

**UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA – UDESC
CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS – CAV
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

MAYARA PEREIRA DE GOES

**BIOINDICADORES PARA ÁREAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO
FLORESTAL NA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA EM SANTA CATARINA**

LAGES

2023

MAYARA PEREIRA DE GOES

**BIOINDICADORES PARA ÁREAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO
FLORESTAL NA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA EM SANTA CATARINA**

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

Orientadora: Dr.^a Maria Raquel Kanieski
Coorientador: Dr. Tiago Pikart

LAGES

2023

MAYARA PEREIRA DE GOES

BIOINDICADORES PARA ÁREAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL NA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA EM SANTA CATARINA

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

Orientadora: Dr.^a Maria Raquel Kaniecki

Coorientador: Dr. Tiago Pikart

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Marcos Felipe Nicoletti

Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC

Lages - SC

Membros:

Prof. Dr. Leonardo Mortari Machado

Santa Maria - RS

Prof.^a Dr. Jaçanan Eloisa de Freitas Milani

Universidade Federal do Mato Grosso – UFMT

MT

Lages, 31 de Agosto de 2023.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus e todas as forças que existem por não me deixaram desistir diante das dificuldades encontradas até o momento e me manter sempre firme com os desafios do dia a dia.

Aos meus familiares, aqueles que entenderam anos atrás minhas escolhas e que me deram apoio incondicional. Especialmente minha mãe Marisabel que sente orgulho imensurável por esta etapa e que mesmo com dificuldades nesses quase dois anos não me deixou desistir. Ela que sempre “segurou” qualquer situação difícil para que eu não perdesse meu foco e conseguisse continuar de cabeça erguida mesmo diante de críticas.

Aos meus amigos, Ana e Ricardo e agora ao Pedro, que me recebem e que nunca deixaram a distância atrapalhar essa amizade incrível, são meus irmãos de coração e amo sempre mais. Aos meus amigos que fazem parte da minha vida: Isabela, Nathaly, Leonardo, Charline, Emanoeli, Guilherme, Maria Eduarda, Pamela e Fernando, obrigada por serem vocês, por estarem na minha vida! Na etapa final desse mestrado, meus amigos de estágio Isabela, Leandro e Rodrigo, vocês são incríveis e também fazem parte dessa jornada. Não poderia faltar a Fernanda, a que sabe de tudo, a que compartilha tudo e que foi encontro de almas nessa universidade, te amo mana.

A minha orientadora Maria Raquel, profissional exemplar, pessoa extraordinária. Ela foi a luz que eu precisava, me mostrou que sim, que eu sou capaz. Sem ela não teria tido forças para continuar o ciclo de estudos. É sensível e acolhedora e fez com que eu me sentisse importante, no meu tempo, nas minhas dificuldades. Obrigada por não desistir de mim. Ao Professor Philipe que também me acolheu assim que entrei para o LABSIRF. Não esquecendo do Marquinho, criança incrível, admirável e extremamente amorosa. Vocês são únicos, sentirei falta de um modo que não consigo explicar!

Família são aqueles que torcem para que seus sonhos se realizem, que te empurram, te erguem e mostram que para tudo tem uma saída. A todos que citei, uma família de amor. Não precisa ser de sangue, apenas amor e respeito. Obrigada por estarem comigo.

Por fim, a empresa Klabin S.A. pela oportunidade e confiança e ao apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina – FAPESC.

BIOINDICADORES PARA ÁREAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL NA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA EM SANTA CATARINA

RESUMO

O objetivo deste estudo foi avaliar áreas em processo de restauração florestal em área de preservação permanente (APP) pós-colheita de *Pinus taeda* L. e avaliar o potencial das ordens Lepidoptera e Hymenoptera como indicadores de qualidade ambiental. As áreas de estudo estão localizadas na divisa dos municípios de Santa Cecília e Timbó Grande – SC, denominadas Fazenda Timbó 1 e Fazenda Timbó 2, inseridas na fitofisionomia Floresta Ombrófila Mista. As áreas possuem diferentes idades (sete, oito e nove) em restauração pós-colheita de *Pinus taeda*. Foram instaladas 15 unidades amostrais de 100 m² (25 m x 4 m), nas quais avaliou-se três indicadores ecológicos propostos pela Resolução SMA 32/2014: cobertura do solo com vegetação nativa, densidade de indivíduos nativos regenerantes e número de espécies nativas regenerantes. O número de espécies nativas regenerantes e a densidade de indivíduos por hectare deveria ser considerada adequada em todas as idades. Para a cobertura de copa, os valores para as três idades foram “mínimos”, ficando entre 50-80% e a cobertura do solo foi considerada adequado para as idades. Para os indicadores a área de estudo foram APPs degradadas e povoamento de *Pinus taeda*. Para himenópteros foram instaladas armadilhas do tipo *pitfall* contendo água e glicerina, dispostas em transectos e para lepidópteros, armadilhas do tipo *Van Someren-Rydon*, distribuídas sistematicamente. Os lepidópteros obtiveram um total de 58 indivíduos, 40 na área de APP, 8 na regeneração e 10 na área de *Pinus taeda*. Já com os himenópteros o total coletado foi de 118 indivíduos. A subfamília Formicinae apresentou 45 indivíduos, tanto no *P. taeda* e na regeneração e a Ponerinae 23 no *Pinus taeda* e 5 na regeneração.

Palavras-chave: Regeneração natural. Indicadores ecológicos. Himenópteros.

ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate areas undergoing forest restoration in a permanent preservation area (PPA) post-harvest of *Pinus taeda* L. and to evaluate the potential of the orders Lepidoptera and Hymenoptera as indicators of environmental quality. The study areas are located on the border of the municipalities of Santa Cecília and Timbó Grande, Santa Catarina, and are called Fazenda Timbó 1 and Fazenda Timbó 2, located in the Mixed Ombrophilous Forest phytobiognomy. The areas are of different ages (seven, eight, and nine) undergoing restoration post-harvest of *Pinus taeda*. Fifteen sampling units of 100 m² (25 m x 4 m) were installed, in which three ecological indicators proposed by Resolution SMA 32/2014 were evaluated: soil cover with native vegetation, density of regenerating native individuals, and number of regenerating native species. The number of regenerating native species and the density of individuals per hectare should be considered adequate at all ages. For canopy cover, the values for the three ages were “minimal”, ranging from 50-80%, and the soil cover was considered adequate for the ages. For the indicators, the study area consisted of degraded PPA and *Pinus taeda* stands. Pitfall traps containing water and glycerin were installed for Hymenoptera, arranged in transects, and Van Someren-Rydon traps were systematically distributed for Lepidoptera. Lepidoptera showed a total of 58 individuals, 40 in the PPA area, 8 in regeneration area, and 10 in the *Pinus taeda* area. As for Hymenoptera, the total collected was 118 individuals. The subfamily Formicinae presented 45 individuals, both in *Pinus taeda* and in regeneration area, and the Ponerinae 23 in *Pinus taeda* and 5 in regeneration area.

Key-word: Natural regeneration. Ecological indicators. Hymenoptera.

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1.....	22
Equação 2.....	22
Equação 3.....	23
Equação 4.....	23

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Mapa de localização da Fazenda Timbó/SC, nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.	19
Figura 2. Vista aérea de uma Unidade Amostral para realização de coleta dos indicadores. ..	20
Figura 3. UA utilizada para coleta de cobertura do solo com espécies nativas lenhosas e gramíneas. Espécies exóticas não são contabilizadas.	21
Figura 4. Curva de acumulação de espécies na Fazenda Timbó/SC, nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.	24
Figura 5. Famílias mais representativas das unidades amostrais na Fazenda Timbó/SC, nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.	27
Figura 6. Representação dos resultados dos indicadores cobertura de copa (%) e cobertura do solo (%) na Fazenda Timbó/SC, nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.	30
Figura 7. Percentual de espécies por grupo ecológico na Fazenda Timbó/SC, nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.	31
Figura 8. Percentual de espécies por síndrome de dispersão na Fazenda Timbó/SC, nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.	32
Figura 9. Percentual de espécies por forma de vida na Fazenda Timbó/SC, nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.	33
Figura 10. Dendrograma de similaridade florística com base no método de Bray-Curtis na Fazenda Timbó/SC, nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.	34
Figura 11. Mapa de localização da Fazenda Timbó/SC, nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.	48
Figura 12. Mapa indicando os locais em que foram instaladas as armadilhas de Hymenópteros e Lepidópteros na Fazenda Timbó/SC, nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.	50
Figura 13. Armadilha do tipo Van Someren-Rydon (VSR) em áreas na Fazenda Timbó nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.	51
Figura 14. Armadilha do tipo pitfall em área de regeneração e Pinus na Fazenda Timbó/SC, nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC. A e B: área de Pinus; C e D área em regeneração.	53
Figura 15. Índice de Similaridade entre as espécies de Lepidópteros nas áreas da Fazenda Timbó/SC, nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.	56

LISTA DE QUADRO E TABELAS

Tabela 1. Quantidade de unidades amostrais (UA) e tamanho de cada área (ha) para cada idade de regeneração na Fazenda Timbó/SC, nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.....	20
Tabela 2. Espécies amostradas seguidas de nome popular, número de indivíduos (Nº IND), forma de vida (FV), síndrome de dispersão (SD) e grupo ecológico (GE), na Fazenda Timbó/SC, nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.....	25
Tabela 3. Número de espécies nativas regenerantes e densidade de indivíduos por hectare, das unidades amostrais na Fazenda Timbó/SC, nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.....	29
Tabela 4. Resultados dos Índices de Shannon (H') e Equabilidade de Pielou (J') na Fazenda Timbó/SC, nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.....	33
Tabela 5. Família, subfamília, Tribo e Gênero nas áreas com armadilhas VSR.....	54
Tabela 6. Índices de diversidade para Lepidópteros.....	56
Tabela 7. Subfamílias e a quantidade de indivíduos nas áreas avaliadas.....	57
Tabela 8. Índices de diversidade e Equitabilidade de Hymenópteros nas áreas de estudo dos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.....	59
Quadro 1. Valores de referência para Floresta Ombrófila Mista de acordo com a Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo.....	24

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL.....	12
2 OBJETIVOS.....	14
2.1 OBJETIVO GERAL.....	14
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	14
3 CAPÍTULO 1 – AVALIAÇÃO DE INDICADORES ECOLÓGICOS EM ÁREA DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL PÓS COLHEITA DE <i>Pinus taeda</i> L. NA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA EM SANTA CATARINA.....	15
RESUMO.....	15
ABSTRACT.....	16
3.1 INTRODUÇÃO.....	17
3.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	18
3.2.1 Caracterização da Área de Estudo.....	18
3.2.2 Coleta de dados.....	20
3.2.3 Cobertura do solo com vegetação nativa.....	20
3.2.4 Número de espécies nativas regenerantes.....	22
3.2.5 Densidade de indivíduos nativos regenerantes.....	22
3.2.6 Análise e processamento de dados.....	22
3.3 Erro! Indicador não definido.	
3.3.1 Suficiência Amostral.....	24
3.3.2 Composição florística.....	25
3.3.3 Indicadores Ecológicos.....	29
3.3.3.1 Número de espécies nativas regenerantes.....	29
3.3.3.2 Densidade de indivíduos nativos regenerantes.....	29
3.3.3.3 Cobertura de copa e do solo.....	30
3.3.4 Caracterização das espécies.....	31
3.3.5 Diversidade florística.....	33
3.3.6 Similaridade florística.....	34
3.4 CONCLUSÃO.....	35
REFERÊNCIAS.....	36
4 CAPÍTULO II – ORDENS LEPIDOPTERA E HYMENOPTERA COMO INDICADORES DE QUALIDADE AMBIENTAL.....	43
RESUMO.....	43
ABSTRACT.....	44

4.1 INTRODUÇÃO.....	45
4.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	48
4.2.1 Caracterização da área de estudo.....	48
4.2.2.1 Iscas e captura de lepidópteros.....	51
4.2.2.2 Análise e processamento de dados de lepidópteros.....	51
4.2.3 Amostragem dos himenópteros.....	52
4.2.3.1 Iscas e capturas de himenópteros.....	52
4.2.3.2 Análise e processamento de dados dos himenópteros.....	53
4.3 54	
4.3.1 LEPIDÓPTEROS.....	54
4.3.1.1 Índices de Diversidade.....	55
4.3.1.2 Índice de Similaridade.....	56
4.3.2 HYMENÓPTEROS: FORMICIDAE.....	57
4.3.2.1 Índices de diversidade.....	59
4.4 60	
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	61
CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	66

1 INTRODUÇÃO GERAL

A Mata Atlântica é o terceiro maior bioma do Brasil e a segunda maior floresta pluvial tropical do continente americano, com uma extensão original de cerca de 1.360.000 km² (Lewinsohn, 2006). Segundo Rezende *et al.* (2018), a Floresta Atlântica é um dos 36 *hotspots* globais de biodiversidade, os quais são locais do planeta que concentram espécies endêmicas ameaçadas (Myers *et al.*, 2000; Hopper *et al.*, 2016). Atualmente, a Mata Atlântica é considerada o bioma mais devastado e ameaçado do planeta, sofrendo um ritmo de mudanças que está entre os mais rápidos observados (Cardoso, 2016).

O Bioma Mata Atlântica é composto por vários ecossistemas florestais e não-florestais, classificados segundo critérios botânicos, fitofisionômicos, geológicos, geográficos e outros em: Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Estacional Decidual, Floresta Ombrófila Aberta, restingas, manguezais, e Campos de Altitude (MMA, 2016). Santa Catarina possui 95.730 km² totalmente inseridos no bioma da Mata Atlântica, que se divide em diferentes regiões fitoecológicas: Floresta Ombrófila Mista (FOM), Floresta Ombrófila Densa (FOD), Floresta Estacional Decidual (FED), Campos de Altitude, além da vegetação litorânea (IBGE, 2012).

A Floresta Ombrófila Mista, também conhecida como Floresta de Araucária, tem distribuição geográfica associada aos locais de elevada altitude (400 e 1.000 m) e baixas temperaturas médias anuais (IBGE, 2012). Originalmente, cobria cerca de 175.000 km² na Região Sul do Brasil e, atualmente, há menos de 7% da área original, incluindo áreas exploradas e em regeneração (Campanili; Schafer, 2010). Essa grande devastação está relacionada à alta exploração da espécie *Araucaria angustifolia*, que ocorreu na década de 1960. Neste período, esta espécie representou aproximadamente 90% de toda a madeira exportada pelo Brasil (Barbierim; Heiden, 2009). Esse cenário justifica que ações como a conservação e a restauração dos remanescentes desta fitofisionomia são necessárias, pois estes ainda são de grande relevância ambiental e social (Higuchi, 2012).

A restauração ecológica é definida como o processo de assistência à recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído (Society for ecological restoration international science and Policy working group, 2004). Segundo Engel *et al.* (2003) e Gomez-Aparicio *et al.* (2004), a restauração de um ecossistema deve possuir como objetivo o reestabelecimento da estrutura vegetal e ecologia das comunidades, de uma forma que facilite a recuperação natural destes ecossistemas. Ações restauradoras devem estar ligadas desde a remoção de fatores de perturbação e isolamento da área para que a regeneração natural seja

estimulada (restauração passiva), até a interferência por meio de técnicas para acelerar e influenciar a sucessão natural (restauração ativa) (Aide *et al.*, 2000; Wadt, 2003).

No conjunto da restauração, o monitoramento é uma das etapas mais importantes, pois a avaliação contínua permite obter as condições da área confirmado se as ações de restauração florestal implantadas na área estão de fato sendo realizadas (Bellotto *et al.*, 2009). Neste sentido, a avaliação da regeneração natural por meio de dados sobre estrutura, composição e diversidade de espécies lenhosas aparece como uma ferramenta amplamente utilizada e com potencial de indicar processos ecológicos associados à dinâmica sucessional das comunidades (Melo; Durigan, 2007; Rigueira; Mariano-Neto, 2013; Piovesan *et al.*, 2013).

Um grande conjunto de variáveis tem sido utilizado como indicadores ecológicos, como cobertura de copa, densidade de indivíduos, área basal, biomassa aérea, riqueza de plantas e formas de vida que não sejam arbóreas e arbustivo-arbóreas em regeneração natural (Piaia *et al.*, 2020), propriedades do solo, e até mesmo riqueza e abundância de grupos faunísticos (Ruiz-Jaen; Aide, 2005; Letcher; Chazdon, 2009). Os indicadores de biodiversidade têm-se destacado, principalmente pelo crescente número de trabalhos envolvendo a escolha de áreas prioritárias para conservação (Margules *et al.*, 1988). Atualmente, vários países estão desenvolvendo programas de monitoramento dos ambientes utilizando bioindicadores, já que muitos empreendimentos exigem informações sobre a qualidade do ambiente (Cohen, 2003; Niemi; McDonald, 2004; McGeoch *et al.*, 2011; Soares-Filho *et al.*, 2012; Gorenflo *et al.*, 2012).

Os bioindicadores, conforme Thomanzini e Thomanzini (2000) devem ter sua taxonomia, ciclo e biologia bem conhecidos e possuir características de ocorrência em diferentes condições ambientais. Assim, indicadores ambientais devem ser organismos bastante sensíveis às alterações na estrutura de um ecossistema (Maluche *et al.*, 2003; Lima *et al.*, 2003).

Neste contexto, os insetos são considerados bons indicadores ao nível de impacto ambiental devido à grande diversidade de espécies e habitats, além de suma importância nos processos biológicos dos ecossistemas naturais (Oliveira *et al.*, 2014). As mudanças nos padrões de comportamento e na abundância sazonal dos insetos têm sido utilizadas como ferramenta para explicar os distúrbios ambientais em várias partes do mundo (Pearce; Venier, 2006; Freitas *et al.*, 2006; Nichols *et al.*, 2007). As informações hoje disponíveis na literatura

têm permitido conclusões interessantes, comprovando a importância dos insetos no contexto da conservação (Wink *et al.*, 2005).

Este estudo está dividido em dois capítulos, o primeiro denominado Bioindicadores para áreas em processo de restauração florestal na Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina e o segundo capítulo, Avaliação do potencial das Ordens Lepidoptera e Hymenoptera como indicadores de qualidade ambiental.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o estado da regeneração natural (restauração passiva) a partir de indicadores ecológicos em áreas em restauração florestal pós-colheita de *Pinus taeda* na Floresta Ombrófila Mista.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a regeneração natural de área em processo de restauração florestal adaptando a metodologia utilizada pela SMA/SP para o contexto da FOM em SC;
- Avaliar as espécies de lepidópteros e morfoespécies de himenópteros como indicadores de qualidade ambiental, associando aos ecossistemas em que estão presentes.

2.3 HIPÓTESES

- De acordo com os valores de referência da Resolução SMA 32/2014, a regeneração natural das áreas pós-colheita de *Pinus taeda* apresentará valores classificados como “adequados”.
- As áreas em regeneração e de APP apresentarão maiores diversidades de Lepidópteros frugívoros pela atração por espécies florais do que as áreas com povoamento de *Pinus taeda*, assim como os locais apresentarão diferenças entre si;
- Espera-se que a área com regeneração apresente maior diversidade de gêneros fauna de himenópteros que a área de povoamento de *Pinus taeda*.

3 CAPÍTULO 1 – AVALIAÇÃO DE INDICADORES ECOLÓGICOS EM ÁREA DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL PÓS COLHEITA DE *Pinus taeda* L. NA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA EM SANTA CATARINA

RESUMO

Este estudo visou avaliar por meio de indicadores ecológicos o processo de restauração florestal em áreas pós-colheita de *Pinus taeda*. As áreas são localizadas na divisa dos municípios de Santa Cecília e Timbó Grande – SC, denominadas Fazenda Timbó 1 e 2. Localizadas na fitofisionomia Floresta Ombrófila Mista, as áreas possuem diferentes idades (sete, oito e nove) em restauração pós-colheita de *P. taeda*. Foram instaladas 15 unidades amostrais de 100 m² (25m x 4m), nas quais avaliou-se três indicadores ecológicos propostos pela Resolução SMA 32/2014: cobertura do solo com vegetação nativa, densidade de indivíduos nativos regenerantes e número de espécies nativas regenerantes. Os valores obtidos para os indicadores foram comparados com os valores da resolução e também foram avaliadas, nas espécies encontradas, a síndrome de dispersão, forma de vida e o grupo ecológico pertencente. Os indicadores número de espécies nativas regenerantes e densidade de indivíduos nativos por hectare apresentaram valor de referência “adequado” e a cobertura do solo por copa apresentou adequação “mínima”, sendo necessários estímulos ambientais para a melhoria dessa característica. Houve predominância de espécies pioneiras, zoocóricas e de forma de vida “árvore”, caracterizando um processo de estágio sucessional inicial.

Palavras-chave: Indicadores de referência. Espécies regenerantes. Pioneiras.

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the forest restoration process in post-harvest areas of *Pinus taeda* using ecological indicators. The areas are located at the border of the municipalities of Santa Cecília and Timbó Grande - SC, named Fazenda Timbó 1 and 2. Inserted in the phytophysiognomy of the Mixed Ombrophilous Forest the areas have different ages (seven, eight and nine) in post-harvest restoration of *P. taeda*. Fifteen 100 m² (25m x 4m) sampling units were installed, in which three ecological indicators proposed by SMA Resolution 32/2014 were assessed: ground cover with native vegetation, density of regenerating native individuals and number of regenerating native species. The values obtained for the indicators were compared with the resolution's values and the dispersal syndrome, life form and ecological group of the species found were also assessed. The indicators number of regenerating native species and density of native individuals per hectare had an "adequate" reference value and the ground cover per canopy had "minimal" adequacy, requiring environmental stimuli to improve this characteristic. There was a predominance of pioneer, zoochoric and "tree" species, characterizing an early successional stage process.

Keywords: Reference indicators. Regenerating species. Pioneers.

3.1 INTRODUÇÃO

O bioma Mata Atlântica é considerado um *hotspot* de biodiversidade, devido sua elevada riqueza de espécies e nível de endemismo em meio ao impacto antrópico, o que faz ser considerada um ecossistema prioritário para conservação da biodiversidade (Myers *et al.*, 2000; Muylaert *et al.*, 2018). A Mata Atlântica é um claro exemplo de uma paisagem degradada, perante seu histórico de degradação (Rolin; Piotto, 2016), sendo que desenvolvimento da pecuária e a expansão da fronteira agrícola são as principais atividades responsáveis pelo desmatamento das grandes coberturas vegetais e pela perda da biodiversidade deste bioma (Costa *et al.*, 2014).

Entre as fitofisionomias que compõem o bioma Mata Atlântica, têm-se a Floresta Ombrófila Mista (FOM), também denominada Floresta com Araucária, devido a característica marcante da presença da espécie *Araucaria angustifolia* (Bert.) Ktze. (Kieras *et al.*, 2018). Esta tipologia florestal abriga espécies típicas e atributos biológicos únicos em todo o planeta, sendo considerada uma das mais notáveis em termos de valor ecológico (Seger *et al.*, 2005). Porém, sua composição foi altamente explorada e hoje, aproximadamente 82% dos fragmentos de FOM são menores que 50 hectares e se encontram isolados pela agricultura, povoamentos florestais e pastagens (Cardoso, 2016).

As matas ciliares que compõem a FOM também sofreram com essas alterações antrópicas. Essas vegetações são essenciais para a manutenção da qualidade de água, estabilidade dos solos, conservação da biodiversidade e regularização dos ciclos hidrológicos, além de atuarem como corredores ecológicos, o que melhora a qualidade ambiental e prestação de serviços ambientais locais (Aquino *et al.*, 2012). Diante disso, é essencial a restauração desses locais.

A restauração ecológica é definida como o processo de assistência à recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído (Society for ecological restoration international science and Policy working group, 2004). Existem diversas técnicas para restauração e a escolha da melhor técnica é promovida por meio dos objetivos e metas traçados no projeto (Lima *et al.*, 2015). Neste sentido, a restauração passiva é considerada uma das técnicas mais promissoras de restauração de áreas alteradas em função dos aspectos ecológicos, silviculturais e econômicos (Ronchi *et al.*, 2020).

Para avaliar e monitorar com sucesso a técnica escolhida para o projeto de restauração são utilizadas ferramentas avaliativas, denominadas indicadores ecológicos. O estado de São Paulo tem uma legislação, desde 2014, denominada Resolução SMA 32/2014, que estabelece

orientações e diretrizes para a elaboração, execução e monitoramento de projetos de restauração (São Paulo, 2014). No estado de Santa Catarina não existe nenhuma legislação quanto aos indicadores ecológicos adequados para avaliação e monitoramento desses locais, o que dificulta o desenvolvimento dessas atividades.

O objetivo deste estudo é avaliar por meio de indicadores ecológicos o processo de restauração florestal em áreas de Floresta Ombrófila Mista pós-colheita de *Pinus taeda* a partir dos indicadores da Resolução SMA 32/2014 para verificar se a restauração está ocorrendo de forma satisfatória, ou seja, se está dentro dos valores “adequados”. A hipótese é que de acordo com a resolução, a regeneração apresentará resultados adequados.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

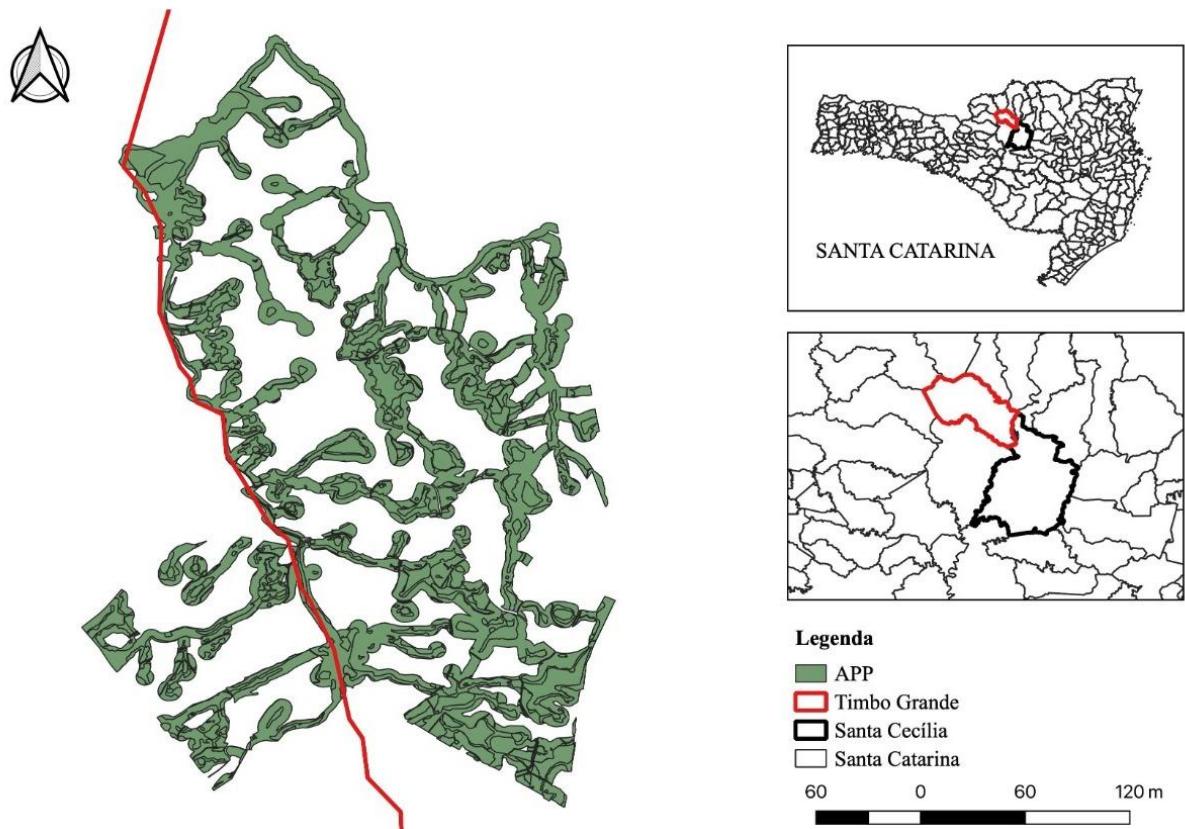
3.2.1 Caracterização da Área de Estudo

O estudo foi realizado nos municípios de Timbó Grande/SC e Santa Cecília/SC, nas fazendas Timbó 1 e 2, pertencente à empresa Klabin S.A. A fazenda possui uma área total de 879,85 hectares, contendo 151,84 ha de área de preservação permanente (Figura 1).

A área de estudo está localizada na Floresta Ombrófila Mista, pertencente ao bioma Mata Atlântica, e pertence a faixa hidrográfica do Planalto de Canoinhas (IBGE, 2012), com altitude média de 925 metros em relação ao nível do mar. De acordo com a classificação climática de Köppen (ALVARES *et al.*, 2013), o clima da região é caracterizado como mesotérmico úmido (Cfb), com verões frescos e sem estação seca definida. (EPAGRI/CLIMERH, 2003). O tipo de solo predominante na região é Latossolo Bruno com horizonte A proeminente e textura muito argilosa (Batista, 2012).

A condução do estudo foi realizada em áreas de preservação permanente (APPs) degradadas. Essas áreas eram ocupadas por povoamento de *Pinus taeda*, mas pelo fato de serem APPs, foi necessário o corte raso da espécie exótica e as áreas foram isoladas para que ocorresse o processo de restauração passiva. Nesse contexto, a área de estudo apresenta três idades diferentes em processo de restauração florestal (sete, oito e nove anos), devido ao corte da espécie exótica ter ocorrido em anos diferentes.

Figura 1. Mapa de localização da Fazenda Timbó/SC, nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.



Fonte: Elaborada pela autora (2022).

3.2.2 Coleta de dados

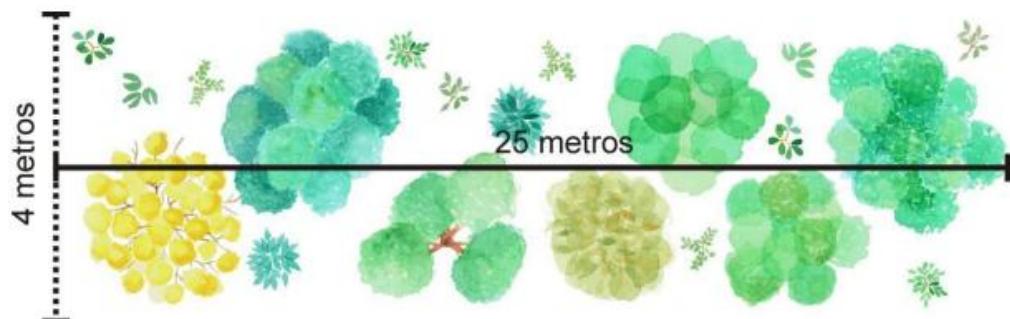
Foram alocadas aleatoriamente 15 unidades amostrais com área fixa de 100 m² (25m x 4m) distribuídas igualmente nas três idades em processo de restauração (Tabela 1). Para a instalação das unidades amostrais, foi definida uma linha amostral no centro da parcela com o auxílio de uma trena métrica e, posteriormente, fixadas a largura em dois metros para cada lado da linha central, totalizando 25 metros de comprimento e quatro metros de largura (100 m²) (Figura 2).

Tabela 1. Quantidade de unidades amostrais (UA) e tamanho de cada área (ha) para cada idade de regeneração na Fazenda Timbó/SC, nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.

Idade (anos)	Nº UA	Área (ha)
7	5	20,25
8	5	163,17
9	5	96,75

Fonte: Elaborada pela autora (2022).

Figura 2. Vista aérea de uma Unidade Amostral para realização de coleta dos indicadores.

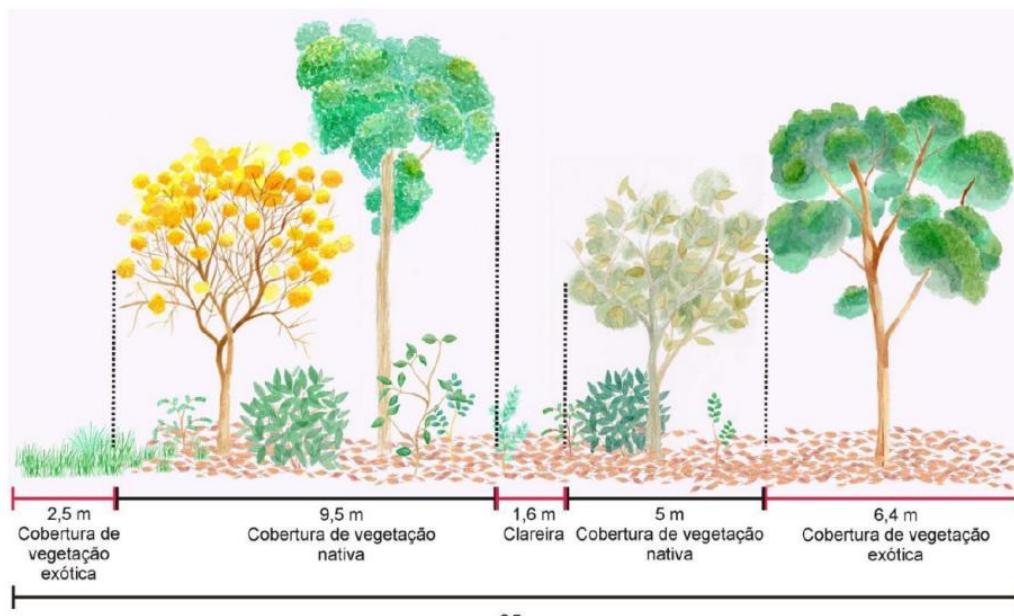


Fonte: CBRN, 2015.

3.2.3 Cobertura do solo com vegetação nativa

A cobertura do solo com vegetação nativa foi avaliada a partir da projeção das copas de cada espécie nativa arbórea e arbustiva na linha central (Figura 3) e, adicionalmente, pela cobertura do solo por qualquer forma de vida de espécie nativa. A adição dessa variável é importante, pois na área de estudo existe uma quantidade abundante de espécies nativas herbáceas. A coleta desse indicador seguiu a mesma metodologia do indicador de cobertura proposto pela Resolução: contabilizou-se os trechos da linha central amostral com solo coberto por quaisquer formas de vida nativa, excluindo da soma a presença de solo exposto e espécies exóticas.

Figura 3. UA utilizada para coleta de cobertura do solo com espécies nativas lenhosas e gramíneas. Espécies exóticas não são contabilizadas.



Fonte: CBRN (2015).

A medida desse indicador é em porcentagem (%) de cobertura do solo por vegetação nativa. Inicialmente é realizado o somatório dos trechos em relação ao comprimento total da parcela na linha central (25 m) (Equação 1) e, para o valor final do indicador, foi feita uma média de todas as parcelas (Equação 2).

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

$$\text{Valor médio (\%)} = (\text{cobertura ua. } 1 + \text{cobertura ua. } 2 + \dots + \text{cobertura ua. } N)/N \quad (2)$$

Em que:

“Trechos” = tamanho do comprimento em metros em que contém cobertura nativa

N = total de parcelas

3.2.4 Número de espécies nativas regenerantes

Este indicador serve para determinar a quantidade de espécies nativas regenerantes, arbóreas ou arbustivas, em cada parcela. Para análise deste indicador, foram incluídos somente indivíduos com altura igual ou maior que 50 cm e circunferência à altura do peito (CAP) menor que 15 cm ou inexistente ($H \geq 50$ cm e $CAP < 15$ cm).

3.2.5 Densidade de indivíduos nativos regenerantes

Este indicador mede a quantidade de indivíduos nativos regenerantes de espécies lenhosas (arbustivas ou arbóreas) por hectare. Devem ser contabilizados todos os indivíduos lenhosos nativos ($H \geq 50$ cm e $CAP < 15$ cm) que estão dentro da parcela e convertido para hectare (ind.ha^{-1}) obtendo a densidade (Equação 3), seguido do valor médio das unidades amostrais (Equação 4).

$$\text{Densidade na unidade amostral (ind.ha}^{-1}\text{)} = (n^{\circ} \text{ de indivíduos})/0,01 \quad (3)$$

$$\text{Indicador de densidade (ind.ha}^{-1}\text{)} = (\text{densid. ua1} + \text{densid. ua2} + \dots + \text{densid. ua.N})/N \quad (4)$$

Em que:

“Densid.” = quantidade de indivíduos já estimado por hectare.

N = total de parcelas

A identificação das espécies, sempre que possível, foi realizada em campo. Quando não reconhecidas em campo, as espécies eram herborizadas e posteriormente identificadas por

especialistas com base em bibliografia especializada no Laboratório de Dendrologia e Fitossociologia da UDESC - Centro de Ciências Agroveterinárias.

3.2.6 Análise e processamento de dados

O cálculo da quantidade de unidades amostrais necessárias foi realizado pela curva de acumulação de espécies, sendo o eixo “x” a intensidade amostral e eixo “y” o número de espécies amostradas, pelo método de aleatorização com 1.000 permutações, determinando a suficiência amostral. Quando a linha do gráfico propende à estabilização é indicativo que a maioria das espécies foi amostrada (Galvão, 1994; Durigan, 2003).

A quantificação dos indicadores ecológicos foi realizada com base em cada idade em processo de restauração e os resultados foram comparadas com os valores de referência da resolução SMA 32/2014 (Quadro 1). A resolução classifica os valores de referência em três níveis de adequação: (1) Adequado: Quando foram atingidos os valores esperados para o prazo determinado; (2): Mínimo: Quando os valores estão dentro da margem de tolerância para o prazo determinado e cumprem as exigências mínimas, mas os valores são inferiores ao esperado, o que indica a necessidade de ações corretivas; (3): Crítico: Quando não foram atingidos os valores mínimos esperados no prazo determinado e será necessário a readequação do projeto.

Quadro 1. Valores de referência para Floresta Ombrófila Mista de acordo com a Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo.

Indicador	Cobertura do solo com vegetação nativa (%)			Densidade de indivíduos nativos regenerantes (ind./ha)			Número de espécies nativas regenerantes (nº ssp.)		
Nível de adequação	crítico	mínimo	adequado	Crítico	mínimo	adequado	crítico	mínimo	Adequado
3 anos	0 - 15	15 - 80	> 80		0 - 200	> 200		0 a 3	> 3
5 anos	0 - 30	30 - 80	> 80	0 - 200	200 - 1000	> 1000	0 - 3	3 a 10	> 10
10 anos	0 - 50	50 - 80	> 80	0 - 1000	1000 - 2000	> 2000	0 - 10	10 a 20	> 20
15 anos	0 - 70	70 - 80	> 80	0 - 2000	2000 - 2500	> 2500	0 - 20	20 a 25	> 25
20 anos	0 - 80		> 80	0 - 3000		> 3000	0 - 30		> 30

Fonte: Adaptado SMA 32/2014.

A classificação das espécies foi realizada pelo sistema *Angiosperm Phylogeny Group IV* (APG, 2016). A forma de vida de cada espécie foi distribuída em árvore, arvoreta e

arbusto, estabelecida pela categorização da Flora do Brasil 2022 (Flora do Brasil, 2022). Os grupos ecológicos pela classificação de Budowski (1965): pioneira, secundária inicial, secundária tardia e clímax. A síndrome de dispersão foi embasada na classificação de Van Der Pijl (1982): zoocórica, anemocórica ou autocórica.

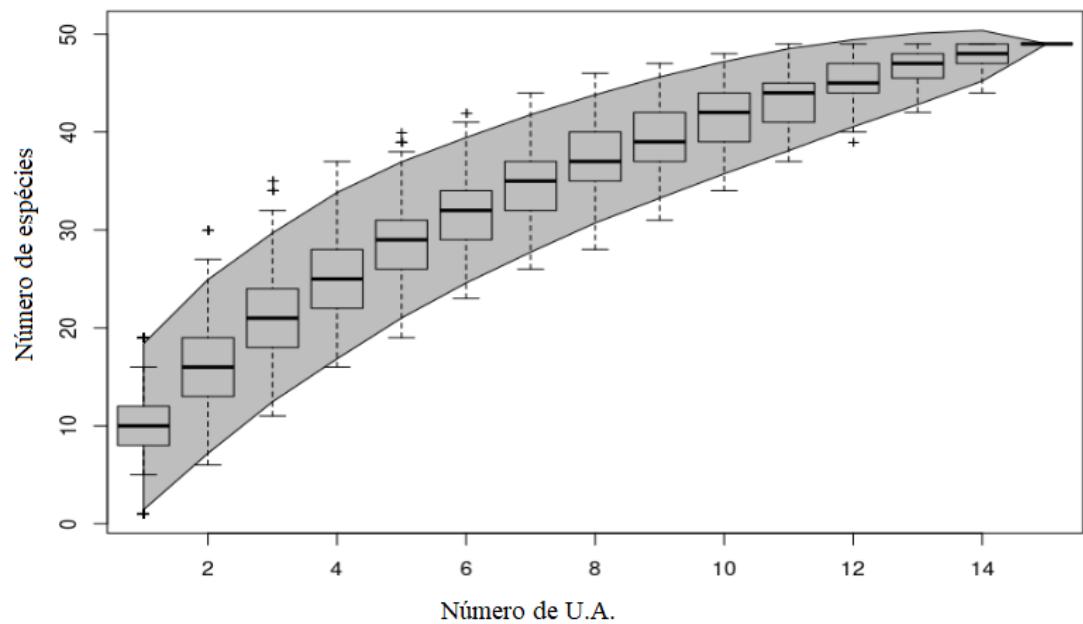
Também foi realizada a avaliação de diversidade da composição florística para cada uma das idades em processo de restauração, pelo índice de Shannon (H'), o qual é baseado em medir o grau de incerteza na predição correta de qual espécie pertence um indivíduo retirado aleatoriamente da população, e a equabilidade pelo índice de Pielou (J'), que verifica a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes, em que seu valor varia de 0 (uniformidade mínima) a 1 (uniformidade máxima) (Brower, 1984; Pielou, 1966). A similaridade florística na abundância de espécies foi avaliada pelo método de Bray-Curtis (Oksanen *et al.*, 2019). Todas as análises foram realizadas no programa estatístico R Studio (R Development Core Team, 2019), utilizando o pacote Vegan (Oksanen *et al.*, 2014).

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1 Suficiência Amostral

O valor proposto pelo método de avaliação da suficiência amostral permitiu um ganho de 1,5% considerando 10% da área amostrada, permanecendo no limite estabelecido (Figura 4). Segundo Schilling e Batista (2008), a curva de acumulação de espécie consiste na representação gráfica utilizada na determinação da suficiência amostral. A suficiência amostral é atingida quando a linha tende à estabilidade e a adição de novas espécies não altera significativamente o número de espécies observadas e o acréscimo de 10% na área permite a inclusão de no máximo 5% de novas espécies (Kersten *et al.*, 2011). A curva de acumulação de espécies confirma o cálculo da suficiência amostral. Nela é possível observar a diminuição da variação de novas espécies a partir da sexta unidade amostral, mas somente a partir da parcela 12 a variação diminui e se estabiliza na parcela 14. O esforço amostral também se enquadrou para as três diferentes idades de restauração.

Figura 4. Curva de acumulação de espécies na Fazenda Timbó/SC, nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.



Fonte: Elaborada pela autora (2022).

3.3.2 Composição florística

Foram mensurados 447 indivíduos arbustivo-arbóreos nativos na área total avaliada. Destes, 438 foram identificados e pertencem a 51 espécies, 26 gêneros e 17 famílias (Tabela 2). Dentre as famílias mais representativas, destacaram-se Asteraceae com 11 espécies (22,79%), Solanaceae - 10 spp. (19,61%), Myrtaceae - oito spp. (15,69%), Lauraceae – quatro spp. (7,84%) e Aquifoliaceae - três spp. (5,88%). Fabaceae, Sapindaceae e Symplocaceae apresentaram duas spp. cada. As famílias restantes apresentaram apenas uma espécie (Figura 5).

Tabela 2. Espécies amostradas seguidas de nome popular, número de indivíduos (Nº IND), forma de vida (FV), síndrome de dispersão (SD) e grupo ecológico (GE), na Fazenda Timbó/SC, nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.

FAMÍLIA/ESPÉCIE	NOME POPULAR	Nº IND	FV	SD	GE
ANACARDIACEAE					
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Pimenteira	2	A	Zoo	P
ASTERACEAE					
<i>Baccharis</i> sp. 1	*	2	*	*	*
<i>Baccharis</i> sp. 2	*	1	*	*	*
<i>Baccharis</i> sp. 3	*	3	*	*	*
<i>Baccharis dentata</i> (Vell.) G.M.Barroso		3	Arv	Ane	P

<i>Baccharis montana</i> DC.	Vassoura	2	Arv	Ane	P
<i>Baccharis uncinella</i> DC.	Vassoura	55	Arb	Ane	P
<i>Eupatorium</i> sp.	*	1	*	*	*
<i>Sympphyopappus compressus</i> (Gardner) B.L.Rob.	Vassoura	5	Arv	Ane	P
<i>Grazielia intermedia</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	Vassoura	26	Arb	Ane	P
<i>Sympphyopappus compressus</i> (Gardner) B.L.Rob.	Vassoura	5	Arv	Ane	P
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	Vassourão-branco	10	A	Ane	P
<i>Vernonanthura montevidensis</i> (Spreng.) H.Rob.	Vassoura rosa	4	Abr	Ane	P
<i>Vernonanthura westiniana</i> (Less.) H.Rob.	Assa-peixe-roxo	2	Arb	Ane	P
AQUIFOLIACEAE					
<i>Ilex dumosa</i> Reissek	Cauninha	2	A	Zoo	Si
<i>Ilex microdonta</i> Reissek	Caúna	2	Arv	Zoo	Si
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	Erva-mate	6	Arv	Zoo	C
CLETHRACEAE					
<i>Clethra scabra</i> Pers.	Carne-de-vaca	54	A	Ane	P
ESCALLONIACEAE					
<i>Escallonia bifida</i> Link & Otto	Canudo-de-pito	1	Arv	Ane	P
EUPHORBIACEAE					
<i>Croton</i> sp.	*	1	*	*	*
FABACEAE					
<i>Inga lentiscifolia</i> Benth.	Ingá	4	A	Zoo	Si
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	Bracatinga	36	A	Aut	P
LAURACEAE					
<i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	Canela	3	A	Zoo	St
<i>Ocotea</i> sp.	*	1	*	*	*
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Canela-sebo	9	A	Zoo	Si
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	Canela-lageana	1	A	Zoo	St
MELASTOMATACEAE					
<i>Leandra</i> sp.	*	2	*	*	*
MYRTACEAE					
<i>Myrceugenia euosma</i> (O.Berg) D.Legrand	Cambuí	1	A	Zoo	Si
<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O.Berg	Araçarana	1	A	Zoo	St
<i>Myrcia glomerata</i> (Cambess.) G.P.Burton & E.Lucas	Guamirim-ferro	1	A	Zoo	St
<i>Myrcia palustris</i> DC.	Jabuticaba-do-mato	8	A	Zoo	Si
<i>Myrcia retorta</i> Cambess.	Guamirim-ferro	1	A	Zoo	C
<i>Myrcia selloi</i> (Spreng.) N.Silveira	Cambuizinho-vermelho	5	A	Zoo	Si
<i>Myrrhinium atropurpureum</i> Schott	Pau-ferro	2	A	Zoo	St

Continuação...

PRIMULACEAE

<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	Capororoca	71	A	Zoo	P
--------------------------------------------------------	------------	----	---	-----	---

RHAMNACEAE

<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.	Fruto-de-pombo	2	A	Zoo	P
----------------------------------	----------------	---	---	-----	---

ROSACEAE

<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Pessegueiro-bravo	2	A	Zoo	Si
------------------------------------	-------------------	---	---	-----	----

RUTACEAE

<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Mamica-de-cadela	1	A	Zoo	Si
------------------------------------	------------------	---	---	-----	----

SAPINDACEAE

<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	Chal-chal	6	Arv	Zoo	Si
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Miguel-pintado	7	A	Zoo	St

SOLANACEAE

Solanaceae 1	*	1	*	*	*
Solanaceae 2	*	1	*	*	*
<i>Solanum variabile</i> Mart.	Jurubeba-velame	53	Arb	Zoo	P
<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal	Joá-manso	17	A	Zoo	P
<i>Solanum</i> sp. 1	*	2	*	*	*
<i>Solanum</i> sp. 2	*	2	*	*	*
<i>Solanum compressum</i> L.B.Sm. & Downs	Canema-mirim	5	A	Zoo	P
<i>Solanum lacerdae</i> Dusén	Uva-do-mato	1	Arb	Zoo	Si
<i>Solanum pseudocapsicum</i> L.	Ginjeira-do-brasil	7	Arb	Zoo	P
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	Peloteiro	1	A	Zoo	Si

SYMPLOCACEAE

<i>Symplocos tenuifolia</i> Brand	Pau-de-cangalha	2	A	Zoo	Si
-----------------------------------	-----------------	---	---	-----	----

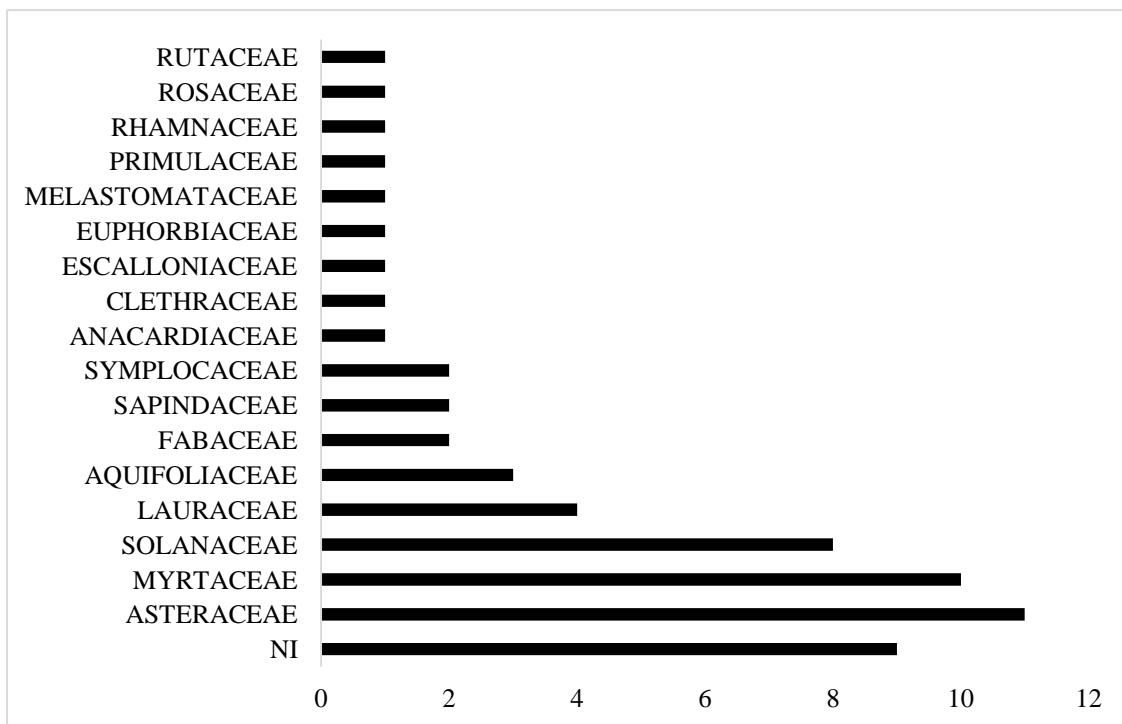
NI

*

A: Árvore; Arb: Arbusto; Arv: Arvoreta; Ane: Anemocórica; Aut: Autocórica; Zoo: Zoocórica; C: Clímax; P: Pioneira; Si: Secundária inicial; St: Secundária tardia.

Fonte: Elaborada pela autora (2022).

Figura 5. Famílias mais representativas das unidades amostrais na Fazenda Timbó/SC, nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.



Fonte: Elaborado pela autora (2022).

A família Asteraceae foi a mais frequente nas áreas avaliadas. Por serem a maioria dos indivíduos pioneiros e de dispersão anemocórica, seus diásporos são facilmente espalhados em áreas abertas. Souza *et al.* (2008) descrevem a família como tendo características do estágio inicial de sucessão ecológica, estando entre as principais famílias de plantas colonizadoras de áreas abertas. Além disso, esta família contribui de forma significativa para a abundância e riqueza de espécies nos estágios iniciais da restauração passiva pós-colheita de *Pinus taeda*.

Myrtaceae foi a segunda família com maior riqueza, possivelmente pela sua dispersão zoocórica, a qual é amplamente distribuída por animais que são atraídos por seus frutos. Segundo o estudo de Scherer *et al.* (2017) realizado no Parque Estadual do Itapuã-RS, a família Myrtaceae foi a melhor representada na regeneração natural da mata em questão, apresentando um IVI de 87,38% nas parcelas de capões avaliadas. Tabarelli e Peres (2002) descrevem as famílias Lauraceae e Myrtaceae como predominante de áreas em estágios mais avançados de regeneração por apresentarem espécies predominantemente zoocóricas, com frutos e sementes maiores, e tolerantes à sombra. Brito *et al.*, (2014) caracterizam a grande densidade de indivíduos das famílias Lauraceae e Myrtaceae como um indicativo do avanço

da maturidade da floresta. Porém, nessas áreas, a presença dessas famílias com maiores números de espécies não a torna uma floresta madura, pois a quantidade de indivíduos classificados como pioneiros são a grande maioria. Somente 8,70%, 9,70% e 1,10%, respectivamente nas idades de nove, 10 e 11 anos, são espécies secundárias iniciais, secundárias tardias e clímax, ou seja, o processo de recuperação está ocorrendo, há a presença de animais realizando a dispersão de alguns frutos e há a presença predominante de pioneiras.

Os gêneros de maior riqueza foram *Solanum* (oito), *Baccharis* (seis), *Ilex*, *Ocotea*, *Myrcia* e *Vernonanthura* (três). *Solanum* e *Baccharis* são apontados como gêneros colonizadores imediatos de áreas após perturbações, por isso, é comum a alta presença desses gêneros na área de estudo. Além disso, as famílias desses dois gêneros estão entre as cinco espécies com maior contribuição para a riqueza de áreas de restauração florestal no Planalto Catarinense (Ferreira *et al.*, 2013).

3.3.3 Indicadores Ecológicos

3.3.3.1 Número de espécies nativas regenerantes

O número de espécies nativas regenerantes variou de acordo com a idade em processo de restauração (Tabela 3). A idade de nove anos se assemelhou às demais por possuir grande quantidade de pioneiras e secundárias iniciais. Esses estágios vegetacionais possuem ampla dispersão de sementes e grande capacidade de regeneração, fatos característicos de áreas mais abertas e com clareiras. Porém, todas as idades estão enquadradas como “adequada” conforme o Quadro 1. Dessa maneira todas as idades pós-colheita de *Pinus taeda* apresentaram número de espécies maior que o proposto pela Resolução 32/2014 para áreas com 15 anos em processo de restauração. O estudo realizado por Fockink *et al.* (2022) em áreas pós-colheita de *Pinus taeda* no Planalto Serrano Catarinense contém as mesmas características que o presente estudo, e apresenta resultados de suficiência amostral apoiando a eficácia do método para indicador de riqueza florística, onde se tem número de espécies maior que o proposto para áreas em processo de restauração por período de 15 anos.

Tabela 3. Número de espécies nativas regenerantes e densidade de indivíduos por hectare, das unidades amostrais na Fazenda Timbó/SC, nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.

Idade da restauração	Nº de espécies	Valores de referência	Densidade (ind.ha ⁻¹)	Valores de referência
7	34	Adequado > 20	3.220	Adequado > 2.000
8	26	Adequado > 20	2.060	Adequado > 2.000
9	25	Adequado > 20	3.640	Adequado > 2.000

Fonte: Elaborada pela autora (2022).

3.3.3.2 Densidade de indivíduos nativos regenerantes

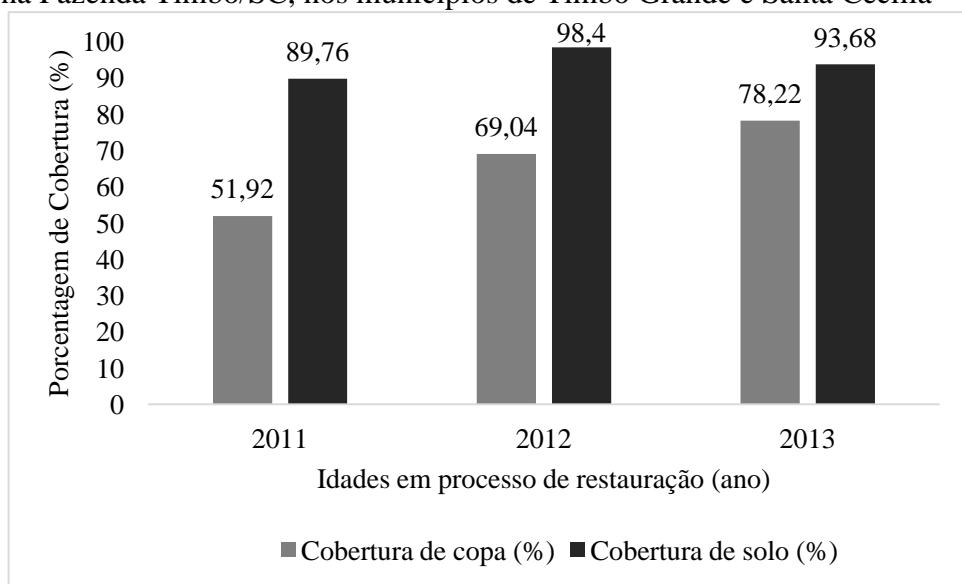
A densidade de indivíduos nativos regenerantes por hectare foi de 3.220, 2.060 e 3.640 respectivamente para 7, 8 e 9 anos. Os valores estão “adequados” de acordo com o Quadro 1. As idades 7 e 9 anos apresentaram grandes quantidades de indivíduos pioneiros, aumentando consequentemente a densidade. De acordo com Galvão e Medeiros (2002) a abertura de clareiras recentes em razão da colheita de povoamentos florestais propicia microclimas distintos, o que fornece o estabelecimento de vários grupos de espécies. A alta densidade de indivíduos nativos abrangidos por meio da restauração passiva é considerada como uma das principais vantagens desse método, pois viabiliza a colonização da área perturbada por espécies bem adaptadas às condições daquele local, maximizando as chances de sucesso da restauração (Rezende *et al.*, 2015; Brancalion *et al.*, 2015; Trentin, 2018).

3.3.3.3 Cobertura de copa e do solo

A cobertura de copa apresentou valores inferiores aos referenciados pela Resolução 32/2014. Independentemente da idade da área em regeneração, os valores adequados devem ser maiores que 80%. Nas três idades avaliadas, atingiu-se o nível “mínimo” de cobertura por copa (50-80%). Em relação à cobertura do solo por quaisquer formas de vida os valores foram superiores ao recomendado pela legislação, devido à abundância de gramíneas nativas da espécie *Homolepis glutinosa* (Sw.) Zuloaga e Soderstr (Figura 6). É possível que, a grande presença de gramíneas nas áreas, interfira no desenvolvimento inicial de espécies arbóreas pioneiras que necessitam de grande quantidade de luz para o seu desenvolvimento. A regeneração de 8 anos (2012) apresentou menor quantidade de indivíduos arbóreos/arbustivos e maior quantidade de gramíneas (98,4%), sendo que a alta presença de gramíneas pode estar restringindo a ocorrência de regenerantes arbóreos e arbustivos no local.

Gogosz *et al.* (2015) destacam que as espécies pioneiras, neste caso, as gramíneas possuem vantagem competitiva em ambientes com maior incidência de luz, como aberturas de clareiras na floresta. Além disso, as árvores de dossel são consideradas menos competitivas do que as espécies de sub-bosque, que tendem a sofrer mais com a competição das gramíneas. As espécies competitivas podem interagir com as outras de duas formas: uma é a interação por interferência, que é física e direta, e acontece quando um indivíduo impede de forma direta outros organismos de explorarem um recurso (Begon; Harper; Townsend; 1996), seus efeitos geralmente são negativos e podem ser de grande impacto (Miller, 1994). A outra é a competição por exploração, que ocorre quando uma espécie explora um recurso em comum com outra, mas sem contato direto com aquela espécie (Odum; Barret, 2007), seus efeitos podem ser positivos ou negativos (Miller, 1994).

Figura 6. Representação dos resultados dos indicadores cobertura de copa (%) e cobertura do solo (%) na Fazenda Timbó/SC, nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.



Fonte: Elaborado pela autora (2022).

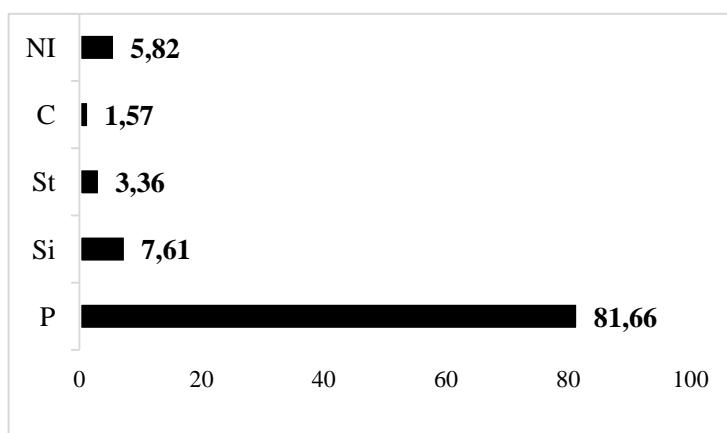
De acordo com Felfili *et al.* (2000) e Filgueiras (2008) a presença de gramíneas nativas em áreas de restauração promove vantagens em relação a introdução de espécies e a manutenção da flora e fauna, devido as condições de adaptação edafoclimáticas, diminuição da erosão, percolação de nutrientes e água, acúmulo de matéria orgânica. Além disso a cobertura vegetal fornecida pelas gramíneas às espécies arbóreas e arbustivas tem papel importante permitindo sua regeneração após ocorrência de geadas, e atua como facilitador para o estabelecimento e sobrevivência no período de inverno (Fockink *et al.*, 2022). Nesses

períodos de geadas recorrentes a mortalidade de indivíduos aumenta devido a menor formação de estratos primários e/ou pela presença de indivíduos novos de maior fragilidade, dessa forma as gramíneas atuam como protetoras/facilitadoras no estabelecimento e desenvolvimento dos indivíduos.

3.3.4 Caracterização das espécies

Das 51 espécies levantadas, 20 são pioneiras, 10 secundárias iniciais, seis secundárias tardias e seis clímax. As não identificadas totalizaram nove indivíduos (Figura 7).

Figura 7. Percentual de espécies por grupo ecológico na Fazenda Timbó/SC, nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.



Pioneira (P), secundária inicial (Si), secundária tardia (St), clímax (C) e não identificadas (NI).

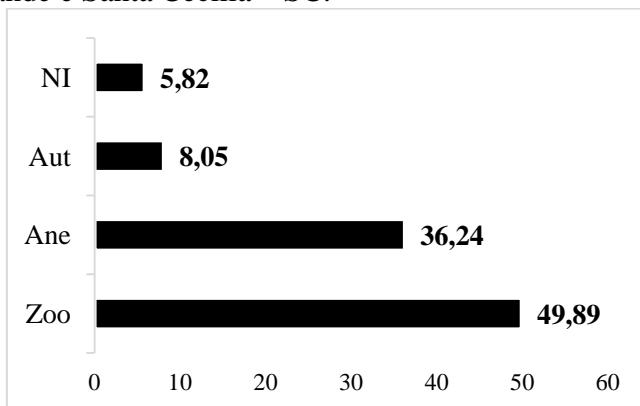
Fonte: Elaborada pela autora (2022).

A alta predominância de espécies pioneiras (81,66%) é comum pelo fato de serem indivíduos colonizadores. A área pós impacto (colheita de *P. taeda*) permaneceu sem cobertura vegetal, facilitando a instalação de indivíduos heliófitos. A predominância deste grupo ecológico em áreas de recuperação é fundamental, pois são espécies que influenciam na eficiência e na velocidade da cobertura do solo, aumentando a matéria orgânica do solo e criando condições favoráveis para o estabelecimento de espécies mais exigentes (Pereira *et al.*, 2012; Klippel *et al.*, 2015). Capazes de alterar o ambiente, tanto biótico como abiótico, as espécies pioneiras são de grande importância, possibilitando uma nova dinâmica sucessional (Tres; Reis, 2009).

No quesito síndrome de dispersão, espécies zoocóricas foram as mais encontradas representando 49,89% das espécies, seguidos por 36,24% de dispersão anemocórica e 8,05%

de dispersão autocórica (Figura 8). No estudo de Almeida *et al.* (2008) realizado em uma área de FOM, foram encontradas 39 espécies que apresentaram como síndrome predominante a zoocórica (66,67%), em que os autores destacam importante na formação da vegetação, sendo entrada e saída de propágulos realizados pela fauna.

Figura 8. Percentual de espécies por síndrome de dispersão na Fazenda Timbó/SC, nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.



Zoocórica (Zoo), anemocórica (Ane), autocórica (Aut) e não identificadas (NI)

Fonte: Elaborada pela autora (2022).

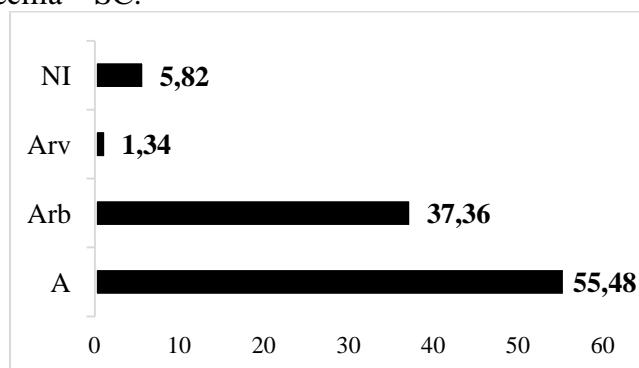
A maior quantidade de espécies zoocóricas está associada, principalmente, às espécies da família Myrtaceae. A presença destas espécies é essencial para os projetos de restauração passiva, em especial, por serem espécies associadas a atração da fauna, o que favorece o aumento das chances de recolonização por meio de novos propágulos, auxiliando no processo de sucessão florestal pela interação da fauna e flora (Negrini *et al.*, 2012; Ferreira *et al.*, 2013).

Carvalho (2010) discute que existem diversos fatores relacionados à presença de espécies zoocóricas, como por exemplo, há tendência de maior riqueza destas espécies em florestas primárias comparadas às secundárias e remanescentes perturbados ou em perturbação. Sendo que neste segundo caso, isso implica em problemas na regeneração e funcionamento das comunidades florestais. As espécies zoocóricas realizam a dispersão de seus frutos na estação chuvosa para que os frutos tenham maior atração à fauna em razão da umidade. Desta forma, a fauna, ainda que de maneira lenta, realiza a dispersão das espécies dentro do remanescente florestal.

Referente à forma de vida, mais da metade (55,48%) são árvores, 37,36% arbustos e 1,34% arvoretas (Figura 9). A porcentagem ocupando mais da metade de espécies arbóreas é relacionada com o valor de 81,66% de espécies pioneiras arbóreas, como o caso das espécies

Clethra scabra, *Mimosa scabrella*, *Myrsine coriacea* e *Solanum sanctae-cathariniae*. Os arbustos são o segundo grupo de forma de vida mais encontrados e, segundo Chazdon (2016), a abundância de arbustos é significativamente mais alta em florestas em regeneração jovens (10-15 anos após o abandono) do que em florestas maduras. Isto porque, em florestas maduras o IVI é distribuído entre várias espécies, com maior estabelecimento de equilíbrio competitacional, enquanto as florestas jovens tendem a ter maior IVI distribuídos em pouquíssimas espécies de estádios sucessionais iniciais, como os arbustos que possuem rápido desenvolvimento inicial e menos exigentes (Vale, Costa, Miranda, 2014).

Figura 9. Percentual de espécies por forma de vida na Fazenda Timbó/SC, nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.



Árvore (A), arbusto (Arb), arvoreta (Arv) e não identificadas (NI).

Fonte: Elaborada pela autora (2022).

3.3.5 Diversidade florística

A diversidade florística foi avaliada pelos índices de Shannon e equabilidade de Pielou, em que a idade de 9 anos apresentou menor diversidade. Os índices de equabilidade foram iguais para as idades de 8 e 9 anos, diferenciando apenas a idade de nove anos, como pode ser observado na Tabela 4.

Tabela 4. Resultados dos Índices de Shannon (H') e Equabilidade de Pielou (J') na Fazenda Timbó/SC, nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.

Idades (anos)	Shannon (H')	Pielou (J')
7	3,38	0,96
8	3,14	0,94
9	3,08	0,94

Fonte: Elaborada pela autora (2022).

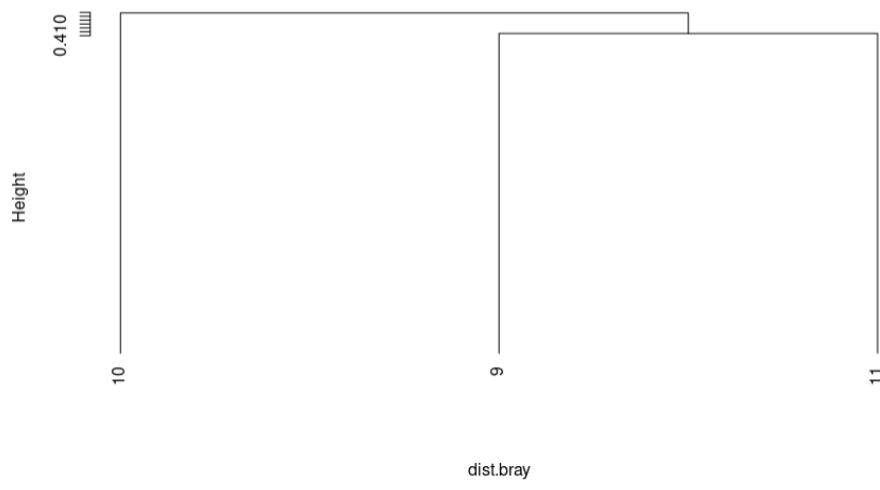
A diversidade de Shannon encontrada nas diferentes idades deste estudo apresentou valores superiores aos observados para a Floresta Ombrófila Mista secundária no estado de Santa Catarina, os quais variam entre 0,36 e 3,07 (Meyer *et al.*, 2013a). Também apresentaram valores semelhantes aos observados em área de restauração passiva pós-colheita de *Pinus taeda* entre três e 12 anos (3,55 e 3,80) (Fockink *et al.*, 2022), dois anos, entre 0,56 e 3,52 (Secco *et al.*, 2019) e dez anos, 2,91 (Stedille *et al.*, 2018). Os valores de equabilidade de Pielou encontrados para todas as idades neste estudo foram superiores aos descritos por Secco *et al.* (2019) e Stedille *et al.* (2018) em áreas de restauração passiva pós-colheita de *Pinus taeda* (0,80 e 0,82). Segundo Meyer *et al.* (2013b), os valores de equabilidade de Pielou para a Floresta Ombrófila Mista secundária variam entre 0,55-1,00.

Neste contexto, os resultados de diversidade florística encontrados neste estudo em todas as idades em processo de restauração, demonstram valores satisfatórios, indicando que as áreas apresentam alto valor para a conservação da diversidade biológica, pois as espécies são semelhantemente abundantes, não ocorrendo uma única ou poucas espécies que dominam o ambiente.

3.3.6 Similaridade florística

A análise de similaridade florística pode ser avaliada de acordo com a Figura 10 abaixo. A separação dos transectos ocorreu ao nível de 41% de dissimilaridade. A maior similaridade ocorre com as idades sete e nove anos, mostrada pela formação de um grupo. A característica desse grupo é a maior presença de indivíduos arbóreos e arbustivos, modo de vida pouco existente na área de 8 anos, já que possui grande quantidade de gramíneas nativas cobrindo todo solo, impedindo maior estabelecimento de espécies pioneiras que necessitam de maior incidência solar para regenerarem.

Figura 10. Dendrograma de similaridade florística com base no método de Bray-Curtis na Fazenda Timbó/SC, nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.



Fonte: Autora (2022).

3.4 CONCLUSÃO

Dos três indicadores avaliados, apenas a cobertura do solo por copa apresentou adequação “mínima”, sendo necessários estímulos ambientais para que chegue ao nível superior. Os indicadores número de espécies nativas regenerantes e densidade de indivíduos nativos por hectare apresentaram valor de referência “adequado”.

Em relação as espécies, há predominância de espécies pioneiras, zoocóricas e de forma de vida “árvore”, caracterizando um processo de estágio sucesional inicial. Os indicadores de diversidade florística demonstram alta diversidade e baixa dominância de uma ou poucas espécies presentes na área de estudo.

REFERÊNCIAS

AIDE, T. M.; ZIMMERMAN, J. K.; PASCARELLA, J. B.; RIVERA, L.; MARCANO-VEGA, H. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. **Restoration Ecology**, Washington, v. 8, n. 4, p. 328-338, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2000.80048.x>.

ALMEIDA, S. R; WATZLAWICK, L. F.; MYSZKA, E.; VALERIO, A. F. Florística e síndromes de dispersão de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista em sistema faxinal. **Ambiência - Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais**, v. 4, n. 2, p.289-297, 2008. ISSN 2175-9405 (Online).

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. DE M.; SPAROVEK, G. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. DOI: [10.1127/0941-2948/2013/0507](https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507).

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

AQUINO, F. G.; ALBUQUERQUE, L. B.; ALONSO, A. M.; LIMA, J. E. F. W.; SOUSA, E. S. **Cerrado: restauração de matas de galeria e ciliares**, Brasília: Embrapa Cerrados. 2012. 40p.

BARBIERI, R.L; HEIDEN, G.; Árvores de São Mateus do Sul e região: ed. Brasília, DF: **Embrapa Informação Tecnológica**, p. 45-57, 2009.

BATISTA, F. **Diagnóstico florístico e mapeamento de locais críticos em áreas de preservação permanente em função do índice de diversidade de Shannon**. 2012. 95 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2012.

BEGON, M.; HARPER, J. L.; TOWNSEND, C. R. **Ecology: individuals, populations and communities**. 2^a ed. Oxford: Blackwell Science, 1996. 1068 p.

GOGOSZ, A. M.; BOEGER, M. R. T.; COSMO, N. L. A.; NOGUEIRA, C. Morfologia de diásporos e plântulas de espécies arbóreas da floresta com araucária, no Sul do Brasil. **Floresta**, v. 45, n. 4, p. 819-832, 2015. ISSN 1982-4688.
doi:<http://dx.doi.org/10.5380/rf.v45i4.35017>.

BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração Florestal**. Ed. 1. São Paulo: Editora Oficina de Textos, 2015. 432p.

BRITO, P. S.; CARVALHO, F. A. Estrutura e diversidade arbórea da Floresta Estacional Semidecidual secundária no Jardim Botânico da Universidade Federal de Juiz de Fora. **Rodriguésia**, v. 65, n. 4, p. 817-830, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/2175-7860201465402>.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field & laboratory methods for general ecology**. 2. ed. Iowa: Wm. C. Brown Publishers, 1984.

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

CAMPANILI, M; SCHÄFFER, W.B.; **Mata Atlântica: manual de adequação ambiental**. Brasília: MMA/SBF, 2010. 96 p.

CARDOSO, J. T. A Mata Atlântica e sua conservação. **Encontros Teológicos**, v.31, n.3, p. 441-458, 2016. DOI: <https://doi.org/10.46525/ret.v31i3.509>.

CARVALHO, F. A. Síndromes de dispersão de espécies arbóreas de florestas ombrófilas submontanas do estado do Rio de Janeiro. **Revista Árvore**, v. 34, n. 6, p. 1017–1023, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622010000600007>.

CHAZDON, R. L. **Second growth: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation**. The University of Chicago. 430p. 2016.

COHEN, J. E. Human population: the next half century. **Science**, v. 302, p.1 172-1175, 2003. DOI: [10.1126/science.1088665](https://doi.org/10.1126/science.1088665).

COSTA, C. C.; GOMES, L. J.; ALMEIDA, A. P. Seleção de indicadores de sustentabilidade em fragmentos florestais de Mata Atlântica na bacia hidrográfica do Rio Poxim-SE por meio do geoprocessamento. **Revista eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Digital**, v. 18, n. 2, p. 209-2019, 2014. DOI: <https://doi.org/10.5902/2236117011248>.

DURIGAN, G. **Métodos para análise de vegetação arbórea**. In: CULLEN JR., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Orgs.). Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. Curitiba: Editora UFPR, p. 455-479, 2003.

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. **Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais**. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (orgs.). Restauração ecológica de ecossistemas naturais. Botucatu: Fepaf, 2003.

EPAGRI/CLIMERH - Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina. **Atlas climatológico do Estado de Santa Catarina**. 13p. 2003. Disponível em: https://ciram.epagri.sc.gov.br/ciram_arquivos/atlasClimatologico/atlasClimatologico.pdf. Acesso em: 18 maio 2022.

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

FERREIRA, P. I.; GOMES, J. P.; BATISTA, F.; BERNARDI, A. P.; COSTA, N. C. F.; BORTOLUZZI, R. L. C.; MANTOVANI, A. Espécies potenciais para recuperação de áreas de preservação permanente no planalto catarinense. **FLORAM**, v. 20, n. 2, p. 173-182, 2013. DOI: <https://doi.org/10.4322/floram.2013.003>.

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

FLORA DO BRASIL 2022. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 17 jun. 2022.

FOCKINK, G. D.; ZANGALLI, C.; OLIVEIRA, E.; LUZ, M. S. L.; GOES, M. P.; SILVA, A. C.; FLORIANI, M. M. P.; NICOLETTI, M. F.; KANIESKI, M. R. Ecological indicators of passive restoration in South Brazil's Atlantic Forest areas with former *Pinus taeda* L. plantations. **Ecological Engineering**, v. 179, p. 106604. 2022. DOI <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106604>.

FREITAS, A. V. L.; LEAL, I. R.; UEHARA-PRADO, M.; IANNUZZI, L. Insetos como indicadores de conservação da paisagem. In: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO H. G.; VAN SLUYS, M.; ALVES, M. **Biologia da Conservação**. (Eds.) Rio de Janeiro: Editora da UERJ, 2006. p. 201-225.

GALVÃO, F. **Métodos de levantamento fitossociológico**. In: A vegetação natural do Estado do Paraná. Curitiba: IPARDES, CTD, 1994.

GALVÃO, A. P. M.; MEDEIROS, A. C. S. **A restauração da Mata Atlântica em áreas de sua primitiva ocorrência natural**. Embrapa Florestas, 2002. 134p.

GOMEZ-APARICIO, L.; ZAMORA, R.; GÓMEZ, J. M.; HÓDAR, J. A.; CASTRO, J.; BARAZA, E. Applying plant facilitation to forest restoration: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. **Ecological Applications**, v. 14, n. 4, p. 1128-1138, 2004. DOI: <http://dx.doi.org/10.1890/03-5084>.

GORENFLO, L. J., ROMAINE, S., MITTERMEIER, R. A. & PAINEMILLA-WALKER, K. Co-occurrence of linguistic and biological diversity in biodiversity hotspots and high biodiversity wilderness areas. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 109:8032-8037, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1117511109>.

HIGUCHI, P., SILVA, A. C., FERREIRA, T. S., SOUZA, S. T., GOMES, J. P., SILVA, K. M. SANTOS, K. F., LINKE, C., PAULINO, P. S., 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**, v. 22, n. 1, p. 79-90, 2012. DOI: <https://doi.org/10.5902/198050985081>.

HOPPER, S. D.; SILVEIRA, F. A. O.; FIEDLER, P. L. Biodiversity hotspots and Ocbil theory. **Plant and Soil**, v. 403, n. 1/2, p. 167-216, 2016. DOI: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11104-015-2764-2>.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos. 2a ed. Rio de Janeiro, 275p. 2012a.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: Fundação IBGE, 217p. 2012b.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**: sistema fitogeográfico: inventário das formações florestais e campestres: técnicas e manejo de coleções botânicas: procedimentos para mapeamentos. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012c.

KERSTEN, R. A.; GALVÃO, F. **Suficiência amostral em inventários florísticos e fitossociológicos**. In: FELFILI, J. M. et al. (Eds.). Fitossociologia no Brasil: Métodos e estudos de casos. Viçosa: Editora UFV, 2011. p. 153-176.

KIERAS, W. S.; ACCIOLY, Y.; MACHADO, S. A. Análise estrutural e dinâmica de *Gymnanthes klotzschiana* (Müll. Arg.) em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista. **Scientia Agraria Paranaensis**, v. 17, n. 1, p. 71-79, 2018. DOI: [10.18188/sap.v17i1.16267](https://doi.org/10.18188/sap.v17i1.16267).

KLIPPEL, V. H.; PEZZOPANE, J. E. M.; SILVA, G. F.; CALDEIRA, M. V. W.; PIMENTA, L. R.; TOLEDO, J. V. Avaliação de métodos de restauração florestal de mata de tabuleiros-ES. **Revista Árvore**, v. 39, n. 1, p. 69-79, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/0100-67622015000100007>.

LETCHER, S. G.; CHAZDON, R. L. Rapid Recovery of Biomass, Species Richness, and Species Composition in a Forest Chronosequence in Northeastern Costa Rica. **Biotropica**, v. 41, n. 5, p. 608 - 617, 2009. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00517.x>.

LEWINSOHN, T. **Síntese do conhecimento atual da biodiversidade brasileira**. In: _____ (Org). Avaliação do estado do conhecimento da biodiversidade brasileira. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, p. 21-109, 2006.

LIMA, A. A.; LIMA, W. L.; BERBARA, R. L. L. **Diversidade da mesofauna de solo em sistemas de produção agroecológica**. In: Congresso Brasileiro de Agroecologia, 1, 2003. Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre: EMATER/RS-ASCAR, 2003. CD-ROM.

LIMA, P. A. F.; PACHÊCO, B. S.; SOUSA, S. R.; GATTO, A.; AQUINO, F. G.; ALBUQUERQUE, L. B. **Indicadores Ecológicos: ferramentas para o monitoramento do processo de restauração ecológica**. Embrapa Cerrados. Planaltina, DF. 2015

MALUCHE, C. R. D.; SANTOS, J. C. P.; SINHORATI, D.; AMARENTE, C. V. T. do BARETTA, D. **Fauna edáfica como bioindicadora da qualidade do solo em pomares de macieiras conduzidos nos sistemas orgânico e convencional**. In: Congresso Brasileiro de Agroecologia, 1, 2003. Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre: EMATER/RS-ASCAR, 2003.

MARGULES, C. R.; A. O. NICHOLLS.; R. L. PRESSEY. Selecting networks of reserves to maximise biological diversity. **Biological conservation**, v. 43, n.1, 63-76, 1988. DOI: [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(88\)90078-X](https://doi.org/10.1016/0006-3207(88)90078-X).

MCGEOCH, M. A.; SITHOLE, H.; SAMWAYS, M. J.; SIMAIKA, J. P.; PRYKE, J. S.; PICKER, M.; UYS, C.; ARMSTRONG, A. J.; DIPPENAAR-SCHOEMAN, A. S.; ENGELBRECHT, I.A.; BRASCHLER, B.; HAMER, M. Conservation and monitoring of invertebrates in terrestrial protected areas. **Koedoe**, v. 53, p. 1-13, 2011. DOI: <http://dx.doi.org/10.4102/koedoe.v53i2.1000>.

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.

MEYER, L., GASPER, A.L., SEVEGNANI, L., SCHORN, L.A., VIBRANS, A.C. **Regeneração natural da Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina.** In: VIBRANS, A.C., SEVEGNANI, L., GASPER, A.L., LINGNER, D.V. (Eds). Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, vol. III, Floresta Ombrófila Mista. Blumenau: Edifurb, pp. 191-212. 2013a.

MEYER, L., SEVEGNANI, L., GASPER, A.L., SCHORN, L.A., VIBRANS, A.C., LINGNER, V., SOBRAL, A., KLEMZ, G., SCHIMIDT, R., ANASTÁCIO JUNIOR, C., BROGNI, E. **Fitossociologia do componente arbóreo/arbustivo da Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina.** In: VIBRANS, A.C., SEVEGNANI, L., GASPER, A.L., LINGNER, D.V. (Eds). Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, vol. III, Floresta Ombrófila Mista. Blumenau: Edifurb, pp. 157-189. 2013b.

MILLER, T. E. Direct and indirect species interactions in an early old-field plant community. **American Naturalist**, v. 143, p. 1007-1025, 1994.

MIYAMURA, F. Z.; MANFRA, R.; FRANCO, G. A. D. C.; ESTEVES, R.; DE SOUZA, S. C. P. M.; IVANAUSKAS, N. M. Influência de espécies exóticas invasoras na regeneração natural de um fragmento florestal urbano. **Scientia Plena**, v. 15, n. 8, p. 082401-1, 2019. DOI [10.14808/sci.plena.2019.082401](https://doi.org/10.14808/sci.plena.2019.082401).

MMA – Ministério do Meio Ambiente. **Mata Atlântica**. Brasília, 2016. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/biomass/mata-atlantica>. Acesso em: 16 maio 2022.

MUYLAERT, R. L.; VANCINE, M. H.; BERNARDO, R.; OSHIMA, J. E. F.; SOBRAL-SOUZA, T.; TONETTI, V. R.; NIEBUHR, B. B.; RIBEIRO, M. C. Uma nota sobre os limites territoriais da Mata Atlântica. **Oecologia Australis**, v. 22, n. 3, p. 302-311, 2018. DOI: [10.4257/oeco.2018.2203.09](https://doi.org/10.4257/oeco.2018.2203.09).

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B. DA.; KENT, J. Biodiversity *hotspots* for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853- 858, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1038/35002501>.

NEGRINI, M.; AGUIAR, M. D. de.; VIEIRA, C. T.; SILVA, A. C.; HIGUCHI, P. Dispersão, distribuição espacial e estratificação vertical da comunidade arbórea em um fragmento florestal no Planalto Catarinense. **Revista Árvore**, v. 36, n. 5, p. 919-929, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622012000500014>.

NICHOLS, E., LARSEN, T., SPECTOR, S., DAVIS, A.L., ESCOBAR, F., FAVILA, M. & VULINEC, K. Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: A quantitative literature review and meta-analysis. **Biological Conservation**, v. 137, p. 1-19. 2007. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2007.01.023>.

NIEMI, G.; MCDONALD, M. Application of ecological indicators. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 35, p. 89-111. 2004. DOI: [10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130132](https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130132).

ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos da ecologia**. São Paulo: Thompson Learning, 2007. 612 p.

OKSANEN, J. *et al.* **Vegan: community ecology package**. 2019. DOI: <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.vegan>. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>. Acesso em: 09 jul. 2022.

OLIVEIRA, M. A., GOMES, C. F. F., PIRES, E. M., MARINHO, C. G. S., DELLA LUCIA, T. M. C. Bioindicadores ambientais: insetos como um instrumento desta avaliação. **Revista Ceres**, v. 61, p. 800-807, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/0034-737x201461000005>.

PEARCE, J. L.; VENIER, L. A. The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: a review. **Ecological Indicators**, v. 6, n. 4, p. 780-793, 2006. DOI; <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.03.005>.

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**, v. 1, n. 4, p. 138-148, 2012.

PIAIA, B. B.; ROVEDDER, A. P. M.; PROCKNOW, D.; CAMARGO, B.; GAZZOLA, M. D.; CRODA, J. P.; STEFANELLO, M. DE M. Natural regeneration as an indicator of ecological restoration by applied nucleation and passive restoration. **Ecological Engineering**, v. 157, 105991, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105991>.

PIELOU, E. C. Species diversity and pattern diversity in the study of ecological succession. **Journal of Theoretical Biology**, v.10, n.2, p. 370-383, 1966.

PIOVESAN, J. C.; HATAYA, R.; PINTO-LEITE, C. M.; RIGUEIRA, D. M. G.; MARIANO-NETO, E. Processos ecológicos e a escala da paisagem como diretrizes para projetos de restauração ecológica. **Revista Caititu**, v. 1, n. 1, p. 57–72, 2013. DOI; <https://doi.org/10.7724/caititu.v1i1.5278>.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. 2019.

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

REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURG, B. B. N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G. A.; MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hopespot: an opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018. DOI: [10.1016/j.pecon.2018.10.002](https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002).

REZENDE, C. L.; UEZU, A.; SCARANO, F. R.; ARAUJO, D. S. D. Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, p. 2255-2272, 2015. DOI: [10.1007/s10531-015-0980-y](https://doi.org/10.1007/s10531-015-0980-y).

RIGUEIRA, D. M. G.; MARIANO-NETO, E. Monitoramento: uma proposta integrada para avaliação do sucesso em projetos de restauração ecológica em áreas florestais brasileiras. **Revista Caititu**, v.1, n. 1, p. 73–88, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.7724/caititu.2013.v1.n1.d06>.

ROLIM, S. G.; PIOTTO, D. **Silvicultura e Tecnologia de Espécies da Mata Atlântica**. Belo Horizonte: Editora Rona, 2018. 160p.

RONCHI, D. L.; DUARTE, S. W.; SCHORN, L. A. Composição e estrutura da regeneração natural em até nove anos após a extração de *Eucalyptus grandis* Hill ex. Maiden no Vale do Itajaí, SC. **Ciência Florestal**, v. 30, n. 2, p. 380-395, 2020. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509834011>.

RUIZ-JAEN, M. C.; AIDE, T. M. Restoration success: how is it being measured? **Restoration Ecology**, Malden, v. 13, n. 3, p. 569-577, 2005. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1526-100X.2005.00072.x>.

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.

SCHERER, A.; MARASCHIN-SILVA, F.; BAPTISTA, L. R. de M. Florística e estrutura do componente arbóreo de matas de restinga arenosa no Parque Estadual de Itapuã, RS, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, n. 4, p. 717-726, 2005. DOI: [10.1590/S0102-33062005000400006](https://doi.org/10.1590/S0102-33062005000400006).

SCHILLING, A. C.; BATISTA, J. L. F.; COUTO, H. Z. Ausência de estabilização da curva de acumulação de espécies em florestas tropicais. **Ciência Florestal**, v. 22, n. 1, p. 101-111, 2012. DOI: <https://doi.org/10.5902/198050985083>.

SECCO, R. T.; ACRA, L. A.; CARAIOLA, M. Regeneração natural em área de corte raso de *Pinus taeda* L. **Ciência Florestal**, v. 29, n. 1, p. 208-220, 2019. DOI: <https://doi.org/10.5902/198050987521>.

SEGER, C. D.; DLUGOSZ, F. L.; KURASZ, G.; MARTINEZ, D. T.; RONCONI, E.; MELO, L. A. N.; BITTENCOURT, S. M.; BRAND, M. A.; CARNIATTO, I.; GALVÃO, F.; RODERJAN, C. V. Levantamento florístico e análise fitossociológica de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista localizado no município de Pinhas, Paraná – Brasil. **Revista Floresta**, v. 35, n. 2, p. 291-302, 2005.

SOARES-FILHO, B. S.; SILVESTRINI, R.; NEPSTAD, D.; BRANDO, P.; RODRIGUES, H.; ALENCAR, A.; COE, M.; LOCKS, C.; LIMA, L.N.; VIANA, L. Forest fragmentation, climate change and understory fire regimes on the Amazonian landscapes of the Xingu headwaters. **Landscape Ecology**, v. 27, p. 585-599, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9723-6>.

STEDILLE, L. I. B.; GOMES, J. P.; COSTA, N. C. F.; VARGAS, O. F.; LUZ, L.; MANTOVANI, A. Passive restoration of Mixed Ombrophilous Forest a decade after forest plantation removal in the South of Brazil. **Floresta**, v. 48, n. 4, p. 523-534, 2018. DOI: [10.5380/rf.v48i4.55319](https://doi.org/10.5380/rf.v48i4.55319).

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL SCIENCE & POLICY WORKING GROUP. The SER International Primer on Ecological Restoration. 2004. Disponível em: https://www.ctahr.hawaii.edu/littonc/PDFs/682_SERPrimer.pdf. Acesso em: 02 maio 2023.

TABARELLI, M.; PERES, C. A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. **Biological Conservation**, v. 106, n. 2, p. 165-176, 2002. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00243-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00243-9).

THOMANZINI, M. J.; THOMANZINI, A. P. B. W. A fragmentação florestal e a diversidade de insetos nas florestas tropicais úmidas. Rio Branco: EMBRAPA. Acre, 2000. 21p. Circular Técnica, 57.

TRENTIN, B. E. **A nucleação como alternativa à restauração passiva e ao reflorestamento com nativas para a restauração florestal**. 2018. 177f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Faculdade de Ciências Agronômicas da Unesp, Campus de Botucatu, Botucatu, 2018.

VALE, I.; COSTA, L. G. S.; MIRANDA, I. S. Espécies indicadas para a recomposição da floresta ciliar da sub-bacia do rio Peixe-Boi, Pará. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 3, p. 573-582, 2014. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509815736>.

VAN DER PIJL, L. **Principles of Dispersal in Higher Plants**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 1982.

WADT, P. G. S. **Práticas de conservação do solo e recuperação de áreas degradadas**. Rio Branco: Embrapa Acre, 2003.

WINK, C.; GUEDES, J. V. C.; FAGUNDES, C. K.; ROVEDDER, A. P. Insetos edáficos como indicadores da qualidade ambiental. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v.4, n.1, p. 60-71, 2005. ISSN 1676-9732.

ZANGALLI, C. **Ecological indicators for areas in process of forest restoration in Mixed Ombrophilous Forest after harvest of Pinus spp. in the state of Santa Catarina**. 2020. 152f. Qualification (Master in Forest Engineering) – Santa Catarina State University. Post-Graduate Program in Forestry, Lages, SC, 2020.

4 CAPÍTULO II – ORDENS LEPIDOPTERA E HYMENOPTERA COMO INDICADORES DE QUALIDADE AMBIENTAL

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi avaliar a qualidade ambiental de áreas com diferentes coberturas florestais na Floresta Ombrófila Mista por meio de bioindicadores (Formigas e borboletas). Para os himenópteros foi determinado um transecto de 400 metros dividido em duas áreas (*Pinus taeda* e área em processo de recuperação florestal), ambas as áreas com 12 anos de idade. A cada 20 m foram instaladas quatro armadilhas do tipo *pitfall*, totalizando 80 armadilhas (40 armadilhas em cada área), as quais permaneceriam em campo por 48 horas. Após as duas coletas destas, foram identificadas a nível de gênero e avaliados os índices de diversidade e índice de equitabilidade. Já para os lepidópteros foram selecionados três locais, área de recuperação florestal, área de preservação permanente e área de *Pinus taeda*. Em cada um destes foram instaladas 15 armadilhas do tipo *Van-Someren Rydon*, totalizando 45 armadilhas que permaneceram em campo por 48 horas com iscas atrativas. Os lepidópteros obtiveram um total de 58 indivíduos, 40 na área de APP, 8 na regeneração e 10 na área de *P. taeda*. Quanto à diversidade, a APP apresentou índice 1,47 para Shannon e 0,82 para Pielou, demonstrando ser a área com maior diversidade de espécies, tendo distribuição uniforme. Ao contrário desse resultado está a área de Pinus com 0,32 para Shannon e 0,46 para Pielou, indicando local com baixa diversidade e baixa distribuição desses poucos indivíduos. Já com os himenópteros o total coletado foi de 118 indivíduos. A subfamília Formicinae apresentou 45 indivíduos, tanto no *P. taeda* como na regeneração e a subfamília Ponerinae 23 indivíduos em *P. taeda* e cinco na regeneração. Quanto ao índice de diversidade, a riqueza foi baixa em ambos os locais, com apenas duas subfamílias identificadas, mas a área de *Pinus taeda* com maior quantidade de indivíduos apresentou valores de 0,64 para Shannon e 0,92 para Pielou indicando ampla distribuição pelo local.

Palavras-chave: Bioindicadores. Iscas atrativas. Nidificação.

ABSTRACT

The objective of this study is to evaluate the potential of ants (Hymenoptera: Formicidae) and butterflies (Lepidoptera) as indicators of ecology in areas with different coverage in the Mixed Ombrophylous Forest of Santa Catarina. The order of Hymenopteros, a transect of 400 meters, was divided into two areas (one of *Pinus taeda* and the other in the process of forest recovery), both areas with 12 years. Four pitfall traps were installed every 20 m, remaining in the field for 48 hours. After the two collections, the gender level was identified, and the diversity and evenness indexes were evaluated. As for the Lepidoptera order, three sites were selected: forest recovery area, permanent preservation area, and *Pinus taeda* area. In each of these, 15 traps of the Van-Somerden Rydon type were installed, totaling 45 traps. They remained in the field for 48 hours with attractive baits. The Lepidoptera obtained a total of 58 individuals: 40 in the APP area, 8 in the protective area, and 10 in the *Pinus taeda* area. As for diversity, the APP presented an index of 1.47 for Shannon and 0.82 for Pielou, proving to be the area with the greatest diversity of species and uniform distribution. Contrary to this result, the Pinus area has 0.32 for Shannon and 0.46 for Pielou, indicating a place with low diversity and low distribution of these few individuals. With the Hymenoptera, the total collected was 118 individuals. The subfamily Formicinae had 45 individuals, both in *P. taeda* and in regeneration, and in Ponerinae, 23 in *P. taeda* and 5 in regeneration. As for the diversity index, richness was low in both locations, with only two subfamilies identified. However, the *Pinus taeda* area with the highest number of individuals showed values of 0.64 for Shannon and 0.92 for Pielou, indicating wide distribution throughout the site.

Palavras-chave: Bioindicators. Attractive baits. Nesting.

4.1 INTRODUÇÃO

A fragmentação florestal representa um dos principais impactos ambientais provenientes da exploração excessiva e desordenada do uso do solo, devido principalmente as ações antrópicas (Lima; Rocha, 2011). O bioma Mata Atlântica atualmente encontra-se altamente fragmentado, formado por remanescentes pequenos e isolados, o que ocasiona a perda de diversidade de habitats (Miyamura *et al.*, 2019). De acordo com Vibrans *et al.* (2021), no estado de Santa Catarina 60% da área total do estado é destinado às atividades de origem antropogênica, ou seja, somente 40% da área total do estado é composto por coberturas florestais e outras formações naturais.

Espécies bioindicadoras fornecem informações sobre a qualidade do ambiente, seu uso baseia-se na hipótese de que as alterações do ambiente são integradas ou refletidas pelo status atual ou tendências na diversidade e abundância de uma ou mais espécies que vivem naquele local (Bartell, 2006; Bonanno; Vymazal, 2007; Zukal *et al.*, 2015). Essas espécies bioindicadoras são de grande importância para detectar mudanças e têm o potencial de avaliar a saúde dos ecossistemas antes que sua funcionalidade seja comprometida, fornecendo respostas biológicas que são capazes de orientar os profissionais da área política e ambiental (Khatri; Tyagi, 2015; Bonanno; Orlando-Bonaca, 2017).

Segundo Thomanzini e Thomanzini (2002), os insetos são considerados bons bioindicadores das condições ambientais, devido a sua grande diversidade de espécies e habitat, além da sua importância nos processos biológicos dos ecossistemas naturais. São adaptados a vários tipos de ambientes, estando presentes em quase todos os ecossistemas, o que justifica sua riqueza de espécies (Gullan; Cranston, 2017). Cinco ordens são tratadas como megadiversas por apresentar, cada uma, mais de 30 mil espécies descritas, sendo elas: Coleoptera, Diptera, Lepidoptera, Hymenoptera e Hemiptera (Rafael *et al.*, 2012).

Na Ordem Lepidoptera têm-se as borboletas e mariposas, caracterizadas pelas asas membranosas cobertas com escamas (Gullan; Cranston, 2017). Além de ser um dos grupos de invertebrados mais estudados, nas últimas décadas houve um aumento considerável no número de estudos publicados empregando armadilhas com iscas atrativas para capturar borboletas, incluindo locais e inventários regionais de borboletas, guias de campo, estudos sobre população, comunidade, ecologia entre outros (Bonebrake *et al.* 2010; Freitas *et al.* 2014; Devries *et al.* 2016). Por conta da avaliação rápida da diversidade local (Daily; Ehrlich, 1995), elas têm sido consideradas um bom modelo para estudar modificação de habitat, devido a facilidade de amostragem e identificação (Brown, 1991).

Já a Ordem Hymenoptera, que compreende as formigas, abelhas e vespas, é considerada uma das maiores ordens, com cerca de 115.000 espécies descritas e 250.000 estimadas (Hanson; Gauld, 2006). As formigas são bioindicadoras ambientais que formam colônias complexas, com grande disponibilidade de alimentos, o que permite a interação destas com diversos outros organismos (Uppstrom, 2010). A riqueza e a diversidade de espécies de formigas tendem a aumentar de acordo com a complexidade dos ambientes, devido a uma maior disponibilidade de nichos presentes. Em razão da conexão entre os organismos e as características dos habitats, as formigas têm sido utilizadas como ferramentas no monitoramento ambiental de áreas perturbadas (Pereira *et al.*, 2007). Fatores como qualidade de recursos, complexidade física e microclimas são peculiares para cada espécie e essas características selecionam a ocorrência de formigas com comportamento, tamanho e diversidade diferenciada, que irão se distribuir entre os estratos de acordo com suas próprias exigências, afetando os padrões de distribuição e abundância das espécies (Podgaiski; OTT; Ganade, 2007).

Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a qualidade ambiental de áreas com diferentes coberturas florestais na Floresta Ombrófila Mista por meio de bioindicadores (Formigas e borboletas).

4.2 HIPÓTESES

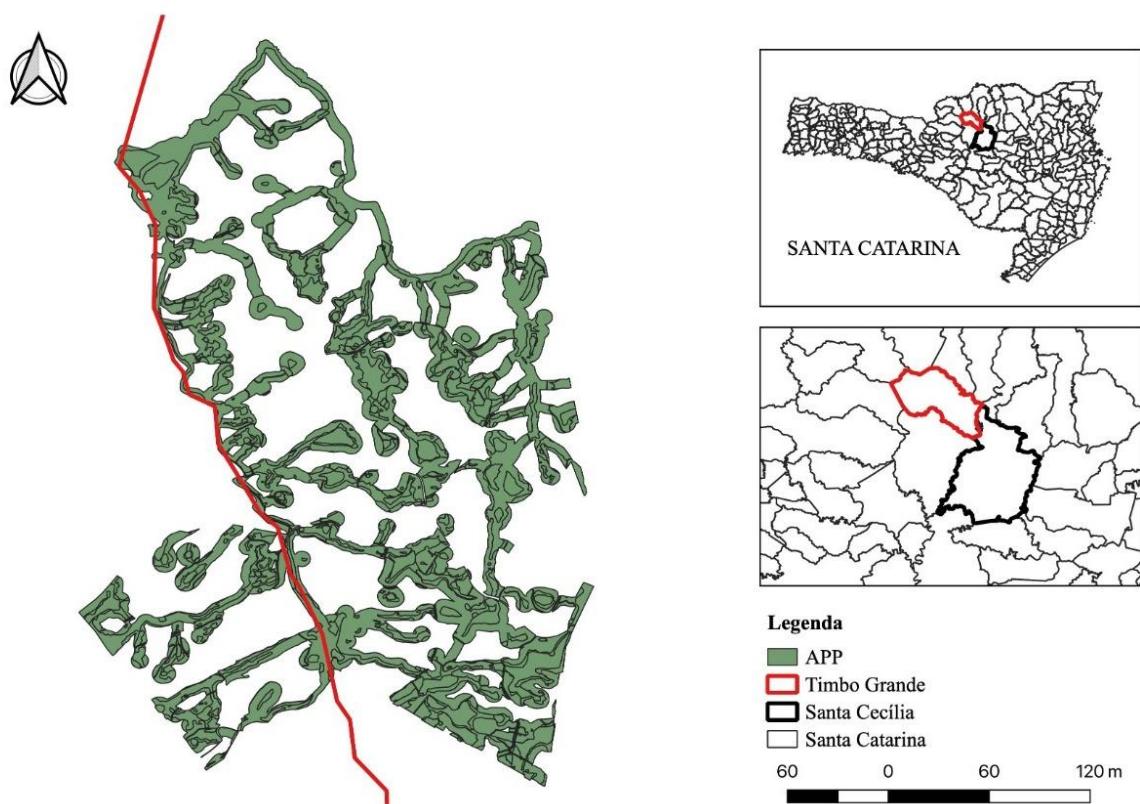
- As áreas em regeneração e de preservação permanente apresentam maior diversidade de Lepidópteros frugívoros pela atração por espécies florais quando comparadas com áreas com povoamento de *Pinus taeda*, assim como os locais apresentarão diferenças entre si;
- Espera-se que a área com regeneração apresente maior diversidade de gêneros fauna de himenópteros que a área de povoamento de *Pinus taeda*.

4.3 MATERIAL E MÉTODOS

4.3.1 Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado nos municípios de Timbó Grande/SC e Santa Cecília/SC, nas fazendas Timbó 1 e 2, pertencentes à empresa Klabin S.A. A fazenda possui uma área total de 879,85 hectares, contendo 151,84 ha de área de preservação permanente (Figura 11).

Figura 11. Mapa de localização da Fazenda Timbó/SC, nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.



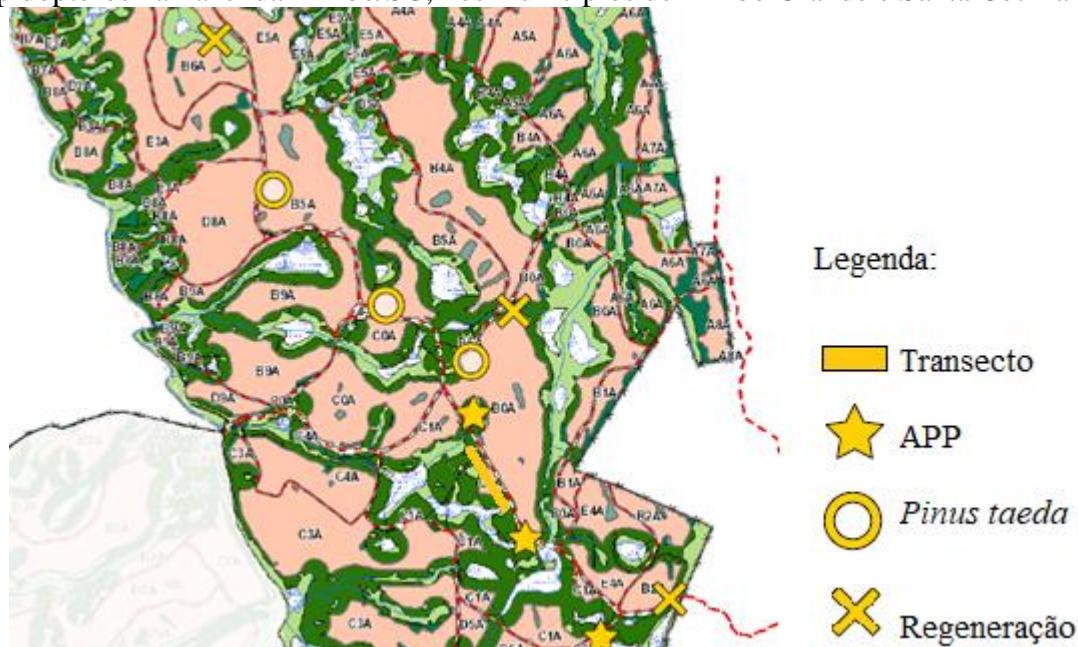
Fonte: Elaborado pela Autora (2022).

A área de estudo está localizada na Floresta Ombrófila Mista, pertencente ao bioma Mata Atlântica, e pertence a faixa hidrográfica do Planalto de Canoinhas (IBGE, 2012), com altitude média de 925 metros em relação ao nível do mar. De acordo com a classificação climática de Köppen (Alvares *et al.*, 2013), o clima da região é caracterizado como mesotérmico úmido (Cfb), com verões frescos e sem uma estação seca definida (EPAGRI/CLIMERH, 2003).

Os locais do estudo são áreas de preservação permanente (APPs) degradadas, anteriormente ocupadas por povoamento de *Pinus taeda*, mas pelo fato de serem APPs, foi necessário o corte raso da espécie exótica e as áreas foram isoladas para que ocorresse o processo de restauração passiva.

Para esse trabalho, os locais foram selecionados de acordo com a necessidade de instalação de cada armadilha, como demonstra a Figura 12. Para os himenópteros, a área em que foi instalada estava com 12 anos, tanto a regeneração quanto o povoamento de *Pinus*. Na imagem ela é representada pela linha amarela denominada “transecto”.

Figura 12. Mapa indicando os locais em que foram instaladas as armadilhas de Hymenópteros e Lepidópteros na Fazenda Timbó/SC, nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.



Fonte: Adaptado Klabin (2010).

Para os lepidópteros foram definidas três áreas diferentes, área de preservação permanente (APP), área em regeneração e povoamento de *P. taeda*. As plantações de *Pinus* ocorreram em épocas diferentes: área B5A em 11/08/2011, B0A em 25/05/2012 e C0A em 15/06/2011 (marcações no mapa acima). As áreas em regeneração selecionadas apresentavam as mesmas características e ambas em estágio inicial para médio de sucessão ecológica, com grande quantidade de espécies da família Asteraceae, Lauraceae e também do gênero *Ilex*. As gramíneas também se fizeram presentes em todos os locais, principalmente em bordaduras e clareiras. As áreas de APP contém uma maior quantidade de árvores pioneiras, cobrindo a maior área, apresentando um estágio mais avançado de regeneração.

4.3.2 Amostragem dos lepidópteros

Foram utilizadas armadilhas do tipo Van Someren-Rydon (VSR – Figura 13), que consistem em uma rede cilíndrica, aberta na base e fechada no topo por um plástico. A entrada do cilindro conta com um funil invertido, que permite a entrada dos exemplares, mas dificulta a saída. Abaixo desse funil, tem-se uma base sólida com as iscas. A coleta é realizada pela lateral por um zíper que permite a abertura da armadilha.

Foi determinada a quantia de nove unidades amostrais (UA), cada uma contendo cinco armadilhas. Três unidades na APP, três na regeneração e três no *P. taeda*, (total de 15 armadilhas para cada área). Na instalação das UAs foi mantida uma distância de (no mínimo) 200 metros para serem consideradas independentes. As cinco armadilhas presentes em cada UA estavam separadas uma da outra por uma distância de 20 a 30 metros, dispostas em um único transecto.

Foram realizadas cinco coletas para Hymenoptera: Formicidae e cinco coletas para Lepidopteras. As coletas foram realizadas entre os meses de fevereiro à junho de 2022.

Figura 13. Armadilha do tipo Van Someren-Rydon (VSR) em áreas na Fazenda Timbó nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.



Fonte: Autora (2022).

As iscas atrativas continham banana e açúcar mascavo diluído em água (200g de açúcar mascavo por litro de água) fermentados por 48 horas, conforme método estabelecido pelo Projeto para Conservação da Biodiversidade e Promoção do Desenvolvimento Socioambiental (ICMBIO, 2019). As iscas permaneceram instaladas no campo por 48 horas e após, foi realizada a coleta dos lepidópteros e Hymenoptera: Formicidae um a um. No

Laboratório de Silvicultura e Restauração Florestal – LABSIRF na UDESC/CAV foram montadas e identificadas de acordo com o Guia de práticas para coletas, preservação e montagem (LABBOR, 2021).

4.3.2.2 Análise e processamento de dados de lepidópteros

Foram avaliados os Índices de Diversidade de Shannon (H'), Índice de Pielou (J), riqueza entre as áreas e o teste estatístico de Scott-Knott para verificar a diferença estatística entre o número total de espécies e os indivíduos de cada área.

4.3.3 Amostragem dos himenópteros

Foram instaladas armadilhas de solo, tipo *pitfall* (Figura 14). O transecto de instalação foi de 400 metros divididos em 20 pontos, cada qual contendo quatro armadilhas formando um quadrado de 1m² (totalizando 80 armadilhas). Os locais escolhidos para instalação possuíam duas características: regeneração com 12 anos e a área com plantio comercial da espécie *Pinus taeda* também com 12 anos.

As armadilhas permaneceram em campo por 48 horas, pois de acordo com Bestelmeyer *et al.* (2000), dois a três dias parecem ser suficientes para captura de formigas que se encontram forrageando sobre o solo e que acabam sendo capturadas pela armadilha.

4.3.3.1 Iscas e capturas de himenópteros

Cada copo plástico de 15 cm de altura e 10 cm de diâmetro, continha 200 ml de água e algumas gotas de sabão líquido, quebrando a tensão superficial fazendo com que o inseto afundasse. Estes foram enterrados até a borda permanecer no nível da superfície (Figura 14). Após a coleta, foi realizada a triagem do material e a identificação a nível de subfamília e gênero com auxílio da Chave de Identificação de Baccaro (2006), etapas desenvolvidas no Laboratório de Silvicultura e Restauração Florestal – LABSIRF na UDESC/CAV.

Figura 14 - Armadilha do tipo pitfall em área de regeneração e Pinus na Fazenda Timbó/SC, nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC. A e B: área de Pinus; C e D área em regeneração.



Fonte: Autora (2023).

4.3.3.2 Análise e processamento de dados dos himenópteros

Foram avaliados os Índices de Diversidade de Shannon (H'), Índice de Pielou (J) e a riqueza entre as áreas. Índice de Similaridade (Bray-curtis) e o teste estatístico de Scott-Knott para verificar a diferença estatística entre o número total de espécies e os indivíduos de cada área.

4.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.4.1 LEPIDÓPTEROS

A família Nymphalidae foi a única encontrada nas três áreas de coletas (APP, *Pinus taeda* e regeneração florestal). DeVries (1987) relata Nymphalidae como a família com maior número de espécies e a mais diversa em relação à quantidade de plantas hospedeiras. O gênero mais abundante foi *Fosterinaria* com 29 indivíduos amostrados (50% do total), seguido do gênero *Euptychoides* com 11 indivíduos coletados. Os demais tiveram menos que 10 indivíduos capturados (Tabela 5).

Tabela 5. Família, subfamília, Tribo e Gênero nas áreas com armadilhas VSR.

Família/Subfamília	Tribo/Gênero	APP	Regeneração	<i>P. taeda</i>
NYMPHALIDAE	Brassolini			
	<i>Brassolis</i> sp.	-	1	-
	<i>Opoptera</i> sp.	1	-	-
	Limenitidini			
	<i>Adelpha</i> sp.	-	1	-
	Satyrini			
	<i>Euptychoides</i> sp.	11	-	-
	<i>Fosterinaria</i> sp.	15	5	9
	<i>Hermeuptychia</i> sp.	5	1	1
	<i>Moneuptychia</i> sp.	1	-	-
	<i>Yphthimoides</i> sp.	7	-	-
Total de indivíduos		40	8	10

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

De acordo com o teste de Scott-Knott não houve diferença significativa entre o número total de espécies e os indivíduos de cada área, ou seja, p-valor foi maior que 0,05, como pode ser observado na Tabela 6.

Tabela 6. Teste de Skott-Knott para avaliar a diferença significativa entre o número total de espécies e os indivíduos de cada área.

Tratamentos	Médias	Resultados
1- APP	6.6	a
2 – Regeneração	5.0	a
3 – <i>Pinus taeda</i>	2.0	a

Fonte: Autora (2023).

Na família Nymphalidae estão presentes as borboletas frugívoras que se alimentam de frutas fermentadas, excrementos, exudatos de plantas e animais em decomposição (Freitas; Brown, 2004), motivo de serem 100% coletadas nas armadilhas atrativas utilizadas.

A subfamília que mais teve presença foi a Satyrinae, estando presente nas áreas de preservação permanente e recuperação florestal, considerada a mais diversa dentro da família Nymphalidae (Peña *et al.*, 2006). Pode-se explicar essa abundância pelo fato de ser uma subfamília de alta biodiversidade e distribuição, consistindo em um terço de todas as espécies da família Nymphalidae (Peña; Wahlberg, 2009). Uehara-Prado *et al.* (2007), descreveu a subfamília Satyrinae como possuindo maior abundância de indivíduos em áreas perturbadas, e alguns autores já associaram sua presença a áreas abertas e de ecótonos entre florestas e áreas predominadas por gramíneas (Ribeiro *et al.*, 2009; Furlanetti, 2010). Uma grande quantidade de gramíneas está presente em toda área em que era utilizada como estrada ao redor de APPs e das áreas de recuperação, podendo assim atrair indivíduos para iniciarem sua reprodução e sua instalação.

As tribos identificadas dentro dessa subfamília na amostragem foram Bassolini, Limentidini e Satyrini. A tribo Brassolini, segundo Uehara-Prado *et al.* (2009) é geralmente encontrada em locais de vegetação secundária em áreas perturbadas. As larvas dessa tribo se alimentam de Arecaceae (palmeiras), Poaceae (bambus e gramíneas), Musaceae (bananas) e Cyperaceae (ciperáceas) (Beccaloni *et al.*, 2008).

Já a área com *Pinus*, local com maior diferença de características ambientais teve apenas dois gêneros amostrados, isto se deve ao fato de que as espécies de borboletas estão intimamente ligadas à sua planta hospedeira (Brown; Freitas, 2000). A floresta de *P. taeda* não possui presença de lepidópteros frugívoros, neste caso sendo atraídos somente pelas iscas instaladas e por serem organismos holometábolos (com metamorfose completa). Todas as suas fases de vida estão intimamente relacionadas com o meio em que vivem (Brown, 1997; Herkenhoff; Uehara-Prado, 2014).

4.4.1.1 Índices de Diversidade

O índice de Shannon de 1,47 indica uma maior diversidade para a APP e menor diversidade para a área com *Pinus taeda* (0,32) significando que uma ou poucas espécies estão distribuídas no local. O índice de Pielou confirma tal informação mostrando que com o

valor alto de 0,82 e baixo de 0,46, respetivamente para APP e *Pinus taeda*, reveem que os indivíduos estão uniformemente distribuídos para a APP, ao contrário do *P. taeda* (Tabela 7).

Tabela 7. Índices de diversidade para Lepidópteros.

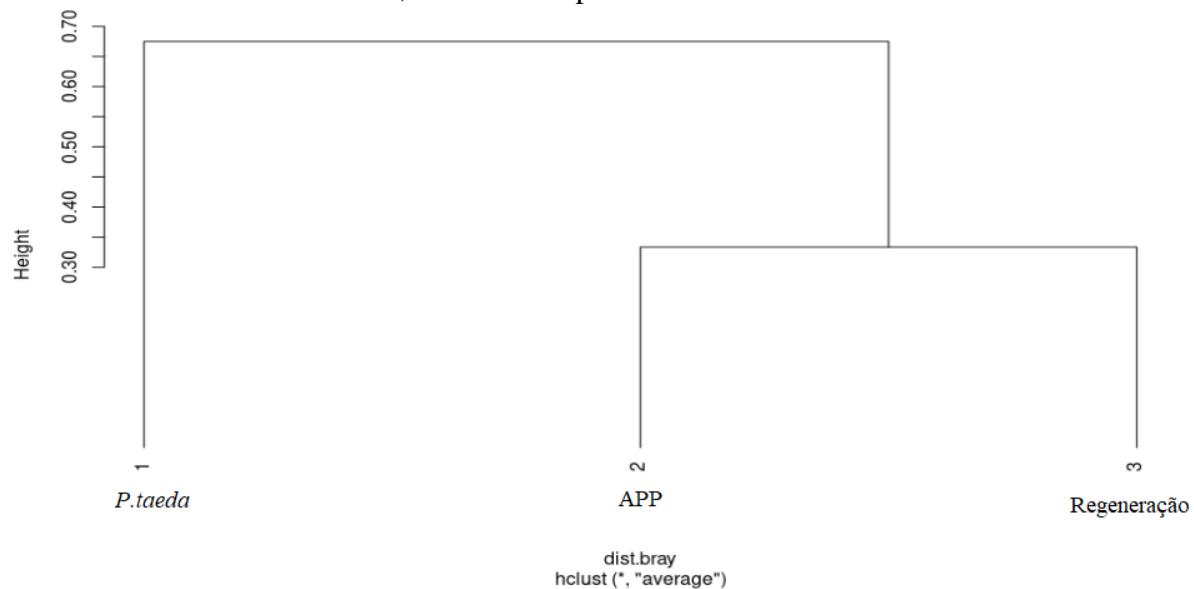
	Shannon	Pielou	Riqueza
APP	1,47	0,82	6
<i>Pinus taeda</i>	0,32	0,46	2
Recuperação	1,07	0,77	4

Fonte: Elaborada pela Autora (2023).

4.4.1.2 Índice de Similaridade

O índice de Bray-Curtis permite avaliar a abundância das espécies entre diversas áreas. Neste caso, a dissimilaridade ocorreu no nível de 65% quando ocorreu separação dos transectos, indicando mais uma vez que o *P. taeda* apresentou a maior diferença das demais áreas no quesito abundância. Para a APP e a regeneração a dissimilaridade foi em 35%, confirmando também a maior semelhança de abundância dos indivíduos coletados (Figura 14).

Figura 15. Índice de Similaridade de Bray-Curtis entre as espécies de Lepidópteros nas áreas da Fazenda Timbó/SC, nos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.



Fonte: Autora (2023).

4.4.2 HYMENÓPTEROS: FORMICIDAE

Nos dois ambientes avaliados foram encontradas apenas duas subfamílias, Ponerinae e Formicinae, totalizando 118 indivíduos. Na subfamília Formicinae, foram 45 espécimes em ambas as áreas. Na subfamília Ponerinae, foram capturados 23 indivíduos no *P. taeda* e cinco na área em processo de recuperação. Essa diferença na quantidade pode ser observada na Tabela 8 abaixo.

Tabela 8. Subfamílias e a quantidade de indivíduos nas áreas avaliadas.

Família	Subfamília	<i>Pinus taeda</i>	Regeneração	Total de ind.	Total (%)
Formicidae	Formicinae	45	45	90	76,28
	Ponerinae	23	5	28	23,73

Ponerinae: p-valor < 0,05, *

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

De acordo com o teste de Scott-Knott, para os dois locais, não houve diferença significativa entre os indivíduos e a área que habitam, para a subfamília Formicinae o teste não se completa devido suas médias iguais, como mostra a Tabela 9 abaixo.

Tabela 9 Teste de Skott-Knott para avaliar a diferença significativa entre o número total de espécies e os indivíduos de cada área.

Tratamentos	Médias	Resultados
1 – Ponerinae	0,575	a
2 - Formicinae	1,125	a

Fonte: Autora (2023).

A grande diferença entre a quantidade de indivíduos, sendo maior na subfamília Formicinae, pode ser atribuída à disponibilidade de alimento e locais para a nidificação (Alonso, 2000; Brown, 2000). A subfamília Formicinae possui 52 gêneros válidos e 3.202 espécies, sete ocorrem no Brasil e seis em Santa Catarina, sendo eles: *Camponotus*, *Acropyga*, *Brachymyrmex*, *Myrmelachista*, *Nylanderia* e *Paratrechina* (Baccaro *et al.*, 2015). De acordo com Pereira *et al.* (2007), as formicíneas podem ser arborícolas (*Camponotus*, *Myrmelachista*), habitantes do solo (*Paratrechina*, *Nylanderia*, *Gigantiops*), serapilheira (*Brachymyrmex*) ou subterrâneas (*Acropyga*). Portanto, um modo viável para avaliação de mirmecofauna seria a instalação de armadilhas em diferentes níveis de estratos ou por meio de coletas manuais.

A subfamília Formicinae possui outra característica que pode ter facilitado essa diferença, que é o forrageamento solitário, ocorre o recrutamento em *tandem running*, ou seja, uma operária ao encontrar uma fonte alimentar retorna ao ninho para recrutar uma companheira que leva até um novo sítio de nidificação (Fowler *et al.*, 1991), chegando assim a novos locais aptos para sua nova estruturação. Bueno e Fowler (1994) enfatizam o registro de formigas do gênero *Camponotus*, que são indicativas de deficiências de estruturas, uma vez que procuram áreas internas para nidificar e buscam seu alimento em áreas externas, desse modo, explica a presença em ambas as áreas e suas diferenças.

As formigas da subfamília Formicinae apresentam variedade de comportamentos chegando a apresentar diferenças extremas de tamanho, cor, pilosidade e agressividade dentro de um mesmo gênero (Silva; Silvestre, 2000), fato importante para atingirem suas diversas áreas de ocorrência. Rocha (2012) diz que por esse gênero ser de atividade onívora pode se explicar a ocorrência diversificada. Algumas espécies de *Camponotus* coletam soluções açucaradas produzidas por nectários florais, extraflorais e por insetos (principalmente hemípteros) e alguns lepidópteros, em certos casos, ocorrendo especificidade entre as interações (Fowler *et al.*, 1991; Delabie, 2001; Tillberg; Breed, 2004).

A subfamília Ponerinae possui cerca de 47 gêneros e 1.200 espécies, na qual pelo menos 15 gêneros e 130 espécies ocorrem no Brasil, sendo *Pachycondyla* um desses gêneros (Baccaro *et al.*, 2015). Possuem espécies distribuídas em Santa Catarina, como *P. crenata*, *P. harpax*, *P. marginata*, *P. striata* e *P. villosa* (Mackay; Mackay, 2010).

Avaliando esta subfamília identificada nas duas áreas de coleta, sua maior presença ocorre associada a área de *P. taeda* com 82,14% e a recuperação com 17,86%. Assim citado por Bryne (1994), o gênero *Pachycondyla*, que foi identificado nas coletas, se aninha em galhos mortos, este presente em boa parte da área de *Pinus taeda* pela presença da serapilheira, também podendo se aninhar no solo e sob pedras, que foi encontrado em partes do trajeto de transição das áreas, também podem apresentar comportamentos de carniceiras, predando insetos e outros invertebrados, como descrito por Dejean *et al.* (1999).

Algumas espécies do gênero *Pachycondyla* podem ser forrageiras e serem observadas na vegetação, como árvores, bambus, bromélias e orquídeas, conforme revisado por Mackay e Mackay (2010). Também podem ser na maioria das vezes, predadoras de sementes, mas, assim como as formigas coletooras, podem ser dispersoras em circunstâncias especiais (Paternelli *et al.*, 2004).

A baixa quantidade de indivíduos do gênero *Ponerinae* comparado com as Formicíneas na área de recuperação também pode ser associada por possuírem uma necessidade ecológica de colonizar ambientes arborizados com boa produção de serapilheira, como é o caso de *Pachycondyla crassinoda* (Rocha *et al.*, 2015). Neste caso, situação afetada após o corte raso do *Pinus taeda* do local, levando certo tempo para o reestabelecimento da área. Porém, as armadilhas instaladas capturaram apenas formigas presentes no solo, alguns demais indivíduos e até de outras subfamílias podem estar habitando e transitando em outros estratos da floresta. Yanoviak; Kaspari, (2000) afirmam que o dossel e o solo contrastam diferenças importantes quanto às condições ambientais e a fauna de formigas que ocorrem em ambos os estratos.

Em ambos os casos, para grupos hiper diversos como as formigas, é sempre necessário um grande esforço amostral (Silva; Silvestre, 2000), tal fato impossibilitado de ter sido realizado, necessitando futuramente de estudos aprofundados. Embora a diferença de resultados e seu baixo número, deve-se levar em conta que, para propósitos de conservação, informações sobre qualidade ou vulnerabilidade biológica podem ser mais importantes do que quantidade de espécies (Ramos-Suárez *et al.*, 2002). A baixa ligação entre as áreas também podem indicar o grande efeito que a ação humana teve no local, demorando assim, certo tempo de reestabelecimento da sua ecologia.

4.3.2.1 Índices de diversidade

Quanto ao Índice de Shannon (H'), os valores de 0,64 e 0,32 respectivamente para as áreas de *Pinus* e recuperação, indicam baixa diversidade de espécies, resultado este já esperado devido ao fato de ter sido capturado apenas duas subfamílias, neste caso apenas uma está dominando as áreas. Para a equabilidade de Pielou, o maior valor encontrado foi de 0,92 para a área de *Pinus*, indicando distribuição uniforme dos indivíduos entre as subfamílias nesta área (Tabela 9).

Tabela 9. Índices de diversidade e Equitabilidade de Hymenópteros nas áreas de estudo dos municípios de Timbó Grande e Santa Cecília – SC.

	Shannon	Pielou	Riqueza
Pinus	0,64	0,92	2
Recuperação	0,32	0,46	2

Fonte: Autora (2023)

4.5 CONCLUSÃO

Para os lepidópteros, a maior quantidade de gêneros foi na área de preservação permanente, seguido da regeneração natural. Fato atribuído à maiores quantidades de espécies florais e atrativas para esses indivíduos frugívoros. Concordando com a hipótese pré-estabelecida. A área de *P. taeda* teve baixa abundância de espécies por não ser um local habitável aos Lepidópteros, já que as fêmeas já realizam, normalmente, a ovoposição diretamente no hospedeiro/alimento.

Para os Himenópteros, foram capturadas apenas duas subfamílias, indicando baixa riqueza. Dentre elas, a Ponerinae, que apresentou baixa distribuição nos locais e menor quantidade de indivíduos.

Apesar de, ambos locais não apresentarem diferença significativa nas estatísticas, e baixa diversidade. São necessárias maiores investigações com maior esforço amostral para determinar melhor o nível de bioindicação das formigas e borboletas dentro da área estudada.

REFERÊNCIAS

ALONSO, L. E. **Ants as indicators of diversity**, p. 80–88. In: AGOSTI, D.; MAJER, J. D.; ALONSO, L. E.; SCHULTZ, T. R. (Eds.). Ants: Standard methods for measuring and monitoring biodiversity. Washington, Smithsonian Institution Press, 280 p. 2000.

BACCARO, F. B. **Chave para as principais subfamílias e gêneros de formigas (Hymenoptera: Formicidae)**. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA; Programa de Pesquisa em Biodiversidade – PPBIO Faculdades Cathedral. 34p. 2006. Disponível em: <https://ppbio.inpa.gov.br/sites/default/files/GuiaGenFormigas.pdf>. Acesso em: 22 mai. 2023.

BACCARO, F. B.; FEITOSA, R. M.; FERNANDEZ, F.; FERNANDES, I. O.; IZZO, T. J.; SOUZA, J. L. P.; SOLAR, R. **Guia para os gêneros de formigas do Brasil**. Ed. INPA, 388p, 2015. ISBN 978-85-211-0152-9. 2015. DOI: [10.5281/zenodo.32912](https://doi.org/10.5281/zenodo.32912).

BARTELL, S. M. Biomarkers, Bioindicators, and Ecological risk assessment – A brief review and evaluation. **Environmental Bioindicators**, v. 1, n. 1, p. 60-73, 2006. DOI; <http://dx.doi.org/10.1080/15555270591004920>.

BECCALONI, G. W.; VILORIA, A. L.; HALL, S. K.; ROBINSON, G. S. **Catalogue of The Hostplants of The Neotropical Butterflies**. S.E.A, Zaragoza, v. 8, 538 p., 2008. ISBN: 978-84-935872-2-2.

BESTELMEYER, B. T.; AGOSTI, D.; ALONSO, L. E.; BRANDÃO, C. R. F.; BROWN JR, W. L.; DELABIE, J. H. C.; SILVESTRE, R. **Field techniques for the study of ground-living ants: an overview, description, and evaluation**. In: AGOSTI, D.; MAJER, J. D.; ALONSO, L. E.; SCHULTZ, T. (Eds). Ants: standart methods for measuring and monitoring biodiversity. Washington, Smithsonian Institution. p.122-144, 2000.

BONANNO, G.; ORLANDO-BONACA, M. Trace elements in Mediterranean seagrasses: Accumulation, tolerance and biomonitoring. A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 25, n. 1-2, p. 8-18, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.078>.

BONANNO, G.; VYMAZAL, J. Compartmentalization of potentially hazardous elements in macrophytes: Insights into capacity and efficiency of accumulation. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 181, p. 22-30, 2007.

BONEBRAKE, T. C., PONISIO, L. C., BOGGS, C. L. *et al.* More than just indicators: a review of tropical butterfy ecology and conservation. **Biol Conserv** 143:1831–1841. <https://doi.org/10.1016/j.Biocon.2010.04.044>. 2014.

BROWN JR, K. S. Conservation of the neotropical environments: insects as indicators. The conservation of insects and their habitats. **Academic Press**, p. 350-404, 1991. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-181370-3.50020-8>.

BROWN JR., K.S., FREITAS, A.V.L. Diversidade de Lepidoptera em Santa Teresa, Espírito Santo. **Boletim Museu Biologia Mello Leitão** (N. Ser.), v. 11/12, p. 71-118, 2000.
Disponível em: http://boletim.sambio.org.br/pdf/11_05.pdf. Acesso em: 22 maio de 2023.

BROWN, K. S. Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. **Journal of Insect conservation**, v. 1, n. 1, p. 25-42. 1997. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1018422807610>.

BRYNE, M. M. Ecology of twig-dwelling ants in a wet lowland tropical forest. **Biotropica**, v. 26, n. 1, p. 61–72, 1994. ISSN 0006-3606. DOI: <https://doi.org/10.2307/2389111>.

BUENO, O. C.; FOWLER, H. G. **Exotic ants and native at fauna of Brazilian hospital**. In: WILLIAMS, D. F. (Org.) Exotic ants, biology, impact and control of introduced species. Boulder: Westview Press, p. 191-198. 1994.

DAILY, G. C.; EHRLICH, P. R. Preservation of biodiversity in small rainforest patches: rapid evaluations using butterfly trapping. **Biodiversity and Conservation**, v. 4, n.1, p. 35-55, 1995. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00115313>.

DELABIE, J. H. C. Trophobiosis between Formicidae and Hemiptera (Sternorrhyncha and Auchenorrhyncha): an overview. **Neotropical Entomology**, v. 30, p. 501-516, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2001000400001>.

DELABIE, J. H. C.; OSPRINA, M.; ZABALA, G. **Relaciones entre hormigas y plantas**: Una introducción. In: FERNÁNDEZ, F. (Ed.). Introducción a las hormigas de la región Neotropical. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt, p.167-180. 2003.

DEJEAN, A.; SCHATZ, B.; ORIVEL, J.; BEUGNON, C.; LACHAUD, J.; CORBARA, B. Feeding preferences in African Ponerine ants: A cafeteria experiment (Hymenoptera: Formicidae). **Sociobiology**, v. 34, n. 3, p. 555–568, 1999.

DEVRIES, P. J. The Butterflies of Costa Rica and their Natural History. Papilionidae, Pieridae and Nymphalidae I, **Journal of the New York Entomological Society**, v. 96, p. 247-248, 1987.

DEVRIES, P. J.; HAMM, C. A.; FORDYCE, J. Á. **A standardized sampling protocol for fruit-feeding butterflies (Nymphalidae)**. In: Larsen, T. H. (Ed.). Core standardized methods for rapid biological feld assessment. Conservation International, p. 139–148, 2016. ISBN: 978-1-934151-96-9.

FOWLER, H. G.; FORTI, L. C.; BRANDÃO, C. R. F.; DELABIE, J. H. C.; VASCONCELOS, H. L. **Ecología nutricional de formigas**. p: 131-223. In: PANIZZI, A. R.; PARRA, J. R. P. Ecología nutricional de insetos e suas implicações no manejo de pragas. São Paulo, Editora Manole Ltda, 359 p., 1991. ISBN: 85-204.004-3.

FREITAS, A. V. L.; BROWN JR., K. S. Phylogeny of the Nymphalidae (Lepidoptera). **Systematic Biology**, v. 53, n. 3, p. 363-383, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1080/10635150490445670>.

FREITAS, A. V. L.; ISERHARD, C. A.; DOS SANTOS, J. P.; CARREIRA, J. Y. O. Studies with butterfly bait traps: an overview. **Revista Colombiana de Entomología**, v. 40, n. 2, p. 203-212, 2014.

FURLANETTI, P. R. R. **A comunidade de borboletas frugívoras de áreas em processo de restauração, fragmentos de floresta estacional semidecidual e pastagens**. 2010. 61 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agronômicas de Botucatu, 2010.

GULLAN, P. J.; CRANSTON, P. S. **Insetos: fundamentos da entomologia**. 5. ed. – Rio de Janeiro: Roca, 2017. ISBN 978-1-118-84615-5.

HANSON, P. E.; GAULD, I. D. Hymenoptera de la region neotropical. **Memoirs of the American Entomological Institute**, v. 77, 994 p., 2006.

HERKENHOFF, E.; DOS SANTOS, J.; UEHARA-PRADO, M. Capítulo 3: Borboletas frugívoras. **Biologia dos indicadores biológicos**, MMA e ICMBio, pp.72-120, 2014.

KHATRI, N.; TYAGI, S. Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. **Frontiers in life science**, v. 8, n. 1, p. 23-39, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1080/21553769.2014.933716>.

FREITAS, A. V. L.; ZACCA, T.; BARBOSA, E. P., L.; SHIRAI, T.; SERAPHIM, N.; AGUIAR, T. M. C.; CARREIRA, J. Y. O. **Guia de práticas para coleta, preservação e montagem de material coletado em campo**. Laboratório de Ecologia e Sistemática de Borboletas (LABBOR) e Laboratório de Pesquisas em Lepidoptera (LaPeL). Campinas – Rio de Janeiro. 2021. Disponível em: http://labbor.ib.unicamp.br/?page_id=2211. Acesso em: 23 maio de 2023.

LIMA, R. N. S.; ROCHA, C. H. B. Técnicas de sensoriamento remoto e métricas de ecologia da paisagem aplicadas na análise da fragmentação florestal no município de Juiz de Fora – MG em 1987 e 2008. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, 15., 2011, Curitiba. Anais [...] Curitiba: INPE, 2011. p. 2067-2074.

MACKAY, W.; MACKAY, E. **The Systematics and Biology of the New World Ants of the Genus Pachycondyla (Hymenoptera: Formicidae)**. [S.l.: s.n.], 2010. ISBN 0-7734-1305-7 978-0-7734-1305-4. DOI: <http://dx.doi.org/10.13140/2.1.4271.8726>.

PEÑA, C.; WAHLBERG, N.; WEINGARTNER, E.; KODANDARAMAIAH, U.; NYLIN, S.; FREITAS, A. V. L.; BROWER, A. V. Z. Higher level phylogeny of Satyrinae butterflies (Lepidoptera: Nymplalidae) based on DNA sequence data. **Molecular Phylogenetics and Evolutions**, v. 40, p. 29-49, 2009. DOI: [10.1016/j.ympev.2006.02.007](https://doi.org/10.1016/j.ympev.2006.02.007).

PEREIRA, M. P. S.; QUEIROZ, J. M.; SOUZA, G. O. DE; MAYHÉ-NUNE, A. J. Influência da heterogeneidade da serapilheira sobre as formigas que nidificam em galhos mortos em floresta nativa e plantio de eucalipto. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 2, n. 3, p. 161-164, 2007. ISSN 1809-9939.

PETERNELLI, E. F. O.; LUCIA, T. M. C. D.; MARTINS, S. V. Espécies de formigas que interagem com as sementes de *Mabea fistulifera* Mart. (Euphorbiaceae). **Revista Árvore**, v.28, n.5, p.733-738, 2004.

PODGAISKI, L. R.; OTT, R.; GANADE, G. Ocupação de microhabitats artificiais por invertebrados de solo em um fragmento florestal no sul do Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**, n. 2, v. 2, p. 71-79, 2007.

RAMOS-SUÁREZ, M. P.; MORALES, H.; RUIZ-MONTOYA, L. L.; SOTO-PINTO, L.; ROJAS-FERNANDES, P. ¿Se mantiene la diversidad de hormigas con el cambio de bosque mesófilo a cafetales? **Revista Protección Vegetal**, v. 12, n. 2, p. 17-30, 2002.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTELSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009. DOI: [10.1016/j.biocon.2009.02.021](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021).

MIYAMURA, F. Z.; MANFRA, R.; FRANCO, G. A. D. C.; ESTEVES, R.; DE SOUZA, S. C. P. M.; IVANAUSKAS, N. M. Influência de espécies exóticas invasoras na regeneração natural de um fragmento florestal urbano. **Scientia Plena**, v. 15, n. 8, 2019. DOI: <https://doi.org/10.14808/sci.plena.2019.082401>.

ROCHA, W. O.; DORVAL, A.; PERES FILHO, O.; VAEZ, C. DOS A.; RIBEIRO, E. S. Formigas (Hymenoptera: Formicidae) Bioindicadoras de Degradação Ambiental em Poxoréu, Mato Grosso, Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 1, p. 88-98, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.0049>.

SILVA, R. R.; SILVESTRE, R. Diversidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) em Seara, oeste de Santa Catarina. **Biotemas**, v. 13, n. 2, p. 85-105, 2000.

SILVA, R. R.; SILVESTRE, R. Riqueza da fauna de formigas (Hymenoptera: Formicidae) que habitam as camadas superficiais do solo em Seara, Santa Catarina. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 44, n. 1, p. 1-11, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0031-10492004000100001>.

THOMANZINI, M. J.; THOMANZINI, A. P. B. W. Levantamento de insetos e análise entomofaunística em floresta, capoeira e pastagem no Sudeste Acreano. Rio Branco: EMBRAPA Acre, 2002. 41p. **Circular Técnica**, 35. ISSN 0101-5516.

TILLBERG, C. V.; BREED, M. D. Placing an omnivore in a complex food web: dietary contributions to adult biomass of an ant. **Biotropica**, v. 36, n. 2, p. 266-271, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2004.tb00318.x>.

UEHARA-PRADO, M., BROWN JR., K.S.; FREITAS, A.V.L. Species richness, Composition and abundance of fruit-feeding butterflies in the Brazilian Atlantic Forest: comparison between a fragmented and a continuous landscape. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, n. 1, p. 43-54, 2007. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2006.00267.x>.

UEHARA-PRADO, M. Diversidade e composição de borboletas frugívoras em cerradão e plantio de eucalipto em três lagoas Mato Grosso do Sul Brasil. In: Congresso Latino Americano de Ecologia, 3., São Lourenço, 2009. **Anais** [...] São Lourenço: SEB, 2009.

VIBRANS, A. C.; NICOLETTI, A. L.; LIESENBERG, V.; REFOSCO, J. C.; KOHLER, L. P. DE A.; BIZON, A. R.; LINGNER, D. V.; DAL BOSCO, F.; BUENO, M. M.; DA SILVA, M. S.; PESSATTI, T. B. MonitoraSC: um novo mapa de cobertura florestal e uso da terra do estado de Santa Catarina. **Agropecuária Catarinense**, v. 34, n. 2, p. 42-48, 2021. DOI: <https://doi.org/10.52945/rac.v34i2.1086>.

UPPSTROM, K. A. **Mites (Acari) associated with the ants (Formicidae) of Ohio and the harvester ant, *Messor pergandei*, of Arizona**. 2010. 248 f. Mestrado em Evolution, Ecology and Organismal Biology (Dissertação) - Ohio State University, Columbus, 2010. Disponível em: https://etd.ohiolink.edu/acprod/odb_etd/ws/send_file/send?accession=osu1279217236&disposition=inline. Acesso em: 25.01.2023.

WAHLBERG, N.; LENEVEU, J.; KODANDARAMAIAH, U.; PENA, C.; NYLIN, S.; FREITAS, A. V. L.; BROWER, A. V. Z. Nymphalid butterflies diversify following near demise at the Cretaceous/ Tertiary boundary. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 276, n. 1677, p. 4295-4302, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1098/rspb.2009.1303>.

YANOVIAK, S. P.; KASPARI, M. Community structure and the habitat templet: ants in the tropical forest canopy and litter. **Oikos**, v. 89, p. 259–266, 2000.

ZUKAL, J.; PIKULA, J.; BANDOUCHOVA, H. Bats as bioindicators of heavy metal pollution: history and prospect. **Mammalian Biology**, v. 80, p. 220-227, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2015.01.001>.

CONSIDERAÇÕES GERAIS

Utilizando como base de referência os indicadores utilizados para o estado de São Paulo com a Resolução SMA/2014, as áreas avaliadas na Fazenda Timbó 1 e 2 possuem a capacidade de se regenerarem naturalmente com a regeneração passiva. Dos três indicadores, apenas um, cobertura do solo por copa, não atingiu a média “adequada”, porém nada impede que seja capaz de alcançar o valor de referência dentro de um ou dois anos. Lembrando que a resolução não é própria para Santa Catarina, ou seja, algumas breves alterações futuras poderiam ser uma certeira para que os dados sejam avaliados com menos discrepâncias de informações.

Os bioindicadores são fortes candidatos para que sejam utilizados para avaliação da qualidade ambiental local, desde que sejam previamente estudadas todas as características de qual ordem utilizar, desde hábitos, famílias, subfamílias e quais métodos de coleta, a mesma espécie pode atingir diversos nichos em uma floresta, ou seja, um bom estudo local de flora e de fauna deve ser realizado.

Este trabalho foi um estudo rápido, avaliando apenas a presença ou não das ordens, sem possibilidade de aprofundamento pela falta do quesito tempo, disponibilidade de viagens e variedades de armadilhas, um item primordial nas avaliações foi o quesito climático, uma época de grande quantidade de chuva durante os meses de realização, onde as áreas ficavam inacessíveis. Mas, não descartado a possibilidade de estudos futuros com maiores avaliações a serem realizadas.