seguindo a determinação da Lei nº

12.651/2012 (BRASIL, 2012). A fazenda Palmital do Areão está há cerca de sete anos em processo de recuperação natural das APP's desde sua primeira intervenção, em que foram retirados os indivíduos de *Pinus* spp., principal fator de degradação destas.

A Fazenda Palmital do Areão I e II está localizada no município de Santa Cecília – SC (Figura 10), possui área total de 932,2 ha, destes 406 ha são destinados as Áreas de Preservação Permanente (APP's). Está inserida na Fitofisionomia Floresta Ombrófila Mista (FOM), e pertence a faixa hidrográfica do Planalto de Canoinhas (RH5) (IBGE, 2012). A altitude média é de 1138 m, com clima caracterizado mesotérmico úmido (Cfb), possuindo verão fresco e temperatura média de 15,8°C, sem apresentar estações secas bem definidas (ALVARES et al., 2013). O tipo de solo é classificado como sendo Latossolo Bruno com horizonte A proeminente e textura muito argilosa (BATISTA, 2012).

Figura 10: Mapa de localização das parcelas na fazenda Palmital do Areão I e II, no município de Santa Cecília, SC.



Fonte: Próprio autor, 2020.

Viera (2019) relata a importância das áreas em questão, por se tratar de Áreas de Preservação Permanente e serem classificadas como Áreas de Alto Valor de Conservação (AAVC), por possuírem espécies endêmicas de alto valor de conservação e ameaçadas de extinção, tais como: *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, *Drimys brasiliensis* Miers; *Calyptranthes concinna* DC.; *Myrceugenia miersiana* (Gardner) D.

Legrand & Kausel; *Solanum mauritianum* Scop.; *Casearia sylvestris* Sw.; *Inga vera* Willd.; *Inga lentiscifolia* Benth.; *Lithrea brasiliensis* Marchand.; *Ocotea porosa* (Nees & Mart.) Barroso.; *Eugenia pluriflora* DC. e *Symplocos tetrandra* Mart. (GASPER et al., 2013).

#### 4.2.2 Coleta de dados

Foram alocadas 19 unidades amostrais com dimensões de 25 m x 4 m (100 m<sup>2</sup>) para a avaliação do componente regenerativo. Aplicou-se duas metodologias de estudo, sendo a primeira o levantamento da composição florística e estrutura fitossociológica, a segunda, foi o levantamento baseado nos indicadores propostos pela Secretaria do Estado do Meio Ambiente de São Paulo, SMA/32 de 03 de abril de 2014.

O levantamento fitossociológico foi realizado nas 19 parcelas alocadas, sendo incluídos indivíduos arbóreos/arbustivos pertencentes ao componente regenerativo com altura superior a 50 cm e com circunferência a altura do peito menor que 15 cm ou inexistente ( $H \geq 50$  cm e  $CAP < 15$  cm) (SÃO PAULO, 2014). O levantamento dos dados fitossociológicos foi realizado com os mesmos indivíduos amostrados nos indicadores, considerando indivíduos com altura superior a 50 cm. Ainda foi mensurado o DAC (Diâmetro a altura do colo) dos indivíduos com altura inferior a 1,30 e para indivíduos com altura superior foi realizado o DAP (Diâmetro a altura do peito = 1,30).

As avaliações dos indicadores propostas na resolução SMA 32/2014 foram feitas com base nos parâmetros estabelecidos, sendo estes: avaliação da cobertura do solo com vegetação nativa, levantada por meio da soma das medidas dos trechos da linha amostral cobertos pela copa da vegetação (Figura 2A), sendo estas árvores e arbustos (SÃO PAULO, 2014) e a cobertura do solo com outras formas de vida, como herbáceas, lianas e gramíneas nativas (Figura 2B). O uso das outras formas de vida é uma adaptação da legislação proposto pelo presente autor, devido as características naturais do ecossistema avaliado, em que essa vegetação possui um papel fundamental no processo inicial de restauração florestal.

A identificação das espécies, sempre que possível, foi realizada *in loco*, e quando não reconhecidas em campo, as espécies foram coletadas para posterior identificação por especialistas ou em laboratório com base em bibliografias especializadas.

### 3.2.3 Análise e processamento dos dados

A suficiência amostral da área foi realizada no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019), com auxílio da biblioteca Vegan (OKSANEN et al., 2014). Esta foi verificada por meio da construção da curva de acumulação de espécies, desenvolvida pelo método de aleatorização, com 1000 permutações. O cálculo da suficiência amostral foi utilizado para verificar se o número de parcelas era suficiente, já que para o tamanho da área em questão, a resolução sugere o número de 50 parcelas.

Para o levantamento fitossociológico, foram considerados os estimadores fitossociológicos propostos por Mueller-Dombois e Ellemborg (1974), sendo estes: densidade, dominância, frequência e o valor de importância, índice de Shannon ( $H'$ ) e a equabilidade pelo índice de Pielou ( $J'$ ).

As espécies foram classificadas quanto à família; grupo ecológico: pioneira (P), secundária inicial (Si), secundária tardia (St) e clímax (C) (BUDOWSKI, 1965); síndrome de dispersão: zoocórica (Zoo), anemocórica (Ane) e autocórica (Aut) (VAN DER PIJL, 1982) e status de conservação das espécies, especificamente quanto às espécies consideradas ameaçadas de extinção, em nível escala global pela União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN, 2018), Lista Oficial de Espécies da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção (MMA, 2014), além da Resolução CONSEMA No 051/2014, que reconhece a Lista Oficial das Espécies da Flora Ameaçada de Extinção no Estado de Santa Catarina (CONSEMA, 2014).

O Índice de dissimilaridade estrutural foi realizado com base nos dados quantitativos de densidade de indivíduos, cobertura do solo e número de espécies e o coeficiente adequado para analise destes dados é a Distância Euclidiana, que tem a finalidade de agrupar as parcelas com maior semelhança entre si, buscando identificar características a campo que descrevam a similaridade entre as parcelas do mesmo grupo, e a dissimilaridade dos demais grupos.

A análise de agrupamento construída a partir da matriz de distância de dados quantitativos ordenou as parcelas quanto a sua semelhança, indicando os grupos com maior semelhança. As matrizes foram ordenadas conforme a distância entre os centroides (HAIR et al., 2010).

A Dissimilaridade Florística foi realizada por meio dos dados qualitativos de indivíduos e espécies amostradas nas parcelas, e o coeficiente adequado utilizado neste foi a Distância de Bray-Curtis. Os agrupamentos florísticos gerados foram feitos por

meio da análise de agrupamento de dados qualitativos, em que o coeficiente adequado é a Distância de Bray-Curtis (1957). A dissimilaridade de Bray-Curtis, junta os grupos e os classifica quanto a diferente composição florística (BESELGA et al., 2010).

Os dados fitossociológicos e da dissimilaridade foram analisados no programa estatístico R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019), com auxílio da biblioteca Vegan (OKSANEN et al., 2014). O resultado da dissimilaridade foi demonstrado por meio do Dendrograma, que utilizou valores da matriz de similaridade de Ranks, que usa um algoritmo apropriado para calcular a distância entre os agrupamentos, de forma a permitir a comparação entre parcelas e a visualização dos blocos.

Já a análise dos dados dos indicadores ecológicos foi realizada baseando nos parâmetros estabelecidos na resolução (SÃO PAULO, 2014). Para o indicador “cobertura do solo com vegetação nativa” foi realizado somatório dos trechos em relação ao comprimento total da parcela (25 m) que é usada para calcular a porcentagem (%) de cobertura presente (Equação 5) arbóreas, arbustivas, herbáceas e lianas. O valor final do indicador será a cobertura média considerando todas as parcelas amostradas na área (Equação 6) (SÃO PAULO, 2014):

$$\text{Cobertura por parcela (\%)} = \frac{(\text{trecho 1} + \text{trecho 2} + \dots + \text{trecho } n) \times 100}{25} \quad (5)$$

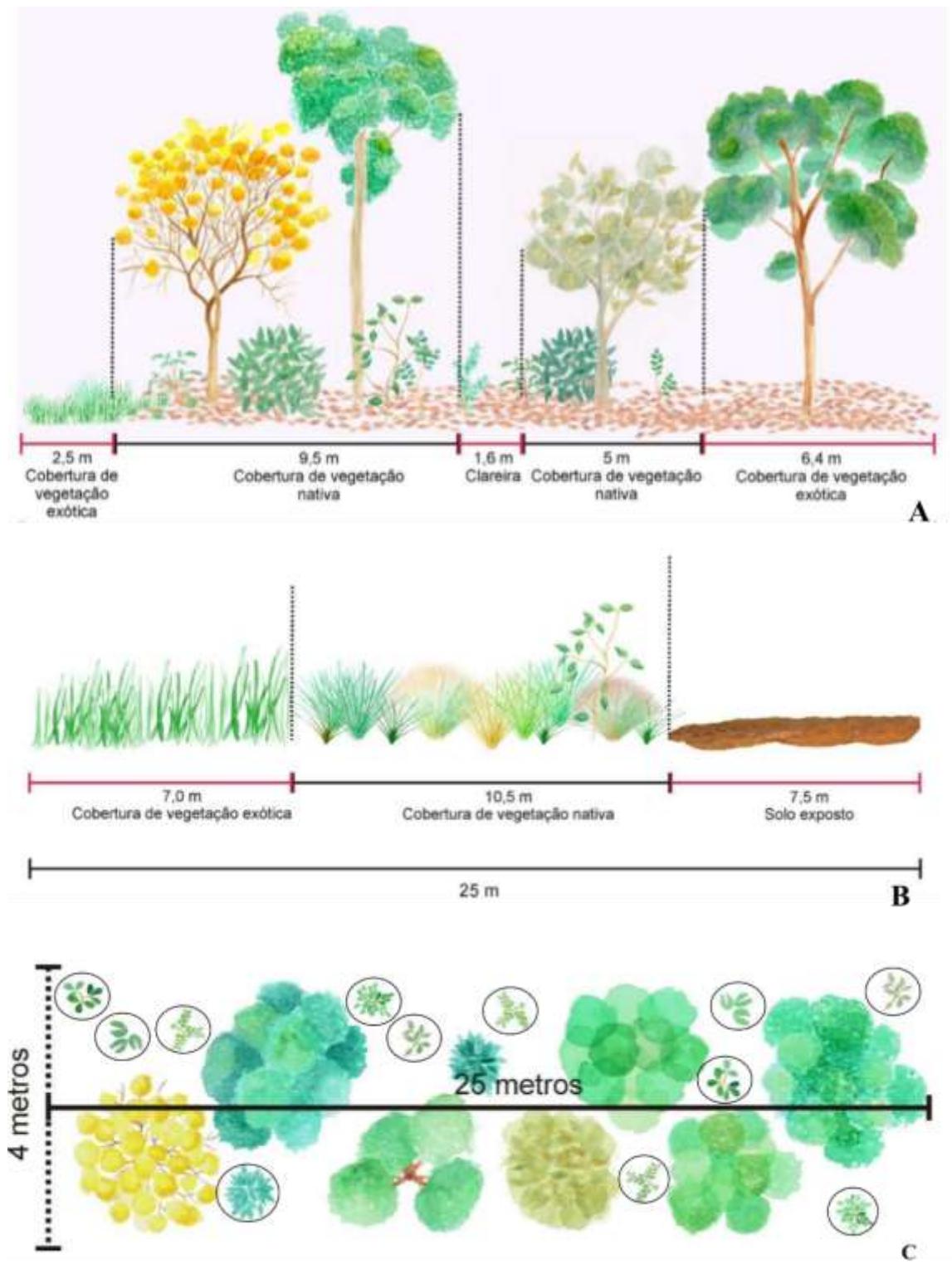
$$\text{Indicador cobertura (\%)} = \frac{(\text{cob. parc1} + \text{cob. parc2} + \dots + \text{cob. parc} n)}{n^{\circ} \text{ de parcelas}} \quad (6)$$

O indicador “Densidade de indivíduo regenerante nativo” (Figura 11C) foi transformado em densidade de indivíduos por hectare (ind./ha) (Equação 7) e o valor final do indicador se refere a média das parcelas amostradas (Equação 8) (SÃO PAULO, 2014).

$$\text{Densidade parcela (ind ha}^1) = \frac{(\text{n}^{\circ} \text{ indivíduos encontrados na parcela})}{0,01} \quad (7)$$

$$\text{Densidade ind. (ind ha}^1) = \frac{(\text{dens.parc1} + \text{dens.parc2} + \dots + \text{dens. parc} n)}{n^{\circ} \text{ de parcelas}} \quad (8)$$

Figura 11: Representação da área da parcela e linha amostral no centro, em que se realiza as avaliações de cobertura do solo com vegetação nativa (A) e espécies herbáceas (B); (C) Representação da Densidade de individuo regenerante nativo.



Fonte: Adaptado de São Paulo, 2014.

No indicador “Número de espécies nativas regenerantes” (Figura 11A) foi realizada a identificação de todos os indivíduos amostrados na área de estudo. A identificação resultou em uma lista única de espécies para a área amostrada.

Com base nos dados obtidos em campo, calculou-se os valores das áreas e os comparou com os valores de referência propostos na resolução (Quadro 3). Os valores de referência indicam a situação em que as áreas em restauração se encontram, sendo divididos em: (a) Adequado, quando se atinge os valores esperados no prazo determinado; (b) Mínimo, valores estão dentro da margem de tolerância para o prazo, porém são inferiores ao esperado e é necessário realizar ações corretivas para não comprometer os resultados; (c) Nível crítico, quando não se atingiu os valores mínimos esperados no prazo determinado, nesse caso se exige readequação do projeto por meio de medidas corretivas (SÃO PAULO, 2014).

Quadro 3: Valores intermediários de referência para o monitoramento dos projetos de restauração ecológica no Bioma Mata Atlântica inseridas em Floresta Ombrófila.

Indicador	Cobertura do solo com vegetação nativa (%)			Densidade de indivíduos regenerantes (ind./ha)			Número de espécies nativas regenerantes (nº spp.)		
Nível	Crítico	Mínimo	Adequado	Crítico	Mínimo	Adequado	Crítico	Mínimo	Adequado
<b>5 anos</b>	0 a 30	0 a 80	> 80	0 a 200	200 a 1000	>1000	0 a 3	3 a 10	>10
<b>10 anos</b>	0 a 50	0 a 80	>80	0 a 1000	1000 a 2000	>2000	0 a 10	10 a 20	>20
<b>15 anos</b>	0 a 70	0 a 80	>80	0 a 2000	2000 a 2500	>2500	0 a 20	20 a 25	>25
<b>Valores que atestam a recomposição</b>	0 a 80	-	>80	0 a 3000	-	>3000	0 a 30	-	>30

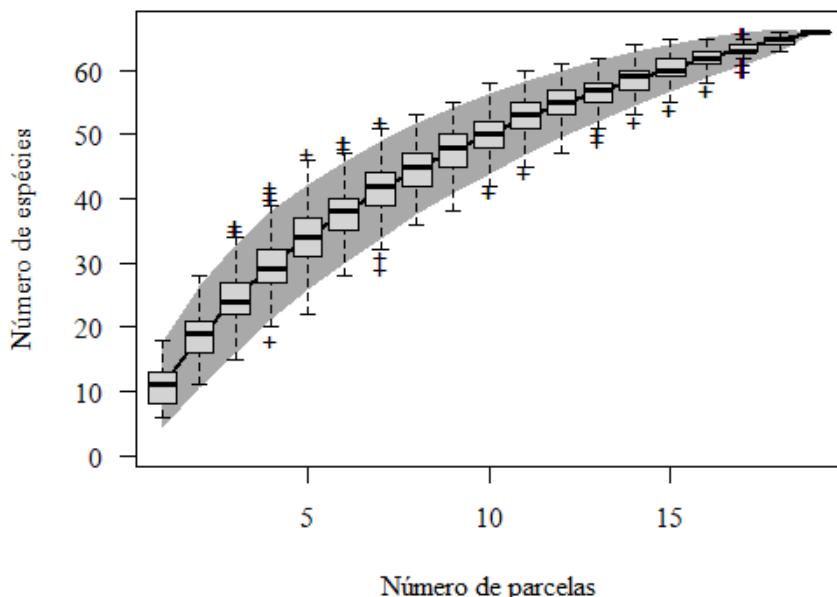
Fonte: São Paulo (2014).

### 4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O esforço amostral da área se fez suficiente e adequado para quantificar a diversidade de espécies presente no componente regenerativo, uma vez que a curva tende a estabilidade (Figura 12). A suficiência amostral dos dados foi baseada nos valores propostos por Kersten e Galvão (2011), os quais citam que se atinge a suficiência amostral quando o acréscimo de 10% na área permite a inclusão de no máximo 5% de novas espécies amostradas no levantamento. Deste modo, a regeneração natural apresentou um ganho de 3,57% considerando as 19 parcelas amostrais

instaladas, estando abaixo do proposto por Kersten e Galvão (2011), ou seja, a chance de encontrar uma nova espécie é relativamente baixo e o esforço amostral se fez suficiente.

Figura 12: Curva de acumulação de espécies da regeneração natural presente na Fazenda Palmital do Areão I e II, em Santa Cecília, SC.



Fonte: Próprio autor, 2020.

#### 4.3.1 Cobertura do solo com vegetação nativa

A áreas de APP da Fazenda Palmital do Areão I e II estão há aproximadamente 7 anos em processo de restauração ecológica e apresentam 95,7% de cobertura do solo com vegetação nativa, composto de 61,34% de cobertura da copa das árvores, 34,36% do solo coberto por herbáceas e gramíneas nativas e 4,30% da área possui algum grau de exposição do solo.

Considerando os valores de cobertura do solo propostos pela resolução (SÃO PAULO, 2014) (Quadro 3), a área de estudo se encontra no nível adequado, com 95,7% do solo coberto por vegetação nativa. A resolução ressalta a necessidade de se obter 80% de cobertura do solo em áreas de 5 e 10 anos de restauração, em virtude de que a baixa cobertura do solo gera o aumento da degradação e assoreamento do mesmo (FERREIRA et al., 2011; LIMA et al., 2013). É importante enfatizar que o valor de cobertura do solo com vegetação nativa só se fez superior ao previsto na resolução porque se considerou no levantamento a cobertura de outras formas de vida nativas

presentes na área, caso contrário, os valores estariam inferiores ao previsto, com 61,34% de cobertura de copa das árvores nativas.

Na cobertura do solo foram identificadas duas gramíneas pertencentes à Poaceae - *Homolepis glutinosa* (Sw.) Zuloaga & Soderstr e *Ocellochloa rufa* (Nees) Zuloaga & Morrone - e duas espécies de Cyperaceae - *Rhynchospora* cf. *coriifolia* Mart. ex Benth. e *Carex brasiliensis* A.St.-Hil., sendo todas espécies nativas. A presença de gramíneas nativas em áreas de recuperação ecológica promove vantagens em relação a introdução de espécies e a manutenção da fauna e flora, devido as suas condições de adaptação climática, alto potencial de cobertura, diminuição da erosão e acúmulo de matéria orgânica e nutrientes (FELFILI et al., 2000; REIS et al., 2006; FILGUEIRAS, 2008). Felfili et al. (2000) evidenciam que a presença de gramíneas favorece o desenvolvimento inicial de espécies arbóreas, principalmente em áreas que enfrentam a ocorrência de fortes geadas e baixas temperadoras ao longo do ano.

Na região Sul, as espécies arbóreas dominam os ecossistemas, todavia, as herbáceas retêm grande importância, devido a sua adaptação de sobrevivência em diferentes ambientes, por possuir raízes superficiais sensíveis a distúrbios ambientais e atuar como um indicador de qualidade do fragmento florestal (SMALL; MÜLLER; WAECHTER, 2002; COSTA et al., 2005).

Florentine; Westbrooke (2004) salientam que as gramíneas são causadoras de efeitos negativos para a regeneração natural de áreas degradadas, devido ao sombreamento causado, e por atuar como competidoras das espécies arbóreas e arbustivas. Deste modo, é relevante avaliar a relação existente entre as gramíneas nativas e as espécies arbóreas em áreas de regeneração natural, para que ocorra o reestabelecimento do ecossistema restaurado (AIDE, et al. 2000; FLORENTINE; WESTBROOKE 2004).

Ainda, destaca-se a presença expressiva das espécies *Mimosa scabrella* Benth. (Figura 13A), *Dicksonia sellowiana* Hook (Figura 13B) e do gênero *Baccharis* na cobertura do solo. *M. scabrella* compõe o grupo das pioneiras e é citada como sendo comum em áreas perturbadas (MACHADO et al., 2006; HERRERA et al., 2009).

Figura 13: Cobertura do solo com vegetação nativa; (A) Cobertura do solo representada pela alta densidade de Gramíneas e cobertura de copa da *Mimosa scabrella* Benth. e *Baccharis*; (B) Cobertura do Solo representada pela alta densidade de *Dicksonia sellowiana*.



Fonte: Proprio autor, 2020.

Esta espécie é comumente encontrada em áreas de estágio inicial na FOM, por ser tolerante as condições precárias do solo e proporcionar rápida cobertura, Machado et al. (2006) e Ferreira et al. (2013) indicaram *M. scabrella* com grande potencial para ser utilizada na fase inicial do processo de restauração. *D. sellowiana* compõe o grupo das clímax, com grande importância ecológica (CORTEZ, 2001, FRAGA, et al. 2008). Gasper et al. (2011) indicam a presença desta espécie principalmente em fragmentos da Floresta Ombrófila Mista, demostrando a preferência por ambientes com baixas temperaturas e maiores altitudes, crescendo principalmente em encostas úmidas e formando maciços em consequência do acúmulo de sedimentos e a umidade (MARTINS-RAMOS et al., 2011). É importante ressaltar que *D. sellowiana* consta na *Red List of Threatened Species* da IUCN (IUCN, 2017), conferindo às APPs da fazenda grande importância ecológica e conservacionista.

A exposição do solo devido a redução da cobertura vegetal é um fator desencadeador dos processos erosivos, ocasionando prejuízos ao ambiente. Para Benedito (2001), a presença da camada de vegetal sobre o solo preserva e contribui beneficamente para o ambiente, melhora a qualidade físico-química, fertilidade e diminui a erosão e o assoreamento do solo (CARDOSO et al., 2012), sendo que solos sem cobertura vegetal são mais suscetíveis à degradação, podendo esta ser irreversível

(SILVA et al., 2005; LIMA et al, 2013). É importante enfatizar que a presença de alta taxa de cobertura no solo desenvolve melhores condições de resistência, estabilidade e nutrição (COUTO et al., 2010). Neste contexto, a cobertura do solo com vegetação nativa, considerando todas as formas de vida, se faz importante em decorrência das constantes geadas que ocorrem durante o inverno nesta região (NIMER, 1971). Ambientes com uma boa cobertura de copa e de solo não são afetados diretamente pelas geadas (HUECK, 1972), sendo que esta pode interferir na vegetação presente no interior da floresta, principalmente na regeneração natural (MAUHS, 2002).

Neste contexto, o indicador cobertura de solo com vegetação nativa, considerando todas as formas de vida, exerce importante papel na conservação e estabilização dos solos, evitando processos erosivos, redução da compactação e perda de biodiversidade da flora e fauna do solo (ASSIS; BAHIA, 1998).

#### 4.3.2 Densidade de indivíduos nativos regenerantes

A densidade total de indivíduos regenerantes amostrados nas 19 parcelas foi de 876 indivíduos, e o índice de densidade de indivíduos nativos regenerantes por hectare alcançado foi 4.610,00 ind./ha, sendo distribuídos em 21 famílias identificadas e 33 gêneros. Contraponto os resultados deste estudo com os níveis de adequação propostos na resolução (SÃO PAULO, 2014), pode-se verificar que a área se encontra no nível adequado, por possuir valores acima de 1.000 ind./ha e 2.000 ind./ha propostos para áreas de 5 e 10 anos de restauração, respectivamente. O resultado obtido ainda se faz superior aos valores de referência (3.000,00 ind./ha) que atestam restauração após 20 anos do processo de recuperação.

O indicador “densidade de indivíduos” vem sendo avaliado em diversos estudos por se tratar de um fator com forte correlação com o ambiente (CROCKFORD; RICHARDSON, 2000; LORENZON et al., 2013). As áreas com mais densidade de indivíduos por hectare tendem a possuir maior riqueza de espécies, explicando o processo de restauração, que busca criar ambientes mais favoráveis ao estabelecimento e adaptação de novas espécies que asseguram a alta diversidade, o fechamento do dossel e o sucesso do processo de restauração (GANDOLFI, et al., 2007; BRANCALION et al., 2009). Assim, áreas com baixa densidade de espécies tendem a possuir dificuldades no reestabelecimento do ecossistema, capaz de se autossustentar (DUARTE; BUENO, 2006).

Samila (2015) avaliou os indicadores de densidade de indivíduos em áreas de preservação permanente em processo de restauração e constatou que esse indicador representa a situação das áreas em restauração, pois demonstram aspectos que podem vir a garantir a autonomia da floresta. Melo e Durigan (2007) constataram, por meio do monitoramento de três áreas em processo de restauração, que a partir do quinto ano a regeneração natural começou a apresentar aumento, ou seja, a idade do processo de regeneração influencia diretamente na densidade de indivíduos regenerantes em áreas com histórico de degradação ambiental.

Os resultados do presente estudo para o indicador ecológico de densidade de indivíduos regenerantes se mostraram adequados para realizar as funções de equilíbrio e sucessão do ecossistema (SÃO PAULO, 2010). Neste contexto, podemos afirmar que, com base neste indicador, a área encontra-se em um processo de restauração avançado, visto que atingiu o critério adequado pela resolução (SÃO PAULO, 2014). Cabe ressaltar que para uma melhor avaliação das áreas em processo de restauração na Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina, são necessárias algumas adaptações à legislação, e entre estas destaca-se a elaboração de valores de referência adequados para as formações florestais presentes no estado, pois foi notável, neste estudo, que os valores encontrados foram bem superiores aos propostos pela legislação (SÃO PAULO, 2014).

#### 4.3.3 Número de espécies nativas regenerantes

Ao todo foram amostradas 69 espécies, sendo essas arbóreas, arbustivas e herbáceas, representadas por 23 famílias e 36 gêneros, sendo que cinco espécies não foram identificadas no levantamento das 19 parcelas por não possuírem folhas ou material reprodutivo. As espécies foram classificadas quanto à forma de vida, grupo ecológico, síndrome de dispersão e status de conservação (Tabela 3).

Tabela 8: Relação das espécies levantadas na regeneração natural da Floresta Ombrófila Mista na Fazenda Palmital do Areão I e II em Santa Cecília, SC, caracterizado quanto a Forma de vida (FV); Grupo ecológico (GE); Síndrome de dispersão (SD); Número de indivíduos (NI) e Status de conservação (SC) (Continua).

Tabela 9: Relação das espécies levantadas na regeneração natural da Floresta Ombrófila Mista na Fazenda Palmital do Areão I e II em Santa Cecília, SC, caracterizado quanto a Forma de vida (FV); Grupo ecológico (GE); Síndrome de dispersão (SD); Número de indivíduos (NI) e Status de conservação (SC) (Continuação).

<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	Aquifoliaceae	erva-mate	LC	A	St	Zoo	37
<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	Aquifoliaceae	caúna	NE	A	Si	Zoo	1
<b>ANACARDIACEAE</b>							
<i>Schinus polygamus</i> (Cav.) Cabrera	Anacardiaceae	assobiadei aroeira-vermelha	NE	Arv	P	Zoo	3
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Anacardiaceae		NE	Arv	P	Zoo	15
<b>ASTERACEAE</b>							
<i>Baccharis intermixta</i> Gardner	Asteraceae	*	NE	Arb	P	Ane	42
<i>Baccharis microdonta</i> DC.	Asteraceae	*	NE	Arb	P	Ane	4
<i>Baccharis</i> sp.	Asteraceae	*	*	*	*	*	2
<i>Baccharis uncinella</i> DC.	Asteraceae	vassoura	NE	Arb	P	Ane	52
<i>Campovassouria cruciata</i> (Vell.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	*	NE	Arb	P	Ane	3
<i>Grazielia intermedia</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	vassoura	NE	Arb	P	Ane	68
<i>Grazielia serrata</i> (Spreng.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	vassoura	NE	sub- arb	P	Ane	4
<i>Symphyopappus</i> sp.	Asteraceae	*	*	*	*	*	10
<i>Vernonanthura montevidensis</i> (Spreng.) H.Rob.	Asteraceae	Vassourão- branco	NE	sub- arb	P	Ane	24
<i>Vernonanthura tweedieana</i> (Baker) H. Rob.	Asteraceae	assa-peixe	NE	Arb	*	Ane	2
<i>Vernonanthura westiniana</i> (Less.) H.Rob.	Asteraceae	chamarrita	NE	Arb	P	Ane	2
<b>CELASTRACEAE</b>							
<i>Clethra scabra</i> Pers.	Clethraceae	Carne-de- vaca	LC	A	P	Ane	41
<b>CLETHRACEAE</b>							
<i>Maytenus aquifolia</i> Mart.	Celastraceae	espinheira- santa	LC	A	Si	Zoo	1
<i>Maytenus ilicifolia</i> Mart. ex Reissek	Celastraceae	espinheira- santa	LC	Arv	St	Zoo	2
<b>CYPERACEAE</b>							
<i>Rhynchospora</i> cf. <i>coriifolia</i> Mart. ex Benth.	Cyperaceae	*	NE	*	*	*	*
<i>Carex brasiliensis</i> A.St.-Hil	Cyperaceae	*	NE	*	*	*	*
<b>ESCALLONIACEAE</b>							
<i>Escallonia bifida</i> Link & Otto	Escalloniaceae	esponjeira	NE	Arv	P	Ane	1
<b>FABACEAE</b>							
<i>Inga lentiscifolia</i> Benth.	Fabaceae	Ingá	LC	A	Si	Zoo	4
<i>Inga vera</i> Willd.	Fabaceae	Ingá-banana	NE	A	Si	Zoo	1
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	Fabaceae	bracatinga	NE	A	P	Aut	12
<b>LAURACEAE</b>							
<i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	Lauraceae	canela	NE	A	St	Zoo	11
<i>Cinnamomum sellowianum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	Lauraceae	Canela branca	NE	A	*	Zoo	16
<i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso	Lauraceae	Imbuia	EN	A	St	Zoo	13
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	Lauraceae	Canela-sebo	LC	A	Si	Zoo	15

Tabela 10: Relação das espécies levantadas na regeneração natural da Floresta Ombrófila Mista na Fazenda Palmital do Areão I e II em Santa Cecília, SC, caracterizado quanto a Forma de vida (FV); Grupo ecológico (GE); Síndrome de dispersão (SD); Número de indivíduos (NI) e Status de conservação (SC) (Continuação).

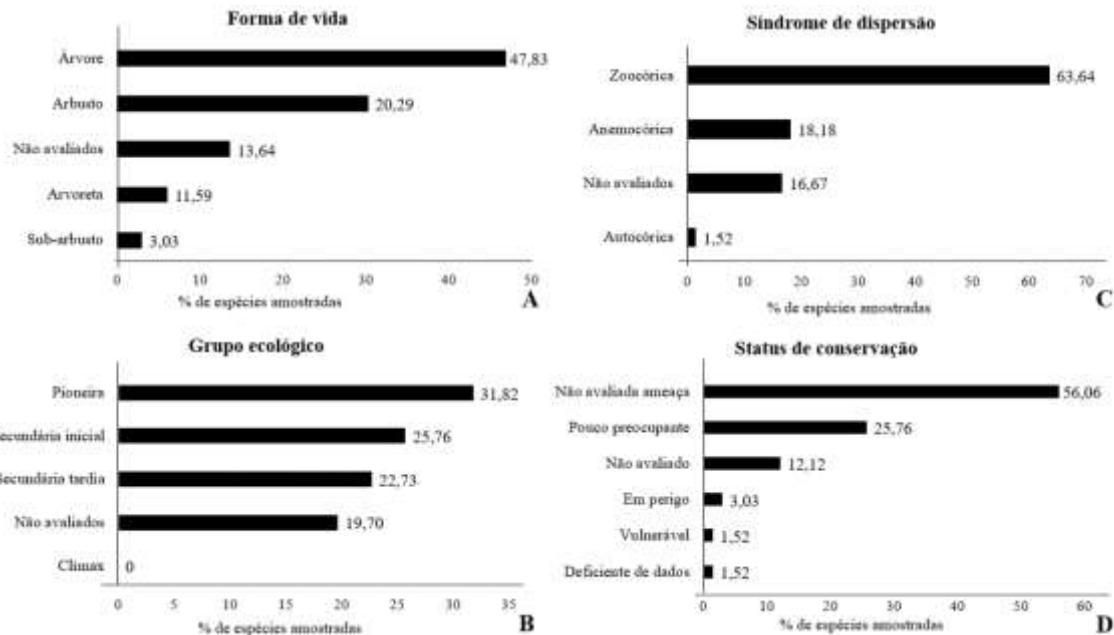
<i>Ocotea</i> sp.	Lauraceae	*	*	*	*	*	*	1
<b>MALVACEAE</b>								
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Malvaceae	Açôita-cavalo	NE	A	Si	Ane	3	
<b>MELASTOMATACEAE</b>								
<i>Leandra</i> sp.	Melastomataceae	*	NE	*	*	*	*	6
<b>MYRTACEAE</b>								
<i>Calyptrothecia concinna</i> DC.	Myrtaceae	Guamirim	LC	A	Si	Zoo	5	
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	Myrtaceae	Guamirim	LC	A	Si	Zoo	3	
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Myrtaceae	Pitangueira	NE	Arb	Si	Zoo	1	
<i>Myrceugenia euosma</i> (O.Berg) D. Legrand	Myrtaceae	Guamirim	NE	A	Si	Zoo	6	
<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O.Berg	Myrtaceae	araçarana	LC	A	St	Zoo	8	
<i>Myrceugenia oxysepala</i> (Burret) D.Legrand & Kausel	Myrtaceae	Guamirim	LC	Arv	St	Zoo	4	
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	Myrtaceae	Guamirim	LC	A	Si	Zoo	2	
<i>Myrcia selloi</i> (Spreng.) N.Silveira	Myrtaceae	Camboim	NE	Arv	Si	Zoo	1	
<i>Myrciaria delicatula</i> (DC.) O.Berg	Myrtaceae	camboim	NE	A	St	Zoo	5	
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg	Myrtaceae	camboim	DD	A	St	Zoo	3	
<b>PICRAMNIACEAE</b>								
<i>Picramnia parvifolia</i> Engl.	Picramniaceae	pau-amargo	LC	Arv	St	Zoo	4	
<b>POACEAE</b>								
<i>Homolepis glutinosa</i> (Sw.) Zuloaga & Soderstr	Poaceae	*	NE	*	*	*	*	*
<i>Ocelochloa rufa</i> (Nees) Zuloaga & Morrone	Poaceae	*	NE	*	*	*	*	*
<b>PODOCARPACEAE</b>								
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	Podocarpaceae	pinheiro-bravo	NT	A	St	Zoo	11	
<b>PRIMULACEAE</b>								
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	Primulaceae	Capororoca	NE	A	P	Zoo	162	
<i>Myrsine lorentziana</i> (Mez) Arechav.	Primulaceae	Capororoca	NE	A	Si	Zoo	15	
<b>RHAMNACEAE</b>								
<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.	Rhamnaceae	Canjica	LC	A	P	Zoo	25	
<b>ROSACEAE</b>								
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Rosaceae	Pessegueiro-do-mato Amora	NE	A	Si	Zoo	9	
<i>Rubus sellowii</i> Charm. & Schldl	Rosaceae		NE	Arb	*	*	1	
<b>SAPINDACEAE</b>								
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	Sapindaceae	Chal-chal	NE	A	Si	Zoo	27	
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Sapindaceae	Camboatá-branco	NE	A	St	Zoo	3	
<b>SOLANACEAE</b>								
<i>Solanum cassiodoides</i> L.B.Sm. & Downs	Solanaceae	Canema-mirim	NE	Arb	*	*	26	
<i>Solanum lacerdae</i> Dusén	Solanaceae	uva-do-mato	NE	Arb	P	Zoo	3	

<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Solanaceae	Fumo-bravo	NE	A	P	Zoo	3
Tabela 11: Relação das espécies levantadas na regeneração natural da Floresta Ombrófila Mista na Fazenda Palmital do Areão I e II em Santa Cecília, SC, caracterizado quanto a Forma de vida (FV); Grupo ecológico (GE); Síndrome de dispersão (SD); Número de indivíduos (NI) e Status de conservação (SC) (Conclusão).							
<i>Solanum paranense</i> Dusén	Solanaceae	joá-velame buquê-de- noiva	NE	Arb	Si	Zoo	10
<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hill.	Solanaceae		LC	A	Si	Zoo	1
<i>Solanum sanctaecatharinae</i> Dunal	Solanaceae	Joá-manso	NE	A	P	Zoo	3
<i>Solanum variabile</i> Mart.	Solanaceae	Jurubeba- velame	NE	Arb	P	Zoo	100
<b>SYMPLOCACEAE</b>							
<i>Symplocos cf. pentandra</i> (Mattos) Occioni ex Aranha	Symplocaceae	Sete-sangrias	NE	Arb	St	Zoo	7
<i>Symplocos tetrandra</i> (Mart.) Miq.	Symplocaceae	Sete-sangrias	NE	A	St	Zoo	4
<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.	Symplocaceae	pau-de-canga	NE	Arv	St	Zoo	2
<b>WINTERACEAE</b>							
<i>Drimys angustifolia</i> Miers	Winteraceae	casca-de-anta	LC	A	P	Zoo	5
<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	Winteraceae	casca-de-anta	LC	A	St	Zoo	1
<b>NÃO IDENTIFICADAS</b>							
espécie 1	*	*	*	*	*	*	3
espécie 2	*	*	*	*	*	*	4
espécie 3	*	*	*	*	*	*	6
espécie 4	*	*	*	*	*	*	4
espécie 5	*	*	*	*	*	*	2

Legenda: A: árvore; Arv: arvoreta; Arb: arbusto; C: clímax; P: pioneira; Si: secundária inicial; St: secundária tardia; Ane: anemocórica; Aut: autocórica; Zoo: zoocórica; LC: pouco preocupante; EN: Em perigo; NE: não avaliada quanto ameaça; DD: Deficiente de dados; VU: vulnerável, \*Não classificadas. Fonte: Próprio autor, 2020.

Com relação à forma de vida, foram encontradas 33 árvores (47,83%), 14 arbustos (20,29%), oito arvoretas (11,59%) e dois sub-arbustos (3,03%), sem avaliação 13 (18,54%) (Figura 14A). No grupo ecológico foram amostradas 21 espécies pioneiras (31,82%), 17 secundárias iniciais (25,76%) e 15 secundárias tardias (22,73%), não sendo amostradas espécies clímax e 13 não avaliadas (19,70%) (Figura 14B). Com relação à síndrome de dispersão, amostraram-se 42 espécies zoocóricas (63,64%), 12 anemocóricas (18,18%) e uma autocórica (1,52%), 11 não foram avaliadas (16,67%) (Figura 14C). Com relação ao status de conservação, foram amostradas 37 espécies não avaliadas quanto à ameaça (56,06%) na Lista Oficial de Espécies da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção (MMA, 2014), 17 foram pouco preocupante (25,76%), oito não possuíam avaliação (12,12%) na Lista Oficial de Espécies da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção (MMA, 2014), duas espécies estão em perigo (3,03%) e uma encontra-se com deficiência de dados (1,52%) (Figura 14D).

Figura 14: Representação da porcentagem de espécies avaliadas quanto a Forma de Vida (A), Grupo ecológico (B), Síndrome de dispersão (C) e Status de conservação (D) na fazenda Palmital do Areão I e II em Santa Cecília-SC.



Fonte: Próprio autor, 2020.

Por meio da comparação entre os resultados obtidos com o nível de adequação proposto pela resolução (SÃO PAULO, 2014). Este estudo apresentou resultados superiores para a idade avaliada e superiores ao valor de referência, que atestam a recomposição da área após 20 anos de, no mínimo, 30 espécies nativas regenerantes em Floresta Ombrófila, indicando que a área se encontra em um processo de restauração significativo para o avanço da sucessão ecológica.

Entre as famílias com maior número de espécies, destaca-se Asteraceae (11), Myrtaceae (dez), Solanaceae (sete), Lauraceae (cinco), Fabaceae (três) e Symplocaceae (três), e as demais famílias apresentaram entre uma e duas espécies. Devido à ausência de folhas ou órgão reprodutivo, não foi possível realizar a identificação de cinco espécies. Alguns autores, já evidenciavam em seus estudos a importância de Myrtaceae na Floresta Ombrófila Mista, e na Região Sul do País, e cada vez mais vem se comprovando sua importância (e.g. HIGUCHI et al., 2012b; FERREIRA et al., 2016).

A predominância da família Myrtaceae também foi constatada por Silva et al. (2011) e Kanieski et al. (2012) em trabalhos realizados na Flona de São Francisco de Paula, confirmando a importância ecológica desta família nas áreas de Florestas Ombrófila Mista. A presença das famílias Myrtaceae, Solanaceae e Lauraceae comprovam que o nível de degradação da área é relativamente baixo, por apresentar um

número expressivo tanto de famílias quanto de espécies características desta formação, (BRANCALION et al., 2015). A elevada diversidade de famílias e espécies presentes em áreas de restauração se faz importante e é fundamental para se atingir a perpetuação e restauração dos remanescentes florestais e ecossistemas degradados (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009).

Com relação ao status de conservação, foram amostradas duas espécies (3,03%) quase ameaçadas de extinção neste estudo, sendo *A. angustifolia* e *O. porosa*, ambas de grande importância ecológica para conservação da Floresta Ombrófila Mista. *O. porosa* se destaca pela grande importância ecológica, principalmente para áreas em recuperação do ecossistema, por ser secundária tardia a clímax, zoocórica e com abundante frutificação (BACKES; IRGANG, 2002).

*A. angustifolia* é uma espécie característica dessa formação (SANTA CATARINA, 1986), é frequentemente observada em fragmentos da região (FERREIRA et al., 2016), principalmente pela dominância do dossel das florestas, contudo, o número de indivíduos encontrado neste estudo foi extremamente baixo, sendo apenas um regenerante.

Resultados similares a este estudo foram encontrados por Secco et al. (2019) em levantamento realizado em área de regeneração após corte raso de *Pinus taeda* no município de Campo Largo – PR, cuja tipologia florestal original pertence à Floresta Ombrófila Mista, em que se observou apenas um indivíduo de *A. angustifolia* no levantamento da regeneração, destacando que este resultado pode ser consequência do limitado mecanismo de dispersão das sementes desta espécie, além do alto grau de fragmentação sofrido ao longo dos anos. Ferreira et al. (2011) também observaram poucos indivíduos de *A. Angustifolia* em regeneração natural na Floresta Ombrófila Mista no município de Ponte Alta, SC, justificando que seu resultado pode ter relação com a exploração.

*Podocarpus lambertii* é uma espécie citada como ameaçada de extinção a nível global (IUCN) e pouco preocupante a nível nacional. *P. lambertii* sofreu com o intenso desmatamento que eliminou os melhores e maiores exemplares desta espécie (KLABUNDE, 2016). Chiamolera, Angelo e Boeger (2010) citam *P. lambertii* uma espécie com potencial para uso em projetos de recuperação, principalmente por possuir dispersão zoocórica e possuir características de secundária tardia, tolerante a sombra. (LONGHI et al., 2009). A espécie *Inga lentiscifolia* encontra-se na mesma situação,

considerada vulnerável (IUCN) e pouco preocupante a nível nacional, mas possui grande importância ecológica para manutenção do ecossistema.

A maioria das espécies avaliadas possui síndrome de dispersão zoocórica (63,64%), seguida de anemocórica (18,18%) e autocórica (1,52%). A grande proporção de espécies com síndrome zoocórica evidencia a sua importância para promover o incremento da biodiversidade das áreas a serem recuperadas (PEREIRA et al., 2010). Galetti (1995) destaca os animais dispersores de sementes como sendo os principais agentes responsáveis pela regeneração das florestas, possibilitando a revegetação de áreas alteradas. Para Reis e Kageyama (2003), a presença de espécies zoocóricas em áreas degradadas aumenta as chances de recolonização, por meio de novos propágulos. Essas espécies podem facilitar a dinâmica de sucessão das florestas, proporcionando a interação da fauna e flora (FERREIRA et al., 2013).

Com relação ao grupo ecológico das espécies, houve maior ocorrência de pioneiras (31,82%), seguida de secundárias iniciais (25,76%), secundárias tardias (22,73%) e não houve registro de espécies clímax no levantamento. As espécies pioneiras proporcionam rápida cobertura do solo, sendo de grande relevância para a fase inicial dos projetos de recuperação (PEREIRA et al., 2012). Além das espécies pioneiras, as secundárias iniciais são características de formações florestais em processo de restauração inicial e responsáveis pela colonização destas florestas perturbadas (SILVA et al., 2017; SECCO et al., 2019).

A espécie com maior ocorrência na fazenda Palmital do areão I e II foi *Myrsine coriacea*, com 162 indivíduos amostrados. *M. coriacea* é uma espécie que ocorre comumente em diversas formações florestais do Brasil, entre elas a Floresta Ombrófila Mista, considerada pioneira nos estágios sucessionais, muito recomendada em projetos de recuperação de áreas degradadas (LORENZI, 1992; FREITAS; CARRIJO, 2008). Citada por Durigan e Nogueira (1990) como uma espécie com alto potencial quando plantada em áreas nas margens de rios, córregos e nascentes, por ser uma espécie que suporta inundações de curto prazo e áreas encharcadas, além de atrair a fauna, devido aos frutos serem atrativos para animais.

O gênero *Baccharis* apresentou quantidade representativa de indivíduos amostrados e, entre as quatro diferentes espécies, *Baccharis uncinella* apresentou maior significância (52 indivíduos). Para Secco et al. (2019), este gênero possui característica de espécies do estágio inicial da sucessão ecológica, capaz de colonizar áreas abertas e auxiliar no processo de restauração. Destaca-se que, além do gênero *Baccharis*, os

demais pertencentes à família Asteraceae amostrados neste trabalho contribuem para o processo de restauração ecológica de ambientes degradados, garantindo o início do processo de restauração (RECH et al., 2015).

A família Solanaceae se apresentou abundante no presente estudo, com um gênero e sete espécies, entre elas *Solanum variabile*, com 100 indivíduos. *S. variabile* é uma espécie pioneira, zoocórica e característica de ambientes alterados, em fase inicial de restauração, com rápida germinação de suas sementes (VIDAL et al., 1999). Vieira (2019) ressalta que as Solanaceae podem ocorrer por conta do seu rápido crescimento e excelente desenvolvimento em áreas perturbadas.

Os resultados da riqueza de espécies se mostram superiores aos propostos pela resolução, ou seja, o componente regenerativo possui alta diversidade, que assegura a sucessão da floresta. É importante ressaltar que a riqueza de espécies é fundamental para fornecer subsídios necessários para a formação e sucessão da floresta, bem como a conservação da biodiversidade local e regional. A confirmação da estabilidade da área em processo de restauração é resultante da interação entre um elevado número de espécies e, quando ocorre perturbação na área, afeta uma pequena quantidade de espécies e as demais passam a desempenhar o papel das afetadas pelo distúrbio, garantindo a resiliência e o equilíbrio do ecossistema (DUARTE; BUENO, 2006).

Desta forma, é evidente a importância deste indicador na avaliação da regeneração natural de ambientes alterados, uma vez que este se fez adequado e reflete as mudanças no ecossistema avaliado, além de exercer papel de diagnosticar eventuais problemas e propor melhorias. A elevada riqueza de espécies nativas encontrada neste estudo se deve, principalmente, aos diferentes micro-hábitats amostrados, além de avaliar vários hábitos em uma área com elevado grau de regeneração natural.

#### 4.3.4 Levantamento fitossociológico Florístico e Estrutural

Foram amostrados 782 indivíduos regenerantes de espécies arbóreas, arbustivas, pertencentes a 62 espécies, 21 famílias botânicas e 30 gêneros (Tabela 4). Ainda, três espécies foram identificadas a nível de gênero e quatro espécies não foram identificadas devido à ausência de folhas e/ou órgãos reprodutivos.

Tabela 12: Estimadores fitossociológicos do componente regenerativo nas Áreas de Preservação Permanente da fazenda Palmital do Areão I e II em Santa Cecília – SC, ordenados em ordem decrescente pelo Índice de Valor de Importância (IVI) (Continua).

ESPÉCIE	Ni	DA (ind/ha)	DR (%)	DoA (m <sup>2</sup> /ha)	DoR (%)	FA (%)	FR (%)	VI (%)
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	149	784,21	0,38	0,28	20,06	94,74	9,73	10,06
<i>Solanum variabile</i> Mart.	92	484,21	11,76	0,17	12,21	52,63	5,41	9,79
<i>Myrsine lorentziana</i> (Mez) Arechav.	14	73,68	19,05	0,02	1,1	10,53	1,08	7,08
<i>Baccharis uncinella</i> DC.	45	236,84	0,26	0,14	9,99	52,63	5,41	5,22
<i>Clethra scabra</i> Pers.	39	205,26	1,92	0,08	5,69	57,89	5,95	4,52
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	36	189,47	0,26	0,07	5,17	52,63	5,41	3,61
<i>Grazielia intermedia</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	63	331,58	0,13	0,07	5,36	42,11	4,32	3,27
<i>Grazielia serrata</i> (Spreng.) R.M.King & H.Rob.	2	10,53	8,06	0	0,2	10,53	1,08	3,11
<i>Baccharis intermixta</i> Gardner	35	184,21	0,13	0,06	4,39	42,11	4,32	2,95
<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.	22	115,79	1,15	0,05	3,47	26,32	2,7	2,44
<i>Calyptranthes concinna</i> DC.	5	26,32	5,75	0,01	0,46	10,53	1,08	2,43
<i>Inga lentiscifolia</i> Benth.	4	21,05	4,6	0,01	0,79	15,79	1,62	2,34
<i>Drimys angustifolia</i> Miers	5	26,32	4,99	0,01	0,39	15,79	1,62	2,33
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	15	78,95	1,53	0,02	1,45	31,58	3,24	2,08
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	15	78,95	1,92	0,01	0,79	31,58	3,24	1,98
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	24	126,32	2,81	0,02	1,43	15,79	1,62	1,96
<i>Baccharis microdonta</i> DC.	2	10,53	4,48	0	0,26	10,53	1,08	1,94
<i>Cinnamomum sellowianum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	15	78,95	1,28	0,05	3,44	10,53	1,08	1,93
<i>Vernonanthura montevidensis</i> (Spreng.) H.Rob.	22	115,79	2,81	0,02	1,79	10,53	1,08	1,89
<i>Solanum cassioides</i> L.B.Sm. & Downs	25	131,58	3,2	0,02	1,69	5,26	0,54	1,81
<i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso	12	63,16	1,79	0,02	1,53	15,79	1,62	1,65
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	6	31,58	0,26	0,04	2,78	15,79	1,62	1,55
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	9	47,37	1,41	0,02	1,55	15,79	1,62	1,52
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	11	57,89	0,51	0,01	0,74	26,32	2,7	1,32
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	1	5,26	3,07	0	0,2	5,26	0,54	1,27
<i>Solanum paranense</i> Dusén	8	42,11	1,02	0,02	1,1	15,79	1,62	1,25
<i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	10	52,63	0,13	0,03	2,11	10,53	1,08	1,11
<i>Symplocos cf. pentandra</i> (Mattos) Occhioni ex Aranha	7	36,84	0,9	0,01	0,59	15,79	1,62	1,03
<i>Myrceugenia oxysepala</i> (Burret) D.Legrand & Kausel	4	21,05	0,9	0,01	0,79	10,53	1,08	0,92
<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O.Berg	7	36,84	0,77	0,02	1,46	5,26	0,54	0,92
espécie 4	3	15,79	0,38	0,01	0,59	15,79	1,62	0,87
<i>Ocotea</i> sp.	1	5,26	1,92	0	0,03	5,26	0,54	0,83
<i>Myrceugenia euosma</i> (O.Berg) D. Legrand	6	31,58	0,77	0,01	0,5	10,53	1,08	0,78
<i>Symphyopappus</i> sp.	10	52,63	1,28	0,01	0,52	5,26	0,54	0,78
<i>Picramnia parvifolia</i> Engl.	4	21,05	0,13	0	0,31	15,79	1,62	0,68
espécie 3	3	15,79	0,13	0	0,17	15,79	1,62	0,64
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	3	15,79	0,38	0	0,26	10,53	1,08	0,58
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	2	10,53	0,51	0	0,13	10,53	1,08	0,57
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	3	15,79	0,38	0	0,18	10,53	1,08	0,55

Tabela 13: Estimadores fitossociológicos do componente regenerativo nas Áreas de Preservação Permanente da fazenda Palmital do Areão I e II em Santa Cecília – SC, ordenados em ordem decrescente pelo Índice de Valor de Importância (IVI) (Conclusão).

<i>Myrciaria delicatula</i> (DC.) O.Berg	5	26,32	0,13	0,01	0,97	5,26	0,54	0,55
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	3	15,79	0,13	0	0,33	10,53	1,08	0,51
<i>Solanum lacerdae</i> Dusén	2	10,53	0,26	0,01	0,71	5,26	0,54	0,5
<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	1	5,26	0,64	0	0,28	5,26	0,54	0,49
<i>Vernonanthura westiniana</i> (Less.) H.Rob.	2	10,53	0,26	0	0,09	10,53	1,08	0,48
espécie 1	2	10,53	0,13	0	0,21	10,53	1,08	0,47
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	3	15,79	0,38	0,01	0,38	5,26	0,54	0,43
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg	3	15,79	0,64	0	0,11	5,26	0,54	0,43
<i>Campovassouria cruciata</i> (Vell.) R.M.King & H.Rob.	1	5,26	0,64	0	0,01	5,26	0,54	0,4
<i>Schinus polygamus</i> (Cav.) Cabrera	3	15,79	0,38	0	0,15	5,26	0,54	0,36
<i>Inga vera</i> Willd.	1	5,26	0,51	0	0,02	5,26	0,54	0,36
<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.	1	5,26	0,13	0,01	0,4	5,26	0,54	0,36
<i>Eugenia uniflora</i> L.	1	5,26	0,38	0	0,06	5,26	0,54	0,33
<i>Solanum sanctaecathariniae</i> Dunal	3	15,79	0,38	0	0,04	5,26	0,54	0,32
<i>Maytenus aquifolia</i> Mart.	1	5,26	0,38	0	0,01	5,26	0,54	0,31
<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hill.	1	5,26	0,13	0	0,22	5,26	0,54	0,3
<i>Baccharis</i> sp.	2	10,53	0,26	0	0,09	5,26	0,54	0,3
<i>Myrcia selloi</i> (Spreng.) N.Silveira	1	5,26	0,26	0	0,08	5,26	0,54	0,29
<i>Vernonanthura tweedieana</i> (Baker) H. Rob.	2	10,53	0,26	0	0,05	5,26	0,54	0,28
espécie 2	1	5,26	0,26	0	0,02	5,26	0,54	0,27
<i>Maytenus ilicifolia</i> Mart. ex Reissek	2	10,53	0,13	0	0,05	5,26	0,54	0,24
<i>Symplocos tetrandra</i> (Mart.) Miq.	1	5,26	0,13	0	0,04	5,26	0,54	0,24
<i>Escallonia bifida</i> Link & Otto	1	5,26	0,13	0	0,01	5,26	0,54	0,23

Legenda: Ni= número de indivíduos; DA= densidade absoluta; DR = densidade relativa; DoA= dominância absoluta; DoR = dominância relativa; FA=frequênciia absoluta; FR = frequênciia relativa; IVI = índice de valor de importância. Fonte: Próprio autor, 2020.

A riqueza encontrada (62 espécies) foi similar ao de Secco, Acra e Coraiola (2019), que amostraram 64 espécies em áreas anteriormente ocupadas por povoamento do gênero *Pinus*, em processo inicial de recuperação da regeneração natural há aproximadamente dois anos na FOM no estado do Paraná.

Outros estudos que avaliaram a regeneração natural em fragmentos da FOM, obtiveram resultados inferiores ao do presente estudo, tal como Caldato et al. (1996) em Caçador, SC, e Silva et al. (2010) em São Francisco de Paula, RS, ambos com 44 espécies. Estas áreas estão localizadas em ambientes de conservação da biodiversidade da fauna e flora. O valor inferior de espécies pode ter relação com a chegada de propágulos e o tempo de restauração, nas áreas que pode ser inferior ao deste estudo, uma vez que as áreas anteriormente ocupadas por povoamento de *Pinus* spp., em sua maioria são mais abertas e com fragmentos florestais próximos, evidenciando a chegada de novos propágulos das mais variadas espécies.

Com relação aos estimadores fitossociológicos para o componente regenerativo, é possível observar que as espécies de maior índice de valor de importância (IVI) foram *Myrsine coriacea* (10,06%), *Solanum variabile* (9,79%), *Myrsine lorentziana* (7,08%), *Baccharis uncinella* (5,22%), *Clethra scabra* (5,48%) e *Ilex paraguariensis* (3,61%). Entre as espécies com maior IVI, quatro possuem síndrome de dispersão zoocórica e duas anemocórica. Com exceção de *I. paraguariensis*, que é secundária tardia e da *Myrsine lorentziana* que é secundária inicial, as demais espécies são pioneiras, características do estágio inicial do processo de sucessão e restabelecimento da floresta.

*M. coriacea* e *S. variabile* tiveram os maiores IVI, de 10,06% e 9,79%, respectivamente. O alto IVI destas espécies possui relação com o método de dispersão e o grupo ecologia, zoocóricas e pioneiras respectivamente. São espécies que possuem grande banco de sementes sobre o solo, propiciando o seu estabelecimento em áreas alteradas (SALAMI et al., 2015). *M. coriacea* ocorre preferencialmente em áreas alteradas devido principalmente as suas características ecológicas (MAÇANEIRO et al., 2016).

As famílias com maior riqueza de espécies foram: Asteraceae (11), Myrtaceae (dez), Solanaceae (sete), Lauraceae (cinco), Fabaceae (três) e Symplocaceae (três). A riqueza destas famílias segue o padrão florístico da Floresta Ombrófila Mista, uma vez que a predominância de Myrtaceae, Asteraceae, Solanaceae e Lauraceae também foram encontrados em estudos realizados por diversos autores (e.g. HIGUCHI et al., 2012a, HIGUCHI et al., 2012b; SILVA et al., 2012; FERREIRA et al., 2013; FERREIRA et al., 2016).

A área estudada revelou valores de diversidade elevados para a fitofisionomia em questão, com índice de shannon ( $H'$ ) de 3,24 e índice de Pielou (J) de 0,77, que assegura alta diversidade e baixa dominância de uma ou poucas espécies. A abundância de espécies no extrato regenerativo é essencial para assegurar o restabelecimento de uma floresta altossutentável. Resultados similares foram encontrados por Ferreira et al. (2016) na Floresta Ombrófila Mista de Santa Catarina em uma área inserida em matriz antropizada, utilizada para fins de agropecuária, com diversidade de shannon ( $H'$ ) de 3,21 e índice Pielou (J) de 0,79, o que indica baixa dominância ecológica, com distribuição relativamente homogênea entre as espécies.

O valor de Pielou do presente estudo (0,77) foi similar ao encontrado por Kanieski et al. (2010) de 0,84 na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS, em uma unidade de conservação com fragmentos de estagio médio e avançado de sucessão

ecológica, efetivando que as áreas avaliadas caminham em direção do reestabelecimento da floresta.

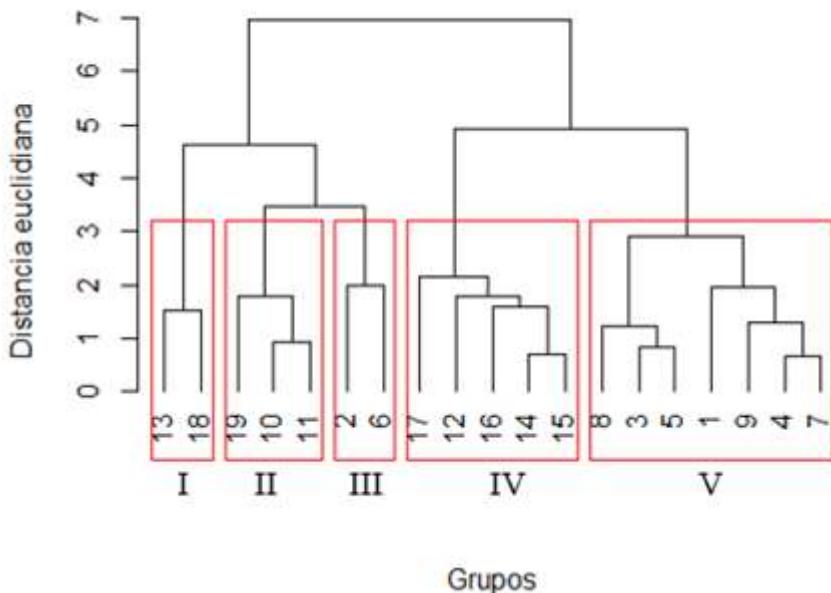
No levantamento florístico estrutural realizado por Vieira (2019) na mesma área do estudo atual, com parcelas de 5m x 5m para amostrar o estrato regenerativo, o autor identificou no levantamento 37 espécies, distribuídas em 27 gêneros e 18 famílias. No presente estudo foram amostradas 67 espécies, distribuídas em 32 gêneros e 20 famílias botânicas. Neste estudo houve a inclusão de 37 novas espécies, 29 espécies foram amostradas em ambos estudos e oito espécies não foram encontradas no presente estudo com relação ao levantamento de Vieira (2019). Assim, é possível verificar que o método de amostragem utilizado por Viera (2019) se fez menos eficiente, por serem parcelas relativamente pequenas (5m x 5m), nas quais muitas espécies presentes na área não foram amostradas no estudo. Dessa forma, evidencia-se que o tamanho das parcelas sugeridas na resolução (SÃO PAULO, 2014) de 25m x 4m, utilizadas neste trabalho são representativas e garantem o levamento de dados da regeneração com maior precisão.

Os resultados deste estudo demonstram a importância da conservação e restauração das áreas alteradas, principalmente as áreas associadas a Áreas de Preservação Permanente, em função da ampla diversidade de espécies condicionadas a esses locais, como é o caso de ambientes associados a cursos d'água, considerando o amplo aspecto de benefícios que essa vegetação traz ao ecossistema aquático, exercendo função protetora sobre os recursos naturais bióticos e abióticos, mantendo a integridade ecológica do local, como mencionado por Durigan e Silveira (1999) e Nilsson e Svedmark (2002). A composição florística apresentou espécies predominantes da formação e com alto valor de conservação, garantindo a sucessão ecológica das áreas e a conservação de espécies endêmicas. Os índices de Shannon e Pielou confirmam a alta diversidade e a baixa dominância de uma ou poucas espécies presentes na área de estudo.

#### 4.3.5 Índice de Dissimilaridade Estrutural e Florística

O resultado obtido por meio da análise de agrupamento e dissimilaridade estrutural das parcelas foi a formação de cinco grupos, o sucesso da formação dos grupos depende da relação entre os valores da medida de dissimilaridade escolhida e as distâncias euclidianas correspondentes entre as amostras no espaço ecológico (FIGURA 15).

Figura 15: Dendrograma representativo da dissimilaridade estrutural das parcelas avaliadas na Fazenda Palmital do Areão I e II no município de Santa Cecília, SC.



Fonte: Próprio autor, 2020.

O grupo I, composto pelas parcelas 13 e 18, possui sua matriz de similaridade por apresentarem as maiores densidades de indivíduos nativos regenerantes, alta cobertura do solo pela copa das árvores, alta densidade de gramíneas e grande diversidade de espécies amostradas nas parcelas. Estas parcelas se encontram em área aberta próximo de córrego e de florestas nativas em estágio avançado, fator que pode estar propiciando a entrada de propágulos. Ainda, estas parcelas estão localizadas em área com declividade média, sendo este grupo o de maior dissimilaridade em relação aos demais (Figura 16A).

O grupo II, composto pelas parcelas 19, 10 e 11, são parcelas que obtiveram baixa densidade de indivíduos regenerantes nativos, alta cobertura de solo representada pela presença das gramíneas *Homolepis glutinosa* e baixa cobertura de copa, sendo a maior parte comporta por *M. scabrella*. Apesar deste grupo ter apresentado baixa densidade de indivíduos, este apresentou alta diversidade de espécies.

O grupo III, composto pelas parcelas 2 e 6, são áreas abertas próximas a estrada principal da fazenda. Estas apresentaram alta cobertura de copa por espécies nativas regenerantes e baixa densidade de gramíneas. Ambas estão localizadas próximas de banhado e apresentaram grande número de espécies nativas regenerantes, porém, com densidade de indivíduos nativos intermediário.

O grupo IV, composto pelas parcelas 17, 12, 16, 14 e 15 possuem mais de 75% do solo coberto pela copa das árvores nativas, sendo a restante preenchida por gramíneas da espécie *Carex brasiliensis*. Grande parte da cobertura de copa destas parcelas é composta por *M. scabrella*. Com relação a densidade de indivíduos e número de espécies amostrados nestas parcelas, o valor foi relativamente baixo. Ainda, entre as características ambientais visíveis para descrever a similaridade entre estas destaca-se a proximidade com banhado e a localização em áreas abertas (Figura 16B).

Figura 16: (A) Área com maior densidade de indivíduos, alta cobertura de copa e alta densidade de gramíneas, representando o Grupo I; (B) Área com alta cobertura de copa e gramíneas, com baixa diversidade, representando o Grupo IV; (C) Área com baixa densidade de indivíduos e alta cobertura do solo com Gramíneas.



Fonte: Autor, 2020.

O grupo V foi o que apresentou mais grupos semelhantes entre si, sendo composto pelas parcelas 8, 3, 5, 1, 9, 4 e 7, que estão em áreas abertas próximas de banhados/áreas úmidas. Este grupo obteve baixa densidade de indivíduos nativos

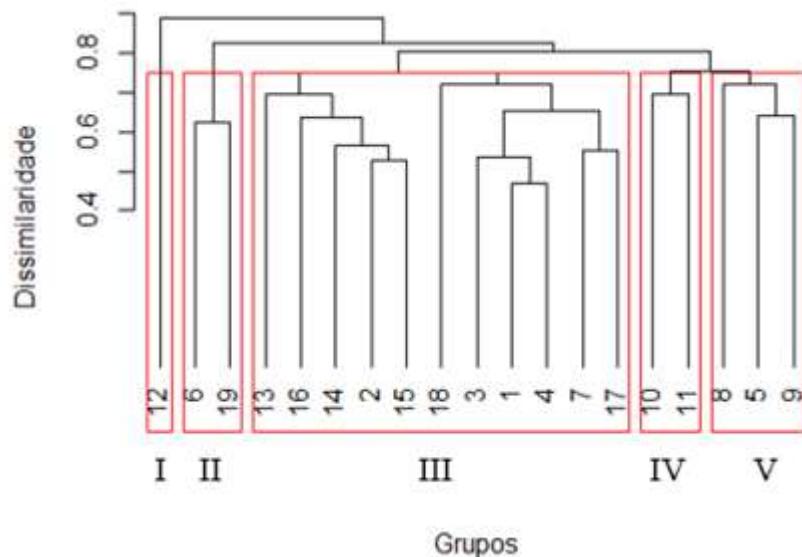
regenerantes, sendo que as parcelas com menor número de indivíduos estão próximas de áreas com banhado, sendo influenciadas pelo mesmo. Com relação à diversidade de espécies, o número amostrado foi moderado, entre sete e nove espécies nativas. O solo destas parcelas está totalmente coberto, sendo identificado vários padrões de cobertura, entre eles, a presença de gramíneas da espécie *Homolepis glutinosa*, espécies arbóreas/arbustivas como *M. scabrella* e o gênero *Baccharis* spp., e ainda algumas parcelas apresentação alta densidade de indivíduos de *Dicksonia sellowiana*.

A partir da verificação das semelhanças existentes entre os agrupamentos, pode-se concluir que as parcelas do agrupamento cinco são as mais preocupantes, por possuírem pouca densidade e diversidade de espécies. Nessas parcelas há a necessidade do monitoramento por mais tempo, para acompanhar o desenvolvimento e a sucessão ecológica destas áreas. O agrupamento florístico gerado foi feito por meio da análise de agrupamento de dados qualitativos, em que o coeficiente adequado é a Distância de Bray-Curtis (1957). Para a matriz de dissimilaridade entre a composição florística da comunidade representada por indivíduos e espécies amostradas, foi possível encontrar importantes padrões de agrupamento. A dissimilaridade junta grupos e os classifica quanto à diferente composição florística (BESELGA et al., 2010). Os resultados obtidos por meio da análise de agrupamento e dissimilaridade florística das parcelas foram a formação de sete grupos (FIGURA 17).

O Grupo I, composto pela parcela 12 foi a única parcela que apresentou as espécies *Solanum cassioides* e *Sympphyopappus* sp. Esta parcela está localizada mais distante das demais, em uma área cercada por *Pinus* sp. A espécie de *Solanum cassioides* é pioneira, com crescimento rápido e ciclo de vida curto, ocorre principalmente no início da sucessão ecológica, necessitando de luz para se desenvolver.

O Grupo II, composto pelas parcelas 6 e 19, apresentou a matriz de similaridade entre as espécies de *Clethra scabra*, *Myrsine coriacea* e *Rhamnus sphaerosperma*, que são espécies pioneiras de ciclo curto e rápido crescimento, importantes na fase inicial de sucessão ecológica das áreas em restauração. *M. coriacea* e *R. sphaerosperma* possuem dispersão zoocórica, importante para o avanço da sucessão e o bom estado de conservação (FENNER, 1985). *C. scabra* é anemocórica, com fácil dispersão das sementes por meio dos ventos e comum em áreas com característica de uma formação mais aberta (OLIVEIRA; MOREIRA, 1992).

Figura 17: Dendrograma representativo da dissimilaridade florística das parcelas avaliadas na Fazenda Palmital do Areão no município de Santa Cecília, SC.



Fonte: Próprio autor, 2020.

O grupo III obteve o maior número de parcelas agrupadas pela similaridade florística, composto pelas parcelas 13, 16, 14, 2, 15, 18, 3, 1, 4, 7 e 17, que apresentaram *Myrsine coriacea* com alta densidade de indivíduos em todas as parcelas. Esta espécie, pioneira e zoocórica, é indicada para áreas em restauração, por possuir rápido crescimento, grande número de sementes zoocóricas, favorecendo o processo de restauração e aumentando o fluxo de fauna da área. O agrupamento florístico destas destacou apenas uma espécie em comum, porém, todas obtiveram grande número de espécies amostradas nas parcelas.

O Grupo IV, composto pelas parcelas 10 e 11, marca semelhança florística pela presença da gramínea *Homolepis glutinosa* em abundância. As espécies semelhantes encontradas nas parcelas foram *Allophylus edulis*, *Cinnamomum amoenum* e *Prunus myrtifolia*. *A. edulis* e *P. myrtifolia* são secundárias iniciais e intermediárias no processo de sucessão da floresta, não toleram sombra, possuem crescimento rápido e ciclo de vida curto, além de estarem bastante presente no banco de plântulas da regeneração natural.

O grupo V, composto pelas parcelas 8 e 9, obtiveram alta densidade de *Baccharis uncinella* e *Myrsine coriacea*, sendo ambas espécies pioneiras, características de áreas em processo de restauração inicial, possuindo crescimento rápido e ciclo de

vida curto. Para Swaine e Whithmore (1998), as espécies pioneiras se estabelecem nas áreas após o período de perturbação, que expõem o solo a luz. *B. uncinella* possui dispersão anemocórica, Van der Pijl (1982) cita que a ocorrência de espécies anemocóricas na regeneração natural está relacionada com o estágio jovem da floresta. Já *M. coriacea* é zoocórica, com grande importância para a manutenção da fauna e flora de áreas em recuperação.

Contudo, cabe ressaltar que a diversidade florística das áreas em restauração deve possuir alta heterogeneidade no componente regenerativo, e as diferenças encontradas indicam que as espécies possuem distribuição em forma de mosaico, com áreas próximas possuindo florística diferenciada (FERREIRA JUNIOR et al., 2008). Machado et al. (2006) citam que quanto maior for a heterogeneidade, melhor é o estado de conservação da floresta, principalmente quando à ocorrência de espécies endêmicas e ameaçadas.

Para Morellato e Leitão Filho (1995) é fundamental conhecer a biodiversidade e a estrutura das florestas, principalmente devido à alta fragmentação dos habitats, que ocasionou a formação de mosaicos de matrizes e remanescentes que podem estar ou não interconectadas (RIBEIRO et al., 2007). De forma geral, as condições ambientais determinam o estabelecimento das espécies e influenciam na sua distribuição e abundância, sendo que as florestas tropicais podem apresentar condições variáveis, apresentando desde solos extremamente férteis a solos extremamente pobres (SOLLINS, 1998), gerando a variação de espécies de ocorrência destes ambientes.

Desta forma, se tem a necessidade de avaliar as variáveis ambientais que podem vir a influenciar na formação dos grupos florísticos e estrutural encontrados neste estudo. Assim, é indicado um estudo detalhado com relação a declividade, luminosidade, composição química e física do solo, buscando esclarecer a relação existente entre os agrupamentos e as variáveis ambientais.

#### **4.4 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES**

Após sete anos em processo de restauração, a área apresenta capacidade de perpetuar e se reestabelecer por meio da condução da regeneração natural.

A avaliação dos indicadores da resolução apresentou resultados favoráveis. Contudo, é indispensável realizar adaptações nos indicadores, como a inclusão de outras formas de vida no levantamento de cobertura do solo, uma vez que estas também são

nativas e colonizadoras no ecossistema avaliado, principalmente em consequência do clima da região, com infernos rigorosos e freqüentes geadas.

Os resultados da diversidade de Shannon e o índice de Pielou (J) indicam alta diversidade e baixa dominância ecológica, com distribuição relativamente homogênea entre as espécies. Com isso, pode-se afirmar que os indicadores avaliados representam a área de estudo, uma vez que estes demonstram grande densidade e diversidade de espécies no componente regenerativo.

É importante destacar a diversidade de espécies com alto valor de conservação e algumas ameaçadas de extinção, sendo estas de grande relevância para o estabelecimento da restauração em fase inicial.

A fazenda Palmital do Areão pode ser considerada como um ambiente favorável para conservação de espécies nativas da formação Floresta Ombrófila Mista e com potencial de sucessão ecológica para os próximos anos. Porém, são indicadas ações de conservação da espécie *Araucaria angustifolia*, que apresentou apenas um indivíduo regenerativo na área de estudo, resultado preocupante, considerando que a regeneração natural é responsável pela sucessão e favorecimento das florestas futuras e esta espécie possui alto valor de conservação na Floresta Ombrófila Mista.

Ainda, recomenda-se a realização do estudo de um ecossistema de referência, para que se possa realizar índice de similaridade de comparação coerente entre a diversidade presente em um fragmento alterado e o de referência, e assim propor para o estado de Santa Catarina os indicadores e seus parâmetros de avaliação que melhor representam as Florestas Ombrófilas do estado.

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Conclui-se que ambas as fazendas avaliadas possuem capacidade de recuperação por meio da condução da regeneração natural presente nas áreas, considerando que estas apresentaram bons resultados de riqueza, diversidade e alto índice de espécies pioneiras e zoocóricas, fundamentais para o processo de restauração.

O monitoramento das áreas por meio da aplicação da metodologia do Estado de São Paulo demonstrou bons resultados para os três indicadores avaliados: cobertura do solo com vegetação nativa, densidade de indivíduos nativos regenerantes e número de

espécies nativas regenerantes. Contudo, é importante incluir nas avaliações a cobertura do solo por outras formas de vida.

Há necessidade de estudos para se obter os valores adequados de referência para as formações florestais do estado. Sendo assim, a hipótese de que os indicadores ecológicos da SMA 32/2014 são viáveis para Santa Catarina foi parcialmente confirmada, havendo a necessidade de adaptações.

Ambas as fazendas se encontram em processo de sucessão ecológica satisfatório após a retirada do *Pinus* spp. nas Áreas de Preservação Permanente. Ainda, os resultados do estudo demonstraram que as áreas apresentam grande potencial regenerativo, garantindo a recomposição e a conservação da fauna e flora. As áreas apresentaram vasta diversidade de espécies no componente regenerativo e, principalmente, são espécies importantes para a formação e perpetuação da floresta.

Indica-se a necessidade o monitoramento de uma quantidade maior de fragmentos para que possa obter valores de referências que possam representar os padrões florestais do estado, sendo indispensável o levantamento dos dados de cobertura do solo composto por espécies herbáceas e gramíneas nativas.

Apesar da proximidade das áreas de estudo com plantios de *Pinus* spp., não houve indivíduos das espécies amostradas durante o levantamento.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AIDE, T. M.; ZIMMERMAN, J. K.; PASCARELLA, J. B.; RIVERA, L. & MARCANOVEJA, H. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications on restoration ecology. **Restoration Ecology** 8: 328-338. 2000.
- ALVARENGA, A. P; BOTELHO, S. A.; PEREIRA, I. M. Avaliação da regeneração natural na recomposição de matas ciliares alvarenga em nascentes na Região Sul de Minas Gerais. **Revista Cerne**, Lavras, v. 12, n. 4, p. 360-372. 2006.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift, Stuttgart*, v. 22, n. 6, p. 711-728. 2013.
- ARAÚJO, 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, Brasil. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, n. 66, p. 128-141, dez. 2004.
- ASSIS, R. L.; BAHIA, V. G. Conservação do solo. **Informe Agropecuário**. Belo Horizonte, v.19, n.191, p.71-78, 1998.
- BACKES, P.; IRGANG, B. Árvores do Sul. Porto Alegre: Instituto Souza Cruz, **Clube da Árvore**. 2002, 318p., il.
- BASELGA A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, vol. 19, p.134-143, 2010.
- BATISTA, F. **Diagnóstico florístico e mapeamento de locais críticos em áreas de preservação permanente em função do índice de diversidade de Shannon**. Lages, 2012. 95p. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Universidade do Estado de Santa Catarina, 2012.
- BENEDITO, C. **O município e o meio ambiente: das áreas de preservação permanente**. 2001. 29 p. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso) – Escola de Engenharia de Piracicaba, Fundação Municipal de Ensino de Piracicaba. Piracicaba, São Paulo, 2001.
- BORÉM, R. A. T.; RAMOS, D. P. Estrutura fitossociológica da comunidade arbórea de uma toposequência pouco alterada de uma área de floresta atlântica, no município de Silva Jardim-RJ, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 25, n. 1, p.131-140, 2001.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Incorporação do Conceito da diversidade genética na Restauração Ecológica. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S; ISERNHAGEN, I. (Org). Pacto pela restauração da Mata Atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: LERF/ESALQ, **Instituto BioAtlântica**, p. 41-58.2009.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Restauração Florestal. São Paulo: **Oficina e Textos**, 2015. 432p.
- BRASIL. Lei Federal n.º 12.651, de 25 de maio de 2012. **Código Florestal Brasileiro**. **Diário oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, mai. 2012. Disponível

em:< [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm)>. Acesso em: 5 abr. 2018.

BRAY, J. R.; CURTIS, J. T. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. **Ecological Monographies**. v. 27, p. 325 - 349, 1957.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of sucessional processes. **Turrialba**, Costa Rica, v. 15, n. 1, p. 40-42, 1965.

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.

CARDOSO, D. P. et al. Plantas de Cobertura no Controle das Perdas de Solo, Água e Nutrientes por Erosão Hídrica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande**, v. 16, p. 632-638, 2012.

CHIAMOLERA, L. B.; ÂNGELO, A. C.; BOEGER, M. R. Resposta morfoanatômica da folha de *Podocarpus lambertii* Klotzsch ex Endl (Podocarpaceae) implantado em duas áreas com diferentes graus de sucessão às margens do Reservatório Iraí – PR. **Revista Biotemas**, 23 (2), jun., 2010.

CONSEMA - Conselho Estadual do Meio Ambiente. Resolução CONSEMA nº51 de 05 de dezembro de 2014. Reconhece a Lista Oficial das Espécies da Flora Ameaçada de Extinção no Estado de Santa Catarina e dá outras providências.

CORTEZ, L. Pteridofitas epífitas encontradas en Cyatheaceae y Dicksoniaceae de los bosques nublados de Venezuela. **Gayana Botánica** 58: 13-23. 2001.

COSTA, F. R.; MAGNUSSON, W. E.; LUIZÃO, R. C. Mesoscale distribution patterns of Amazonian understorey herbs in relation to topography, soil and watersheds. **Journal of Ecology**, v.93, p. 863-878. 2005.

COUTO, L. et al. Técnicas de bioengenharia para revegetação de taludes no Brasil. Viçosa: **CBCN**, 2010.

CROCKFORD, R. H; RICHARDSON, D. P. Partitioning of rainfall into throughfall, stemflow and interception: effect of forest type, ground cover and climate. **Hydrological Processes**, v. 14, n. 16-14, p. 2903-2920, 2000.

DARONCO, C.; MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Ecossistema em restauração versus ecossistema de referência: estudo de caso da comunidade vegetal de mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. **Hoehnea**, São Paulo, v. 40, n. 3, p. 485-498, 2013.

DUARTE, M. M. R.; BUENO, M. S. G. Fundamentos ecológicos aplicados a RAD para matas ciliares do interior paulista. In: BARBOSA, L.M. (Coord.). Manual para recuperação de áreas degradadas do Estado de São Paulo: matas do interior paulista. São Paulo. **Instituto de Botânica**, 2006. Disponível em: <http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/municipioverdeazul/2011/11/ManualRecupAreas%20Degradadas.pdf>. Acesso em: 19 jun. 2019.

- DURIGAN, G.; NOGUEIRA, J. C. B. Recomposição de matas fluviais. São Paulo: Instituto Florestal, 1990. 14p. (**IF. Série Registros, 4**).
- DURIGAN, G.; SILVEIRA, E. R. Recomposição da mata ciliar em domínio de Cerrado, Assis, SP. **Scientia Forestalis**, v. 1, n. 56, p. 135 - 144, 1999.
- ELLIS, E.C. et al. Used planet: a global history. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v.110, n. 20, p.7978–7985, 2013.
- FENNER, F. *Seed ecology*. Champman and Hall, London. 151 pg., 1985.
- FERREIRA JÚNIOR, E. V.; SOARES, T. S.; COSTA, M. F. F.; SILVA, V. S. M. Composição, diversidade e similaridade florística de uma Floresta Tropical Semidecídua Submontana em Marcelândia – MT. *Revista Acta Amazonica*, vol. 38(4), 673- 680 pg., 2008.
- FERREIRA, P. I. Caracterização do componente arbóreo de áreas de preservação permanente em reflorestamentos de espécies exóticas como subsídio para restauração.** Lages, 2011. 101p. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC. 2011.
- FERREIRA, P. I. et al. Espécies Potenciais para Recuperação de Áreas de Preservação Permanente no Planalto Catarinense. **Revista Floresta e Ambiente**, abr./jun.; pg. 173-182. 2013.
- FERREIRA, T. S. et al. Composição florístico-estrutural ao longo de um gradiente de borda em fragmento de Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana em Santa Catarina. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 26, n. 1, p. 123-134, jan.-mar., 2016.
- FERREIRA, V. M. et al. Influência antrópica e atributos de solo: inter-relações em ambientes de voçorocas na mesorregião Campos das Vertentes, MG. **Revista Geografia**, Rio Claro, v. 36, p. 209-219. 2011.
- FILFILI, J. M.; FAGG, C. W.; MACHADO, J. W. B. Recuperação de Matas de Galeria. Planaltina: **Embrapa Cerrados**, 45p. 2000.
- FILGUEIRAS, T. S. Gramíneas. In: FONSECA, F. O. (org.) *Águas Emendadas*. Secretaria do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Brasília: **Seduma**. Pg: 163-168, 2008.
- FLORENTINE, S. K. & WESTBROOKE, M. E. 2004. Restoration on abandoned tropical pasturelands - do we know enough. **Journal for Nature Conservation** 12:85-94.
- FRAGA, L. L.; SILVA, L. B. DA & SCHMITT, J. L. Composição e distribuição vertical de pteridófitas epífíticas sobre *Dicksonia sellowiana* Hook. (Dicksoniaceae), em Floresta Ombrófila Mista No Sul do Brasil. **Biota Neotropica** 8: 123-129, 2008.
- FREITAS, M. F. de; CARRIJO, T.T., A Família Myrsinaceae nos contrafortes do maciço da Tijuca e entorno do jardim Botânico do Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, v. 59 (4): 813-828. 2008.

- GALETTI, M. Os frugívoros da Santa Genebra. In: Morellato PC, Leitão-Filho HF. Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana. Campinas: **UNICAMP**; 1995. p. 66-69.
- GANDOLFI, S. et al. Permeability-impermeability: canopy trees as biodiversity filters. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 4, p. 433-438, 2007.
- GASPER, A. L. de et al. Inventário florístico florestal de Santa Catarina: Espécies da Floresta Ombrófila Mista. Blumenau, SC. **Rodriguésia**, 64(2). 2013.
- GASPER, A. L., et al. Inventário de *Dicksonia sellowiana* Hook. em Santa Catarina. **Revista Acta Botanica Brasilica**, 25(4): 776-784. 2011.
- HAIR, J. F. et al. **Multivariate Data Analysis**. 7. ed. Pearson Prentice Hall, 2010. 593 p.
- HERRERA, H. A. R.; ROSOT, N. C.; ROSOT, M. A. D.; OLIVEIRA, Y. M. M. Análise florística e fitossociológica do componente arbóreo da Floresta Ombrófila Mista presente na reserva florestal EMBRAPA/EPAGRI, Caçador, SC – Brasil. **Revista Floresta**, 39(3): 485-500, 2009.
- HIGUCHI, P. et al. Floristic composition and phytogeography of the tree component of Araucaria Forest fragments in southern Brazil. **Brazilian Journal of Botany**, São Paulo, v. 35, n. 2, p. 145-157, abr./jun. 2012a.
- HIGUCHI, P. et al. Influência de variáveis ambientais sobre o padrão estrutural e florístico do componente arbóreo, em um fragmento de floresta ombrófila mista montana em Lages, SC. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 22, n. 1, p. 79-90, jan./mar. 2012b.
- HUECK, K. As florestas da América do Sul: ecologia, composição e importância econômica. São Paulo: **Ed. Polígono S.A.** 466p. 1972.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro: Fundação IBGE, 2012. 271 p.
- IUCN. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017.3. Disponível em <<http://www.iucnredlist.org>>.
- KANIESKI, M. R. et al. Diversidade e padrões de distribuição espacial de espécies no estágio de regeneração natural em São Francisco de Paula, RS, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 42, n.3, p. 509-518, 2012.
- KANIESKI, M. R.; ARAUJO, A. C. B.; LONGHI, S. J. Quantificação da diversidade em Floresta Ombrófila Mista por meio de diferentes Índices Alfa. **Scientia Forestalis**, Piracicaba-SP, v. 38, n. 88, p. 567-577, 2010.
- KERSTEN, R. A.; GALVÃO, F. Suficiência amostral em inventários florísticos e fitossociológicos. In: FELFILI, J. M. et al. (Org.). Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos. Viçosa, MG: **Editora UFV**, 2011. p. 156-173.

KLABUNDE, G. H. F. **Análise transcriptômica nas coníferas brasileiras *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze (Araucariaceae) e *Podocarpus lambertii* Klotzsch ex Eichler (Podocarpaceae): anotação funcional e mineração de marcadores moleculares ssrs e snps.** 2016, 142f. Tese (Doutorado em Recursos Genéticos Vegetais) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

LIMA, G. C. et al. Avaliação da cobertura vegetal pelo índice de vegetação por diferença normalizada (IVDN). **Revista Ambi-Água**, Taubaté, v. 8, n. 2, p. 204-214, 2013.

LONGHI, S. J. et al. Fatores ecológicos determinantes na ocorrência de *Araucaria angustifolia* e *Podocarpus lambertii*, na Floresta Ombrófila Mista da FLONA de São Francisco de Paula, RS, Brasil. **Ciência Rural**, Santa Maria, Online, 2009.

LORENZI, H. Árvores brasileiras. Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. **Editora Plantarum Ltda**, São Paulo. 352p. 1992.

LORENZON, A. S. et al. Precipitação efetiva e interceptação da chuva em um fragmento florestal com diferentes estágios de regeneração. **Revista Árvore**, v.37, n. 4, p. 619-627, 2013.

MAÇANEIRO, P. J. et al. Regeneração de uma Floresta Ombrófila Mista no Planalto Catarinense. **Revista Biotemas**, 29 (4): 31-42, dez, 2016.

MACHADO, A. M.; PLÁCIDO A. C.; BARTOSZECK, S.; FIGUEIREDO-FILHO, A.; OLIVEIRA, E. B. Dinâmica da distribuição diamétrico de bracatingais na região metropolitana de Curitiba. **Revista Árvore**, 30(5): 759-768. 2006.

MANOLIADIS, O. G. Development of ecological indicators – a methodological framework using compromisse programming. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 2, n. 1/2, pg. 169-176, Nov. 2002.

MARTINS-RAMOS, D.; CHAVES, C. L.; BORTOLUZZI, R. L. C.; MANTOVANI, A. Florística de Floresta Ombrófila Mista Altomontana e de Campos em Urupema, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, 9(2): 156-166. 2011.

MAUHS, J. **Fitossociologia e regeneração natural de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista exposto a perturbações antrópicas.** São Leopoldo, 2002. 66p. Dissertação (Mestrado em Biologia) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS). 2002.

MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. **Revista Scientia Forestalis**, v. 7, p. 101-111. 2007.

MENDES, S. **Comparação entre os estratos arbóreo e de regeneração da mata de galeria da Estação Ecológica do Panga**, Uberlândia-MG. 2002. 77 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, MG, 2002.

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.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. PORTARIA Nº. 443/2014. **Reconhecer como espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes da "Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção"** - Lista, conforme anexo a presente Portaria, que inclui o grau de risco de extinção de cada espécie, em observância aos arts. 6º e 7º, da Portaria no 43, de 31 de janeiro de 2014.

MORELLATO, P. C.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Orgs.) Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana: Reserva de Santa Genebra. Campinas: UNICAMP. 136p., 1995.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLEMBERG, H. Aims and methods of Vegetation Ecology. New York: **John Wiley & Sons**. 1974. 547 p.

NILSSON, C.; SVEDMARK, M. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: Riparian plant communities. **Environmental Management**, v. 30, n. 4, p. 468 - 480, 2002.

NIMER, E. Climatologia da região sul do Brasil: introdução à climatologia dinâmica. **Revista Brasileira de Geografia**, Rio de Janeiro, 33(4): 3-65. 1971.

NUNES, Y. R. F. et al. Sobrevida e crescimento de sete espécies arbóreas nativas Em uma área degradada de floresta estacional decidua, Norte de Minas Gerais. **Revista Árvore**, v.39, n.5, p.801-810, 2015.

OKSANEN, J. et al. 2014 Vegan: Community Ecology Package. Disponível em: <<http://cran.r-project.org/package=vegan>> Acesso em: 10 de setembro de 2019.

OLIVEIRA, P. E. A. M.; MOREIRA, A. G. Anemocoria em espécies de cerrado e mata de galeria de Brasília - DF. **Revista Brasileira de Botânica**, 15: 163-174, 1992.

PEREIRA, I. M. et al. Caracterização ecológica de espécies arbóreas ocorrentes em ambientes de mata ciliar, como subsídio à recomposição de áreas alteradas nas cabeceiras do rio grande, Minas Gerais, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 20, n. 2, p. 235-253, abr.-jun., 2010.

PEREIRA, J. S; ABREU, C. F. N. R; JUNIOR, R. A. P; RODRIGUES, S. C. Avaliação do índice de sobrevida e crescimento de espécies arbóreas utilizadas na recuperação de área degradada. **Revista Geonorte**. 1: 138-148, 2012.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, 2019. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 19 jun. de 2019.

RECH, C. C. C. et al. Avaliação da Restauração Florestal de uma APP Degradada em Santa Catarina. **Floresta e Ambiente**; 22(2):194-203. 2015.

REIS, A. **Sucessão**. In: REIS, A.; TRÊS, D. R.; SIMINSKI, A. Restauração de áreas degradadas - imitando a natureza. Florianópolis, SC. Pg: 10-25, 2006.

REIS, A.; KAGEYAMA, P. Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. Restauração ecológica de ecossistemas naturais. **Fundação de Estudo e Pesquisas Agrícolas e Florestais**; p. 91-110, 2003.

RIBEIRO, S.; BORGES, M.; LEITE, M.; POSTALI, T. **Dissimilaridade florística em relação a distâncias espaciais em Melastomataceae**. 2007. Disponível em: [https://www.inpa.gov.br/pdbff/cursos/efa/livro/2007/pdf/dimona/dim\\_p01g1.pdf](https://www.inpa.gov.br/pdbff/cursos/efa/livro/2007/pdf/dimona/dim_p01g1.pdf)

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Org.) Protocolo de monitoramento para programas e projetos de restauração florestal. São Paulo: **Instituto BioAtlântica** (LERF/ESALQ), 2013.

SALAMI, G. et al. Avaliação dos aspectos florísticos e estruturais de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista influenciado por sucessivas rotações de espécies florestais exóticas. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v.14, n.1, p.7-14, 2015.

SAMILA, J. A., **Avaliação socioambiental de áreas em recuperação na microbacia do Ribeirão Pirai em Cabreúva, SP**. Sorocaba, 2015. 145 p. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade na Gestão Ambiental) – Centro de Ciências e Tecnologias para Sustentabilidade, Universidade Federal de São Carlos, 2015.

SANTA CATARINA. Gabinete de Planejamento e Coordenação Geral, Atlas de Santa Catarina. Florianópolis, 1986. 173p.

SANTOS, R. et al. Biodiversidade em Santa Catarina: Parque Estadual da Serra Furada. Criciúma: **Ediunesc**, 2016.

SÃO PAULO. Resolução SMA nº32, de 03 de abril de 2014. Estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no Estado de São Paulo, e dá providências correlatas. **Diário oficial do estado de São Paulo**, São Paulo, SP, 04 abr. 2014. p36-37.

SECCO, R. T.; ACRA, L. A.; CORAIOLA, M. Regeneração natural em área de corte raso de *Pinus taeda* L. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 29, n. 1, p. 208-220, jan./mar., 2019.

SER. Princípios da SER Internacional sobre a restauração ecológica. Estados Unidos, 2004. Disponível em: <http://www.ser.org/docs/default-document-library/serprimer-portuguese.pdf>. Acesso em: 18 jun. 2019.

SILVA, A. C. et al. Relações florísticas e fitossociologia de uma Floresta Ombrófila Mista Montana secundária em Lages, Santa Catarina. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 22, n. 1, p. 193-206, jan./mar. 2012.

SILVA, A. M.; et al. Perdas de solo, água, nutrientes e carbono orgânico em Cambissolo e Latossolo sob chuva natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, p. 1223-1230, 2005.

SILVA, M. M.; GANADE, G. M. S.; BACKES, A. Fitossociologia do estrato arbóreo de um remanescente de floresta ombrófila mista, na Floresta Nacional de São Francisco

de Paula, Rio Grande do Sul, Brasil. **Pesquisas, Série Botânica**, São Leopoldo-RS, v. 62, n. 1, p. 199-210, 2011.

SILVA, M. M.; GANADE, G. M. S.; BACKES, A. Regeneração natural em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista, na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul, Brasil. **Pesquisas Botânicas**, São Leopoldo, v. 61, p. 259-278, 2010.

SILVA, W. M. et al. Estrutura e sucessão ecológica de uma comunidade florestal urbana no sul do Espírito Santo. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 68, n. 2, p. 301-314, 2017.

SMALL, C. J.; MCCARTHY, B. C. Spatial and temporal variability of herbaceous vegetation in an eastern deciduous forest. *Plant Ecology* 164:37-48. SMITH, L. B.; WASSHAUSEN, D. C.; KLEIN, R. M. 1982. Gramíneas-gêneros: Deschampsia até Pseudechinolaena. **Flora Ilustrada Catarinense** (Gram): 443-906. 2002.

SOLLINS, P. Factors influencing species composition in tropical lowland rainforest: does soil matter?. *Ecology*, Ed. 79; 23-30 pg. 1998.

STANTURF, J. A.; PALIK, B. J.; DUMROESE, R. K. Contemporary forest restoration: A review emphasizing function. *Forest Ecology and Management*, v.331, n.1, p.292-323, 2014.

SWAINE, M. D.; LARSON, B. C.; KELTY, M. J; ASHTON, P. M. S. Stand dynamics. In: SMITH, M. D. et al. (Eds.); *The practice of silviculture: Applied Forest Ecology*. New York: Wiley, p. 20-41. 1997

SWAINE, M.; WHITHMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forest. **Vegetatio**, v. 75, n. 1-2, p. 81-86, 1998.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. Berlim: Springer-Verlag, 1982. 162 p.

VAN STRAALEN, N. M. Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 9, n. 1/3, p. 429 – 437, Sep. 1998.

VIBRANS, A. C.; MCROBERTS, R. E.; LINGNER, D. V.; NICOLETTI, A. L.; MOSER, P. Extensão original e remanescentes da Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina. In: VIBRANS, A. C.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A. L. de; LINGNER, D. V. (eds). *Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, Vol. III, Floresta Ombrófila Mista*. Blumenau, SC. **Edifurb**. 2013.

VIDAL, N.; MASSARY, J. C.; MARTY, C. Nouvelle espèces de serpents pour la Guyane française. **Revue Francaise Aquariologie et Herpetologie**, 25:131-134. 1999.

VIEIRA, F. S., **Avaliação da regeneração natural e componente arbóreo adulto em áreas de preservação permanente inseridas em duas fitofisionomias de alto valor de conservação**. Lages, 2012. 111p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade do Estado de Santa Catarina, 2019.