

**UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA – UDESC
CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS – CAV
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL – PPGEF**

LÚCIO FONSECA RECH

**BIONDICADORES PARA O MONITORAMENTO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA
EM FLORESTA OMBRÓFILA MISTA ALTO-MONTANA**

LAGES - SC

2022

LÚCIO FONSECA RECH

**BIONDICADORES PARA O MONITORAMENTO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA
EM FLORESTA OMBRÓFILA MISTA ALTO-MONTANA**

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

Orientador: Dr.^a Maria Raquel Kanieski

Coorientador: Dr. Tiago Georg Pikart

LAGES - SC

2022

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

Rech, Lúcio Fonseca

Biondicadores para o monitoramento de restauração
ecológica em Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana /
Lúcio Fonseca Rech. - Lages - SC,
2022.

96 p. : il. ; 30 cm.

Orientador: Dr.^a Maria Raquel Kanieski.

Coorientador: Dr. Tiago Georg Pikart.

Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado de
Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias,
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Lages
- SC,
2022.

1. Ecossistemas de referência. 2. Monitoramento da
restauração. 3. Formigas. 4. Borboletas. 5. Floresta
Nebular. I. Kanieski, Maria Raquel. II. Pikart, Tiago
Georg. III. Universidade do Estado de Santa Catarina,
Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de
Pós-Graduação em Engenharia Florestal. IV. Título.

LÚCIO FONSECA RECH

**BIONDICADORES PARA O MONITORAMENTO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA
EM FLORESTA OMBRÓFILA MISTA ALTO-MONTANA**

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

Orientador: Dr.^a Maria Raquel Kanieski

Coorientador: Dr. Tiago Georg Pikart

BANCA EXAMINADORA:

Professora Dr.^a Maria Raquel Kanieski
Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC
Lages - SC

Membros:

Professor Dr. Tiago Georg Pikart
Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC
Lages - SC

Dr.^a Junia Yasmin Oliveira Carreira
Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP
Campinas - SP

Lages - SC, 23 de Fevereiro de 2022

À minha família, por serem autores e atores dos melhores momentos que vivi. Aos meus amigos, por nossos vínculos criados pelos acasos da vida. Dedico-lhes.

AGRADECIMENTOS

Perante o cenário de perdas e separações que a pandemia tem causado, quero agradecer primeiro por não ter sido necessário despedir-me de algum parente, amigo ou colega devido a uma doença que não poupa vítimas, em um período de desgoverno.

Agradeço à minha mãe, por acreditar em mim e permitir que trilhe meus caminhos à minha vontade (nunca repreendendo, mas sempre aconselhando). Por ter um carinho incansável que conforta e ao mesmo tempo ensina. Por ser um exemplo de pessoa. Por me mostrar, sem saber, que todos temos momentos de vulnerabilidade e pedir ajuda é sempre a primeira escolha. Por fim, obrigado por ser minha mãe.

Agradeço ao meu pai, por ser uma das pessoas mais humildes e caridosas que conheço. Por me ensinar, sem saber, que deveres vêm antes de lazer. Por sempre ter colocado sua família em primeiro lugar. Por sempre ter sido um exemplo de ser humano para mim e muitos outros. Por nunca ter criado expectativas sobre mim, apoiando e incentivando minhas escolhas próprias. Por ter emprestado o carro, que durante muitos momentos da pandemia, foi a única forma de permitir a locomoção para desenvolvimento dessa pesquisa. Por fim, obrigado por ser meu pai.

Ao meu irmão, uma das pessoas mais dedicadas que conheço, por ser um amigo e por ter ensinado que um problema é só um problema, e nunca é tão grande que não possa ser resolvido.

À minha irmã, uma das pessoas mais inteligentes, descoladas e autênticas que conheço, por sempre ter sido uma amiga e compartilhar comigo seu gosto pelas tirinhas do Silva João.

Ao Matheus e Lucas, por terem sido essenciais nas atividades de campo descritas nesse trabalho. A pesquisa nas universidades brasileiras se mantém por vínculos como o criado por nós.

Agradeço à minha orientadora, Maria Raquel Kanieski, por me orientar de forma que permitisse meu desenvolvimento em meu próprio ritmo e que confiou a mim esse projeto. Você é um exemplo para mim e para muitos.

Ao professor Tiago Georg Pikart, por ter disponibilizado seu tempo para me orientar e auxiliar com a identificação das formigas.

À Junia, por ter me auxiliado com dicas e trabalhos para identificação das borboletas.

A todos do Labsirf, por me auxiliarem sempre que possível.

Aos meus amigos, por sempre deixarem as coisas mais leves, independente do caos.

À Mireli e à Klabin S.A., pelo incentivo e pela disponibilização da área utilizada neste estudo.

À CAPES pela bolsa de incentivo.

A todos que fizeram esse trabalho ser possível, diretamente ou indiretamente.

“Motosserras abrem clareira, tribo cercada pelo
garimpo
Extração ilegal de madeira, tá limpo!
Um benefício à beira do precipício.”
(Forfun, [2011])

RESUMO

Mensurar e monitorar a qualidade ambiental de um ecossistema durante o processo de restauração florestal facilita a tomada de decisões em projetos com esse objetivo. A utilização de indicadores ecológicos facilita o processo de monitoramento, atribuindo valores de referência para metas temporárias para esses projetos. As borboletas e formigas são grupos que reagem rapidamente a alterações causada no ambiente, demonstrando grande potencial como bioindicadores. Este estudo objetivou avaliar se a regeneração natural de um ecossistema de referência está se regenerando dos impactos sofridos há 15 anos e avaliar o potencial das famílias Nymphalidae (Lepidoptera) e Formicidae (Hymenoptera) como indicadores de restauração florestal. O local estudado está dentro da Floresta Ombrófila Mista (FOM) Alto-Montana, no planalto de Santa Catarina, sul do Brasil. Para a avaliação florística-estrutural da regeneração natural foi seguida a metodologia proposta pela Secretaria do Estado de São Paulo (SMA/SP) por meio da resolução 32/2014. Foram estabelecidas 20 parcelas em fragmentos sem intervenção antrópica durante os últimos 15 anos, que foi considerado um ecossistema de referência. Para avaliação das borboletas foram estabelecidas duas unidades amostrais compostas por cinco armadilhas Van Someren-Rydon cada. A primeira unidade amostral foi instalada em área de floresta nativa sem intervenção antrópica, a segunda foi alocada em área aberta que recebe interferências. As armadilhas foram dispostas a uma altura de aproximadamente 1,2 m do solo, distantes 30 m entre si, e uma isca a base de banana foi utilizada como atrativo. Os indivíduos capturados em cada área foram identificados a nível de espécie. Somaram-se 2.900 horas totais de amostragem. Para a amostragem das formigas, dois transectos de 400 m cada foram utilizados: o primeiro em uma área com interferência antrópica de baixo impacto e o outro foi estabelecido em área de floresta nativa de aproximadamente 15 anos. Cada transecto foi composto por 20 unidades amostrais, cada unidade apresentou quatro armadilhas *pitfall*, com composição salina e detergente para quebra da tensão superficial. As armadilhas permaneceram ativas por 48h. Os indivíduos de formigas foram identificados a nível de gênero. Os valores encontrados para a regeneração natural da floresta foram acima do considerado adequado para atestar recomposição conforme a metodologia da SMA, indicando que a área está se recuperando de impactos pretéritos, mas indica também que os valores para São Paulo possam não ser realistas para a região de estudo. Para as borboletas, a área nativa a abundância foi quase sete vezes maior do que na área antrópica. *Fosterinaria pronophila* e *Forsterinaria necys* apresentaram afinidade à áreas nativas, enquanto *Carminda griseldis* foi mais frequente em área antrópica. A vegetação das duas áreas foi aparenta ser a principal causa pela diferença na composição de borboletas. Para as formigas, houve diferença significativa entre a composição de espécies das duas áreas, e os gêneros *Solenopsis*, *Pachycondyla*, *Pheidole* e uma espécie sem identificação, foram indicadoras de área perturbada, enquanto a nativa não apresentou indicadores. Borboletas e formigas apresentam grande potencial como bioindicadores, de forma que a abundância de borboletas é favorecida em área florestada, enquanto a condição antrópica favoreceu as formigas.

Palavras-chave: Ecossistemas de referência. Formigas. Borboletas. Floresta Nebular.

ABSTRACT

Measuring and monitoring the environmental quality of an ecosystem facilitates decision-making in forest restoration projects. Indicators facilitate the monitoring process by assigning references to temporary targets for these projects. Butterflies and ants are insects that can respond quickly to environmental changes, showing great potential as bioindicators. This study aimed to assess whether the natural regeneration of a reference ecosystem is regenerating from the impacts suffered 15 years ago and to evaluate the potential of the Nymphalidae (Lepidoptera) and Formicidae (Hymenoptera) families as indicators of forest restoration. The studied site is within the Upper Montane Mixed Ombrophilous Forest (FOM), on the Santa Catarina plateau, southern Brazil. To assess the natural regeneration floristic-structural, the methodology followed was the one established by the São Paulo State Secretariat (SMA/SP) through resolution 32/2014. Twenty plots were established in a fragment without interventions in the past 15 years. For butterflies two sampling units were established, consisting of five Van Someren-Rydon traps each. One of the sampling units was located in an area of native forest without human intervention, the second one was installed in an open area, which receives interference. The traps were above ground by 1,2 m height, 30 m distant to each other and a banana bait as attractive. Individuals captured were identified in species. A total of 2,900 sampling hours were added up. For ants, two transects of 400 m each were established: The first was located in an area with low-impact anthropic interference, and the other, at a 15 year old native forest area. Each transect was composed of 20 sampling units, each unit had four pitfall traps, with saline composition and detergent to break the surface tension. Traps remained open for 48 hours. Individuals were identified at the genus level. The values found for natural regeneration in the study area was higher than the level described by SMA as adequate for recomposition. For butterflies, the native showed an abundance almost seven times greater than the anthropic area. *Fosterinaria pronophila* and *Forsterinaria necys* showed affinity to native areas, while *Carminda griseldis* was more frequent in anthropic areas. The vegetation composition of the two areas appears to be the main driver for the difference in composition. For ants, there was a significant difference between the species composition of the two areas, and the genera *Solenopsis*, *Pachycondyla*, *Pheidole* and an unidentified species were indicative of disturbed area, while the native showed no indicators. Butterflies and ants showed a great potential as bioindicators, in a way that butterflies abundance is favoured in forested areas, meanwhile ants have a better adaptation to anthropic conditions.

Keywords: Reference ecosystem. Ants. Butterflies. Cloudy forest.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Mapa de localização da área de estudo na RPPNE Complexo Serra da Farofa em Santa Catarina, sul do Brasil.	22
Figura 2 – Visão geral do dossel com névoa da floresta da RPPNE Complexo Serra da Farofa em Santa Catarina, sul do Brasil.	23
Figura 3 – Média histórica de temperatura e pluviometria em Urupema - SC, cidade da Fazenda em que o estudo foi realizado.	24
Figura 4 – Níveis de prioridade da conservação na Fazenda das Nascentes (RPPNE Complexo Serra da Farofa), em Santa Catarina, sul do Brasil.	25
Figura 5 – A) Imagem de satélite tirada em 2006 de uma das áreas próximas ao alojamento na Fazenda das Nascentes com valos para secagem de açúcar; B) Vestígio de rampa para transporte de gado, um exemplo de impacto antrópico na área de estudo.	26
Figura 6 – Vista aérea da parcela com a linha amostral ao centro.	31
Figura 7 – Imagens de satélite dos anos de 2006 e 2021 comparando a alteração do estado de cobertura vegetal do fragmento de Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana na RPPNE Complexo Serra da Farofa. Pontos cinzas representam unidades amostrais.	32
Figura 8 – Avaliação da cobertura de copa por vegetação nativa arbórea e arbustiva. Neste exemplo, a cobertura do solo por espécies nativas na parcela é de 14,5 metros, ou seja, 58%.	33
Figura 9 – Método de avaliação da densidade de indivíduos arbóreos e arbustivos regenerantes (indicados pelas setas).	33
Figura 10 – Curva de acumulação de espécies vegetais com número observado (linha contínua) e extrapolado (linha pontilhada) para o dobro de parcelas (40) inicialmente utilizadas (20) na RPPNE Complexo Serra da Farofa. Área em vermelho representa o intervalo de confiança de +/- 95%.	35
Figura 11 – Descrição florística da área de estudo na RPPNE Complexo Serra da Farofa; A) abundância por família; B) número de espécies por família; C) abundância por espécie.	39
Figura 12 – Cobertura de copa em fragmento florestal alto-montano na RPPNE Complexo Serra da Farofa.	43
Figura 13 – Riqueza e abundância florística por grupo ecológico (GE) (A e B), síndrome de dispersão (SD) (C e D) e Forma de Vida (FV) (E e F) na FOMAM na RPPNE Serra da Farofa (SC).	45
Figura 14 – Localização e imagens de satélite com foco na vegetação das áreas circundantes das Unidades Amostrais na RPPNE Serra da Farofa - SC.	58

Figura 15 – A - B) Armadilha VSR em área antropizada e área nativa e conservada, respectivamente; C) Isca atrativa; D) Borboleta identificada e marcada com caneta permanente; E) indivíduo capturado; F) Borboleta capturada para identificação em laboratório; G) Envelope entomológico; H) Borboletas em processo de montagem; I) Borboleta montada.	59
Figura 16 – Curva de acumulação de espécies para borboletas Nymphalidae frugívoras em área nativa e com interferência antrópica na RPPNE Complexo Serra da Farofa.	62
Figura 17 – A) Indivíduo de <i>Forsterinaria necys</i> repousando em área com incidência solar direta na RPPNE Complexo Serra da Farofa.; B) Indivíduo de <i>Godartiana muscosa</i> marcado repousando em área de floresta nativa na RPPNE Complexo Serra da Farofa.	64
Figura 18 – Transectos estabelecidos para amostragem populacional de formigas em áreas de diferentes estágios ecológicos na RPPNE Complexo Serra da Farofa, em Santa Catarina.	76
Figura 19 – A) Local de instalação do primeiro transecto com armadilhas <i>pitfall</i> em área com interferência antrópica; B) Local de instalação do segundo transecto com armadilhas <i>pitfall</i> em área nativa com dossel fechado; C) Preparo das armadilhas <i>pitfall</i> para instalação a campo; D) Armadilha <i>pitfall</i> pronta para captura de formigas; E) Potes já com o conteúdo coletado a campo pronto para ser processado.	77
Figura 20 – Dissimilaridade de Bray-Curtis entre as unidades amostrais de formigas na área com interferência antrópica (direita) e área de floresta nativa (esquerda) na RPPNE Complexo Serra da Farofa.	80
Figura 21 – Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) entre as amostras de formigas da área de floresta nativa e área com interferência antrópica na RPPNE Complexo Serra da Farofa.	81
Figura 22 – A) Curva de acumulação de gêneros de formigas por unidades amostrais em área com interferência antrópica. B) Curva de acumulação de gêneros de formigas por unidades amostrais em área nativa.	82
Figura 23 – Formigas predando indivíduo de <i>Mimosa scabrella</i> em área com interferência antrópica na RPPNE Complexo Serra da Farofa - SC	85

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Números de indivíduos (IND), grupo ecológico (GE), síndrome de dispersão (SD) e forma de vida (FV) das espécies vegetais amostradas em FOMAM, na RPPNE Complexo Serra da Farofa.	36
Tabela 1 – Números de indivíduos (IND), grupo ecológico (GE), síndrome de dispersão (SD) e forma de vida (FV) das espécies vegetais amostradas em FOMAM, na RPPNE Complexo Serra da Farofa.	37
Tabela 1 – Números de indivíduos (IND), grupo ecológico (GE), síndrome de dispersão (SD) e forma de vida (FV) das espécies vegetais amostradas em FOMAM, na RPPNE Complexo Serra da Farofa.	38
Tabela 2 – Densidade de indivíduos em áreas de Floresta Ombrófila Mista e Densa por meio da utilização da Resolução SMA 032-2014.	42
Tabela 3 – Níveis de adequação de indicadores ecológicos pela SMA SP para áreas de 20 anos e a área de estudo na RPPNE Complexo Serra da Farofa.	44
Tabela 4 – Índices de Shannon (H') e Pielou (P') encontrados no presente estudo com outros trabalhos estuando a regeneração da Floresta Ombrófila Mista Montana e Alto-montana em regeneração, com suas respectivas informações sobre o estado de preservação.	46
Tabela 5 – Lista de abundância por espécie em área nativa e antrópica da fauna de borboletas frugívoras da família Nymphalidae na fazenda Das Nascentes - SC.	60
Tabela 6 – Valores encontrados para os índices de diversidade de Shannon-Wiener, dominância de Simpson e dissimilaridade de Sorensen e Bray-Curtis para a comunidade de Nymphalidae frugívora da RPPNE Serra da Farofa.	61
Tabela 7 – Distribuição mensal das coletas de borboletas frugívoras da família Nymphalidae na RPPNE Complexo Serra da Farofa, com destaque para o aumento expressivo na abundância de <i>F. pronophila</i> nos meses de novembro e dezembro.	65
Tabela 8 – Número de indivíduos por gêneros de Formicidae encontrados em área com interferência antrópica e área de floresta nativa, Valores de indicação e p valor para cada um dos gêneros na RPPNE Complexo Serra da Farofa.	79

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	15
1.1	OBJETIVOS	17
1.1.1	Objetivo geral	17
1.1.2	Objetivos específicos	17
1.2	HIPÓTESES	17
1.3	REFERÊNCIAS	19
2	DESCRIÇÃO DA ÁREA	22
2.1	LOCALIZAÇÃO	22
2.2	CLIMA	23
2.3	SOLO E RELEVO	24
2.4	HIDROLOGIA	24
2.5	HISTÓRICO DA ÁREA	24
3	CAPÍTULO I - AVALIAÇÃO DOS INDICADORES ECOLÓGICOS DA RESOLUÇÃO SMA 32/2014 EM ÁREA DE REFERÊNCIA NA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA ALTO-MONTANA DE SANTA CATARINA	27
3.1	INTRODUÇÃO	28
3.2	MATERIAL E MÉTODOS	30
3.2.1	Descrição da área	30
3.2.2	Coleta de dados	30
3.2.2.1	<i>Indicadores de referência para restauração ecológica</i>	30
3.2.2.1.1	Cobertura do solo por vegetação nativa	30
3.2.2.1.2	Densidade de indivíduos regenerantes	31
3.2.2.1.3	Número de espécies nativas regenerantes	32
3.2.3	Descrição florística	34
3.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
3.3.1	Suficiência amostral	34
3.3.2	Número de espécies regenerantes	35
3.3.3	Densidade de indivíduos regenerantes	40
3.3.4	Cobertura de copa	42
3.3.5	Aspectos funcionais e índices ecológicos	44
3.4	CONCLUSÃO	46
3.5	REFERÊNCIAS	48

4	CAPÍTULO II - BORBOLETAS FRUGÍVORAS COMO INDICADORES DE QUALIDADE AMBIENTAL NA RPPNE COMPLEXO SERRA DA FAROFA EM URUPEMA - SC	54
4.1	INTRODUÇÃO	56
4.2	MATERIAL E MÉTODOS	56
4.2.1	Descrição da área	56
4.2.2	Amostragem	57
4.2.3	Análise dos dados	58
4.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	60
4.4	CONCLUSÃO	66
4.5	REFERÊNCIAS	67
5	CAPÍTULO III - UTILIZAÇÃO DE FORMIGAS (HYMENOPTERA: FORMICIDAE) COMO INDICADORES DE QUALIDADE AMBIENTAL NA RPPNE COMPLEXO SERRA DA FAROFA EM URUPEMA - SC	72
5.1	INTRODUÇÃO	73
5.2	MATERIAL E MÉTODOS	75
5.2.1	Descrição da área	75
5.2.2	Amostragem	75
5.2.3	Análise dos dados	76
5.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	78
5.4	CONCLUSÃO	89
5.5	REFERÊNCIAS	90

1 INTRODUÇÃO GERAL

O Brasil possui aproximadamente 11 milhões de hectares de Reservas Legais utilizados para agricultura e passíveis de restauração florestal ou compensação (FREITAS et al., 2017), sendo estas atividades exigidas por lei (BRASIL, 2012). Diversos programas nacionais e internacionais se comprometeram a investir na recuperação de parte dessas áreas (e.g.: Bonn challenge, Planaveg e PACTO pela Restauração da Mata Atlântica), abrindo grandes oportunidades para a restauração de ecossistemas que estão degradados. Como essa preocupação é algo relativamente recente, começando entre as décadas de 1970 e 1990, e cobrada de maneira mais intensa a partir do novo Código Florestal (2012), as pesquisas sobre estas áreas precisam de maior fundamentação teórica e prática, considerando todas as formações florestais brasileiras, o que ainda não é observado (OLIVEIRA; ENGEL, 2017).

A Mata Atlântica abrange 1.350.000 km² e 17 estados brasileiros, é considerada um *hotspot* devido a grande biodiversidade de espécies endêmicas e por apresentar intenso impacto antrópico (MYERS et al., 2000). O bioma já teve mais de 70% da sua cobertura vegetal original convertida para outras finalidades desde o início de sua exploração no século XV (REZENDE et al., 2018). Essa perda de cobertura vegetal gerou intensa fragmentação com cerca de 80% dos remanescentes com área menor que 50 ha, e grande isolamento de seus fragmentos, visto que nas últimas três décadas, o isolamento entre florestas aumentou em 36,4%, com uma distância média de 1.440 m entre áreas verdes (ROSA et al., 2021).

Santa Catarina possui 95.730 km² totalmente inseridos no bioma da Mata Atlântica, que se divide em diferentes regiões fitoecológicas, sendo elas: Floresta Ombrófila Mista (FOM), Floresta Ombrófila Densa (FOD), Floresta Estacional Decidual (FED), Campos de Altitude, além da vegetação litorânea (IBGE, 2012). O Estado possui uma vegetação nativa remanescente de 16% em relação a original (RIBEIRO et al., 2009), que apresenta, em sua maioria, perda de cobertura florestal, com aumento também no isolamento, principalmente na FOM (ROSA et al., 2021).

Ecossistemas de referência, que são áreas florestais consideradas como modelo para a restauração florestal, trarão uma linha de raciocínio para as atitudes a serem tomadas durante a prática restauradora, o desenvolvimento da floresta terá como meta valores para variáveis ecossistemas de referência. Para evitar que diferenças climáticas, edáficas e hídricas influenciem uma diferença entre as áreas restauradas e suas devidas referências, sugere-se que os locais estejam dentro de uma mesma região fitogeográfica (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Existem basicamente duas escolas de pensamento sobre ecossistemas de referência. Dentre os que defendem a utilização desse modelo, Aronson et al. (1995) afirmam que o restaurador não pode começar um projeto considerando que não há uma maneira de prever o comportamento da área e, portanto, determinando que não há necessidade de estabelecer uma meta. Dessa forma, o correto é estabelecer metas temporárias de restauração baseada no comportamento

dos ecossistemas de referência, focando no resultado final a longo prazo (DARONCO; MELO; DURIGAN, 2013; SUGANUMA et al., 2013). Por outro lado, um ecossistema pode ter suas funções ecológicas reabilitadas de maneira limitada, mas não recuperadas, ou seja, tornar a ser o que era antes (CHOI, 2007). Choi (2004) afirma que uma réplica exata do ecossistema não pode ser refeita, uma vez que muitas das alterações no meio ambiente podem ser irreversíveis.

Em formações florestais, existe uma constante preocupação de entender o encaminhamento das áreas em processo de restauração. Para a comparação entre a área restaurada e o ecossistema de referência, o monitoramento é uma ferramenta essencial para avaliar e controlar continuamente os tratamentos que estão sendo impostos à área a ser restaurada (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). O estado de São Paulo, por meio da resolução nº 032/2014 da Secretaria de Meio Ambiente (SMA/SP), criou uma metodologia para o monitoramento dos projetos de restauração por meio de três indicadores de referência: cobertura do solo, densidade de indivíduos e número de espécies nativas regenerantes. O monitoramento das áreas é cobrado por lei em projetos de restauração florestal (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DE SÃO PAULO, 2014), e exige o monitoramento por prazos de 3, 5, 10, 15 e 20 anos após o início do projeto. Para cada uma dessas idades, o órgão ambiental atribui valores críticos, mínimos e adequados para os três indicadores. A recomposição da área só poderá ser atestada se o local apresentar valores iguais ou acima do adequado para o período de 20 anos.

Os valores considerados adequados pela resolução são diferentes para cada tipo de vegetação presente no estado e período transpassado do início do processo. Para as Florestas Ombrófilas e Estacionais de São Paulo, a resolução considera restaurada uma área que, aos 20 anos ou mais, apresente uma cobertura do solo por vegetação nativa maior que 80%, mais de 3.000 indivíduos nativos regenerantes por hectare e mais de 30 espécies nativas regenerantes. Dessa forma, é possível que o restaurador se oriente e estabeleça pequenas metas referentes aos prazos exigidos.

Entretanto, esses indicadores fundamentados nas formações florestais e condições presentes no estado de São Paulo. Santa Catarina, por sua vez, é influenciada por outras condições climáticas, ambientais, formações florestais diferentes e histórico de ocupação antrópica diferentes também. Logo, estes descritores podem não ser adequados para o que é encontrado no Estado. No entanto, o Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina (IMA/SC) exige relatórios de monitoramento mais simplificados, sem trazer parâmetros quantitativos para embasamento técnico, ficando vago e a critério do restaurador julgar se a área está ou não restaurada. Sendo assim, criar métricas realistas para o Estado, como as da SMA/SP, pode padronizar e agilizar o monitoramento e avaliação das áreas restauradas.

Em adição aos indicadores florísticos, outra forma de avaliar o estágio de recuperação ecológica de uma área é a utilização da fauna de insetos como indicador, especialmente aquela pertencente às famílias Nymphalidae e Formicidae. Sendo os bioindicadores um grupo de espécies que pode ser utilizado para caracterizar as qualidades ambientais de um meio (MCGEOCH, 1998), alguns autores consideram os ninfalídeos frugívoros como bons bioindicadores para

caracterização a qualidade ambiental de uma área (BONEBRAKE et al., 2010; BROWN, 1997; FREITAS, 2003; FREITAS et al., 2006). Borboletas frugívoras da família Nymphalidae são comuns em ambientes tropicais e subtropicais, sendo muito utilizadas em pesquisas relacionando diferentes condições ambientais e a diversidade deste grupo (UEHARA-PRADO; JR; FREITAS, 2006; UEHARA-PRADO et al., 2009; MELO et al., 2019).

As formigas (Formicidae), cuja origem é reportada para cerca de 120 milhões de anos, representam um dos grupos de insetos sociais mais bem sucedidos em termos evolutivos e ecológicos do planeta (WILSON; HÖLLDOBLER, 2005). As formigas são um dos grupos de insetos mais diversos, com cerca de 13 mil espécies descritas, mas estima-se que existam ao menos 20 mil espécies (BACCARO et al., 2015). Tanto as formigas quanto as borboletas têm sido utilizadas como bioindicadores em programas de monitoramento da conservação por compartilharem características de alto valor na bioindicação, tais como: fácil amostragem, informações taxonômicas atualizadas, vasta literatura, ampla distribuição geográfica e apresentarem respostas rápidas ao estresse no meio (BROWN, 1991; FREITAS, 2003; PHILPOTT et al., 2009; RIBAS et al., 2012).

Devido à facilidade de aplicação e avaliação dos indicadores citados acima, destaca-se que os mesmos podem servir como modelo para o desenvolvimento de metodologias de monitoramento para outras regiões do Brasil. Porém, necessitam de adequações sobre as condições locais e valores de referências esses determinados por meio de estudos em ecossistemas de referência.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

Estabelecer valores esperados de indicadores ambientais em um ecossistema de referência para a Floresta Ombrófila Mista Alto-montana e avaliar o potencial das famílias Nymphalidae (Ordem: Lepidoptera) e Formicidae (Ordem: Hymenoptera) como indicadores de qualidade ambiental.

1.1.2 Objetivos específicos

- Aplicar e adaptar a metodologia utilizada pela SMA/SP para o contexto da FOM em SC;
- Identificar e correlacionar as espécies de borboletas frugívoras da família Nymphalidae e formigas da família Formicidae com o nível de preservação das áreas estudadas.

1.2 HIPÓTESES

- A regeneração natural do fragmento estudado de Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana em estágio avançado de sucessão apresentará valores adequados para atestar recomposição conforme os indicadores de referência propostos pela resolução SMA 32/2014;

- Os valores de referência encontrados para a regeneração natural indicarão um estágio sucessional avançado da floresta de estudo;
- A área nativa favorecerá a abundância e riqueza de borboletas frugívoras da família Nymphalidae;
- A riqueza e abundância da fauna de formigas (Hymenoptera: Formicidae) serão favorecidas em área nativa, onde há maior disponibilidade de nutrientes e locais para nidificação;
- Cada área apresentará espécies de formigas indicadoras do nível de sua qualidade ambiental.

1.3 REFERÊNCIAS

- BACCARO, F. et al. *Guia para os gêneros de formigas do Brasil*. [S.l.: s.n.], 2015. ISBN 978-85-211-0152-9. Citado 8 vezes nas páginas 17, 76, 82, 83, 84, 85, 86 e 87.
- BONEBRAKE, T. C. et al. More than just indicators: A review of tropical butterfly ecology and conservation. *Biological Conservation*, v. 143, n. 8, p. 1831–1841, 2010. ISSN 0006-3207. Citado na página 16.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. *Restauração Florestal*. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 432 p. Citado 3 vezes nas páginas 15, 16 e 29.
- BRASIL. Lei federal n.º 12.651, de 25 de maio de 20. *Diário oficial da República Federativa do Brasil*, 2012. Citado na página 15.
- BROWN, K. S. Conservation of neotropical environments: Insects as indicators. 1991. Citado 2 vezes nas páginas 17 e 56.
- 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. Citado na página 16.
- CHOI, Y. D. Theories for ecological restoration in changing environment: Toward ‘futuristic’ restoration. *Ecological Research*, v. 19, p. 75–81, 2004. Citado na página 15.
- CHOI, Y. D. Restoration ecology to the future: A call for new paradigm. *Restoration Ecology*, v. 15, n. 2, p. 351–353, 2007. Citado na página 15.
- DARONCO, C.; MELO, A. C. G. de; DURIGAN, G. Ecosistema em restauração versus ecossistema de referência: estudo de caso da comunidade vegetal de mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP. *Hoehnea*, São Paulo, v. 40, n. 3, p. 485–498, 2013. Citado 2 vezes nas páginas 15 e 41.
- FREITAS, A. et al. Insetos como indicadores de conservação da paisagem. In: _____. [S.l.: s.n.], 2006. p. 1–28. Citado 2 vezes nas páginas 16 e 63.
- FREITAS, A. V. L. Lista preliminar das espécies de borboletas na usina Serra Grande, AL. *Cepan. org. br*, 2003. Citado 2 vezes nas páginas 16 e 17.
- FREITAS, F. L. M. de et al. Offsetting legal deficits of native vegetation among brazilian landholders: Effects on nature protection and socioeconomic development. *Land Use Policy*, v. 68, p. 189–199, 2017. ISSN 0264-8377. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0264837716310997>>. Citado na página 15.

- IBGE. *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, 2012. Citado na página 15.
- MCGEOCH, M. A. The selection testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews*, Cambridge University Press, v. 73, n. 2, p. 181–201, 1998. Citado 2 vezes nas páginas 16 e 74.
- MELO, D. et al. Effect of habitat loss and fragmentation on fruit-feeding butterflies in the Brazilian Atlantic Forest. *Canadian Journal of Zoology*, v. 97, p. 588–596, 06 2019. Citado na página 16.
- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, p. 853–858, 2000. Citado 3 vezes nas páginas 15, 28 e 56.
- OLIVEIRA, R. E. de; ENGEL, V. L. A restauração florestal na Mata Atlântica: três décadas em revisão. *Revista Ciência, Tecnologia & Ambiente*, v. 5, n. 1, p. 40–48, 2017. Citado na página 15.
- PHILPOTT, S. et al. Ant diversity and function in disturbed and changing habitats. *Ant Ecology*, p. 137–156, 11 2009. Citado 2 vezes nas páginas 17 e 74.
- REZENDE, C. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v. 16, 10 2018. Citado 3 vezes nas páginas 15, 56 e 73.
- RIBAS, C. R. et al. Ants as indicators of the success of rehabilitation efforts in deposits of gold mining tailings. *Restoration Ecology*, v. 20, n. 6, p. 712–720, 2012. Citado 2 vezes nas páginas 17 e 74.
- RIBEIRO, M. C. et al. 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. ISSN 0006-3207. Citado 4 vezes nas páginas 15, 29, 62 e 63.
- ROSA, M. et al. Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. *Science Advances*, v. 7, p. eabc4547, 01 2021. Citado 3 vezes nas páginas 15, 28 e 56.
- SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DE SÃO PAULO. Resolução sma nº 32, de 03 de abril de 2014. *Diário Oficial do Estado de São Paulo.*, p. 46, 2014. Citado 3 vezes nas páginas 16, 31 e 33.
- SUGANUMA, M. S. et al. Ecossistemas de referência para restauração de matas ciliares: existem padrões de biodiversidade, estrutura florestal e atributos funcionais? *Rev. Árvore*, v. 37, p. 835–847, 2013. Citado na página 15.

UEHARA-PRADO, M. et al. Selecting terrestrial arthropods as indicators of small-scale disturbance: A first approach in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, v. 142, n. 6, p. 1220–1228, 2009. ISSN 0006-3207. Citado na página 16.

UEHARA-PRADO, M.; JR, K.; FREITAS, A. 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, p. 43 – 54, 12 2006. Citado na página 16.

WILSON, E. O.; HÖLLDOBLER, B. The rise of the ants: A phylogenetic and ecological explanation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, National Academy of Sciences, v. 102, n. 21, p. 7411–7414, 2005. ISSN 0027-8424. Citado na página 17.

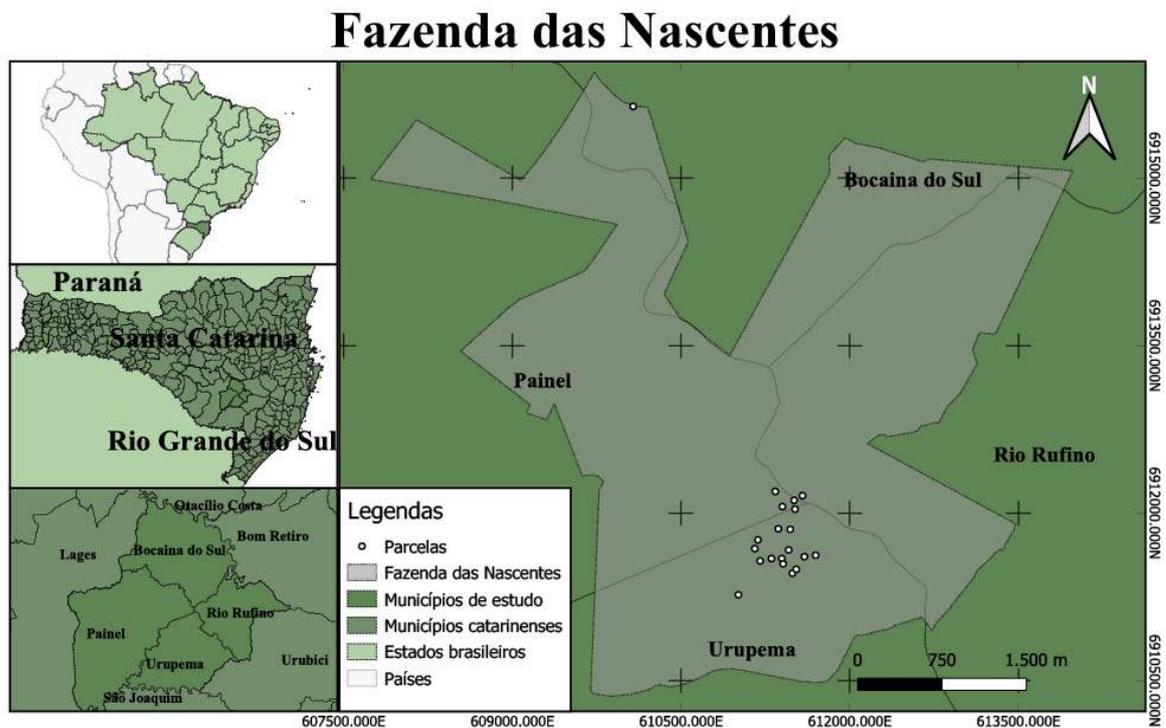
2 DESCRIÇÃO DA ÁREA

2.1 LOCALIZAÇÃO

A Reserva Particular do Patrimônio Natural Estadual (RPPNE) Complexo Serra da Farofa é uma das quase 70 RPPNs do estado de Santa Catarina. Pertencente à empresa Klabin S. A., a propriedade possui um total de 4.987,15 ha e é dividida em seis Fazendas, ocorrendo dentro dos limites das cidades de Bocaina do Sul, Painei, Rio Rufino, Urupema e Urubici, no planalto do estado (SUMATRA, 2020) (Figura 1).

O presente estudo foi realizado na RPPNE Complexo Serra da Farofa, especificamente na Fazenda das Nascentes, com uma área de 1.518,57 ha, distribuídos entre Bocaina do Sul, Painei, Urupema e Rio Rufino. O local está inserido na fitofisionomia Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana (FOMAM), dentro da Mata Atlântica, apresentando altitudes entre 1.000 m e 1.700 m. Também é composta fragmentos sob denominação de Floresta Nebular, por apresentarem grande parte da precipitação por contato direto das nuvens com o dossel da floresta (OLIVEIRA-FILHO, 2009) (Figura 2). A Fazenda é recoberta majoritariamente por FOMAM, se intercalando com áreas úmidas nas partes mais baixas, bem como campos de naturais (MARTINS et al., 2011; GOMES, 2016).

Figura 1 – Mapa de localização da área de estudo na RPPNE Complexo Serra da Farofa em Santa Catarina, sul do Brasil.



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Figura 2 – Visão geral do dossel com névoa da floresta da RPPNE Complexo Serra da Farofa em Santa Catarina, sul do Brasil.

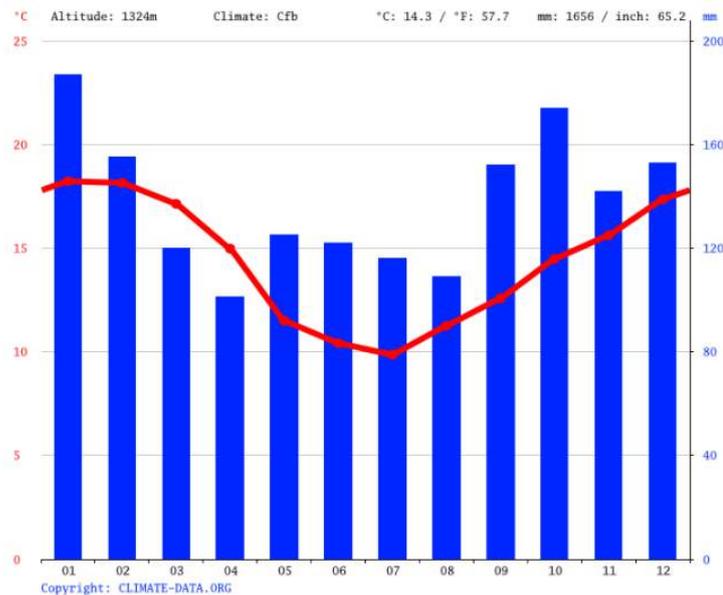


Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

2.2 CLIMA

Por apresentarem temperatura média anual histórica variando de 14,3°C a 15,9°C, pluviosidade média anual entre 1.656 mm e 1.191 mm, sem período seco e média de temperatura do mês mais quente menor que 22°C (CLIMATE-DATA.ORG, 2021) (Figura 3), as cidades em que a RPPN se encontra são classificadas como Cfb por Köppen (KÖPPEN, 2011).

Figura 3 – Média histórica de temperatura e pluviometria em Urupema - SC, cidade da Fazenda em que o estudo foi realizado.



Fonte: Climate-Data.Org (2021).

2.3 SOLO E RELEVO

A região possui solos do tipo Neossolo Litólico Distrófico A proeminente, textura argilosa, relevo ondulado e forte ondulado e Cambissolo Álico Tb A húmico, de textura argilosa em relevo ondulado (EMBRAPA, 2018). Em campo, foi observada a presença de turfeiras em algumas áreas. O relevo da Fazenda é ondulado e forte ondulado, com presença de rupturas abruptas, atingindo altitudes de até 1.714 m. Destaca-se a proximidade da Fazenda das Nascentes com o Morro das Antenas, que é um dos locais mais frios do país, palco de fenômenos climáticos raros, sendo objeto de estudos de diversos pesquisadores (SUMATRA, 2020).

2.4 HIDROLOGIA

A Fazenda das Nascentes apresenta ao todo 12 nascentes, incluindo a nascente do Rio Caveiras, responsável por fornecer água aos aproximadamente 160 mil habitantes do município de Lages (SUMATRA, 2020). A região está sob influência da bacia do Rio Canoas (SCHMITZ et al., 2013).

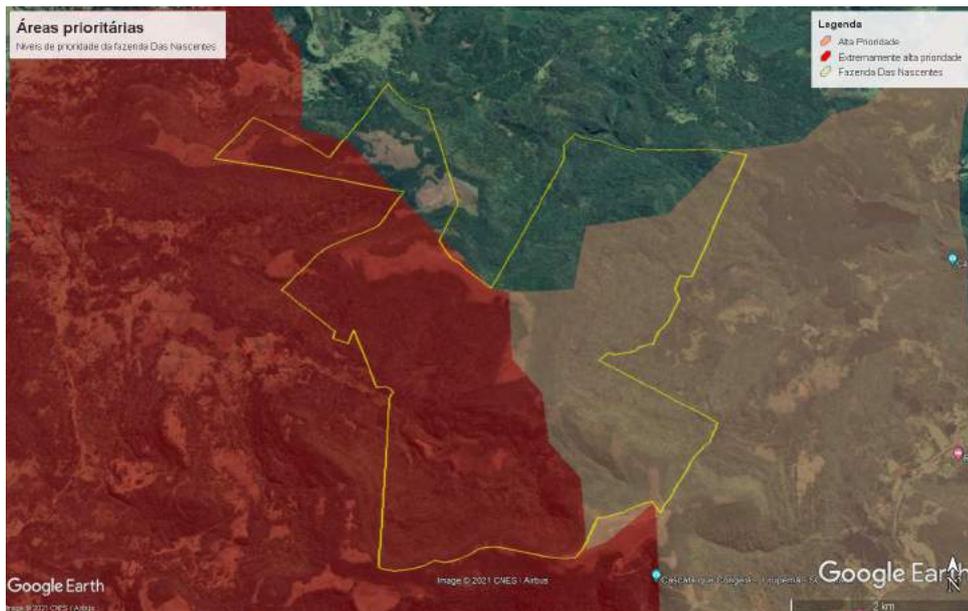
2.5 HISTÓRICO DA ÁREA

A área foi apropriada pela empresa Klabin SA em 2006, sendo então isolada e destinada para conservação, preservação, restauração e manutenção dos corredores ecológicos entre o Parque Nacional de São Joaquim (planalto) e o Parque Estadual da Serra do Tabuleiro (litoral).

Em 2014 a Fazenda foi declarada como RPPNE, possuindo áreas prioritárias para conservação da Mata Atlântica, bioma predominante na reserva.

A Unidade de Conservação é considerada estratégica para a a proteção da Mata Atlântica por incluir áreas classificadas como "Extremamente Alta Prioridade" e "Alta Prioridade" pelo Ministério do Meio Ambiente (Ministério do Meio Ambiente, 2004)(Figura 4), com maior potencialidade para a manutenção da qualidade ambiental em uma determinada região.

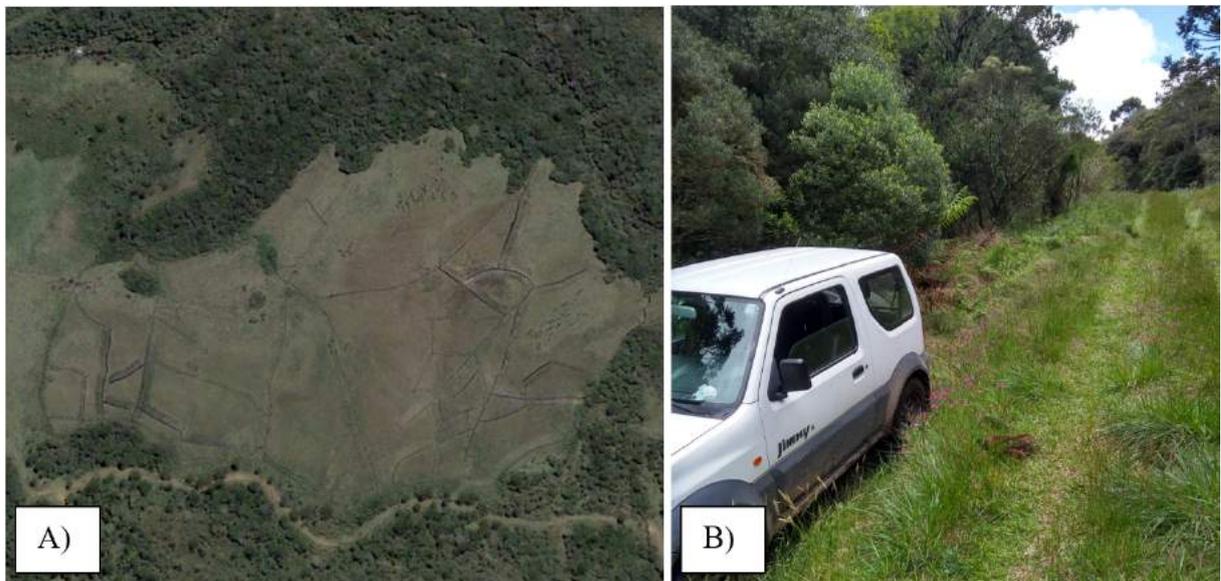
Figura 4 – Níveis de prioridade da conservação na Fazenda das Nascentes (RPPNE Complexo Serra da Farofa), em Santa Catarina, sul do Brasil.



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

A Fazenda está sem perturbações antrópicas intensas há aproximadamente 20 anos, próximo de quando houve a compra da área pela empresa. Antes desse período, parte da área era utilizada para criação de gado (Figura 5 A). A grande quantidade da espécie pioneira *Mimosa scabrella* Benth. em alguns locais no interior da Fazenda sugere que ainda esteja ocorrendo o processo de recuperação destes impactos pretéritos. Um outro vestígio da interferência nessa área no passado é uma rampa que se assemelha as utilizadas para carregar gado em caminhões de carga viva (Figura 5 B).

Figura 5 – A) Imagem de satélite tirada em 2006 de uma das áreas próximas ao alojamento na Fazenda das Nascentes com valos para secagem de açude; B) Vestígio de rampa para transporte de gado, um exemplo de impacto antrópico na área de estudo.



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Atualmente, as áreas da RPPNE Serra da Farofa estão livres de atividades que colaboram com a degradação dos fragmentos remanescentes, tendo como foco principal a preservação, conservação e manutenção da fauna e flora local.

3 CAPÍTULO I - AVALIAÇÃO DOS INDICADORES ECOLÓGICOS DA RESOLUÇÃO SMA 32/2014 EM ÁREA DE REFERÊNCIA NA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA ALTO-MONTANA DE SANTA CATARINA

RESUMO

Com a perda de cobertura vegetal remanescente na Mata Atlântica e na Floresta Ombrófila Mista, atividades de restauração florestal tornaram-se mais necessárias. O estado de São Paulo (Brasil) é pioneiro na criação de protocolos de monitoramento para projetos de restauração realizados em seu território, assim, a recomposição só poderá ser atestada perante obtenção de valores adequados para os indicadores de referência estabelecidos. Com isso, este estudo visou avaliar a regeneração natural de uma floresta de referência na Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana de Santa Catarina, utilizando os indicadores de referência propostos pela Resolução 32/2014 da Secretaria de Meio Ambiente de São Paulo. O estudo foi realizado na Reserva Particular do Patrimônio Natural Estadual (RPPNE) Complexo Serra da Farofa, localizada no planalto de Santa Catarina. Por meio da utilização de parcelas de 100 m² (4 m x 25 m), todos os indivíduos arbustivos e arbóreos com alturas superiores a 50 cm e Circunferência a Altura do Peito (CAP) menores que 15 cm, ou inexistente, foram contabilizados e identificados a nível de espécie. Com essas informações, foram estabelecidos o número de espécies regenerantes, a densidade de indivíduos regenerantes por hectare (ind/ha) e a cobertura de copa por espécies arbustivas e arbóreas. Além disso, as espécies encontradas foram associadas a seus grupos ecológicos (GE), síndrome de dispersão (SD) e forma de vida (FV). Foram encontrados 1.413 indivíduos regenerantes, 22 famílias botânicas, 36 gêneros e 48 espécies. As espécies mais abundantes foram: *Ilex paraguariensis* (281), *Siphoneugena reitzii* (198), *Drimys angustifolia* (153), *Prunus myrtifolia* (96) e *Ocotea pulchella* (88). A densidade de indivíduos regenerantes foi de 7.065 ind/ha, com cobertura de copa média de 100%. O GE predominante foi o das secundárias tardias, com maior abundância de espécies com dispersão Zoocórica e forma de vida arbórea. Os indicadores de referência foram todos acima do adequado, quando comparado com valores para atestar recomposição nas florestas ombrófilas de São Paulo, entretanto, o presente estudo, em concordância com outros que utilizaram a mesma metodologia, encontraram valores muito acima do adequado, indicando um comportamento diferenciado da vegetação ombrófila do estado de Santa Catarina. *I. paraguariensis*, *D. angustifolia* e *S. reitzii* são espécies já conhecidas por apresentarem certa afinidade com ambientes nebulares de Santa Catarina. Assim, o remanescente estudado apresenta características de uma floresta bem estabelecida e resiliente. Destaca-se a necessidade do estudo da regeneração natural em regiões alto-montanas, por sua singularidade e diferenças encontradas na regeneração em comparação a outras florestas do estado.

Palavras-chave: Regeneração natural. Restauração florestal. Indicadores de referência. Ecossistemas de referência.

ABSTRACT

With the loss of remaining forest cover in the Atlantic Forest and Mixed Ombrophilous Forest, forest restoration practices have become more necessary. The State of São Paulo (Brazil) is pioneer in the creation of monitoring protocols for restoration projects carried out in its territories, therefore, the recomposition will only be attested by obtaining adequate values for the established goals. Thereby, this study aimed to evaluate the natural regeneration of a reference forest in the Upper Montane Mixed Ombrophilous Forest of Santa Catarina, using the reference indicators proposed by the Resolution 32/2014 of São Paulo's Secretary of the Environment. The study was carried out in the Private Reserve of State Natural Patrimony (RPPNE) Complexo Serra da Farofa, located in Santa Catarina Plateau (Brazil). Using 100 m² parcels (4 m x 25 m) as sampling units, all shrubby and arboreal individuals higher than 50 cm and Circunference at Breast Height (CBH) smaller than 15 cm, or inexistent, were accounted and identified at species level. With these data, the number of regenerant species, density of regenerant species by hectare (ind/ha) and canopy cover by shrubby and arboreal species were obtained. Also, each species was associated with their respective Ecological Group (GE), Dispersal Syndrom (SD) and Form of Life (FV). In total, 1,413 regenerant individuals were found, within 22 botanical families, 36 genera and 48 species. The most abundant species were *Ilex paraguariensis* (281), *Siphoneugena reitzii* (198), *Drimys angustifolia* (153), *Prunus myrtifolia* (96) and *Ocotea pulchella* (88). The regenerant density was 7,065 ind/ha, with mean canopy cover of 100%. The most common GE was the late secondary, with higher abundance of Zoocoric species and arboreal life form. The indicators were all above adequate when compared to the values to attest recomposition in the ombrophylous forest of São Paulo, however, this study, other studies that used the same methodology, found way above adequate values, pointing to a different behaviour of the ombrophylous mixed forests of Santa Catarina. Thus, the studied forest remnant shows characteristics of a well established and resilient forest. It highlighted the need of more studies in the natural regeneration in upper montane regions, considering their singularities and differences when compared to other types of forests in Santa Catarina.

Keywords: Natural regeneration. Forest restoration. Reference indicators. Reference ecosystems.

3.1 INTRODUÇÃO

O bioma da Mata Atlântica é considerado um *Hotspot* da conservação mundial devido sua alta taxa de endemismo, elevada quantidade de espécies ameaçadas de extinção e apresentar ameaçada por consequência de causas antrópicas (MYERS et al., 2000). O bioma abriga 125 milhões de pessoas e, mesmo com esforços para restauração do bioma, ainda existe a substituição de florestas antigas para outras finalidades (ROSA et al., 2021). Essas atividades causam alterações bruscas na estrutura da comunidade vegetal, como a diminuição da riqueza e aumento

na dominância por poucas espécies (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014).

O Estado de Santa Catarina está totalmente inserida na Mata Atlântica e possui um dos maiores remanescentes florestais do bioma (RIBEIRO et al., 2009). O estado possui cerca de 38,05% de sua área coberta por florestas naturais, considerando a partir do estágio intermediário de sucessão. Essa cobertura se divide em Floresta Ombrófila Mista, Floresta Ombrófila Densa e Floresta Estacional Decidual. A Floresta Ombrófila Mista (FOM) possui 33,9% da sua área de influência coberta por florestas naturais a partir do estágio intermediário de sucessão, o restante da ocupação é dividida em reflorestamentos comerciais (12,89%), agricultura (19,8%), área urbana (1,26%), pastagens e campos (31,40%) e outras finalidades (1,27%) (VIBRANS et al., 2021). Mesmo áreas de alta prioridade de conservação, como algumas regiões alto-montanas de Santa Catarina (Ministério do Meio Ambiente, 2004), podem estar submetidas a impactos antrópicos que interferem na regeneração natural da floresta (STUANI et al., 2021).

Nessa perspectiva de alteração do uso de terra, diversas iniciativas e metas para a restauração dessas áreas têm sido implementadas (e.g. *Bonn challenge*, Pacto Pela Mata Atlântica e Planaveg). Para projetos de restauração ecológica, sugere-se o uso de metas intermediárias para variáveis florísticas que fundamentem tomadas de decisões e avaliação da evolução do projeto de restauração. Os valores para essas metas podem ser obtidos por meio do uso de ecossistemas de referência. Entretanto, para avaliar o desenvolvimento da restauração, precisam ser feitos monitoramentos padronizados, que trazem reflexões sobre as escolhas tomadas nesses projetos (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Assim, a Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo criou um protocolo de monitoramento e indicadores de referência para projetos de restauração, que padroniza as atividades de monitoramento e atribui valores para atestar recomposição de um local (SAO PAULO, 2015). Os três indicadores (cobertura de copa, densidade de indivíduos regenerantes e número de espécies nativas regenerantes) possuem um valor de referência, que os classifica como adequados, mínimos e críticos para diferentes idades do projeto. A recomposição somente será atestada quando os valores estiverem iguais ou acima do adequado para 20 anos após o início do projeto.

Desta forma, o presente estudo visa entender o comportamento da regeneração em área sob preservação de Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana por meio da utilização dos indicadores de referência propostos pelo protocolo de monitoramento para projetos de restauração ecológica, estabelecidos pela Secretaria de Meio Ambiente de São Paulo. Espera-se que os valores para os três indicadores de referência (cobertura de copa, densidade de indivíduos regenerantes e número de espécies regenerantes) estejam acima do nível adequado proposto para as áreas de São Paulo. Com os resultados encontrados, espera-se entender um pouco melhor as características ecológicas da regeneração da FOM Alto-montana para estabelecer valores de referência para a fitofisionomia.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Descrição da área

O local de estudo foi a Fazenda das Nascentes, a segunda maior da RPPNE Complexo Serra da Farofa, com uma área de 1.518,57 ha distribuídos entre os municípios de Bocaina do Sul, Paineira, Urupema e Rio Rufino. A Fazenda, bem como toda a reserva, está inserida na fitofisionomia Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana (FOMAM), entro da Mata Atlântica, apresentando altitudes entre 1.000 m e 1.700 m. Também é composta fragmentos sob denominação de Floresta Nebular, por apresentarem grande parte da precipitação por contato direto das nuvens com o dossel da floresta (OLIVEIRA-FILHO, 2009). A Fazenda é contemplada majoritariamente por FOMAM, se intercalando com áreas úmidas nas partes mais baixas, bem como campos naturais (MARTINS et al., 2011; GOMES, 2016).

3.2.2 Coleta de dados

Foram estabelecidas 20 parcelas de 25 m de comprimento por 4 m de largura (100 m²) com uma linha amostral (linha central) no meio da parcela (Figura 6). nas áreas de floresta nativa da Fazenda das Nascentes. A fim de evitar áreas muito impactadas pelas interferências pretéritas, imagens de satélite datadas de 2006 e 2021 foram comparadas e tiveram as áreas que permaneceram intactas destacadas (Figura 7). Também foram ouvidos moradores locais e outros pesquisadores para estabelecer as parcelas em áreas com menor ou nenhum grau de alteração. Dentro do perímetro de interesse, as parcelas foram sorteadas aleatoriamente.

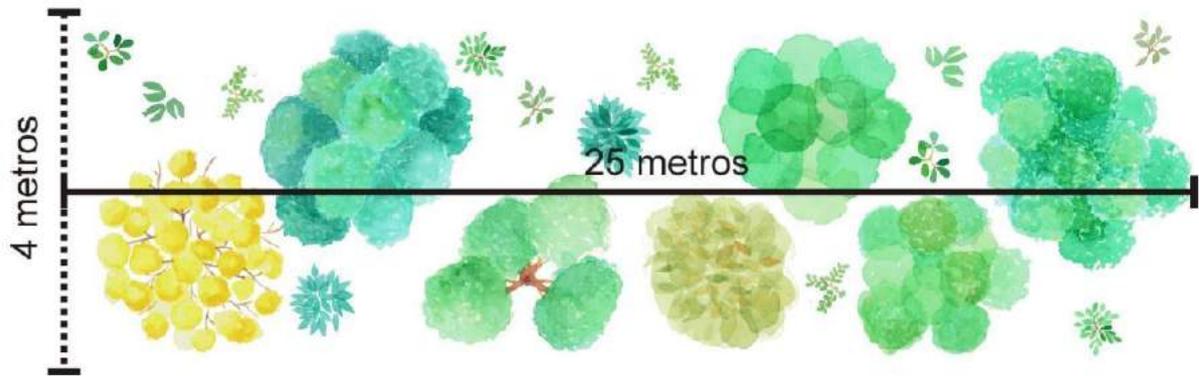
3.2.2.1 Indicadores de referência para restauração ecológica

A amostragem seguiu a metodologia estabelecida no Protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica CBRN 01/2015, proposto pela Resolução 32/2014 da Secretaria de Meio Ambiente de São Paulo (SMA/SP). A resolução estabelece que devem ser admitidos parâmetros fixos para que uma área seja dada como restaurada e, portanto, independente de qualquer interferência humana para sua manutenção. Para isso, foram estabelecidos três indicadores para formações florestais, sendo eles: cobertura do solo com vegetação nativa; densidade de indivíduos nativos regenerantes e número de espécies nativas regenerantes. Os três indicadores foram avaliados em parcelas de 100 m² (25 x 4 m).

3.2.2.1.1 Cobertura do solo por vegetação nativa

Ao longo da linha central de 25 m, foram somados os trechos onde havia cobertura florestal por árvores e arbustos (Figura 8), calculando-se, assim, a cobertura de copa pela vegetação nativa ((1)).

Figura 6 – Vista aérea da parcela com a linha amostral ao centro.



Fonte: Elaborada pela Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo (2014).

$$\text{Cobertura em cada parcela (\%)} = \frac{(\text{trecho1} + \text{trecho2} \dots + \text{trecho n})}{25} \cdot 100 \quad (1)$$

Um indicador de cobertura vegetal foi calculado para a área média das coberturas vegetais das parcelas (Fórmula (2)).

$$\text{Indicador de Cobertura (\%)} = \frac{(\text{cobertura parcela 1} + \text{cob parc 2} \dots + \text{cob parc N})}{N} \quad (2)$$

Em que: N = número de parcelas utilizadas.

3.2.2.1.2 Densidade de indivíduos regenerantes

Este indicador considera o número de indivíduos arbustivos e arbóreos nativos regenerando no sub-bosque da parcela. Para isso, todos os indivíduos maiores que 50 cm de altura e com CAP menores que 15 cm foram contabilizados (Figura 9). Este número foi convertido para indivíduos por hectare (ind/ha) pela Fórmula (3).

$$\text{Densidade na parcela (ind.ha)} = \frac{\text{numero de individuos encontrados na parcela}}{0,01} \quad (3)$$

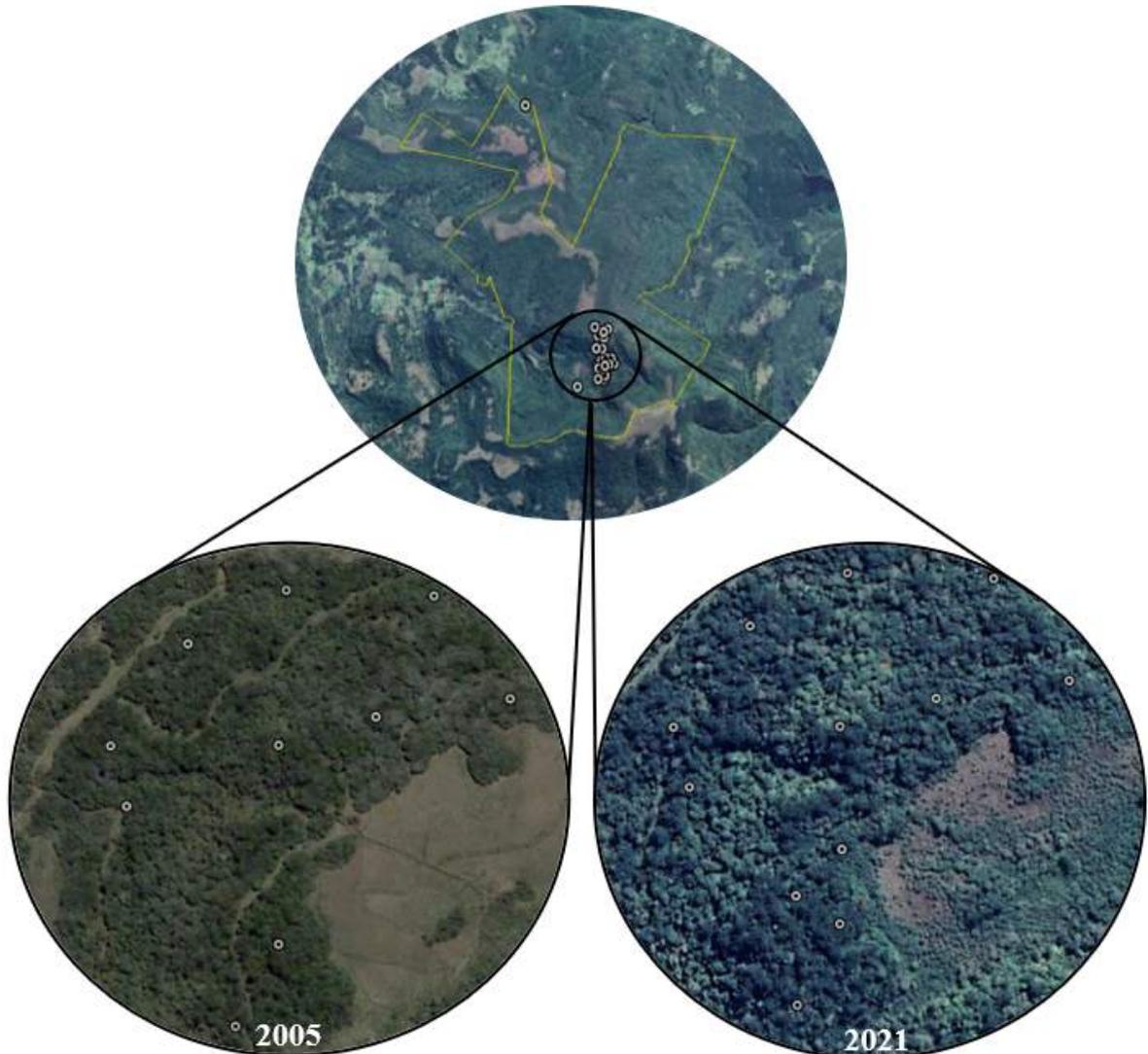
Em que: ind./ha = número de indivíduos por hectare.

Posteriormente é extrapolado por hectare pela Fórmula (4).

$$\text{Indicador densidade (ind.ha)} = \frac{\text{Densidade parcela 1} + \text{dens. parc. 2} \dots + \text{dens. parc. N}}{N} \quad (4)$$

Em que: ind./ha = número de indivíduos por hectare; N = número de parcelas utilizadas.

Figura 7 – Imagens de satélite dos anos de 2006 e 2021 comparando a alteração do estado de cobertura vegetal do fragmento de Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana na RPPNE Complexo Serra da Farofa. Pontos cinzas representam unidades amostrais.



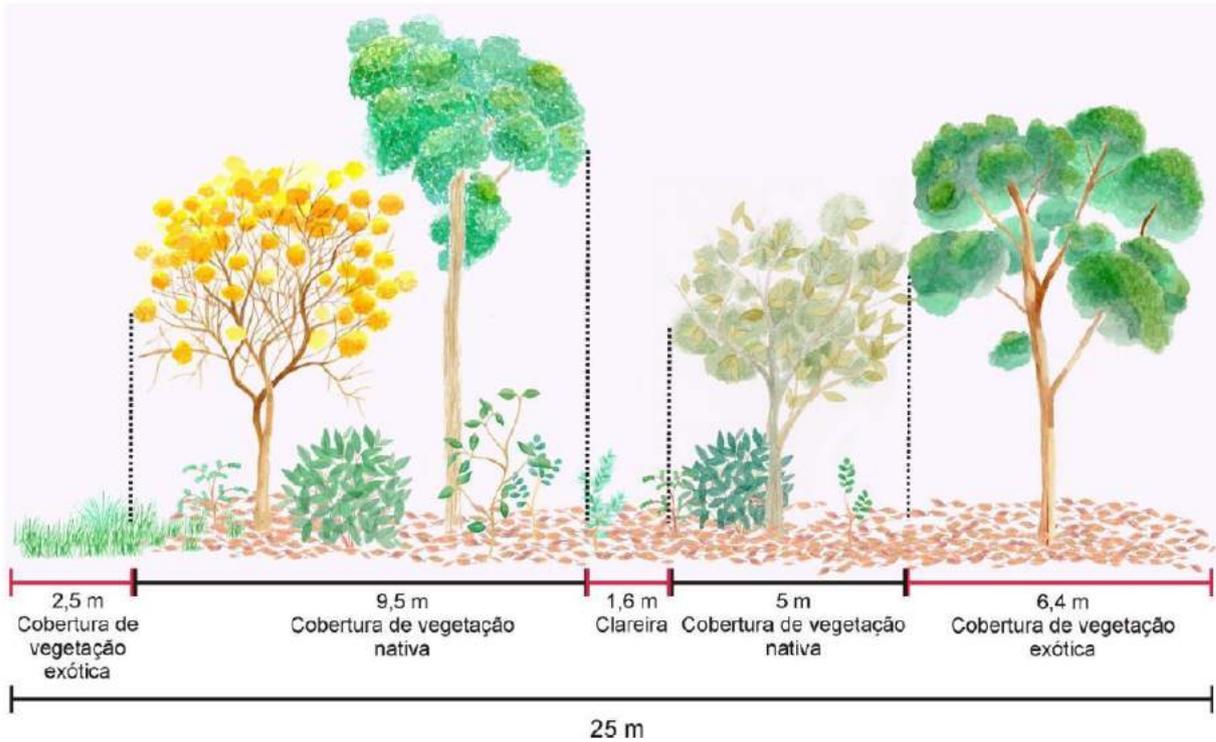
Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

3.2.2.1.3 Número de espécies nativas regenerantes

Os indivíduos arbustivos e arbóreos nativos levantados no indicador de Densidade de Indivíduos Regenerantes foram identificados em campo a nível de espécie, seguindo a nomenclatura do sistema de classificação ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP IV (APG IV, 2016).

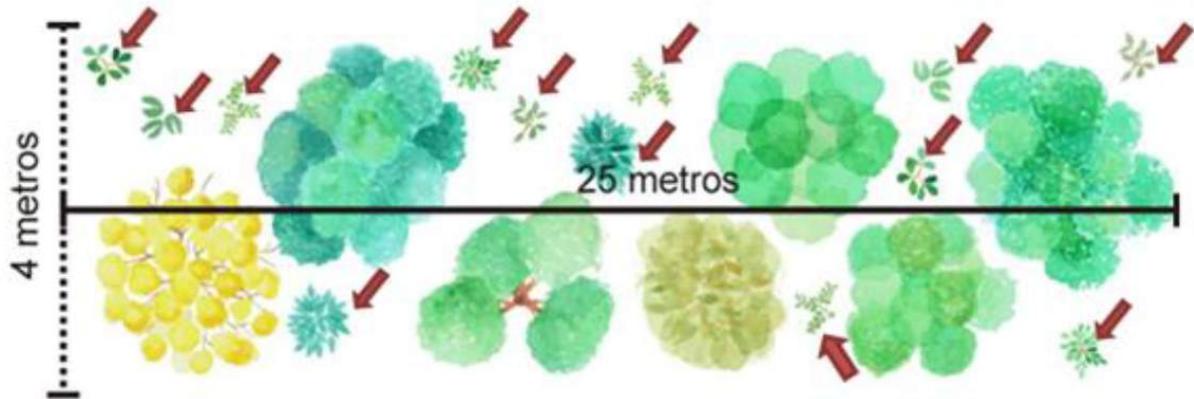
Pela metodologia da resolução 032/2014 da SMA, os valores obtidos pela amostragem são comparados com valores intermediários de referência já estabelecidos. Assim, de acordo com os valores dos indicadores, podendo ser caracterizados como “crítico”, “intermediário” e “adequado”, além de estabelecer “valores utilizados para atestar recomposição”. O termo “crítico” se aplica quando não foram atingidas as metas mínimas esperadas para cada indicador, sendo exigida uma readequação do projeto. Os valores serão “mínimos” quando satisfizerem as

Figura 8 – Avaliação da cobertura de copa por vegetação nativa arbórea e arbustiva. Neste exemplo, a cobertura do solo por espécies nativas na parcela é de 14,5 metros, ou seja, 58%.



Fonte: Elaborada pela Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo (2014).

Figura 9 – Método de avaliação da densidade de indivíduos arbóreos e arbustivos regenerantes (indicados pelas setas).



Fonte: Elaborada pela Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo (2014).

exigências mínimas, mas são abaixo do “adequado”, que por sua vez, é quando o projeto atinge as metas esperadas para aquele prazo.

3.2.3 Descrição florística

Em uma amostragem fitossociológica, trabalha-se com o máximo de representatividade de cada espécie, considerando a metodologia proposta por Mueller-Dombois e Ellenberg (1974). Para isso, a suficiência amostral foi estabelecida seguindo a metodologia de Kersten e Galvão (2011), em que um aumento de 10% da superfície total amostrada representa um aumento de 5% do número total de espécies amostradas. O procedimento foi feito por meio do *software* R (R CORE TEAM, 2021) utilizando os pacotes Vegan (OKSANEN et al., 2020) e iNEXT (CHAO et al., 2014), para a curva de acumulação de espécies. Além disso, foram estimados Informação (Shannon) e Equitabilidade (Pielou).

Por meio de busca bibliográfica, cada espécie vegetal encontrada no levantamento teve seu grupo ecológico (GE) associado conforme a classificação proposta por Budowski (1965): pioneira (Pi), Secundária Inicial (Si), Secundária Tardia (St) e Clímax (C). A classificação do GE de cada espécie é de suma importância para associar ao estágio de sucessão de uma floresta.

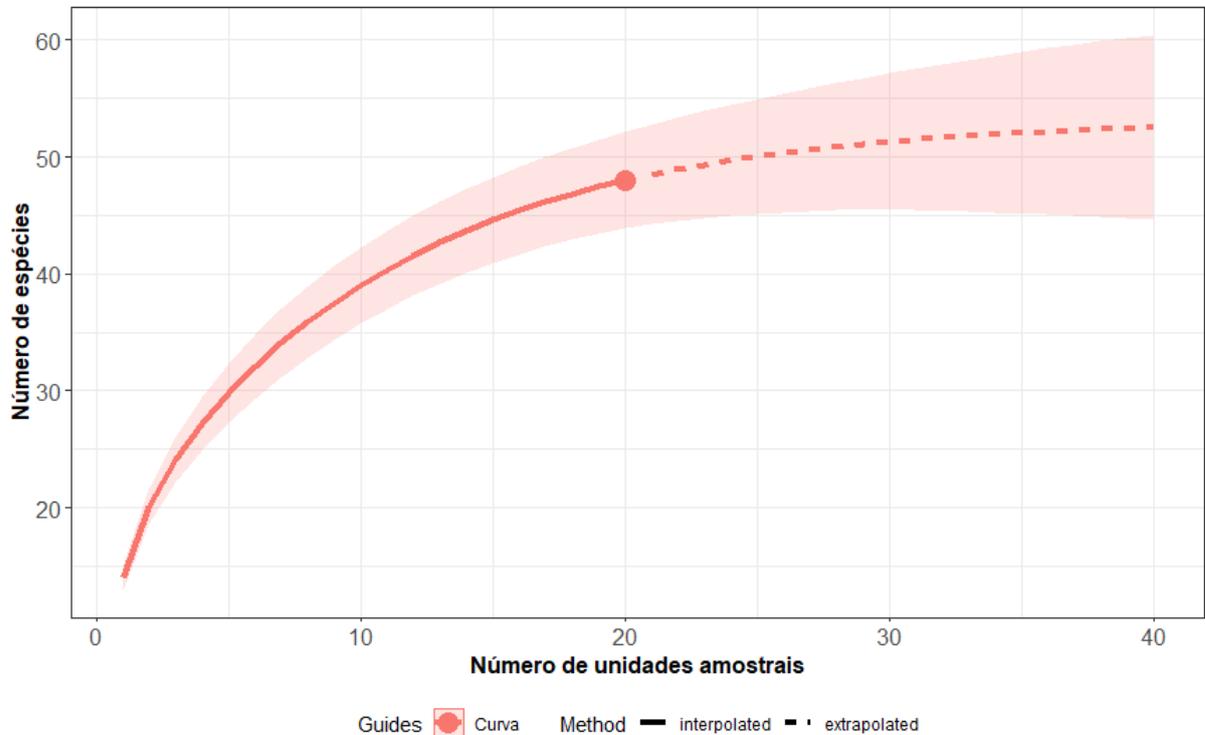
A forma de vida (FV) de cada espécie vegetal também foi associada. Para isso, o pacote Flora (CARVALHO, 2020) busca automaticamente os hábitos das respectivas espécies diretamente na FLORA DO BRASIL 2020 (floradobrasil.jbrj.gov.br). Foram utilizadas as seguintes classificações: A = Árvore; Arb = Arbusto; Sub = Subarbusto e Li = Liana. A síndrome de dispersão (SD) foi embasada na classificação Pijl (1982): zoocórica (Zoo), anemocórica (Ane) ou autocórica (Aut).

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1 Suficiência amostral

A suficiência amostral foi atingida, uma vez que o aumento de 10% na suficiência amostral, refletiu em um acréscimo de 2,44% no número de espécies, inferior aos 5% propostos por Kersten e Galvão (2011). A curva de acumulação de espécies apresenta uma tendência à estabilização (Figura 10), indicando suficiência amostral. Além disso, um cenário no qual ocorre a adição de 20 parcelas, extrapolando os valores encontrados na amostragem inicial, o total de espécies sobe para 53, ou seja, seis a mais que o observado a campo, o que representa 11,8% do valor inicial considerando o dobro do número de parcelas.

Figura 10 – Curva de acumulação de espécies vegetais com número observado (linha contínua) e extrapolado (linha pontilhada) para o dobro de parcelas (40) inicialmente utilizadas (20) na RPPNE Complexo Serra da Farofa. Área em vermelho representa o intervalo de confiança de +/- 95%.



Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

3.3.2 Número de espécies regenerantes

Ao todo foram levantados 1.413 indivíduos distribuídos em 22 famílias botânicas, 35 gêneros e 48 espécies (Tabela 1). Destas espécies, quatro foram identificadas a nível de gênero, duas a nível de família e três indivíduos ficaram sem identificação. As espécies mais abundantes foram: *Ilex paraguariensis* A.St.-Hil. (281 indivíduos, 20% em relação ao total), *Siphoneugena reitzii* D.Legrand (198, 14%), *Drimys angustifolia* Miers. (153, 11%), *Prunus myrtifolia* (L.) Urb. (96, 7%) e *Ocotea pulchella* (Nees & Mart.) Mez (88, 6%).

Tabela 1 – Números de indivíduos (IND), grupo ecológico (GE), síndrome de dispersão (SD) e forma de vida (FV) das espécies vegetais amostradas em FOMAM, na RPPNE Complexo Serra da Farofa.

(Continua)

FAMÍLIAS/ESPÉCIES	NOME POPULAR	IND	GE	SD	FV
Acanthaceae					
Acanthaceae Juss.	*	1	*	*	*
Aquifoliaceae					
<i>Ilex cf. microdonta</i>	Caúna-de-folha-miúda	51	Cl	Zoo	A
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	Erva-mate	281	St	Zoo	A
<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	Caúna	6	Si	Zoo	A
Araucariaceae					
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	Pinheiro-do-paraná	8	P, Si	Zoo	A
Asteraceae					
<i>Baccharis dentata</i> (Vell.) G.M.Barroso	Vassourinha	6	P	Ane	Arb
<i>Baccharis oblongifolia</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	*	32	P	Ane	Sub
<i>Campovassouria bupleurifolia</i> (DC.) R.M. King & H. Rob.	Vassourinha-folha-fina	2	P	Ane	Arb
<i>Chromolaena cf. laevigata</i> (Lam.) R.M.King & H.Rob.	*	1	P	Ane	Sub
<i>Symphopappus itatiayensis</i> (Hieron.) R.M.King & H.Rob.	Vassoura-braba	2	P	Ane	Arb
<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	Vassourão-branco	1	P	Ane	A
<i>Vernonanthura westiniana</i> (Less.) H.Rob.	Assa-peixe	7	P	Ane	Arb
Cardiopteridaceae					
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard	Pau-de-corvo	3	St	Zoo	A
Clethraceae					
<i>Clethra scabra</i> Pers.	Carne-de-vaca	5	P	Auto	A
Cunoniaceae					
<i>Weinmannia paulliniifolia</i> Pohl ex Ser.	Gramimunha	50	Si	Ane	A
Fabaceae					
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	Bracatinga	1	P	Auto	A

Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

Legenda: P = Pioneira; Si = Secundária Inicial; St = Secundária Tardia; Clímax; Zoo = Zoocoria; Auto = Autocoria; Ane = Anemocoria; A = Árvore; Arb = Arbusto; Sub = Subarbusto; Li = Liana; * = Sem classificação; NI = Não identificada.

Tabela 1 – Números de indivíduos (IND), grupo ecológico (GE), síndrome de dispersão (SD) e forma de vida (FV) das espécies vegetais amostradas em FOMAM, na RPPNE Complexo Serra da Farofa.

(Continua)

FAMÍLIAS/ESPÉCIES	NOME POPULAR	IND	GE	SD	FV
Lauraceae					
<i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	Canela-alho	76	St	Zoo	A
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	Canela-lageana	88	St	Zoo	A
<i>Persea willdenovii</i> Kosterm.	Pau-de-andrade	56	St	Zoo	A
Mayacaceae					
NI	*	2	*	*	*
Melastomataceae					
<i>Leandra</i> sp.1	*	53	*	*	*
<i>Leandra</i> sp.2	*	7	*	*	*
<i>Leandra</i> sp.3	*	2	*	*	*
<i>Miconia cinerascens</i> Miq.	Pixirica	1	Si	Zoo	A
Myrtaceae					
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	Murta	9	Si	Zoo	A
<i>Myrceugenia euosma</i> (O.Berg) D.Legrand	Guamirim	3	Si	Zoo	A
<i>Myrceugenia glaucescens</i> (Cambess.) D.Legrand & Kausel	Guamirim	53	St	Zoo	A
<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O.Berg	Araçarana	16	St	Zoo	A
<i>Myrceugenia oxysepala</i> (Burret) D.Legrand & Kausel	Guamirim	13	St	Zoo	A
<i>Myrcia</i> sp.	*	3	*	*	*
<i>Myrcia hartwegiana</i> (O.Berg) Kiaersk.	Guamirim	3	Si	Zoo	A
<i>Myrrhinium atropurpureum</i> Schott	Pau-ferro	2	St	Zoo	A
<i>Siphoneugena reitzii</i> D.Legrand	Camboim	198	Si	Zoo	Arb
NI					
NI	*	3	*	*	*
Primulaceae					
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	Capororoquinha	27	P	Zoo	A
Proteaceae					
<i>Roupala montana</i> Aubl.	Carvalho-brasileiro	1	St	Zoo	A

Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

Legenda: P = Pioneira; Si = Secundária Inicial; St = Secundária Tardia; C = Clímax; Zoo = Zoocoria; Auto = Autocoria; Ane = Anemocoria; A = Árvore; Arb = Arbusto; Sub = Subarbusto; Li = Liana; * = Sem classificação; NI = Não identificada.

Tabela 1 – Números de indivíduos (IND), grupo ecológico (GE), síndrome de dispersão (SD) e forma de vida (FV) das espécies vegetais amostradas em FOMAM, na RPPNE Complexo Serra da Farofa.

(Conclusão)					
FAMÍLIAS/ESPÉCIES	NOME POPULAR	IND	GE	SD	FV
Rhamnaceae					
<i>Frangula polymorpha</i> Reissek	*	4	P	Zoo	Arb
Rosaceae					
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Pessegueiro-bravo	96	Si	Zoo	A
<i>Rubus fruticosus</i> L.	Amora	2	P	Zoo	Li
Salicaceae					
<i>Azara uruguayensis</i> (Speg.) Sleumer	Amargoso	1	Si	*	Arb
Solanaceae					
<i>Solanum pseudocapsicum</i> L.	Peloteira	1	P	Zoo	Sub
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	Tintureiro	6	Si	Zoo	A
<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal	Joá-manso	7	P	Zoo	A
<i>Solanum</i> sp.	*	3	*	*	*
Styracaceae					
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	Carne-de-vaca	18	Si	Zoo	A
Symplocaceae					
<i>Symplocos pentandra</i> (Mattos) Occhioni ex Aranha	Sete-sangrias	18	St	Zoo	A
<i>Symplocos tetrandra</i> Mart.	Sete-sangrias	32	St	Zoo	A
Winteraceae					
<i>Drimys angustifolia</i> Miers	Casca d'anta	153	P	Zoo	A

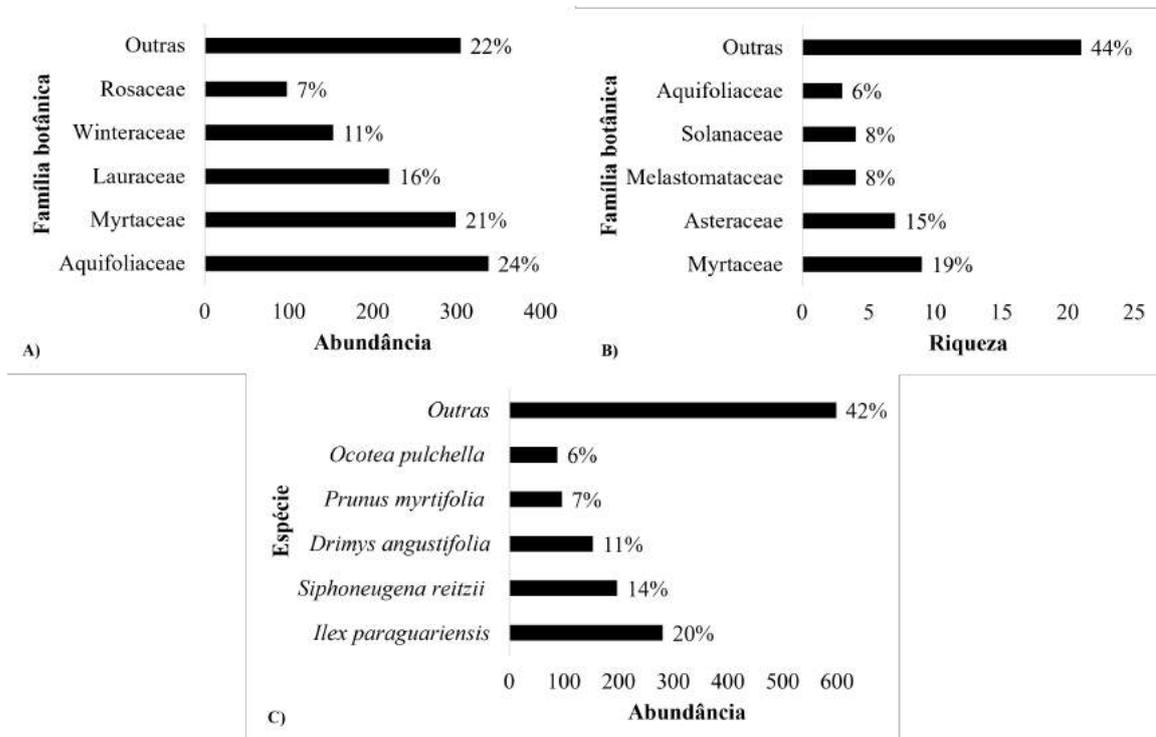
Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

Legenda: P = Pioneira; Si = Secundária Inicial; St = Secundária Tardia; C = Clímax; Zoo = Zoocoria; Auto = Autocoria; Ane = Anemocoria; A = Árvore; Arb = Arbusto; Sub = Subarbusto; Li = Liana; * = Sem classificação; NI = Não identificada.

Cinco das famílias mais abundantes representam 79% (1.108) da soma total de indivíduos (1.413), sendo representada principalmente pela família Aquifoliaceae, a qual teve 338 indivíduos distribuídos em 3 espécies (Figura 11). Logo em seguida, Myrtaceae apresentou 299 indivíduos distribuídos em 9 espécies, portanto, a mais rica das famílias inventariadas, representando 19,6% do número de espécies total. A família Lauraceae somou 220 regenerantes e igualando a Aquifoliaceae em riqueza (3 espécies). Já *D. angustifolia* foi a única Winteraceae, mas foi expressivo o suficiente para ficar atrás somente de *I. paraguariensis* em abundância a nível de espécie e em quarto a nível de família. Por último, *P. myrtifolia* foi o representante significativo da família Rosaceae, com 96 regenerantes, se posicionando como um dos mais abundantes dentro do observado. O número de espécies nativas regenerantes encontrado é superior ao adequado,

conforme os valores propostos pela resolução SMA 32/2014 (Figura 11).

Figura 11 – Descrição florística da área de estudo na RPPNE Complexo Serra da Farofa; A) abundância por família; B) número de espécies por família; C) abundância por espécie.



Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

Meyer et al. (2013) observaram que na FOM de Santa Catarina as famílias Myrtaceae, Asteraceae, Lauraceae, Fabaceae e Melastomataceae são as cinco famílias mais encontradas na fitofisionomia, com Myrtaceae apresentando maior abundância de indivíduos. Em regiões alto-montanas, Higuchi et al. (2013) apontam maior riqueza do estrato arbóreo e arbustivo adulto também para Myrtaceae, e outras famílias, como Solanaceae, Asteraceae, Aquifoliaceae e Lauraceae. Mazon, Silva e Watzlawick (2019) estudando a regeneração de florestas secundárias na FOM, encontraram 54 espécies classificadas em 40 gêneros e 29 famílias, similar ao encontrado no presente estudo. Também em ambiente alto-montano, Dalla et al. (2016) observaram 28 espécies, sendo destas, 9 da família Myrtaceae.

A família Myrtaceae está frequentemente entre as mais ricas e abundantes na regeneração da Floresta Ombrófila Mista (KELLERMANN, 2011; HIGUCHI et al., 2013; MAZON; SILVA; WATZLAWICK, 2019; SANTOS et al., 2015; FOCKINK, 2020; ZANGALLI, 2021) e possui grande potencial para regeneração natural na Floresta Ombrófila Mista. Segundo Gomes (2016), existem diversos filtros ambientais nas áreas da RPPNE, em específico, na Fazenda das Nascentes, como solos ácidos e baixo teor de argila, porém, espécies como *S. reitzii* e *M. euosma* estão bem associadas a esses locais. Esta adaptação garante o estabelecimento da espécie e ocupação de um nicho específico ao longo de sua evolução. Possivelmente, *S. reitzii* também está bem

adaptada a esses filtros ambientais, visto sua grande abundância na Fazenda das Nascentes. *S. reitzii* é indicada para ser utilizada em projetos de restauração já na fase de enriquecimento, devido seu bom desenvolvimento sob influência de luz solar direta, enquanto que espécies como *M. glaucescens* e *M. oxysepala* e *M. atropurpureum* preferem locais mais sombreados para seu desenvolvimento (GOMES et al., 2016).

Áreas em início de processo de regeneração apresentam maior riqueza de espécies quando comparadas a áreas de referência. Trabalho recentes, como os de Fockink (2020), Oliveira (2020) e Zangalli (2021), que também utilizaram a metodologia da SMA, estudaram áreas entre três e doze anos em regeneração. Os autores encontraram de 69 espécies em área de sete anos de idade (OLIVEIRA, 2020) a 107, em áreas entre 3 e 5 anos de idade (FOCKINK, 2020) (Tabela 2). Em todos os trabalhos, a família Asteraceae representou uma proporção significativa da abundância e da riqueza. No presente estudo, o estágio de sucessão desfavorece o aparecimento dessa família, sendo mais característica de áreas iniciais de regeneração (DUARTE et al., 2021, e.g.).

Ilex paraguariensis é uma espécie de caráter mais tardio, apresentando alta tolerância ao sombreamento (CARVALHO, 2003) e maior capacidade de se desenvolver em áreas sombreadas (POLETTO et al., 2010). Além disso, diversos estudos em FOMAM e FOMM do planalto Catarinense apontam a ocorrência da espécie, seja no componente arbóreo (HIGUCHI et al., 2012; DUARTE et al., 2018; STEDILLE et al., 2018) quanto regenerante (DUARTE et al., 2018; SANTOS et al., 2015). Stedille (2020) encontrou uma estimativa de 4.667 ind/ha dessa espécie na regeneração do mesmo local de estudo, considerando todos os indivíduos maiores que 10 cm de altura. Além disso, a autora afirma que ambientes alto-montanos possuem limites ótimos para o aparecimento da espécie. Não se pode fazer um comparação direta entre os dois resultados devido à diferença no critério de inclusão, porém destaca-se a grande quantidade de indivíduos dessa espécie no local. Considerando as características de *I. paraguariensis*, a área favorece o aparecimento dessa espécie, indicando um estágio de sucessão avançado.

Em áreas de FOMAM no estado de Santa Catarina, a ocorrência de *D. angustifolia* é comum na regeneração natural da floresta (DALLA et al., 2016; SANTOS et al., 2021; DUARTE et al., 2021) e também representa grande parte do componente arbóreo adulto (FLORIANI, 2015), apresentando um potencial expressivo para o aparecimento em florestas alto-montanas sob influência nebulosa (DUARTE et al., 2020).

Destaca-se também a presença de apenas oito indivíduos de *A. angustifolia*. A espécie é amplamente encontrada na Floresta Ombrófila Mista, podendo apresentar elevado valor de importância do componente arbóreo em áreas alto-montanas (HIGUCHI et al., 2013), mas possui baixa capacidade de se estabelecer no sub-bosque de florestas, quando comparada a espécies de Lauraceae e Sapindaceae. Souza et al. (2012) compararam a composição do estrato arbóreo e regenerante em área de FOMAM e encontraram maiores frequências e dominâncias de Araucária no estrato arbóreo, um comportamento que pode comprometer a persistência de Araucária a longo prazo. Os autores comentam que a conífera é mais encontrada em áreas de borda de floresta e expandindo sobre o campo. Outros trabalhos também encontraram uma quantidade

baixa da espécie na regeneração de florestas nebulares (FLORIANI, 2015; DUARTE et al., 2021; SANTOS et al., 2021).

3.3.3 Densidade de indivíduos regenerantes

O indicador de densidade de indivíduos nativos foi igual a 7.065 ind/ha, muito acima do que os 3.000 ind/ha da resolução SMA/SP classifica como “adequado” para atestar recomposição. Além disso, quando comparado com a recomendação do Pacto pela Restauração da Mata Atlântica (2009), o valor encontrado também supera o que o parâmetro “aceitável” sugere (acima de 5.000 ind/ha). Na região de influência da FOM, Narvaes, Brena e Longhi (2005) encontraram um valor semelhante, de 7.984 ind/ha na regeneração da Floresta Nacional de São Francisco de Paula. Outros trabalhos observaram valores mais distantes, como Mazon, Silva e Watzlawick (2019), que encontraram 49.383 ind/ha em FOMAM e Souza et al. (2012), com 14.133 ind/ha e 26.350 ind/ha em áreas com e sem interferência de taquara em Floresta Ombrófila Mista Montana (FOMM).

Por mais que alguns trabalhos utilizem da densidade de regenerantes para discutir a utilização de ecossistemas de referência (DARONCO; MELO; DURIGAN, 2013; MARCUZZO et al., 2014; FONSECA et al., 2017), os critérios de inclusão utilizados são diferenciados, dificultando a comparação direta dos resultados. Sendo assim, alguns trabalhos que utilizaram a metodologia da SMA/SP encontraram valores semelhantes aos observados aqui. Zangalli (2021) estudou a composição da vegetação arbórea e arborescente regenerante de Áreas de Preservação Permanente (APP) após a supressão de espécies exóticas que estavam estabelecidas dentro da zona ripária. Foram cinco áreas dentro de APP, cada uma com uma idade diferente após a adequação. A mais nova estava em processo de restauração há quatro anos, enquanto as outras mais antigas possuíam 9, 10, 11 e 12 anos. A densidade de indivíduos dessas áreas foram de 6.800, 7.500, 4.517, 4.600 e 7.620 respectivamente. Utilizando a mesma metodologia, o trabalho de Oliveira (2020) encontrou 4.610 ind/ha em APP há 7 anos em processo de regeneração em FOMM e 5.668 ind/ha em Floresta Ombrófila Densa de 12 anos de idade. Enquanto isso, Fockink (2020), também avaliando a metodologia da SMA, encontrou 7.553 ind/ha em área de aproximadamente quatro anos após retirada de florestas de Pinus (Tabela 2). Destes trabalhos, destaca-se a grande diferença para os valores propostos pela resolução. As áreas de FOM do estado de Santa Catarina aparentam ter um comportamento diferente das florestas ombrófila de São Paulo, considerando que as densidades de indivíduos foram todas acima do adequado, até mesmo considerando os valores para atestar recomposição. As diferenças nos resultados, tanto entre estudos, quanto entre estudos e os valores propostos pela SMA, demonstram a importância de uma linha de pesquisa que considere cada uma das Fitofisionomias dentro do estado de Santa Catarina, bem como suas diferenciadas altimetrias.

Tabela 2 – Densidade de indivíduos em áreas de Floresta Ombrófila Mista e Densa por meio da utilização da Resolução SMA 032-2014.

Idade	Fitofisionomia	DI (ind/ha)	CobA (%)	Nsp (n° spp)	Referência
Referência		7.065	100	48	Presente estudo (2022)
4		9.225	76	43	
9		7.989	80	75	
10	FOM	3.063	78	47	Zangalli, 2020
11		3.650	68	39	
12		8.129	64	59	
3 - 5		7.553	67	107	Fockink, 2020
7		4.610	61	69	
12	FOD	5.668	63	99	Oliveira, 2020

Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

Legenda: FOM = Floresta Ombrófila Mista; FOD = Floresta Ombrófila Densa; DI = Densidade de indivíduos arbóreos e arbustivos por hectare; CobA = Cobertura do dossel por espécies arbustivo-arbóreas; Nsp = Número de espécies.

3.3.4 Cobertura de copa

A média de cobertura de copa do presente estudo foi de 100%, também acima do que a resolução propõe para valores adequados para atestar recomposição (Tabela 3). O remanescente estudado possui um dossel fechado (Figura 12), permitindo que uma baixa quantidade de luz chegue ao sub-bosque, limitando a ocorrência para algumas espécies umbrófilas. Xaxins (*Dicksonia sellowiana* Hook.) são comuns em locais de sombra e úmidos (MANTOVANI, 2004) e foram abundantemente encontrados preenchendo o solo florestal.

Figura 12 – Cobertura de copa em fragmento florestal alto-montano na RPPNE Complexo Serra da Farofa.



Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

O resultado pode ter sido influenciado pela escolha de áreas que não sofreram interferências antrópicas diretas. Em muitos locais da Fazenda, existe a presença do gênero de Bambu *Chusquea* spp. (Cará) e bracingais (áreas dominadas por *Mimosa scabrella*), espécies que ocorrem em clareiras ou áreas iniciais (SEVEGNANI; VIBRANS; GASPER, 2013). Os bambus são observados dominando densamente o estrato inferior de florestas que sofreram impactos antrópicos e são favorecidos em casos em fragmentos de menores perímetros, podendo homogeneizar a diversidade do ecossistema, inclusive da regeneração (LIEBSCH et al., 2021). Dessa forma, destaca-se a importância da manutenção dos fragmentos remanescentes da fitofisionomia, uma vez que a fragmentação pode causar maior aparecimento dessas espécies agressivas, como Carás, resultando em diminuição da diversidade.

A cobertura de copa foi mais elevada do que os trabalhos de Oliveira (2020), Fockink (2020) e Zangalli (2021). Os autores encontraram valores menores, com no máximo de 80% em área de nove anos (ZANGALLI, 2021) (Tabela 2). Esse comportamento é esperado, já que áreas mais iniciais apresentam uma rotatividade maior de espécies de ciclos mais curtos e muitas espécies arbustivas, permitindo que a cobertura do dossel atinja uma maior continuidade somente quando houver a emergência das espécies arbóreas sobre a regeneração. Melo, Miranda e Durigan (2007) comentam que a cobertura de copa possui correlação positiva com o avanço da idade de uma área em regeneração após queimadas, apresentando grande potencial para utilização como indicador da restauração.

Tabela 3 – Níveis de adequação de indicadores ecológicos pela SMA SP para áreas de 20 anos e a área de estudo na RPPNE Complexo Serra da Farofa.

Indicadores ecológicos RPPNE Serra da Farofa	Valores de referência SMA SP			
	Nível de adequação	Presente estudo	20 Anos	
-	Observado	Crítico	Mínimo	Adequado
Cobertura do solo com vegetação nativa (%)	100	0 a 80	-	Acima de 80
Densidade de indivíduos nativos regenerantes (ind/ha)	7065	0 a 3000	-	Acima de 3000
Número de espécies nativas regenerantes	48	0 a 30	-	Acima de 30

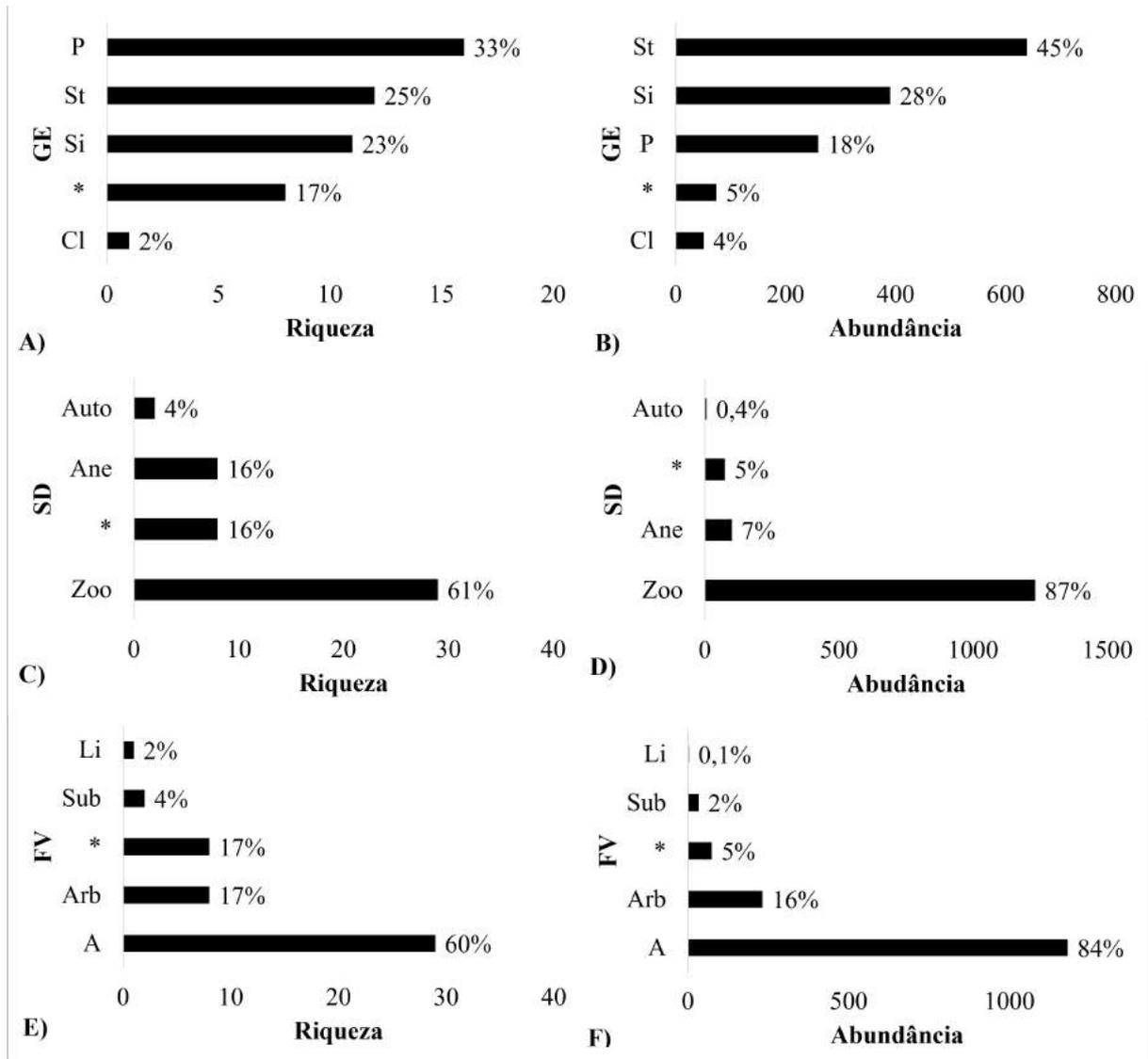
Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

3.3.5 Aspectos funcionais e índices ecológicos

Em relação ao Grupo Ecológico (GE), observa-se que, por mais que as Pioneiras (P) tenham apresentado maior riqueza de espécies (33%), principalmente devido a presença de Asteraceae, a abundância de indivíduos foi mais significativa para o grupo das Secundárias Tardias (St), com cerca de 800 indivíduos (53%) (Figura 13). Grande porcentagem desse grupo ocorre devido à abundância de *I. paraguariensis* e parte das Myrtaceae, como: *M. glaucescens* (53), *M. myrcioides* (13), *M. oxypala* (13), *M. delicatula* (109), *M. atropurpureum* (2) e Lauraceae, como: *C. amoenum* (76), *O. pulchella* (88) e *P. willdenovii* (56). Este resultado está relacionado com a cobertura de copa encontrada, já que o fechamento do dossel possibilita que um grupo mais limitado de espécies seja favorecido, ou seja, as espécies secundárias tardias e clímax. Além de estar relacionado com o elevado valor de cobertura de copa, a predominância das secundárias tardias também pode estar relacionada ao contato direto da floresta com nuvens, o que diminui o período de incidência solar direta tanto no dossel quanto no sub-bosque (OLIVEIRA-FILHO, 2009). Aqui vale destacar novamente os trabalhos que utilizaram os indicadores de referência da Secretaria de Meio Ambiente de São Paulo. As espécies classificadas como Pioneiras foram as mais comuns em todas as áreas estudadas (FOCKINK, 2020; OLIVEIRA, 2020; ZANGALLI, 2021). Essa comparação permite aferir que a floresta estudada aqui apresenta um comportamento de florestas tardias.

As espécies com dispersão Zoocórica representam 60,1% da riqueza e 87,1% da abundância da área. Mesmo espécies pioneiras, como *D. angustifolia* e algumas Solanaceae, apresentam dispersão por meio de animais, o que favorece a grande representatividade deste grupo. Mais que isso, a fauna herbívora que se alimenta desses frutos atrai animais carnívoros, o que permite uma cadeia trófica mais complexa. Essa forma de dispersão é a mais comum em florestas tropicais (REIS; KAGEYAMA, 2003) e pode aumentar sua representatividade na floresta ao decorrer da sucessão ecológica (TABARELLI et al., 2010). Pode também ser a mais presente em processo

Figura 13 – Riqueza e abundância florística por grupo ecológico (GE) (A e B), síndrome de dispersão (SD) (C e D) e Forma de Vida (FV) (E e F) na FOMAM na RPPNE Serra da Farofa (SC).



Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

P = Pioneiro; Si = Secundário Inicial; St = Secundário tardio; C = Clímax; * = Não classificados; Zoo = Zoocória; Ane = Anemocória; Auto = Autocória; A = Árvore; Arb = Arbusto; Sub = Subarbusto; Li = Liana.

de restauração (MARCUIZZO et al., 2014).

Espécies arbóreas representaram 61% riqueza e 84% da abundância, o que indica um avançado estágio de regeneração da floresta.

Os valores para os índices de Shannon e Pielou obtidos são similares ao encontrado por diversos trabalhos estudando a vegetação ombrófila montana e alto-montana (Tabela 4). Entretanto, algumas áreas mais preservadas apresentaram valores superiores para a regeneração, com equitabilidades maiores, indicando uma dominância maior por um menor número de espécies (SOUZA et al., 2012; MAZON; SILVA; WATZLAWICK, 2019).

Tabela 4 – Índices de Shannon (H') e Pielou (P') encontrados no presente estudo com outros trabalhos estuando a regeneração da Floresta Ombrófila Mista Montana e Alto-montana em regeneração, com suas respectivas informações sobre o estado de preservação.

Vegetação	Estado de preservação	H'	P'	Referências
FOMAM	Preservada	2,93	0,74	Presente estudo (2022)
FOMAM	Perturbada	2,51	0,75	Dalla et al. (2016)
FOMM	Preservada	2,73	0,76	Santos et al. (2015)
FOMM	NI	2,22	-	Narvaes, Brena e Longhi (2005)
FOMM	Recuperação	3,17	0,87	Vieira (2019)
FOMAM	Preservada	3,41	0,84	Souza et al. (2012)
FOMAM	Preservada*	3,32	0,83	Mazon, Silva e Watzlawick (2019)

Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

Legenda: FOMAM = Floresta Ombrófila Mista Alto-montana; FOMM = Floresta Ombrófila Mista Montana; H' = Índice de informação de Shannon; P' = Índice de equitabilidade de Pielou; NI = Não Informado; * = Sem interferências desde 1990.

Souza et al. (2012), por meio de uma revisão dos estudos realizados na FOM, observaram que valores maiores do índice de Shannon foram encontrados com menores critérios de inclusão (Índices de Shannon de até 3,67). Higuchi et al. (2013) estudando o estrato arbóreo em floresta nebulosa do planalto de Santa Catarina, observaram valores semelhantes para o componente adulto ($H' = 2,79$; $J' = 0,70$) e consideram esses valores baixos perto de outros valores encontrados para a FOM. Os autores ainda afirmam que os índices podem ser menores na região devido à intensidade dos filtros ecológicos da região, como clima e solo.

Quando comparado aos trabalhos que utilizaram a mesma metodologia do presente estudo, grande parte dos valores de Shannon encontrados foram acima de 3 (apenas uma das áreas apresentou valores menores que 3), com o índice de Pielou variando entre 0,69 e 0,87 (FOCKINK, 2020; OLIVEIRA, 2020; ZANGALLI, 2021). Zangalli (2021), por exemplo, observou $H' = 3,64$ e $J' = 0,87$ em área de 9 anos de idade. A área referente a essa idade apresentou uma densidade de 7.989 ind/ha e 75 espécies, sendo assim, a dominância da área se deu por um baixo número de espécies. Destaca-se que, utilizando esses trabalhos como base, áreas em estágios iniciais de sucessão, apresentarão maiores valores para os índices, tanto de informação (diversidade), quanto de equitabilidade, devido a maiores oportunidades de nichos disponíveis para o estabelecimento de espécies espontâneas. A maior quantidade de limitações que aparecem ao longo do desenvolvimento da floresta (e.g. maior sombreamento), permite o aparecimento de espécies especializadas para tais condições, inibindo as espécies pioneiras e oportunistas.

3.4 CONCLUSÃO

Os valores para os indicadores de referência foram todos acima do adequado. Além disso, as florestas ombrófilas de Santa Catarina possuem um comportamento diferente do observado pela mesma fitofisionomia em São Paulo. Assim, sugere-se que sejam feitas adaptações que considerem a base bibliográfica já existente, além de serem feitos mais considerando toda a fitofisionomia do estado de Santa Catarina, a fim de definir padrões de ocorrência e amplificar o conhecimento sobre essa vegetação singular que possui grande importância para conservação.

Os resultados encontrados mostram a importância da utilização de indicadores de referência para áreas em estágio avançado de sucessão em FOMAM, uma vez que o comportamento da regeneração muda ao longo do tempo e dentro da mesma fitofisionomia, com alteração da composição de espécies nos diferentes gradientes altimétricos.

Espécies como *S. reitzii*, *I. paraguariensis* e *D. angustifolia*, possuem boa adaptação ao sub-bosque de florestas nebulares. Espécies zoocóricas, secundária tardias e arbóreas predominam o estrato regenerante da floresta em questão, representando um ambiente bem estabelecido com capacidade de manutenção própria e adaptado às condições estabelecidas pelo local.

3.5 REFERÊNCIAS

- 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, 2016. Citado na página 32.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. *Restauração Florestal*. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 432 p. Citado 3 vezes nas páginas 15, 16 e 29.
- BUDOWSKI, G. Distribution of tropical american rain forest species in the light of successional processes. *Turrialba*, p. 40 – 42, 1965. Citado na página 34.
- CARVALHO, G. *flora: Tools for Interacting with the Brazilian Flora 2020*. [S.l.], 2020. R package version 0.3.4. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=flora>>. Citado na página 34.
- CARVALHO, P. E. R. *Espécies arbóreas brasileiras*: Brasília: Embrapa informação tecnológica. Colombo: Embrapa Florestas, 2003. Citado na página 40.
- CHAO, A. et al. Rarefaction and extrapolation with hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, v. 84, p. 45–67, 2014. Citado 2 vezes nas páginas 34 e 76.
- CLIMATE-DATA.ORG. 2021. Disponível em: <<https://en.climate-data.org>>. Acesso em: 15 julho de 2021. Citado na página 23.
- DALLA, A. et al. Natural regeneration of tree species in a cloud forest in Santa Catarina, Brazil. *Revista Árvore*, 2016. ISSN 0100-6762. Citado 3 vezes nas páginas 39, 40 e 46.
- DARONCO, C.; MELO, A. C. G. de; DURIGAN, G. Ecossistema em restauração versus ecossistema de referência: estudo de caso da comunidade vegetal de mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP. *Hoehnea*, São Paulo, v. 40, n. 3, p. 485–498, 2013. Citado 2 vezes nas páginas 15 e 41.
- DUARTE, E. et al. Factores determinantes de la sucesión de la vegetación en las zonas de alta montaña de la región “Planalto Sul catarinense”, Brasil. *BOSQUE*, v. 42, n. 3, p. 353–364, 2021. ISSN 0717-9200. Citado na página 40.
- DUARTE, E. et al. Sucessão em fragmentos florestais altomontanos no sul do Brasil: Uma abordagem florístico-estrutural e filogenética. *Ciência Florestal*, v. 28, p. 898, 10 2018. Citado na página 40.
- DUARTE, E. et al. Estrutura populacional de *Drimys angustifolia* Miers em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana, Urubici, SC. *Revista de Ciências Agroveterinárias*, v. 18, n. 5, p. 30 – 37, jul. 2020. Citado na página 40.

EMBRAPA. *Sistema brasileiro de classificação de solos*. Brasília: Embrapa, 2018. Citado na página 24.

FLORIANI, M. M. P. *FLORÍSTICA NA RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NATURAL COMPLEXO SERRA DA FAROFA, ESTRUTURA E EFEITOS AMBIENTAIS DA ANTROPIZAÇÃO NA COMUNIDADE ARBUSTIVO-ARBÓREA, SANTA CATARINA, BRASIL*. Tese (Doutorado em Produção Vegetal), 2015. Citado na página 40.

FOCKINK, G. D. *INDICADORES ECOLÓGICOS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL EM ÁREAS PÓS-COLHEITA DE Pinus sp.* Dissertação (Mestrado) — UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA – UDESC, Lages, 2020. Citado 6 vezes nas páginas 39, 40, 41, 43, 44 e 46.

FONSECA, D. et al. Avaliação da regeneração natural em área de restauração ecológica e mata ciliar de referência. *Ciência Florestal*, v. 27, p. 521, 06 2017. Citado na página 41.

GOMES, J. et al. Myrtaceae na Bacia do Rio Caveiras: Características ecológicas e usos não madeireiros. *Floresta e Ambiente*, v. 24, 01 2016. Citado na página 40.

GOMES, J. P. *Myrtaceae arbóreas e arbustivas da Floresta Ombrófila Mista, Planalto Sul Catarinense: padrões florístico-estruturais, ecologia e conservação*. Tese (Doutorado em Produção Vegetal), 2016. Citado 5 vezes nas páginas 22, 30, 39, 57 e 75.

HIGUCHI, P. et al. Influência de variáveis ambientais sobre o padrão estrutural e florístico do componente arbóreo, em um fragmento de floresta ombrófila mista montana em lages, sc. *Ciência Florestal*, v. 22, 03 2012. Citado na página 40.

HIGUCHI, P. et al. Florística e estrutura do componente arbóreo e análise ambiental de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana no município de Painel, SC. *Ciência Florestal*, v. 23, n. 1, p. 153–164, mar. 2013. Citado 3 vezes nas páginas 39, 40 e 46.

JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the brazilian atlantic forest: ecological findings and conservation initiatives. *New Phytologist*, v. 204, n. 3, p. 459–473, 2014. Citado na página 29.

KELLERMANN, B. Monitoramento da regeneração natural em fragmento de floresta ombrófila mista e morfoanatomia de plântulas e tirodendros de *Piptocarpha angustifolia* Dusén ex Malme (Asteraceae). Curitiba, 2011. Citado na página 39.

KERSTEN, R.; GALVÃO, F. Suficiência amostral em inventários florísticos e fitossociológicos. In: _____. *Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de caso*. [S.l.: s.n.], 2011. p. 156–173. ISBN 9788572694063. Citado na página 34.

KÖPPEN, W. The thermal zones of the earth according to the duration of hot, moderate and cold periods and to the impact of heat on the organic world. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 20, n. 3, p. 351–360, 06 2011. Disponível em: <<<http://dx.doi.org/10.1127/0941-2948/2011/105>>>. Citado na página 23.

LIEBSCH, D. et al. Effects of selective logging, fragmentation, and dominance of bamboos on the structure and diversity of araucaria forest fragments. *Forest Ecology and Management*, v. 487, p. 118961, 2021. ISSN 0378-1127. Citado na página 43.

MANTOVANI, M. *Caracterização de populações naturais de xaxim (Dicksonia sellowiana (Presl.) Hooker), em diferentes condições edafo-climáticas no estado de Santa Catarina*. Dissertação (Mestrado) — Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis - SC, 2004. Citado na página 42.

MARCUZZO, S. B. et al. Comparação entre áreas em restauração e área de referência no rio grande do sul, brasil. *Revista Árvore*, Viçosa - MG, v. 38, n. 6, p. 961–972, 2014. Citado 2 vezes nas páginas 41 e 44.

MARTINS, D. et al. Florística de floresta ombrófila mista altomontana e de campos em urupema, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*, v. 9, 01 2011. Citado 4 vezes nas páginas 22, 30, 57 e 75.

MAZON, J. A.; SILVA, R. A. R.; WATZLAWICK, L. F. Estrutura e composição da regeneração natural em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista secundária. v. 39, dez. 2019. Citado 4 vezes nas páginas 39, 41, 45 e 46.

MELO, A. C. G. d.; MIRANDA, D. L. C. d.; DURIGAN, G. Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no médio Vale do Paranapanema, SP, Brasil. *Revista Árvore*, v. 31, n. 2, p. 321–328, 2007. ISSN 0100-6762. Citado na página 43.

MEYER, L. et al. Regeneração natural da floresta ombrófila mista em santa catarina. *Inventário florístico florestal de Santa Catarina: Floresta Ombrófila Mista*, Edifurb Blumenau, v. 3, p. 191–222, 2013. Citado na página 39.

Ministério do Meio Ambiente. Decreto nº 5.092 de 21 de maio 2004. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, 2004. Citado 2 vezes nas páginas 25 e 29.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. Aims and methods of vegetation ecology. *John Wiley and Sons*, Nova Iorque, p. 574, 1974. Citado na página 34.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, p. 853–858, 2000. Citado 3 vezes nas páginas 15, 28 e 56.

NARVAES, I.; BRENA, D.; LONGHI, S. Estrutura da regeneração natural em floresta ombrófila mista na floresta nacional de São Francisco de Paula, RS. *Ciência Florestal*, v. 15, p. 331 – 342, 12 2005. Citado 2 vezes nas páginas 41 e 46.

OKSANEN, J. et al. *VEGAN: COMMUNITY ECOLOGY PACKAGE*. [S.l.], 2020. R package version 2.5-7. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>. Citado 2 vezes nas páginas 34 e 59.

OLIVEIRA, E. d. *INDICADORES ECOLÓGICOS PARA ÁREAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO NA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA E DENSA COMO PROPOSTA PARA O ESTADO DE SANTA CATARINA*. Dissertação (Mestrado) — UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA – UDESC, Lages, 2020. Citado 5 vezes nas páginas 40, 41, 43, 44 e 46.

OLIVEIRA-FILHO, A. Classificação das fitofisionomias da América do Sul cisandina tropical e subtropical: proposta de um novo sistema - prático e flexível - ou uma injeção a mais de caos? *Rodriguésia*, v. 60, p. 237–258, 06 2009. Citado 5 vezes nas páginas 22, 30, 44, 57 e 75.

PIJL, L. V. D. *Principles of dispersal in higher plants*. Berlim: Springer, 1982. Citado na página 34.

POLETTI, I. et al. Influência da inoculação de *Fusarium* spp. e níveis de sombreamento no crescimento e desenvolvimento da erva-mate. *Ciência Florestal*, v. 20, 09 2010. Citado na página 40.

R CORE TEAM. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria, 2021. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>. Citado 4 vezes nas páginas 34, 59, 76 e 77.

REIS, A.; KAGEYAMA, P. Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: _____. [S.l.]: FEPAF, 2003. Citado na página 44.

RIBEIRO, M. C. et al. 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. ISSN 0006-3207. Conservation Issues in the Brazilian Atlantic Forest. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320709000974>>. Citado 4 vezes nas páginas 15, 29, 62 e 63.

ROSA, M. et al. Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. *Science Advances*, v. 7, p. eabc4547, 01 2021. Citado 3 vezes nas páginas 15, 28 e 56.

SANTOS, G. N. et al. Dinâmica do componente arbóreo e regenerante em uma floresta nebulosa no Planalto Sul Catarinense. *Ciência Florestal*, v. 31, n. 3, p. 1086–1104, set. 2021. Citado na página 40.

SANTOS, K. F. dos et al. Regeneração natural do componente arbóreo após a mortalidade de um maciço de taquara em um fragmento de floresta ombrófila mista em lages - sc. *Ciência Florestal*, v. 25, 04 2015. Citado 3 vezes nas páginas 39, 40 e 46.

SAO PAULO. Estabelece o protocolo de monitoramento de projetos de restauração ecológica. *Diário Oficial do Estado de São Paulo.*, p. 46, 2015. Citado na página 29.

SCHMITZ, P. et al. Rincão dos Albinos - Um grande sítio Jê Meridional. *Pesquisas Antropologia*, v. 70, p. 65–131, 01 2013. Citado na página 24.

SEVEGNANI, L.; VIBRANS, A. C.; GASPER, A. d. Considerações finais sobre a floresta ombrófila mista em santa catarina. *Inventário florístico florestal de Santa Catarina: Floresta Ombrófila Mista. Blumenau: Edifurb*, 2013. Citado na página 43.

SOUZA, R. P. M. d. et al. Estrutura e aspectos da regeneração natural de Floresta Ombrófila Mista no parque estadual de Campos do Jordão, SP, Brasil. *Hoehnea*, Instituto de Pesquisas Ambientaisl, v. 39, p. 387–407, 2012. Citado 4 vezes nas páginas 40, 41, 45 e 46.

STEDILLE, L. I. B. *GENÉTICA E ECOLOGIA DE ERVA-MATE NA FLORESTA OMBRÓFILA MISTA: FUNDAMENTOS PARA O MANEJO*. Tese (Doutorado em Produção Vegetal), 2020. Citado na página 40.

STEDILLE, L. I. B. et al. Passive restoration of Mixed Ombrophilous Forest a decade after forest plantation removal in the south of Brazil. v. 48, n. 4, 2018. Citado na página 40.

STUANI, G. R. et al. Impacto antrópico na dinâmica de uma floresta nebular do Planalto Catarinense. *Ciência Florestal*, v. 31, n. 4, p. 1714–1732, nov. 2021. Disponível em: <<https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/42667>>. Citado na página 29.

SUMATRA. Plano de Manejo, *Plano de Manejo RPPNE Complexo Serra da Farofa*. 2020. Citado 2 vezes nas páginas 22 e 24.

TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the atlantic forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation*, v. 143, p. 2328–2340, 10 2010. Citado 2 vezes nas páginas 44 e 56.

VIBRANS, A. C. et al. Monitorasc: um novo mapa de cobertura florestal e uso da terra de santa catarina. *Agropecuária Catarinense*, v. 34, n. 2, p. 42–48, ago. 2021. Disponível em: <<https://publicacoes.epagri.sc.gov.br/RAC/article/view/1086>>. Citado 2 vezes nas páginas 29 e 74.

VIEIRA, F. S. *AVALIAÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL E COMPONENTE ARBÓREO ADULTO EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE INSERIDAS EM DUAS FITOFISIONOMIAS DE ALTO VALOR DE CONSERVAÇÃO*. Dissertação (Mestrado) —

UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA – UDESC, Lages, 2019. Citado na página 46.

ZANGALLI, C. *INDICADORES ECOLÓGICOS PARA ÁREAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL EM FLORESTA OMBRÓFILA MISTA PÓS COLHEITA DE Pinus spp. NO ESTADO DE SANTA CATARINA*. Dissertação (Mestrado) — UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA – UDESC, Lages, 2021. Citado 6 vezes nas páginas 39, 40, 41, 43, 44 e 46.

4 CAPÍTULO II - BORBOLETAS FRUGÍVORAS COMO INDICADORES DE QUALIDADE AMBIENTAL NA RPPNE COMPLEXO SERRA DA FAROFA EM URUPEMA - SC

RESUMO

A fragmentação florestal pode ter influência direta e indireta na diversidade de diversos insetos. Borboletas frugívoras (Nymphalidae) podem estar entre os insetos impactados pela alteração ambiental. Isso, somado ao fato de ser um grupo amplamente estudado, contribui para que essas borboletas tenham potencial de indicação da qualidade ambiental de um habitat. Este estudo tem como objetivo estudar a adequabilidade da fauna de borboletas frugívoras da família Nymphalidae como bioindicadores em dois habitats influenciados por diferentes características ambientais. Uma das áreas apresenta intervenções antrópicas de baixo impacto, como roçadas e baixo trânsito de pessoas, a outra está contida uma floresta nativa que está há cerca de 15 anos sem perturbações de qualquer tipo. Cada uma das áreas recebeu cinco armadilhas do tipo Van-Someren Rydon com iscas de banana fermentada com água e açúcar mascavo para atração das borboletas, dispostas a uma distância mínima de 30 m entre as armadilhas. As armadilhas permaneceram ativas durante 29 dias ao longo de cinco meses, somando um total de 2.900 horas/armadilha, considerando 10 horas ativas de captura por dia. As distâncias de Sorensen e Bray-Curtis foram utilizadas para definir se houve diferença entre a composição de espécies e abundância de indivíduos entre as áreas. Os índices de diversidade de Shannon-Wiener e dominância de Simpson foram calculados para cada uma das áreas. Ao todo, 602 borboletas frugívoras de família Nymphalidae foram amostradas, distribuídas em nove espécies. Destas, 521 indivíduos e nove espécies foram encontradas em área nativa, com maior ocorrência das espécies *Forsterinaria pronophila* e *Forsterinaria necys*, que tiveram 333 e 159 indivíduos respectivamente, somando uma representatividade de 93% da abundância total da área nativa. A área com interferência antrópica, por sua vez, contou com apenas 79 capturas e seis espécies, sendo as espécies *F. pronophila* e *Carminda griseldis* mais abundantes, com 31 e 21 capturas respectivamente. As espécies *Memphis hirta*, *F. quantius* e *Splendeuptychia* sp. foram exclusivas de área nativa. A diversidade de Shannon-Wiener apontou maior diversidade para área com interferência antrópica e área nativa apresentou um valor de dominância maior. A distância de Sorensen foi baixa, enquanto a de Bray-Curtis apontou uma diferença grande entre as áreas. É possível que a ocorrência de bambus do gênero *Chusquea* esteja influenciando o aparecimento dessas espécies de borboletas em área nativa, tendo em vista a grande ocorrência de maciços desse gênero e a grande associação que as espécies encontradas nessa área tem com o bambu. A baixa quantidade de indivíduos em área antrópica em relação a nativa, pode ser devido ao vento e os baixos impactos exercidos no local. A hipótese de que a área nativa favoreceria o aparecimento de espécies foi confirmada, com decréscimo na abundância em área com interferência antrópica. Sugerem-se novos estudos que trabalhem com um esforço amostral maior, para captura de espécies mais raras que também possam caracterizar o estado ambiental da área.

Palavras-chave: Bioindicadores. Floresta Ombrófila Mista Alto-montana. Interferência antrópica. Monitoramento.

ABSTRACT

Forest fragmentation may have direct and indirect influence on the biodiversity of several insects. Fruit feeding butterflies (Nymphalidae) may be among the insects impacted by the environmental alteration. Added the fact that it is a widely studied group, butterflies have the potential to indicate the environmental quality of a habitat. This study aims to understand the behavior of the fruit feeding butterfly fauna of the Nymphalidae family in two habitats under influence of different environmental characteristics. One of the areas has low-impact human interventions, such as clearings and low traffic of people, the other contains a native forest that has been undisturbed for about 15 years. Each of the areas received five Van-Sommeren Rydon traps with fermented banana and water with brown sugar baits to attract the butterflies, respecting a minimum distance of 30 m between them. The traps remained active for 29 days during five months, totaling 2,900 hours/trap, considering 10 active hours of capture per day. Sorensen and Bray-Curtis distances were used to define whether there was a difference between the areas. Shannon-Wiener diversity and Simpson dominance indices were calculated for each of the areas. At total, 602 frugivorous butterflies of the Nymphalidae family were sampled, distributed in 9 species. Of these, 523 butterflies and nine species were found in the native area, with the highest occurrence of the species *Forsterinaria pronophila* and *Forsterinaria necys*, which had 333 and 159 individuals respectively, representing 93% of the total abundance of the native area. The area with human interference, in turn, had only 79 captures and 6 species, the species *F. pronophila* and *Carminda griseldis* were the most abundant, with 31 and 21 captures respectively. The species *Memphis hirta*, *F. quantius* and *Splendeptychia* sp. were exclusive to the native area. The Shannon-Wiener diversity showed greater diversity for the area with anthropic interference and the native area presented a higher dominance value. Sorensen's distance was low, while Bray-Curtis showed a big difference between the areas. It is possible that the occurrence of bamboos of the genus *Chusquea* is influencing the appearance of these butterflies species in a native area, given massive occurrence of this genus and the great association that the species found in this area have with bamboo. The small number of individuals in an anthropic area, in relation to the native one, may be due to the wind and the low impacts exerted on the site. The hypothesis that the native area would favor the appearance of species was confirmed, with a decrease in abundance in an area with anthropic interference. New studies are suggested that work with a greater sampling effort, to capture rarer species that can also characterize the environmental status of the area.

Key-words: Bioindicators. Upper Montane. Upper Montane Ombrophilous Mixed Forest. Monitoring.

4.1 INTRODUÇÃO

A fragmentação das florestas tropicais tem sido principalmente causada pela agricultura (FOLEY et al., 2005). A diferença causada pelo efeito de borda no interior de um ecossistema florestal altera o meio biótico e abiótico (MURCIA, 1995) e essas diferenças são ampliadas pela fragmentação, que diminuem a continuidade florestal e aumentam o risco de perda de biodiversidade no local impactado (WILCOVE; MCLELLAN; DOBSON, 1986). Mesmo com grandes esforços para a restauração desses habitat, a conversão de florestas antigas para outras finalidades ainda ocorre (ROSA et al., 2021) e é um grande risco para a biota florestal (TABARELLI et al., 2010). Essa conversão, na Mata Atlântica, resultou em uma degradação de mais de 70% da sua cobertura original (REZENDE et al., 2018), isso, junto ao fato de apresentar grande quantidade de espécies endêmicas do bioma, fez com que recebesse a classificação de *hotspot* da conservação mundial (MYERS et al., 2000).

A fragmentação pode afetar diversos organismos vivos (BROTONS; MONKKONEN; MARTIN, 2003; BREED et al., 2013), dentre eles estão os insetos (FORTUIN et al., 2005; FILGUEIRAS et al., 2016; ANDRADE et al., 2017). Dentre os vários grupos de insetos afetados, as borboletas são muito estudadas, por estarem entre os grupos de insetos mais bem conhecidos, mostrando um grande potencial para esclarecer os padrões de diversidade e para estudos de conservação de insetos e de seus habitats (BROWN, 1991). Além disso, ao longo do processo de regeneração de uma floresta, existe a alteração na composição de espécies ((SANT'ANNA et al., 2014))

Dentro da ordem das lepidópteras, as borboletas são separadas em duas categorias quanto à alimentação de seus adultos (DEVRIES, 1987): nectarívoras (Papilionoideae, Pieridae, Lycaenidae, Hesperiiidae e as subfamílias Nymphalidae, Libytheinae, Danainae, Limenitidinae, Heliconiinae, Pseudergolinae, Cyrestinae, Apaturinae e Calinaginae) e Nymphalidae (subfamílias Nymphalinae, Biblidinae, Charaxinae, Satyrinae e Nymphalinae) que se alimentam de frutas fermentadas, excrementos, exudatos de plantas e animais em decomposição (FREITAS; BROWN, 2004).

A guilda das borboletas frugívoras são facilmente amostradas por meio de armadilhas com iscas atrativas, podendo ser por um método não destrutivo, com a soltura das borboletas após a captura. O grupo de Nymphalidae frugívora representa cerca de 75% da riqueza total de Nymphalidae tropicais (GREENWOOD; CHRISTOPHEL, 2005) e sua diversidade está ligada riqueza total de borboletas de uma área (BROWN; FREITAS, 2000).

Com isso, o intuito deste trabalho é comparar a composição da guilda de borboletas frugívoras da família Nymphalidae em duas áreas em diferentes estados de preservação e apontar se este grupo pode ser utilizado como um indicador do estado ambiental na Floresta Ombrófila Mista Alto-montana. Espera-se que a área nativa apresente maior maior riqueza e abundância de indivíduos.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Descrição da área

O estudo foi realizado na RPPNE Complexo Serra da Farofa, especificamente na fazenda Das Nascentes, com uma área de 1.518,57 ha, distribuídos entre Bocaina do Sul, Painei, Urupema e Rio Rufino. A fazenda, bem como toda a reserva, está inserida na fitofisionomia Floresta Ombrófila Mista (FOM) Alto-montana, por atingir altitudes superiores a 1.000 m e até ultrapassando os 1.700 m, além de compor muitos fragmentos sob denominação de Floresta Nebular, por apresentarem grande parte da precipitação por contato direto das nuvens com o dossel da floresta (OLIVEIRA-FILHO, 2009). A fazenda é contemplada majoritariamente por FOM Alto-montana, se intercalando com áreas úmidas nas partes mais baixas, bem como campos naturais (MARTINS et al., 2011; GOMES, 2016).

4.2.2 Amostragem

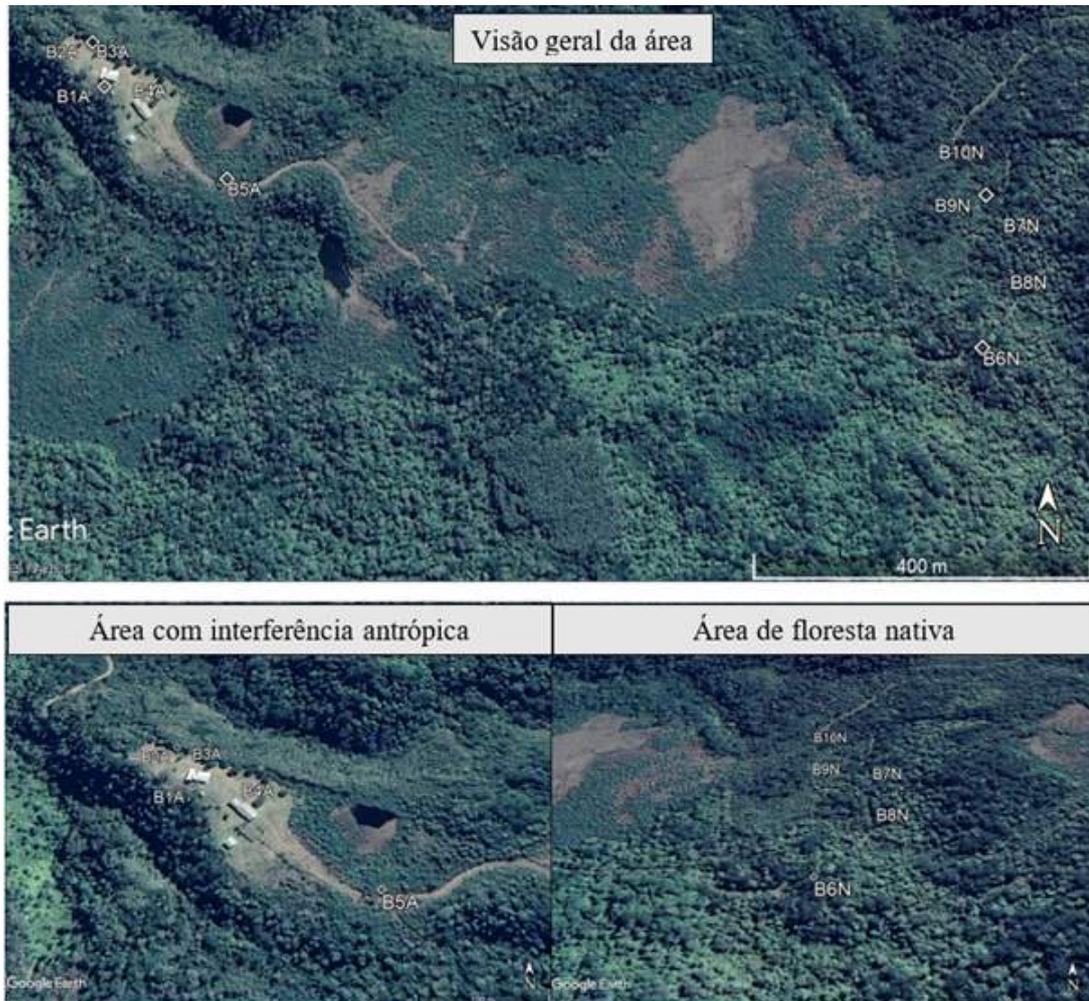
Foram instaladas duas unidades amostrais em forma de transectos, que se distanciaram em aproximadamente 1 km. A primeira unidade amostral foi disposta em uma área com interferência antrópica de baixo impacto (roçadas, residência popular, animais domésticos, alojamento e visitas esporádicas), sem cobertura vegetal arbórea formando dossel e predominado por espécies herbáceas, com exceção de algumas árvores isoladas. O segundo transecto foi estabelecido em área nativa preservada com dossel fechado e afastada de interferências antrópicas, apresentando apenas uma estrada de chão pouco transitada nas proximidades (Figura 14). O fragmento escolhido compartilha muitas características de florestas tardias, com predominância de espécies arbóreas exigentes em sombreamento. Entretanto, em muitos locais existe a predominância de carás do gênero *Chusquea* Kunth., que foram observados em áreas de beira de estrada e clareiras. Estas clareiras podem ser naturais ou ainda resquícios das atividades antrópicas pretéritas.

Cada unidade amostral foi composta por cinco armadilhas do tipo Van Someren-Rydon (VSR) (Figura 15 - A; B), suspensas a pelo menos 1,2 m do solo e distanciadas de 30 a 50 m entre si, dependendo da disponibilidade de árvores para suporte. Além disso, foram ancoradas com auxílio de pesos e estacas para diminuir a interferência do vento.

Armadilhas do tipo VSR consistem em uma rede cilíndrica, aberta na base e fechada no topo por um plástico transparente (Figura 15 - C). A entrada do cilíndrico conta com um funil invertido, que permite a entrada das capturas, mas dificulta a saída. Abaixo desse funil, fica uma base sólida em que ficam as iscas. Dessa forma, o indivíduo atraído pela isca, assim que se alimentar, voará sentido ao topo da armadilha, ficando preso. Para a coleta, existe um zíper na lateral do cilindro que permite o pesquisador acessar seu interior.

As iscas foram feitas a partir da mistura de banana (3 kg), água (1 L) e açúcar mascavo (0,2 kg), conforme estabelecido pelo Projeto para Conservação da Biodiversidade e Promoção do Desenvolvimento Sócioambiental (ICMBIO, 2019). O preparo foi feito dois dias antes de serem

Figura 14 – Localização e imagens de satélite com foco na vegetação das áreas circundantes das Unidades Amostrais na RPPNE Serra da Farofa - SC.



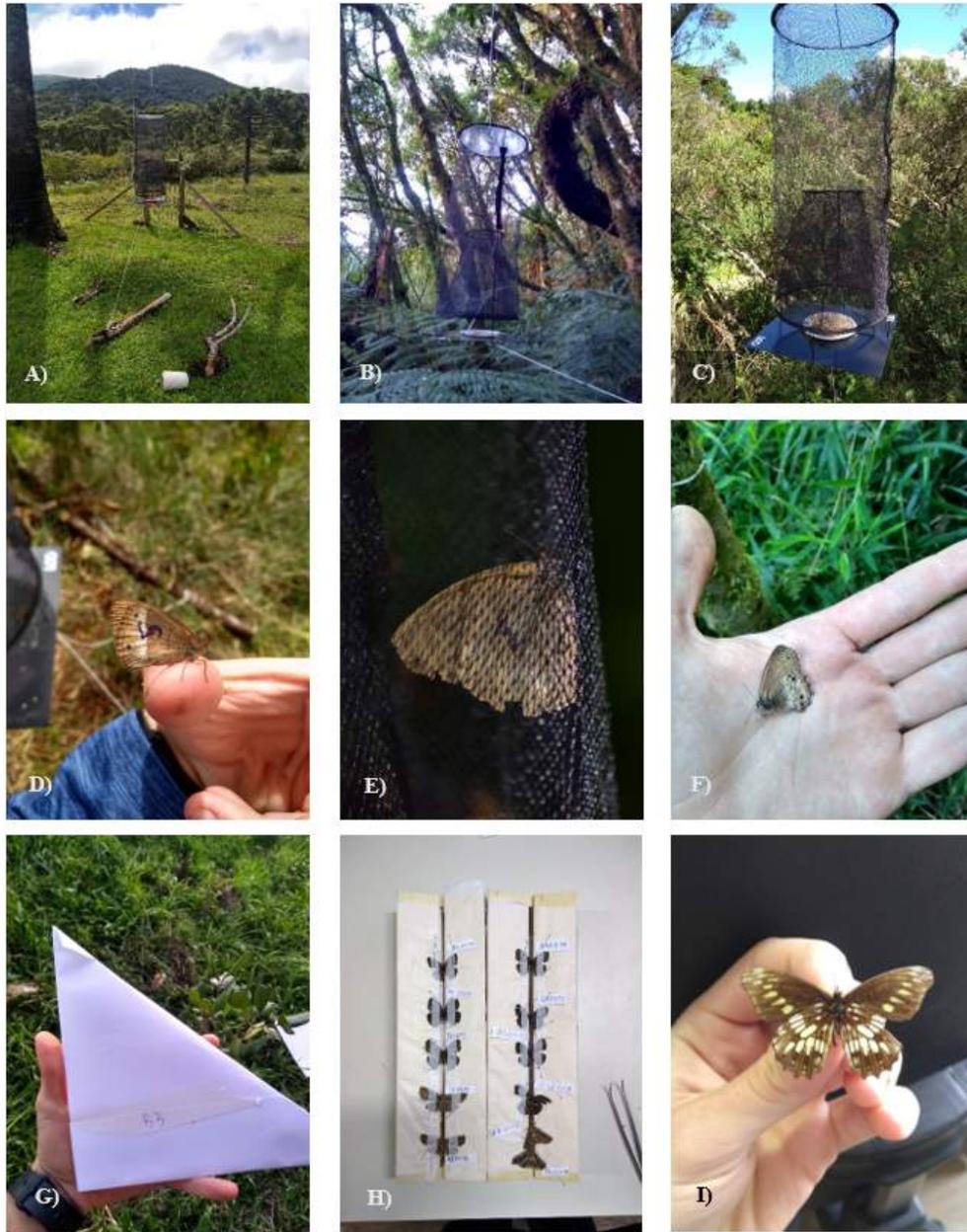
Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

utilizadas. Durante a montagem dos transectos, as iscas foram colocadas em pratos plásticos e presos com fita na base de cada uma das armadilhas. As iscas foram trocadas a cada 48 h.

As visitas aos pontos de captura foram diários ou após 48 h. Nos períodos de coleta e identificação do material capturado, as borboletas foram retiradas, identificadas, marcadas com caneta permanente e liberadas (Figura 15 - D). As borboletas capturadas que já estavam marcadas com caneta foram soltas e não foram contadas caso caíssem novamente na armadilha (Figura 15 - E). As espécies desconhecidas foram fotografadas (Figura 15 - F), armazenadas em envelopes entomológicos devidamente identificados (Figura 15 - G) e foram levadas ao Laboratório de Restauração e Silvicultura Florestal para serem montadas (Figura 15 - H; I) e identificadas. A quantidade de capturas por armadilha foi anotada, bem como o horário e data de coleta.

As armadilhas permaneceram 29 dias em campo, entre os meses de março, abril, outubro e dezembro do ano de 2021. Foram realizadas expedições de 4 dias cada nos meses de março e abril. Outubro teve duas expedições, uma de 4 dias e outra de 5 dias. Novembro e dezembro totalizaram 12 dias amostrados de maneira intermitente. Considerando um tempo efetivo das

Figura 15 – A - B) Armadilha VSR em área antropizada e área nativa e conservada, respectivamente; C) Isca atrativa; D) Borboleta identificada e marcada com caneta permanente; E) indivíduo capturado; F) Borboleta capturada para identificação em laboratório; G) Envelope entomológico; H) Borboletas em processo de montagem; I) Borboleta montada.



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

armadilhas de 10 horas/dia, o levantamento somou 290 horas, ou 2.900 horas somando todas as armadilhas.

4.2.3 Análise dos dados

O número de indivíduos amostrados por armadilha foi contabilizado e somado para cada uma das áreas estudadas. Dessa forma, puderam ser calculados índices de riqueza e abundância.

Para definir se houve diferença na composição de espécies entre os dois transectos, foi calculado o índice qualitativo de Sorensen, que não considera a abundância das espécies. Também foi calculado o índice de Bray-Curtis entre as duas áreas, que considera a abundância das espécies encontradas para o cálculo. Além disso, foram estimados os índices de Diversidade (Shannon-Wiener) e dominância (Simpson). Todos os índices foram calculados em R (R CORE TEAM, 2021) por meio do pacote Vegan (OKSANEN et al., 2020). A curva de acumulação de espécies para suficiência amostral foi obtida por meio da utilização do *software* PAST (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001).

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O levantamento resultou na amostragem de 604 borboletas frugívoras da família Nymphalidae, distribuídas em 2 subfamílias, 2 subtribos, 8 gêneros e 9 espécies, com uma espécie sem identificação (Tabela 5). A espécie *Forsterinaria pronophila* (Butler, 1867) foi a mais abundante, com 364 indivíduos amostrados. Em seguida, a espécie *Forsterinaria necys* (Godart, [1824]) foi a segunda mais abundante, com 174 borboletas. A espécie de *Splendeptychia* sp. Forster. capturada ainda está em fase de descrição.

Tabela 5 – Lista de abundância por espécie em área nativa e antrópica da fauna de borboletas frugívoras da família Nymphalidae na fazenda Das Nascentes - SC.

Família	Nymphalidae	Antrópica	Nativa	Total
Subfamília	Charaxinae			
Tribo	Anaeinii			
Espécie	<i>Memphis hirta</i> (Weymer, 1907)	-	1	1
Subfamília	Satyrinae			
Tribo	Satyrini			
Subtribo	Euptychiina			
Espécie	<i>Carmina griseldis</i> (Weymer, 1911)	21	1	22
	<i>Forsterinaria necys</i> (Godart, [1824])	15	159	174
	<i>Forsterinaria quantius</i> (Godart, [1824])	-	4	4
	<i>Forsterinaria pronophila</i> (Butler, 1867)	31	333	364
	<i>Godartiana muscosa</i> (Butler, 1870)	2	13	15
	<i>Splendeptychia</i> sp. Forster, 1964	-	3	3
Subtribo	Pronophilina			
	<i>Eteona tisiphone</i> (Boisduval, 1836)	2	1	3
	<i>Praepedaliodes francinii</i> (Freitas & Pyrcz, 2017)	5	4	9
-	Sem identificação	3	4	7
Total		79	523	602

Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

Na área nativa foram registradas 523 indivíduos e 9 espécies, enquanto na área antrópica

foram contabilizados 79 indivíduos e 6 espécies. As espécies *F. pronophila* e *F. necys* foram as mais abundantes em área nativa, com 333 (63% da abundância total) e 159 indivíduos (30%), respectivamente. Sendo assim, 93% da abundância total desta vegetação foi representada por duas espécies. Já na área com interferência antrópica, *F. pronophila* também foi a espécie mais abundante (31 borboletas), representando 38% do total capturado, seguida de *Carminda griseldis* (Weymer, 1911) (21 borboletas), com 26% do total, somando 64% da abundância total. As espécies *Splendeptychia* sp., *Memphis hirta* (Weymer, 1907) e *Forsterinaria quantius* (Godart, [1824]) foram exclusivas da área florestal.

O índice de Shannon-Wiener aponta um valor de diversidade maior para a área com interferência antrópica (Tabela 6). Isto se deve ao fato de a área antrópica ter mais indivíduos distribuídos em um número similar de espécies. Furlanetti (2010) observou uma maior diversidade pelo Índice de Shannon-wiener em áreas em processo de restauração do que em áreas abertas de pastagem. Hohne et al. (2017) encontrou um resultado parecido com a primeira autora, em que o índice de Shannon-wiener foi maior em área em processo de restauração do que em um fragmento florestal.

A visível dominância por poucas espécies em área nativa pode ser comprovada por um índice de dominância de Simpson maior, uma vez que quanto mais próximo a "1", maior a dominância da área em questão. O valor de Bray-Curtis próximo a "1", representa uma grande dissimilaridade entre as áreas, reflexo, novamente, da grande diferença em abundância, mesmo que a composição de espécies seja semelhante pelo valor de Sorensen, indicando que este aponta para uma comunidade semelhante.

Tabela 6 – Valores encontrados para os índices de diversidade de Shannon-Wiener, dominância de Simpson e dissimilaridade de Sorensen e Bray-Curtis para a comunidade de Nymphalidae frugívora da RPPNE Serra da Farofa.

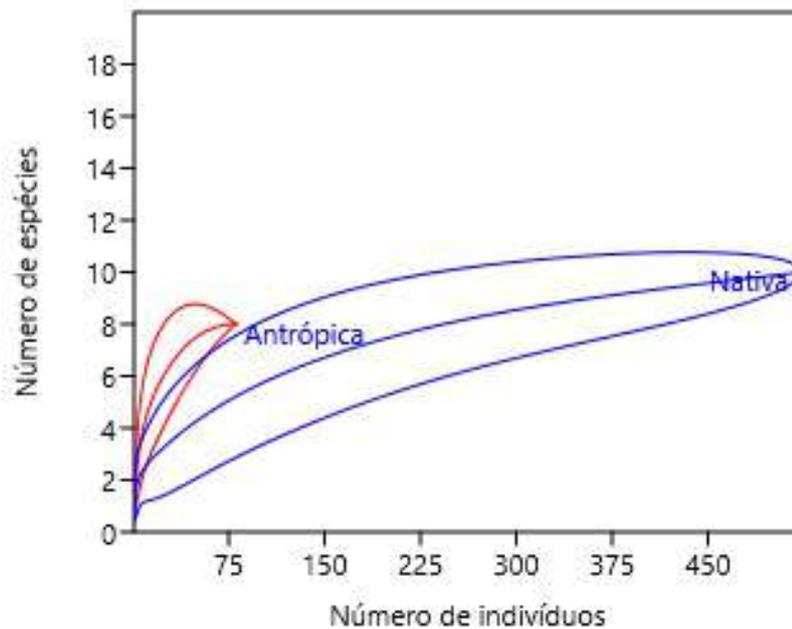
	Diversidade		Dissimilaridade	
	Shannon-Wiener	Dominância Simpson	Bray-Curtis	Sorensen
Antrópica	1,558	0,258	0,8106	0,1765
Nativa	0,9272	0,4977	0,8106	0,1765

Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

Tanto a riqueza quanto a abundância deste trabalho estão bem inferiores a outros estudos da fauna de Nymphalidae. A curva de acumulação de espécies (Figura 16), apresenta uma estabilização maior para a área nativa do que para a área com interferência antrópica, ainda mais quando se comparando com outros estudos. Pinilla (2019) levantou 3.622 borboletas e 24 espécies com uma amostragem de 52.800 horas totais por armadilha, considerando 10 horas diárias de coleta. Já Furlanetti (2010), estudando a fauna de Nymphalidae do oeste catarinense, encontrou 978 indivíduos, em um levantamento de 33.300 horas por armadilha. González-Valdivia et al. (2016) amostrou 19.200 horas por armadilha e obteve 2.367 borboletas amostradas. O estudo mais similar ao atual, foi o de Hohne et al. (2017), com 1.500 horas por armadilha com

10 horas de captura ativa. Neste estudo, a autora obteve a coleta de 193 borboletas da família Nymphalidae.

Figura 16 – Curva de acumulação de espécies para borboletas Nymphalidae frugívoras em área nativa e com interferência antrópica na RPPNE Complexo Serra da Farofa.



Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

Furlanetti (2010), comparando a fauna de Nymphalidae frugívora em áreas de pasto, fragmentos florestais e áreas em restauração, encontrou que florestas apresentam uma riqueza maior do que pastagens, mas uma abundância menor. Já locais em processo de restauração, dividem muitas espécies em comum com as outras duas áreas, apresentando maior riqueza e abundância, porém, observou também que apenas duas espécies representaram 88% do total dessa área. A autora ainda aponta que nas três áreas houve a dominância por poucas espécies, mas nenhuma tão grande quanto a dominância da *F. pronophila* encontrada na área nativa do presente estudo. É comum que algumas espécies sejam mais abundantes independente da área que se encontram podendo variar de áreas mais preservadas para menos preservadas (RIBEIRO et al., 2009; FURLANETTI, 2010; PEREIRA, 2016).

A subfamília Satyrinae é a mais diversa dentro da família Nymphalidae (PEÑA et al., 2006) e alguns autores já associaram sua presença a áreas abertas e de ecótonos entre florestas e áreas predominadas por gramíneas (FURLANETTI, 2010; RIBEIRO et al., 2009). Assim, a subfamília mais abundante e rica do estudo, classifica a área com um ambiente de floresta

secundária. Dentro desta subfamília, a subtribo Euptychiina foi a mais abundante e diversa, com 6 espécies e 582 indivíduos. Esta subtribo é pouco conhecida em termos taxonômicos, história natural e ecologia (ROSA et al., 2021), principalmente por possuir características muito semelhantes entre espécies relacionadas (PEÑA; LAMAS, 2005). A subtribo é a mais diversa da subfamília e engloba cerca de 400 espécies (LAMAS, 2004) distribuídas em regiões Neoárticas e Neotropicais (PEÑA et al., 2010), com a maioria concentradas principalmente na América do Sul. No período larval, é comum que as espécies dessa subtribo se alimentem de bambus e gramíneas (Poaceae) (DEVRIES, 1987; ACKERY, 1988). Logo, é possível que a dominância deste grupo, pelo menos na área nativa, possa ser justificada pela grande quantidade de maciços de Carás (*Chusquea* spp.) na extensão da floresta circundante.

A espécie *C. griseldis* foi uma das poucas que apresentou uma abundância maior em área com interferência antrópica do que floresta nativa, com 21 indivíduos na primeira área, e apenas uma única borboleta da espécie em área nativa. Pinilla (2019), comparando a composição de borboletas frugívoras em área nativa, sub-bosque de Pinus novo (20 anos) e sub-bosque de Pinus velho (70 anos), consta que esta espécie não ocorreu em floresta nativa, mas sim, predomina o sub-bosque de área com Pinus antigo com estrato nativo regenerante, tendo associação a plantas da família Poaceae como hospedeiras (BECCALONI et al., 2008).

Dentro da subtribo Euptychiina, o gênero *Forsterinaria* Gray 1973 é composto por espécies pequenas e marrons, ocorrendo em grande parte da face leste dos Andes até o sul do Brasil, nas divisas entre Argentina e Uruguai (PEÑA; LAMAS, 2005). No Peru, ocorre em florestas montanas com a presença de bambus do gênero *Chusquea*, também sendo a possível fonte de alimentação da larva do gênero (PEÑA; LAMAS, 2005). Algumas espécies de *Forsterinaria* da região Andina, como *F. inornata*, *F. pallida* e *F. neonympha* são descritas como ocorrendo entre 1.400 m até 2.000 m acima do nível do mar (HOSKINS, 2021). Em campo, no caso do presente estudo, as borboletas de *F. necys* foram observadas voando e em repouso no sub-bosque em momentos de incidência de sol (Figura 17 - A). Alguns estudos entram em consenso que *F. quantius* é uma especialista em áreas florestais contínuas, enquanto *F. necys* a ambientes fragmentados (FREITAS et al., 2006) e matrizes adjacentes (BRITO et al., 2014). Partindo disso, pode ser dito que a floresta nativa estudada ainda está em processo de recuperação de interferências passadas, considerando que em área nativa, *F. necys* apresentou 155 indivíduos a mais que a *F. quantius*.

Não diferente de sua subtribo, a espécie *F. pronophila* também tem como plantas hospedeiras Poaceae do gênero *Chusquea* spp. (BECCALONI et al., 2008), podendo ocorrer em florestas primárias ou secundárias acima de 900 m de altura (FREITAS; PEÑA et al., 2006). Existem poucos trabalhos sobre o nicho dessa espécie, porém, fica claro que algo na área nativa estudada favorece seu aparecimento. Ribeiro et al. (2009) em seu trabalho, expuseram que um raio de 100 m ao redor do ponto amostral já é o suficiente para influenciar na fauna de borboletas frugívoras, sendo o entorno imediato da floresta muito relevante nos resultados de um levantamento. Assim, as espécies permanecerão próximas a suas plantas mães, e não se

distribuirão de maneira aleatória na floresta.

Godartiana muscosa é uma espécie comum e amplamente distribuída na Mata Atlântica, ocorrendo até as áreas limítrofes do sul do Brasil (ZACCA et al., 2017). Suas plantas hospedeiras, conforme Beccaloni et al. (2008), são da família Cyperaceae e Poaceae, mais especificamente *Setaria poiretiana* (Schult.) Kunth. *Godartiana muscosa* é associada a áreas predominantemente secundárias, ainda em estado de formação (RIBEIRO; JUNIOR, 2006) e é comumente encontrada em áreas de trilha e próximas ao solo (ANDRADE; TEIXEIRA, 2017), como observado nos campos do presente estudo (Figura 17 - B). Entretanto, Freitas et al. (2006) aponta que a abundância da espécie não variou entre áreas florestais fragmentadas e contínuas. De qualquer forma, todos os autores concordam que esta espécie prefere ambientes florestais, independente se fragmentados ou não.

A *Splendeuptychia* sp. coletada, por ainda não ter sido descrita, não pôde ser comparada a nível de espécie e portanto associada a ambientes antrópicos ou nativos. Este gênero vem cada vez mais sendo estudado e ainda possui muitas espécies não descritas (ROSA et al., 2021). Entretanto, uma outra espécie deste gênero que também ocorre no Brasil, *S. tupinamba*, já foi observada em fragmentos florestais cercados por paisagens urbanas e agrícolas, sugerindo que tenha tolerância à distúrbios. Esta espécie ainda possui voo baixo, permanecendo entre a vegetação herbácea e de floresta secundária (ROSA et al., 2021). Outras espécies desse gênero (*S. doxes*, *S. hygina*, *S. ambra*) já foram encontradas no interior de fragmentos florestais (RIBEIRO; JUNIOR, 2006), entretanto, sem descrições mais detalhadas do estado natural dos ambientes estudados. Se possuir comportamento similar a sua subtribo, é possível que suas plantas hospedeiras também sejam Poaceae e outras gramíneas (DEVRIES, 1987; ACKERY, 1988).

Figura 17 – A) Indivíduo de *Forsterinaria necys* repousando em área com incidência solar direta na RPPNE Complexo Serra da Farofa.; B) Indivíduo de *Godartiana muscosa* marcado repousando em área de floresta nativa na RPPNE Complexo Serra da Farofa.



Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

Eteona tisiphone (Boisduval, 1836), pelo estudo de Beccaloni et al. (2008), também tem como alimento na fase larval plantas da família Poaceae (*Chusquea* spp.). Em um estudo comparativo entre uma área ciliar preservada e área em restauração, Hohne et al. (2017) encontrou

indivíduos desta espécie somente na primeira área. Entretanto, nenhum outro estudo traz uma descrição mais detalhada do habitat em que esta espécie é encontrada. *Praepedaliodes francinii* (Freitas & Pyrcz, 2017) está associada as mesmas plantas hospedeiras que a outra espécie de sua subtribo, mas não possui uma literatura especificando o estado ambiental de sua preferência.

A subfamília Charaxinae possui borboletas de voo rápido, com corpo robusto e asas coloridas, comumente adaptadas para se assemelharem a folhas secas do solo florestal (MARCONATO, 2008). Espécies do gênero *Memphis*, são costumeiramente associadas a ambientes florestais, sendo que atividades antrópicas (como queimadas) podem ter um efeito negativo na sua composição (ANDRADE et al., 2017), mas também já foram encontradas em áreas de pasto enquanto foram ausentes em área de floresta nativa (FURLANETTI, 2010). Suas larvas são fitófagas e se alimentam principalmente de plantas da família Piperaceae (*Piper* spp.), Euphorbiaceae (*Croton* spp.), Fabaceae e Lauraceae (*Ocotea pulchela* (Nees & Mart.) Mez). Não foi encontrada uma planta hospedeira especificamente para a *M. hirta*. Pinilla (2019) encontrou uma abundância de 49 borboletas de *M. hirta* em áreas de sub-bosque de Pinus de 20 anos e nenhuma ocorrendo em floresta nativa. Com apenas uma coleta dessa espécie, e bibliografia mais completa a respeito do seu gênero, e não da espécie, fica difícil associar a mesma a um tipo específico de ambiente, podendo ser uma espécie rara, indicando que é sim uma indicadora de um ambiente florestal, ou apenas não tenha sido suficiente amostrada para ser encontrada em ambos os locais.

Por mais que ao redor das armadilhas em área nativa exista a grande presença de espécies arbóreas das famílias Myrtaceae, Lauraceae, Winteraceae e Aquifoliaceae, é visível a grande influência dos Carazais (*Chusquea* spp.) na composição da fauna de Nymphalidae frugívora, tendo em vista que a subtribo mais abundante (Euptychiina), bem como a maioria de suas espécies mais abundantes, estão associadas ao gênero da família Poaceae. É importante expor que os maciços de Carás (*Chusquea* spp.) da Fazenda Das Nascentes, estavam em período reprodutivo, já com aparecimento de flores e frutos nos meses de outubro a dezembro. Logo, é possível que esteja relacionado com a grande abundância de indivíduos que estão associados a este gênero no período larval. Apesar desta hipótese não poder ser comprovada nesse estudo, a Tabela 7 mostra o aumento populacional de *F. pronophila* nos últimos meses do ano de 2021. O período pode também estar relacionado à eclosão das pupas da espécie, mas a literatura sobre este comportamento é escassa.

As árvores da área nativa fornecem proteção, permitindo que os indivíduos pousem e se reproduzam. Enquanto isso, a área antrópica possui poucas opções de abrigo, visto que não possui um dossel fechado ou uma densidade de árvores que diminua seu impacto. A baixa diversidade de espécies vegetais circundantes também pode representar influência no aspecto da abundância e riqueza, visto que no local de interferência antrópica, existem poucas espécies frutíferas, contando apenas com algumas pequenas árvores de *Myrceugenia euosma* (O.Berg) D.Legrand e *Drymis angustifolia* Miers. Além disso, as atividades antrópicas, mesmo que de baixo impacto, podem ter sua influência no resultado, seja por meio do fluxo de pessoas, pela fumaça gerada pelo fogão à lenha ou pelas roçadas realizadas na área de estudo. As roçadas

Tabela 7 – Distribuição mensal das coletas de borboletas frugívoras da família Nymphalidae na RPPNE Complexo Serra da Farofa, com destaque para o aumento expressivo na abundância de *F. pronophila* nos meses de novembro e dezembro.

Espécie	Março	Abril	Outubro	Novembro	Dezembro
<i>G. muscosa</i>	2	4	6	0	3
<i>M. hirta</i>	1	0	0	0	0
<i>Splendeptychia</i> sp.	0	0	1	2	0
<i>E. tisiphone</i>	0	1	0	2	0
<i>P. francinii</i>	0	5	0	2	2
<i>F. quantius</i>	0	1	0	2	1
<i>P. carlia</i>	0	0	0	2	0
<i>C. griseldis</i>	3	11	2	3	3
Sem identificação	0	0	0	6	1
<i>F. necys</i>	4	10	32	76	52
<i>F. pronophila</i>	3	10	17	213	121
Total	6	42	58	308	183

Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

impedem a manutenção da regeneração local da vegetação, limitando a diversidade em espécies herbáceas e, provavelmente, de pouco interesse às borboletas frugívoras e suas larvas. Atividade antropogênicas podem gerar uma alteração principalmente nas espécies raras (ANDRADE et al., 2017).

Nenhuma das espécies encontradas foi classificada como raras ou indicadoras de ambientes preservados segundo Freitas (2000).

4.4 CONCLUSÃO

A abundância de borboletas frugívoras em áreas abertas foi menor que em área nativa, com uma composição típica de florestas de altitude.

Considerando que as espécies mais abundantes de Nymphalidea frugívora estão associadas ao gênero *Chusquea* spp., é possível dizer que existe uma grande influência dessa Poaceae na composição de borboletas no fragmento de floresta nativa estudada. Ainda, é possível que o florescimento desta planta esteja influenciando a abundância de algumas espécies no local. A área aberta não possui condições suficientes para a permanência de uma comunidade de borboletas frugívoras.

A grande maioria apresenta características generalistas, ocorrendo tanto em áreas de caráter mais secundário quanto primário conforme exibido na literatura. Entretanto fica claro que *Forsterinaria necys* e *Forsterinaria pronophila* preferem ambientes florestados, enquanto isso, *Carminda griseldis* foi observada em locais abertos.

Sugere-se que uma nova pesquisa, com um esforço amostral maior, seja realizada para observar a existência de espécies raras no local, assim, aferindo com maior precisão a existência

de espécies indicadoras no local.

4.5 REFERÊNCIAS

ACKERY, P. Hostplants and classification: a review of nymphalid butterflies. *Biological Journal of the Linnean Society*, v. 33, p. 95 – 203, 01 1988. Citado 2 vezes nas páginas 62 e 64.

ANDRADE, D. A. D.; TEIXEIRA, I. R. d. V. Diversidade de Lepidoptera em um fragmento florestal em muzambinho, Minas Gerais. *Ciência Florestal*, v. 27, n. 4, p. 1229–1241, dez. 2017. Disponível em: <<https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/30311>>. Citado na página 63.

ANDRADE, R. B. de et al. The impacts of recurrent fires on diversity of fruit-feeding butterflies in a south-eastern amazon forest. *Journal of Tropical Ecology*, Cambridge University Press, v. 33, n. 1, p. 22–32, 2017. Citado 3 vezes nas páginas 56, 64 e 66.

BECCALONI, G. et al. *Catalogue of the Hostplants of the Neotropical Butterflies/ Catálogo de las Plantas Huésped de las Mariposas Neotropicales*. [S.l.: s.n.], 2008. v. 8. 1-536 p. ISBN 978-84-935872-2-2. Citado 2 vezes nas páginas 63 e 64.

BREED, M. et al. Mating patterns and pollinator mobility are critical traits in forest fragmentation genetics. *Heredity*, v. 115, 09 2013. Citado na página 56.

BRITO, M. Monteiro de et al. Functional composition and phenology of fruit-feeding butterflies in a fragmented landscape: Variation of seasonality between habitat specialists. *Journal of Insect Conservation*, v. 18, 08 2014. Citado na página 63.

BROTONS, L.; MONKKONEN, M.; MARTIN, J.-L. Are fragments islands? Landscape context and density-area relationships in boreal forest birds. *The American naturalist*, v. 162, p. 343–57, 10 2003. Citado na página 56.

BROWN, K. J.; FREITAS, A. Atlantic forest butterflies: Indicators for landscape conservation 1. *Biotropica*, v. 32, p. 934 – 956, 12 2000. Citado na página 56.

BROWN, K. S. Conservation of neotropical environments: Insects as indicators. 1991. Citado 2 vezes nas páginas 17 e 56.

DEVRIES, P. The butterflies of Costa Rica and their natural history. vol i: Papilionidae, Pieridae, Nymphalidae. *SERBIULA (sistema Librum 2.0)*, I, 01 1987. Citado 3 vezes nas páginas 56, 62 e 64.

FILGUEIRAS, B. et al. Fruit-feeding butterflies in edge-dominated habitats: community structure, species persistence and cascade effect. *Journal of Insect Conservation*, v. 20, 06 2016. Citado na página 56.

- FOLEY, J. A. et al. Global consequences of land use. *Science*, v. 309, n. 5734, p. 570–574, 2005. Disponível em: <<https://www.science.org/doi/abs/10.1126/science.1111772>>. Citado na página 56.
- FORTUIN, C. et al. Bee populations, forest disturbance, and Africanization in Mexico. *Biotropica*, v. 37, p. 686 – 692, 12 2005. Citado na página 56.
- FREITAS, A. Diversidade de lepidoptera em Santa Teresa, Espírito Santo. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão, Nova Série*, v. 11/12, p. 71–116, 01 2000. Citado na página 66.
- FREITAS, A.; BROWN, K. Phylogeny of the Nymphalidae (Lepidoptera). *Systematic biology*, v. 53, p. 363–83, 07 2004. Citado na página 56.
- FREITAS, A. et al. Insetos como indicadores de conservação da paisagem. In: _____. [S.l.: s.n.], 2006. p. 1–28. Citado 2 vezes nas páginas 16 e 63.
- FREITAS, A. V. L.; PEÑA, C. et al. Description of genus guaianaza for “euptychia” pronophila (lepidoptera: Nymphalidae: Satyrinae) with a description of the immature stages. *Zootaxa*, Magnolia Press, v. 1163, n. 1, p. 49–59, 2006. Citado na página 63.
- FURLANETTI, P. R. R. *A comunidade de borboletas frugívoras de áreas em processo de restauração, fragmentos de floresta estacional semidecidual e pastagens*. Dissertação (Mestrado) — Universidade Estadual Paulista (UNESP), Botucatu - SP, 2010. Disponível em: <<http://educapes.capes.gov.br/handle/11449/88518>>. Acesso em: 25 dez. 2021. Citado 3 vezes nas páginas 61, 62 e 64.
- GOMES, J. P. *Myrtaceae arbóreas e arbustivas da Floresta Ombrófila Mista, Planalto Sul Catarinense: padrões florístico-estruturais, ecologia e conservação*. Tese (doutorado em Produção Vegetal), 2016. Citado 5 vezes nas páginas 22, 30, 39, 57 e 75.
- GONZÁLEZ-VALDIVIA, N. et al. Nymphalidae frugívoras (Lepidoptera: Papilionoidea) asociadas a un ecomosaico agropecuario y de bosque tropical lluvioso en un paisaje del sureste de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, v. 87, 05 2016. Citado na página 61.
- GREENWOOD, D.; CHRISTOPHEL, D. The origins and tertiary history of australian “tropical” rainforests. In: _____. [S.l.: s.n.], 2005. p. 336–373. ISBN 0226044688, 9780226044682. Citado na página 56.
- HAMMER, O.; HARPER, D.; RYAN, P. Past: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 2001. Citado 2 vezes nas páginas 60 e 77.
- HOHNE, L. et al. Avaliação da diversidade de borboletas frugívoras em duas áreas de um fragmento florestal no município de Soledade/RS. *Revista Caderno Pedagógico*, v. 14, n. 1, 2017. ISSN 1983-0882. Citado 2 vezes nas páginas 61 e 64.

HOSKINS, A. *Learn about butterflies*: The complete guide of world butterflies and moths. 2021. Disponível em: <<https://www.learnaboutbutterflies.com>>. Citado na página 63.

ICMBIO. *Projeto Para Conservação da Biodiversidade e Promoção do Desenvolvimento Sócio Ambiental*. Brasília: ICMBio, 2019. Citado na página 57.

LAMAS, G. Checklist : Part 4a. Hesperioidea-Papilionoidea. *Atlas of neotropical lepidoptera*, Association for Tropical Lepidoptera/Scientific Publishers, p. 1–439, 2004. Disponível em: <<https://ci.nii.ac.jp/naid/20001315331/en/>>. Citado na página 62.

MARCONATO, G. *Análise cladística de Charaxinae Guenée (Lepidoptera, Nymphalidae)*. Tese (Doutorado) — Instituto de Biociências - USP, São Paulo - SP, 2008. Disponível em: <<https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41133/tde-02032009-154826/pt-br.php>>. Acesso em: 31 dez. 2021. Citado na página 64.

MARTINS, D. et al. Florística de Floresta Ombrófila mista Altomontana e de Campos em Urupema, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*, v. 9, 01 2011. Citado 4 vezes nas páginas 22, 30, 57 e 75.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 10, n. 2, p. 58–62, 1995. ISSN 0169-5347. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169534700889776>>. Citado 2 vezes nas páginas 56 e 88.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, p. 853–858, 2000. Citado 3 vezes nas páginas 15, 28 e 56.

OKSANEN, J. et al. *VEGAN: COMMUNITY ECOLOGY PACKAGE*. [S.l.], 2020. R package version 2.5-7. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>. Citado 2 vezes nas páginas 34 e 59.

OLIVEIRA-FILHO, A. Classificação das fitofisionomias da América do Sul cisandina tropical e subtropical: proposta de um novo sistema - prático e flexível - ou uma injeção a mais de caos? *Rodriguésia*, v. 60, p. 237–258, 06 2009. Citado 5 vezes nas páginas 22, 30, 44, 57 e 75.

PEÑA, C.; LAMAS, G. Revision of the butterfly genus *forsterinaria* gray, 1973 (Lepidoptera: Nymphalidae, satyrinae). *Revista Peruana de Biología*, v. 12, p. 5–48, 01 2005. Citado 2 vezes nas páginas 62 e 63.

PEÑA, C. et al. Biogeographic history of the butterfly subtribe euptychiina (Lepidoptera, nymphalidae, satyrinae). *Zoologica Scripta*, v. 39, n. 3, p. 243–258, 2010. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1463-6409.2010.00421.x>>. Citado na página 62.

- PEÑA, C. et al. Higher level phylogeny of satyrinae butterflies (Lepidoptera: Nymphalidae) based on dna sequence data. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, v. 40, n. 1, p. 29–49, 2006. ISSN 1055-7903. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1055790306000583>>. Citado na página 62.
- PEREIRA, G. C. N. Diversidade de borboletas frugívoras em arquipélago de florestas tropicais montanas. Universidade Federal de Minas Gerais, 2016. Citado na página 62.
- PINILLA, L. C. C. *Efeitos da sucessão florestal em plantações de Pinus sobre a diversidade de borboletas frugívoras no sul do Brasil*. Dissertação (Dissertação (Programa de PósGraduação em Biologia Animal)) — Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, Porto Alegre, 2019. Citado 3 vezes nas páginas 61, 63 e 64.
- R CORE TEAM. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria, 2021. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>. Citado 4 vezes nas páginas 34, 59, 76 e 77.
- REZENDE, C. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the brazilian atlantic forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v. 16, 10 2018. Citado 3 vezes nas páginas 15, 56 e 73.
- RIBEIRO, D. B.; JUNIOR, K. S. B. A guilda de borboletas frugívoras em uma paisagem fragmentada no Alto Paraiba-SP. In: . [S.l.: s.n.], 2006. Citado 2 vezes nas páginas 63 e 64.
- RIBEIRO, M. C. et al. 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. ISSN 0006-3207. Conservation Issues in the Brazilian Atlantic Forest. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320709000974>>. Citado 4 vezes nas páginas 15, 29, 62 e 63.
- ROSA, A. H. B. et al. Fifty years without a name: a new species of splendeptychia forster (Lepidoptera: Nymphalidae: Satyrinae). *Zootaxa*, v. 5061, n. 1, p. 95–114, Nov. 2021. Citado 2 vezes nas páginas 62 e 64.
- ROSA, M. et al. Hidden destruction of older forests threatens brazil’s atlantic forest and challenges restoration programs. *Science Advances*, v. 7, p. eabc4547, 01 2021. Citado 3 vezes nas páginas 15, 28 e 56.
- SANT’ANNA, C. et al. Fruit-feeding butterfly communities are influenced by restoration age in tropical forests. *Restoration Ecology*, v. 22, 04 2014. Citado na página 56.
- TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the atlantic forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation*, v. 143, p. 2328–2340, 10 2010. Citado 2 vezes nas páginas 44 e 56.

WILCOVE, D. S.; MCLELLAN, C. H.; DOBSON, A. P. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: _____. *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. [S.l.]: Sinauer Associates, 1986. cap. 11, p. 237–256. Citado 2 vezes nas páginas 56 e 73.

ZACCA, T. et al. Revision of *Godartiana* Forster (Lepidoptera: Nymphalidae), with the description of a new species from northeastern Brazil. *Austral Entomology*, v. 56, n. 2, p. 169–190, 2017. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/aen.12223>>. Citado na página 63.

5 CAPÍTULO III - UTILIZAÇÃO DE FORMIGAS (HYMENOPTERA: FORMICIDAE) COMO INDICADORES DE QUALIDADE AMBIENTAL NA RPPNE COMPLEXO SERRA DA FAROFA EM URUPEMA - SC

RESUMO

O estado de Santa Catarina possui cerca de 60% de suas áreas ocupadas por atividades de origem antropogênica, sendo uma preocupação à saúde ambiental dos fragmentos naturais remanescentes. As formigas possuem respostas diferentes perante perturbações ambientais geradas pela fragmentação, sendo muito utilizadas como bioindicadoras ambientais. O objetivo deste estudo foi avaliar o potencial de formigas (Hymenoptera: Formicidae) como indicadores de qualidade ambiental sob diferentes tipos de condições ambientais na Floresta Ombrófila Mista Alto-Montana de Santa Catarina. Para isso, foram estabelecidos dois transectos de 400 m cada, um em área nativa com cobertura vegetal arbórea e dossel fechado e outro em área aberta sob interferências antrópicas de baixo impacto, composta principalmente por espécies herbáceas. É esperado que a área nativa apresente maior abundância de indivíduos e diversidade de espécies do que na área antrópica. Em cada transecto, foram estabelecidas 20 unidades amostrais com 4 armadilhas *pitfall* cada, distanciadas 20 m entre si. As armadilhas permaneceram instaladas durante 48 horas. Após esse período, as formigas capturadas foram separadas, identificadas a nível de gênero e contabilizadas. A diferença entre as amostras de cada área foi avaliada por meio da análise de cluster por Bray-Curtis, cuja significância foi testada por One-Way ANOSIM. Para a classificação de espécies indicadoras, utilizou-se do método de "valor de indicação" (IndVal) que atribui um valor para cada uma das espécies. Foram encontrados 184 indivíduos e 9 gêneros (quatro exclusivos) em área nativa, mais uma identificação a nível de subfamília (Formicinae sp.1), enquanto 6.371 e 11 gêneros (cinco exclusivos), mais a Formicinae sp.1, foram capturados em área com interferência antrópica. A composição de espécies foi distinta entre área nativa e área aberta ($R = 0,32$; $p < 0,0001$), com separação das duas áreas em grupos distintos conforme observado pela análise de Bray-Curtis. Quatro gêneros (*Solenopsis*, *Pheidole*, *Pachycondyla* e a Formicinae sp.1) foram indicadores de área antrópica, enquanto que não houve gêneros indicadores na área nativa. Os gêneros indicadores, *Solenopsis* e *Pheidole*, são comumente encontrados em áreas perturbadas e apresentaram grande adaptação ao local com interferência (ambos com mais de 2.000 formigas somente em área antrópica). A grande abundância em local impactado pode ser devido a proximidade entre as áreas, que garante um ambiente adequado para o aparecimento das espécies indicadoras, combinando alimento e material para nidificação, com baixa competição e pouca predação. Logo, o resultado encontrado contradiz a hipótese levantada, entretanto, quatro táxons puderam ser utilizados como bioindicadores da qualidade ambiental de uma das áreas.

Palavras-chave: Bioindicadores. Floresta Ombrófila Mista Alto-montana. Interferência antrópica. Monitoramento.

ABSTRACT

The state of Santa Catarina has nearly 60% of its area occupied by anthropogenic activities, with the state of environmental health of the natural remaining being a real concern. Ants behave differently under different types of environmental disturbance caused by fragmentation, being used as environmental bioindicators. The aim of this study is to assess the potential of ants (Hymenoptera: Formicidae) as bioindicators under different kinds of environmental conditions in the Upper Montane Ombrophilous Mixed Forest of Santa Catarina. It's expected that the native area show higher individuals abundance and species diversity than the anthropic area. In order to do this, two transects of 200 m each were established, one inside a native forest with dense canopy cover and the other in a open area under low intensity anthropic interference, covered by herbaceous plants. In each transect, 20 sample units with four pitfall traps each were established, distant 20 m between each other. Traps were maintained in the field for 48 hours. Ants were captured, separated, counted and identified at genus level. The difference between the two sampled areas was evaluated by Bray-Curtis cluster analysis, which meaningfulness was tested by One-Way Anosim. Species classification was obtained with the "Indication value" Method (IndVal). At total, 184 individuals and 9 genera (four exclusive), plus one identification at subfamily level (sp1) were found in a native area, while 6,371 and 11 genera (five exclusive), plus Formicinae sp.1, were captured in an area with anthropic interference. The species composition was different between the native and open area ($R = 0.32$; $p < 0.0001$), with separation of the two areas in different groups, as observed in the Bray-Curtis analysis. Four genera (*Solenopsis*, *Pheidole*, *Pachycondyla* and Formicinae sp.1, were indicators of anthropic area, while there was no indicator genera in the native area. Indicator genera, *Solenopsis* and *Pheidole*, are commonly found in disturbed areas and showed great adaptation to the site with interference (both with more than 2,000 ants each in anthropic area). The great abundance in the impacted site may be due to the proximity between the areas, which guarantees a suitable environment for the appearance of the indicator species, combining food and nesting material, with low competition and low predation. Therefore, the result found contradicts the hypothesis raised, however, four genera could be used as bioindicators of the environmental quality of one of the areas.

Key-words: Bioindicators. Upper Montane Ombrophilous Mixed Forest. Anthropic interference. Monitoring.

5.1 INTRODUÇÃO

O processo de fragmentação é descrito como a descontinuidade de um habitat natural em agrupamentos menores, isolados entre si e permeados por uma matriz de diferente composição da original, fenômeno que aumenta riscos de perda biodiversidade (WILCOVE; MCLELLAN; DOBSON, 1986). Ações antrópicas desde 1500 resultaram em grande fragmentação do bioma da Mata Atlântica e uma perda de mais de 70% da sua cobertura original (REZENDE et al., 2018).

Em Santa Catarina, áreas destinadas à agricultura ocupam cerca de 15% da área total do estado, que, somados a outras atividades de origem antropogênica, resultam em uma ocupação de quase 60%, restando apenas 40% para coberturas florestais e outras formações naturais (VIBRANS et al., 2021).

Espécies bioindicadoras podem ser definidas como espécies que tem sua ocorrência limitada por fatores ambientais, portanto, quando encontrada, é indicadora de um conjunto de características ambientais (ALLABY, 1992 apud MCGEOCH, 1998). As formigas (Formicidae: Hymenoptera) possuem boas características para serem utilizadas como bioindicadoras da qualidade ambiental (PHILPOTT et al., 2009; RIBAS et al., 2012; NEMEC, 2014). Áreas com diferentes tipos e intensidades de impacto, podem apresentar assembleias diversificadas, com abundâncias diferentes (LUTINSKI; LOPES; MORAIS, 2014). Algumas perturbações podem ser benéficas para algumas espécies de formigas. O gênero *Acromyrmex*, por exemplo, pode ampliar a densidade de seus ninhos e diminuir a distância de forrageamento em locais de florestas secundárias com elevado número de espécies vegetais pioneiras (CREPALDI et al., 2014). Além disso, dependendo do nível do impacto na área, a competição interespecífica e a predação podem diminuir em determinado local, favorecendo o aparecimento de formigas (FRASER et al., 2012). Espécies invasoras com hábitos específicos também podem ser favorecidas em locais com nível intermediário de alteração (VONSHAK; GORDON, 2015). Enquanto isso, espécies nativas de hábitos arborícolas, podem quase desaparecer de um local que teve sua cobertura nativa removida (GREENSLADE; GREENSLADE, 1977).

Mesmo áreas preservadas podem apresentar diferença na composição de espécies de acordo com a complexidade da estrutura vegetal do ecossistema. A maior heterogeneidade na floresta pode disponibilizar uma quantidade maior de nutrientes, locais para nidificação e condições ambientais para o aparecimento de muitas espécies de formigas (LAURANCE et al., 2002). Maiores valores de altura média, densidade, área basal e cobertura do dossel do estrato arbóreo resultam em maior valor de riqueza da fauna de formigas. Enquanto isso, áreas com dominância de bambus característicos de áreas iniciais desfavorecem a diversidade de formigas (OLIVEIRA et al., 2011). Geralmente, esse é o resultado obtido em pesquisas desse gênero, maior riqueza de espécies de formigas com maior riqueza de espécies de plantas (OLIVEIRA et al., 2014). A fragmentação altera as características vegetais de um ecossistema, refletindo em diferenças nas assembleias de formigas, de forma a alterar sua riqueza e composição, ressaltando a importância de se estudar para atividades de monitoramento.

Este estudo pretende observar a resposta da fauna de formigas sob duas áreas em diferentes estados ambientais na Floresta Ombrófila Mista Alto-montana de Santa Catarina, identificando espécies indicadoras para cada uma delas. A primeira área é predominada por espécies herbáceas, sem cobertura significativa por um dossel de árvores e com interferências antrópicas de baixo impacto, e outro sem interferências, com vegetação arbórea de aproximadamente 15 anos e dossel fechado. Espera-se que a área nativa favoreça o aparecimento de espécies de formigas, em riqueza e abundância, devido a maior quantidade de alimento e capacidade para nidificação.

Enquanto isso, a área que recebe interferências limitará o aparecimento de formigas, devido à baixa diversidade florística e estrutural.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

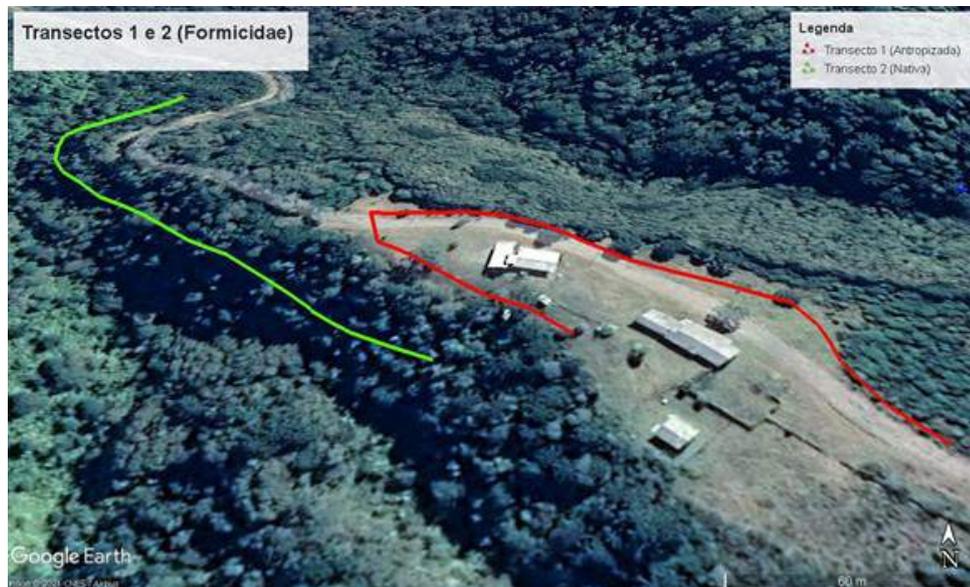
5.2.1 Descrição da área

O estudo foi realizado na RPPNE Complexo Serra da Farofa, especificamente na fazenda Das Nascentes, com uma área de 1.518,57 ha, distribuídos entre Bocaina do Sul, Painei, Urupema e Rio Rufino. A fazenda, bem como toda a reserva, está inserida na fitofisionomia Floresta Ombrófila Mista (FOM) Alto-montana, por atingir altitudes superiores a 1.000 m e até ultrapassando os 1.700 m, além de compor muitos fragmentos sob denominação de Floresta Nebular, por apresentarem grande parte da precipitação por contato direto das nuvens com o dossel da floresta (OLIVEIRA-FILHO, 2009). A fazenda é contemplada majoritariamente por FOM Alto-montana, se intercalando com áreas úmidas nas partes mais baixas, bem como campos de naturais (MARTINS et al., 2011; GOMES, 2016).

5.2.2 Amostragem

Para a coleta de indivíduos da família Formicidae, foram estabelecidos dois transectos (Figura 18) de 400 m cada com 20 pontos de amostragem distanciados 20 m entre si para garantir a independência entre amostras. Em cada ponto amostral, quatro armadilhas *pitfall* foram instaladas, sendo uma em cada aresta de um quadrado de 2 m x 2 m. O primeiro transecto foi instalado em área aberta com interferência antrópica (Figura 19 - A) (roçadas, residência popular, alojamento e visitas esporádicas). O segundo transecto foi estabelecido em mata nativa de aproximadamente 15 anos a uma distância de 10 m da borda da mata. O local apresenta dossel fechado (Figura 19 - B) e presença de espécies como *Mimosa scabrella* Benth., *Drimys angustifolia* Miers. e *Dicksonia sellowiana* Hook.

Figura 18 – Transectos estabelecidos para amostragem populacional de formigas em áreas de diferentes estágios ecológicos na RPPNE Complexo Serra da Farofa, em Santa Catarina.



Em que: A linha vermelha representa o transecto em área com interferência antrópica e a linha em verde o transecto em área nativa com cobertura vegetal.

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

As armadilhas utilizadas consistiram em potes plásticos transparentes de 300 ml preenchidos em um terço por solução salina de 5% com detergente – utilizado para quebrar a tensão superficial da água (Figura 19 – C). Estas foram enterradas com auxílio de um trado, de modo que a abertura ficou nivelada com a superfície do solo (Figura 19 - D) e expostas por um período de 48 horas, entre os dias 11 e 13 de março de 2021. Após esse período, todo material biológico foi removido das armadilhas (Figura 19 – E) e transportados ao laboratório, para triagem e identificação das formigas coletadas a nível de gênero seguindo as chaves de identificação presentes no Guia para os Gêneros de Formigas no Brasil (BACCARO et al., 2015). As amostras estão armazenadas no Laboratório de Recuperação e Silvicultura Florestal (LABSIRF), na Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, em Lages, Santa Catarina.

5.2.3 Análise dos dados

A fim de observar a diferença da composição das assembleias de formigas encontradas em cada unidade amostral, foi realizada a análise de cluster por Bray-Curtis por meio do ambiente computacional R (R CORE TEAM, 2021). As curvas de acumulação de gêneros por área foram feitas por meio do pacote INEXT (CHAO et al., 2014).

Uma análise de similaridade (One-way ANOSIM), com 9999 permutações, foi feita entre as duas áreas para observar se houve diferença significativa entre a composição dos gêneros. Para isso, foi feita uma matriz de presença e ausência dos gêneros considerando as amostras em

Figura 19 – A) Local de instalação do primeiro transecto com armadilhas *pitfall* em área com interferência antrópica; B) Local de instalação do segundo transecto com armadilhas *pitfall* em área nativa com dossel fechado; C) Preparo das armadilhas *pitfall* para instalação a campo; D) Armadilha *pitfall* pronta para captura de formigas; E) Potes já com o conteúdo coletado a campo pronto para ser processado.



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

cada área de estudo. Com essa matriz, foi obtido o índice de Jaccard entre as amostras que foi utilizada para o cálculo da ANOSIM. Além disso, foi feito um escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) com os gêneros e as áreas. O procedimento foi feito por meio do *Software Past* (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001).

Também foi obtido o "valor de indicação" (Indval) para associar os gêneros a um ambiente específico, por meio da função "multipatt" do pacote do R "indicspecies" (R CORE TEAM, 2021). Os valores foram multiplicados por 100 para facilitar a visualização e todos aqueles acima de 70 foram considerados suficientes para indicação. O IndVal atribui um valor maior a espécies (no caso gêneros) que possuem maior presença nas unidades amostrais e maior diferença na abundância entre as áreas (nativa ou antrópica). Assim, o IndVal, estará atribuído à abundância dos gêneros, frequência e exclusividade. Por último, foram calculados os valores de Frequência

Relativa para cada gênero em cada área, obtidos pela Fórmula 5:

$$FR (\%) = \frac{FA}{\sum FA} * 100 \quad (5)$$

Em que: FR = Frequência Relativa;

FA = Frequência absoluta.

Sendo a Frequência absoluta obtida pela Fórmula 6:

$$FA (\%) = \frac{n}{UA} * 100 \quad (6)$$

Em que: FA = Frequência absoluta;

n = Número de vezes que o gênero aparece na área em questão;

UA = Quantidade de unidades amostrais na área em questão.

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram registrados 6.555 indivíduos de 14 gêneros, uma espécie sem identificação e uma identificada a nível de subfamília. A floresta nativa somou 184 indivíduos, distribuídos em 9 gêneros e uma identificação à nível de subfamília, com maior abundância do gênero *Camponotus* (66). Já a área com interferência antrópica apresentou 6.371 formigas, com maior abundância dos gêneros *Pheidole* (2.613) e *Solenopsis* (2.228), com 10 gêneros, uma identificação a nível de subfamília e uma espécie sem identificação. O ambiente degradado apresentou cinco gêneros exclusivos e a área mais preservada, quatro (Tabela 8).

De acordo com os valores de indicação (IndVal), os gêneros *Solenopsis* e *Pheidole* foram igualmente aptos a serem utilizados como indicadores da área antrópica, seguidos da espécie da subfamília Formicinae e o gênero *Pachycondyla*. Já a área nativa não apresentou uma espécie indicadora considerando um IndVal de 70, sendo o gênero *Heteroponera* o com maior valor (54,8) (Tabela 8). O gênero *Camponotus*, que apresentou 511 indivíduos em área antrópica e apenas 31 em área nativa, apresentou frequência relativa baixa em área antrópica, e, mesmo que mais elevada em área nativa, teve sua importância ofuscada pela diferença na abundância.

Tabela 8 – Número de indivíduos por gêneros de Formicidae encontrados em área com interferência antrópica e área de floresta nativa, Valores de indicação e p valor para cada um dos gêneros na RPPNE Complexo Serra da Farofa.

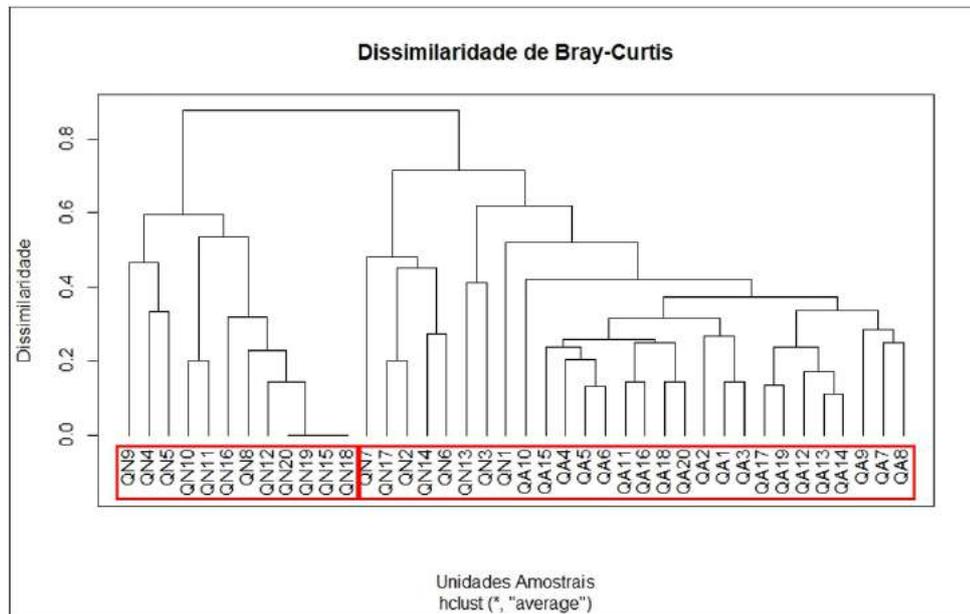
Subfamília/Gênero	Número de indivíduos		IndVal		FR (%)	
	Antrópica	Nativa	Antrópica	Nativa	Antrópica	Nativa
Myrmecinae (Lepeletier de Saint-Fargeau, 1835)						
<i>Acromyrmex</i> (Mayr, 1865)	241	21	77,3	15,5	10,9	12,2
<i>Crematogaster</i> (Lund, 1831)	-	10	-	38,7	-	6,1
<i>Cyphomyrmex</i> (Mayr, 1862)	36	-	44,7	0	3,4	-
<i>Eurhopalothrix</i> (Brown & Kempf, 1961)	-	1	-	22,4	-	2,0
<i>Pheidole</i> (Westwood, 1839)	2613	15	<u>99,7*</u>	5,0	16,8	18,4
<i>Solenopsis</i> (Fabricius, 1804)	2228	17	<u>99,7*</u>	0	16,8	12,2
<i>Strumigenys</i> (F. Smith, 1860)	3	-	<u>23,7</u>	17,7	2,5	-
<i>Trachymyrmex</i> (McCook, 1881)	3	-	31,6	-	1,7	-
Formicinae (Lepeletier, 1836)						
Sp. 1	511	31	<u>94,6*</u>	14,1	16,0	14,3
<i>Camponotus</i> (Latreille, 1802)	149	66	<u>55,8</u>	32,8	7,6	14,3
Dorylinae (Fabricius, 1793)						
<i>Eciton</i> (Latreille, 1804)	446	-	31,6	-	1,7	-
<i>Neivamyrmex</i> (Borgmeier, 1940)	-	9	-	22,4	-	2,0
Heteroponerinae (Bolton, 2003)						
<i>Heteroponera</i> (Mayr, 1887)	-	8	-	54,8	-	12,2
Ponerinae (Latreille, 1804)						
<i>Hypoponera</i> (Santschi, 1938)	57	6	47,6	12,0	4,2	6,1
<i>Pachycondyla</i> (Latreille, 1802)	71	-	<u>89,9*</u>	17,4	15,1	-
Sem id.	13	-	29,4	41,2	3,4	-
Total	6371	184	-	-	100,0	100,0
Índice de Shannon-Wiener	1,476	1,922				

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Legenda: * = p valor < 0,001; Valores sublinhados: maiores que 70 e com p valor < 0,001, portanto, espécies indicadoras; FR (%) = Frequência Relativa em porcentagem.

Pela análise de cluster de Bray-Curtis, pode ser observada a divisão em dois grupos (Figura 20), separando grande parte das unidades amostrais da área nativa da área antrópica. Algumas unidades amostrais dessas duas áreas foram semelhantes. O índice de Shannon-Wiener aponta maior diversidade para a área de floresta nativa (Tabela 8), já que considera uma quantidade de gêneros similar divididos em uma diferença significativa de indivíduos.

Figura 20 – Dissimilaridade de Bray-Curtis entre as unidades amostrais de formigas na área com interferência antrópica (direita) e área de floresta nativa (esquerda) na RPPNE Complexo Serra da Farofa.

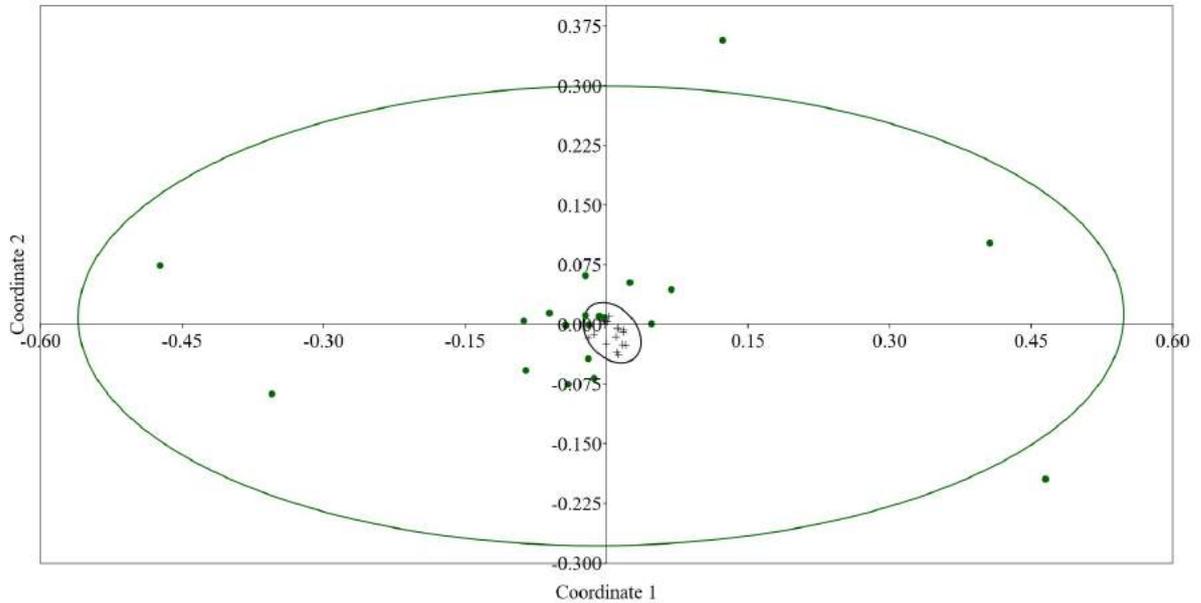


Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Legenda: QNn = Unidade amostral em área nativa e seu número de identificação; QAn = Unidade amostral em área com interferência antrópica e seu número de identificação.

A composição de espécies foi distinta entre os dois tipos de áreas (ANOSIM: $R = 0,32$; $p < 0,0001$), indicando que a nível de gênero, existe diferença entre as áreas. A Figura 21, mostra a análise NMDS. Observa-se que os pontos verdes (área nativa) estão sobrepostos sobre as cruzeiras (área com interferência antrópica), mas existe diferença significativa entre a composição de gêneros da área. A maior dispersão dos pontos de área nativa representa maior diferença no número de gêneros por amostra, bem como diminuição dos gêneros repetidos entre amostras. O contrário da área com interferência antrópica, que apresentou dispersão menor dos pontos, significando constância na repetição por amostras.

Figura 21 – Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) entre as amostras de formigas da área de floresta nativa e área com interferência antrópica na RPPNE Complexo Serra da Farofa.

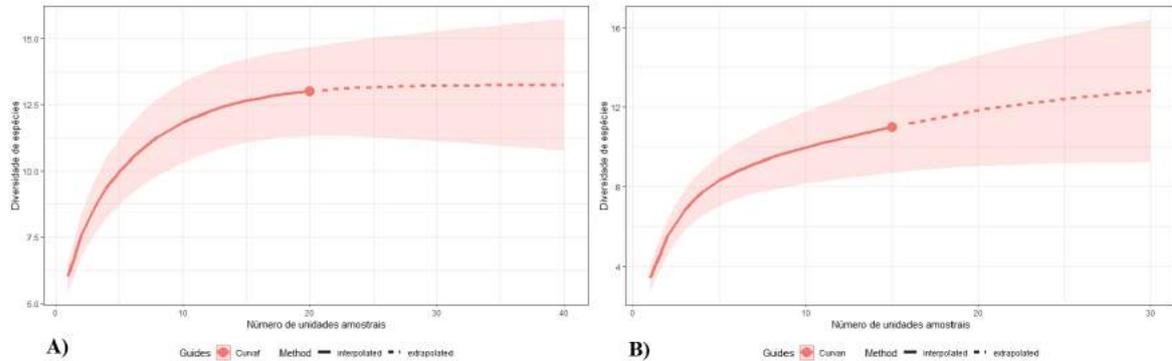


Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Legenda: Bola verde = amostras em área de floresta nativa; Cruz preta = amostras em área com interferência antrópica na RPPNE Complexo Serra da Farofa

Conforme observado na Curva de Acumulação de espécies, a riqueza observada nas áreas permanecerá semelhante mesmo com o dobro do esforço amostral utilizado (Figura 22). Mesmo com o crescimento do número de amostras, o acréscimo do número de espécies não será significativo o suficiente. Na curva da área antrópica, o número de unidades amostrais aparece como 15 devido a ausência de capturas em 5 das unidades amostrais.

Figura 22 – A) Curva de acumulação de gêneros de formigas por unidades amostrais em área com interferência antrópica. B) Curva de acumulação de gêneros de formigas por unidades amostrais em área nativa.



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Estudando florestas primárias em Borneo, Brühl, Gunsalam e Linsenmair (1998) encontraram aproximadamente 73 gêneros e 524 morfoespécies. O gênero *Pheidole* apresentou 6,68% do total de diversidade, mas o gênero mais rico foi o *Camponotus*, com 14,12% do total da riqueza encontrada nos estudos. *Solenopsis* por sua vez, foi um dos gêneros menos ricos, com apenas 0,19% da riqueza total. Desse trabalho, também destaca-se a grande riqueza dos gêneros *Crematogaster* (6,68%), *Strumigenys* (3,44%) e *Hypoponera* (2,67%), encontrados em área primária de floresta e também observados no presente estudo, tanto em área antrópica (*Strumigenys* e *Hypoponera*) quanto em área nativa (*Crematogaster*).

O gênero *Pheidole* foi classificado como indicador de área antrópica, com 2.613 indivíduos amostrados somente nessa área, sendo o gênero mais abundante. Este táxon é "Hiperdiverso" e se distribui em toda a América, em parte da Europa, África, Ásia e Oceania (WILSON, 2003), apresentando mais de 1.100 espécies (MUSCEDERE, 2017). Também foi o gênero abundante em outro trabalho realizado no sul do Brasil, com diversas espécies associadas ao solo (DRÖSE et al., 2017). *Pheidole* é abundante e frequentemente o gênero mais dominante nos climas quentes do mundo, principalmente na liteira do solo, chegando a controlar a população de outros artrópodes (BACCARO et al., 2015). O gênero prefere ninhos subterrâneos, em galhos caídos ou em tocos de árvore, podendo misturar as técnicas dependendo da espécie, forrageando em distâncias de até 9 m do ninho (MERTL; SORENSON; TRANIELLO, 2010). Sua dieta é onívora e são oportunistas, tendo importância direta para dispersão de algumas sementes (BACCARO et al., 2015). Espécies desse gênero já foram encontradas contribuindo na riqueza de áreas em diversos tipos de estado de alteração (GOMES et al., 2013; LUTINSKI; LOPES; MORAIS, 2014) e período de sucessão ecológica (MARQUES et al., 2017), desde pastagens e áreas de reflorestamento, a fragmentos florestais (MARTINS et al., 2011) e centros de reciclagem (LUTINSKI; LOPES; MORAIS, 2014). Algumas espécies, como *Pheidole titanis*, não variam de acordo com a estrutura da

vegetação, pois forrageiam sementes (OLIVEIRA et al., 2011).

Espécies de *Solenopsis* já foram associadas à cultura de soja e áreas de borda de floresta (BRANDÃO; SILVA; FEITOSA, 2011), áreas de pastagem com diferentes intensidades de impacto no Pampa e Mata Atlântica (DRÖSE et al., 2017) e fragmentos florestais em estágio intermediário de sucessão (GOMES et al., 2013). São espécies generalistas, encontradas até mesmo em ambientes urbanos, como residências e hospitais (BACCARO et al., 2015), com nidificação comumente no solo (MARQUES et al., 2017; DRÖSE et al., 2017), podendo estar entre os gêneros mais abundantes em levantamentos de mirmecofauna (PINHEIRO et al., 2010; DRÖSE et al., 2017). Têm algumas espécies com dieta onívora (PINHEIRO et al., 2010), obtendo nutrientes de interações mutualísticas com insetos da ordem Hemiptera (PEREIRA; BRAVO; DELABIE, 2021) e até alimentação de carcaças de animais como Gambás (Mammalia: Marsupialia: Didelphidae) (MENDONÇA; SANTOS-PREZOTO; PREZOTO, 2019). Alguns estudos apontam que *Solenopsis invicta* possui capacidade de controlar insetos-praga em áreas produtivas, mas como sua alimentação é imprevisível, pode acabar predando insetos benéficos (STERLING, 1978; EUBANKS, 2001). Esse gênero ainda abrange algumas formigas popularmente chamadas de "Formigas-de-fogo" ou "Lava-pés" (*S. invicta* e *S. richteri*, ambas nativas da América do Sul), mundialmente conhecidas por seu potencial invasivo, danos a culturas e à saúde (KEMP et al., 2000; STUBLE; KIRKMAN; CARROLL, 2009; CHAN; GUÉNARD, 2020). No presente estudo, o gênero recebeu um valor de indicação significativo para áreas com interferência antrópica, ocorrendo também em área nativa, mas com apenas 17 ocorrências.

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). Composto por espécies médias e grandes (MACKAY; MACKAY, 2010), *Pachycondyla* se aninha em madeira morta de galhos (BRYNE, 1994), também podendo se aninhar no solo e sob pedras. Forrageiras das espécies de *Pachycondyla* podem ser observadas na vegetação, desde árvores e bambus, a epífitas, como Bromélias e Orquídeas, conforme revisado por Mackay e Mackay (2010). O gênero possui formigas predadoras generalistas (DEJEAN et al., 1999) e carniceiras, predando de insetos a vertebrados. Possui espécies ocorrendo em Santa Catarina, como *P. crenata*, *P. harpax*, *P. marginata*, *P. striata* e *P. villosa*, sendo *P. harpax*, a espécie mais comum do novo mundo (MACKAY; MACKAY, 2010). No presente estudo, o gênero foi classificado como indicador de área com interferência antrópica, com presença em 18 das unidades amostrais e ausência em área nativa. Mesmo com o baixo número de indivíduos, quando comparado a gêneros como *Solenopsis* e *Pheidole*, sua frequência em grande parte das amostras de área antrópica e ausência em área nativa, fez com que recebesse fosse classificada como indicadora. Gomes et al. (2013) encontram indivíduos desse gênero ocorrendo em fragmento florestal, estando ausente em pastagem e sistema agroflorestal. Lutinski, Lopes e Morais (2014) observaram um decréscimo do número de indivíduos de *Pachycondyla* de acordo com a piora na qualidade ambiental do local avaliado. Como são generalistas, é possível que o gênero possua espécies que tolerem certo grau de perturbação, sendo a alteração do local de

estudo possivelmente até benéfica para seu aparecimento.

O gênero *Crematogaster* é definido como arborícola, mas pode ter ninhos distribuídos em solo, serapilheira, madeira em decomposição e diversos outros ambientes (GREENSLADE; GREENSLADE, 1977; BACCARO et al., 2015). Mesmo não sendo uma espécie indicadora (IndVal = 38,7 para área nativa), ainda foi uma espécie exclusiva de área com cobertura vegetal, ou seja, existe alguma condição que seja favorável para ela no meio florestal, que impediu de se locomover nas áreas circundantes. O gênero é conhecido pelos seus ninhos peculiares, que utilizam de uma estrutura conhecida, em inglês, por "*carton*" (BUREN, 1958) (*carton* = papelão). Suas colônias podem se espalhar por todo o dossel de uma floresta, mas preferem se aninhar em galhos e troncos mortos de pequena largura, ocorrendo mais raramente na liteira de folhas no solo, mas estas costumam ter hábitos noturnos e raramente são encontradas (LONGINO, 2003). Espécies desse gênero, são encontradas até mesmo em locais desérticos, habitando raízes de cactus e outras plantas adaptadas. Entretanto, existe uma certa plasticidade na tolerância dos táxons de *Crematogaster*, em que algumas espécies apresentam maior adaptabilidade do que outras (BUREN, 1958). Na região sul do Brasil, já foi observado habitando o solo de regiões do Pampa (DRÖSE et al., 2017). Em Santa Catarina, muitas espécies do gênero apresentaram diminuição na abundância quando aumentado o nível de alteração no ambiente encontrado (LUTINSKI; LOPES; MORAIS, 2014), outras apresentaram adaptabilidade a áreas urbanas de casa e comércio (FARNEDA; LUTINSKI; GARCIA, 2007).

Com 33 espécies ocorrendo no Brasil, *Cyphomyrmex* se distribui amplamente na região neotropical (BACCARO et al., 2015). Este gênero apresenta majoritariamente espécies diminutas, se aninhando no solo ou liteira de folhas. A maioria das espécies coleta fezes de insetos e restos de vegetais para cultivar leveduras (ADAMS; LONGINO, 2007), mas nunca sobem em árvores para buscar substrato para o fungo (KEMPF, 1964; KEMPF; FRANCISCO, 1965). Sua tribo, Attini, abrange outros gêneros também encontrados nesse trabalho, como *Acromyrmex*, *Eurhophalothrix*, *Pheidole*, *Strumigenys* e *Trachymyrmex* (KEMP et al., 2000). Esta tribo é conhecida pelo hábito das espécies manterem relações mutualísticas com fungos, criados em substrato vegetal nos ninhos das formigas (LEAL; OLIVEIRA, 2000 apud HÖLLDOBLER; WILSON et al., 1990). Leal e Oliveira (2000) observaram que *Cyphomyrmex* foi mais presentes em áreas de cerrado *Sensu stricto* do que em locais com floresta de galeria. A distância média de forrageamento dos gêneros *Trachymyrmex* e *Cyphomyrmex* é entre 1 e 2 m de distância do ninho, portanto, táxons mais oportunistas do que sistemáticos (LEAL; OLIVEIRA, 2000). Logo, os dois gêneros possuíam seus ninhos próximos à armadilha em que foram amostrados, assim, a fonte de alimento de ambos possivelmente estava próxima as unidades amostrais em área antrópica.

Muitas das características encontradas para *Cyphomyrmex* são compartilhadas pelo gênero *Trachymyrmex*. São oportunistas, mas possuem a capacidade de subir em árvores para buscar substrato, o que não foi observado no outro gênero. São encontradas em ambientes secos e abertos, em locais que *Cyphomyrmex* não foram encontrados (LEAL; OLIVEIRA, 2000). Na Mata Atlântica, espécies de *Trachymyrmex* podem coletar e dispersar sementes de *Miconia*

cubucu (MEDEIROS; MORRETES, 1994). Outras espécies desse gênero podem ser pragas para plantações comerciais de *Eucalyptus* (OLIVEIRA et al., 1998).

Os gêneros *Strumigenys* e *Eurhopalotrix*, também táxons da tribo Attini, somaram quatro indivíduos, sendo três para o primeiro e um para o segundo. Mesmo com baixa ocorrência, seus aparecimentos podem expôr algo dos locais encontrados. Pouco se sabe da biologia de *Eurhopalotrix*, sendo de difícil captura por apresentarem ninhos pouco densos, com ocorrência observada em estudos massivos da biota do solo. São predadores e possuem hábitos passivos de caça. Habitam florestas de diversos tipos, desde primárias à secundárias (LONGINO, 2013). O gênero *Strumigenys* é abundante em florestas tropicais úmidas, podendo nidificar na serapilheira, casca de árvores, sob pedras ou troncos (BACCARO et al., 2015). Já *Strumigenys*, possui uma ampla distribuição mundial e normalmente estão associados a florestas primárias e secundárias, com algumas espécies sendo comum em parques e áreas abertas (KITAHIRO et al., 2014; TANG; PIERCE; GUÉNARD, 2019). Mesmo sendo encontrados se aninhando em cascas ou epífitas, são mais comumente vistos em liteira de folhas (LONGINO, 2006). Também são associados a material orgânico depositado em árvores (NADKARNI; LONGINO, 1990) ou forrageando no sub bosque (LATTKE; SILVA; DELSINNE, 2018).

As populares "Quenquéns", do gênero *Acromyrmex*, possuem cerca de 24 espécies no Brasil e também cultivam um fungo a partir de folhas e outras partes vegetais, como as outras espécies da tribo Attini (KEMP et al., 2000), diferenciando-se de *Trachymyrmex* e *Cyphomyrmex* pelo fato de procurarem ativamente folhas verdes para substrato do fungo (BRANDÃO; MAYHÉ-NUNES, 2007). Em muitos casos são consideradas pragas devido ao grande impacto que têm em culturas produtivas (BACCARO et al., 2015; CANTARELLI et al., 2019) e ausência do controle pode gerar um aumento no impacto (BURATTO et al., 2012). Foram encontrados mais abundantemente em área com interferência antrópica e, possivelmente, é a formiga predando um indivíduo da espécie pioneira *Mimosa scabrella* na Figura 23. Formigas cortadeiras, como *Acromyrmex*, podem ter o aparecimento favorecido em áreas com maior quantidade de espécies pioneiras, com diminuição da distância de forrageamento e aumento no formigueiro, como áreas perturbadas, conforme revisado por Leal, Wirth e Tabarelli (2014). Algumas espécies de *Acromyrmex* podem forragear distâncias até 20 metros de distância do ninho (NICKELE; FILHO; PIE, 2015). É comumente encontrada na região sul do Brasil, mas não esteve entre as mais abundantes na bibliografia utilizada (LUTINSKI; LOPES; MORAIS, 2013; LUTINSKI; LOPES; MORAIS, 2014; DRÖSE et al., 2017).

Figura 23 – Formigas predando indivíduo de *Mimosa scabrella* em área com interferência antrópica na RPPNE Complexo Serra da Farofa - SC



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

A subfamília Formicinae possui 52 gêneros válidos e 3.202 espécies (BOLTON, 2022), sendo a segunda maior subfamília de Formicidae (BOROWIEC; MOREAU; RABELING, 2021). Dezesete dos gêneros ocorrem na região neotropical, 7 no Brasil e 6 em Santa Catarina, sendo eles: *Camponotus*, *Acropyga*, *Brachymyrmex*, *Myrmelachista*, *Nylanderia* e *Paratrechina* (BACCARO et al., 2015). Como a espécie de Formicinae classificada como "Sp. 1" não pode ser identificada, fica difícil discutir em cima de seus hábitos, mas se classifica como indicadora de área antrópica (IndVal = 94,3; p valor < 0,0001) e apresentou uma frequência relativa similar aos outros gêneros indicadores. Foi encontrada também em área nativa, com 31 ocorrências. Assim sendo, é uma espécie adaptada às condições presentes na área aberta, como amplitude maior de temperatura, incidência solar direta e os eventuais impactos, como roçadas e trânsito de pedestres.

Camponotus foi o gênero mais abundante em área nativa, com 66 ocorrências. É o gênero de formigas mais rico, ocorrendo na maior parte do mundo (BACCARO et al., 2015), sendo conhecido como um gênero superabundante (WILSON, 2003), assim como *Pheidole*. As formigas de *Camponotus*, são conhecidas como "formigas carpinteiras" e estabelecem seus ninhos em troncos ocos (PINHEIRO et al., 2010), bases ou copas de árvores, e muito observadas estabelecendo ninhos em solo ou estrato arbóreo (MARQUES et al., 2017). Em um levantamento

por Brandão, Silva e Feitosa (2011), algumas espécies desse gênero foram classificadas como espécie indicadora de interior de floresta no cerrado. Outras observações apontam ocorrências do gênero em casas, comércio (LUTINSKI; LOPES; MORAIS, 2013), região de pampa, campos em Mata Atlântica (DRÖSE et al., 2017) e fragmentos florestais sem intervenção (GOMES et al., 2013).

Espécies do gênero *Eciton* são conhecidas por "formigas legionárias" e são encontrados em ambientes de floresta bem preservadas, mas raramente em altitudes acima de 1.400 m, como no caso do presente estudo. Estas espécies constroem ninhos apenas temporários para acasalamento, estando em movimento por boa do tempo que vivem (BACCARO et al., 2015). Seu comportamento é peculiar, e já foi estudado por uma literatura vasta. Entretanto, o que vale ser citado aqui é que a captura desse gênero em apenas uma unidade amostral possivelmente se dá pelo comportamento de suas espécies se locomoverem em grandes massas, seguindo trilhas químicas deixadas pelas companheiras.

Neivamyrmex são formigas que compartilham a subfamília Dorylinae com o gênero *Eciton*. Em inglês, são chamadas de "Army-ants" (*Eciton* é chamado da mesma forma na língua estrangeira) e são raramente encontradas por serem formigas de hábito subterrâneo (BACCARO et al., 2015). Foram observadas em áreas de fragmentos de floresta (BUENO; CAMPOS; MORINI, 2017), mata de cocais (CONCEIÇÃO; VIEIRA; LIMA, 2017), abundantemente em matas de capoeira de 3 e 7 anos (REIS et al., 2020) e em campos de cerrado e cerrado *strictu sensu* (ANDRADE; MARQUES; DEL-CLARO, 2007), tendo preferências por ambientes florestados (BACCARO et al., 2015). Apresentaram apenas 8 ocorrências no presente estudo, com exclusividade para área nativa.

Hypoponera, assim como *Pachycondyla*, é um gênero da subfamília Ponerinae. Apresentou presença em ambas as áreas, com maior quantidade em área antrópica. Crepaldi et al. (2014) afirma que espécies de *Hypoponera* preferem solos com manejo integrado do que áreas de pastagens convencionais. Lutinski, Lopes e Morais (2014) encontraram o gênero ocorrendo somente em áreas florestadas, bem como no trabalho de Brühl, Gunsalam e Linsenmair (1998). Fernández, Guerrero e Delsinne (2019) sintetiza que as espécies ocorrem em uma ampla diversidade de habitats, desde áreas abertas, alteradas a camadas profundas de solo em bosques úmidos. De maneira geral, espécies desse gênero apresentam predação generalista (BACCARO et al., 2015). Por fim, com 8 ocorrências em área nativa, *Heteroponera* possui ninhos no interior de florestas úmidas, dentro de troncos apodrecidos, na camada mais profunda da serapilheira e até em partes vivas de plantas (BACCARO et al., 2015).

Pinheiro et al. (2010), associam áreas de campo com espécies de formigas que utilizam madeiras ocas como áreas de nidificação, como *Camponotus*, *Crematogaster* e *Hypoponera*. As madeiras ocas podem ser oriundas de espécies de áreas abertas, como *Baccharis uncinella* DC. Com a morte dos galhos da planta, existe a criação de um local oportuno para a nidificação para as formigas. No presente estudo, a própria *B. uncinella* habitava a área com interferência antrópica, mas também compartilhou o local com árvores isoladas de *Mimosa scabrella* Benth. e

Myrceugenia euosma (O. Berg) D. Legrand., criando uma fonte material para de abrigo para as espécies de formigas dos gêneros *Camponotus* e *Hypoponera*, encontradas na área antrópica.

A perturbação nas duas diferentes áreas, conduziu o favorecimento de diferentes gêneros. Os gêneros indicadores de perturbação *Pheidole* e *Solenopsis*, juntamente ao gênero *Acromyrmex*, são facilmente encontrados em sistemas de produção perturbados (CREPALDI et al., 2014) e *Solenopsis* pode preferir locais degradados à locais preservados (TODD et al., 2008). Os dois primeiros táxons apresentaram uma grande capacidade de se adaptar a diferentes condições, habitando tanto florestas quanto ambientes urbanos. As espécies desses gêneros encontradas no trabalho, foram muito favorecidas pelas condições da área com interferências antrópicas. Mesmo sendo roçadas e um trânsito baixo de pessoas, existe uma alteração ambiental ali, que favorece o aparecimento dessas espécies mais generalistas. O mesmo vale para a espécie não identificada da subfamília Formicinae. Além do baixo número de formigas em relação a outra área, a nativa apresentou cinco amostras sem nenhuma captura, o que com certeza contribui na classificação de espécies indicadoras. De qualquer forma, a área nativa apresentou suas afinidades com alguns dos gêneros, como *Crematogaster*, *Neivamyrmex* e *Heteroponera*, que foram exclusivos dessa área. A variação na composição dos gêneros é de acordo com seus hábitos. Esses hábitos são favorecidos ou desfavorecidos dependendo de diversos fatores. Greenslade e Greenslade (1977), por exemplo, mencionam que a riqueza e abundância da fauna de formigas de uma área de solo exposto teve uma diminuição drástica, perdendo quase todas as espécies que comumente compõe o estrato superior florestal (*Camponotus*, *Crematogaster*, *Polyrachis* e *Turneria*) após ter a cobertura vegetal que a cobria derrubada. A mirmecofauna do local degradado, possivelmente migrou para áreas mais vegetadas, sendo substituída por espécies de área aberta e de ampla dispersão.

Áreas mais preservadas e, portanto, com maior complexidade ecológica, geralmente apresentam maiores riquezas e abundância de formigas em relação à áreas abertas (OLIVEIRA et al., 2011; GOMES et al., 2013; LUTINSKI; LOPES; MORAIS, 2014), estando mais associado à maior disponibilidade de nutrientes e condições ambientais em áreas menos perturbadas (LAURANCE et al., 2002). A menor das alterações no meio já pode ser o suficiente para alterar a composição da fauna de formigas (GOMES et al., 2013). Áreas em estado de regeneração tendem a apresentar maior heterogeneidade no habitat, o que aumenta a diversificação para nidificação das formigas. Além disso, características de ambientes florestados, com árvores maiores, dossel fechado, maior densidade de espécies de árvores e arbustos e maior área basal, apresentam maior riqueza da mirmecofauna (OLIVEIRA et al., 2011). A heterogeneidade mencionada é causada por fatores como condições climáticas (LEVINGS, 1983), complexidade estrutural (OLIVEIRA et al., 2011), composição da liteira florestal (BRÜHL; GUNSALAM; LINSENMAIR, 1998) e complexidade na vegetação (GREENSLADE; GREENSLADE, 1977). Portanto, áreas perturbadas tendem a apresentar menor riqueza de espécies, variando com o nível da perturbação. Sistemas agroflorestais, por exemplo, apresentam maior riqueza do que pastagens (GOMES et al., 2013).

Houve diferença na composição de formigas e sua abundância entre as áreas, com maior abundância na área com interferência antrópica. Considerando que houve uma certa proximidade do transecto da área antrópica com a borda da floresta, cria-se a hipótese que existe uma interação entre as duas áreas. Quando há a interrupção abrupta entre dois ecossistemas adjacentes que interagem entre si, existe o que se chama de "efeito de borda" (*Edge effect*), que pode afetar os componentes abióticos (mudanças ambientais causadas pela proximidade com outra matriz), alterando o meio biótico diretamente (mudanças fisiológicas e mudanças em abundância e distribuição de espécies causadas pelo ambiente) e indiretamente (alteração da interação entre espécies) (MURCIA, 1995).

Dauber e Wolters (2004) estudaram o efeito de borda entre áreas agrícolas em comunidades de formiga. Os pesquisadores observaram que as espécies mais abundantes tinham seus ninhos nas áreas de borda (entre uma área de estudo e outra) e que áreas de características agrícolas com menos impacto antrópico (áreas de pousio e campos), influenciam a composição de formigas de áreas com impactos mais intensos (lavras), compartilhando e enviando espécies sensíveis a impactos, mas não ocorrendo o inverso. Assim, é possível que a quantidade de espécies de formigas mais agressivas, portanto mais abundantes, diminuam a chegada de outras espécies ao local já povoado (DAUBER; WOLTERS, 2004; PINHEIRO et al., 2010). Entre áreas de floresta e campo nativo, o aumento da densidade do sub-bosque tem um efeito negativo na composição de riqueza de formigas (PINHEIRO et al., 2010). Lassau e Hochuli (2004) observaram que houve uma correlação negativa entre a riqueza de formigas e a complexidade do habitat. Mais que isso, os autores afirmam que a cobertura do solo por espécies herbáceas, cobertura do dossel, umidade do solo e liteira foliar não foram atrativos para a mirmecofauna. Um dos motivos seria que, enquanto insetos termofílicos, sol e calor são necessários para a manutenção de sua energia. Outro motivo seria o alto gasto energético que a complexidade da vegetação traz para a locomoção das formigas (KASPARI; WEISER, 1999). Entretanto, ressaltam que esses resultados são reflexo de amostragem das espécies de formigas forrageiras a nível do solo. Brandão, Silva e Feitosa (2011), estudando a composição de formigas e efeito de borda entre área de floresta e área de plantio de soja no cerrado, afirmam que entre a área de borda e interior da floresta não existe diferença significativa na riqueza de espécies de formigas, mas houve diferença na composição das assembleias, além disso, a riqueza em área de soja decaiu. Espécies mais generalistas, como algumas do gênero *Solenopsis*, são indicadoras de áreas com soja e de borda.

Alguns tipos de atividades antrópicas podem favorecer o aparecimento de formigas. Áreas privadas de entrada de gado podem favorecer o aparecimento de competição e predadores de formigas (FRASER et al., 2012). Vonshak e Gordon (2015) observaram que em áreas com intervenção intermediária (parques de lazer, bosques alterados, campus universitário e áreas residenciais) houve maior homogeneidade na riqueza e uma abundância foi maior que áreas nativas e urbanas. Basicamente, áreas com nível intermediário de interferência podem apresentar um equilíbrio perfeito para espécies invasoras se estabelecerem. Com menor diversidade de

alimento do que áreas nativas, há a diminuição da competição interespecífica, portanto um número limitado de espécies ocupa um nicho específico que existe naquela condição.

Assim, o local estudado classificado como "área antrópica" na verdade, pode apresentar características perfeitas para as comunidades estudadas. A proximidade com a área nativa pode ser ideal para a alimentação e até nidificação das mesmas, apresentando galhos e material em diversidade para tais atividades. A menor densidade da vegetação, porém com suficiente para alimentação, garantiu o sucesso de espécies mais agressivas e tolerantes as condições da área. A maioria dos gêneros descritos possui hábitos generalistas, podendo haver especificação de seus nichos se identificadas as espécies encontradas.

5.4 CONCLUSÃO

O presente estudo pôde apontar gêneros de formigas indicadoras de qualidade ambiental para área com um baixo nível de interferência antrópica, porém não em área nativa. Houve diferença significativa na composição de formigas, tendo os gêneros *Solenopsis*, *Pheidole*, *Pachyncondyla* e a espécie da subfamília Formicinae como indicadores de área antrópica. As classificações foram baseadas em abundância, frequência e na presença ou ausência em cada área. Além disso, houve diferença significativa entre a composição de espécies dos grupos. Porém, a área nativa não foi a favorecida em riqueza e abundância, discordando com a hipótese criada.

Mesmo que alguns gêneros não tenham recebido a classificação de indicadores, a área nativa apresentou gêneros exclusivos. Os gêneros *Crematogaster*, *Eurhopalotrix*, *Neivamyrmex* e *Heteroponera* foram encontrados somente no interior de floresta nativa. Isso pode ser um indicador de qualidade das áreas, já que, por exemplo, *Neivamyrmex* é um gênero raramente encontrado em levantamentos superficiais da fauna de formigas. Logo, existem características no interior de floresta que favoreçam o aparecimento desses gêneros somente em um dos locais.

5.5 REFERÊNCIAS

- ADAMS, R.; LONGINO, J. Nesting biology of the arboreal fungus-growing ant *Cyphomyrmex cornutus* and behavioral interactions with the social-parasitic ant *Megalomyrmex mondabora*. *Insectes Sociaux*, v. 54, p. 136–143, 05 2007. Citado na página 84.
- ALLABY, M. *Concise Oxford Dictionary of Zoology*. [S.l.]: Oxford University Press, 1992. Citado na página 74.
- ANDRADE, T.; MARQUES, G.; DEL-CLARO, K. Diversity of ground dwelling ants in cerrado: An analysis of temporal variations and distinctive physiognomies of vegetation (hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology*, v. 50, p. 121–134, 01 2007. Citado na página 86.
- BACCARO, F. et al. *Guia para os gêneros de formigas do Brasil*. [S.l.: s.n.], 2015. ISBN 978-85-211-0152-9. Citado 8 vezes nas páginas 17, 76, 82, 83, 84, 85, 86 e 87.
- BOLTON, B. *An online catalog of the ants of the world*. 2022. Disponível em: <<https://antcat.org>>. Citado na página 85.
- BOROWIEC, M. L.; MOREAU, C. S.; RABELING, C. Ants: phylogeny and classification. *Encyclopedia of social insects*, Springer, p. 52–69, 2021. Citado na página 85.
- BRANDÃO; SILVA, R.; FEITOSA, R. Cerrado ground-dwelling ants (Hymenoptera: Formicidae) as indicators of edge effects. *Zoologia (Curitiba Impresso)*, v. 28, p. 379–387, 06 2011. Citado 3 vezes nas páginas 82, 86 e 88.
- BRANDÃO, C. R. F.; MAYHÉ-NUNES, A. J. A phylogenetic hypothesis for the *Trachymyrmex* species groups, and the transition from fungus-growing to leaf-cutting in the Attini. *Advances in ant systematics (Hymenoptera: Formicidae): homage to EO Wilson*, v. 50, p. 72–88, 2007. Citado na página 85.
- BRÜHL, C.; GUNSALAM, G.; LINSÉNMAIR, E. K. Stratification of ants (Hymenoptera, formicidae) in a primary rain forest in Sabah, Borneo. *Journal of Tropical Ecology*, v. 14, p. 285 – 297, 05 1998. Citado 3 vezes nas páginas 82, 86 e 87.
- BRYNE, M. M. Ecology of twig-dwelling ants in a wet lowland tropical forest. *Biotropica*, Wiley-Blackwell, v. 26, n. 1, p. 61–72, 1994. ISSN 0006-3606. Citado na página 83.
- BUENO, O. C.; CAMPOS, A. E. de C.; MORINI, M. S. de C. Formigas em ambientes urbanos no Brasil. *Bauru, Canal*, v. 6, 2017. Citado na página 86.
- BURATTO, D. et al. Avaliação dos danos causados por formigas-cortadeiras do gênero *Acromyrmex* (Hymenoptera) aos plantios de *Pinus taeda* no Planalto Sul-Catarinense. *FLORESTA*, v. 42, n. 4, p. 683–690, 2012. ISSN 1982-4688. Citado na página 85.

BUREN, W. F. A review of the species of *Crematogaster*, *sensu stricto*, in North America (Hymenoptera: Formicidae). Part II. Descriptions of new species. *Journal of the Georgia Entomological Society*, v. 3, p. 91–121, 1958. Disponível em: <<https://doi.org/10.5281/zenodo.27054>>. Citado 2 vezes nas páginas 83 e 84.

CANTARELLI, E. B. et al. Damage by *Acromyrmex* spp. to an initial *Pinus taeda* L. planting. *Floresta e Ambiente*, SciELO Brasil, v. 26, n. 4, 2019. Citado na página 85.

CHAN, K.; GUÉNARD, B. Ecological and socio-economic impacts of the red import fire ant, *Solenopsis invicta* (Hymenoptera: Formicidae), on urban agricultural ecosystems. *Urban Ecosystems*, v. 23, 02 2020. Citado na página 83.

CHAO, A. et al. Rarefaction and extrapolation with hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, v. 84, p. 45–67, 2014. Citado 2 vezes nas páginas 34 e 76.

CONCEIÇÃO, A. d. S. d.; VIEIRA, M. A. B.; LIMA, S. S. *BIODIVERSIDADE DE FORMIGAS HIPOGEICAS (HYMENOPTERA: FORMICIDAE) EM UMA ÁREA DE MATA DOS COCAIS DO MUNICÍPIO DE BACABAL-MA*. 34 p. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso) — Universidade Federal do Maranhão, São Paulo, 2017. Citado na página 86.

CREPALDI, R. A. et al. Formigas como bioindicadores da qualidade do solo em sistema integrado lavoura-pecuária. *Ciência Rural*, SciELO Brasil, v. 44, p. 781–787, 2014. Citado 3 vezes nas páginas 74, 86 e 87.

DAUBER, J.; WOLTERS, V. Edge effects on ant community structure and species richness in an agricultural landscape. *Biodiversity and Conservation*, v. 13, p. 901–915, 01 2004. Citado na página 88.

DEJEAN, A. et al. Feeding preferences in African Ponerine ants: A cafeteria experiment (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology*, v. 34, p. 555–568, 01 1999. Citado na página 83.

DRÖSE, W. et al. Ground-dwelling and vegetation ant fauna in Southern Brazilian Grasslands. *Sociobiology*, v. 64, p. 381–392, 12 2017. Citado 5 vezes nas páginas 82, 83, 84, 85 e 86.

EUBANKS, M. Estimates of the direct and indirect effects of red imported fire ants on biological control in field crops. *Biological Control*, v. 21, p. 35–43, 05 2001. Citado na página 83.

FARNEDA, F.; LUTINSKI, J.; GARCIA, F. R. M. Comunidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) na área urbana do município de Pinhalzinho, Santa Catarina, Brasil. *Revista Ciências Ambientais*, v. 1, 01 2007. Citado na página 84.

FERNÁNDEZ, F.; GUERRERO, R.; DELSINNE, T. Hormigas de Colombia. In: _____. 1. ed. [S.l.]: Universidad Nacional de Colombia, Universidad del Magdalena, IAvH, Universidad del Valle, 2019. cap. Género *Hypoconer*, p. 555–569. Citado na página 86.

- FRASER, L. et al. Does cattle grazing affect ant abundance and diversity in temperate grasslands? *Rangeland Ecology & Management*, v. 65, p. 292–298, 05 2012. Citado 2 vezes nas páginas 74 e 88.
- GOMES, D. et al. Resposta da assembleia de formigas na interface solo-serapilheira a um gradiente de alteração ambiental. *Iheringia Serie Zoologia*, v. 103, p. 104–109, 2013. Citado 5 vezes nas páginas 82, 83, 86, 87 e 88.
- GOMES, J. P. *Myrtaceae arbóreas e arbustivas da Floresta Ombrófila Mista, Planalto Sul Catarinense: padrões florístico-estruturais, ecologia e conservação*. Tese (doutorado em Produção Vegetal), 2016. Citado 5 vezes nas páginas 22, 30, 39, 57 e 75.
- GREENSLADE, P.; GREENSLADE, P. Some effects of vegetation and disturbance on a tropical ant fauna. *Insectes Sociaux*, v. 24, p. 163–182, 06 1977. Citado 4 vezes nas páginas 74, 83, 87 e 88.
- HAMMER, Ö.; HARPER, D.; RYAN, P. Past: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 2001. Citado 2 vezes nas páginas 60 e 77.
- HÖLLDOBLER, B.; WILSON, E. O. et al. *The ants*. [S.l.]: Harvard University Press, 1990. Citado na página 84.
- KASPARI, M.; WEISER, M. The size-grain hypothesis and interspecific scaling in ants. *Functional Ecology*, v. 13, p. 530 – 538, 08 1999. Citado na página 88.
- KEMP, S. F. et al. Expanding habitat of the imported fire ant (*Solenopsis invicta*): a public health concern. *Journal of Allergy and Clinical Immunology*, Elsevier, v. 105, n. 4, p. 683–691, 2000. Citado 3 vezes nas páginas 83, 84 e 85.
- KEMPF, W. A revision of the neotropical fungus-growing ants of the genus *Cyphomyrmex* Mayr. part I. group of *strigatus* mayr (Hym., Formicidae). In: . [S.l.: s.n.], 1964. Citado na página 84.
- KEMPF, W. W.; FRANCISCO, C. S. A revision of the neotropical fungus-growing ants of the genus *Cyphomyrmex* Mayr. Part II: Group of *rimosus* (spinola)(Hym., Formicidae). *Studia Entomologica*, v. 8, p. 60–200, 1965. Citado na página 84.
- KITAHIRO, S. et al. Habitat preferences of *Strumigenys* ants in western Japan (hymenoptera: Formicidae). *Asian Myrmecology*, Citeseer, v. 6, p. 91–94, 2014. Citado na página 84.
- LASSAU, S.; HOCHULI, D. Effects of habitat complexity on ant assemblages. *Ecography*, v. 27, p. 157 – 164, 03 2004. Citado na página 88.
- LATTKE, J. E.; SILVA, T. S. D.; DELSINNE, T. Taxonomy and natural history of *Strumigenys thaxteri* Wheeler and *Strumigenys reticeps* (kempf) (Hymenoptera: Formicidae). *Zootaxa*, v. 4438, n. 1, p. 137, 2018. Citado na página 84.

- LAURANCE, W. F. et al. Ecosystem decay of amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*, v. 16, n. 3, p. 605–618, 2002. Disponível em: <<https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x>>. Citado 2 vezes nas páginas 74 e 87.
- LEAL, I.; OLIVEIRA, P. Foraging ecology of attine ants in a Neotropical savanna: Seasonal use of fungal substrate in the cerrado vegetation of Brazil. *Insectes Sociaux - INSECTES SOC*, v. 47, p. 376–382, 11 2000. Citado na página 84.
- LEAL, I.; WIRTH, R.; TABARELLI, M. The multiple impacts of leaf-cutting ants and their novel ecological role in human-modified neotropical forests. *Biotropica*, v. 46, 06 2014. Citado na página 85.
- LEVINGS, S. C. Seasonal, annual, and among-site variation in the ground ant community of a deciduous tropical forest: Some causes of patchy species distributions. *Ecological Monographs*, v. 53, n. 4, p. 435–455, 1983. Disponível em: <<https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2307/1942647>>. Citado na página 87.
- LONGINO, J. The *crematogaster* (hymenoptera, Formicidae, Myrmicinae) of Costa Rica. *Magnolia Press Zootaxa*, v. 151, p. 1–150, 03 2003. Citado na página 84.
- LONGINO, J. A review of the Central American and Caribbean species of the ant genus *Eurhopalothrix* Brown and Kempf, 1961 (Hymenoptera, Formicidae), with a key to New World species. *Zootaxa*, v. 3693, p. 101–51, 07 2013. Citado na página 84.
- LONGINO, J. T. New species and nomenclatural changes for the Costa Rican ant fauna (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecologische Nachrichten*, v. 8, p. 131–143, 2006. Citado na página 84.
- LUTINSKI, J.; LOPES, B.; MORAIS, A. Barros de. Estrutura da comunidade de formigas (hymenoptera: Formicidae) em quatro ambientes com diferentes níveis de perturbação antrópica. *Ecologia Austral*, v. 24, p. 229–237, 08 2014. Citado 7 vezes nas páginas 74, 82, 83, 84, 85, 86 e 87.
- LUTINSKI, J. A.; LOPES, B. C.; MORAIS, A. B. B. Diversidade de formigas urbanas (Hymenoptera: Formicidae) de dez cidades do sul do Brasil. *Biota Neotropica*, v. 13, p. 332–342, 2013. Citado 2 vezes nas páginas 85 e 86.
- 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. Citado na página 83.
- MARQUES, T. et al. Ant assemblage structure in a secondary tropical dry forest: The role of ecological succession and seasonality. *Sociobiology*, v. 64, p. 261, 10 2017. Citado 3 vezes nas páginas 82, 83 e 86.

- MARTINS, D. et al. Florística de Floresta Ombrófila Mista Altomontana e de campos em Urupema, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*, v. 9, 01 2011. Citado 4 vezes nas páginas 22, 30, 57 e 75.
- MARTINS, L. et al. Efeito da complexidade estrutural do ambiente sobre as comunidades de formigas (Hymenoptera: Formicidae) no município de Resende, RJ, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*, v. 9, p. 174–179, 01 2011. Citado na página 82.
- MCGEOCH, M. A. The selection testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews*, Cambridge University Press, v. 73, n. 2, p. 181–201, 1998. Citado 2 vezes nas páginas 16 e 74.
- MEDEIROS, J. de D.; MORRETES, B. L. de. Dispersal of *Miconia cabucu* seeds by ant *Trachymyrmex* spp. *Biotemas*, v. 7, p. 124–126, 1994. Citado na página 84.
- MENDONÇA, R.; SANTOS-PREZOTO, H. H.; PREZOTO, F. Actions of the Fire Ant *Solenopsis saevissima* (Smith) (Hymenoptera: Formicidae) on a Big-Eared Opossum Carcass. *Florida Entomologist*, Florida Entomological Society, v. 102, n. 2, p. 435 – 437, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1653/024.102.0224>>. Citado na página 83.
- MERTL, A.; SORENSON, M.; TRANIELLO, J. Community-level interactions and functional ecology of major workers in the hyperdiverse ground-foraging pheidole (Hymenoptera, Formicidae) of Amazonian Ecuador. *Insectes Sociaux*, v. 57, p. 441–452, 11 2010. Citado na página 82.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: Implications for conservation. *Trends in ecology & evolution*, v. 10, p. 58–62, 02 1995. Citado 2 vezes nas páginas 56 e 88.
- MUSCEDERE, M. Pheidole ants: Sociobiology of a highly diverse genus. In: _____. [S.l.: s.n.], 2017. ISBN 9780128096338. Citado na página 82.
- NADKARNI, N. M.; LONGINO, J. T. Invertebrates in canopy and ground organic matter in a Neotropical Montane Forest, Costa Rica. *Biotropica*, [Association for Tropical Biology and Conservation, Wiley], v. 22, n. 3, p. 286–289, 1990. ISSN 00063606, 17447429. Citado na página 84.
- NEMEC, K. Tallgrass prairie ants: Their species composition, ecological roles, and response to management. *Journal of Insect Conservation*, v. 18, p. 509–521, 08 2014. Citado na página 74.
- NICKELE, M. A.; FILHO, W. R.; PIE, M. R. Sequential load transport during foraging in *Acromyrmex* (Hymenoptera: Formicidae) leaf-cutting ants. *Myrmecol News*, v. 21, p. 73–82, 2015. Citado na página 85.

OLIVEIRA-FILHO, A. Classificação das fitofisionomias da América do Sul cisandina tropical e subtropical: proposta de um novo sistema - prático e flexível - ou uma injeção a mais de caos? *Rodriguésia*, v. 60, p. 237–258, 06 2009. Citado 5 vezes nas páginas 22, 30, 44, 57 e 75.

OLIVEIRA, M. et al. Ocorrência e densidade de ninhos de formigas cortadeiras em plantios de eucalipto no sul da Bahia. *Revista Brasileira de Entomologia. nov.*; v. 421-2, p. 17–21, 1998. Citado na página 84.

OLIVEIRA, M. et al. Bioindicadores ambientais: insetos como um instrumento desta avaliação. *Revista Ceres*, v. 61, p. 800–807, 12 2014. Citado na página 74.

OLIVEIRA, M. et al. Vegetation structure and richness: Effects on ant fauna of the Amazon - Acre, Brazil (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology*, v. 57, p. 471–486, 01 2011. Citado 3 vezes nas páginas 74, 82 e 87.

PEREIRA, T. P. L.; BRAVO, F.; DELABIE, J. H. C. Intranest mutualisms between the forest fire ant *Solenopsis virulens* (Fr. Smith) (Hymenoptera; Formicidae) and two families of Hemiptera (Membracidae, Monophlebidae) in Brazilian Atlantic Forest. *EntomoBrasilis*, v. 14, p. 966, Nov. 2021. Disponível em: <<https://www.entomobrasilis.org/index.php/ebras/article/view/v14.e966>>. Citado na página 83.

PHILPOTT, S. et al. Ant diversity and function in disturbed and changing habitats. *Ant Ecology*, p. 137–156, 11 2009. Citado 2 vezes nas páginas 17 e 74.

PINHEIRO, E. R. et al. Edge effects on epigeic ant assemblages in a grassland–forest mosaic in southern Brazil. *Acta Oecologica*, v. 36, n. 4, p. 365–371, 2010. ISSN 1146-609X. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1146609X1000038X>>. Citado 4 vezes nas páginas 83, 86, 87 e 88.

R CORE TEAM. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria, 2021. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>. Citado 4 vezes nas páginas 34, 59, 76 e 77.

REIS, T. Frazão dos et al. Diversidade de formigas (Hymenoptera, Formicidae) em capoeira com babaçu em dois estágios de regeneração no Norte do Maranhão. *Cadernos de Agroecologia*, v. 15, n. 2, 2020. Citado na página 86.

REZENDE, C. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v. 16, 10 2018. Citado 3 vezes nas páginas 15, 56 e 73.

RIBAS, C. R. et al. Ants as indicators of the success of rehabilitation efforts in deposits of gold mining tailings. *Restoration Ecology*, v. 20, n. 6, p. 712–720, 2012. Disponível em:

<<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1526-100X.2011.00831.x>>. Citado 2 vezes nas páginas 17 e 74.

STERLING, W. L. Fortuitous biological suppression of the boll weevil by the red imported fire ant. *Environmental Entomology*, v. 7, p. 564–568, 1978. Citado na página 83.

STUBLE, K.; KIRKMAN, L.; CARROLL, R. Patterns of abundance of fire ants and native ants in a native ecosystem. *Ecological Entomology*, v. 34, p. 520 – 526, 05 2009. Citado na página 83.

TANG, K. L.; PIERCE, M. P.; GUÉNARD, B. Review of the genus *Strumigenys* (Hymenoptera, Formicidae, Myrmicinae) in Hong Kong with the description of three new species and the addition of five native and four introduced species records. *ZooKeys*, Pensoft Publishers, v. 831, p. 1–48, 2019. ISSN 1313-2989. Disponível em: <<https://doi.org/10.3897/zookeys.831.31515>>. Citado na página 84.

TODD, B. D. et al. Habitat alteration increases invasive fire ant abundance to the detriment of amphibians and reptiles. *Biological Invasions*, Springer, v. 10, n. 4, p. 539–546, 2008. Citado na página 87.

VIBRANS, A. C. et al. MonitoraSC: um novo mapa de cobertura florestal e uso da terra de Santa Catarina. *Agropecuária Catarinense*, v. 34, n. 2, p. 42–48, ago. 2021. Disponível em: <<https://publicacoes.epagri.sc.gov.br/RAC/article/view/1086>>. Citado 2 vezes nas páginas 29 e 74.

VONSHAK, M.; GORDON, D. M. Intermediate disturbance promotes invasive ant abundance. *Biological Conservation*, v. 186, p. 359–367, 2015. ISSN 0006-3207. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320715001354>>. Citado 2 vezes nas páginas 74 e 88.

WILCOVE, D. S.; MCLELLAN, C. H.; DOBSON, A. P. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: _____. *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. [S.l.]: Sinauer Associates, 1986. cap. 11, p. 237–256. Citado 2 vezes nas páginas 56 e 73.

WILSON, E. O. *Pheidole in the New World: a dominant, hyperdiverse ant genus*. [S.l.]: Harvard University Press, 2003. v. 1. Citado 2 vezes nas páginas 82 e 86.