

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS – UFSCAR
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

MATHEUS ALVES DE SIQUEIRA

**Efeito de gradientes de distúrbio na estruturação, composição e
diversidade de interações de redes hospedeiro-parasitoide**

São Carlos -SP

2024

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS – UFSCAR
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

MATHEUS ALVES DE SIQUEIRA

**Efeito de gradientes de distúrbio na estruturação, composição e
diversidade de interações de redes hospedeiro-parasitoide**

Orientadora: Profa. Dra. Carolina Reigada

Montoya

Tese apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ciências. Área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais.

São Carlos -SP
2024



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Folha de Aprovação

Defesa de Tese de Doutorado do candidato Matheus Alves de Siqueira, realizada em 13/12/2024.

Comissão Julgadora:

Profa. Dra. Carolina Reigada Montoya (UFSCar)

Profa. Dra. Livia Maria Fusari (UFSCar)

Prof. Dr. Sérgio Henrique Vannucchi Leme de Mattos (UFSCar)

Prof. Dr. Wesley Augusto Conde Godoy (USP)

Prof. Dr. Marcelo Nogueira Rossi (UNIFESP)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais.

AGRADECIMENTOS

- Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPGERN) por todo suporte e apoio durante a realização deste trabalho;
- À Prof.^a Dra. Carolina Reigada Montoya por toda orientação, paciência, amizade, cuidado e ensinamentos, tanto no meio acadêmico quanto no cotidiano;
- À CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) e FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo), pela concessão da bolsa de pesquisa recebida durante o curso de doutorado;
- Aos pesquisadores Dra. Angélica Maria Penteado Martins Dias, Dr. Manoel Martins Dias Filho, Dr. Vitor O. Becker, Dr. Valmir Antônio Costa e Patrícia Jacqueline Thyssen pela identificação taxonômica dos grupos de insetos coletados neste trabalho;
- Aos meus pais, Maria Helena Capovilla de Siqueira e Geraldo Gonçalves Junior, por todo apoio, carinho e compreensão durante estes quatro anos;
- A minha noiva e grande companheira de todos os momentos, Michelle do Carmo Pereira Rocha, por toda paciência, incentivo e amor durante todos estes anos;
- Aos colegas de departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva e agregados: Allan Mello de Macedo, Fernando Quintiliano, Laura Baes Caetano, Thandara Jacob, Ludimilla Fernanda dos Santos Reis, Daniel Schelesky, Thiago Felipe de Oliveira, Gabriel Baréa de Barros, Julia Soares d'Oliveira, Enzo Coletti Manzoli, Alexandra Silva Farias, Anderson Coimbra Pereira, por toda amizade e momentos de descontração;
- Aos Técnicos, Luciana Bueno dos Reis Fernandes, Juliana Martinez, Airton Soares, Luiz Aparecido Joaquim e Rafael Augusto Sotana de Souza, por todo auxílio desde a coleta dos dados, criação das larvas em laboratório, fotografia dos exemplares e manutenção/preservação do material;
- Ao Centro de Pesquisa de Pecuária Sudeste por permitir o acesso às áreas de coleta;
- Aos Membros da banca pelas considerações e sugestões;

SUMÁRIO

RESUMO.....	10
ABSTRACT.....	11
1. CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	12
1.1 INTRODUÇÃO.....	12
1.2 ÁREA DE ESTUDO.....	16
1.3 <i>Croton floribundus</i> SPRENG (EUPHORBIACEAE).....	19
2. OBJETIVOS.....	20
2.1 OBJETIVOS GERAL.....	20
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	21
2.3 HIPÓTESES.....	21
3. REFERÊNCIAS.....	22
Capítulo 1 – Avaliação do impacto da heterogeneidade da paisagem sob comunidades de hospedeiro-parasitoide.....	31
RESUMO.....	31
ABSTRACT.....	32
1. INTRODUÇÃO.....	33
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	35
2.1 Local e espécies de estudo	35
2.2 Delineamento amostral	36
2.3 Análise Faunística das áreas de estudo da paisagem.....	37
2.4 Avaliação da Biodiversidade.....	38

2.4.1 Biodiversidade local (comunidades em cada área de estudo).....	38
2.4.2 Biodiversidade da Paisagem.....	39
2.5 Efeito das áreas de estudo sobre as comunidades de insetos.....	41
3.RESULTADOS.....	41
3.1 Análise faunística - Caracterização das Comunidades de lepidópteros e seus parasitoides.....	41
3.2 Biodiversidade local.....	43
3.3 Biodiversidade na paisagem.....	44
3.4 Efeito das áreas de estudo sobre comunidades de insetos.....	46
4. DISCUSSÃO.....	47
5. REFERÊNCIAS.....	52
Capítulo 2 – Influence of heterogeneous landscape on host-parasitoid interaction networks.....	107
RESUMO.....	107
ABSTRACT.....	109
1. INTRODUCTION.....	110
2.MATERIALS AND METHODS	112
2.1 Study location and specie.....	112
2.2 Sampling design.....	114
2.3 Interaction sampling.....	114
2.4 Lepidoptera-Parasitoid Interaction Networks in the study areas.....	115
3 RESULTS.....	117

3.1 Lepidopteran-parasitoid interaction in <i>C.floribundus</i>	117
3.2 Indices of network metrics.....	117
4. DISCUSSION.....	119
5 REFERENCES.....	124
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	148

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1 – Avaliação do impacto da heterogeneidade da paisagem sob comunidades de hospedeiro-parasitoide.....59

Tabela 1. Análise Faunística das espécies de lepidópteros encontradas na paisagem da Fazenda Canchim no período de junho de 2021 a dezembro de 2022 - Embrapa, São Carlos -SP. Dominância (Não Dominante (ND), Dominante (D) e Super dominante (SD)); Abundância (Rara (r), Disperso (d), Comum (c), Abundante (a) e Muito Abundante (ma); Frequência (Pouco frequentes (pf), Frequente (f) e Muito Frequente (mf); Constância (Constante (w), Acessória (y) e Acidental (z)); Hosp. Par. (N de hospedeiros parasitados) e R. Parasit (Riqueza de parasitoides associados). *Espécies predominantes na área.....59

Tabela 2. Análise Faunística das espécies de lepidópteros encontrados na área Agrossilvipastoril (AGP) no período de junho de 2021 a dezembro de 2022 na Embrapa – Fazenda Canchim, São Carlos -SP. Dominância (Não Dominante (ND), Dominante (D) e Super dominante (SD); Abundância (Rara (r), Disperso (d), Comum (c), Abundante (a) e Muito Abundante (ma); Frequência (Pouco frequentes (pf), Frequente (f) e Muito Frequente (mf); Constância (Constante (w), Acessória (y) e Acidental (z)); Hosp. Par. (N de hospedeiros parasitados) e R. Parasit (Riqueza de parasitoides associados). *Espécies predominantes na área.....63

Tabela 3. Análise Faunística das espécies de lepidópteros encontradas na área de reflorestamento (RE) no período de junho de 2021 a dezembro de 2022 na Embrapa – Fazenda Canchim, São Carlos -SP. Dominância (Não Dominante (ND), Dominante (D) e Super dominante (SD); Abundância (Rara (r), Disperso (d), Comum (c), Abundante (a) e Muito Abundante (ma); Frequência (Pouco frequentes (pf), Frequente (f) e Muito Frequente (mf); Constância (Constante (w), Acessória (y) e Acidental (z)); Hosp. Par. (N de hospedeiros parasitados) e R. Parasit (Riqueza de parasitoides associados). *Espécies predominantes na área.....65

Tabela 4. Análise Faunística das espécies de lepidópteros encontrados na área de borda (BOR) no período de junho de 2021 a dezembro de 2022 na Embrapa – Fazenda Canchim, São Carlos -SP. Dominância (Não Dominante (ND), Dominante (D) e Super dominante (SD); Abundância (Rara (r), Disperso (d), Comum (c), Abundante (a) e Muito Abundante (ma); Frequência (Pouco frequentes (pf), Frequente (f) e Muito Frequente (mf); Constância (Constante (w), Acessória (y) e Acidental (z)); Hosp. Par. (N de hospedeiros parasitados) e R. Parasit (Riqueza de parasitoides associados). *Espécies predominantes na área.....66

Tabela 5. Análise Faunística das espécies de lepidópteros encontrados na área de mata permanente (MAT) no período de junho de 2021 a dezembro de 2022 na Embrapa – Fazenda Canchim, São Carlos -SP. Dominância (Não Dominante (ND), Dominante (D) e Super dominante (SD); Abundância (Rara (r), Disperso (d), Comum (c), Abundante (a) e Muito Abundante (ma); Frequência (Pouco frequentes (pf), Frequente (f) e Muito Frequente (mf); Constância (Constante (w), Acessória (y) e Acidental (z)); Hosp. Par. (N de hospedeiros parasitados) e R. Parasit (Riqueza de parasitoides associados). *Espécies predominantes na área.....68

Tabela 6. Análise Faunística das espécies de parasitoides encontrados na área de mata permanente (MAT) no período de junho de 2021 a dezembro de 2022 na Embrapa – Fazenda Canchim, São Carlos -SP. Dominância (Não Dominante (ND), Dominante (D) e

Super dominante (SD); Abundancia (Rara (r), Disperso (d), Comum (c), Abundante (a) e Muito Abundante (ma); Frequência (Pouco frequentes (pf), Frequente (f) e Muito Frequente (mf); Constância (Constante (w), Acessória (y) e Acidental (z)); Hosp. Par. (N de hospedeiros parasitados) e R. Parasit (Riqueza de parasitoides associados). *Espécies predominantes na área.....70

Tabela 7. Análise para diversidade taxonômica das comunidades de lepidópteros nas quatro áreas de estudo: Área Agrossilvipastoril (AGP), Área de reflorestamento (RE), Mata de Borda (BOR) e Área de Mata Permanente (MAT) e da paisagem total (Completa).....79

Tabela 8. Análise para a diversidade taxonômica das comunidades de parasitoides nas quatro áreas de estudo: Área Agrossilvipastoril (AGP), Área de reflorestamento (RE), Mata de Borda (BOR) e Área de Mata Permanente (MAT) e da paisagem total (Completa).....79

Tabela 9. Ajuste e comparação dos modelos lineares generalizados de variáveis latentes (GLLVM's) aos dados multivariados de abundância das espécies que foram classificadas como predominantes (segundo a análise faunística - seção 2.3) na paisagem.....80

Capítulo 2 – Influence of heterogeneous landscape on host-parasitoid interaction.....101

Table S1. Species (or morphotypes), abundance, frequency, parasitism rates, and associated parasitoid richness of Lepidoptera hosts present in the host-parasitoid network found in a heterogeneous landscape composed of four areas with different gradients of modification and disturbance: (APS) Agroforestry-Pastoral System Area; (RE) Reforestation Area; (BOR) Border Area between the Mesophytic Forest and pasture and (FOR) Semideciduous Mesophytic Forest Area.....133

Table S2. Parasitoid species (and morphotype), abundance and Lepidoptera host associated present in the host-parasitoid network found in a heterogeneous landscape composed of four areas with different gradients of modification and disturbance: (APS) Agroforestry-Pastoral System Area; (RE) Reforestation Area; (BOR) Border Area between the Mesophytic Forest and pasture and (FOR) Semideciduous Mesophytic Forest Area.....135

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1 – Avaliação do impacto da heterogeneidade da paisagem sob comunidades de hospedeiro-parasitoide.....81

FIGURA 1. Áreas da Fazenda Canchim (Embrapa Pecuária Sudeste – São Carlos, Brasil) nas quais foram amostradas espécies de Lepidoptera e parasitoides associados a *Croton floribundus*. Distribuição de pontos de coleta na paisagem de estudo, Sistema Agrossilvipastoril (AGP: Pontos azuis); Reflorestamento/Corredor ecológico (RE: Pontos vermelhos); Mata de borda/pasto (BOR: Pontos Amarelos); e Floresta mesófila semidecídua (MAT: Pontos rosas).....18

FIGURA 2. Espécies de Saturniidae associados a *Croton floribundus*. **A-C**, *Automeris naranja*. **A**, larva; **B**, fêmea; **C**, Macho; **D**, *Automeris* sp; **E**, *Automeris illustris*; **F**, *Molippa convergens*.....81

FIGURA 3. Espécies de Lepidoptera associados a *C. floribundus*. **A-B**, *Bagisara paulensis*; **A**, larva; **B**, adulto; **C-D**, *Iridopsis sapulena*; **C**, adulto; **D**, larva; **E-F**, *Ischnopteris beckeri* ; **E**, larva; **F**, adulto.....82

FIGURA 4. Geometridae associados a *C. floribundus*. **A-C**, *Semaeopus* sp. 1 e 2 ; **A**, larva; **B**, *Semaeopus* sp. 1; **C**, *Semaeopus* sp. 2 ; **D-F**, *Epidromia lienaris*; **D-E**, adulto; **F**, larva.....83

FIGURA 5. Espécies de Lepidoptera associados a *C. floribundus*. **A-D**, *Thyrinteina* spp.(Geometridae); **A**, larva; **B**, *Thyrinteina leucocerea* ; **C-D**, *Thyrinteina arnobia*; **C**, macho; **D**, fêmea; **E**, *Glena bipennaria* (Geometridae); **F**, morfoespécie 27 (Noctuidae); **G-H**, *Physocleora junctilinea* (Noctuidae); **G**, larva; **H**, adulto.....84

FIGURA 6. Espécies de Lepidoptera associados a *C. floribundus*. **A-C**, *Fontainea ryphea* (Nymphalidae); **A**, larva; **B**, fêmea ; **C**, macho; **D-E**, *Hypna clytemnestra* (Nymphalidae); **D**, larva; **E**, adulto; **F-G**, *Discophellus porcius* (Hesperiidae); **F**, larva; **G**, adulto.....85

FIGURA 7. Espécies de Lepidoptera associados a *C. floribundus*. **A-C**, *Prochoerodes* spp. (Geometridae); **A**, larva; **B**, *Prochoerodes onustaria* ; **C**, *Prochoerodes tetragonata*; **D-F**, *Oxydia* spp. (Geometridae); **D**, *Oxydia mundata*; **E-F**, *Oxydia vesulia*; **E**, larva ; **F**, adulto.....86

FIGURA 8. Espécies de Lepidoptera associados a *C. floribundus*. **A-B**, *Dichomeris* sp. (Gelechiidae); **A**, larva; **B**, adulto; **C-D**, Olethreutinae (Tortricidae); **C**, adulto; **D**, larva; **E-F**, *Oxydia* spp. (Geometridae); **D**, *Oxydia mundata*; **E**, *Lascoria orneodalis* (Erebidae) ; **F**, *Spragueia margana* (Noctuidae); **G**, *Elaphria* sp. (Noctuidae); **H**, *Eois tegularia* (Geometridae).....87

FIGURA 9. Espécies de Saturniidae associados a *Croton floribundus*. **A-B**, *Rothschildia hesperus*; **A**, larva; **B**, fêmea; **C-D**, *Procitheronia principais*, **C**, larva; **D**, adulto; **E-G**, *Prohylesia friburgensis*; **E**, larva; **F**, fêmea; **G**, macho.....88

FIGURA 10. Espécies de Lepidoptera associados a *Croton floribundus*. A-D, *Hylesia* spp. (Saturniidae); A, larva; B-C, *Hylesia ebalus*; B, macho, C, fêmea, D, *Hylesia* sp.; E, *Paracles fusca* (Erebidae); F-G, *Megalopyge albicollis* (Megalopygidae); F, larva; G, adulto.....89

FIGURA 11. Espécies de Lepidoptera associados a *Croton floribundus*. A-B, *Apatelodes pandara* (Bombycidae); A, larva; B, adulto; C-D, *Carales astur* (Erebidae); C, larva, D, adulto; E-F, *Halysidota orientalis* (Erebidae); E, larva; F, adulto; G-H, *Lophocampa* sp. (Erebidae); G, larva; H, adulto.....90

FIGURA 12. Espécies de Lepidoptera associados a *Croton floribundus*. A-B, *Bertholdia* sp.; A, larva; B, adulto; C-D, *Euglyphis campinata*, C, larva, D, adulto; E-F, *Hypercompe cunigunda*; E, larva; F, adulto; G, *Tolype* sp. (larva parasitada).....91

FIGURA 13. Espécies de Lepidoptera associados a *Croton floribundus*. A-C, *Oiketicus* spp. (Psychidae); A-B, *Oiketicus kirbyi*, A, larva; B, macho adulto; C, *Oiketicus geyeri*; D, *Agylla marcata* (Erebidae), E-F, *Euphobetron cypris* (Limacodidae); E, larva; F, adulto; G-H, *Ernassa ignata* (Erebidae); G, larva; H, adulto.....92

FIGURA 14. Espécies de Lepidoptera associados a *Croton floribundus*. A-B, *Emesis rusula* (Riodinidae); A, larva; B, adulto; C-D, *Lasaia agesilas* (Riodinidae); C, larva, D, adulto; E-F, *Macrosoma napiaria* (Hedylidae); E, larva; F, adulto.....93

FIGURA 15. Espécies de Noctuidae associados a *Croton floribundus*. A-B, *Eriopyga trocas*; A, larva; B, adulto; C-D, *Hampsonodes* sp.; C, larva; D, adulto; E, *Elaphria niveiplaga*.....94

FIGURA 16. Espécies de Lepidoptera associados a *Croton floribundus*. A, *Melipotis perpendicularis* (Erebidae); B, *Lascoria* sp. (Erebidae); C-D, *Patalene aenetusaria*, C, larva, D, adulto; E-F, *Urodus hexacentris*; E, larva; F, adulto;.....95

FIGURA 17. Chalcidoidea parasitoides de lepidópteros associados a *Croton floribundus*. A, *Conura* sp. (Chalcididae); B, *Anastatus* sp. (Eupelmidae); C-D, *Perilampus* spp.; C, *Perilampus* sp.2; D, *Perilampus* sp.1; E, *Copidossoma* sp. (Encyrtidae); F, Morfoespécie 2 (Pteromalidae); G, Morfoespécie 1 (Pteromalidae).....96

FIGURA 18. Eulophidae (Hymenoptera: Chalcidoidea) parasitoides de lepidópteros associados a *Croton floribundus*. A-B, *Aprostocetus* sp. A, fêmea; B, macho; C-D, *Euplectrus* sp.; C, fêmea, D, macho; E, *Horismeus* sp.; F, *Elachertus* sp.; G, *Closterocerus* sp.; H, *Miotropis* sp.....97

FIGURA 19. Braconidae (Hymenoptera: Ichneumonoidea) parasitoides de lepidópteros associadas a *Croton floribundus*. A *Apanteles* sp.1; B, *Dolichogenidea* sp. C, *Microplitis* sp., D, *Wilkinsonellus* sp.; E, *Hipomicrogaster* sp.1; F, *Hipomicrogaster* sp.2; G, *Cotesia* sp.1.....98

FIGURA 20. Braconidae (Hymenoptera: Braconidae) parasitoides de lepidópteros

associadas a *Croton floribundus*. **A**, *Glyptapanteles concinnus*; **B**, *Glyptapanteles* sp.1; **C**, *Glyptapanteles* sp.2, **D**, *Glyptapanteles* sp.3; **E**, *Glyptapanteles* sp.4; **F**, *Glyptapanteles* sp.5; **G**, *Glyptapanteles* sp.6; **H**, *Glyptapanteles* sp.....99

FIGURA 21. Ichneumonoidea parasitoides de lepidópteros associadas a *Croton floribundus*. **A**, *Eiphossoma gauldi* (Ichneumonidae); **B**, *Diolcogaster basimacula* (Braconidae); **C**, *Diolcogaster xanthaspis*, **D**, *Chelonus* sp. (Braconidae); **E**, *Diolcogaster* sp.1; **F**, *Diolcogaster* sp.2.....100

FIGURA 22. Comunidade de Hospedeiros plotados para as 4 áreas de estudo: Agrossilvipastoril, System (AGP), Area de Floresta de borda entre floresta mesófila e pasto (BOR), Area de floresta mesófila permanente (MAT), e Area de reflorestamento (RE).....101

FIGURA 23. Comunidade de Parasitoides plotados para as 4 áreas de estudo: Agrossilvipastoril, System (AGP), Area de Floresta de borda entre floresta mesófila e pasto (BOR), Area de floresta mesófila permanente (MAT), e Area de reflorestamento (RE).....101

FIGURA 24. Probabilidade de compartilhamento de espécies (a) hospedeiras e (b) parasitoides entre as quatro áreas de estudo: AGP (Sistema agrossilvipastoril), MAT (Floresta mesófila semidecídua), BOR (Mata de Borda) e RE (Reflorestamento/Corredor ecológico). Alto grau de dissimilaridade nas comparações das comunidades par a par em cada área são representadas por cor vermelha intensa.....101

FIGURA 25. Frequência de ocorrência das espécies de lepidópteros e parasitoides considerados predominantes (*i.e.*, classificadas como dominantes, muito abundantes, muito frequentes e constantes) na paisagem da Fazenda Canchim- Embrapa Pecuária Sudeste – São Carlos, no período de junho de 2021 a dezembro de 2022 (36 coletas).....102

FIGURA 26. Matriz de saída do modelo de variável latente linear geral (gllvm) de interações específicas de espécies (espécies hospedeiras e parasitoides comuns na área de 4 estudos) quando área e área: tempo foram contabilizados. O modelo gllvm representa uma distribuição de Poisson incorporando influências das áreas da paisagem: BOR, AGP, RE e MAT. Quadrados vermelhos indicam espécies negativamente correlacionadas, e quadrados azuis indicam correlações positivas.....103

FIGURA 27. Gráficos das estimativas do efeito da área e da interação bidirecional entre área e tempo sobre a ocorrência de espécies predominantes presentes na comunidade da paisagem da Fazenda Canchim – Embrapa Pecuária Sudestes dadas pelo ajuste de modelo Poisson- GLLVM. Os pontos representados por “×” representam os coeficientes das variáveis área e tempo e seus intervalos de confiança de 95% (linhas). Pontos e linhas coloridos em preto e cinza representam, respectivamente, intervalos que não contêm zero.....104

FIGURA 28. Rede de interação lepidópteros-parasitoides da paisagem da Fazenda Canchim, composta por 4 áreas que se diferenciam em termos de uso da terra: Sistema Agroflorestal-Pastoral (AGP), Floresta de Fronteira entre Floresta Mesofítica e Pastagem (BOR), Área de Floresta Permanente (MAT) e Área de Reflorestamento (RE).....106

Capítulo 2 – Influence of heterogeneous landscape on host-parasitoid interaction.....101

FIGURE S1 Areas of Canchim Farm (Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos, São Paulo, Brazil) in which lepidopteran species and parasitoids associated with *Croton floribundus* were sampled. Collection points distributed throughout the landscape: Agroforestry-Pastoral System (APS, blue dots); Reforestation/Ecological Corridor (RE, red dots); Forest edge/pasture (BOR, yellow dots); and Mesophilic semideciduous forest (FOR, pink dots). (Satellite image: <https://earth.google.com>, 2024).....140

FIGURE S2 (a) Total number of lepidopteran larvae (bars) per tree; (b) Parasitism rate per larva at each sampling point over 36 samples (18 months); and (c) Spearman correlations between the variables: total trees \times lepidopteran larval abundance and total lepidopteran larvae \times parasitism rate. Bar colors represent the study areas: Agroforestry-Pastoral System Area (APS) = green; Border Area between Mesophytic Forest /pasture (BOR) = dark green; Reforestation Area (RE) = orange; and Semideciduous Mesophytic Forest Area (FOR) = blue.....141

FIGURE 1 Weighted bipartite networks representing the interactions between lepidopteran species and parasitoids (Hymenoptera and Diptera) present in four areas with different processes and degrees of modification: (a) Agroforestry-Pastoral Area (APS); (b) Forest edge/pasture Area (BOR); (c) Preservation Area (FOR); (d) Reforestation Area and Ecological Corridor (RE). The host lepidopterans are represented by beige circles and the different families of associated parasitoids by colored circles (Braconidae, black; Ichneumonidae, green; Eulophidae, blue; Eupelmidae, red; Chalcididae, yellow; Encyrtidae, purple; Perilampidae, cyan blue; Tachinidae, orange). Each host-parasitoid interaction pair is represented by gray lines of varying thickness, reflecting the frequency of their occurrence within the networks.....142

FIGURE 2 Structural metrics of the interaction networks found for the four study areas APS (agroforestry/pasture area), BOR (forest/pasture border area), FOR (preservation area), and RE (reforestation area and ecological corridor): Weighted Connectivity (WC); Weighted Nestedness (WNODF), and Modularity (M).....144

FIGURE 3 Decreasing classification of the interaction strength of the host morphotypes of the networks (a) Agroforestry-Pastoral System (APS), (b) Edge Forest (BOR), (c) Semi-deciduous mesophilic forest (FOR), (d) Reforestation/Ecological corridor (RE). Dotted lines indicate a reference threshold of 2.0 to facilitate comparison between the networks.....145

FIGURE 4 Distribution of the interaction strength of the morphospecies common to the four study areas: (a) the relative importance of the parasitoid species and (b) the relative importance of the host species in each network studied: Agroforestry-Pastoral System (APS), Edge Forest (BOR), Semi-deciduous mesophilic forest (FOR), Reforestation/Ecological corridor (RE).....146

FIGURE 5 Heatmap showing the frequency of host-parasitoid interactions across the following areas: (a) Agroforestry-Pastoral System (APS), (b) Semideciduous Mesophytic Forest (FOR), (c) Edge Forest (BOR), and (d) Reforestation/Ecological Corridor (RE). Darker red colors represent higher frequencies of host-parasitoid interactions.....147

Efeito de gradientes de distúrbio na estruturação, composição e diversidade de interações de redes hospedeiro-parasitoide

RESUMO - Modificações da paisagem resultantes de efeitos da fragmentação e perda de habitats, alteram a estrutura física e a conectividade das mesmas, influenciando a disponibilidade e qualidade de recursos, fatores ambientais e o padrão de distribuição das comunidades locais. Neste contexto, a diversidade de interações estabelecidas e a complexidade das redes de interação entre espécies são fatores condicionantes para a estabilidade e a funções ecossistêmica nestas paisagens. Portanto, o conhecimento e o entendimento da composição e organização das comunidades locais e redes de interações tróficas podem ser importantes ferramentas para estudos que focam na avaliação, monitoramento, desenvolvimento de estratégias e recuperação de paisagens naturais que sofreram ou sofrem perturbações antrópicas ou distúrbios naturais. Visando entender o impacto da dinâmica de alteração da paisagem na estruturação das comunidades, este trabalho teve como objetivo estimar a abundância, a riqueza de espécies, a complexidade e a diversidade das redes de interações nas comunidades de himenópteros parasitoides e lepidópteros em *Croton floribundus* (Euphorbiaceae), em áreas com diferentes gradientes de preservação e perturbação, sendo: uma área de Floresta Permanente, duas áreas com diferentes estratégias de restauração, Área de Reflorestamento (processo natural) e Área de Sistema Agrossilvipastoril (processo antrópico) e uma área de borda, entre pasto e mata em restauração (área não restaurada) na Fazenda Canchim, localizada em São Carlos – SP. Para tal, foram utilizadas análises quantitativas e descritivas para a estimativa e comparação da biodiversidade e distribuição das espécies nas quatro áreas de estudo e também uso de redes bipartidas para estudar a estrutura, diversidade e organização das redes de interações hospedeiro-parasitoides nas áreas que compõem a paisagem como um todo.

Palavras-chave: Comunidade; biodiversidade; interações ecológicas; regime de distúrbios; restauração.

Effect of Disturbance Gradients on Structure, Composition, and Diversity of Host-Parasitoid Network Interactions

ABSTRACT— Landscape modifications resulting from the effects of fragmentation and habitat loss alter their physical structure and connectivity, influencing the availability and quality of resources, environmental factors, and the distribution patterns of local communities. In this context, the diversity of interactions established and the complexity of interaction networks between species are key factors for stability and ecosystem functions in these landscapes. Therefore, knowledge and understanding of the composition and organization of local communities and trophic interaction networks can be important tools for studies focused on the assessment, monitoring, development of strategies, and recovery of natural landscapes that have experienced or are experiencing anthropogenic disturbances or natural disruptions. Aiming to understand the impact of landscape alteration dynamics on community structure, this study aimed to estimate the abundance, species richness, complexity, and diversity of interaction networks in communities of parasitoid Hymenoptera and Lepidoptera on *Croton floribundus* (Euphorbiaceae) in areas with different gradients of preservation and disturbance, including: a Permanent Forest area, two areas with different restoration strategies (a Reforestation Area with natural processes and an Agro-silvopastoral System Area with anthropogenic processes), and an edge area between pasture and forest in restoration (non-restored area) at Fazenda Canchim, located in São Carlos – SP. Quantitative and descriptive analyses were used to estimate and compare biodiversity and species distribution in the four study areas, as well as the use of bipartite networks to study the structure, diversity, and organization of host-parasitoid interaction networks in the areas that compose the landscape as a whole.

Keywords: Community; biodiversity; ecological interactions; disturbance regime; restoration

1 Considerações Gerais

1.1 Introdução

Um dos principais desafios da ecologia de comunidades tem sido entender os efeitos da modificação de paisagens naturais sobre a biodiversidade, interações de espécies e o desempenho de suas funções ecológicas. Estudos apontam que as principais causas da modificação da composição e estrutura das paisagens são a fragmentação e a respectiva perda de habitats por ela ocasionada (Tylianakis et al., 2007; Lászlo et al., 2018; Fletcher et al., 2018; Fahrig et al., 2019).

A fragmentação, definida como a “diminuição de uma grande área intacta de um único tipo de vegetação em unidades menores intactas” (Lord & Norton, 1990), está intimamente relacionada à perda de habitat e a consequente interrupção da continuidade do ambiente em parcelas menores (Fahrig, 2017). A associação entre fragmentação e perda de habitat modifica a estrutura física da paisagem, resultando em isolamento de comunidades e variações de fatores ambientais, tais como quantidade e qualidade de recursos disponíveis, temperatura, umidade e alterações no padrão de distribuição de predadores/parasitoides e competidores (Lord & Norton, 1990; Morrison et. al., 1992; Fahrig, 2003; Fahrig, 2017). Sendo assim, a associação dos efeitos da fragmentação e a perda de habitat podem resultar na perda de biodiversidade, quando a riqueza e a abundância das espécies são reduzidas na paisagem (Findlay & Houlihan 1997; Wettstein & Schmid 1999, Albrecht, et al., 2007; Marrec et al., 2018).

O isolamento das comunidades influencia diretamente o movimento e a interação entre espécies na paisagem. De maneira indireta, estes fatores também podem afetar os indivíduos sésseis como plantas, por exemplo, quando ocorrem mudanças na composição e abundância de polinizadores e herbívoros (Groom, 2001). Insetos polinizadores como abelhas, em ambientes isolados, têm sua riqueza e abundância reduzidas. O efeito do

isolamento pode ser observado comumente em ambientes agrícolas, onde os polinizadores, muitas vezes, dependem de ambientes não perturbados de vegetação nativa para se manterem no local (Becker et al., 1991, Rathke & Jules 1993).

Em uma situação em que a paisagem nativa foi conservada, mesmo com uma intensa atividade agrícola, Marlin & LaBerge (2001) citam que a população de polinizadores locais se manteve estável por 75 anos, demonstrando a importância da vegetação nativa no entorno do agroecossistema para a manutenção dos polinizadores. No caso de espécies predadoras e parasitoides, que pertencem a níveis tróficos mais elevados, o efeito de isolamento pode ser ainda mais prejudicial, já que, geralmente, estes organismos dependem da abundância de presas e hospedeiros localizados naquele ambiente para poder ter um desenvolvimento pleno (Tschardt et al., 2008; Davies et al., 2000; Bailey et al., 2010). Como resultado, espécies de níveis tróficos superiores têm suas taxas de dispersão e colonização restringidas, tendendo a formar populações pequenas e limitadas ao longo da paisagem alterada. (Kruess e Tschardt, 1994; Lawton 1995; Holt et al., 1999, Marrec et. al, 2018)

As relações tróficas entre insetos encontradas em ambientes naturais são bons indicadores para determinar o nível de perturbação de uma área e avaliar o efeito das alterações ocorridas na paisagem (Bezemer et al., 1998; Coley, 1998; Menéndez, 2007). Mudanças na estrutura física e na qualidade dos habitats podem afetar de maneira direta as relações individuais entre os organismos em uma área, o que, em sequência, gera o que chamamos de “efeito cascata” influenciando na estrutura e composição das comunidades locais (Menéndez, 2007). Por exemplo, a chegada de um inimigo natural em uma área, muitas vezes, resulta na diminuição da abundância de presas, que é afetada diretamente pela predação ou indiretamente pelas mudanças de comportamento da presa sobre os níveis tróficos inferiores. A presa, ao alterar seu comportamento de

fORAGEAMENTO para evitar o risco de ser predada, reduz seu impacto sobre os recursos basais disponíveis no ambiente, abrindo assim a oportunidade para outros herbívoros se estabelecerem no local (Guariento, 2007), alterando a composição e a força das redes de interação.

A diversidade de interações (*i.e.* relação entre o número de espécies e suas interações) e a complexidade estrutural/espacial das redes são consideradas fatores determinantes para a estabilidade e função ecossistêmica (Bukovinsky et al, 2008). Redes com grandes números de espécies e interações tendem a exibir maior diversidade de interações. Em contrapartida, redes com poucas espécies tendem a ter espécies mais generalistas nos níveis tróficos superiores, apresentando menor diversidade de interações e menor diversidade funcional (*i.e.* maior homogeneização das funções das espécies em um ambiente) levando a ocorrência da dominância por algumas poucas espécies (Tylianakis et al., 2007; Dáttilo et.al., 2014). Sendo assim, as espécies de níveis tróficos superiores são responsáveis por determinar a grande parte das interações ecológicas e a inserção destas interações em redes ecológicas mais complexas, contribuindo de maneira substancial para a estabilidade destas redes (Huxham et al., 1996; Lafferty et al. 2006).

Espécies do nível trófico superior geralmente são as primeiras a serem perdidas com a ocorrência de distúrbios e perturbações ambientais, uma vez que, como mencionado anteriormente, suas resiliências dependem da abundância de recursos dos níveis tróficos inferiores (Holt, 1996). Sendo assim, estas espécies são mais vulneráveis a ocorrências de distúrbios na paisagem não somente devido às consequências diretas das perturbações ocorridas, como também devido ao efeito indireto destas perturbações sobre a densidade populacional das espécies de níveis tróficos inferiores (Henson et al., 2009). Por este fato, a diversidade das interações pode ser reduzida de maneira mais rápida do que a diversidade de espécies (Albrecht et al., 2007), isto porque as alterações

nas redes de interação impactam a resistência das comunidades à perda de espécies e o potencial de resiliência das espécies a futuras perturbações ambientais (Walker, 1992; Ives e Cardinale, 2004).

A quantificação da diversidade de interações entre espécies em uma comunidade pode ser métrica importante para acessar o real impacto de modificações da paisagem pela ocorrência de perturbações ambientais, uma vez que medidas de diversidade, abundância e riqueza de espécies nem sempre refletem de maneira direta a grandeza do impacto sofrido pelo ambiente (Tylianakis et al., 2007, Albrecht et al., 2007).

Himenópteros parasitoides são ótimos indicadores de impactos ambientais, pois possuem grande diversidade de espécies, são sensíveis a mudanças ambientais, de fácil coleta e interferem nas cadeias tróficas onde se encontram, seja em ambientes naturais ou em agroecossistemas (Perioto et. al. 2004; Pereira et. al. 2015). Interações entre insetos parasitoides e seus hospedeiros fitófagos geralmente são mediados pelos efeitos “top down”, onde indivíduos de cadeias tróficas superiores regulam e estruturam as cadeias tróficas inferiores (Hawkins, 1994). Parasitoides possuem uma relação dependência de densidade com os hospedeiros, sendo importantes para a relação entre os indivíduos em diversas comunidades de artrópodes e contribuindo para a maior diversidade de outros organismos (LaSalle, 1993).

Variações dos fatores ambientais, derivadas de perturbações no ecossistema, afetam de diferentes formas espécies de hospedeiros e parasitoides (Hance et al., 2007). Em geral os parasitoides são mais sensíveis às variações no ambiente (Kruess and Tschirntke, 1994), uma vez que a ausência ou presença de um determinado grupo de himenópteros parasitoides está intimamente relacionado com a presença/ausência de seu hospedeiro na área (LaSalle, 1993). Ao modificar o ambiente e influenciar a distribuição dos organismos nas comunidades locais, a ocorrência de distúrbios pode levar a

mudanças no comportamento de forrageio e a adaptação a novos hospedeiros pelos parasitoides (Hance et al., 2007). Modificações na densidade, composição e distribuição vegetal na área também podem influenciar a presença de parasitoides em uma área afetada pelo distúrbio.

Conhecer a diversidade de espécies e entender como são estabelecidas as redes de interação entre insetos e plantas presentes em sistemas naturais que passam por diversos tipos de distúrbios é imprescindível para a avaliação do impacto das alterações de habitat e para o desenvolvimento de estratégias que visam a recuperação de áreas afetadas ou que sofreram algum tipo de perturbação resultantes de ações antrópicas, desmatamento, desastres naturais e atividades agrícolas intensivas (Fahrig, 2003). Este conhecimento também pode ser uma ferramenta fundamental para o monitoramento e preservação de fragmentos em áreas de conservação ou que se encontram em processo de restauração/regeneração após a ocorrência de perturbações antrópicas (Longino and Colwell, 1997).

1.2 Área de estudo

As comunidades de insetos amostradas neste estudo foram coletadas em quatro diferentes áreas localizadas na Fazenda Canchim – Embrapa Pecuária Sudeste, no município de São Carlos - SP (21°55'22'' e W 47°48'47.52''): 1- Floresta Mesófila Semidecídua, 2 - Reflorestamento (Corredor ecológico); 3- Sistema Agrossilvipastoril; e 4- Área de borda (**Fig.1**). Estas áreas foram classificadas dentro da paisagem de acordo com graus e tipos de restauração: Preservado, Restauração por processo natural, por ação antrópica e sem restauração, respectivamente.

A área da Floresta Mesófila Semidecídua (MAT) é uma área de preservação permanente (APP), sendo classificada neste estudo como área com ausência de

restauração. Esta área é caracterizada por possuir uma grande diversidade de grandes mamíferos, aves e 120 espécies de plantas já registradas (Silva & Souza et. al. 2012). A área de Reflorestamento/Corredor ecológico (RE) constitui uma área que foi reflorestada, através do plantio de plantas nativas para conectar os fragmentos de Mata Atlântica entre fazendas da região e fragmentos de Cerrado da UFSCar, Parque ecológico e Horto florestal no município de São Carlos. Por ser uma área que ainda está em processo de sucessão ecológica, pode ser considerada como região de restauração natural. Esta área é caracterizada por uma faixa de 100 metros de largura e 650 m de comprimento em torno de 6 ha que anteriormente foram utilizados para pastagem. A área Agrossilvipastoril (AGP) é dividida em linhas de pastagem intercaladas com árvores nativas, *Cariniana estrellensis* (Jequitiba-branco), *Peltophorum dubium* (Canafistula), *Piptadenia gonoacantha* (Pau-jacare), *Anadenanthera colubrina* (Angico branco), *Zeyheria turbeculosa* (Ipe-Felpudo), *Croton floribundus* (Capixingui) e *Guazuma ulmifolia* (Mutambo). Por ser uma região constantemente manejada pelo sistema agrícola, neste estudo, esta área foi considerada área de restauração antrópica. Esta área corresponde a uma área de 12 ha próxima às outras de estudo citadas anteriormente; por fim, a área de borda, entre floresta preservada e pasto, sendo uma região intermediária, onde não foi realizado nenhum processo de restauração (**Fig.1**).

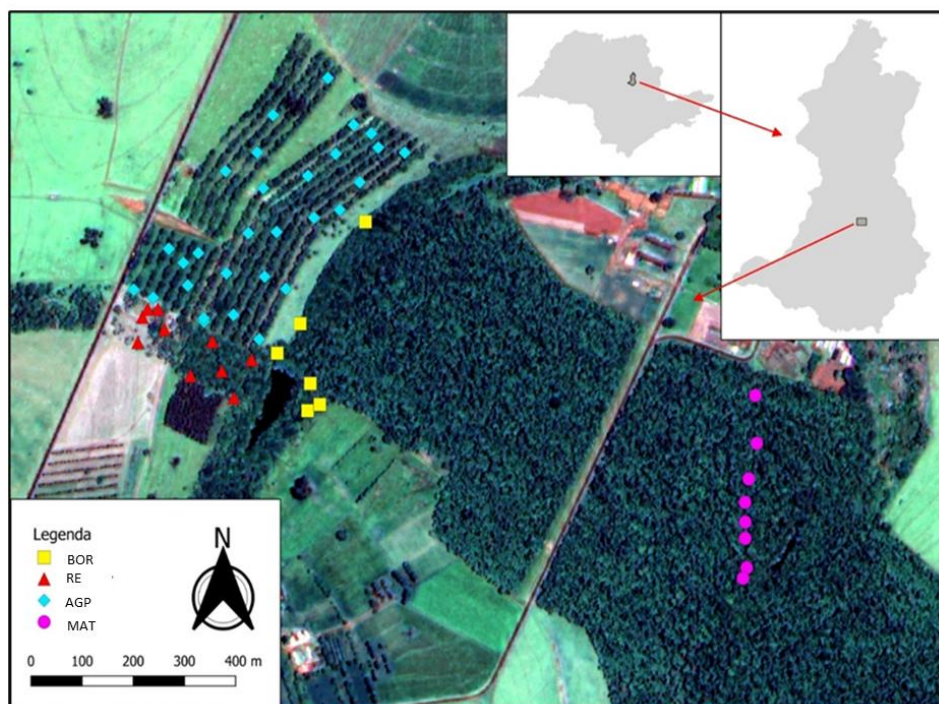


FIGURA 1. Áreas da Fazenda Canchim (Embrapa Pecuária Sudeste – São Carlos, Brasil) nas quais foram amostradas espécies de Lepidoptera e parasitoides associados a *Croton floribundus*. Pontos de coleta distribuídos pela paisagem, Sistema Agrossilvipastoril (AGP: Pontos azuis); Reforestamento/Corredor ecológico (RE: Pontos vermelhos); Mata de borda/pasto (BOR: Pontos Amarelos); e Floresta mesófila semidecídua (MAT: Pontos rosas).

Nas quatro áreas selecionadas para este estudo, a presença de *Croton floribundus* (Euphorbiaceae) (Spreng.), planta popularmente conhecida como “Capixingui”, é bastante frequente. De maneira geral, a ocorrência desta planta é relatada em áreas antropizadas no bioma Mata Atlântica, Áreas de Cerrado (lato sensu) e sobre Afloramentos Rochosos (Oliveira-Filho et al., 2006). Estudos prévios realizados nestas áreas de estudo têm relatado uma grande diversidade de espécies de Lepidoptera e parasitoides associados a *C. floribundus* (Fernandes, 2003; Silva e Souza et al., 2012; Pereira et al., 2015).

1.3 *Croton Floribundus*

Croton floribundus Spreng (Euphorbiaceae), conhecida popularmente como Capixingui, é uma espécie arbórea nativa, ocorrendo naturalmente em diversos estados brasileiros em regiões de borda próximas a estradas, trilhas e florestas (Lorenzi, 1992). Possui distribuição ampla, encontrada nos estados de Espírito Santo, Mato grosso do Sul, Minas Gerais, Paraná, Pernambuco, Rio de Janeiro e São Paulo (Carvalho, 2003). É uma espécie pioneira, podendo chegar até 10 metros de altura, principalmente em regiões de clareiras, onde a luminosidade é mais alta, o que a possibilita a ser utilizada em processo de reflorestamento de áreas degradadas, possuindo características semelhantes a florestas secundárias semidecíduas (Fernandes et al. 2010).

O Capixingui apresenta uma grande capacidade de dispersão ao longo do ambiente, através de Autocoria e Barocoria (sementes que possuem a característica de deiscência explosiva), arremessando as sementes longe da planta mãe, sendo considerada uma espécie invasora de pastagens, com grande resistência a alterações ambientais (Carvalho, 2003, Durigan et.al., 1997). Por estas características, rapidamente ocupam regiões sem cobertura vegetal de forma agregada, proporcionando a proteção do solo e desenvolvimento de um microclima que pode beneficiar o desenvolvimento de espécies vegetais dos próximos estágios de sucessão ecológica (Vilela et al., 1993).

Levantamentos fitossociológicos no estado de São Paulo demonstram que *C. floribundus* pode ser encontrado em grandes densidades em certas regiões. Toledo Filho et al (2000) registraram cerca de 36 árvores por hectare junto ao Rio do Peixe, localizado no município de Socorro -SP, enquanto Durigan et al (1997) amostraram 262 indivíduos em um único hectare em um fragmento de floresta mesófila semidecídua no município de Campinas-SP. Por apresentar arbustos de diferentes tamanhos nos ambientes onde se encontra, tal característica proporciona condições para uma ampla variedade de

herbívoros se associe a diferentes estágios fenológicos da planta, com destaque para os lepidópteros e seus inimigos naturais, como os himenópteros parasitoides (Marconato et al., 2008; Perreira, Silva, Dias & Penteado-Dias, 2015).

Do ponto de vista econômico, o Capixingui é uma planta utilizada para obtenção de madeira e produção de celulose e papel (Carvalho, 2003). Também possui propriedades medicinais, como antissifilíticas, usada no tratamento de úlceras, podendo ser utilizada na confecção de anti-inflamatórios (Correa 1984), além de possuir potencial para conter esquistossomose (Medina et al. 2009) e bactérias que podem causar mastite bovina (Cabral et. al., 2022)

2. Objetivos

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a abundância, a distribuição e riqueza de espécies presentes nas comunidades de himenópteros parasitoides de Lepidoptera associadas ao Capixingui (*Croton floribundus* - Euphorbiaceae) em quatro áreas que compõe uma paisagem caracterizada por um gradiente de perturbação: Mata Mesofila Semidescídua - Preservado, Reflorestamento - Restauração Natural, Sistema Agrossilvipastoril - Restauração antrópica e Borda - sem restauração, na Fazenda Canchim em São Carlos – SP, e estudar como cada área contribui para a organização, a diversidade de interações nas comunidades através de métricas da estrutura das redes hospedeiro-parasitoide na paisagem estudada.

2.2 Objetivo Específicos

- Avaliar se a distribuição das espécies e a estrutura, composição e complexidade das interações das comunidades de Lepidoptera e seus parasitoides diferem de acordo com o gradiente de perturbação da paisagem em que se encontra a planta hospedeira, dada a susceptibilidade dos parasitoides (maior nível trófico) à estocasticidade ambiental e demográfica de seus hospedeiros em cada área;

- Quantificar o impacto das espécies parasitoides na topologia das redes de interação;

- Quantificar, através de métricas quantitativas e qualitativas, as redes de interação e a influência das características ambientais (considerando o grau de perturbação) das áreas da paisagem de estudo;

2.3 Hipóteses

- É esperado que a distribuição, abundância e riqueza de espécies, bem como a diversidade e a complexidade de suas interações, varie em função do gradiente de perturbação pelos quais as diferentes áreas da paisagem passaram ao longo dos anos. Assim, a área com menor grau de perturbação, por exemplo, tenderá a ter maior diversidade de espécies e interações, com baixa dominância de poucas espécies.

- É esperado que a responsividade das espécies pertencentes a níveis tróficos distintos varie com o gradiente de perturbação. Assim, espera-se que redes de interações mais complexas estejam correlacionadas positivamente com o aumento da diversidade das espécies parasitoides e menor grau de perturbação ambiental.

3. Referências

- Albrecht M.; Duelli P.; Schmid B.; Müller C.B. 2007. Interaction diversity within quantified insect food webs in restored and adjacent intensively managed meadows. *Journal of Animal Ecology* 76:1015–1025
- Bailey D., Schmidt-Entling M.H., Eberhart P., Herrmann J., Hofer G., Kormann U., Herzog F. 2010. Effects of habitat amount and isolation on biodiversity in fragmented traditional orchards. *Journal of Applied Ecology*, 47(5), 1003-1013. doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01858.x
- Becker, P., J. S. Moure, And F. J. A. Peralta. 1991. More about euglossine bees in Amazonian Forest fragments. *Biotropica* 23:586–591. <https://doi.org/10.2307/2388396>
- Bezemer, T. Martijn; Jones, T. Hefin; Knight, Kevin J. 1998. Long-term effects of elevated CO₂ and temperature on populations of the peach potato aphid *Myzus persicae* and its parasitoid *Aphidius matricariae*. *Oecologia*, v. 116, n. 1-2, p. 128-135. <https://doi.org/10.1007/s004420050571>
- Bonat, W.H.; Jorgensen, B.; Kokonendji, C.C.; Hinde, J.; Demetrio, C.G.B. 2018. Extended Poisson-Tweedie: Properties and regression models for count data. *Statistical Modelling*. 18(1):24-49. <https://doi.org/10.1177/1471082X17715718>
- Bronstein, Judith L.; Alarcón, Ruben; Geber, Monica. 2006. The evolution of plant–insect mutualisms. *New Phytologist*, v. 172, n. 3, p. 412-428. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01864.x>
- Bukovinszky T., Van Veen F. J. F.; Jongema Y.; Dicke, M. 2008. Direct and indirect effects of resource quality on food web structure. *Science* 319: 804–807 <https://doi.org/10.1126/science.1148310>.
- Cabral, L. D. R., De Vecchi, L. B., De Almeida, A. F., Matsumoto, L. S., Da Silva, M. A., Da Silva, R. M. G., & De Mello-Peixoto, E. C. T. 2022. Eficiência do extrato hidroalcoólico de *Croton floribundus* Spreng. no controle de bactérias que causam mastite bovina. *Scientia Plena*, 18(4).

<https://doi.org/10.14808/sci.plena.2022.046201>

- Carvalho, P.E.R. 2003. Espécies Arbóreas Brasileira: Capixingui: *Croton floribundus*. Embrapa, 94p.
- Coley, P. D. 1998. Possible effects of climate change on plant/herbivore interactions in moist tropical forests. *Climatic change*, 39(2-3), 455-472. <https://doi.org/10.1023/A:1005307620024>
- Cook, J. M., & Rasplus, J. Y. 2003. Mutualists with attitude: coevolving fig wasps and figs. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(5), 241-248.
- Correa M.P. 1984. Dicionário das plantas úteis do Brasil e das exóticas cultivadas. Imprensa nacional, Rio de Janeiro: Vol. 1,p.503-504
- davies K.F., Margules C.R., Lawrence K.F. 2000. Which traits of species predict population declines in experimental forest fragments? *Ecology* 81:1450–1461 [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[1450:WTOSPP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[1450:WTOSPP]2.0.CO;2)
- Dáttilo W.; Marquitti F.M.D.; Guimar.Es P.R.; Izzo T.J. 2014. The structure of ant-plant ecological networks: is abundance enough? *Ecology* 95:475-485. <https://doi.org/10.1890/12-1647.1>
- De Araújo, W. S., dos Santos Costa, K. C., Freitas, É. V. D., Santos, J. C., & Cuevas-Reyes, P. (2024). Species richness and network topology patterns in neotropical plant-galling communities change along an urbanization gradient. *Journal of Insect Conservation*, 28(1), 191-200. <https://doi.org/10.1007/s10841-023-00533-4>
- Dormann C.F.; Gruber B.; Frund J. 2008. Introducing the bipartite package: analyzing ecological networks. *R News*. 8: 8–11.
- Dormann C.F.; Freund J.; Bluthgen N.; Gruber B. 2009. Indices, graphs and null models: analyzing bipartite ecological networks. *The Open Ecology Journal* 2: 7–24.
- Durigan, G.; Franco, G. A. D. C.; Pastore, J. A.; Aguiar, O. T. de. 1997. Regeneração natural da vegetação de cerrado sob floresta de *Eucalyptus citriodora*. *Revista do Instituto Florestal, São Paulo*, v. 9, n. 1, p. 71-85.
- Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 34:487–

515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>

- Fahrig L. 2017. Ecological responses to habitat fragmentation per se. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 48: 1-23. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612>
- Fahrig L.; Rodríguez V.A.; Bennetta J.R.; Lalonde V.B.; Cazetta E.; Currie D.J.; Eigenbrod F.; Ford A.T.; Harrison S.P.; Jaeger J.A.G.; Koper N.; Martin A.E.; Martin J.L.; Metzger J.P.; Morrison P.; Rhodes J.R.; Saunders D.A.; Simberloff D.; Smith A.C.; Tischendorf L.; Vellend M.; WATLING J.I. 2019. Is habitat fragmentation bad for biodiversity? *Biological Conservation* 230: 179–186 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.12.026>
- Fernandes, L.B.R., Dias Filho, M.M., Fernandes, M.A. & Pentead-Dias, A.M., 2010. Ichneumonidae (Hymenoptera) parasitoids of Lepidoptera caterpillars feeding on *Croton floribundus* Spreng Euphorbiaceae). *Revista Brasileira de Entomologia*, vol. 54, no. 2, pp. 263-269. <http://dx.doi.org/10.1590/S0085-56262010000200009>.
- Findlay C.S., Houlihan J. 1997. Anthropogenic correlates of species richness in southeastern Ontario wetlands. *Conserv Biol* 11:1000–1009. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.96144.x>
- Flatt, T., & Weisser, W. W. 2000. The effects of mutualistic ants on aphid life history traits. *Ecology*, 81(12), 3522-3529. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[3522:TEOMAO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[3522:TEOMAO]2.0.CO;2)
- Fletcher R.J.; Didham R.K.; Leite C.B.; Barlow J.; Ewers R.M.; Rosindell J.; Holt D.H.; Gonzalez A.; Pardini R.; Damschen E.I.; Melo F.P.L.; Ries L.; Prevedello J.A.; Tschamtk T.; Laurance W.F.; Lovejoy T.; Haddad N.M. 2018. Is habitat fragmentation good for biodiversity? *Biological Conservation* 226: 9–15. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.022>
- Genini, J., Morellato, L. P. C., Guimarães Jr, P. R., & Olesen, J. M. 2010. Cheaters in mutualism networks. *Biology letters*, 6(4), 494-497. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2009.1021>
- Giladi, I. 2006. Choosing benefits or partners: a review of the evidence for the evolution of

- myrmecochory. *Oikos*, 112(3), 481-492. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2006.14258.x>
- Groom, M. J. 2001. Consequences of subpopulation isolation for pollination, herbivory, and population growth in *Clarkia Concinna concinna* (Onagraceae). *Biological Conservation*, 100(1), 55-63. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00207-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00207-X)
- Guariento, R. D. 2007. O papel do comportamento na ocorrência de cascatas tróficas. *Oecologia Brasiliensis*, v. 11, n. 4, p. 590-600.
- Hawkins B.A. 1994. *Pattern and Process in host-parasitoid interactions*. Cambridge University Press, Cambridge
- Hance, T., Baaren, J. Van, Vernon, P. & Boivin, G., 2007. Impact of Extreme Temperatures on Parasitoids. *Annual Review of Entomology*, vol. 52, p. 07-26. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.52.110405.091333>
- Henson K.S.E.; Craze P.G.; Memmott J. 2009. The restoration of parasites, parasitoids, and pathogens to heathland communities. *Ecology* 90(7): 1840–1851 <https://doi.org/10.1890/07-2108.1>
- Holt R. D. 1996. Food webs in space: an island biogeographic perspective. pp 313–323 in Winemiller K.O. ed. *Food webs*. Chapman and Hall, New York, New York, USA. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-7007-3_30
- Holt R.D.; Lawton J.H., Polis G.A.; Martinez N.D. 1999 Trophic rank and the species–area relationship. *Ecology* 80: 1495–1504. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080\[1495:TRATSA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[1495:TRATSA]2.0.CO;2)
- Huxham M.; Beaney S.; Raffaelli D. 1996. Do parasites reduce the chances of triangulation in a real food web? *Oikos* 76:284–300. <https://doi.org/10.2307/3546201>
- Ives A. R.; Cardinale B. J. 2004. Food-web interactions govern the resistance of communities after non-random extinctions. *Nature* 429: 174–177. <https://doi.org/10.1038/nature02515>
- Jones, E. I., Afkhami, M. E., Akçay, E., Bronstein, J. L., Bshary, R., Frederickson, M. E., Heath, K.

- D., Hoeksema, J. D., Ness, J. H., Pankey, M. S., Porter, S.S., Joel L., Scharnagl, S. K. & Friesen, M. L. 2015. Cheaters must prosper: reconciling theoretical and empirical perspectives on cheating in mutualism. *Ecology Letters*, 18(11), 1270-1284. <https://doi.org/10.1111/ele.12507>
- Kaartinen, R.; Roslin, T. 2011. Shrinking by numbers: landscape context affects the species compositions but not the quantitative structure of local food webs. *Journal of Animal Ecology*. 80: 622-631. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2011.01811.x>
- Kruess, A. And Tschardtke, T., 1994. Habitat fragmentation, species loss and biological control. *Science*, vol. 264, p. 1581-1584. PMID:17769603. <http://dx.doi.org/10.1126/science.264.5165.1581>
- Laliberté, E.; Legendre, P. A. 2010. Distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*. Washington, v.91, n.1, p. 299-305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>
- Lasalle, J., 1993. Parasitic Hymenoptera, Biological Control and Biodiversity. In LASALLE, J. and GAULD, ID. (Eds.). *Hymenoptera and Biodiversity*. Wallingford: C.A.B. International. p. 197-215.
- László Z.; Rákósy L.; Tóthmérész B. 2018. The simpler the better: When decreasing landscape complexity increases community stability. *Ecological Indicators* 84: 828-836 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.054>
- Lawton J.H. 1995. Population dynamic principles. *Extinction Risks* (eds LAWTON J.H & May R.M), pp. 147–163. Oxford University Press, Oxford, UK. <https://doi.org/10.1098/rstb.1994.0052>
- Longino, J.T. & Colwell, R.K., 1997. Biodiversity assessment using structured inventory: capturing the ant fauna of a tropical rain forest. *Ecological Applications*, vol. 7, no. 4, pp. 1263-1277. [http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)007\[1263:BAUSIC\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[1263:BAUSIC]2.0.CO;2)

- Lord, J. M., & Norton, D. A. 1990. Scale and the spatial concept of fragmentation. *Conservation Biology*, 4(2), 197-202. <https://www.jstor.org/stable/2385813>
- Lorenzi, H. 1992. *Arvores Brasileiras: Manual de Identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Nova Odessa, Plantarum, 368 p.
- Marconato, G., Dias, M. M., & Penteado-Dias, A. M. (2008). Larvas de Geometridae (Lepidoptera) e seus parasitoides, associadas a *Erythroxylum microphyllum* St.-Hilaire (Erythroxylaceae). *Revista Brasileira de Entomologia*, 52, 296-299. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262008000200010>
- Mason, N. W., Mouillot, D., Lee, W. G., & Wilson, J. B. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, v.111, p.112-118. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>
- Marlin, J. C., And W. E. Laberge. 2001. The native bee fauna of Carlinville, Illinois, revisited after 75 years: a case for persistence. *Conservation Ecology* 5:9. <https://www.jstor.org/stable/26271785>
- Marrec R.; Pare O.P.; Legault L.; James P.M.A. 2018. Spatiotemporal variation in drivers of parasitoid metacommunity structure in continuous forest landscapes. *ECOSPHERE* 9(1): 1-17. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2075>
- Mccullagh, P.; Nelder, J. 1989. *Generalized linear models*, 2nd edition (Chapman & Hall/ CRC Monographs on Statistics & Applied Probability). London: Taylor & Francis.
- Medina, J. M., Peixoto, J. L., Silva, A. A., Haraguchi, S. K., Falavigna, D. L., Zamuner, M. L., Sarragiotto, M. H. & Vidotti, G. J. 2009. Evaluation of the molluscicidal and *Schistosoma mansoni* cercariae activity of *Croton floribundus* extracts and kaurenoic acid. *Revista Brasileira de Farmacognosia*, 19, 207-211. <https://doi.org/10.1590/S0102-695X2009000200005>
- Menéndez, R., 2007. How are insects responding to global warming? *Tijdschrift voor Entomologie*,

vol. 150, p. 355-365.

Morrison, M. L., Marcot, B. G., & Mannan, R. W., 1992, *Wildlife-habitat Relationships: Concepts and Applications*, University of Wisconsin Press, Madison.

Mouillot, D., Graham, N. A., Villéger, S., Mason, N. W., & Bellwood, D. R. 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in ecology & evolution*, 28(3), 167-177. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>

Oliveira, P. S. & Pie, M. R. 1998. Interaction between ants and plants bearing extrafloral nectaries in cerrado vegetation. *Anais da Sociedade Entomológica do Brasil*, 27, 161-176. <https://doi.org/10.1590/S0301-80591998000200001>

Oliveira-Filho A.T.; Jarenkow J.A.; Rodal M.J.N. 2006. Floristic relationships of seasonally dry forests of eastern South America based on tree species distribution patterns. *Systematics Association Special* 69:159.

Palmer T.M., Doak D.F., Stanton M.L., Bronstein J.L., Kiers E.T., Young T.P. Gohen J.R. & Pringle, R.M. 2010. Synergy of multiple partners, including freeloaders, increases host fitness in a multispecies mutualism. *Proceedings of the National Academy of Sciences*; 107:17234–9. <https://doi.org/10.1073/pnas.1006872107>

Pereira, A.G., Silva R. B., Dias M.M. & Penteados-Dias A. M., 2015. Study on the Hymenoptera parasitoid associated with Lepidoptera larvae in reforestation and agrosilvopastoral systems at Fazenda Canchim (Embrapa Pecuária Sudeste) São Carlos, SP, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 75, n. 4, p. 783-789. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.21913>

Perioto, N.W., Lara, R.I.R., Selegatto, A. And Luciano, E.S., 2004. Himenópteros parasitóides (Insecta: Hymenoptera) coletados em cultura de café *Coffea arabica* L. (Rubiaceae) em Ribeirão Preto, SP, Brasil. **Arquivos do Instituto Biológico**, vol. 71, pp. 41-44. <https://doi.org/10.1590/1808-1657v71p0412004>

Rathke, B. J., & E. S. Jules. 1993. Habitat fragmentation and plant–pollinator interactions. *Current*

Science 65:273–277. <https://www.jstor.org/stable/24095130>

Toledo Filho, D. V. De; Bertoni, J. E. De A.; Batista, E. A.; Parente, P. R. Fitossociologia de um fragmento florestal à margem do Rio do Peixe, Município de Lindóia (SP). Revista do Instituto Florestal, São Paulo, v. 12, n. 1, p. 37-45, 2000. <https://doi.org/10.24278/2178-5031.2000121622>

Tscharntke T, Sekercioglu C.H., Dietsch T.V., Sodhi N.S., Hoehn P., Tylianakis J.M. 2008. Landscape constraints on functional biodiversity in tropical agroecosystems. Ecology 89:944–951. <https://doi.org/10.1890/07-0455.1>

Tylianakis J.M.; Tscharntke T.; Lewis O.T. 2007. Habitat modification alters the structure of tropical host-parasitoid food webs. Nature 445(11): 202-205. <https://doi.org/10.1038/nature05429>

Vilela, E. De A.; Oliveira Filho, A.T. De; Gavilanes, M. L.; Carvalho, D. A. de. Espécies de matas ciliares com potencial para estudos de revegetação no alto Rio Grande, sul de Minas. Revista Árvore, Viçosa, v. 17, n. 2, p. 117-128, 1993.

Villéger, S.; Mason, N.W.H.; Mouillot, D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. Ecology, v.89, n.8, p.2290-2301. <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>

Walker B.H. 1992. Biodiversity and ecological redundancy. Conservation Biology 6: 18-23. <https://www.jstor.org/stable/2385847>

Weiher, E., Freund, D., Bunton, T., Stefanski, A., Lee, T., & Bentivenga, S. Advances, challenges and a developing synthesis of ecological community assembly theory. 2011. Philosophical Transactions of the Royal Society, v.366, n.1576, p.2403-2413. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0056>

Wettstein W, Schmid B. 1999. Conservation of arthropod diversity in montane wetlands: effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers. Journal of Applied Ecology 36:363–373. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1999.00404.x>

Zuur, A.F.; Ieno, E.N.; Walker, N.J.; Saveliev, A.A.; Smith, G.M. 2009. Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R, Springer. 574pp. <http://www.highstat.com/>

CAPÍTULO 1:

AValiação DO IMPACTO DA HETEROGENEIDADE DA PAISAGEM SOB COMUNIDADES DE HOSPEDEIRO-PARASITOIDES.

Resumo – A fragmentação e a modificação de habitats são algumas das principais ameaças à biodiversidade. Os efeitos dessas mudanças na vegetação nativa sobre as comunidades de insetos são variáveis, gerando impactos distintos na distribuição das espécies ao longo das paisagens. Este estudo teve três objetivos: (i) comparar os efeitos da heterogeneidade ambiental sobre as populações de hospedeiros-parasitoides associadas ao Capixingui (*Croton floribundus*) em uma paisagem composta por quatro áreas com diferentes gradientes de perturbação; (ii) analisar como a distribuição de Lepidoptera e seus parasitoides varia em função do grau de perturbação ambiental; e (iii) quantificar a contribuição de espécies de hospedeiros e parasitoides para a estrutura e composição das comunidades. A pesquisa foi conduzida na Fazenda Canchim, pertencente à Embrapa Pecuária Sudeste, localizada em São Carlos, SP. A paisagem de estudo abrange quatro áreas com distintos usos do solo: Floresta Mesófila Semidecídua (MAT); Reflorestamento (RE); Borda entre Floresta Mesófila e pastagem (BOR); e (iv) Sistema Agrossilvipastoril (AGP). No total, foram registrados 1.758 indivíduos de Lepidoptera associados ao *Croton floribundus*, pertencentes a 15 famílias e 91 espécies. A análise faunística e de diversidade taxonômica indicou que a área MAT apresentou a maior riqueza de espécies, com uma distribuição mais uniforme entre os pontos de coleta. Entre as áreas modificadas, AGP e BOR exibiram maior riqueza de espécies em comparação à área de Reflorestamento (RE), apresentando características mais semelhantes entre si. Os índices de dissimilaridade mostraram que as áreas MAT possuem os maiores valores de divergência em relação às áreas de restauração (Hospedeiros: $I_r > 0,833$; Parasitoides: $I_r > 0,892$). Em contrapartida, BOR e RE apresentaram maior grau de similaridade (Hospedeiros: $I_r = 0,441$; Parasitoides: $I_r = 0,217$).

Palavras-Chave: lepidópteros; diversidade de insetos; gradientes de restauração

Evaluating the Impact of Landscape Heterogeneity on Host-Parasitoid Communities

Abstract: Habitat fragmentation and modification are among the primary threats to biodiversity. The effects of these changes in native vegetation on insect populations are variable, leading to distinct impacts on species distribution across landscapes. This study had three main objectives: (i) to compare the effects of environmental heterogeneity on host-parasitoid populations associated with Capixingui (*Croton floribundus*) in a landscape comprising four areas with varying disturbance gradients; (ii) to analyze how the distribution of Lepidoptera and their parasitoids varies according to the degree of environmental disturbance; and (iii) to quantify the contribution of host and parasitoid species to the structure and composition of local communities. The research was conducted at Canchim Farm, managed by Embrapa Pecuária Sudeste, located in São Carlos, São Paulo, Brazil. The study landscape consisted of four distinct land-use areas: (i) Semideciduous Mesophilic Forest (MAT); (ii) Reforestation (RE); (iii) Edge between Mesophilic Forest and Pasture (BOR); and (iv) Agrosilvopastoral System (AGP). A total of 1,758 Lepidoptera individuals associated with *Croton floribundus* were recorded, representing 15 families and 91 species. Faunistic and taxonomic diversity analyses revealed that the MAT area exhibited the highest species richness, with a more uniform species distribution across collection points. Among the modified areas, AGP and BOR demonstrated greater species richness compared to the Reforestation area (RE), sharing more similar characteristics. Dissimilarity indices indicated that the MAT area showed the highest divergence compared to the restoration areas (Hosts: $I_r > 0.833$; Parasitoids: $I_r > 0.892$). Conversely, BOR and RE exhibited a higher degree of similarity (Hosts: $I_r = 0.441$; Parasitoids: $I_r = 0.217$).

Keywords: lepidoptera; insect diversity; restoration gradients

1. Introdução

Atualmente, mudanças antrópicas têm se dado de maneira acelerada, impactando processos ecológicos cruciais, devido à alteração dos fatores climáticos, disponibilidade de água, cobertura vegetal, modificações e fragmentação do habitat (de Araujo, 2024; Handel et al. 2013). Dentre estes fatores, a fragmentação e a modificação de habitat é uma das principais ameaças à biodiversidade dos insetos (Steffan-Dewenter & Tscharnkte, 2002), afetando não somente os padrões de biodiversidade e riqueza de espécies, mas também a estrutura e a estabilidade de redes de interações ecológicas presentes nas comunidades (Tylianakis & Morris, 2017; Grass et al., 2018).

Modificações no habitat incluem, por exemplo, transformação nos ecossistemas remanescentes em áreas agrícolas, pastagens, campos e parques, levando a alterações na dominância de algumas espécies vegetais, na diversidade de plantas e mudanças nas funções ecossistêmicas (Vitousek *et al.*, 1997; Luong *et al.*, 2019). Desta forma, frequentemente plantas nativas são substituídas por plantas invasoras ou não nativas, resultando em mudanças no número de espécies de insetos que interagem e na diversidade de interações estabelecidas nas comunidades, o que pode levar a um efeito cascata em toda sua estrutura (Foley et al, 2005; Spiesman & Inouye, 2013; Litt *et al.*, 2014; Grunzweig *et al.*, 2015).

Em paisagens heterogêneas, os efeitos da diversificação da vegetação sobre as populações de insetos são variáveis, uma vez que a estrutura vegetal pode influenciar de forma positiva, negativa ou neutra na composição da comunidade local (Aranda & Gracioli, 2015). Assim, considerando a comunidade de insetos presentes, a modificação das características ambientais ao longo da paisagem pode resultar no surgimento de novas interações entre os organismos presentes na região, novos sítios de nidificação e recursos alimentares (Fabian et., al., 2013).

Os lepidópteros, em sua maioria, por apresentarem comportamento herbívora em estágios larvais, tem papel fundamental nos ecossistemas, atuando no controle e regulação populacional de

diversas famílias de plantas hospedeiras, assim como na polinização das mesmas quando adultos (Wettstein & Schmid, 1999). A disponibilidade de recurso e presença de inimigos naturais se tornam fatores limitadores da densidade populacional destes organismos, influenciando a dinâmica populacional das espécies presentes na área (Tylianakis et al. 2007).

Os Himenópteros são agentes ecológicos igualmente importantes no controle populacional de insetos através da predação ou parasitismo de seus hospedeiros, além de contribuírem para a polinização de uma grande variedade de plantas hospedeiras (LaSalle & Gauld, 1993). Em populações de himenópteros parasitoides, por exemplo, o efeito da heterogeneidade ambiental ainda é incerto, porém, sabe-se que ela tem papel fundamental na distribuição dos seus hospedeiros (Tylianakis et al. 2005; Tylianakis et al. 2006, 2007).

A conectividade entre diferentes habitats afeta diretamente a uniformidade das comunidades de insetos, principalmente em regiões de borda, facilitando ou impedindo a distribuição das espécies nativas, devido a variações de fatores abióticos, como temperatura, umidade, vento e composição do solo/vegetação que podem variar nestes habitats. Neste contexto, os corredores ecológicos se tornam ferramentas indispensáveis para amenizar os impactos da fragmentação sobre as populações das espécies de uma área (Orrock, Curler, Danielson, & Coyle, 2011).

O tamanho, formato e isolamento de um *patch* em uma paisagem pode influenciar de formas diferentes as comunidades ecológicas de artrópodes (Gilbert, Gonzales & Evans-Freke, 1998). Os Himenópteros, por exemplo, podem influenciar na uniformidade destas comunidades, reduzindo-a em locais conectados e aumentando o *turnover* em habitats não conectados (Orrock, Curler, Danielson, & Coyle, 2011). Modificações na estrutura e composição destas comunidades podem ser observadas através de mudanças na riqueza e abundância das espécies em diferentes fragmentos ou gradientes, dentro de uma mesma paisagem (Davies, et. al., 2001).

Considerando que as populações de insetos em uma paisagem heterogênea respondem de maneiras diferentes quanto a riqueza, abundância e comportamento de acordo com as características

dos habitats disponíveis, este estudo teve como objetivo: (i) Utilizar descritores de diversidade para comparar os efeitos da heterogeneidade ambiental nas populações de hospedeiros-parasitoides em quatro áreas (diferentes quanto a gradiente de perturbação) associadas a *Croton floribundus* (Euphorbiaceae), planta utilizada em reflorestamentos de áreas degradadas; (ii) Avaliar se a distribuição das espécies e a estrutura e composição das comunidades de Lepidoptera e seus parasitoides diferem de acordo com o tipo de perturbação/restauração da área. (iii) Avaliar a contribuição das espécies de lepidoptera e parasitoides na estrutura e composição das comunidades.

2. Material e Métodos

2.1 Local e espécies de estudo

O estudo foi realizado na Fazenda Canchim (S 21°55'22'' e W 47°48'47.52''), pertencente à Embrapa Pecuária Sudeste, na cidade de São Carlos, Estado de São Paulo, Brasil. A paisagem de estudo é composta por quatro áreas com diferentes gradientes de modificação e perturbação, sendo: (i) Área de Floresta Mesófila Semidecídua (MAT); (ii) Área de Reflorestamento (RE), (iii) Área de borda entre a Floresta Mesófila e pasto (BOR) e (iv) Área de Sistema Agrossilvipastoril (AGP) (Fig.1). A área MAT é constituída por uma área de preservação permanente e as áreas AGP e RE, adjacentes, eram áreas anteriormente caracterizadas por pastagens e, ao longo de 19 anos, vem passando por processos de restauração, tais como sucessão ecológica natural (RE) e manejo artificial com fins econômicos (AGP), uso mais eficiente da terra e a criação de uma área de amortecimento contígua a um corredor ecológico. A área BOR é uma área de pastagem, a qual não passou por restauração ao longo do tempo (Fig.1).

Croton floribundus Spreng (Euphorbiaceae), conhecida popularmente como Capixingui, é uma espécie arbórea nativa, ocorrendo naturalmente em regiões de borda próximas a estradas, trilhas e florestas (Lorenzi, 1992). Possui distribuição ampla no Brasil, no ecossistema de Mata Atlântica (Carvalho, 2003). É uma espécie pioneira, podendo chegar até 10 metros de altura, principalmente em regiões de clareiras, onde a luminosidade é mais alta, o que a possibilita ser utilizada em processo de

reflorestamento de áreas degradadas, possuindo características semelhantes a florestas secundárias semidecíduas (Fernandes *et al.*, 2010).

O Capixingui apresenta uma grande capacidade de dispersão ao longo do ambiente, através da Autocoria e Barocórica (sementes que possuem a característica de deiscência explosiva), arremessando as sementes longe da planta mãe, sendo considerada uma invasora de pastagens, com grande resistência a alterações ambientais (Carvalho, 2003). Por estas características, rapidamente ocupam regiões sem cobertura vegetal de forma agregada, proporcionando a proteção do solo e desenvolvimento de um microclima que irá beneficiar o desenvolvimento de espécies vegetais dos próximos estágios de sucessão ecológica (Vilela *et al.*, 1993). Por apresentar arbustos de diferentes tamanhos nos ambientes onde se encontra, tal característica proporciona que ampla variedade de herbívoros possa estar associada a diferentes estágios fenológicos da mesma, destacando-se lepidópteros e inimigos naturais associados, os himenópteros/dípteros parasitoides, que os utilizam como hospedeiros para o desenvolvimento de sua prole (Marconato *et al.*, 2008; Perreira, Silva, Dias & Penteado-Dias, 2015).

Muitas espécies de lepidópteros têm sido reportadas se alimentando das folhas do Capixingui ao longo de toda a área de estudo da Fazenda Canchim na última década (Fernandes, Dias Filho, Fernandes & Penteado-Dias (2010), Penteado-Dias, Fernandes, Lemma & Dias (2011), Gomes, Franco & Hansson (2013) e Perreira, Silva, Dias & Penteado-Dias (2015). Estes trabalhos indicam que ao longo dos anos, com a recuperação das áreas de pastagem pelos diferentes processos de restauração da paisagem da fazenda Canchim, a composição e estruturação das comunidades de lepidópteros e seus parasitoides nas quatro diferentes áreas de estudo responderam de diferentes formas às alterações da paisagem em termos de riqueza de espécies e diversidade de espécies.

2.2 Delineamento amostral

Para a amostragem de insetos, foram selecionadas 60 árvores de Capixingui, que representaram o centro dos pontos amostrais. Estes pontos foram selecionados de forma aleatória na paisagem, nas quatro áreas de estudo. Tais árvores foram marcadas e georreferenciadas, e a partir da marcação, foram

estabelecidos círculos amostrais com um raio de 10m no entorno destes pontos, de maneira que, árvores de Capixingui que se encontravam neste raio também foram amostradas e quantificadas. As coletas dos insetos se deram quinzenalmente do período de julho de 2021 a dezembro de 2022. Para a coleta dos lepidópteros, foi utilizado guarda-chuva entomológico em ambientes abertos e busca direta, quando a acessibilidade para coletar os ramos ou folhas não era possível de ser realizada com o equipamento. As árvores selecionadas variaram em tamanho, entre $0,5 \pm 4$ m de comprimento. O esforço amostral foi padronizado, sendo 20 ramos de 0.5 m para árvores com altura superior a 1 m e total de ramos para plantas com tamanho menor que 1m.

A emergência dos adultos (seja de lepidópteros ou parasitoides) foi registrada no final de seu ciclo de desenvolvimento. Todos os lepidópteros e himenópteros foram identificados por taxonomistas especializados. Após serem montados e identificados, os lepidópteros e parasitoides foram depositados na Coleção Taxonômica do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva (DCBU) da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar).

2.3 Análise faunística das áreas de estudo da paisagem

A análise faunística (constância, frequência, abundância e dominância das espécies) e o cálculo dos índices de Diversidade (Shannon e Weiner, Equitabilidade e Similaridade) da paisagem como um todo e de cada uma das áreas que a compõe foram feitas com auxílio do programa ANAFAU de Moraes et. al (2003), apresentando as definições e cálculos para cada uma das análises realizadas abaixo:

A Constância representa a distribuição de cada espécie ao longo das coletas. Para o cálculo da constância foi utilizada a equação: $C = \frac{P \times 100}{N}$, onde P é o número de coletas contendo cada espécie de lepidoptera coletadas ou parasitoides e N é o número de coletas realizadas. Neste caso, as espécies foram classificadas em: Constantes (w), Acessórias (y) e Acidentais (z); sendo esta primeira encontrada em mais de 50% das coletas, em sequência no intervalo de menos de 50% - 25% e por fim, menos de 25% das coletas.

A frequência representa o número de indivíduos de uma espécie em relação ao total de indivíduos coletados da população. Foi calculada como: $F = \frac{I}{T} \times 100$, onde I é o número de espécies coletado no local e T é o número total de espécies coletadas na população. Neste caso, as espécies foram classificadas em: Pouco frequentes (*pf*), Frequente (*f*) e Muito Frequente (*mf*), levando em consideração o intervalo de confiança de 5%; sendo, “*pf*” com o IC menor que o limite inferior de 5% de probabilidade, “*f*”, quando os indivíduos capturados se encontram dentro dos 5% de probabilidade e “*mf*” quando a percentagem de indivíduos for maior que o limite superior do IC de probabilidade.

A abundância foi calculada pela soma total de indivíduos de cada espécie com base em uma medida de dispersão, utilizando a equação $IC = m \pm t \times S(m)$ para 1% e 5% de probabilidade. Onde *m* é a média de indivíduos capturados na área, *t* é o 1% e 5% com *n*-1 graus de liberdade, e *S* é a variância. A classificação é baseada em Rara (*r*) número de indivíduos capturados menor que o limite inferior de IC a 1% de probabilidade, Disperso (*d*), entre os limites de IC 1% a 5% de probabilidade, Comum (*c*), dentro de IC 5% de probabilidade, Abundante (*a*), superior ao IC de probabilidade a 5% e 1% e Muito Abundante (*ma*), maior que o limite superior do IC a 1% de probabilidade.

A Dominância é a característica exercida pela espécie mais frequente e abundante encontrada na área. O cálculo é baseado no limite de dominância através da fórmula: $LD = \frac{1}{S} \times 100$, sendo *S* o número de espécies. Classificado em Não Dominante (ND), Dominante (D) e Super dominante (SD).

2.4. Avaliação da biodiversidade

2.4.1. Biodiversidade local (comunidades em cada área de estudo)

Para avaliar se há variação espacial na riqueza e diversidade de espécies nas quatro áreas de estudo que compõe a paisagem estudada, foram comparados os seguintes índices obtidos da amostragem das áreas (Moraes et. al 2003):

- Riqueza de espécies: quantidade total de espécies obtidas nas amostragens em cada área;

- Índice de biodiversidade de Margalef (α): medida para estimar a biodiversidade de uma comunidade com base na distribuição numérica dos indivíduos das diferentes espécies em função do número total dos indivíduos existentes na amostra analisada: $\alpha = \frac{n-1}{\ln(N)}$;
- Índice de diversidade de Shannon-Weiner, permite comparar comunidades amostradas em áreas com diferentes tamanhos, calculado pela fórmula $H' = -\sum_{i=1}^N p_i (\ln p_i)$, onde “ p_i ” é a frequência relativa da espécie “i” dada $\frac{n_i}{N}$, sendo “ n_i ” número de indivíduos da espécie e “N” é o número total de espécies.
- Índice de Equitabilidade (Magurran, 1988) estima a uniformidade entre as diferentes espécies encontradas na comunidade. Quanto mais divergente a abundância das espécies encontradas na área menor será o índice de equitabilidade.

2.4.2. Biodiversidade na paisagem

As comunidades (hospedeiros e parasitoides) em cada área de estudo foram comparadas par a par através do índice Raup-Crick (*i.e.*, probabilidade de que unidades amostrais comparadas tenham composição de espécies não idênticas). Esta probabilidade pode ser considerada como uma dissimilaridade, embora não seja métrica: unidades amostrais idênticas apresentam valores próximos a 0 e quando não há espécies partilhadas, valores próximos a 1. A função analisa os dados como binários (presença/ausência) e a probabilidade é calculada através de simulações onde a estatística de teste é o número observado de espécies partilhadas entre unidades amostrais avaliadas contra um modelo nulo de comunidade onde a probabilidade de seleção de espécies é proporcional às frequências das espécies (Raup & Crick, 1979).

As dissimilaridades na composição de espécies entre as comunidades em cada área da paisagem (*i.e.*, diversidade beta) podem ser resultados de dois fenômenos: o turnover espacial ou o aninhamento (Harrison et al., 1992; Baselga et al., 2007). O primeiro fenômeno é a substituição de algumas espécies por outras de um local para outro, um conceito que foi denominado turnover espacial (Gaston &

Blackburn, 2000). O segundo fenômeno é o aninhamento, um padrão caracterizado pelo local mais pobre ser um subconjunto estrito do local mais rico. Entretanto, vale ressaltar que as comunidades podem não ser descritas apenas através destes dois padrões isoladamente, mas também por combinações de ambos, uma vez que os únicos processos necessários para gerar todos os padrões possíveis são a substituição de espécies e a perda (ou ganho) de espécies. Assim, os possíveis processos envolvidos nas dissimilaridades das áreas dentro da paisagem do Canchim foram analisados através da análise proposta por Baselga (2010), que permite distinguir as contribuições do turnover espacial e do aninhamento nos padrões de beta diversidade observados nos dados.

A estrutura fornecida por Baselga (2010) é baseada em duas medidas de dissimilaridade em pares bem conhecidas: dissimilaridade de Simpson (Simpson, 1943, Lennon et al., 2001) e dissimilaridade de Sørensen (Sørensen, 1948). Seguindo a notação de Lennon et al. (2001), expressamos os componentes correspondentes para dois locais (i e j) usando os índices de dissimilaridade de Sørensen (β_{sor}) e Simpson (β_{sim}) para dois locais da seguinte forma:

$$\beta_{sor} = \frac{b + c}{2a + b + c} \quad (1)$$

$$\beta_{sim} = \frac{\min(b,c)}{a + \min(b,c)} \quad (2),$$

Onde a = número de espécies ocorrendo em ambos os locais, b = número de espécies ocorrendo em i, mas não em j, e c = número de espécies ocorrendo em j mas não em i.

β_{sor} é responsável pela diferença total na composição de espécies entre dois locais (ou seja, b + c), enquanto β_{sim} é responsável apenas pelo componente inferior (ou seja, min(b,c)). Assim, tanto β_{sor} quanto β_{sim} são sensíveis à substituição de espécies, mas somente β_{sor} é também sensível às diferenças na riqueza de espécies. Outra propriedade importante é que β_{sor} e β_{sim} produzirão os mesmos valores quando dois locais têm a mesma riqueza de espécies e quando não há nenhuma espécie compartilhada entre dois locais (Baselga, 2010). Como não há aninhamento entre dois locais nessas situações, Baselga deduziu que $\beta_{sor} - \beta_{sim}$ representa uma medida do componente de aninhamento da

diversidade beta (β_{sne}). Os componentes da diversidade beta foram calculados usando a função “beta-multi.R” do pacote betapart do R.

2.5. Efeito das áreas de estudo sobre as comunidades de insetos

Para entender a relação entre as comunidades de insetos e as áreas de estudo ao longo do tempo (Fig. 25), foram ajustados modelos lineares generalizados de variáveis latentes (GLLVM's) aos dados multivariados de abundância das espécies classificadas como predominantes na paisagem (25 espécies segundo a análise faunística - seção 2.3) (GLLVM's; Skrondal e Rabe-Hesketh, 2004) usando (R Core Team, 2022; pacote 'GLLVM'; Niku et al., 2019; Niku et al., 2021). Os dados obtidos em cada ponto espacial foram combinados para representar as quatro áreas diferentes (AGP, RE, BOR e MAT). Os GLLVM's incluíram os efeitos da área, do tempo (ou seja, as datas das amostras) e da interação bidirecional entre área e tempo (ou seja, interceptos e inclinações diferentes ao longo do tempo para cada área). Foram ajustados GLLVMs de Poisson com 1, 2, 3, 4 e 5 variáveis latentes, bem como GLLVMs de Poisson inflacionado por zeros, binomial negativa e binomial negativa inflacionada por zeros com 2 variáveis latentes. Os modelos foram comparados pelo Critério de Informação Bayesiano (BIC) e selecionado o modelo com o menor valor de BIC. O padrão de co-ocorrência das espécies predominantes na paisagem foi avaliado através de um gráfico de correlação para a matriz de correlação dos resíduos, estabelecidas após o controle da covariação em espécies explicada pela área e tempo da coleta.

3. Resultados

3.1 Análise Faunística – caracterização das Comunidades de lepidópteros e seus parasitoides

Foram obtidos um total de 1.758 indivíduos de lepidópteros associados à *Croton floribundus*, representando 15 famílias e 91 espécies (Figs. 2 á 21). Do total de espécies de lepidópteros coletadas, 22.3% (n=392) estavam parasitadas. Dentre os parasitados, 37 apresentaram interação com 8 famílias

e 67 espécies de himenópteros parasitoides; e 95 dípteras parasitoides pertencentes a 13 espécies da família Tachnidae (Tab. 1-6).

Os himenópteros foram os mais abundantes dentre os parasitoides, representando 95.2% (n=1874) do grupo, associados a 8 famílias de lepidópteros hospedeiros. Os tachnideos representaram 4.8% (n=95) dos parasitoides amostrados em interação com 4 famílias de lepidópteros nas áreas estudadas (Tab.6).

Os índices da análise faunística para abundância, frequência e constância realizadas para cada área separadamente são dados nas tabelas 2 a 5. Em relação aos hospedeiros, a área MAT apresentou maior número de espécies predominantes (*i.e.*, classificadas como dominantes, muito abundantes, muito frequentes e constantes), sendo quantificadas 11 espécies predominantes ao longo do período amostrado. As áreas BOR, AGP e RE apresentaram, respectivamente, 7, 5 e 5 espécies predominantes. Estas espécies hospedeiras classificadas como predominantes representam 67,4% (n=1.185) do total de espécies hospedeiras amostradas e foram presentes nas quatro áreas de estudo da paisagem, com exceção de *Iridopsis* sp, que não foi observada na área de reflorestamento (RE) (Tab.1).

Dentre os espécimes de lepidópteros mais abundantes coletados nas quatro áreas, destacam-se *Bagisara paulensis* (Fig.3A e B), *Epidromia lienares* (Fig.4 D-F), *Semaepopus* sp.1 (Fig. 4B), Geometridae 1, Geometridae 2, *Fountainea ryphea* (Fig.6 A-C), *Dichomeris rurigena*, *Iridopsis sapulena* (Fig. 3C-D), *Hylesia* sp. (Fig.10A e D) e *Bertholdia* sp. (Fig. 12A-B), os quais apresentaram as maiores abundâncias e frequência de parasitoides associadas.

Dentre os parasitoides, os braconídeos foram os mais abundantes na paisagem, e foram associados principalmente ao complexo de espécies Geometridae 1 e *B. paulensis*, tendo destaque o complexo de espécies do gênero *Glyptapanteles* spp. (Fig.20 A-H), *Dolichozele* sp.1 e 2 e M7_Brac com as maiores frequências de ocorrência. Entre os parasitoides gregários, duas espécies se destacaram, *Cotesia* sp.1 (Fig. 19G) e *Glyptapanteles* sp.7 (Fig.20H), tais espécies foram generalistas atacando 8-7, hospedeiros diferentes, possuindo preferência por Geometridae 1 e 2, mesmo possuindo

esta característica ainda obtiveram as maiores abundâncias por hospedeiro parasitado (Tab.6).

A área com maior número de espécies hospedeiras classificadas como dominantes foi a AGP, (25 espécies num total de 63 - 39,68%), das espécies totais. Já a área BOR (12 espécies num total de 58 - 20,68%) e RE (9 espécies num total de 43 - 20,93%), foram próximas quanto ao número de espécies classificadas como dominantes, sendo as áreas com menor número de espécies coletadas. A área MAT apresentou um valor intermediário de espécies classificadas como dominantes dentre as áreas (17 espécies num total de 59 - 28,81%).

Quanto aos índices de frequência e constância, na área MAT foram observadas 16 espécies classificadas pela análise faunística como muito frequentes, dentre estas 12 foram consideradas constantes (Tab.5). A área de AGP apresentou número pequeno de espécies muito frequentes (n=6), porém esta foi a área com o maior número de espécies consideradas constantes (n=17), sendo estas também classificadas como frequentes (Tab.2). As áreas de BOR e RE, apresentaram valores intermediários de espécies classificadas como frequentes e constantes, respectivamente 8 – 7 para espécies muito frequentes e 7-12 espécies constantes (Tabs. 3 e 4).

Em relação aos parasitoides, quando analisada toda a comunidade da paisagem da Fazenda Canchim, 12 espécies, do total de 80 foram classificadas como predominantes. Estas espécies representam 37,48% (n=738) do total de espécies parasitoides amostradas e foram presentes nas quatro áreas de estudo da paisagem. Analisando as áreas da paisagem separadamente, as áreas RE e MAT não apresentaram espécies classificadas como predominantes. Somente nas áreas BOR e AGP, áreas com maior antropização, foram observadas espécies consideradas predominantes dentro destas áreas.

3.2. Biodiversidade Local

Dentre as áreas, o maior número de espécies foi encontrado na área AGP (n=63) e MAT (n=59), seguidos da BOR (n=58) e RE (n=43). Houve 30 espécies coletadas em apenas uma área específica da paisagem, sendo 10 na área AGP, 11 na MAT, 4 na RE e 5 em BOR (Tab.1-5).

Na área AGP foram amostradas 814 lagartas agrupadas em 15 famílias e 63 espécies. Do total de lagartas coletadas nesta área, 22,97% (n=187) estavam parasitadas por 46 espécies de parasitoides (Tab.2). Na área RE foram encontradas 192 lagartas agrupadas em 43 espécies. Destas, 22,91% (n=44) encontravam-se parasitadas por 28 espécies de parasitoides (Tab.3). A área BOR foram obtidas 411 lagartas agrupadas em 58 espécies, sendo 24,33% (n=100) parasitadas por 29 espécies de parasitoides (Tab.4). Na área MAT, foram amostradas 342 lagartas agrupadas em 59 espécies e encontrados 35 espécies de parasitoides associados às lagartas parasitadas 17,54% (n=60) (Tab.5).

Para os hospedeiros, a área MAT foi a área que apresentou maiores valores para os índices de diversidade (H'), riqueza (α) e com distribuição das espécies mais uniformes ao longo dos pontos de coleta (equitabilidade) (Tab.7). Dentre as áreas modificadas, as áreas AGP e BOR foram as áreas que exibiram maiores valores para os índices de diversidade (H') e riqueza de espécies (α), comparadas a área de reflorestamento (RE). Entretanto, os valores de equitabilidade destas áreas mostraram que a distribuição das espécies ao longo dos pontos de coleta foi menos homogêneas nas áreas BOR e AGP (Tab. 7).

A área MAT foi a área com os maiores índices de diversidade (H'), riqueza (α) e equitabilidade de parasitoides. As áreas sob maior efeito de antropização, BOR e AGP foram as áreas que apresentaram menor diversidade e equitabilidade de espécies parasitoides (Tab. 8).

3.3 Biodiversidade na paisagem

Os dados mostraram que a distribuição das espécies sofreu variações ao longo dos gradientes de perturbação que caracterizaram as 4 áreas que compõem a paisagem do Canchim. Entre os hospedeiros comuns para as 4 áreas, o que apresentou maior número de interações foi *B. paulensis*, espécie que se destacou em todas as áreas, embora não tenha sido classificada como predominante na área MAT (Fig. 22 e 28). Dentre os himenópteros, 67,2% (n=45) das espécies foram restritas a apenas uma das áreas da paisagem. Himenópteros parasitoides encontrados em 2, 3 e nas 4 áreas da paisagem

ao longo do período de estudo representaram 13.4% (n=9), 8.9% (n=6) e 10.4% (n=7), respectivamente. Dentre os tachnideos parasitoides, somente a espécie *Tachnidae sp. 4* foi encontrada nas 4 áreas de estudo (7.8%, n=1). As demais foram encontradas em apenas 1, 2 ou 3 áreas da paisagem, em igual proporção (n=4, 30.7%) (Fig. 23).

Na área AGP, foram contabilizadas 20 espécies de parasitoides restritos a esta área, sendo parasitoides pertencentes à família Braconidae os mais representativos. Na área BOR, foram obtidas 7 espécies parasitoides restritos, sendo em sua maioria a família Ichneumonidae, 1 Eulophidae e 2 Tachnidae. Dentre as áreas de estudo, esta foi a área com o segundo maior compartilhamento de espécies parasitoides com as áreas adjacentes (n=22), seguida da área AGP. Duas espécies de parasitoides foram encontradas apenas entre estas duas áreas, *Glyptapanteles concinnus* (Fig. 20A) e *Glyptapanteles sp.7* sendo um dos principais gêneros e mais abundantes coletados (Tab. 6).

A área MAT apresentou diversos espécimes de parasitoides restritos (n=14). Ao contrário das demais áreas, esta teve a prevalência de *Copidosoma sp.* (Fig. 17E) um dos mais relevantes dentre estes espécimes, houve um número extremamente alto de indivíduos (em média 136 indivíduos por hospedeiro), todos associados a *Dichomeris sp.*, um dos hospedeiros mais abundantes nesta área. Na área RE, foram obtidas 9 espécies de parasitoides restritos. Foi observado um menor número de lagartas parasitadas em comparação às outras áreas de estudo (n=44), grande parte dos parasitoides encontrados foram compartilhados com a área AGP, devido à proximidade e as características da região. Outros espécimes compartilhados com as outras áreas foram *Closterocetus sp.* (Fig. 18G) em BOR, *Apanteles sp.2* e M3_Ich na área MATA (Tab.6).

A verificação par a par dos índices de dissimilaridade indicou que as comunidades de hospedeiros presentes no Capixingui nas diferentes áreas apresentam alta divergência (valores próximos a 1) entre si. A área preservada (MAT) tem altos valores de divergência quando comparada

às áreas de restauração ($I_r > 0,833$). Entre as áreas em restauração, as áreas BOR e RE foram as que possuem maior grau de similaridade entre si ($I_r = 0,441$) (Fig.24a).

A similaridade da comunidade de parasitoides entre as áreas em restauração e a área preservada também foi baixa ($I_r > 0,892$) na comparação entre as áreas restauradas e a área preservada (MAT). O menor grau de dissimilaridade foi observado na comparação entre as áreas restauradas BOR e RE, na qual a comunidade de parasitoides se mostrou similar ($I_r = 0,217$) (Fig.24b).

A análise de diversidade beta, mostrou que o turnover de espécies ($\beta_{sor} = 0.5921053$, $\beta_{sim} = 0.06909692$) é responsável pela maior parte da diversidade beta ($\beta_{sne} = 6612022$) da paisagem do Canchim. Dessa forma, a análise indicou que o padrão da diversidade beta e a dissimilaridade entre as quatro áreas da paisagem é resultado da troca de espécies entre as áreas e não a perda de espécies (Tab.9).

3.4. Efeito das áreas de estudo sobre as comunidades de insetos

A figura 27 mostra para quais espécies houve associação significativa (positiva ou negativa) com as áreas da paisagem e o período no qual as espécies foram coletadas. Para esta análise foi utilizada as espécies classificadas como predominantes na paisagem, pela análise faunística (Fig. 25; Tabela 1 e 5). O melhor ajuste encontrado para os GLLM's foi o modelo com distribuição Poisson, com 2 variáveis latentes (Tab 9). Nas áreas AGP e BOR, áreas com maior grau de antropização, para a maioria das espécies não houve evidências de uma forte associação entre área (e área:tempo) e abundância de espécies (AGP-area: 68%, AGP-área:tempo: 88%; BOR-área: 36% e BOR-área:tempo: 84%) (Fig. 26). Para as áreas não/menos antropizadas, MAT e RE, a análise mostrou maior evidência de associação entre abundância e área, com destaque para a área RE, onde a maioria das espécies exibiu forte evidência de associação com a área (RE_area: 60% e RE-área:tempo: 0%; MAT: área:44% e MAT:área:tempo:16%) (Fig. 27). Os padrões de co-ocorrência das espécies podem ser visualizados na

figura 26. A maior parte das espécies predominantes na paisagem apresentaram abundâncias correlacionadas positivamente entre si (regiões coloridas em azul na figura 26).

4. Discussão

As comunidades de lepidoptera e parasitoides presentes na paisagem se distribuíram de maneira diferente dependendo da área de estudo nas quais se encontram, sendo influenciados pelas características comportamentais da espécie e características da vegetação de entorno (Batáry, Rösch, Dormann, Tscharncke, 2021; Syahidah, et. al., 2021; Rizali & Buchori, 2024).

Diversas espécies encontradas nas quatro áreas de estudo já haviam sido coletadas em outros trabalhos associadas a *Croton floribundus* (Silva et. al. (1968), Dias (1991), Caldas (1991, 1994 e 1995), Caldas & Passos (1996), Fernandes & Dias (2000a e 2000b), Queiroz (2002), Fernandes, Dias Filho, Fernandes & Penteado-Dias (2010), Penteado-Dias, Fernandes, Lemma & Dias (2011), Gomes, Franco & Hansson (2013) e Perreira, Silva, Dias & Penteado-Dias (2015). A literatura disponível para comparação dos espécimes é encontrada principalmente em dissertações e teses no acervo da Universidade Federal de São Carlos.

No estudo de Perreira, Silva, Dias & Penteado-Dias (2015), onde as coletas das populações de lepidoptera e parasitoides foram feitas entre 2010-2012, a área de agrossilvipastoril apresentou maior riqueza de lepidópteros coletados, porém a taxa de parasitismo foi menor comparada com a área de reflorestamento, não podendo se fazer a comparação com a área preservada, já que esta não foi amostrada no estudo.

Caldas & Passos (1996), também registraram as espécies de hospedeiros e parasitoides encontradas na Embrapa e na Reserva ecológica de Jataí, uma paisagem semelhante a área de floresta mesófila preservada, coletando os mesmos gêneros de parasitoides e lepidópteros deste trabalho, indicando que as características da vegetação têm papel fundamental na presença de certas espécies.

Dentre as espécies coletadas, *B. paulensis*, foi a espécie mais predominante neste estudo. A literatura sobre esta espécie, entretanto, é escassa e as poucas informações encontradas demonstram associações com os parasitoides *Charops* sp. e *Microcharops* sp. (Hymenoptera: Ichneumonidae) (Fernandes, Dias Filho, Fernandes, & Pentead-Dias, 2010), *Glyptapanteles* sp., *Elachertus* sp. e *Euplectrus* sp. (Perreira, Silva, Dias & Pentead-Dias, 2015), presentes em plantas da família Euphorbiaceae. A família Noctuidae, tem importantes espécies que recebem o status de pragas de cultivos de importância econômica. Neste contexto, os resultados obtidos para *B. Paulensis* indicam a necessidade de certo monitoramento da espécie na área, visando observar se a espécie pode futuramente atingir o status praga de espécies de plantas utilizadas para reflorestamento das áreas estudadas (Fonseca et al., 2006).

As espécies *Semaepus* sp.1, *Iridopsis sapulena* e *Epidromia lienaris* também foram dominantes na paisagem. Estes Geometridae são comuns nesta área de estudo, sendo uma das famílias mais diversificadas dentre os Lepidoptera (Fernandes, Dias Filho, Fernandes, & Pentead-Dias, 2010, Yamamoto & Sota, 2007). Os gêneros de parasitoides coletados na área foram semelhantes as coletas de 2010-2012 por Perreira, Silva, Dias & Pentead-Dias (2015), com a ausência de *Bracon* sp., *Pholestor* sp., *Orgilus* sp. *Neotheronia* sp. e *Brachymeria* sp., estes dois últimos pela ausência do hospedeiro *Brachurapteryx breviararia* (Geometridae) nas amostragens.

Em *Fountainea ryphea*, os registros de parasitoides associadas a esta espécie em *C. floribundus*, nesta mesma área, estavam associadas *Protapanteles (Protapanteles) enephes*, e hiperparasitoides como *Conura* sp. e alguns Pteromalidae não identificados (Pentead-Dias, Fernandes, Lemma & Dias, 2011). Em paralelo neste estudo, foram obtidos *Charops lucianae* e outros morfotipos de Braconidae (Brac 1 e Brac18). Além de um morfotipo de Tachinidae (Tac7), que não foi possível a identificação, mas há um registro de Caldas (1995), indicou o parasitismo de *Winthemia* sp. e *Jurinella* sp. (Diptera: Tachinidae) nesta mesma planta, porém no estado do Rio de Janeiro.

Em relação as áreas estudadas, o Sistema agrossilvipastoril, sendo o local com maior diversidade de espécimes, possui características únicas por ser uma área de reflorestamento antrópico, criando-se assim um ambiente favorável para a recolonização de espécies presentes na região, sendo o *C. floribundus* uma das espécies vegetais mais importantes para a recolonização da área, por apresentar maior volume de biomassa e abundância como descrito por ZWOLFER, (1987) e Caldas & Passos, (1996).

Os resultados encontrados neste estudo sugerem que as áreas de transição como RE e BOR, podem ter papel fundamental na distribuição das populações de hospedeiros-parasitoides entre as áreas de estudo, pois poucos foram os parasitoides restritos a uma única área, estando intimamente ligados à presença de seus hospedeiros na região. Fatores como temperatura e umidade podem favorecer ou dificultar o estabelecimento das populações de insetos, através das características da vegetação de entorno, criando-se um fluxo biótico das espécies entre diferentes áreas, principalmente em regiões de conexão de fragmentos ou bordas (Brudvig, et al. 2009).

A heterogeneidade da paisagem pode ter tido papel importante no estabelecimento e manutenção das populações de insetos. Apesar do efeito da heterogeneidade nos parasitoides ser considerado difícil de ser mensurado (Aranda & Gracioli, 2015), o aumento da diversidade de espécies vegetais, influência de maneira direta a riqueza e abundância dos lepidoptera, o que conseqüentemente aumenta a disponibilidade de hospedeiros que podem ser utilizados pelos parasitoides, e a disponibilidade de recursos alimentares, como o polén em certas épocas do ano (Heinrichs, et. al., 1994; Rizali & Buchori, 2024).

A análise dos índices de dissimilaridade entre as áreas indicou que parece não haver um compartilhamento relevante de espécies parasitoides presentes na área de preservação permanente (MAT) e as demais áreas que passaram por processo de restauração (RE e AGP) e/ou área de pastagem (BOR). O baixo compartilhamento de espécies pode ser influenciado pela vegetação de entorno,

floração, idade da vegetação, disponibilidade dos hospedeiros e interação com outras espécies de inimigos naturais (Rizali & Buchori, 2024). Podendo citar com exemplo os hymenoptera parasítica, *Euplectrus* sp., *Aprostocetus* sp., *Closterocerus* sp., *Cotesia* sp. 1, *Dolichozele* sp.1, *Glyptaapantele* spp., *Charops lucianae*, *Eiphossoma gauldi*, e os Tachnidae, *Belvosia* sp., *Eulobomiya* sp. e *Copecrypta* sp. que tem distribuição ampla entre as diferentes paisagens, principalmente nas áreas em processo de restauração, acompanhando seus hospedeiros neste estudo.

A similaridade da comunidade das espécies de hospedeiros e parasitoides entre as áreas BOR e RE, pode ter ocorrido devido à proximidade das áreas, que permite a manutenção e movimentação destas populações na paisagem. Espécies com características generalistas, que possuem maior plasticidade na utilização de diferentes hospedeiros, podem influenciar nos resultados obtidos, devido a dispersão de seus hospedeiros (Caldas & Passos, 1996).

A análise da diversidade beta (Baselga, 2010) mostrou que a distribuição das espécies das comunidades está sob forte influência do turnover de espécies. Isto indica que o gradiente ambiental que caracteriza as áreas que compõem a paisagem gera um fluxo de espécies ao longo do tempo, influenciando diretamente o estabelecimento e permanência das espécies nas áreas da paisagem (Gianuca et al., 2017).

A relação entre a beta diversidade e a heterogeneidade ambiental depende da escala espacial e taxas de dispersão das espécies (Peláez, Azevedo, Pavanelli, 2017). Em ambientes conectados, a atuação dos parasitoides pode impactar na uniformidade da ocorrência das comunidades da área reduzindo-a, através do ataque aos hospedeiros, ou aumentando o *turnover* em habitats não conectados (Orrock, Curler, Danielson & Coyle, 2011)

A ocorrência das espécies de hospedeiros e parasitoides na paisagem ocorreram dentro do mesmo período nas 4 áreas (Fig.25), representando as coletas feitas nos meses de novembro a fevereiro (verão e primavera), o que se é esperado, já que são as épocas mais quentes e chuvosas vinculadas a

época de reprodução destes insetos, como os Lepidopteras e os parasitoides que possuem relação de densidade dependência com seus hospedeiros (LaSalle, 1993).

As abundâncias de algumas das espécies classificadas como predominantes na paisagem apresentaram associações fortes e significativas com a área e tempo da coleta. A área RE foi a área que mais influenciou a abundância das espécies, com destaque às espécies de hospedeiros. Evidências de associações positivas ou negativas fortes entre a abundância área e área/tempo foram observadas em sua maioria nas espécies de parasitoides, o que pode estar relacionado ao fato dos parasitoides serem organismos de níveis tróficos superiores, possuindo grande influência na dinâmica das comunidades locais (Tscharrntke et al. 2008)

Grande parte das espécies tiveram correlações positivas dentro das 4 áreas da paisagem, demonstrando que estas espécies podem interagir entre si, resultando em competições interespecíficas na área onde se encontram (Von Zuben, 2000). Os dados das interações entre espécies predominantes na área podem ajudar a explicar os resultados para as altas e positivas correlações da coocorência entre espécies.

As espécies que tiveram valores positivos altos, podem ser notados na rede, com interações fortemente ligadas entre hospedeiro-parasitoide e podendo estar próximas por compartilharem os mesmos hospedeiros. Já interações negativas, os parasitoides são mais generalistas, possuem links de interações mais fracos e quase não compartilham hospedeiros com outras espécies. As características ambientais podem influenciar o comportamento destas comunidades, como a plasticidade dos parasitoides, ou seja, sua capacidade de adaptação na utilização de novos hospedeiros para sua sobrevivência no habitat (Hance et al., 2007), o que pode impactar a dinâmica de outras espécies de parasitoides (Caldas & Passos, 1996).

Os resultados deste estudo mostram que a elaboração de estratégias para a preservação de espécies em paisagens heterogêneas pode representar um grande desafio para a conservação da

biodiversidade, uma vez que a presença de diferentes habitats e tipos de manejo, resultam em mosaicos de *patches* que variam quanto ao grau de conectividade e qualidade de recursos. Como consequência, a capacidade de dispersão das espécies que compõem a paisagem passa a ser crucial para potencializar a utilização dos múltiplos e variados recursos disponíveis (Cappellari & Marini, 2021), bem como garantir a persistência de suas populações e a manutenção das espécies que interagem, principalmente aquelas que possuem baixa capacidade de dispersão ou que são mais sensíveis às variações nas condições ambientais nas diferentes áreas da paisagem. Este estudo mostrou que entendimento de como as espécies dentro das comunidades respondem à variação de gradientes ambientais e graus e frequência de perturbações antrópicas, resultando em diferentes padrões de biodiversidade, e padrões de distribuição variedade de interações, é uma ferramenta indispensável para o desenvolvimento das estratégias de conservação da biodiversidade de insetos em uma paisagem heterogênea.

5. Referências

- Aranda, R., & Gracioli, G. (2015). Spatial–temporal distribution of the Hymenoptera in the Brazilian Savanna and the effects of habitat heterogeneity on these patterns. *Journal of Insect Conservation*, *19*, 1173-1187. <https://doi.org/10.1007/s10841-015-9832-z>
- Baselga, Andrés, Hortal, J., Jiménez-Valverde, A, Gómez, J.F., Lobo, J. M. (2007) "Which leaf beetles have not yet been described? Determinants of the description of Western Palaearctic Aphthona species (Coleoptera: Chrysomelidae)." *Biodiversity and Conservation*, 1409-1421. <https://doi.org/10.1007/s10531-006-6738-9>
- Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global ecology and biogeography*, *19*(1), 134-143.
- Batáry, P., Rösch, V., Dormann, C. F., & Tschardtke, T. (2021). Increasing connectivity enhances habitat specialists but simplifies plant–insect food webs. *Oecologia*, *195*(2), 539-546. <https://doi.org/10.1007/s00442-020-04830-6>
- Brudvig, L. A., Damschen, E. I., Tewksbury, J. J., Haddad, N. M., & Levey, D. J. (2009). Landscape

connectivity promotes plant biodiversity spillover into non-target habitats. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(23), 9328-9332.

- Carvalho, P.E.R. (2014). Capixingui: *Croton floribundus*. In: Espécies arbóreas brasileiras. Embrapa 01: 1-9. 94p. <http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/305634>
- Caldas, A. (1991). A population of *Anaea ryphea* (Nymphalidae) and its larval food plant at Campinas, Brazil. *Journal of the Lepidopterists' Society* 45(1): 68.
- Caldas, A. (1994). Biology of *Anaea ryphea* (Nymphalidae) in Campinas, Brazil. *Journal of the Lepidopterists' Society* 48(3): 248-257.
- Caldas, A. (1995). Population ecology of *Anaea ryphea* (Nymphalidae): immatures at Campinas, Brazil. *Journal of the Lepidopterists' Society* 49(3): 234-245
- Caldas, A., & Passos, F. D. C. (1996). Comments on plant-herbivore-parasitoid interactions in two cerrado areas of Southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 13, 405-410. <https://doi.org/10.1590/S0101-81751996000200010>
- Cappellari, A., & Marini, L. (2021). Improving insect conservation across heterogeneous landscapes using species–habitat networks. *PeerJ*, 9, e10563. <https://doi.org/10.7717/peerj.10563>
- Davies, K. F., Melbourne, B. A., & Margules, C. R. (2001). Effects of within-and between-patch processes on community dynamics in a fragmentation experiment. *Ecology*, 82(7), 1830-1846. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[1830:EOWABP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[1830:EOWABP]2.0.CO;2)
- De Araújo, W. S., dos Santos Costa, K. C., Freitas, É. V. D., Santos, J. C., & Cuevas-Reyes, P. (2024). Species richness and network topology patterns in Neotropical plant-galling communities changes along an urbanization gradient. *Journal of Insect Conservation*, 28(1), 191-200. <https://doi.org/10.1007/s10841-023-00533-4>
- Dias, M.M. (1991). Estágios imaturos de *Procitheronia principalis* (Walker, 1855), comparados com os de algumas espécies do gênero *Citheronia* Hübner, [1819] (Lepidoptera, Saturniidae). *Revista Brasileira de Entomologia* 35(2): 269-282.

- Fabian, Y., Sandau, N., Bruggisser, O. T., Aebi, A., Kehrli, P., Rohr, R. P., Naisbit, R.E. & Bersier, L. F. (2013). The importance of landscape and spatial structure for hymenopteran-based food webs in an agro-ecosystem. *Journal of Animal Ecology*, 1203-1214.
- Fernandes, L.B.R. & M.M., Dias. (2000a). Bionomia de *Semaeopus* sp. (Lepidoptera, Geometridae, Sterrhinae). Arquivos do Instituto Biológico 67 (Suplemento): 97. Série Ciência APTA.
- Fernandes, L.B.R. & M.M., Dias. (2000b). Bionomia de *Brachurapterryx breviário* (Hubner,[1831]) (Lepidoptera, Geometridae, Ennominae). Arquivos do Instituto Biológico 67 (Suplemento): 97. Série Ciência APTA.
- Fernandes, L.B.R., Dias-Filho, M.M., Fernandes, M.A. and Penteado-Dias, A.M. (2010). Ichneumonidae (Hymenoptera) parasitoids of Lepidoptera caterpillars feeding on *Croton floribundus* Spreng Euphorbiaceae). *Revista Brasileira de Entomologia*, vol. 54, no. 2, pp. 263-269. <http://dx.doi.org/10.1590/S0085-56262010000200009>
- Foley J.A., DeFries R., Asner G.P., Barford C., Bonan G., Carpenter S.R., Chapin F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, C., Ramankutty, N. & Snyder, P.K. (2005). Global consequences of land use. *Science* 309: 570–574. DOI: 10.1126/science.1111772
- Fonseca, N. G., Kumagai, A. F., & Mielke, O. H. (2006). Lepidópteros visitantes florais de *Stachytarpheta cayennensis* (Rich.) Vahl (Verbenaceae) em remanescente de Mata Atlântica, Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de entomologia*, 50, 399-405. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262006000300010>
- Gaston, K. J., & Blackburn, T. M. (2000). *Pattern and process in macroecology*. Blackwell Science, Oxford.
- Gilbert, F., Gonzalez, A., & Evans-Freke, I. (1998). Corridors maintain species richness in the fragmented landscapes of a microecosystem. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 265(1396), 577-582. <https://doi.org/10.1098/rspb.1998.0333>

- Gomes, G. C., Franco, M. S., & Hansson, C. (2013). A new species of *Omphale* Haliday 1833 (Hymenoptera: Eulophidae) from Brazil, parasitic on gall-midges on *Croton floribundus* Spreng (Euphorbiaceae). *Biota Neotropica*, 13, 34-37. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032013000300003>
- Grass, I., Jauker, B., Steffan-Dewenter, I., Tschardt, T., & Jauker, F. (2018). Past and potential future effects of habitat fragmentation on structure and stability of plant–pollinator and host–parasitoid networks. *Nature Ecology & Evolution*, 2(9), 1408-1417. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0631-2>
- Grunzweig, L., Spiering, D.J., Labatore, A., Warren, R.J. (2015) Non-native plant invader renders suitable habitat unsuitable. *Arthropod-Plant Interactions*. 9: 577–583
- Harrison, S., Ross, S. J., & Lawton, J. H. (1992). Beta diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal ecology*, 151-158. <https://doi.org/10.2307/5518>
- Handel S.N., Saito O., Takeuchi K. (2013). Restoration ecology in an urbanizing world. In: Elmqvist T. et al (eds) *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities*. Springer, Dordrecht, pp 665–698. DOI 10.1007/978-94-007-7088-1
- Lennon, J. J., Koleff, P., Greenwood, J. J. D., & Gaston, K. J. (2001). The geographical structure of British bird distributions: diversity, spatial turnover and scale. *Journal of Animal Ecology*, 70(6), 966-979. <https://doi.org/10.1046/j.0021-8790.2001.00563.x>
- Litt, A.R., Cord, E.E., Fulbright, T.E., Schuster, G.L. (2014) Effects of invasive plants on arthropods. *Conservation Biology*. 28:1532–1549. <https://doi.org/10.1111/cobi.12350>
- Lorenzi, H. (1992). Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Nova Odessa. *Plantarum*, 368p.
- Luong, J.C., Turner, P.L., Phillipson, C.N., Seltmann, K.C. (2019). Local grassland restoration affects insect communities. *Ecological Entomology*. 44:471-479. <https://doi.org/10.1111/een.12721>
- Marconato, G., Dias, M. M., & Penteado-Dias, A. M. (2008). Larvas de Geometridae (Lepidoptera)

e seus parasitoides, associadas a *Erythroxyllum microphyllum* St.-Hilaire (Erythroxyllaceae). *Revista Brasileira de Entomologia*, 52, 296-299. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262008000200010>

Moraes, R. C. B., Haddad, M. de L., Silveira Neto, S., & Reyes, A. E. L. (2003). Software para análise faunística - ANAFAU. In *Livro de resumos*. Piracicaba: SEB.

Niku, J., Brooks, W., Herliansyah, R., Hui, F. K. C., Korhonen, P., Taskinen, S., et al. (2023). gllvm: Generalized linear latent variable models. R package version 1.4.3.

Niku, J., Hui, F. K. C., Taskinen, S., and Warton, D. I. (2019). gllvm - Fast analysis of multivariate abundance data with generalized linear latent variable models in R. *Methods Ecol. Evol.* 10, 2173–2182. doi: 10.1111/2041-210X.13303

Penteado-Dias, A.M., Fernandes, L.B.R., Iemma, L. G. R., & Dias, M.M. (2011). First occurrence of *Protapanteles (Protapanteles) enephes* (Nixon, 1965) (Hymenoptera, Braconidae, Microgastrinae) in Brazil and new biological data. *Brazilian Journal of Biology*, 71, 735-738. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842011000400019>

Orrock, J. L., Curler, G. R., Danielson, B. J., & Coyle, D. R. (2011). Large-scale experimental landscapes reveal distinctive effects of patch shape and connectivity on arthropod communities. *Landscape Ecology*, 26, 1361-1372. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9656-5>

Pereira, A.G., Silva, R. B., Dias M.M. & Penteados-Dias A. M. (2015). Study on the Hymenoptera parasitoid associated with Lepidoptera larvae in reforestation and Agroforestry-Pastoral systems at Fazenda Canchim (Embrapa Pecuária Sudeste) São Carlos, SP, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 75, n. 4, p. 783-789. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.21913>

Queiroz, J.M. (2002). Host plant use among closely related *Anaea* butterfly species (Lepidoptera, Nymphalidae, Charaxinae). *Brazilian Journal of Biology* 62(4A): 657- 663. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842002000400014>

- Raup, D. M., & Crick, R. E. (1979). Measurement of faunal similarity in paleontology. *Journal of Paleontology*, v. 53, n. 5 , 1213-1227pp.
- Rizali, A., & Buchori, D. (2024). Host–parasitoid food webs in oil palm plantations in Asia. *Current Opinion in Insect Science*, 101272. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2024.101272>
- Silva, A.G. D’A., Gonçalves, C.R.; Galvão, D.M., Gonçalves, A.J., Gomes, J.; Silva, M.N. & Simoni, L. (1968). Quarto catálogo dos insetos que vivem nas plantas do Brasil: seus parasitos e predadores. Rio de Janeiro, Serviço de Defesa Sanitária Vegetal, Ministério da Agricultura, v.1, 622 p.; v.2, 265p.
- Simpson, G.G. (1943) Mammals and the nature of continents. *American Journal of Science*, **241**, 1–31.
- Spiesman B.J., & Inouye B.D. 2013. Habitat loss alters the architecture of plant–pollinator interaction networks. *Ecology* 94: 2688–2696. <https://doi.org/10.1890/13-0977.1>
- Skrondal, A., and Rabe-Hesketh, S. (2004). Generalized latent variable modeling: Multilevel, longitudinal, and structural equation models (Boca Raton: CRC Press).
- Steffan-Dewenter, I., Tscharrntke, T. (2002) Insect communities and biotic interactions on fragmented calcareous grasslands – a mini review. *Biological Conservation*. 104: 275–284. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00192-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00192-6)
- Syahidah, T., Rizali, A., Prasetyo, L. B., & Buchori, D. (2021). Composition of tropical agricultural landscape alters the structure of host-parasitoid food webs. *Heliyon*, 7(7).
- Tylianakis, J. M., Klein, A. M., & Tscharrntke, T. (2005). Spatiotemporal variation in the diversity of Hymenoptera across a tropical habitat gradient. *Ecology*, 86(12), 3296-3302 <https://doi.org/10.1890/05-0371>
- Tylianakis, J.M., Tscharrntke T., Klein, A.L.A. (2006) Diversity, ecosystem function and stability of parasitoid-host interactions across a tropical habitat gradient. *Ecology* 87:3047–3057 [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[3047:DEFASO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[3047:DEFASO]2.0.CO;2)

- Tylianakis, J.M., Tscharntke, T., Lewis, O.T. (2007) Habitat modification alters the structure of tropical host-parasitoid food webs. *Nature* 445:202–205 <https://doi.org/10.1038/nature05429>
- Tylianakis, J.M.; Morris, R.J. (2017). Ecological Networks Across Environmental Gradients. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*. (48):25–48 <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022821>
- Vilela, E. de A.; Oliveira-Filho, A.T. de; Gavilanes, M. L.; Carvalho, D. A. de. (1993). Espécies de matas ciliares com potencial para estudos de revegetação no alto Rio Grande, sul de Minas. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 17, n. 2, p. 117-128. ISSN: 0100-6762
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M. (1997) Human domination of Earth's ecosystems. *Science*. 277:494–499. <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.494>
- Wettstein, W., Schmid, B. (1999). Conservation of arthropod diversity in montane wetlands: effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers. *Journal of Applied Ecology* 36:363–373. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1999.00404.x>
- Yamamoto, S., & Sota, T. (2007). Phylogeny of the Geometridae and the evolution of winter moths inferred from a simultaneous analysis of mitochondrial and nuclear genes. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 44(2), 711-723. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2006.12.027>
- Zwölfer, H. (1987). Species richness, species packing, and evolution in insect-plant systems. In *Potentials and limitations of ecosystem analysis* (pp. 301-319). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.

TABELAS E FIGURAS

Tabela 1. Análise Faunística das espécies de lepidoptera encontrados na paisagem da Fazenda Canchim no período de junho de 2021 a dezembro de 2022 Embrapa Pecuária Sudeste –São Carlos - SP. Dominância (Não Dominante (ND), Dominante (D) e Super dominante (SD); Abundância (Rara (r), Disperso (d), Comum (c), Abundante (a) e Muito Abundante (ma); Frequência (Pouco frequentes (pf), Frequente (f) e Muito Frequente (mf); Constância (Constante (w), Acessória (y) e Acidental (z)); Hosp. Par. (N de hospedeiros parasitados) e R. Parasit (Riqueza de parasitoides associados). *Espécies predominantes na área.

ID Interações	Espécie/Morfotipo	Família	Abundância	Frequência/tot al de coletas	Dominância	Abundância	Frequência	Constância	Hosp. Par.	R. Parasit	Locais coletados
-	<i>Agylla marcata</i>	Erebidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0	BOR
H1	<i>Bagisara paulensis*</i>	Noctuidae	424	(20/36)	D	ma	MF	W	168	17	AGP, RE, BOR e MAT
H2	<i>Glena sp.</i>	Geometridae	18	(11/36)	D	c	F	W	5	2	AGP, RE, BOR e MAT
H3	<i>Glena bipennaria</i>	Geometridae	19	(12/36)	D	c	F	W	1	1	AGP, RE, BOR e MAT
H4	<i>Automeris naranja</i>	Saturniidae	32	(12/36)	D	a	MF	W	11	3	AGP, RE e BOR
-	<i>Eois tegularia</i>	Geometridae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0	MAT
H5	<i>Epidromia lienaris*</i>	Erebidae	114	(16/36)	D	ma	MF	W	18	9	AGP, RE, BOR e MAT
H6	<i>Ischnopteris beckeri</i>	Geometridae	14	(7/36)	D	c	F	W	2	1	RE, BOR e MAT
H7	<i>Semaeopus sp.1*</i>	Geometridae	135	(23/36)	D	ma	MF	W	45	12	AGP, RE, BOR e MAT
H8	<i>Geometridae sp. 1</i>	Geometridae	33	(7/36)	D	a	MF	W	7	4	AGP, RE e BOR
H9	<i>Geometridae sp. 2*</i>	Geometridae	42	(18/36)	D	ma	MF	W	15	10	AGP, RE, BOR e MAT
H49	<i>Geometridae sp. 3*</i>	Geometridae	39	(17/36)	D	ma	MF	W	1	1	AGP, RE, BOR e MAT

H10	<i>Fountainea ryphea</i> *	Nymphalidae	80	(11/36)	D	ma	MF	W	5	4	AGP, RE, BOR e MAT
H11	<i>Dichomeris sp.</i>	Gelechiidae	31	(15/36)	D	a	MF	W	5	5	AGP, BOR e MAT
H12	<i>Dyscophellus porcius</i>	Hesperiidae	7	(5/36)	D	d	PF	Y	1	1	AGP, BOR e MAT
H13	<i>Prohylesia friburgensis</i>	Saturniidae	19	(11/36)	D	c	F	W	5	3	AGP, RE e BOR
-	<i>Thyrinteina leucocerea</i>	Geometridae	2	(2/36)	ND	r	PF	Z	0	0	AGP e BOR
H14	<i>Thyrinteina arnobia</i>	Geometridae	21	(11/36)	D	c	F	W	6	1	AGP, RE, BOR e MAT
H15	<i>Semaepopus sp.2</i>	Geometridae	30	(15/36)	D	a	MF	W	2	1	AGP, RE, BOR e MAT
-	<i>Nematocampa reticulata</i>	Geometridae	2	(2/36)	ND	r	PF	Z	0	0	AGP e MAT
H16	<i>Dichomeris rurigena</i> *	Gelechiidae	37	(18/36)	D	ma	MF	W	13	9	AGP, RE, BOR e MAT
-	<i>Oxydia sp.</i>	Geometridae	3	(2/36)	ND	r	PF	Z	0	0	AGP e BOR
-	<i>Oxydia vesulida</i>	Geometridae	6	(5/36)	D	d	PF	Y	0	0	AGP, BOR e MAT
H17	<i>Rothschildia hesperus</i>	Saturniidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	1	1	RE
-	<i>Oxydia mundata</i>	Geometridae	3	(3/36)	ND	r	PF	Z	0	0	AGP e BOR
H18	<i>Iridopsis sp.*</i>	Geometridae	49	(18/36)	D	ma	MF	W	1	1	AGP, BOR e MAT
-	<i>Iridopsis panopla</i>	Geometridae	3	(3/36)	ND	r	PF	Z	0	0	AGP
H19	<i>Iridopsis sapulena</i> *	Geometridae	186	(22/36)	D	ma	MF	W	4	2	AGP, RE, BOR e MAT
H20	<i>Prochoerodes sp.</i>	Geometridae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	1	1	MAT
H21	<i>Prochoerodes onustaria</i>	Geometridae	8	(7/36)	D	d	PF	W	1	1	AGP, RE e BOR
-	<i>Procitheronia principalis</i>	Saturniidae	13	(5/36)	D	c	F	Y	0	0	AGP, RE, BOR e MAT
H22	M_25	Noctuidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	1	1	MAT
-	M_27	Geometridae	7	(3/36)	D	d	PF	Z	0	0	MAT

H23	<i>Hylesia sp.*</i>	Saturniidae	37	(14/36)	D	ma	MF	W	11	8	AGP, RE, BOR e MAT
-	<i>Paracles fusca</i>	Erebidae	4	(3/36)	ND	r	PF	Z	0	0	AGP, RE e MAT
-	M_29	Geometridae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0	AGP
H24	<i>Hylesia ebalus</i>	Saturniidae	16	(7/36)	D	c	F	W	7	6	AGP, BOR e MAT
-	M_31	Megalopygidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0	AGP
H25	M_32	Noctuidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0	AGP
-	<i>Megalopyge albicollis</i>	Megalopygidae	4	(2/36)	ND	r	PF	Z	0	0	AGP e BOR
-	M_34	Noctuidae	8	(3/36)	D	d	PF	Z	1	1	AGP e BOR
H26	<i>Apatelodes pandara</i>	Bombycidae	27	(11/36)	D	c	F	W	4	2	AGP, BOR e MAT
-	<i>Halysidota orientalis</i>	Erebidae	8	(4/36)	D	d	PF	Z	0	0	AGP e BOR
H27	<i>Melipotis perpendicularis</i>	Erebidae	8	(5/36)	D	d	PF	Y	3	3	AGP, RE e BOR
H28	<i>Carales astur</i>	Erebidae	13	(7/36)	D	c	F	W	1	1	AGP, RE, BOR e MAT
-	<i>Oiketicus geyeri</i>	Psychidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0	BOR
-	<i>Spragueia margana</i>	Noctuidae	4	(4/36)	ND	r	PF	Z	0	0	AGP, RE e MAT
-	M_42	Lasiocampidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0	RE
H29	<i>Oiketicus kirbyi</i>	Psychidae	8	(6/36)	D	d	PF	Y	1	1	AGP, BOR e MAT
H30	<i>Olethreutinae</i>	Tortricidae	29	(13/36)	D	c	F	W	2	2	AGP, RE, BOR e MAT
H31	<i>Lophocampa sp.</i>	Erebidae	7	(7/36)	D	d	PF	W	3	3	AGP, RE e MAT
-	<i>Euphobetron cypris</i>	Limacodidae	2	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0	AGP
-	M_48	Noctuidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0	BOR
H32	<i>Elaphria niveiplaga</i>	Noctuidae	3	(3/36)	ND	r	PF	Z	1	1	BOR e MAT
-	<i>Elaphria sp.</i>	Noctuidae	10	(8/36)	D	c	F	W	0	0	AGP, BOR e MAT
-	<i>Elaphria devara</i>	Noctuidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0	RE
H33	M_51	Erebidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	1	1	RE
H34	<i>Automeris sp.</i>	Saturniidae	7	(5/36)	D	d	PF	Y	3	5	RE, BOR e MAT
-	M_53	Gelechiidae	2	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0	BOR e MAT
-	M_54	Megalopygidae	2	(2/36)	ND	r	PF	Z	0	0	MAT

H35	<i>Lascoria sp.</i>	Erebidae	3	(3/36)	ND	r	PF	Z	1	1	MAT
H36	<i>Emesis rusula</i>	Riodinidae	4	(4/36)	ND	r	PF	Z	2	1	AGP, RE e BOR
-	<i>Bertholdia sp.*</i>	Erebidae	42	(14/36)	D	ma	MF	W	1	1	AGP, RE, BOR e MAT
H37	<i>Automeris illustris</i>	Saturniidae	6	(4/36)	D	d	PF	Z	2	1	AGP, RE e BOR
H38	<i>Eriopyga trocas</i>	Noctuidae	16	(5/36)	D	c	F	Y	5	4	RE, BOR e MAT
H39	<i>Patalene aenusaria</i>	Geometridae	3	(3/36)	ND	r	PF	Z	1	1	MAT
H40	<i>Hampsonodes sp</i>	Noctuidae	3	(3/36)	ND	r	PF	Z	2	1	MAT
H41	<i>Ernassa ignata</i>	Erebidae	5	(5/36)	ND	r	PF	Y	2	2	AGP, RE e BOR
H42	<i>Euglyphis campinata</i>	Lasiocampidae	7	(6/36)	D	d	PF	Y	1	1	AGP e MAT
H43	<i>Lascoria orneodalis</i>	Erebidae	7	(6/36)	D	d	PF	Y	1	1	AGP, RE e MAT
H44	<i>Tolyte sp.</i>	Lasiocampidae	2	(2/36)	ND	r	PF	Z	2	3	AGP
-	M_71	Erebidae	2	(2/36)	ND	r	PF	Z	0	0	BOR e MAT
-	<i>Lasaia agesilas</i>	Riodinidae	4	(4/36)	ND	r	PF	Z	0	0	AGP, RE, BOR e MAT
-	<i>Physocleora dukinfieldia</i>	Noctuidae	2	(2/36)	ND	r	PF	Z	0	0	AGP
H45	<i>Physocleora junctilinea</i>	Noctuidae	17	(11/36)	D	c	F	W	4	2	AGP, RE, BOR e MAT
-	<i>Melanophia eucheria</i>	Noctuidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0	AGP
H46	<i>Hymenomima sp.</i>	Geometridae	7	(7/36)	D	d	PF	W	1	1	AGP, RE, BOR e MAT
H47	<i>Hymenomima conia</i>	Geometridae	8	(6/36)	D	d	PF	Y	3	2	AGP, RE, BOR e MAT
H48	<i>Hymenomima amberia</i>	Geometridae	6	(4/36)	D	d	PF	Z	3	3	AGP, RE, BOR e MAT
-	<i>Miselia albipuncta</i>	Noctuidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0	BOR
-	M_75	Noctuidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0	MAT
-	M_76	Geometridae	3	(2/36)	ND	r	PF	Z	0	0	MAT
-	M_77	Noctuidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0	BOR
-	M_78	Geometridae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	1	1	AGP
H50	<i>Molippa convergens</i>	Saturniidae	5	(3/36)	ND	r	PF	Z	1	1	BOR e MAT
-	M_80	Erebidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0	MATA
-	<i>Macrosoma</i>	Nymphalidae	2	(2/36)	ND	r	PF	Z	0	0	BOR e

	<i>napiaria</i>											MAT
-	<i>Urodus hexacentris</i>	Urodidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0		AGP
H51	M_85	Erebidae	2	(2/36)	ND	r	PF	Z	1	1		AGP e BOR
-	<i>Hypercompe cunigunda</i>	Erebidae	3	(3/36)	ND	r	PF	Z	0	0		AGP e MAT
-	M_87	Geometridae	3	(2/36)	ND	r	PF	Z	1	1		RE e MAT
			1758						392			

Tabela 2. Análise Faunística das espécies de lepidópteros encontrados na área Agrossilvipastoril (AGP) no período de junho de 2021 a dezembro de 2022 na Embrapa Pecuária Sudeste – Fazenda Canchim, São Carlos -SP. Dominância (Não Dominante (ND), Dominante (D) e Super dominante (SD); Abundancia (Rara (r), Disperso (d), Comum (c), Abundante (a) e Muito Abundante (ma); Frequência (Pouco frequentes (pf), Frequente (f) e Muito Frequente (mf); Constância (Constante (w), Acessória (y) e Acidental (z)).; Hosp. Par. (N de hospedeiros parasitados) e R. Parasit (Riqueza de parasitoides associados). *Espécies predominantes na área.

Espécie/ Morfofoto	Família	Quantidade	Frequência/ total de coletas	Dominância	Abundância	Frequência	Constância	Hosp. Par.	R. Parasit
<i>Bagisara paulensis</i> *	Noctuidae	254	(18/36)	D	ma	MF	W	100	12
<i>Glena sp.</i>	Geometridae	11	(7/36)	D	c	F	W	5	2
<i>Glena bipennaria</i>	Geometridae	13	(9/36)	D	c	F	W	1	1
<i>Automeris Naranja</i>	Saturniidae	21	(9/36)	D	c	F	W	9	2
<i>Epidromia lienaris</i> *	Erebidae	35	(12/36)	D	ma	MF	W	5	4
<i>Semaepus sp.1</i> *	Geometridae	46	(21/36)	D	ma	MF	W	5	3
<i>Geometridae sp. 1</i>	Geometridae	22	(4/36)	D	a	MF	Y	5	3
<i>Geometridae sp. 2</i>	Geometridae	19	(18/36)	D	c	F	W	9	5
<i>Geometridae sp. 3</i>	Geometridae	13	(11/36)	D	c	F	W	1	1
<i>Fountainea ryphea</i>	Nymphalidae	21	(7/36)	D	c	F	W	3	3
<i>Dichomeris sp.</i>	Gelechiidae	6	(6/36)	D	c	F	Y	0	0
<i>Dyscophellus porcius</i>	Hesperiidae	4	(3/36)	ND	d	PF	Z	0	0
<i>Prohylesia friburgensis</i>	Saturniidae	5	(5/36)	ND	c	F	Y	1	1
<i>Thyrinteina arnobia</i>	Geometridae	16	(9/36)	D	c	F	W	5	2
<i>Thyrinteina leucocerea</i>	Geometridae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Semaepus sp.2</i>	Geometridae	14	(6/36)	D	c	F	Y	0	0
<i>Nematocampa reticulata</i>	Geometridae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0

<i>Dichomeris rurigena</i>	Gelechiidae	16	(11/36)	D	c	F	W	3	3
<i>Oxydia sp.</i>	Geometridae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Oxydia vesulida</i>	Geometridae	3	(2/36)	ND	d	PF	Z	0	0
<i>Oxydia mundata</i>	Geometridae	2	(2/36)	ND	d	PF	Z	0	0
<i>Iridopsis sp.*</i>	Geometridae	27	(13/36)	D	ma	MF	W	0	0
<i>Iridopsis panopla</i>	Geometridae	3	(3/36)	ND	d	PF	Z	0	0
<i>Iridopsis sapulena*</i>	Geometridae	96	(16/36)	D	ma	MF	W	1	1
<i>Prochoerodes onustaria</i>	Geometridae	6	(5/36)	D	c	F	Y	1	1
<i>Procitheronia principalis</i>	Saturniidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
M_27	Geometridae	5	(2/36)	ND	c	F	Z	0	0
<i>Hylesia sp.</i>	Saturniidae	21	(12/36)	D	c	F	W	8	4
M_29		1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Paracles fusca</i>	Erebidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Hylesia ebalus</i>	Saturniidae	9	(4/36)	D	c	F	Y	5	4
M_31	Megalopygidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
M_32	Noctuidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Megalopyge albicollis</i>	Megalopygidae	2	(2/36)	ND	d	PF	Z	0	0
M_34	Noctuidae	7	(3/36)	D	c	F	Z	1	1
<i>Apatelodes pandara</i>	Bombycidae	20	(7/36)	D	c	F	W	3	2
<i>Halysidota orientalis</i>	Erebidae	6	(3/36)	D	c	F	Z	0	0
<i>Melipotis perpendicularis</i>	Erebidae	5	(5/36)	ND	c	F	Y	1	1
<i>Carales astur</i>	Erebidae	3	(3/36)	ND	d	PF	Z	0	0
<i>Spragueia margana</i>	Noctuidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Oiketicus kirbyi</i>	Psychidae	4	(4/36)	ND	d	PF	Y	0	0
<i>Olethreutinae</i>	Tortricidae	11	(8/36)	D	c	F	W	1	1
<i>Lophocampa sp.</i>	Erebidae	5	(5/36)	ND	c	F	Y	2	1
<i>Euphobetron cypris</i>	Limacodidae	2	(1/36)	ND	d	PF	Z	0	0
<i>Elaphria sp.</i>	Noctuidae	4	(3/36)	ND	d	PF	Z	0	0
<i>Emesis rusula</i>	Riodinidae	4	(4/36)	ND	d	PF	Y	2	2
<i>Bertholdia sp.</i>	Erebidae	5	(4/36)	ND	c	F	Y	0	0
<i>Automeris illustris</i>	Saturniidae	2	(2/36)	ND	d	PF	Z	1	1
<i>Euglyphis campinata</i>	Lasiocampidae	6	(5/36)	D	c	F	Y	1	1
<i>Ernassa ignata</i>	Erebidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Lascoria orneodalis</i>	Erebidae	2	(2/36)	ND	d	PF	Z	0	0
<i>Tolyte sp.</i>	Lasiocampidae	2	(2/36)	ND	d	PF	Z	2	3
<i>Lasaia agesilas</i>	Riodinidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Hymenomima sp.</i>	Geometridae	3	(3/36)	ND	d	PF	Z	1	1
<i>Hymenomima conia</i>	Geometridae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Hymenomima amberia</i>	Geometridae	2	(2/36)	ND	d	PF	Z	1	1
<i>Physocleora dukinfieldia</i>	Noctuidae	2	(2/36)	ND	d	PF	Z	0	0

<i>Physocleora junctilinea</i>	Noctuidae	12	(6/36)	D	c	F	Y	3	2
<i>Melanophia eucheria</i>	Noctuidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
M_78	Geometridae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	1	1
<i>Urodus hexacentris</i>	Urodidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
M_85	Erebidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Hypercompe cunigunda</i>	Erebidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
		814						187	

Tabela 3. Análise Faunística das espécies de lepidópteros encontrados na área Reflorestamento (RE) no período de junho de 2021 a dezembro de 2022 na Embrapa Pecuária Sudeste – Fazenda Canchim, São Carlos -SP. Dominância (Não Dominante (ND), Dominante (D) e Super dominante (SD); Abundancia (Rara (r), Disperso (d), Comum (c), Abundante (a) e Muito Abundante (ma); Frequência (Pouco frequentes (pf), Frequente (f) e Muito Frequente (mf); Constância (Constante (w), Acessória (y) e Acidental (z)); Hosp. Par. (N de hospedeiros parasitados) e R. Parasit (Riqueza de parasitoides associados). *Espécies predominantes na área.

Espécie/Morfotipo	Família	Quantidade	Frequência/total de coletas	Dominância	Abundância	Frequência	Constância	Hosp. Par.	R. Parasit
<i>Bagisara paulensis</i> *	Noctuidae	46	(11/36)	D	ma	MF	W	14	10
<i>Glena sp.</i>	Geometridae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Glena bipennaria</i>	Geometridae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Automeris naranja</i>	Saturniidae	2	(2/36)	ND	d	PF	Y	0	0
<i>Epidromia lienaris</i> *	Erebidae	23	(9/36)	D	ma	MF	W	2	2
<i>Ischnopteris beckeri</i>	Geometridae	2	(1/36)	ND	d	PF	Z	0	0
<i>Semaopus sp.1</i> *	Geometridae	18	(8/36)	D	ma	MF	W	5	4
<i>Geometridae sp. 1</i>	Geometridae	3	(3/36)	ND	c	F	Y	1	1
<i>Geometridae sp. 2</i>	Geometridae	4	(2/36)	ND	c	F	Y	2	2
<i>Geometridae sp. 3</i> *	Geometridae	8	(5/36)	D	ma	MF	W	0	0
<i>Fountainea ryphea</i> *	Nymphalidae	15	(6/36)	D	ma	MF	W	1	1
<i>Prohylesia friburgensis</i>	Saturniidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Thyrintina arnobia</i>	Geometridae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	1	1
<i>Semaopus sp.2</i>	Geometridae	7	(4/36)	D	a	MF	W	1	1
<i>Dichomeris rurigena</i>	Gelechiidae	7	(6/36)	D	a	MF	W	5	3
<i>Rothschildia hesperus</i>	Saturniidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	1	1
<i>Iridopsis sp.</i>	Geometridae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Iridopsis sapulena</i> *	Geometridae	10	(6/36)	D	ma	MF	W	0	0
<i>Prochoerodes</i>	Geometridae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0

<i>onustaria</i>										
<i>Procitheronia principalis</i>	Saturniidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0	
<i>Hylesia sp.</i>	Saturniidae	4	(2/36)	ND	c	F	Y	1	1	
<i>Paracles fusca</i>	Erebidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0	
<i>Melipotis perpendicularis</i>	Erebidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0	
<i>Carales astur</i>	Erebidae	2	(2/36)	ND	d	PF	Y	0	0	
<i>Spragueia margana</i>	Noctuidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0	
M_42	Lasiocampidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0	
<i>Olethreutinae</i>	Tortricidae	4	(3/36)	ND	c	F	Y	0	0	
<i>Lophocampa sp.</i>	Erebidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	1	1	
M_47	Geometridae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0	
M_51	Erebidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	1	1	
<i>Elaphria devara</i>	Noctuidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0	
<i>Automeris sp.</i>	Saturniidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	1	1	
<i>Bertholdia sp.</i>	Erebidae	6	(4/36)	D	c	F	W	1	1	
<i>Automeris illustris</i>	Saturniidae	2	(2/36)	ND	d	PF	Y	1	1	
<i>Eriopyga trocas</i>	Noctuidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0	
<i>Ernassa ignata</i>	Erebidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	1	1	
<i>Lascoria orneodalis</i>	Erebidae	2	(1/36)	ND	d	PF	Z	1	1	
<i>Lasaia agesilas</i>	Riodinidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0	
<i>Physocleora junctilinea</i>	Noctuidae	2	(2/36)	ND	d	PF	Y	1	1	
<i>Hymenomima sp.</i>	Geometridae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0	
<i>Hymenomima conia</i>	Geometridae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	1	1	
<i>Hymenomima amberia</i>	Geometridae	2	(2/36)	ND	d	PF	Y	1	1	
M_87	Geometridae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0	
		192						44		

Tabela 4. Análise Faunística das espécies de lepidópteros encontrados na área Borda (BOR) no período de junho de 2021 a dezembro de 2022 na Embrapa Pecuária Sudeste – Fazenda Canchim, São Carlos -SP. Dominância (Não Dominante (ND), Dominante (D) e Super dominante (SD); Abundância (Rara (r), Disperso (d), Comum (c), Abundante (a) e Muito Abundante (ma); Frequência (Pouco frequentes (pf), Frequente (f) e Muito Frequente (mf); Constância (Constante (w), Acessória (y) e Acidental (z)); Hosp. Par. (N de hospedeiros parasitados) e R. Parasit (Riqueza de parasitoides associados). *Espécies predominantes na área.

Espécie/Morfotipo	Família	Quantidade	Frequência/total de coletas	Dominância	Abundância	Frequência	Constância	Hosp. Par.	R. Parasit
<i>Aglylla marcata</i>	Erebidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Bagisara paulensis*</i>	Noctuidae	111	(17/36)	D	ma	MF	W	47	10
<i>Glena sp.</i>	Geometridae	3	(3/36)	ND	c	F	Y	0	0
<i>Glena bipennaria</i>	Geometridae	4	(4/36)	ND	c	F	Y	0	0
<i>Automeris naranja</i>	Saturniidae	9	(6/36)	D	c	F	W	2	2
<i>Epidromia lienaris*</i>	Erebidae	40	(10/36)	D	ma	MF	W	10	5
<i>Ischnopteris beckeri</i>	Geometridae	2	(2/36)	ND	d	PF	Z	1	1
<i>Semaeopus sp.1*</i>	Geometridae	45	(11/36)	D	ma	MF	W	15	7
<i>Geometridae sp. 1</i>	Geometridae	8	(3/36)	D	c	F	Y	1	1
<i>Geometridae sp. 2</i>	Geometridae	5	(4/36)	ND	c	F	Y	5	4
<i>Geometridae sp. 3</i>	Geometridae	8	(7/36)	D	c	F	W	0	0
<i>Fountainea ryphea*</i>	Nymphalidae	18	(6/36)	D	ma	MF	W	0	0
<i>Dichomeris sp.</i>	Gelechiidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Dyscophellus porcius</i>	Hesperiidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Prohylesia friburgensis *</i>	Saturniidae	13	(6/36)	D	ma	MF	W	4	3
<i>Thyrinteina leucocerea</i>	Geometridae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Thyrinteina arnobia</i>	Geometridae	3	(2/36)	ND	c	F	Z	0	0
<i>Semaeopus sp.2</i>	Geometridae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Dichomeris rurigena</i>	Gelechiidae	5	(5/36)	ND	c	F	W	1	1
<i>Oxydia sp.</i>	Geometridae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Oxydia vesulida</i>	Geometridae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Oxydia mundata</i>	Geometridae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Iridopsis sp.*</i>	Geometridae	14	(9/36)	D	ma	MF	W	0	0
<i>Iridopsis sapulena*</i>	Geometridae	37	(17/36)	D	ma	MF	W	2	2
<i>Prochoerodes onustaria</i>	Geometridae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Procitheronia principalis</i>	Saturniidae	2	(2/36)	ND	d	PF	Z	0	0
<i>Hylesia sp.</i>	Saturniidae	3	(3/36)	ND	c	F	Y	0	0
<i>Hylesia ebalus</i>	Saturniidae	2	(2/36)	ND	d	PF	Z	0	0
<i>Megalopyge albicollis</i>	Megalopygidae	2	(1/36)	ND	d	PF	Z	0	0
M_34	Noctuidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Apatelodes pandara</i>	Bombycidae	5	(4/36)	ND	c	F	Y	1	1
<i>Halysidota orientalis</i>	Erebidae	2	(1/36)	ND	d	PF	Z	0	0
<i>Melipotis perpendicularis</i>	Erebidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	1	1
<i>Carales astur</i>	Erebidae	6	(5/36)	D	c	F	W	1	1
<i>Oiketicus geyeri</i>	Psychidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Oiketicus kirbyi</i>	Psychidae	3	(2/36)	ND	c	F	Z	0	0
<i>Olethreutinae</i>	Tortricidae	5	(4/36)	ND	c	F	Y	0	0
M_47	Noctuidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0

M_48	Noctuidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Elaphria niveiplaga</i>	Noctuidae	2	(2/36)	ND	d	PF	Z	0	0
<i>Elaphria sp.</i>	Noctuidae	4	(4/36)	ND	c	F	Y	0	0
<i>Automeris sp.</i>	Saturniidae	4	(2/36)	ND	c	F	Z	1	1
M_53	Gelechiidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Bertholdia sp.</i>	Erebidae	6	(5/36)	D	c	F	W	0	0
<i>Automeris illustris</i>	Saturniidae	2	(1/36)	ND	d	PF	Z	0	0
<i>Eriopyga trocas</i>	Noctuidae	5	(4/36)	ND	c	F	Y	1	1
<i>Ernassa ignata</i>	Erebidae	3	(3/36)	ND	c	F	Y	1	1
M_71	Erebidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Lasaia agesilas</i>	Riodinidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Hymenomima sp.</i>	Geometridae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Hymenomima conia</i>	Geometridae	3	(2/36)	ND	c	F	Z	2	2
<i>Hymenomima amberia</i>	Geometridae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	1	1
<i>Physocleora junctilinea</i>	Noctuidae	2	(2/36)	ND	d	PF	Z	1	1
<i>Miselia albipuncta</i>	Noctuidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
M_77	Noctuidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Molippa convergens</i>	Saturniidae	2	(2/36)	ND	d	PF	Z	1	1
<i>Macrosoma napiaria</i>	Nymphalidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
M_85	Erebidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	1	1
		411						100	

Tabela 5. Análise Faunística das espécies de lepidópteros encontrados na área Mata Mesófila (MAT) no período de junho de 2021 a dezembro de 2022 na Embrapa Pecuária Sudeste – Fazenda Canchim, São Carlos -SP. Dominância (Não Dominante (ND), Dominante (D) e Super dominante (SD); Abundancia (Rara (r), Disperso (d), Comum (c), Abundante (a) e Muito Abundante (ma); Frequência (Pouco frequentes (pf), Frequente (f) e Muito Frequente (mf); Constância (Constante (w), Acessória (y) e Acidental (z)). Hosp. Par. (N de hospedeiros parasitados) e R. Parasit (Riqueza de parasitoides associados). *Espécies predominantes na área.

Espécie/Morfotipo	Família	Quantidade	Frequência/tota l de coletas	Dominância	Abundância	Frequência	Constância	Hosp. Par.	R. Parasit
<i>Bagisara paulensis</i>	Noctuidae	12	(4/36)	D	ma	MF	Y	7	4
<i>Glena sp.</i>	Geometridae	3	(3/36)	ND	r	PF	Y	0	0
<i>Glena bipennaria</i>	Geometridae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Eois tegularia</i>	Geometridae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Epidromia lienaris*</i>	Erebidae	16	(6/36)	D	ma	MF	W	1	1

<i>Ischnopteris beckeri</i> *	Geometridae	10	(5/36)	D	ma	MF	W	1	1
<i>Semaepus sp.1</i> *	Geometridae	26	(11/36)	D	ma	MF	W	8	6
<i>Geometridae sp. 2</i> *	Geometridae	13	(10/36)	D	ma	MF	W	1	1
<i>Geometridae sp. 3</i>	Geometridae	8	(7/36)	D	a	MF	W	0	0
<i>Fountainea ryphea</i> *	Nymphalidae	26	(8/36)	D	ma	MF	W	1	1
<i>Dichomeris sp.*</i>	Gelechiidae	24	(12/36)	D	ma	MF	W	0	4
<i>Dyscophellus porcius</i>	Hesperiidae	2	(1/36)	ND	r	PF	Z	1	1
<i>Thyrintea arnobia</i>	Geometridae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Semaepus sp.2</i>	Geometridae	8	(6/36)	D	a	MF	W	1	1
<i>Nematocampa reticulata</i>	Geometridae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Dichomeris rurigena</i> *	Gelechiidae	9	(9/36)	D	ma	MF	W	4	3
<i>M_19</i>	Noctuidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Oxydia vesulida</i>	Geometridae	2	(2/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Iridopsis sp.</i>	Geometridae	6	(4/36)	D	c	F	Y	0	0
<i>Iridopsis sapulena</i> *	Geometridae	44	(12/36)	D	ma	MF	W	1	1
<i>Procitheronia principalis</i>	Saturniidae	9	(3/36)	D	ma	MF	Y	0	0
<i>M_25</i>	Noctuidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	1	1
<i>M_27</i>	Geometridae	2	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Hylesia sp.</i>	Saturniidae	8	(4/36)	D	a	MF	Y	2	2
<i>Paracles fusca</i>	Erebidae	2	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Hylesia ebalus</i>	Saturniidae	5	(3/36)	ND	c	F	Y	2	2
<i>Apatelodes pandara</i>	Bombycidae	2	(2/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Carales astur</i>	Erebidae	2	(2/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Spragueia margana</i>	Noctuidae	3	(3/36)	ND	r	PF	Y	0	0
<i>Oiketicus kirbyi</i>	Psychidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	1	1
<i>Olethreutinae</i> *	Tortricidae	10	(8/36)	D	ma	MF	W	1	1
<i>Lophocampa sp.</i>	Erebidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Prochoerodes sp.</i>	Geometridae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	1	1
<i>M_47</i>	Noctuidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Elaphria niveiplaga</i>	Noctuidae	2	(1/36)	ND	r	PF	Z	1	1
<i>Elaphria sp.</i>	Noctuidae	2	(2/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Automeris sp.</i>	Saturniidae	2	(1/36)	ND	r	PF	Z	1	1
<i>M_53</i>	Gelechiidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>M_54</i>	Megalopygidae	2	(2/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Lascoria sp.</i>	Erebidae	3	(3/36)	ND	r	PF	Y	1	1
<i>Bertholdia sp.*</i>	Erebidae	25	(11/36)	D	ma	MF	W	0	0
<i>Eriopyga trocas</i> *	Noctuidae	10	(4/36)	D	ma	MF	Y	9	5
<i>Patalene aenetusaria</i>	Geometridae	4	(4/36)	ND	c	F	Y	1	1
<i>Hampsonodes sp</i>	Noctuidae	3	(3/36)	ND	r	PF	Y	2	1
<i>Euglyphis campinata</i>	Lasiocampidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Lascoria orneodalis</i>	Erebidae	3	(3/36)	ND	r	PF	Y	0	0
<i>M_71</i>	Erebidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0

<i>Lasaia agesilas</i>	Riodinidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Physocleora junctilinea</i>	Noctuidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Hymenomima sp.</i>	Geometridae	2	(2/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Hymenomima conia</i>	Geometridae	3	(3/36)	ND	r	PF	Y	0	0
<i>Hymenomima amberia</i>	Geometridae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
M_75	Noctuidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
M_76	Geometridae	3	(2/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Molippa convergens</i>	Saturniidae	3	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
M_80	Erebidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Macrosoma napiaria</i>	Nymphalidae	1	(1/36)	ND	r	PF	Z	0	0
<i>Hypercompe cunigunda</i>	Erebidae	2	(2/36)	ND	r	PF	Z	0	0
M_87	Geometridae	2	(1/36)	ND	r	PF	Z	1	1
		342						6	0

Tabela 6. Análise Faunística das espécies de parasitoides encontrados na paisagem da Fazenda Canchim no período de junho de 2021 a dezembro de 2022 Embrapa Pecuária Sudeste –São Carlos - SP. Dominância (Não Dominante (ND), Dominante (D) e Super dominante (SD); Abundância (Rara (r), Disperso (d), Comum (c), Abundante (a) e Muito Abundante (ma); Frequência (Pouco frequentes (pf), Frequente (f) e Muito Frequente (mf); Constância (Constante (w), Acessória (y) e Acidental (z)); Lepidóptero hospedeiro (N de parasitados por hospedeiro) *Espécies predominantes na área

ID	Morfotipo/ Espécie	Família	Abundância	Hospedeiros parasitados	Frequência	Dominância	Abundância	Frequência	Constância	Lepidóptero hospedeiro	Locais coletados
Cha1	<i>Conura sp.</i>	Chalcididae	1	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Oiketicus kirbyi</i>	MAT
Enc1	<i>Copidossoma sp.</i>	Encyrtidae	683	5	4/36	ND	c	F	W	<i>Dichomeris sp.</i>	MAT
Eul1	<i>Miotropis sp.</i>	Eulophidae	1	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Olethreutinae</i>	BOR
Eul2	<i>Euplectrus sp.</i>	Eulophidae	39	5	5/36	ND	c	F	W	<i>Bagisara paulensis</i> (27), <i>Epidromia lienares</i> (3) e <i>Semaopos sp.1</i> (9)	AGP, RE, BOR e MAT

Eul3	<i>Aprostocetus sp.</i>	Eulophidae	227	3	3/36	ND	c	F	Y	<i>Hylesia sp.</i>	AGP, BOR e MAT
Eul4	<i>Horismenus sp.</i>	Eulophidae	32	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Tolyte sp.</i>	AGP
Eul5	<i>Closterocerus sp.</i>	Eulophidae	4	2	2/36	ND	r	PF	Z	<i>Automeris sp.(3) e Epidromia lienares(1)</i>	RE e BOR
Eul6	<i>Elachertus sp.</i>	Eulophidae	6	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Dichomeris rurigena</i>	AGP
Eup1	<i>Anastatus sp.</i>	Eupelmidae	5	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Automeris sp.[ovos]</i>	RE
Per1	M1 Peri	Perilampidae	3	3	3/36	ND	c	F	Y	<i>Dichomeris rurigena(2) e Epidromia lienares(1)</i>	MAT
Per2	M2 Peri	Perilampidae	1	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Thyrinteina arnobia</i>	MAT
Pte1	M1 Ptero	Pteromalidae	1	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Automeris sp.[ovo]</i>	RE
Pte2	M2 Ptero	Pteromalidae	1	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Hylesia sp.</i>	AGP
Bra1	M1 Brac	Braconidae	3	1	3/36	ND	r	PF	Y	<i>Bagisara paulensis, Fountainea ryphea e Eriopyga trocas</i>	AGP, BOR e MAT
Bra2	M2 Brac	Braconidae	2	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Geometridae 2 e M_25</i>	AGP e RE
Bra3	M3 Brac	Braconidae	1	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Bagisara paulensis</i>	AGP

Bra4	M6 Brac	Braconidae	4	4	3/36	ND	c	F	Y	<i>Geometridae</i> 2(1), <i>Epidromia</i> <i>lienares</i> (2) e <i>Patalene</i> <i>aenetusaria</i> (1)	BOR e MAT
Bra5	M7 Brac*	Braconidae	19	19	8/36	D	ma	MF	W	<i>Bagisara</i> <i>paulensis</i> (17), <i>Epidromia</i> <i>lienares</i> (1) e <i>Semaeopus</i> <i>sp.1</i> (1)	AGP, RE e BOR
Bra6	M18 Brac	Braconidae	2	2	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Fountainea</i> <i>ryphea</i> e <i>Dichomeris</i> sp.	AGP
Bra7	<i>Apanteles</i> sp.1	Braconidae	3	3	3/36	ND	c	F	Y	<i>Dichomeris</i> <i>rurigena</i> (2) e <i>Desconhecido</i> (1)	AGP
Bra8	<i>Apanteles</i> sp.2	Braconidae	3	3	3/36	ND	c	F	Y	<i>Dichomeris</i> <i>rurigena</i> (2) e <i>Olethreutinae</i> (1)	RE e MAT
Bra9	<i>Chelonus</i> sp.	Braconidae	2	2	2/36	ND	r	PF	Z	<i>Dichomeris</i> <i>rurigena</i> e M_34	AGP
Bra10	<i>Cotesia</i> sp.1*	Braconidae	327	11	8/36	D	ma	MF	W	<i>Semaeopus</i> <i>sp.1</i> (1), <i>Prohylesia</i> <i>friburgensis</i> (41), <i>Rothschildia</i> <i>hesperus</i> (61); <i>Hylesia</i> <i>sp.</i> (38), <i>Apatalodes</i> <i>pandara</i> (48), <i>Lophocampa</i> <i>sp.</i> (12) <i>Tolype</i>	AGP, RE, BOR e MAT

										<i>sp. (44) e Euglyphis campinata(82)</i>	
Bra11	<i>Cotesia sp.2</i>	Braconidae	46	2	2/36	ND	r	PF	Z	<i>Hylesia ebalus</i>	AGP
Bra12	<i>Cotesia sp.3</i>	Braconidae	5	5	1/36	ND	c	F	Z	<i>Hylesia ebalus</i>	AGP
Bra13	<i>Diolcogaster basimacula</i>	Braconidae	2	2	2/36	ND	r	PF	Z	<i>Geometridae 2 (1) e Semaepus sp.1(1)</i>	MAT
Bra14	<i>Diolcogaster xanthaspis*</i>	Braconidae	9	9	6/36	D	ma	MF	W	<i>Epidromia lienaris</i>	AGP, RE e BOR
Bra15	<i>Diolcogaster sp.1</i>	Braconidae	1	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Geometridae 2</i>	MAT
Bra16	<i>Diolcogaster sp.2</i>	Braconidae	1	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Eriopyga trocas</i>	MAT
Bra17	<i>Dolichozele sp.1*</i>	Braconidae	15	15	7/36	D	ma	MF	W	<i>Bagisara paulensis</i>	AGP, RE, BOR e MAT
Bra18	<i>Dolichozele sp.2</i>	Braconidae	1	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Bagisara paulensis</i>	AGP
Bra19	<i>Glyptapanteles concinnus</i>	Braconidae	10	2	2/36	ND	r	PF	Z	<i>Hylesia sp. (8) e M_85 (2)</i>	AGP e BOR

Bra20	<i>Glyptapanteles sp.1*</i>	Braconidae	55	55	13/36	D	ma	MF	W	<i>Bagisara paulensis</i> (25), <i>Geometridae</i> 1(1), <i>Geometridae</i> 2(18), <i>M8_ve</i> (1), <i>Semaeopus sp.1</i> (3), <i>Epidromia lienaris</i> (3), <i>Iridopsis sapulena</i> (1), e <i>Physocleora junctilinea</i> (1), <i>Thyrinteina arnobia</i> (1) e <i>Desconhecido</i> (1)	AGP, RE, BOR e MAT
Bra21	<i>Glyptapanteles sp.2*</i>	Braconidae	16	16	7/36	D	ma	MF	W	<i>Bagisara paulensis</i> (14) e <i>Geometridae</i> 2 (1)	AGP, RE, BOR e MAT
Bra22	<i>Glyptapanteles sp.3*</i>	Braconidae	15	12	8/36	D	ma	MF	W	<i>Bagisara paulensis</i> (6), <i>Semaeopus sp.1</i> (4), <i>Epidromia lienares</i> (4) e <i>Prochoerodes onustaria</i> (1)	AGP, RE e BOR
Bra23	<i>Glyptapanteles sp.4</i>	Braconidae	13	3	3/36	ND	c	F	Y	<i>Geometridae</i> 2(5) e <i>Thyrinteina arnobia</i> (8)	AGP

Bra24	<i>Glyptapanteles sp.5*</i>	Braconidae	16	16	7/36	D	ma	MF	W	<i>Bagisara paulensis</i> (4), <i>Geometridae</i> 1(1), <i>Geometridae</i> 2(6), <i>Semaeopus sp.1</i> (4) e <i>Epidromia lienaris</i> (1)	AGP, RE, BOR e MAT
Bra25	<i>Glyptapanteles sp.6</i>	Braconidae	1	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Eriopyga trocas</i>	MAT
Bra26	<i>Glyptapanteles sp.7*</i>	Braconidae	189	13	6/36	D	ma	MF	W	<i>Bagisara paulensis</i> (3), <i>Geometridae</i> 1(40), <i>Geometridae</i> 2(58), <i>Semaeopus sp.1</i> (24), <i>Epidromia lienaris</i> (29) e <i>Physocleora junctilinea</i> (35)	AGP e BOR
Bra27	<i>Hypomicrogaster sp.1</i>	Braconidae	2	2	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Geometridae</i> 2(1), <i>Dichomeris sp.</i> (1)	MAT
Bra28	<i>Hypomicrogaster sp.2</i>	Braconidae	1	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Dichomeris sp.</i> (1)	MAT
Bra29	<i>Meteorus jerodi</i>	Braconidae	13	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Automeris sp.</i>	MAT
Bra30	<i>Meteorus sp.1</i>	Braconidae	1	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Desconhecido</i>	MAT
Bra31	<i>Meteorus sp.2</i>	Braconidae	1	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Iridopsis sapulena</i>	AGP
Bra32	<i>Meteorus sp.3</i>	Braconidae	1	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Bagisara paulensis</i>	RE

Bra33	<i>Microplitis sp</i>	Braconidae	5	5	4/36	ND	c	F	W	<i>Eriopyga trocas</i>	MAT
Bra34	<i>Wilkinsonellus sp.</i>	Braconidae	2	2	2/36	ND	r	PF	Z	<i>M_51 e Eriopyga trocas</i>	RE
Ich1	M2 Ich	Ichneumoni dae	1	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Semaepus sp.1</i>	BOR
Ich2	M3 Ich	Ichneumoni dae	1	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Geometridae 2 e Desconhecido</i>	RE e MAT
Ich3	M5 Ich	Ichneumoni dae	1	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Desconhecido(1)</i>	AGP
Ich4	M6 Ich	Ichneumoni dae	1	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Thyrinteina arnobia</i>	AGP
Ich5	M7 Ich	Ichneumoni dae	2	2	2/36	ND	r	PF	Z	<i>Fontainea ryphea e Eriopyga trocas</i>	AGP e MAT
Ich6	M12 Ich	Ichneumoni dae	1	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Geometridae 2</i>	AGP
Ich7	M13 Ich	Ichneumoni dae	1	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Dichomeris rurigena</i>	RE
Ich8	<i>Casitaria sp.</i>	Ichneumoni dae	4	4	4/36	ND	c	F	W	<i>Bagisara paulensis (1), Geometridae 2(1) e Hymenomima sp.(2)</i>	AGP
Ich9	<i>Charops lucianae</i>	Ichneumoni dae	5	5	4/36	ND	c	F	W	<i>Geometridae 2(2), Fontainea ryphea(1), M_78 e Desconhecido(1)</i>	AGP, RE e BOR

Ich10	<i>Cryptophion sp.</i>	Ichneumoni dae	2	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Ernassa ignata</i>	RE
Ich11	<i>Eiphosoma gauldi*</i>	Ichneumoni dae	50	50	12/36	D	ma	MF	W	<i>Bagisara paulensis (49) e Desconhecido(1)</i>	AGP, RE, BOR e MAT
Ich12	<i>Leurus nostrus</i>	Ichneumoni dae	3	3	3/36	ND	c	F	Y	<i>Dichomeris rurigena</i>	RE
Ich13	<i>Mesochorus sp.1</i>	Ichneumoni dae	1	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Geometridae 2</i>	RE
Ich14	<i>Mesochorus sp.2</i>	Ichneumoni dae	2	2	2/36	ND	r	PF	Z	<i>Bagisara paulensis e Iridopsis sp.</i>	BOR
Ich15	<i>Mesochorus sp.3</i>	Ichneumoni dae	1	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Iridopsis sapulena</i>	MAT
Ich16	<i>Ophonellus sp.</i>	Ichneumoni dae	1	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Desconhecido</i>	BOR
Ich17	<i>Podogaster sp.1</i>	Ichneumoni dae	1	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Hylesia ebalus</i>	AGP
Ich18	<i>Podogaster sp.2</i>	Ichneumoni dae	1	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Bagisara paulensis</i>	BOR
Ich19	<i>Triclistus sp.</i>	Ichneumoni dae	2	2	2/36	ND	r	PF	Z	<i>Dichomeris sp. e Dichomeris rurigena</i>	AGP e MAT
Ich20	<i>Trieces platysoma</i>	Ichneumoni dae	1	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Melipotis perpendiculari s</i>	AGP
Tac1	<i>Belvosia sp.*</i>	Tachinidae	20	9	4/36	D	ma	MF	W	<i>Automeris naranja(6), Automeris sp. (1), Prohylesia friburgensis(1) e Hylesia ebalus(1)</i>	AGP, BOR e MAT

Tac2	<i>Blepharipa sp.</i>	Tachinidae	20	2	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Hylesia sp.(1)</i> <i>e Automeris illustris(19)</i>	AGP e RE
Tac3	<i>Copecrypta sp.*</i>	Tachinidae	11	10	6/36	D	ma	MF	W	<i>Bagisara paulensis (9) e Iridopsis sapulena (2)</i>	AGP, RE e BOR
Tac4	<i>Distichona sp.</i>	Tachinidae	1	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Hylesia ebalus</i>	AGP
Tac5	<i>Eulobomyia sp.</i>	Tachinidae	7	6	3/36	D	c	F	Y	<i>Dichomeris rurigena(1), Iridopsis sapulena(1), Apatelodes pandara(3), Lophocampa sp.(1) e Euglyphis campinata(1)</i>	AGP, BOR e MAT
Tac6	<i>Madremyia sp.</i>	Tachinidae	1	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Automeris sp.</i>	BOR
Tac7	M1 Tach	Tachinidae	2	2	2/36	ND	r	PF	Z	<i>Fountainea ryphea e Hylesia ebalus</i>	AGP e MAT
Tac8	M2 Tach	Tachinidae	1	1	1/36	ND	r	PF	Z	<i>Geometridae 2</i>	BOR
Tac9	M3 Tach	Tachinidae	2	2	2/36	ND	r	PF	Z	<i>Hylesia sp.</i>	AGP e MAT
Tac10	M4 Tach	Tachinidae	4	4	3/36	ND	c	F	Y	<i>Geometridae 2(1), Prohylesia friburgensis(1) e Hylesia sp.(2)</i>	AGP, RE, BOR e MAT
Tac11	M5 Tach	Tachinidae	4	7	3/36	D	a	MF	Y	<i>Automeris naranja(1), Hylesia sp.(4), Lophocampa</i>	AGP, RE e BOR

										<i>sp.(1) e Molippa convergens(1)</i>	
Tac12	M6 Tach	Tachinidae	19	3	2/36	ND	c	F	Z	<i>Automeris naranja(15) e Emesis rusula(4)</i>	AGP
Tac13	M7 Tach	Tachinidae	3	2	2/36	ND	r	PF	Z	<i>Automeris naranja(1) e Hylesia ebalus(2)</i>	AGP e MAT
TOTAL											

Tabela 7. Análise para diversidade taxonômica das comunidades de lepidópteros nas quatro áreas de estudo: Área Agrossilvipastoril (AGP), Área de reflorestamento (RE), Mata de Borda (BOR) e Área de Mata Permanente (MAT) e da paisagem total (Completa).

Lepidópteros	AGP	RE	BOR	MAT	PAISAGEM
Número de espécies	63	43	58	59	91
N* Total de indivíduos	814	192	411	342	1758
Índice de Diversidade (Shannon - Weaner)	2.9576 (2.953866 - 2.961382)	2.9233 (2.910076 - 2.936461)	2.9500 (2.942874- 2.957061)	3.4153 (3.409048 - 3.421620)	3.2425 (3.240760- 3.244174)
Índice de riqueza (Margalef)	9.2510	7.9886	9.4707	9.9403	12.0451
Índice de Uniformidade ou Equitabilidade	0.7139	0.7772	0.7265	0.8376	0.7188

Tabela 8. Análise para a diversidade taxonômica das comunidades de parasitoides nas quatro áreas de estudo: Área Agrossilvipastoril (AGP), Área de reflorestamento (RE), Mata de Borda (BOR) e Área de Mata Permanente (MAT) e da paisagem total (Completa).

Parasitoides	AGP	RE	BOR	MAT	PAISAGEM
Número de espécies	46	28	29	35	80
N* Total de indivíduos	761	147	187	886	1964

Índice de Diversidade (Shannon - Weaner)	2.5185 (2.514956 - 2.522138)	2.8376 (2.809997 - 2.865200)	2.7401 (2.729046 - 2.751237)	3.1217 (3.091088 - 3.152381)	3.1772 (3.173198 - 3.181276)
Índice de riqueza (Margalef)	6.7826	6.0408	5.3526	7.7236	11.5345
Índice de Uniformidade ou Equitabilidade	0.6578	0.8610	0.8138	0.8928	0.7314

Tab.9 Ajuste e comparação dos modelos lineares generalizados de variáveis latentes (GLLVM's) aos dados multivariados de abundância das espécies que foram classificadas como predominantes (segundo a análise faunística - seção 2.3) na paisagem.

Distribuição	No. Variáveis latentes				
	1	2	3	4	5
Poisson	5828, 4	5638, 7	5827, 0	5956, 3	6043, 2
Zero-inflated Poisson		5807, 3			
Negative binomial		6295, 6			
Zero-inflated negative binomial		6789, 1			

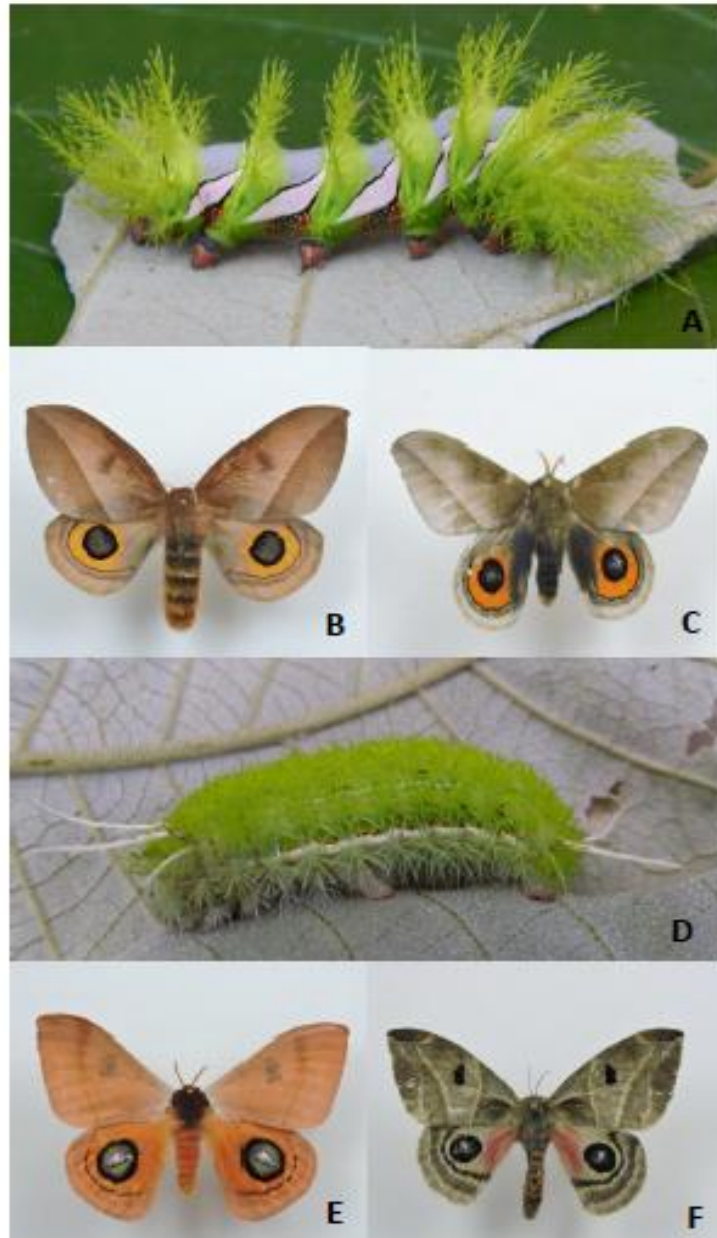


Fig. 2. Espécies de Saturniidae associados a *Croton floribundus*. A-C, *Automeris naranja*. A, larva; B, fêmea; C, Macho; D, *Automeris* sp; E, *Automeris illustris*; F, *Molippa convergens*

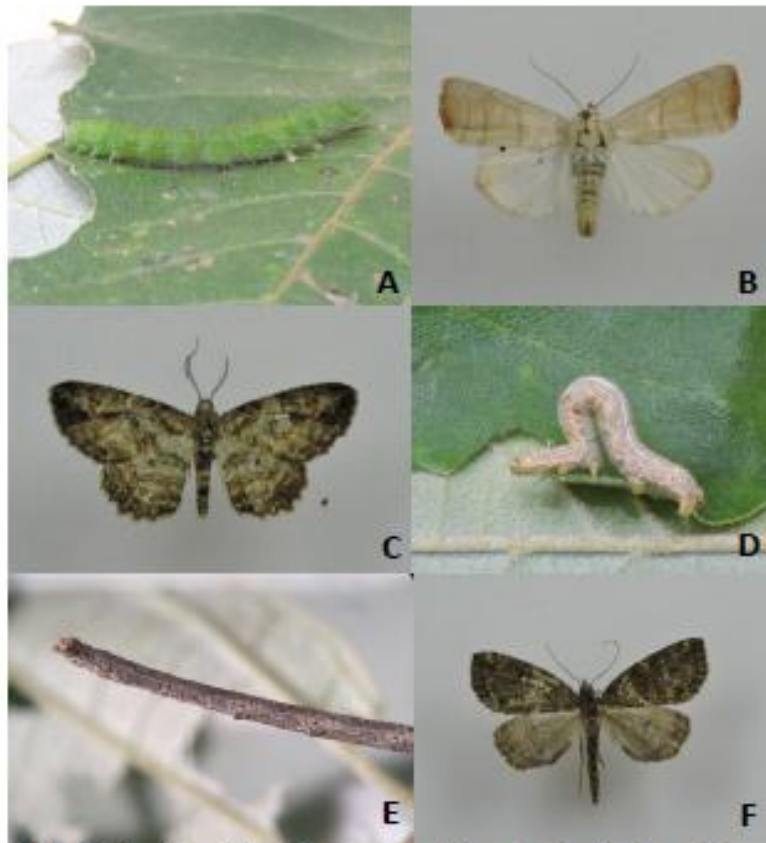


Fig. 3. Espécies de Lepidoptera associados a *C. floribundus*. A-B, *Bagisara paulensis*; A, larva; B, adulto; C-D, *Iridopsis sapulena*; C, adulto; D, larva; E-F, *Ischnopteris beckeri*; E, larva; F, adulto

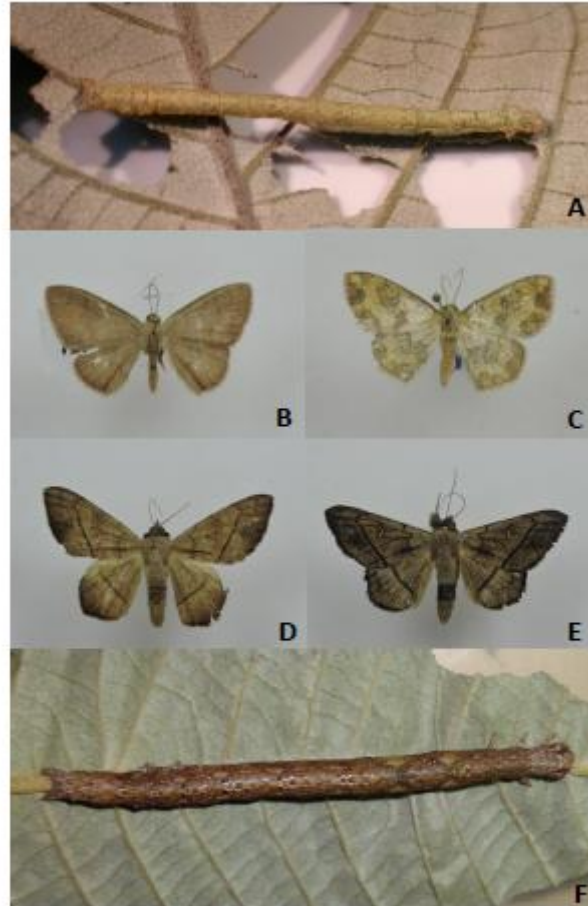


Fig. 4. Geometridae associados a *C. floribundus*. A-C, *Semaeopus* sp. 1 e 2 ; A, larva; B, *Semaeopus* sp. 1; C, *Semaeopus* sp. 2 ; D-F, *Epidromia lienaris*; D-E, adulto; F, larva.

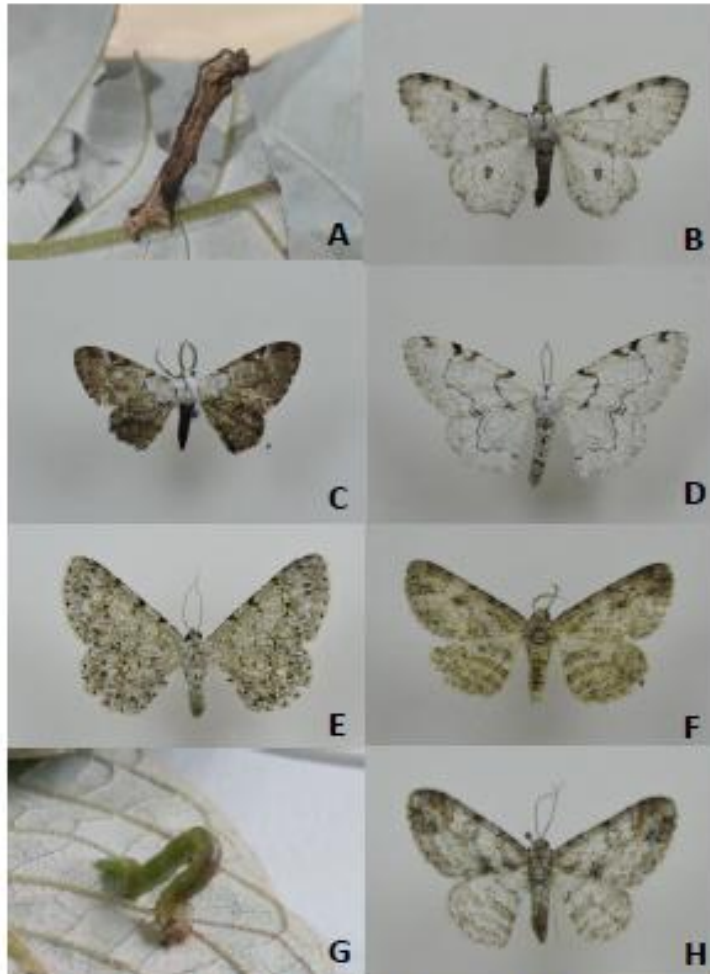


Fig. 5. Espécies de Lepidoptera associados a *C. floribundus*. A-D, *Thyrinteina* spp.(Geometridae); A, larva; B, *Thyrinteina leucocerea* ; C-D, *Thyrinteina arnobia*; C, macho; D, fêmea; E, *Glana bipennaria* (Geometridae); F, morfoespécie 27 (Noctuidae); G-H, *Physocleora junctilinea* (Noctuidae); G, larva; H, adulto.

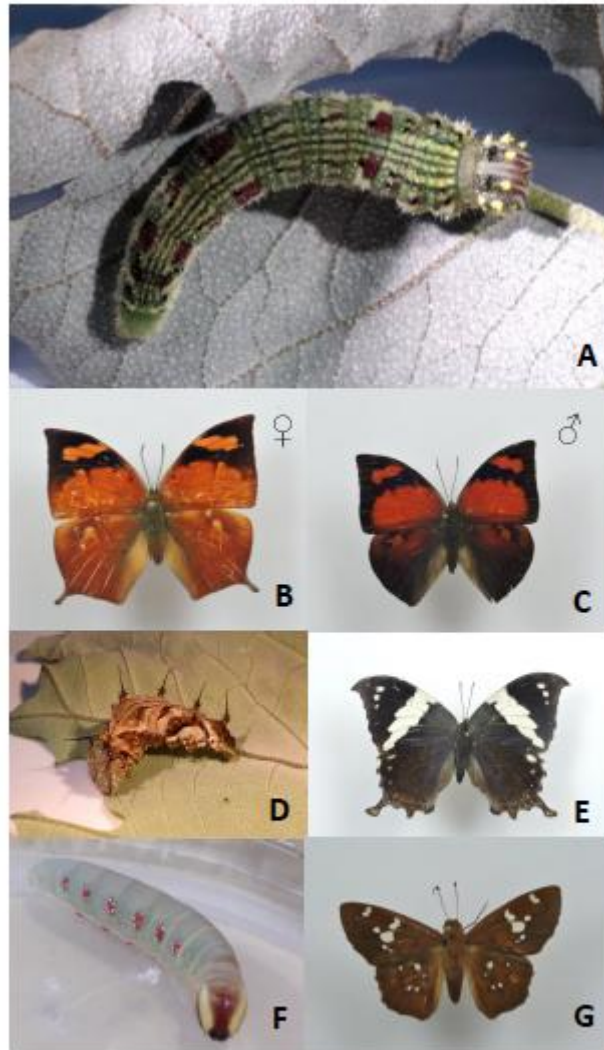


Fig. 6. Espécies de Lepidoptera associados a *C. floribundus*. A-C, *Fountainea ryphea* (Nymphalidae); A, larva; B, fêmea ; C, macho; D-E, *Hypna chytanestra* (Nymphalidae); D, larva; E, adulto; F-G, *Discophellus porcius* (Hesperiidae); F, larva; G, adulto.

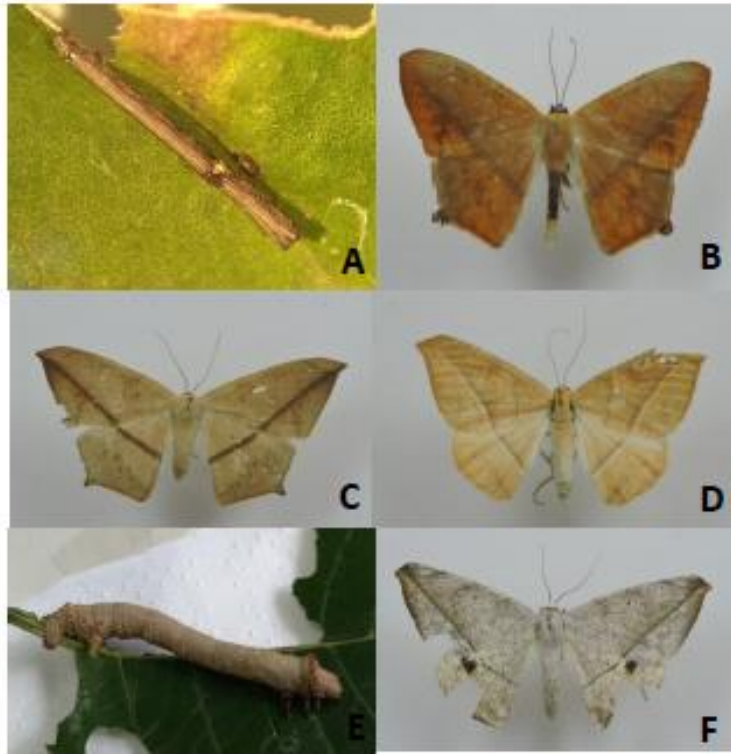


Fig. 7. Espécies de Lepidoptera associados a *C. floribundus*. A-C, *Prochoerodes* spp. (Geometridae); A, larva; B, *Prochoerodes onustaria* ; C, *Prochoerodes tetragonata*; D-F, *Oxydia* spp. (Geometridae); D, *Oxydia mundata*; E-F, *Oxydia vesulia*; E, larva ; F, adulto.



Fig. 8. Especies de Lepidoptera asociados a *C. floribundus*. A-B, *Dichomeris* sp. (Gelechiidae); A, larva; B, adulto; C-D, Olethreutinae (Tortricidae); C, adulto; D, larva; E-F, *Oxydia* spp. (Geometridae); D, *Oxydia mundata*; E, *Lascoria ornodalis* (Erebidae); F, *Spragueia margana* (Noctuidae); G, *Elaphria* sp. (Noctuidae); H, *Eois tegularia* (Geometridae).

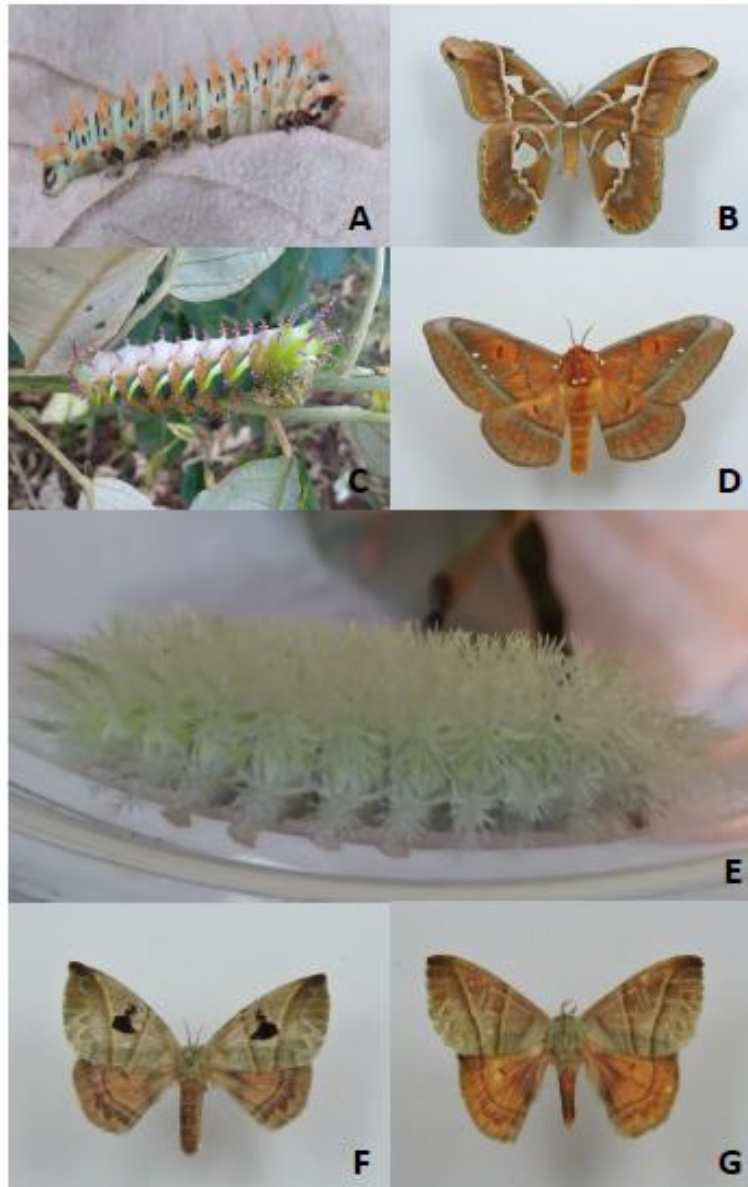


Fig. 9. Espécies de Saturniidae associados a *Croton floribundus*. A-B, *Rothschildia hesperus*; A, larva; B, fêmea; C-D, *Procitheronia principais*, C, larva; D, adulto; E-G, *Prohylesia friburgensis*; E, larva; F, fêmea; G, macho.

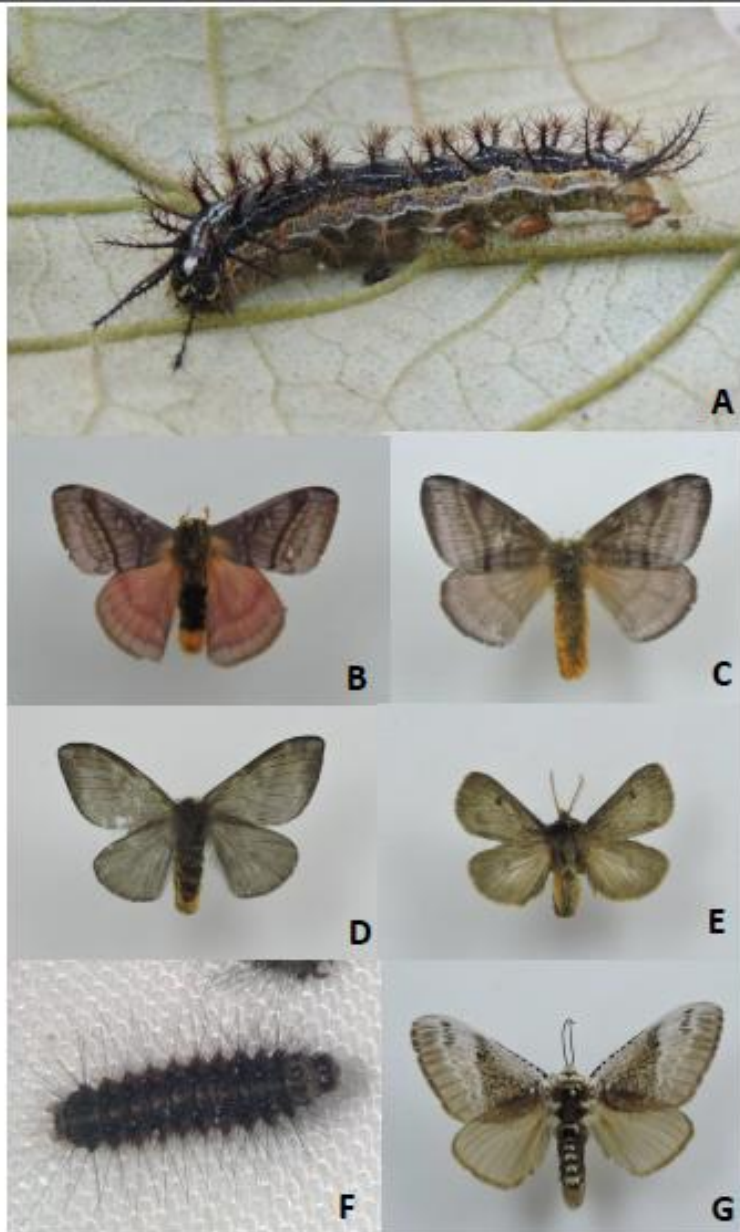


Fig. 10. Espécies de Lepidoptera associados a *Croton floribundus*. A-D, *Hylesia* spp. (Saturniidae); A, larva; B-C, *Hylesia ebalus*; B, macho, C, fêmea, D, *Hylesia* sp.; E, *Paracles fusca* (Erebidae); F-G, *Megalopyge albicollis* (Megalopygidae); F, larva; G, adulto.

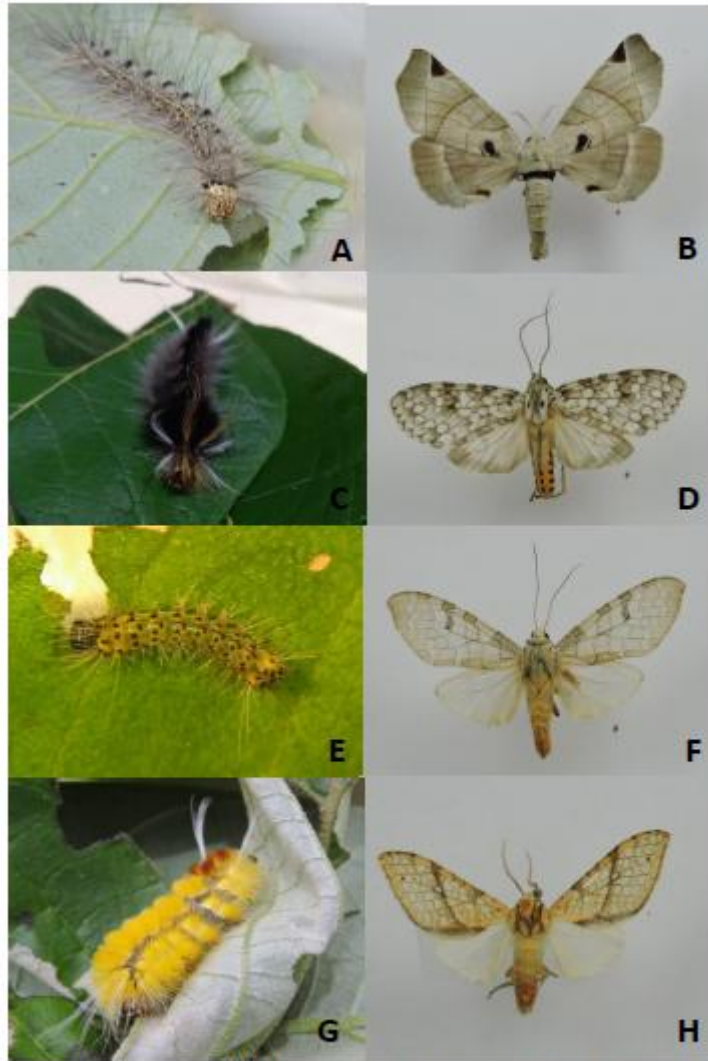


Fig. 11. Espécies de Lepidoptera associados a *Croton floribundus*. A-B, *Apatelodes pandara* (Bombycidae); A, larva; B, adulto; C-D, *Carales astur* (Erebidae); C, larva, D, adulto; E-F, *Halysidota orientalis* (Erebidae); E, larva; F, adulto; G-H, *Lophocampa* sp. (Erebidae); G, larva; H, adulto.



Fig. 12. Espécies de Lepidoptera associados a *Croton floribundus*. A-B, *Bertholdia* sp.: A, larva; B, adulto; C-D, *Euglyphis campinata*, C, larva, D, adulto; E-F, *Hypercompe cunigunda*; E, larva; F, adulto; G, *Tolype* sp. (larva parasitada).

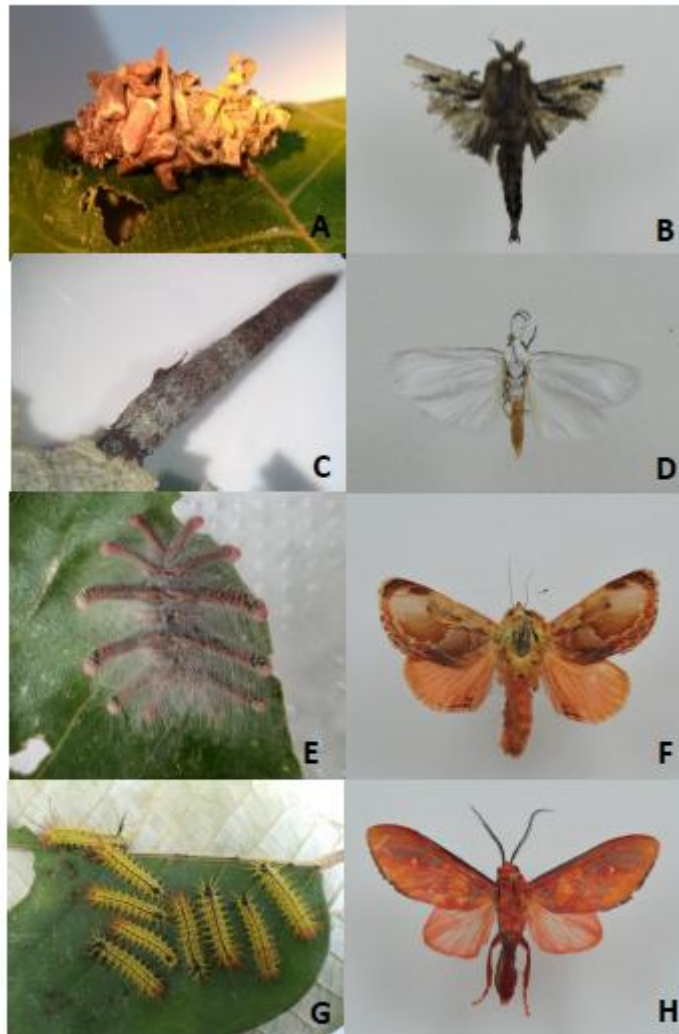


Fig. 13. Espécies de Lepidoptera associados a *Croton floribundus*. A-C, *Oiketicus* spp. (Psychidae); A-B, *Oiketicus kirbyi*, A, larva; B, macho adulto; C, *Oiketicus geyeri*; D, *Agylla marcata* (Erebidae), E-F, *Euphobetron cypris* (Limacodidae); E, larva; F, adulto; G-H, *Ernassa ignata* (Erebidae); G, larva; H, adulto.

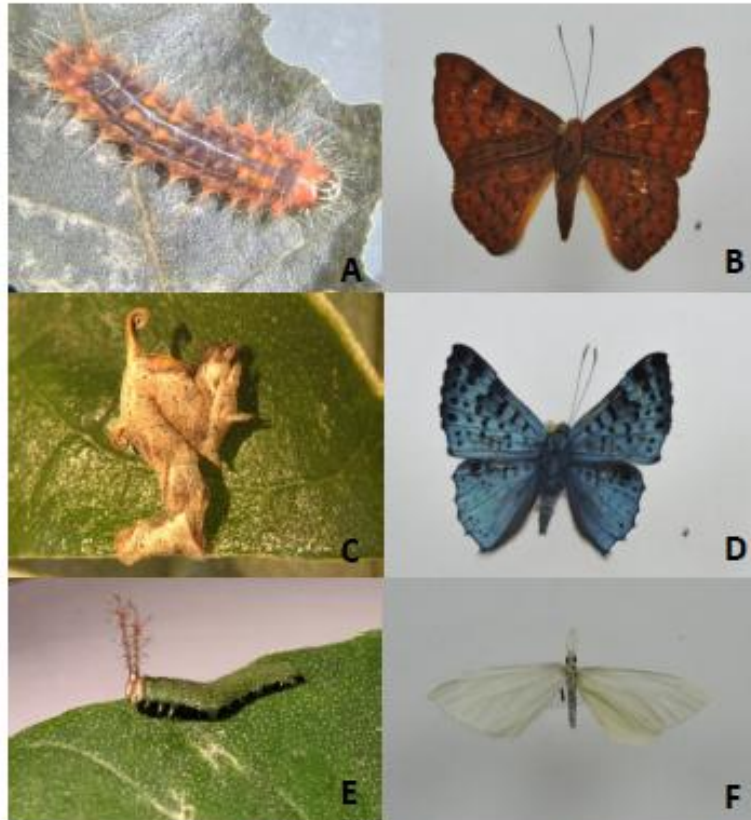


Fig. 14. Espécies de Lepidoptera associados a *Croton floribundus*. A-B, *Emesis rusula* (Riodinidae); A, larva; B, adulto; C-D, *Lasaia agesilas* (Riodinidae); C, larva, D, adulto; E-F, *Macrosoma napiaria* (Hedylidae); E, larva; F, adulto.



Fig. 15. Espécies de Noctuidae associados a *Croton floribundus*. A-B, *Eriopyga trocas*; A, larva; B, adulto; C-D, *Hampsonodes* sp.; C, larva; D, adulto; E, *Elaphria niveiplaga*;

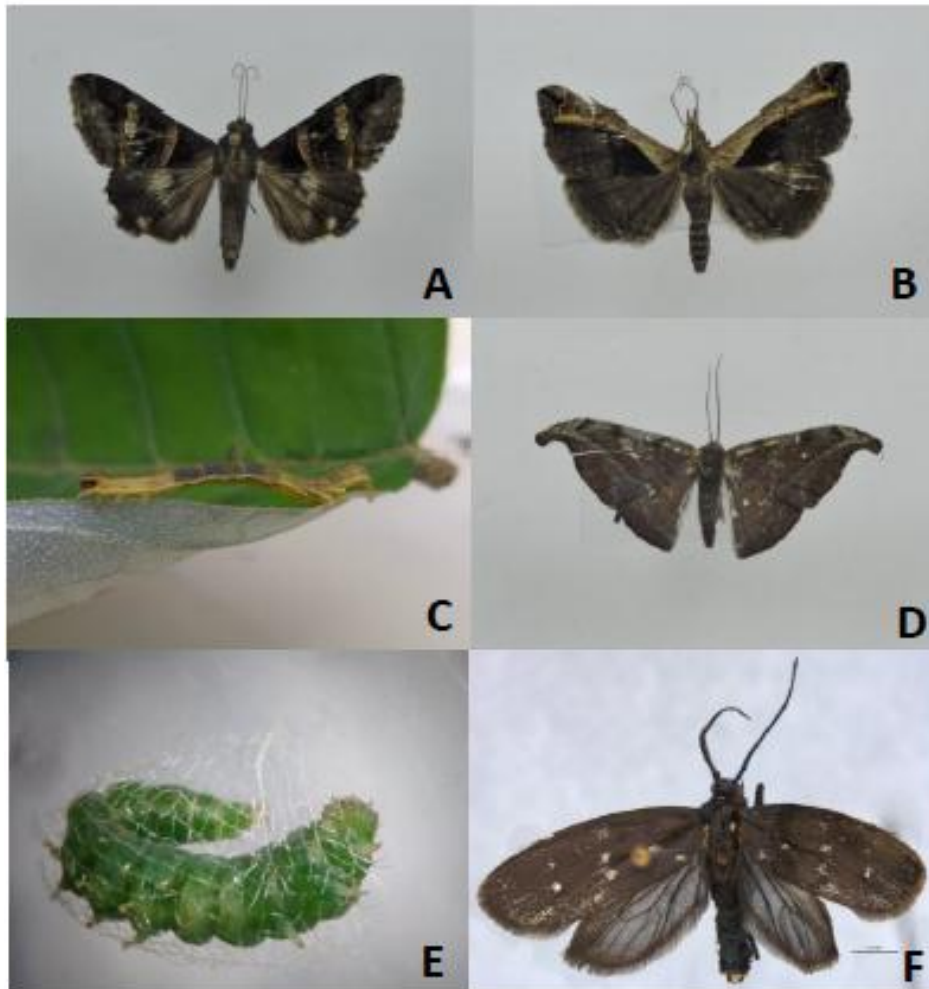


Fig. 16. Lepidoptera asociado a *Croton floribundus*. A, *Melipotis perpendicularares* (Erebidae); B, *Lascoria* sp. (Erebidae); C-D, *Patalene aenetusaria* , C, larva, D, adulto; E-F, *Urodus hexacentris* ; E, larva; F, adulto;

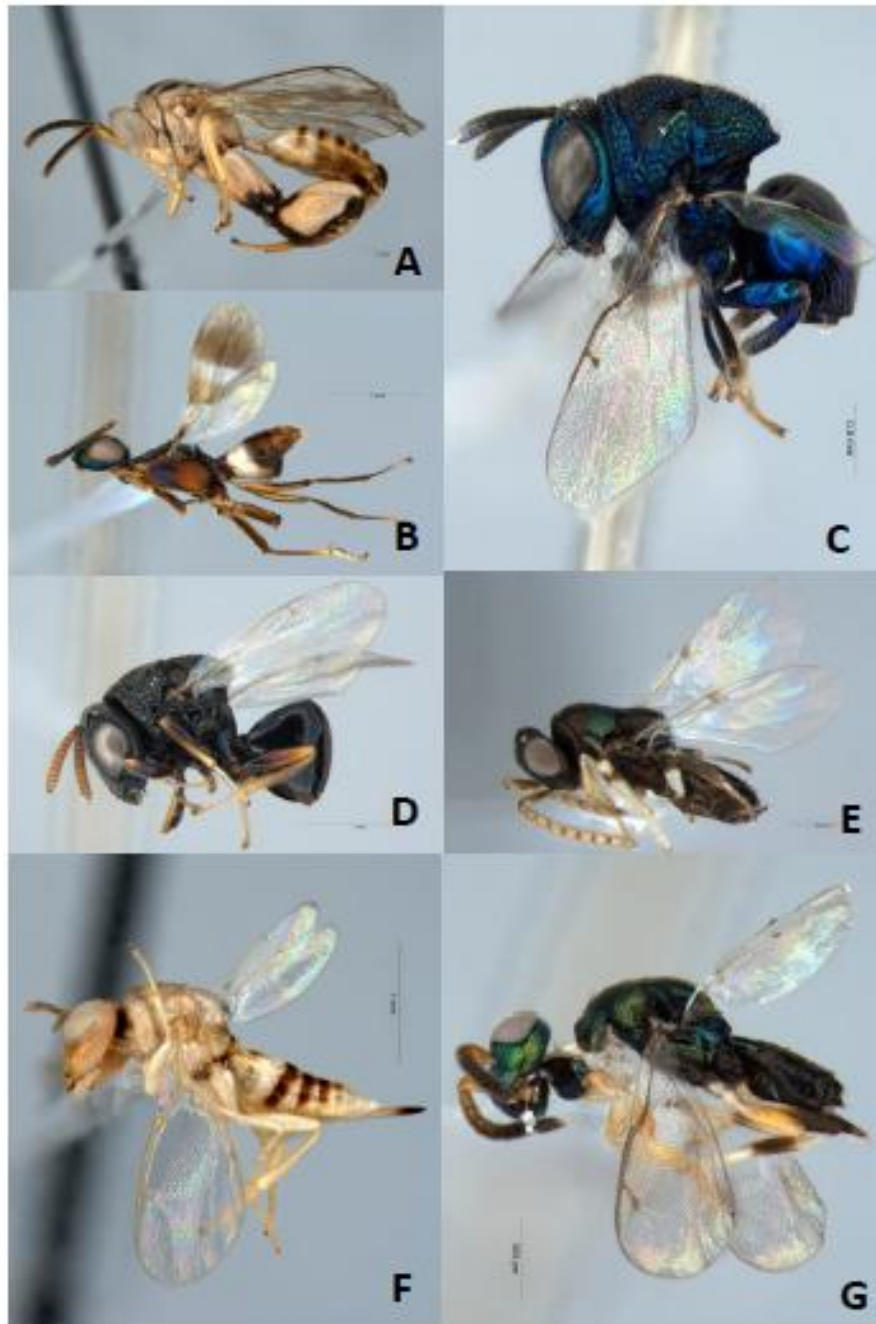


Fig. 17. Chalcidoidea parasitoides de lepidópteras associados a *Croton floribundus*. **A**, *Comura* sp. (Chalcididae); **B**, *Anastatus* sp. (Eupelmidae); **C-D**, *Perilampus* spp.; **C**, *Perilampus* sp.2; **D**, *Perilampus* sp.1; **E**, *Copidossoma* sp. (Encyrtidae); **F**, Morfoespécie 2 (Pteromalidae); **G**, Morfoespécie 1 (Pteromalidae).

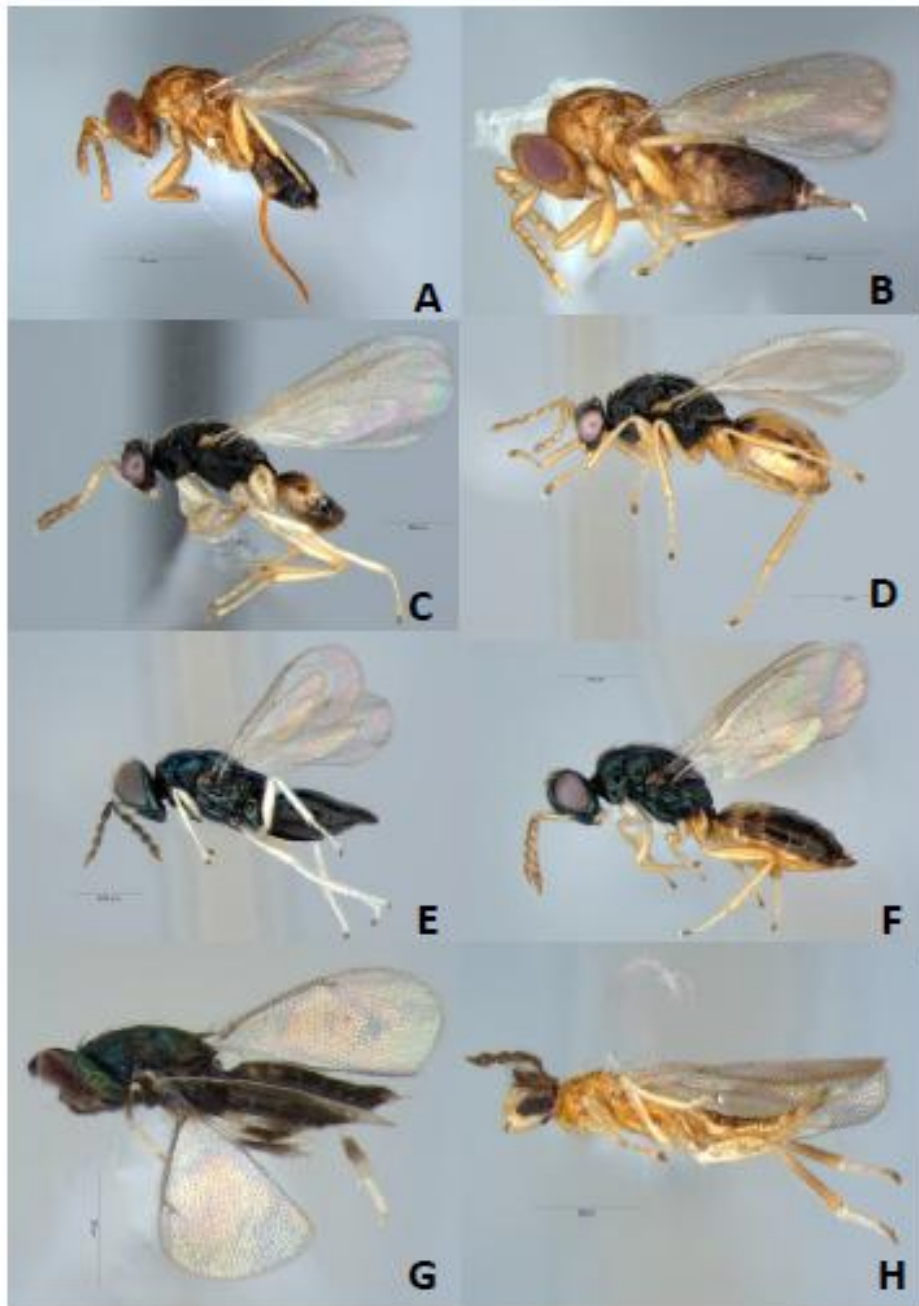


Fig. 18. Eulophidae (Hymenoptera: Chalcidoidea) parasitoides de lepidópteras associados a *Croton floribundus*. A-B, *Aprostocetus* sp. A, fêmea; B, macho; C-D, *Euplectrus* sp.; C, fêmea, D, macho; E, *Horismeus* sp.; F, *Elachertus* sp.; G, *Closterocerus* sp.; H, *Miotropis* sp.



Fig. 19. Braconidae (Hymenoptera: Ichneumonoidea) parasitoides de lepidópteras asociados a *Croton floribundus*. A *Apanteles* sp.1; B, *Dolichogenidea* sp. C, *Microplitis* sp.; D, *Wilkinsonellus* sp.; E, *Hipomicrogaster* sp.1; F, *Hipomicrogaster* sp.2; G, *Cotesia* sp.1.

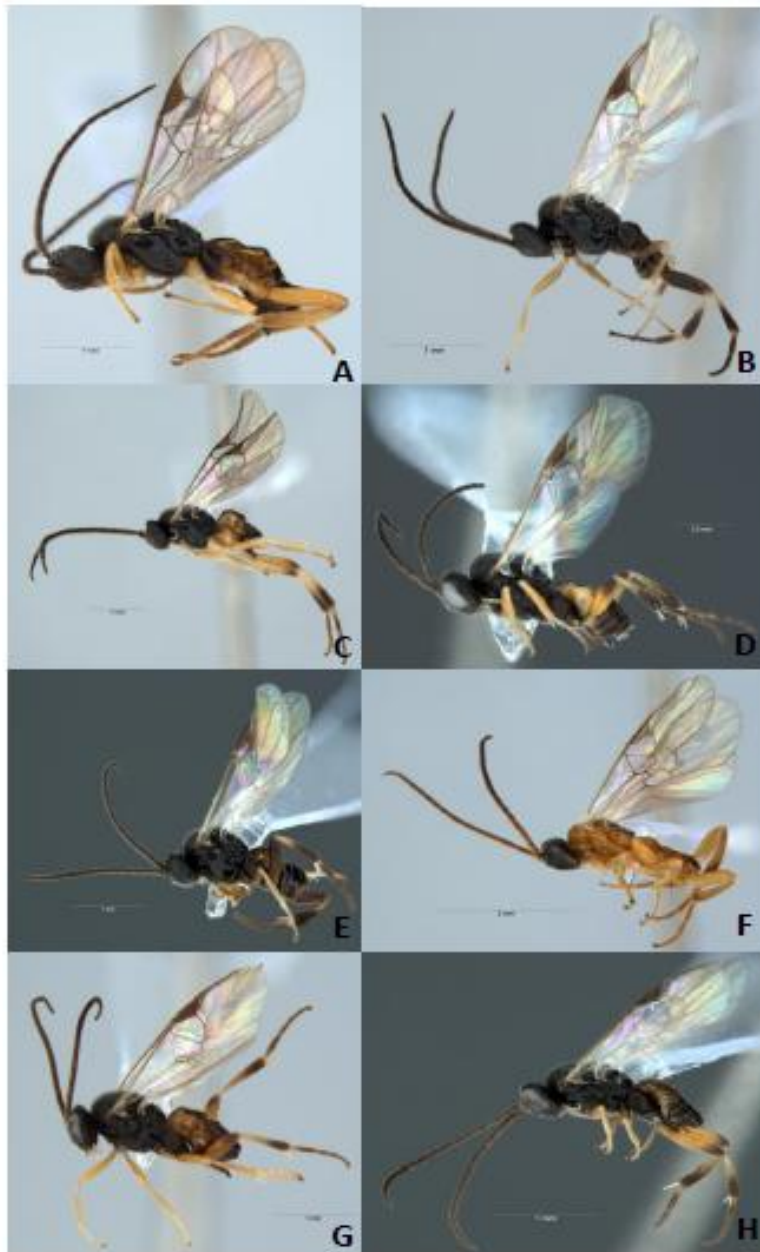


Fig. 20. Braconidae (Hymenoptera: Braconidae) parasitoides de lepidópteros asociados a *Croton floribundus*. A, *Glyptapanteles concinnus*; B, *Glyptapanteles* sp.1; C, *Glyptapanteles* sp.2, D, *Glyptapanteles* sp.3; E, *Glyptapanteles* sp.4; F, *Glyptapanteles* sp.5; G, *Glyptapanteles* sp.6; H, *Glyptapanteles* sp.7;



Fig. 21. Ichneumonoidea parasitoides de lepidópteros asociados a *Croton floribundus*. A, *Eiphossoma gauldi* (Ichneumonidae); B, *Diolcogaster basimacula* (Braconidae); C, *Diolcogaster xanthaspis*, D, *Chelonus* sp. (Braconidae); E, *Diolcogaster* sp.1; F, *Diolcogaster* sp.2.;

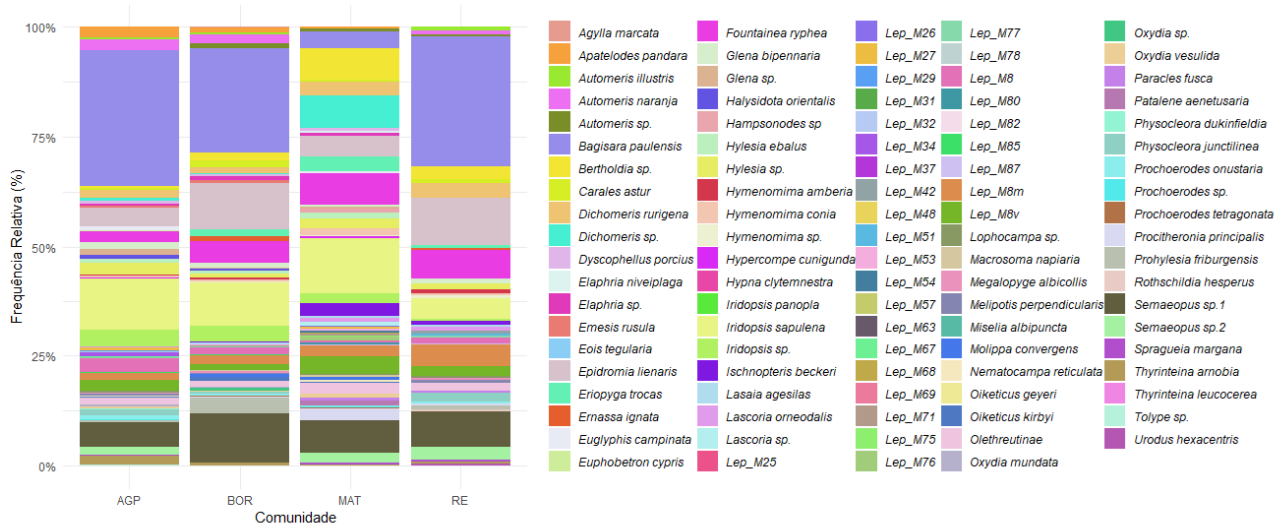


Figura 22. Comunidade de Hospedeiros plotados para as 4 áreas de estudo: Agrossilvipastoril, System (AGP), Area de Floresta de borda entre floresta mesófila e pasto (BOR), Area de floresta mesófila permanente (MAT), e Area de reflorestamento (RE)

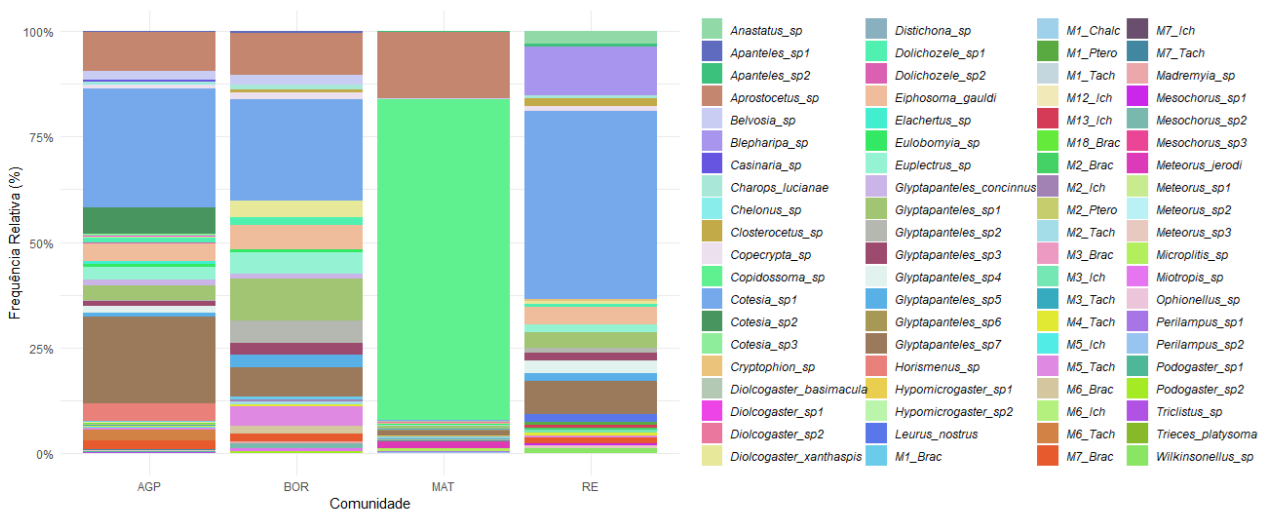


Figura 23. Comunidade de (a) Hospedeiros e (b) Parasitoides plotados para as 4 áreas de estudo: Agrossilvipastoril, System (AGP), Area de Floresta de borda entre floresta mesófila e pasto (BOR), Area de floresta mesófila permanente (MAT), e Area de reflorestamento (RE).

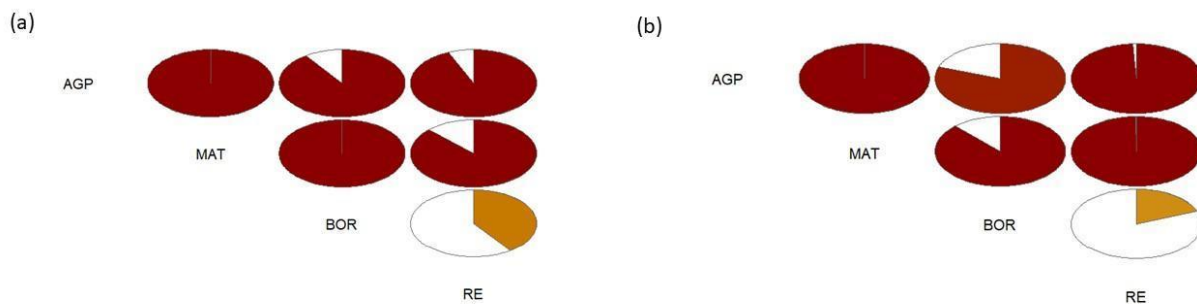


Figura 24. Probabilidade de compartilhamento de espécies (a) hospedeiras e (b) parasitoides entre as quatro áreas de estudo: AGP (Sistema agrossilvipastoril), MAT (Floresta mesófila semidecídua), BOR (Mata de Borda) e RE (Reflorestamento/Corredor ecológico). Alto grau de dissimilaridade nas comparações das comunidades par a par em cada área são representadas por cor vermelha intensa.

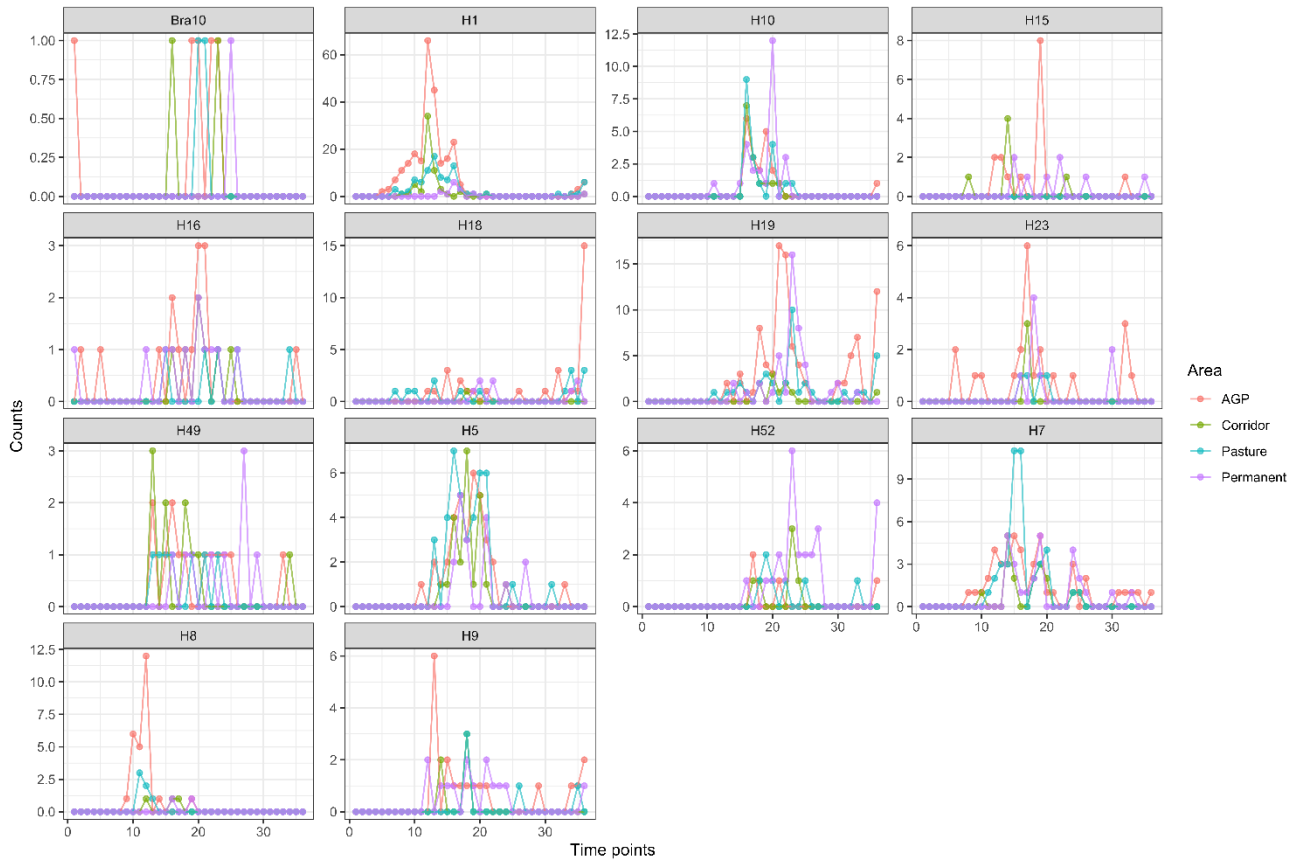


Figura 25. Frequência de ocorrência das espécies de lepidópteros e parasitoides considerados predominantes (*i.e.*, classificadas como dominantes, muito abundantes, muito frequentes e constantes) na paisagem da Fazenda Canchim- Embrapa Pecuária Sudeste –São Carlos, no período de junho de 2021 a dezembro de 2022 (36 coletas).

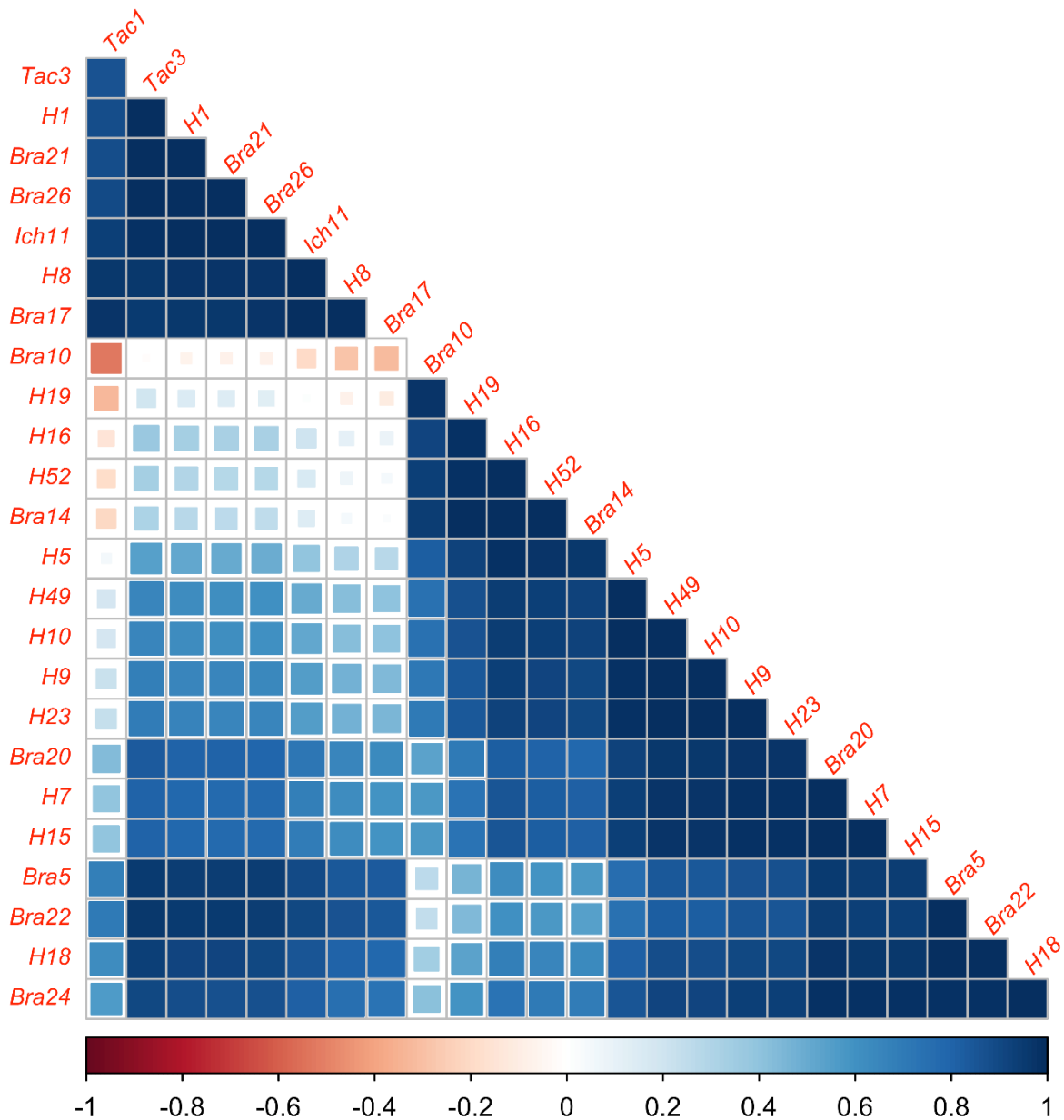
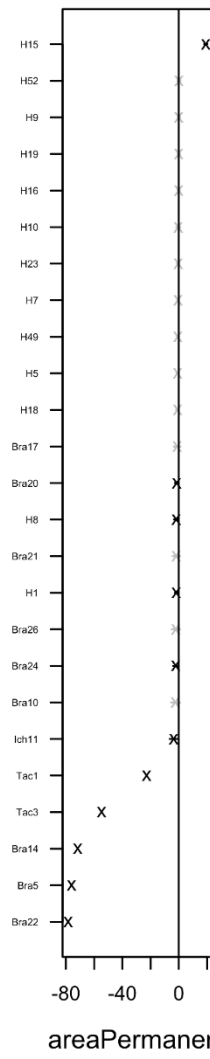
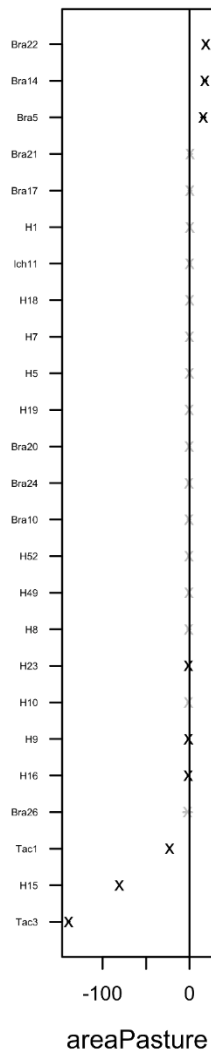
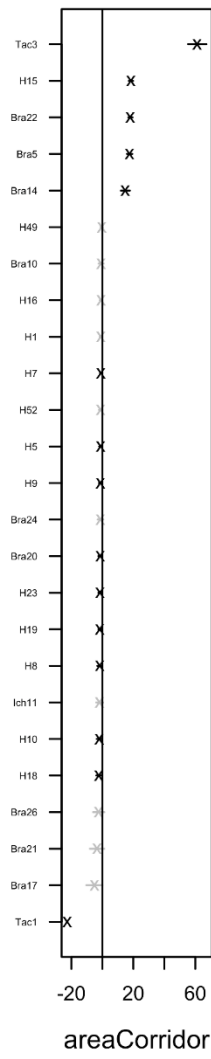
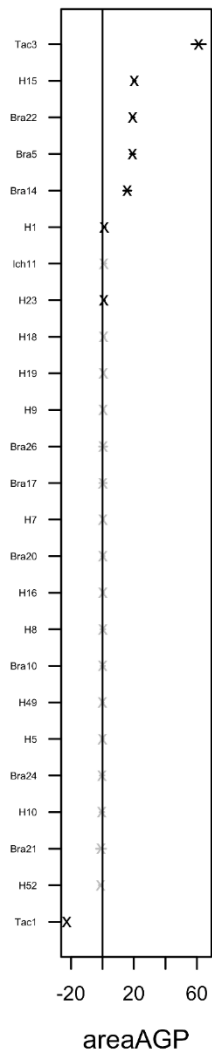


Figura 26. Matriz de saída do modelo de variável latente linear geral (gllvm) de interações específicas de espécies (espécies hospedeiras e parasitoides comuns nas 4 áreas de estudo) quando área e área: tempo foram contabilizados. O modelo gllvm representa uma distribuição de Poisson incorporando influências das áreas da paisagem: BOR, AGP, RE e MAT. Quadrados vermelhos indicam espécies negativamente correlacionadas, e quadrados azuis indicam correlações positivas.



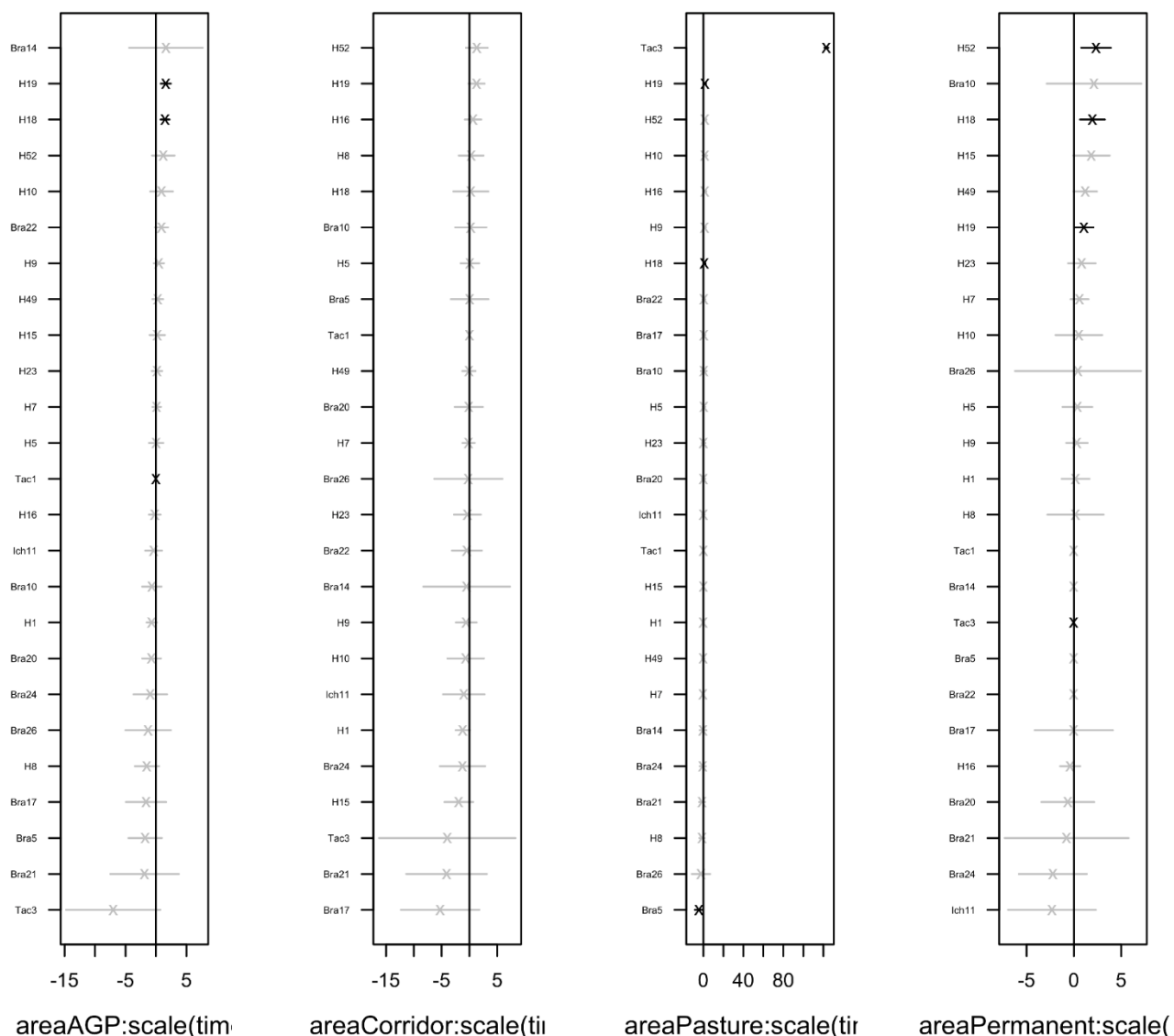


Figura 27. Gráficos das estimativas do efeito da área e da interação bidirecional entre área e tempo sobre a ocorrência de espécies predominantes presentes na comunidade da paisagem da Fazenda Canchim – Embrapa Pecuária Sudeste dadas pelo ajuste de modelo Poisson- GLLVM. Os pontos representados por “x” representam os coeficientes das variáveis área e tempo e seus intervalos de confiança de 95% (linhas). Pontos e linhas coloridos em preto e cinza representam, respectivamente, intervalos que não contêm zero.

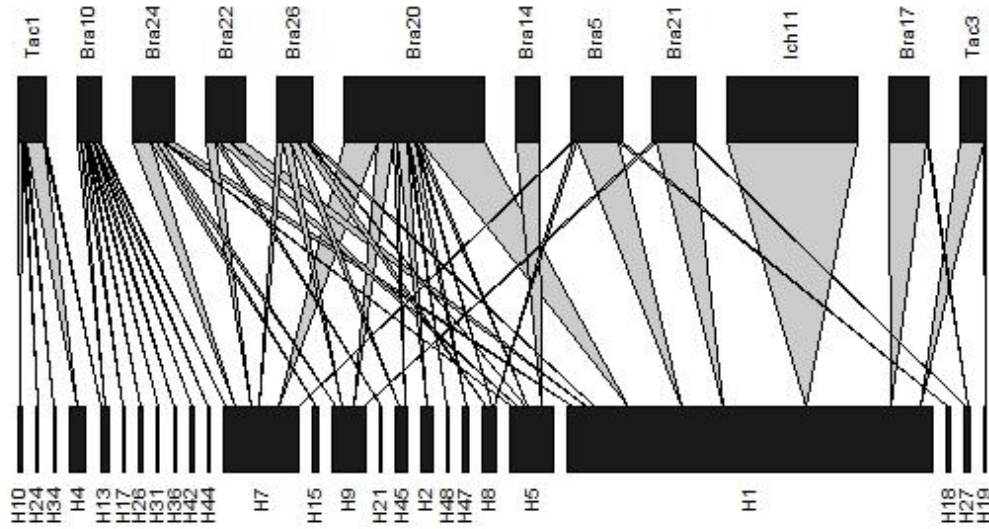


Figura 28. Rede de interação Lepidoptera- parasitoides predominantes em toda paisagem. As barras de baixo representam os hospedeiros e suas abundâncias e as barras de cima representam a abundância dos parasitoides. Os links indicam a frequência de interação entre as espécies.

CAPÍTULO 2:
INFLUENCE OF HETEROGENEOUS LANDSCAPE ON HOST-PARASITOID
INTERACTION NETWORKS
(Submetido na Functional Ecology)

Resumo

1. Vários estudos têm avaliado os impactos do aumento da intensidade do uso da terra e da fragmentação do habitat nas comunidades de insetos, vinculando a homogeneização do habitat à redução da complexidade da rede de espécies. Em contraste, tem-se que paisagens heterogêneas mantêm as redes de interação por meio de maior diversidade de espécies e interações comunitárias mais fortes.
2. Neste estudo, examinamos redes hospedeiro-parasitoides em uma paisagem que passou da transição de pastagem antropogênica para um mosaico de sistemas agroflorestais-pastoris e floresta por meio de processos de reflorestamento. Usando uma abordagem baseada em redes, avaliamos como a restauração e as mudanças no perturbação afetaram a composição e a estrutura das comunidades de lepidópteros e seus parasitoides em quatro áreas de paisagem em diferentes estágios de restauração: uma Área de Floresta Permanente, uma Área de Reflorestamento, uma área de borda entre Floresta Mesófila e Pastagem e um Sistema Agrosilvipastoril. Insetos associados a *Croton floribundus*, uma árvore comum a estas áreas, foram coletados quinzenalmente por 18 meses. As interações parasitoides-hospedeiros foram quantificadas por amostragem de parasitoides adultos emergentes de espécies hospedeiras.
3. Um total de 1.962 interações foram registradas, envolvendo 48 espécies hospedeiras e 77 espécies parasitoides. Os hospedeiros nas áreas restauradas mostraram interações mais fortes em comparação com aqueles na área preservada. As quatro áreas compartilharam apenas 11,2% das

espécies interagindo, com 58,4% das espécies encontradas exclusivamente em uma área, sugerindo que no escopo espacial dessas redes era estreito e fortemente moldado pelo tipo de habitat. Entre as áreas restauradas, o sistema agrossilvipastoril foi o menos semelhante à rede de mata preservada, indicando que processo de restauração da área pode não restaurar totalmente a estrutura original da comunidade.

4. Este estudo destaca a importância de entender como as interações entre espécies são estruturadas e afetadas por diferentes graus de restauração ao longo do tempo.

Palavras-chave: interação entre espécies, redes, paisagem heterogênea

Abstract

1. Several studies have evaluated the impacts of increasing land-use intensity and habitat fragmentation on insect communities, linking habitat homogenization to reduced species network complexity. In contrast, heterogeneous landscapes support network maintenance through greater species diversity and stronger community interactions.
2. In this study, we examined host-parasitoid networks within a landscape that transitioned from anthropogenic pasture to a mosaic of agroforestry-pastoral systems and forest through reforestation processes. Using a network-based approach, we assessed how restoration and land-use changes affected the composition and structure of lepidopteran communities and their parasitoids across four landscape areas at different stages of restoration: a Permanent Forest Area, a Reforestation Area, a Border Forest between Mesophytic Forest and Pasture, and an Agroforestry-Pastoral System. Insects associated with *Croton floribundus*, a common tree in these areas, were collected biweekly for 18 months. Parasitoid-host interactions were quantified by sampling adult parasitoids emerging from host species.
3. A total of 1,962 interactions were recorded, involving 48 host species and 77 parasitoid species. Hosts in the restored areas showed stronger interactions compared to those in the preserved area. The four areas shared only 11.2% of interacting species, with 58.4% of species found exclusively in one area, suggesting that the spatial scope of these networks was narrow and strongly shaped by habitat type. Among the restored areas, the agroforestry-pastoral system was least similar to the preserved forest network, indicating that restoration may not fully restore the original community structure.
4. This study highlights the importance of understanding how species interactions are structured and affected by different restoration processes over time.

Keywords: species interaction, network, heterogeneous landscape

1 Introduction

Trophic relationships in natural environments are shaped by environmental gradients, species life histories, and interactions among organisms in landscapes (Cagnolo et al., 2009). The trophic complexity arises from the diverse species interacting, forming intricate ecological networks that structure trophic relationships and ecosystem services derived from them (Shaw & Hochberg, 2001).

The intensity and frequency of disturbances in habitat modification can lead to varying spatial and temporal distribution patterns of both animal and plant species. Such changes may result in temporal asynchrony or spatial incompatibility in species occurrences. For instance, parasitoid insects depend on synchronizing with their host species and host plants (tri-trophic interactions), adult food resources, and adult diapause, as well as access to roosting sites and shelter (Shaw, 2006; Schweiger et al., 2012; Coudrain et al., 2013). Consequently, disturbances or habitat alterations can shift a community composition, potentially leading to an alternative stable state for the community (Lewontin, 1969).

Alternative states are characterized by changes in the local equilibrium point of communities, represented by temporal or spatial mean abundances, population components, and other factors where a set of variables can persist in different environmental configurations (Beisner et al., 2003). Depending on the level of disturbance, the community may return to its original configuration or generate a new and unpredictable configuration if the disturbance is irreparable (Carpenter et al., 1999).

A prime example of severe habitat modification is anthropogenic pastures, which lead to landscape homogenization, reducing species richness and consequently diminishing the biodiversity of interactions and network complexity (Tylianakis et al., 2007). Many restoration strategies can be applied to these pasture areas, including reforestation (replanting native tree species) and Agroforestry-Pastoral Systems (planting native trees in degraded areas/pastures). These restoration actions, involving direct human intervention to restore or mitigate the harm to degraded ecosystem

functions, aim to enhance species richness and recover ecosystem services beneficial to humans (Jessop et al., 2015; Kull et al., 2015; Brudvig et al., 2017).

Although restoration aims to return ecosystems to a previous successional community or reference community (White & Walker, 1997), in practice, it often induces a shift to an alternative stable state (Hobbs et al., 2011; Suding, 2011; Brudvig et al., 2017), creating a new community (Lewontin, 1969; May, 1977; Beisner et al., 2003; Suding & Hobbs, 2009; Hobbs et al., 2011). The reason is that the restoration process can potentially allow recolonization of habitats by previously extirpated species or new ones not present in the original community (Grunzweig et al., 2015; Watts et al., 2015).

The effects of habitat modification/restoration dynamics become more complex when habitats with different disturbance regimes are embedded in the same landscape, making it spatially and temporally heterogeneous. In heterogeneous landscapes, communities in different habitat areas can "exchange" species, and changes in population distribution cause changes in interaction networks with other species, facilitating or hindering the establishment of new species in each locality. This leads to changes in interaction and species assemblages (Estes & Palmisano, 1974; Cohen, 1977).

Considering that host-parasitoid interactions are shaped by the phenological, behavioral, and bioecological characteristics of the interacting species (LaSalle, 1993) and by external habitat factors (Kruess & Tschardtke, 1994; Hance et al., 2007) that habitat disturbance/restoration dynamics can alter, extirpate, and/or create new antagonistic interactions in host-parasitoid communities (Stefan-Dewenter & Tschardtke, 2002; Luong et al., 2019); that species are not isolated but immersed in complex networks that directly and indirectly connect them with other species throughout the landscape, we hypothesized that areas undergoing different restoration processes contribute differently to the overall host and parasitoid community in a heterogeneous landscape. This directly

and indirectly impacts ecosystem services in local populations and the diversity of interactions among them.

Therefore, we expect that the structure and composition of interaction networks established in each area of a heterogeneous landscape will reflect, through colonization/establishment and maintenance patterns of species, the effect of area attributes (*i.e.*, plant neighborhood, habitat quality, disturbance-regime dynamic) and the individual traits of each interacting species. Understanding how areas with different disturbance/restoration regimes impact the community and its ecosystem services provided in a heterogeneous landscape becomes essential for decision-making mechanisms, landscape-alteration assessments, and management strategies.

In this study, we evaluated the host-parasitoid interaction networks associated with *Croton floribundus* (Euphorbiaceae). This foundress plant species (Lorenzi, 1992) is present in four areas with different characteristics and disturbance/restoration levels: a trail within a permanent preservation area (low disturbance/preserved), the border area between the mesophytic forest and pasture (high disturbance/no restoration), an Agroforestry-Pastoral management area (medium disturbance/anthropic restoration), and an ecological corridor area (low disturbance/natural restoration). The study aims were: (i) to describe the individual-based lepidopteran-parasitoid interaction networks established in *C. floribundus* and (ii) to examine how these interactions are reshaped across different anthropic restoration processes compared to the original preserved area, using basic interaction-network descriptors and occurrence analyses of different interactions across the study areas.

2 Materials and Methods

2.1 Study location and species

The study landscape is located on Fazenda Canchim (S 21°55'22" and W 47°48'47.52"), belonging to Embrapa Pecuária Sudeste, in São Carlos, São Paulo State, Brazil. This landscape

consists of four areas with different gradients of modification and disturbance: (i) Semideciduous Mesophytic Forest Area (FOR); (ii) Reforestation Area (RE); (iii) Border Area between the Mesophytic Forest and pasture (BOR); and (iv) Agroforestry-Pastoral System Area (APS) (Figure S1). The FOR area is a permanent preservation zone, maintaining native vegetation over time. In contrast, the APS and RE areas are adjacent and are former pastures that have been undergoing restoration for the past 19 years. The RE area represents natural ecological succession, aiming to create a buffer zone contiguous to an ecological corridor. In contrast, the APS area is artificially managed for economic purposes, to achieve more-efficient disturbance. The BOR area is adjacent to a pasture area that has not undergone restoration over time.

Croton floribundus Spreng. (Euphorbiaceae) is a native pioneer tree species that naturally occurs in edge regions near roads, trails, and forests (Lorenzi, 1992). It is widely distributed in Brazil, in the Atlantic Forest ecosystem (Carvalho, 2003). Capable of reaching up to 10 m in height, it occurs primarily in clearings where light availability is higher, making it suitable for reforestation of degraded areas with characteristics similar to semideciduous secondary forests (Fernandes et al., 2010).

Croton floribundus has a high dispersal capacity through autochory and barochory (*i.e.*, seeds that exhibit explosive dehiscence), throwing seeds far from the parent plant, and is considered an invasive pasture species with high resistance to environmental changes (Durigan et al., 1997; Carvalho, 2003). Due to these characteristics, it rapidly occupies regions without vegetation cover in an aggregated manner, providing soil protection and developing a microclimate that benefits the development of other plant species in subsequent successional stages (Vilela et al., 1993). The presence of shrubs of different sizes in these environments favors a wide variety of herbivores, particularly lepidopterans and their natural enemies, the parasitoid hymenopterans that use the lepidopteran larvae as hosts for the development of their offspring (Marconato et al., 2008; Perreira et al., 2015).

Many lepidopteran species have been reported to feed on *C. floribundus* leaves throughout the Fazenda Canchim study area. Surveys of Lepidoptera and their natural enemies associated with *C. floribundus* were conducted by Silva et al. (1968), Dias (1991), Caldas (1991, 1994, 1995), Caldas and Passos (1996), Fernandes and Dias (2000a, 2000b), Queiroz (2002), Penteado-Dias et al. (2011), Gomes et al. (2013), and Perreira et al. (2015). Some of these studies indicate that over the years, with the recovery of pasture areas through various landscape restoration processes at Fazenda Canchim, the composition and structuring of lepidopteran communities and their parasitoids in the four different study areas responded differently to landscape changes, in terms of species richness and interaction diversity.

2.2 Sampling design

For insect sampling, one *C. floribundus* tree was selected, representing the center of the sampling points. These points were selected randomly in the landscape across the four study areas. These trees were marked and georeferenced, and sampling circles with a radius of 10 m were established around these points, so trees within this radius were also sampled and counted. For the lepidopteran sampling, an entomological umbrella was used in open environments, and the vegetation was directly inspected when the umbrella could not be deployed. The selected trees ranged in height from 0.5 to 4 m. Sampling effort was standardized, with 20 branches of 0.5 m for trees over 1 m tall (or the total of branches in case of trees with less than 20 branches), and all branches for plants shorter than 1 m.

2.3 Interaction sampling

The 60 sampling points were monitored biweekly for 18 months (July 2021 to December 2022). Antagonistic interactions were quantified by sampling lepidopteran larvae from the plants

and subsequently rearing them in the laboratory. Emergence of adults (either lepidopterans or parasitoids) was then recorded at the end of their developmental cycle.

Interactions were counted based on obtaining adult parasitoids that emerged from the host species. Non-parasitized hosts and parasitoids that did not emerge, making identification impossible, were excluded from the network studies. Hosts that were parasitized but could not be identified from remnants of dead individuals remaining after parasitism were also excluded.

All lepidopterans and hymenopterans were identified by specialist taxonomists. After being mounted and identified, the lepidopterans and parasitoids were deposited in the Taxonomic Collection of the Department of Ecology and Evolutionary Biology (DCBU) at the Federal University of São Carlos (UFSCar).

2.4 Lepidoptera-Parasitoid Interaction Networks in the study areas

Four bipartite interaction networks were constructed, based on individuals found in each study area. The hosts were represented by species of lepidopterans and the antagonists by parasitoids (Hymenoptera and Diptera). Data gathered for network analysis came from 60 points distributed in the sampled landscape (Figure S1).

The distribution of interactions among host species common to all four landscape areas (n=6 host species) was assessed using species strength (Interaction Strength, IS). This metric was also calculated for parasitoid species common to the study areas (n=8 parasitoid species) to determine their role in the networks across the four areas. This is a node-level network metric, meaning that it measures the importance of a node (*i.e.*, species) from the perspective of other nodes in the network (Bascompte, 2007).

The intensity of interactions between hosts and their parasitoids in each study area was visualized using heatmap graphs, where darker colors represent larger quantities and frequencies of observed interactions. Correlations (Spearman's rho) were calculated between the number of trees

and host abundance, as well as between host abundance and parasitoid abundance (*i.e.*, parasitism rate) across the collection points in the different areas.

We used a set of network metrics to evaluate structural changes in network organization across the four study areas. As network metrics, those that allowed detection of changes in the overall network topology were calculated, such as weighted connectance (wC: number of links in the entire network relative to the possible total number of links); weighted nestedness (wNODF: strength of a core of highly connected nodes coupled with peripheral nodes of high connectance, producing a cohesive network structure; Bascompte et al., 2003); and modularity (M: to detect the density of groups of connected nodes — *e.g.*, parasitoid species that tend to interact with the same set of hosts — with connections to nodes from other groups). Node and whole-network metrics were calculated using the R bipartite package; the Beckett algorithm was used to calculate modularity (Dormann et al., 2009; Dormann & Strauss, 2013; Isla et al., 2022).

To evaluate similarities between the networks, the Hamming distance between network graphs was used; this indicates the minimum number of links added or removed that are needed to change one network into another (Butts & Carley, 2005). The comparison of networks using the Hamming distance value indicates the degree of similarity between the network topologies (Isla et al., 2022).

The significance of the network-metric statistics used was calculated by comparison with a null model, contrasting the observed network with 100 other randomly generated networks, using null models that maintained the network's connectance (*vaznull* function of the bipartite package; Dormann et al., 2009). Bootstrapping with replacement was used to estimate a 95% confidence interval for the network metrics, thus allowing overlap in the network metric estimates of the four study areas.

3 Results

3.1 Lepidopteran-parasitoid interaction networks in *C. floribundus*

A total of 1,962 interactions between 48 host species and 77 parasitoid species were observed (Tables S1 and S2). Among these species, only 12.5% (n=6) of the lepidopterans and 10.4% (n=8) of the parasitoids were found in all four study areas. The majority of lepidopteran species (n=27, 56.25%) and parasitoids (n=46, 59.74%) were collected in only one study area. The APS (39.12%, n=18) and FOR (30.46%, n=14) areas had the highest number of species unique to their respective areas, followed by the RE (19.56%, n=9) and BOR (10.86%, n=5) areas (Tables S1 and S2).

Considering all 60 sampling points, the most frequent lepidopteran family was Geometridae, and the most frequent parasitoid family found interacting with hosts was Braconidae. The lepidopteran species with the highest number of interactions with parasitoid species was *Bagisara paulensis* (Noctuidae - H1), with 168 larvae parasitized by 17 parasitoid species. The lepidopteran species *Epidromia lienaris* (Noctuidae - H5), *Semaepopus* sp.1 (Geometridae - H7), Geometridae sp. 2 (H9), *Dichomeris* sp. and *Dichomeris rurigena* (Gelechiidae - (H11 and H16, respectively) also had many parasitoid specimens associated with them (Figure 1).

3.2. Indices of network metrics

The networks differed in structure across each landscape area (Figure 1). Regarding the network links (*i.e.*, interactions), the Hamming distance indicated that the BOR and RE networks were the most similar in pairwise comparisons with the preserved area network (FOR). The minimum numbers of links needed to transform the restored-area networks into the preserved-area network were 2002 (BOR-FOR), 2002 (FOR-RE), and 2722 (APS-FOR). In the comparison among the restored-area networks, the Hamming distance indicated that the APS and RE networks were the most similar. The values found for the pairwise comparisons were 1276 (APS-RE), 1280 (APS-BOR), and 2002 (BOR-RE).

Analysis of network-descriptor indices (wC, wNODF, and M) also indicated significant differences among the communities in the different areas (Figure 2). The network in the preserved area (FOR) had the lowest weighted connectance (wC) value, followed by the APS network. The BOR and RE networks had the highest connectance and did not differ from each other. The FOR network had the lowest nestedness (wNODF) and modularity (M) values. The BOR network had the highest nestedness, followed by the APS network. These networks did not differ in high modularity compared to the others. All network metrics differed significantly from the metrics calculated by null models, which were used to compare the observed values and their confidence intervals.

Comparisons at the node (*i.e.*, species) level of the network were made by evaluating the distribution of interaction strength (FI) with the lepidopteran hosts in each area (Figure 3). In the restored areas (BOR, RE, APS), host species with high interaction strength values ($6.47 < FI < 9.23$) were present compared to the preserved area (FOR, $FI < 4.35$). The importance of shared host species among the four areas (H1, H5, H7, H9, H16, and H23) varied among networks (Figure 4a). The host species H1, H7, H9, and H16 were important in the preserved-area network (FOR), but the FI values for these species differed in the restored-area networks. Host H1 was the most important species in all four networks, but its importance was more evident in the restored areas. Lepidopteran H9 was the most important species in the preserved area (FOR) network, compared to the networks in the other areas. Hosts H7 and H16 had lower importance in the APS and APS/BOR networks, respectively (Figure 4a).

The importance of parasitoid species (*i.e.*, FI values) common to the four areas also differed (Figure 4b). In the restored areas, the species with the most interactions were hymenopterans of the family Braconidae, with the BOR and RE area networks sharing the same main parasitoid species (Brac20; Table S2). In the preserved area (FOR), the parasitoids with the highest FI value were dipterans of the family Tachinidae.

The number and intensity of host-parasitoid interactions on *C. floribundus* were more

frequent in the APS area compared to the other sites (Figure 5). The abundance of *C. floribundus* differed across the four areas (Figure S1). Although the APS area had more sampling points and consequently a larger number of trees (Figure S1), correlation analysis showed a weak association between the number of trees at the sampling points and the abundance of lepidopterans ($\rho = 0.35$; $p < 0.001$; Figure S2a). In contrast, the correlation between host abundance and parasitism rates (*i.e.*, parasitoid abundance) was positive and strong ($\rho = 0.88$; $p < 0.001$; Figure S2b).

Discussion

The distribution of *C. floribundus* in the study areas facilitated the flow and establishment of different species in these habitats with varied abiotic/biotic characteristics. Since *C. floribundus* often occupies forest edges, it can intercept the flight of various insects before they enter dense forest areas or cultivation systems within areas of different phytophysionomies.

In APS, a planned agroforestry area, the *C. floribundus* trees are distributed in rows with similar spacing, *i.e.*, homogeneously throughout the area. This allowed the species to disperse more easily than in the other areas, benefiting the biological interactions within the system's components (Paciullo et al., 2011). In these environments, light availability changes gradually over time with tree growth, affecting the development of the understory (Guenni et al., 2008). This may have created a favorable environment for the establishment of lepidopterans, due to more-accessible resources and shelter, which also affected the presence of the associated parasitoids.

Although the number of trees at each point had little effect on lepidopteran abundance, the results indicated that the composition and biodiversity of species interactions in the APS area differed significantly from the other areas. This led to higher richness and abundance of lepidopterans, and consequently, more-pronounced differences in the structure of the interaction networks within the APS community (Skippari et al., 2009).

Edge regions between habitats become interception points for insect populations in the

landscape, influencing the composition and diversity of species in an area (Julião et al., 2004; Öckinger et al., 2012). In fragmented landscapes, organisms in edges must adapt to continuous abrupt changes in the microclimate and are more vulnerable to predation (Laurance, 2000). In this study, the BOR area had a high concentration of *C. floribundus* trees, which influenced the diversity of host species there. The community in this area showed similarity to the adjacent restoration area RE, which could explain the similarity in the composition and structure of the two networks.

Although the characteristics of each area directly influenced the presence, abundance, and diversity of lepidopterans, the local environment has a less-direct effect on the presence of parasitoids, which depends on the density of their hosts in each location (LaSalle, 1993). Considering the density-dependent characteristic of parasitic hymenopterans, these are especially vulnerable to extinction processes, as they operate at higher trophic levels and tend to be highly specialized. The ecological requirements of most species are little known (LaSalle, 1993; Shaw & Hochberg, 2001). The effects of parasitoids on their hosts are seen as reciprocal in studies focusing on population dynamics and community structure. The concept of "habitat" for parasitoid wasps is questionable, as all local community dynamics, regional characteristics, host distribution, and other ecological factors influence a parasitoid's viability in a particular location (Shaw, 2006).

In this study, communities in restoration areas contained some host species, including species common to communities across the four areas, that displayed greater discrepancies in interaction-strength values (*i.e.*, their importance) within interaction networks compared to the preserved-area community, where host-species importance was more homogeneous. Notably, host species H1 interacted with 17 different parasitoid species. The higher abundance and frequency of this species in the APS area during sampling could be the main cause of the differences observed in network composition, structure, and interaction diversity in the APS area (Orrock et al., 2011; Marini et al., 2014).

The results indicated that communities in the different restoration areas differ from the

preserved-area community (FOR), which has the original characteristics of the landscape fragment. This suggests that while there is potential for species flow across the landscape areas, the specific characteristics of each area either facilitate or hinder species establishment and maintenance (Figure S1). The differences in network structure, composition, and interaction diversity across the four communities seem not to be associated exclusively with the degree of area disturbance, but also with environmental modifications and heterogeneity, providing more resource availability, nesting niches, and interaction modifications in the region (Fabian et al., 2013; Piekarska-Boniecka et al., 2014).

In disturbed, fragmented, or modified environments, the rarest species and interactions are the first to be lost along the modification gradient formed (Cagnolo et al., 2009; Aizen et al., 2012; Burkle & Knight, 2012). Specialist species and interactions are also frequently lost with landscape changes (Cagnolo et al., 2009; Aizen et al., 2012; Burkle & Knight, 2012; Burkle et al., 2013), making networks more nested, increasing species extinction, and accelerating connectivity increase, which generally leads to a decline in interaction-network size (Banasek-Richter et al., 2009; Vidal et al., 2014).

Ecosystem stability is understood to be related to an area's biodiversity, influencing various ecological mechanisms. Species with weak interactions play a fundamental role in community dynamics, dampening strong interactions. This theory suggests that decreasing biodiversity, followed by increasing mean interaction strengths, is the primary indicator of decreasing ecosystem stability (McCann, 2000). Habitat modifications can also change resource availability for species, causing better-adapted species to become more abundant, with the interactions that they establish in the network gaining in importance (*i.e.*, interaction strength) (Tylianakis et al., 2007; Maunsell et al., 2015). Besides extinctions, landscape changes can facilitate invasions by non-native/exotic species, potentially altering the interaction-network structure, especially when these species can interact with the local community, affecting species abundance and encounter rates, and thus

network architecture (Vazquez et al., 2007; Staniczenko et al., 2013).

Species encounter rates are influenced by changes in the spatial and temporal overlap of species with the potential for interaction. Thus, anthropogenic vegetation changes can alter climatic factors, leading to changes in plant phenology, affecting the encounter rates of plants with specialist species and resulting in phenological asynchrony (Benadi et al., 2014). Increased temperatures due to deforestation and soil warming can also accelerate insect metabolism, altering trophic interactions, attack behavior, and prey/host consumption, often resulting in prey/host shifts (Tylianakis & Morris, 2017).

Analysis of network metrics revealed that the preserved-area community (FOR) had lower connectivity, nestedness, and modularity, indicating greater stability and resilience. Among the communities in all areas, BOR, where the native forest was deforested for pasture formation without restoration actions, had the most fragile and least resilient community (low connectivity, nestedness, and modularity). The APS area community showed the greatest differences in community composition and structure, suggesting that this host-parasitoid community is undergoing hysteresis, where the probability of returning to the original community characteristics is low. The other modified areas, RE and BOR, exhibited network topological characteristics intermediate between APS and FOR.

Parasitoid hymenopterans play an indispensable role in embedding these interactions into more complex ecological networks, contributing to network stability (Huxham et al., 1996; Lafferty et al., 2006). The diversity of interactions and network structural complexity are key factors in maintaining ecosystem stability (Bukovinszky et al., 2008). Thus, ecological networks provide a crucial conceptual link between communities and ecosystem functioning (Thompson et al., 2012). Therefore, network analyses can aid in understanding community responses to anthropogenic environmental modifications. These approaches still face challenges in sampling and analysis, but recent advances, such as in handling interaction turnover sources, multiple interaction types, and

spatial and temporal scales, are improving predictive capabilities.

Studies assessing the impact of habitat modification on antagonistic networks show that habitat changes can influence host-parasitoid network structures across different land-use gradients and phenological variation of the landscape plants over time (Tylianakis et al., 2007; Isla et al., 2022). Even when host and parasitoid populations are similar across landscape areas, as reported in this study, species behavior can vary according to the gradient characteristics in different landscape areas. Host-species numbers can change with time and area, and parasitoid species may change their behavior in response by attacking the locally most-common species (Tylianakis et al., 2007; Isla et al., 2022).

Restored areas are crucial for biodiversity conservation. However, these areas often consist of mosaics of small patches with diverse habitat types, both managed and unmanaged. Conserving insect diversity across such heterogeneous landscapes presents several challenges. Our study demonstrated that the spatial distribution of interaction networks can be strongly influenced by habitat characteristics and management strategies. The structure of these habitat mosaics tends to confine interactions to specific areas of the landscape, even though species and their resources are spread throughout. This effect is particularly pronounced for higher trophic-level species, such as parasitoids, which are highly sensitive to the stochastic occurrence of their hosts, whose presence depends on their movement through the landscape. As a result, although species may visit multiple areas, co-occurrence and interactions are often sporadic, reducing interaction diversity based on species' responsiveness to habitat features.

Our findings contribute to understanding of the consequences of various habitat restoration strategies and can help guide conservation efforts, while also supporting the establishment of sustainable land-use practices aimed at reducing threats to biodiversity

References

- Aizen, M. A., Sabatino, M., & Tylianakis, J. M. (2012). Specialization and rarity predict nonrandom loss of interactions from mutualist networks. *Science*, *335*(6075), 1486–1489. <https://doi.org/10.1126/science.1215320>
- Banasek-Richter, C., Bersier, L. F., Cattin, M. F., Baltensperger, R., Gabriel, J. P., Merz, Y., Ulanowicz, R. E., Tavares, A. F., Williams, D. D., de Ruiter, P. C., Winemiller, K. O., & Naisbitt, R. E. (2009). Complexity in quantitative food webs. *Ecology*, *90*, 1470–1477. <https://doi.org/10.1890/08-2207.1>
- Bascompte, J. (2007). Networks in ecology. *Basic and Applied Ecology*, *8*(6), 485–490. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2007.06.003>
- Bascompte, J., Jordano, P., Melián, C. J., & Olesen, J. M. (2003). The nested assembly of plant–animal mutualistic networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *100*(16), 9383–9387. <https://doi.org/10.1073/pnas.163357610>
- Beisner, B. E., Haydon, D. T., & Cuddington, K. (2003). Alternative stable states in ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *1*, 376–382. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2003\)001\[0376:ASSIE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2003)001[0376:ASSIE]2.0.CO;2)
- Benadi, G., Hovestadt, T., Poethke, H. J., & Blüthgen, N. (2014). Specialization and phenological synchrony of plant–pollinator interactions along an altitudinal gradient. *Journal of Animal Ecology*, *83*, 639–650. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12158>
- Brudvig, L. A., Barak, R. S., Bauer, J. T., Caughlin, T. T., Laughlin, D. C., Larios, L., Matthews, J. W., Stuble, K. L., Turley, N. E., & Zirbel, C. R. (2017). Interpreting variation to advance predictive restoration science. *Journal of Applied Ecology*, *54*, 1018–1027. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12938>
- Bukovinszky, T., van Veen, F. J. F., Jongema, Y., & Dicke, M. (2008). Direct and indirect effects of resource quality on food web structure. *Science*, *319*(5864), 804–807. <https://doi.org/10.1126/science.1148310>

- Burkle, L. A., & Knight, T. M. (2012). Shifts in pollinator composition and behavior cause slow interaction accumulation with area in plant–pollinator networks. *Ecology*, *93*, 2329–2335. <https://doi.org/10.1890/12-0367.1>
- Burkle, L. A., Marlin, J. C., & Knight, T. M. (2013). Plant-pollinator interactions over 120 years: loss of species, co-occurrence, and function. *Science*, *339*(6127), 1611–1615. <https://doi.org/10.1126/science.1232728>
- Butts, C. T., & Carley, K. M. (2005). Some simple algorithms for structural comparison. *Computational and Mathematical Organization Theory*, *11*, 291–305. <https://doi.org/10.1007/s10588-005-5586-6>
- Cagnolo, L., Valladares, G., Salvo, A., Cabido, M., & Zak, M. (2009). Habitat fragmentation and species loss across three interacting trophic levels: effects of life-history and food-web traits. *Conservation Biology*, *23*, 1167–1175. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01214.x>
- Caldas, A. (1991). A population of *Anaea ryphea* (Nymphalidae) and its larval food plant at Campinas, Brazil. *Journal of the Lepidopterists' Society*, *45*(1), 68.
- Caldas, A. (1994). Biology of *Anaea ryphea* (Nymphalidae) in Campinas, Brazil. *Journal of the Lepidopterists' Society*, *48*(3), 248–257.
- Caldas, A. (1995). Population ecology of *Anaea ryphea* (Nymphalidae): immatures at Campinas, Brazil. *Journal of the Lepidopterists' Society*, *49*(3), 234–245.
- Caldas, A., & Passos, F. D. C. (1996). Comments on plant-herbivore-parasitoid interactions in two cerrado areas of Southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, *13*, 405–410. <https://doi.org/10.1590/S0101-81751996000200010>
- Carpenter, S., Brock, W., & Hanson, P. (1999). Ecological and social dynamics in simple models of ecosystem management. *Conservation Ecology*, *3*(2). <https://www.jstor.org/stable/26271717>
- Carvalho, P. E. R. (2014). Capixingui: *Croton floribundus*. In: Espécies arbóreas brasileiras (Vol. 1). Pp. 337–341. Embrapa., <http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/305634>
- Cohen, J. E. (1977). Food webs and the dimensionality of trophic niche space. *Proceedings of the National*

Academy of Sciences of the United States of America, 74(10), 4533–4536.
<https://doi.org/10.1073/pnas.74.10.4533>

Coudrain, V., Herzog, F., & Entling, M. H. (2013). Effects of habitat fragmentation on abundance, larval food and parasitism of a spider-hunting wasp. *PLoS One*, 8(3), e59286.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0059286>

Dias, M. M. (1991). Estágios imaturos de *Procitheronia principalis* (Walker, 1855), comparados com os de algumas espécies do gênero *Citheronia* Hübner, [1819] (Lepidoptera, Saturniidae). *Revista Brasileira de Entomologia*, 35(2), 269–282.

Dormann, C. F., Frund, J., Bluthgen, N., & Gruber, B. (2009). Indices, graphs and null models: Analyzing bipartite ecological networks. *The Open Ecology Journal*, 2, 7–24. <https://doi.org/10.2174/1874213000902010007>

Dormann, C. F., & Strauss, R. (2013). Detecting modules in quantitative bipartite networks: the QuaBiMo algorithm. *arXiv:1304.3218*. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12139>

Durigan, G., Franco, G. A. D. C., Saito, M., Kawabata, M., & Baitello, J. B. (1996). Classificação sucessional de quatro espécies arbóreas com base na estrutura populacional em floresta primária (Gália, SP). In: Congresso Nacional de Botânica, 47. Nova Friburgo. Resumos. Rio de Janeiro: Sociedade Botânica do Brasil, 1996. p. 202.

Estes, J. A., & Palmisano, J. F. (1974). Sea otters: their role in structuring nearshore communities. *Science, New Series*, 185(4156), 1058–1060. <https://doi.org/10.1126/science.185.4156.1058>

Fabian, Y., Sandau, N., Bruggisser, O. T., Aebi, A., Kehrli, P., Rohr, R. P., Naisbit, R. E., & Bersier, L.-F. (2013). The importance of landscape and spatial structure for hymenopteran-based food webs in an agro-ecosystem. *Journal of Animal Ecology*, 82, 1203–1214. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12103>

Fernandes, L. B. R., & Dias, M. M. (2000a). Bionomia de *Semaeopus* sp. (Lepidoptera, Geometridae, Sterrhinae). *Arquivos do Instituto Biológico*, 67 (Suplemento), 97. Série Ciência APTA.

- Fernandes, L. B. R., & Dias, M. M. (2000b). Bionomia de *Brachurapterryx breviário* (Hubner, [1831]) (Lepidoptera, Geometridae, Ennominae). *Arquivos do Instituto Biológico*, 67 (Suplemento), 97. Série Ciência APTA.
- Fernandes, L. B. R., Dias Filho, M. M., Fernandes, M. A., & Pentead-Dias, A. M. (2010). Ichneumonidae (Hymenoptera) parasitoids of Lepidoptera caterpillars feeding on *Croton floribundus* Spreng (Euphorbiaceae). *Revista Brasileira de Entomologia* 54(2), 263–269. <http://dx.doi.org/10.1590/S0085-56262010000200009>
- Gomes, G. C., Franco, M. S., & Hansson, C. (2013). A new species of *Omphale* Haliday 1833 (Hymenoptera: Eulophidae) from Brazil, parasitic on gall-midges on *Croton floribundus* Spreng (Euphorbiaceae). *Biota Neotropica*, 13, 34–37. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032013000300003>
- Grunzweig, L., Spiering, D. J., Labatore, A., & Warren, R. J. (2015). Non-native plant invader renders suitable habitat unsuitable. *Arthropod-Plant Interactions*, 9, 577–583. <https://doi.org/10.1007/s11829-015-9402-z>
- Guenni, O., Seiter, S., & Figueroa, R. (2008). Growth responses of three *Brachiaria* species to light intensity and nitrogen supply. *Tropical Grasslands*, 42(2), 75–87.
- Hance, T., van Baaren, J., Vernon, P., & Boivin, G. (2007). Impact of Extreme Temperatures on Parasitoids. *Annual Review of Entomology*, 52(1), 7–26. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.52.110405.091333>
- Hobbs, R. J., Hallett, L. M., Ehrlich, P. R., & Mooney, H. A. (2011). Intervention ecology: applying ecological science in the twenty-first century. *BioScience*, 61, 442–450. <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.6.6>
- Huxham, M., Beaney, S., & Raffaelli, D. (1996). Do parasites reduce the chances of triangulation in a real food web? *Oikos*, 76, 284–300. <https://doi.org/10.2307/3546201>
- Isla, J., Jácome-Flores, M. E., Pareja, D., & Jordano, P. (2022). Drivers of individual-based, antagonistic interaction networks during plant range expansion. *Journal of Ecology*, 110(9), 2190–2204.

<https://doi.org/10.1111/1365-2745.13942>

- Jessop, J., Spyreas, G., Pociask, G. E., Benson, T. J., Ward, M. P., Kent, A. D., & Matthews, J. W. (2015). Tradeoffs among ecosystem services in restored wetlands. *Biological Conservation*, *191*, 341–348. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.07.006>
- Julião, G. R., Amaral, M. E. C., Fernandes, G. W., & Oliveira, E. G. (2004). Edge effect and species—area relationships in the gall-forming insect fauna of natural forest patches in the Brazilian Pantanal. *Biodiversity and Conservation*, *13*, 2055–2066. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000040006.81958.f2>
- Kruess, A., & Tschardtke, T. (1994). Habitat fragmentation, species loss and biological control. *Science*, *264*, 1581–1584. <http://dx.doi.org/10.1126/science.264.5165.1581>
- Kull, C. A., Arnauld de Sartre, X., & Castro-Larrañaga, M. (2015). The political ecology of ecosystem services. *Geoforum*, *61*, 122–134. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2015.03.004>
- Lafferty, K. D., Dobson, A. P., & Kuris, A. M. (2006). Parasites dominate food web links. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *103*, 11211–11216. <https://doi.org/10.1073/pnas.060475510>
- Lasalle, J. (1993). Parasitic Hymenoptera, Biological Control and Biodiversity. In J. Lasalle & I. D. Gauld (Eds.), *Hymenoptera and biodiversity* (pp. 197–215). C.A.B. International.
- Laurance, W. F. (2000). Do edge effects occur over large spatial scales? *Trends in Ecology & Evolution*, *15*(4), 134–135. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)01838-3](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)01838-3)
- Lewontin, R. C. (1969). The meaning of stability. *Brookhaven Symposia in Biology*, *22*, 13–24.
- Lorenzi, H. (1992). *Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Instituto Plantarum.
- Luong, J. C., Turner, P. L., Phillipson, C. N., & Seltmann, K. C. (2019). Local grassland restoration affects insect communities. *Ecological Entomology*, *44*, 471–479. <https://doi.org/10.1111/een.12721>

- Marconato, G., Dias, M. M., & Penteado-Dias, A. M. (2008). Larvas de Geometridae (Lepidoptera) e seus parasitoides, associadas a *Erythroxyllum microphyllum* St.-Hilaire (Erythroxyllaceae). *Revista Brasileira de Entomologia*, 52, 296–299. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262008000200010>
- Marini, L., Öckinger, E., Bergman, K. O., Jauker, B., Krauss, J., Kuussaari, M., Pöyry, J., Smith, H. G., Steffan-Dewenter, I., & Bommarco, R. 2014. Contrasting effects of habitat area and connectivity on evenness of pollinator communities. *Ecography* 37(6), 544–551. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00369.x>.
- Maunsell, S. C., Kitching, R. L., Burwell, C. J., & Morris, R. J. (2015). Changes in host–parasitoid food web structure with elevation. *Journal of Animal Ecology*, 84(2), 353–363. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12285>
- May, R. M. (1977). Thresholds and breakpoints in ecosystems with a multiplicity of stable states. *Nature*, 269, 471-477
- McCann, K. S. (2000). The diversity–stability debate. *Nature*, 405(6783), 228-233. <https://doi.org/10.1038/35012234>
- Öckinger, E., Lindborg, R., Sjödin, N. E., & Bommarco, R. (2012). Landscape matrix modifies richness of plants and insects in grassland fragments. *Ecography*, 35, 259–267. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.06870.x>
- Orrock, J. L., Curler, G. R., Danielson, B. J., & Coyle, D. R. (2011). Large-scale experimental landscapes reveal distinctive effects of patch shape and connectivity on arthropod communities. *Landscape Ecology*, 26, 1361–1372. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9656-5>
- Paciullo, D. S. C., Gomide, C. A. M., Castro, C. R. T. D., Fernandes, P. B., Müller, M. D., Pires, M. D. F. Á., Fernandes, E. M., & Xavier, D. F. (2011). Características produtivas e nutricionais do pasto em sistema agrossilvipastoril, conforme a distância das árvores. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 46, 1176–183. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2011001000009>
- Penteado-Dias, A. M., Fernandes, L. B. R., Iemma, L. G. R., & Dias, M. M. (2011). First occurrence of

- Protapanteles (Protapanteles) enephes* (Nixon, 1965) (Hymenoptera, Braconidae, Microgastrinae) in Brazil and new biological data. *Brazilian Journal of Biology*, 71, 735–738. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842011000400019>
- Pereira, A. G., Silva, R. B., Dias, M. M., & Penteado-Dias, A. M. (2015). Study on the Hymenoptera parasitoid associated with Lepidoptera larvae in reforestation and agrosilvopastoral systems at Fazenda Canchim (Embrapa Pecuária Sudeste) São Carlos, SP, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 75(4), 783–789. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.21913>
- Piekarska-Boniecka, H., Mazur, R., Wagner, A., & Trzciński, P. (2014). Selected elements of cultural landscape structure in Wielkopolska region of Poland as habitats for the parasitoid hymenoptera Pimplinae (Hymenoptera, Ichneumonidae). *Insect Conservation and Diversity*, 8, 54–70. <https://doi.org/10.1111/icad.12082>
- Queiroz, J. M. (2002). Host plant use among closely related *Anaea* butterfly species (Lepidoptera, Nymphalidae, Charaxinae). *Brazilian Journal of Biology*, 62(4A), 657–663. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842002000400014>
- Schweiger, O., Heikkinen, R. K., Harpke, A., Hickler, T., Klotz, S., Kudrna, O., Kuhn, I., Poyry, J., & Settele, J. (2012). Increasing range mismatching of interacting species under global change is related to their ecological characteristics. *Global Ecology and Biogeography*, 21(1), 88–99. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00607.x>
- Shaw, M. R. (2006). Habitat considerations for parasitic wasps (Hymenoptera). *Journal of Insect Conservation*, 10, 117–127. <https://doi.org/10.1007/s10841-006-6288-1>
- Shaw, M. R., & Hochberg, M. E. (2001). The neglect of parasitic Hymenoptera in insect conservation strategies: The British fauna as a prime example. *Journal of Insect Conservation*, 5, 253–263. <https://doi.org/10.1023/A:1013393229923>
- Skippari, S., Veteli, T. O., Kasenene, J., Niemelä, P., & Roininen, H. (2009). High temporal variation in the assemblage of Lepidopteran larvae on a constant resource. *African Journal of Ecology*, 47(4), 537–

545. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.2008.00986.x>
- Staniczenko, P., Kopp, J. & Allesina, S. (2013). The ghost of nestedness in ecological networks. *Nat Commun* 4, 1391. <https://doi.org/10.1038/ncomms2422>
- Steffan-Dewenter I, Tscharrntke T. (2002). Insect communities and biotic interactions on fragmented calcareous grasslands-a mini review. *Biol Conserv* 104, 275-284 [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00192-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00192-6)
- Suding, K. (2011). Toward an era of restoration in ecology: Success, failures and opportunities ahead. *Annual Reviews*, 42, 465-87
- Suding, K. N., & Hobbs, R. J. (2009). Threshold models in restoration and conservation: a developing framework. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(5), 271–279. <https://doi:10.1016/j.tree.2008.11.012>
- Thompson, R.M., Brose, U., Dunne, J.A., Hall, R.O., Hladysz, S., Kitching, R.L. *et al.* (2012). Food webs: reconciling the structure and function of biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution*, 27, 689–697. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.08.005>
- Tylianakis, J.M., & Morris, R.J. (2017). Ecological networks across environmental gradients. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48, 25–48. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022821>
- Tylianakis, J. M., Tscharrntke, T., & Lewis, O. T. (2007). Habitat modification alters the structure of tropical host–parasitoid food webs. *Nature*, 445(7124), 202–205. <https://doi.org/10.1038/nature05429>
- Vazquez, D. P., Melián, C.J., Williams, N. M., Blüthgen, N., Krasnov, B. R., Poulin, R. (2007). Species abundance and asymmetric interaction strength in ecological networks. *Oikos*, 116(7), 1120–1127. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15828.x>
- Vidal, M. M., Hasui, E., Pizo, M. A., Tamashiro, J. Y., Silva, W. R., & Guimaraes, P. R. (2014). Frugivores at higher risk of extinction are the key elements of a mutualistic network. *Ecology*, 95(12), 3440–3447. <https://doi.org/10.1890/13-1584.1>
- Vilela, E. de A., Oliveira-Filho, A. T. De, Gavilanes, M. L., & Carvalho, D. A. de. (1993). Espécies de matas

ciliares com potencial para estudos de revegetação no alto Rio Grande, sul de Minas. *Revista Árvore*, Viçosa, 17(2), 117–128.

Watts, C., Ranson, H., Thorpe, S., Cave, V., Clarkson, B., Thornburrow, D. Bartlam, S. & Bodmin, K. (2015). Invertebrate community turnover following control of an invasive weed. *Arthropod-Plant Interactions*, 9, 585–597. <https://doi.org/10.1007/s11829-015-9396-6>

White, P. S., & Walker, J. L. (1997). Approximating nature's variation: selecting and using reference information in restoration ecology. *Restoration Ecology*, 5(4), 338–349. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1997.00547.x>

TABLES AND FIGURES

Table S1. Species (or morphotypes), abundance, frequency, parasitism rates, and associated parasitoid richness of Lepidoptera hosts present in the host-parasitoid network found in a heterogeneous landscape composed of four areas with different gradients of modification and disturbance: (APS) Agroforestry-Pastoral System Area; (RE) Reforestation Area; (BOR) Border Area between the Mesophytic Forest and pasture and (FOR) Semideciduous Mesophytic Forest Area.

ID	Morphotype or Lepidoptera species	Family	Abundance	Frequency/ number of samples	Parasitized caterpillars	Parasitoid richness	Sample sites
H1	<i>Bagisara paulensis</i>	Noctuidae	424	(20/36)	168	17	APS, RE, BOR, FOR
H2	<i>Glena</i> sp.	Geometridae	18	(11/36)	5	2	APS, RE, BOR, FOR
H3	<i>Glena bipennaria</i>	Geometridae	19	(12/36)	1	1	APS, RE, BOR, FOR
H4	<i>Automeris naranja</i>	Saturniidae	32	(12/36)	11	3	APS, RE, BOR
H5	<i>Epidromia lienaris</i>	Erebidae	114	(16/36)	18	9	APS, RE, BOR, FOR
H6	<i>Ischnopteris beckeri</i>	Geometridae	14	(7/36)	2	1	RE, BOR, FOR
H7	<i>Semaeopus</i> sp.1	Geometridae	135	(23/36)	45	12	APS, RE, BOR, FOR
H8	Geometridae sp. 1	Geometridae	33	(7/36)	7	4	APS, RE, BOR
H9	Geometridae sp. 2	Geometridae	42	(18/36)	15	10	APS, RE, BOR, FOR
H10	<i>Fountainea ryphea</i>	Nymphalidae	80	(11/36)	5	4	APS, RE, BOR, FOR
H11	<i>Dichomeris</i> sp.	Gelechiidae	31	(15/36)	5	5	APS, BOR, FOR
H12	<i>Dyscophellus porcius</i>	Hesperiidae	7	(5/36)	1	1	APS, BOR, FOR
H13	<i>Prohylesia friburgensis</i>	Saturniidae	19	(11/36)	5	3	APS, RE, BOR
H14	<i>Thyrintea arnobia</i>	Geometridae	21	(11/36)	6	1	APS, RE, BOR, FOR
H15	<i>Semaeopus</i> sp.2	Geometridae	30	(15/36)	2	1	APS, RE, BOR, FOR
H16	<i>Dichomeris rurigena</i>	Gelechiidae	37	(18/36)	13	9	APS, RE, BOR, FOR
H17	<i>Rothschildia hesperus</i>	Saturniidae	1	(1/36)	1	1	RE
H18	<i>Iridopsis</i> sp.	Geometridae	49	(18/36)	1	1	APS, BOR, FOR

H19	<i>Iridopsis sapulena</i>	Geometridae	186	(22/36)	4	2	APS, RE, BOR, FOR
H20	<i>Prochoerodes</i> sp.	Geometridae	1	(1/36)	1	1	FOR
H21	<i>Prochoerodes onustaria</i>	Geometridae	8	(7/36)	1	1	APS, RE, BOR
H22	Noctuidae 1	Noctuidae	1	(1/36)	1	1	FOR
H23	<i>Hylesia</i> sp.	Saturniidae	37	(14/36)	11	8	APS, RE, BOR, FOR
H24	<i>Hylesia ebalus</i>	Saturniidae	16	(7/36)	7	6	APS, BOR, FOR
H25	Noctuidae sp. 2	Noctuidae	8	(3/36)	1	1	APS, BOR
H26	<i>Apotelodes pandara</i>	Bombycidae	27	(11/36)	4	2	APS, BOR, FOR
H27	<i>Melipotis perpendicularis</i>	Erebidae	8	(5/36)	3	3	APS, RE, BOR
H28	<i>Carales astur</i>	Erebidae	13	(7/36)	1	1	APS, RE, BOR, FOR
H29	<i>Oiketicus kirbyi</i>	Psychidae	8	(6/36)	1	1	APS, BOR, FOR
H30	<i>Olethreutinae</i>	Tortricidae	29	(13/36)	2	2	APS, RE, BOR, FOR
H31	<i>Lophocampa</i> sp.	Erebidae	7	(7/36)	3	3	APS, RE, FOR
H32	<i>Elaphria niveiplaga</i>	Noctuidae	3	(3/36)	1	1	BOR, FOR
H33	Erebidae sp. 2	Erebidae	1	(1/36)	1	1	RE
H34	<i>Automeris</i> sp.	Saturniidae	7	(5/36)	3	5	RE, BOR, FOR
H35	<i>Lascoria</i> sp.	Erebidae	3	(3/36)	1	1	FOR
H36	<i>Emesis rusula</i>	Riodinidae	4	(4/36)	2	1	APS, COR, BOR
H37	<i>Automeris illustris</i>	Saturniidae	6	(4/36)	2	1	APS, RE, BOR
H38	<i>Eriopyga trocas</i>	Noctuidae	16	(5/36)	5	4	COR, BOR, FOR
H39	<i>Patalene aenetusaria</i>	Geometridae	3	(3/36)	1	1	FOR
H40	<i>Hampsonodes</i> sp.	Noctuidae	3	(3/36)	2	1	FOR
H41	<i>Ernassa ignata</i>	Erebidae	5	(5/36)	2	2	APS, RE, BOR
H42	<i>Euglyphis caborinata</i>	Lasiocampidae	7	(6/36)	1	1	APS, FOR
H43	<i>Lascoria orneodalis</i>	Erebidae	7	(6/36)	1	1	APS, RE, FOR
H44	<i>Tolype</i> sp.	Lasiocampidae	2	(2/36)	2	3	APS
H45	<i>Physocleora junctilinea</i>	Noctuidae	17	(11/36)	4	2	APS, RE, BOR, FOR
H46	<i>Hymenomima</i> sp.	Geometridae	7	(7/36)	1	1	APS, RE, BOR, FOR

H47	<i>Hymenomima conia</i>	Geometridae	8	(6/36)	3	2	APS, RE, BOR, FOR
H48	<i>Hymenomima amberia</i>	Geometridae	6	(4/36)	3	3	APS, RE, BOR, FOR
H49	Geometridae sp. 3	Geometridae	1	(1/36)	1	1	APS
H50	<i>Molippa convergens</i>	Saturniidae	5	(3/36)	1	1	BOR, FOR
H51	Erebidae sp. 1	Erebidae	2	(2/36)	1	1	APS, BOR
Total			1,568		389		

Table S2. Parasitoid species (and morphotype), abundance and Lepidoptera host associated present in the host-parasitoid network found in a heterogeneous landscape composed of four areas with different gradients of modification and disturbance: (APS) Agroforestry-Pastoral System Area; (RE) Reforestation Area; (BOR) Border Area between the Mesophytic Forest and pasture and (FOR) Semideciduous Mesophytic Forest Area.

ID	Morphotype or parasitoid species	Family	Abundance	Lepidoptera host (number of parasitoids associated to it)	Sample area
Cha1	Chalcidae 1	Chalcididae	1	<i>Oiketeticus kirbyi</i> (1)	FOR
Enc1	<i>Copidosoma</i> sp.	Encyrtidae	683	<i>Dichomeris</i> sp. (683)	FOR
Eul1	<i>Miotropis</i> sp.	Eulophidae	1	Unknown (1)	BOR
Eul2	<i>Euplectrus</i> sp.	Eulophidae	39	<i>Bagisara paulensis</i> (27), <i>Epidromia lienares</i> (3) and <i>Semaepus</i> sp.1 (9)	APS, RE, BOR, FOR
Eul3	<i>Aprostocetus</i> sp.	Eulophidae	227	<i>Hylesia</i> sp. (277)	APS, BOR, FOR
Eul4	<i>Horismenus</i> sp.	Eulophidae	32	<i>Tolyte</i> sp. (32)	APS
Eul5	<i>Closterocetus</i> sp.	Eulophidae	4	<i>Automeris</i> sp.[eggs] (3) and <i>Epidromia lienares</i> (1)	RE, BOR
Eul6	<i>Elachertus</i> sp.	Eulophidae	6	<i>Dichomeris rurigena</i> (6)	APS
Eup1	<i>Anastatus</i> sp.	Eupelmidae	5	<i>Automeris</i> sp.[eggs] (5)	RE
Per1	<i>Perilampus</i> sp.1	Perilampidae	3	<i>Dichomeris rurigena</i> (2) and <i>Semaepus</i> sp.1 (1)	FOR
Per2	<i>Perilampus</i> sp.2	Perilampidae	1	<i>Ischnopteris beckeri</i> (1)	FOR
Pte1	Pteromalidae sp.1	Pteromalidae	1	<i>Automeris</i> sp.[egg] (1)	RE
Pte2	Pteromalidae sp.2	Pteromalidae	1	<i>Hylesia</i> sp.(1)	APS
Bra1	Braconidae sp. 1	Braconidae	3	<i>Bagisara paulensis</i> (1), <i>Fountainea ryphea</i> (1) and <i>Eriopyga trocas</i> (1)	APS, BOR, FOR

Bra2	Braconidae sp. 2	Braconidae	2	Geometridae 2 (1) and Noctuidae sp. 1 (1)	APS, RE
Bra3	Braconidae sp. 3	Braconidae	1	<i>Bagisara paulensis</i> (1)	APS
Bra4	Braconidae sp. 4	Braconidae	4	Geometridae 1(1), <i>Epidromia lienares</i> (2) and <i>Patalene aenetusaria</i> (1)	BOR, FOR
Bra5	Braconidae sp. 5	Braconidae	19	<i>Bagisara paulensis</i> (17), <i>Epidromia lienares</i> (1) and <i>Semaepus</i> sp.1 (1)	APS, RE, BOR
Bra6	Braconidae sp. 6	Braconidae	2	<i>Fountainea ryphea</i> (1) and <i>Dichomeris</i> sp. (1)	APS
Bra7	<i>Apanteles</i> sp. 1	Braconidae	3	<i>Dichomeris rurigena</i> (2) and unknown (1)	APS
Bra8	<i>Apanteles</i> sp. 2	Braconidae	3	<i>Dichomeris rurigena</i> (2) and <i>Olethreutinae</i> (1)	RE, FOR
Bra9	<i>Chelonus</i> sp.	Braconidae	2	<i>Dichomeris rurigena</i> (1) and Noctuidae sp. 2 (1)	APS
Bra10	<i>Cotesia</i> sp.1	Braconidae	327	<i>Semaepus</i> sp.1 (1), <i>Prohylesia friburgensis</i> (41), <i>Rothschildia hesperus</i> (61); <i>Emesis rusula</i> (38), <i>Apatalodes pandara</i> (48), <i>Lophocampa</i> sp. (12) <i>Tolyte</i> sp. (44) e <i>Euglyphis campinata</i> (82)	APS, RE, BOR, FOR
Bra11	<i>Cotesia</i> sp.2	Braconidae	46	<i>Hylesia ebalus</i> (1)	APS
Bra12	<i>Cotesia</i> sp.3	Braconidae	5	<i>Hylesia ebalus</i> (1)	APS
Bra13	<i>Diolcogaster basimacula</i>	Braconidae	2	<i>Semaepus</i> sp.1 (1)	FOR
Bra14	<i>Diolcogaster xanthaspis</i>	Braconidae	9	<i>Epidromia lienaris</i> (1)	APS, RE, BOR
Bra15	<i>Diolcogaster</i> sp.1	Braconidae	1	<i>Semaepus</i> sp.1 (1)	FOR
Bra16	<i>Diolcogaster</i> sp.2	Braconidae	1	<i>Eriopyga trocas</i> (1)	FOR
Bra17	<i>Dolichozele</i> sp.1	Braconidae	15	<i>Bagisara paulensis</i> (14) and <i>Melipotis perpendicularis</i> (1)	APS, RE, BOR, FOR
Bra18	<i>Dolichozele</i> sp.2	Braconidae	1	<i>Bagisara paulensis</i> (1)	APS
Bra19	<i>Glyptapanteles concinnus</i>	Braconidae	10	<i>Hylesia</i> sp. (8) and Erebidae sp. 1 (2)	APS e BOR
Bra20	<i>Glyptapanteles</i> sp.1	Braconidae	55	<i>Bagisara paulensis</i> (24), <i>Glena</i> sp. (4), Geometridae sp. 1 (1), Geometridae sp. 2 (6), <i>Semaepus</i> sp.1 (14), <i>Epidromia lienaris</i> (1), <i>Physocleora junctilinea</i> (1), <i>Hymenomima amberia</i> (1), <i>Hymenomima conia</i> (2), and unknown (1)	APS, RE, BOR, FOR

Bra21	<i>Glyptapanteles</i> sp.2	Braconidae	15	<i>Bagisara paulensis</i> (13), <i>Melipotis perpendiculares</i> (1) and Geometridae sp. 2 (1)	APS, RE, BOR, FOR
Bra22	<i>Glyptapanteles</i> sp.3	Braconidae	12	<i>Bagisara paulensis</i> (6), <i>Semaepus</i> sp.1 (4), <i>Epidromia lienares</i> (4) and <i>Prochoerodes onustaria</i> (1)	APS, RE, BOR
Bra23	<i>Glyptapanteles</i> sp.4	Braconidae	18	<i>Thyrinteina arnobia</i> (16)	APS
Bra24	<i>Glyptapanteles</i> sp.5	Braconidae	16	<i>Bagisara paulensis</i> (4), Geometridae sp. 1 (1), Geometridae sp. 2 (2), <i>Semaepus</i> sp.1 (7), <i>Semaepus</i> sp.2 (1) and <i>Epidromia lienaris</i> (1)	APS, RE, BOR e FOR
Bra25	<i>Glyptapanteles</i> sp.6	Braconidae	1	<i>Eriopyga trocas</i> (1)	FOR
Bra26	<i>Glyptapanteles</i> sp.7	Braconidae	189	<i>Bagisara paulensis</i> (3), Geometridae sp. 1 (59), Geometridae sp. 2 (58), <i>Semaepus</i> sp.1 (24), <i>Epidromia lienaris</i> (10) and <i>Physocleora junctilinea</i> (35)	APS, BOR
Bra27	<i>Hypomicrogaster</i> sp.1	Braconidae	2	Geometridae sp. 2 (1) and <i>Dichomeris</i> sp. (1)	FOR
Bra28	<i>Hypomicrogaster</i> sp.2	Braconidae	1	<i>Dichomeris</i> sp.(1)	FOR
Bra29	<i>Meteorus jerodi</i>	Braconidae	13	<i>Automeris</i> sp. (13)	FOR
Bra30	<i>Meteorus</i> sp.1	Braconidae	1	Unknown (1)	FOR
Bra31	<i>Meteorus</i> sp.2	Braconidae	1	<i>Iridopsis sapulena</i> (1)	APS
Bra32	<i>Meteorus</i> sp.3	Braconidae	1	<i>Bagisara paulensis</i> (1)	RE
Bra33	<i>Microplitis</i> sp.	Braconidae	5	<i>Elaphria niveiplaga</i> (1), <i>Hampsonodes</i> sp. (2), <i>Eriopyga trocas</i> (1) and unknown (1)	FOR
Bra34	<i>Wilkinsonellus</i> sp.	Braconidae	2	Erebidae sp. 2 (1) and <i>Lascoria orneodalis</i> (1)	RE
Ich1	Ichneumonidae sp. 1	Ichneumonida e	1	<i>Semaepus</i> sp.1	BOR
Ich2	Ichneumonidae sp. 2	Ichneumonida e	1	Geometridae sp. 2 (1) and unknown (1)	RE, FOR
Ich3	Ichneumonidae sp. 3	Ichneumonida e	1	Unknown (1)	APS
Ich4	Ichneumonidae sp. 4	Ichneumonida e	1	<i>Thyrinteina arnobia</i> (1)	APS
Ich5	Ichneumonidae sp. 5	Ichneumonida e	2	<i>Fountainea ryphea</i> (1) and <i>Eriopyga</i> <i>trocas</i> (1)	APS, FOR
Ich6	Ichneumonidae sp. 6	Ichneumonida e	1	Geometridae sp. 2 (1)	APS

Ich7	Ichneumonidae sp. 7	Ichneumonida e	1	<i>Dichomeris rurigena</i>	RE
Ich8	<i>Casitaria</i> sp.	Ichneumonida e	4	<i>Bagisara paulensis</i> (1), Geometridae sp. 1 (1), <i>Hymenomima</i> sp. (1) and <i>Hymenomima amberia</i> (1)	APS
Ich9	<i>Charops lucianae</i>	Ichneumonida e	5	<i>Glena</i> sp. (1), <i>Semaeopus</i> sp.1, <i>Fountainea ryphea</i> (1), Geometridae sp. 3 and unknown (1)	APS, RE, BOR
Ich10	<i>Cryptophion</i> sp.	Ichneumonida e	2	<i>Ernassa ignata</i>	RE
Ich11	<i>Eiphosoma gauldi</i>	Ichneumonida e	50	<i>Bagisara paulensis</i> (49) and unknown (1)	APS, RE, BOR, FOR
Ich12	<i>Leurus nostrus</i>	Ichneumonida e	3	<i>Dichomeris rurigena</i> (3)	RE
Ich13	<i>Mesochorus</i> sp.1	Ichneumonida e	1	<i>Hymenomima amberia</i> (1)	RE
Ich14	<i>Mesochorus</i> sp.2	Ichneumonida e	2	<i>Bagisara paulensis</i> (2)	BOR
Ich15	<i>Mesochorus</i> sp.3	Ichneumonida e	1	Geometridae sp. 2 (1)	FOR
Ich16	<i>Ophonellus</i> sp.	Ichneumonida e	1	Unknown (1)	BOR
Ich17	<i>Podogaster</i> sp.1	Ichneumonida e	1	<i>Hylesia ebalus</i> (1)	APS
Ich18	<i>Podogaster</i> sp.2	Ichneumonida e	1	<i>Bagisara paulensis</i> (1)	BOR
Ich19	<i>Triclistus</i> sp.	Ichneumonida e	2	<i>Dichomeris</i> sp. (1) and <i>Dichomeris rurigena</i> (1)	APS, FOR
Ich20	<i>Trieces platysoma</i>	Ichneumonida e	1	<i>Melipotis perpendiculares</i> (1)	APS
Tac1	<i>Belvosia</i> sp.	Tachnidae	20	<i>Automeris naranja</i> (6), <i>Automeris</i> sp. (5), <i>Prohylesia friburgensis</i> (1) and <i>Hylesia ebalus</i> (1)	APS, BOR, FOR
Tac2	<i>Blepharipa</i> sp.	Tachnidae	20	<i>Hylesia</i> sp. (1) and <i>Automeris illustris</i> (19)	APS, RE
Tac3	<i>Copecrypta</i> sp.	Tachnidae	11	<i>Bagisara paulensis</i> (9) and <i>Iridopsis sapulena</i> (2)	APS, RE, BOR
Tac4	<i>Distichona</i> sp.	Tachnidae	1	<i>Hylesia ebalus</i> (1)	APS
Tac5	<i>Eulobomyia</i> sp.	Tachnidae	7	<i>Dichomeris rurigena</i> (1), <i>Iridopsis sapulena</i> (1), <i>Apatelodes pandara</i> (3), <i>Lophocampa</i> sp. (1) and <i>Euglyphis campinata</i> (1)	APS, MP, FOR
Tac6	<i>Madremyia</i> sp.	Tachnidae	1	<i>Automeris</i> sp. (1)	BOR
Tac7	Tachnidae sp. 1	Tachnidae	2	<i>Fountainea ryphea</i> (1) and <i>Hylesia ebalus</i> (1)	APS, FOR
Tac8	Tachnidae sp. 2	Tachnidae	1	Geometridae sp. 2 (1)	BOR

Tac9	Tachnidae sp. 3	Tachnidae	2	<i>Hylesia</i> sp. (2)	APS, FOR
Tac10	Tachnidae sp. 4	Tachnidae	4	Geometridae sp. 2 (1), <i>Prohylesia friburgensis</i> (1) and <i>Hylesia</i> sp. (2)	APS, RE, BOR, FOR
Tac11	Tachnidae sp. 5	Tachnidae	4	<i>Automeris naranja</i> (1), <i>Hylesia</i> sp. (4), <i>Lophocampa</i> sp. (1) and <i>Molippa convergens</i> (1)	APS, RE, BOR
Tac12	Tachnidae sp. 6	Tachnidae	19	<i>Automeris naranja</i> (15) and <i>Emesis rusula</i> (4)	APS
Tac13	Tachnidae sp. 7	Tachnidae	3	<i>Automeris naranja</i> (1) and <i>Hylesia ebalus</i> (2)	APS, FOR
TOTAL			1,969		

FIGURE S1 Areas of Canchim Farm (Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos, São Paulo, Brazil) in which lepidopteran species and parasitoids associated with *Croton floribundus* were sampled. (a) State of São Paulo, (b) Collection points distributed throughout the landscape: Agroforestry-Pastoral System (APS, blue dots); Reforestation/Ecological Corridor (RE, red dots); Forest edge/pasture (BOR, yellow dots); and Mesophilic semideciduous forest (FOR, pink dots). (Satellite image: <https://earth.google.com>, 2024)

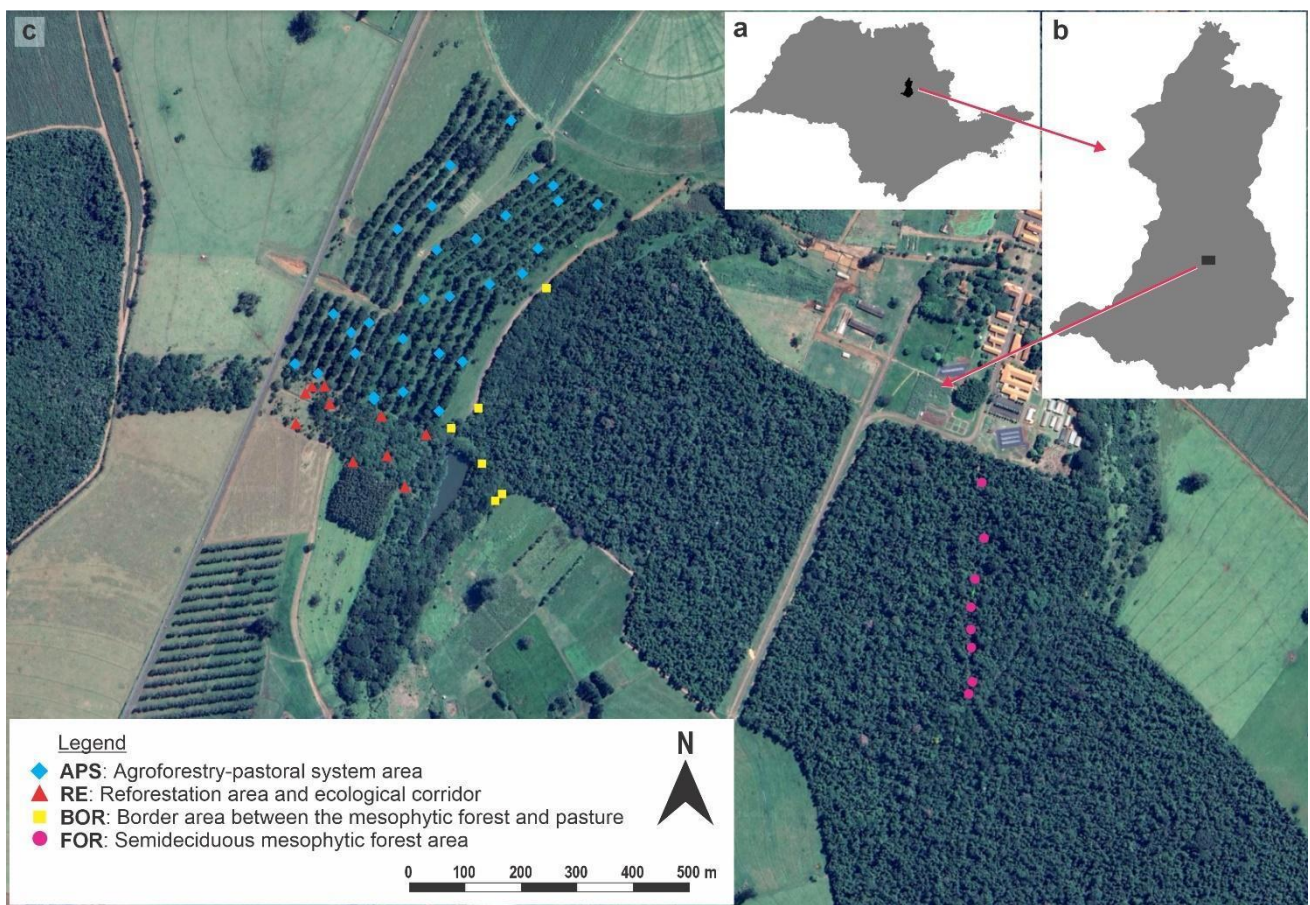


FIGURE S2 (a) Total number of lepidopteran larvae (bars) per tree; (b) Parasitism rate per larva at each sampling point over 36 samples (18 months); and (c) Spearman correlations between the variables: total trees \times lepidopteran larval abundance and total lepidopteran larvae \times parasitism rate. Bar colors represent the study areas: Agroforestry-Pastoral System Area (APS) = green; Border Area between Mesophytic Forest /pasture (BOR) = dark green; Reforestation Area (RE) = orange; and Semideciduous Mesophytic Forest Area (FOR) = blue.

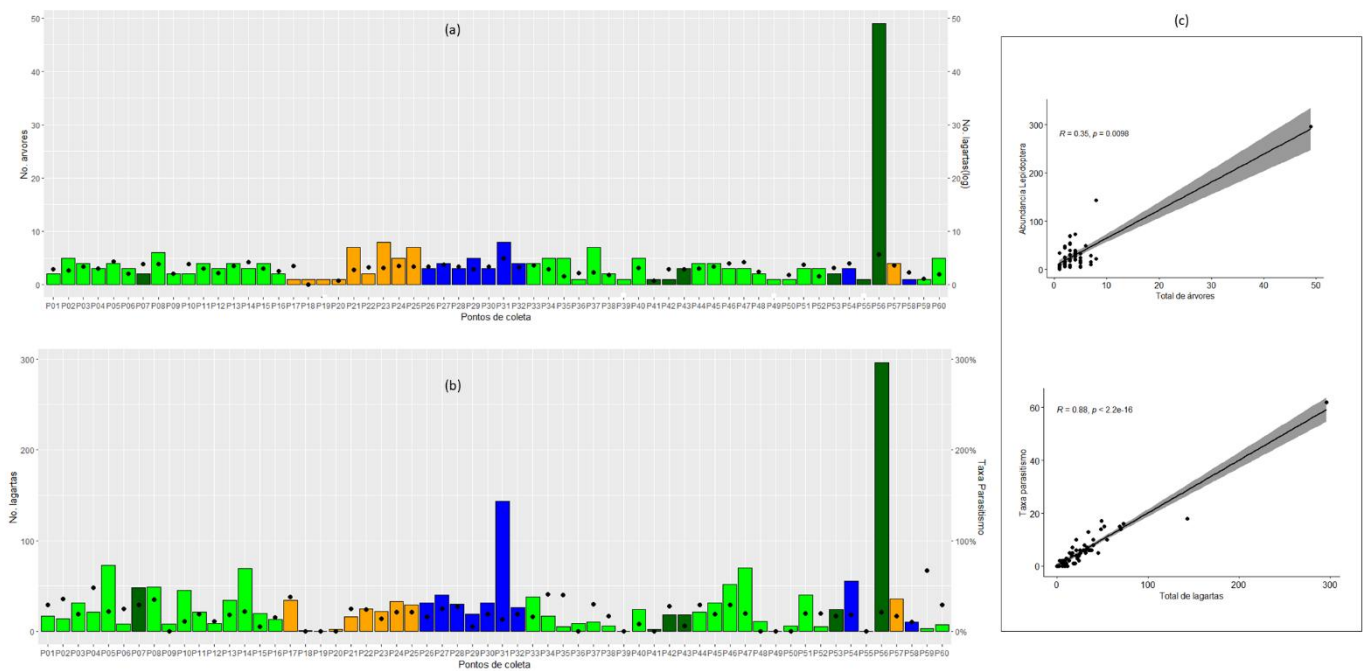
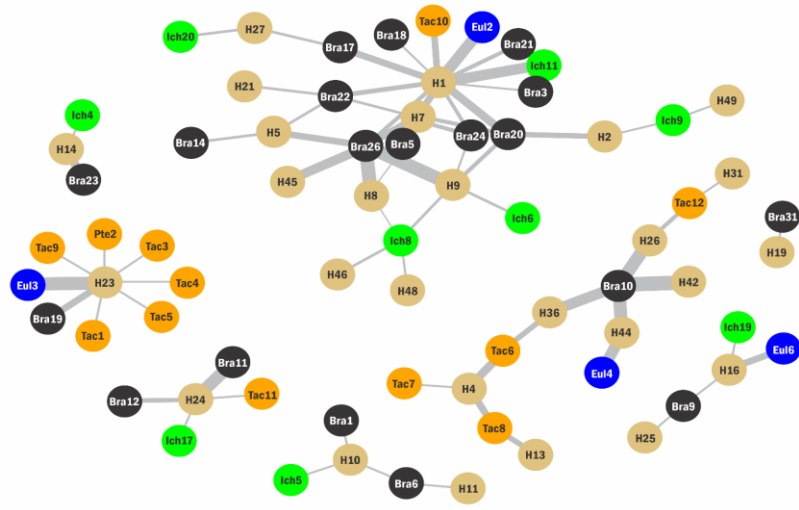
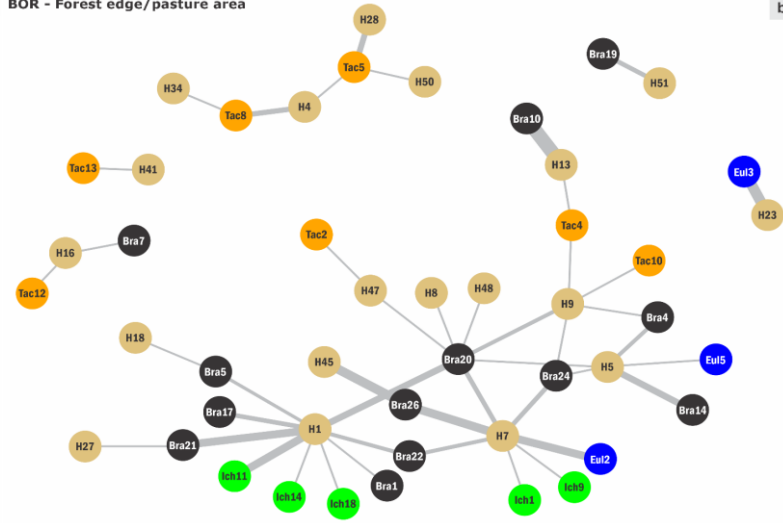


FIGURE 1 Weighted bipartite networks representing the interactions between lepidopteran species and parasitoids (Hymenoptera and Diptera) present in four areas with different processes and degrees of modification: (a) Agroforestry-Pastoral Area (APS); (b) Forest edge/pasture Area (BOR); (c) Preservation Area (FOR); (d) Reforestation Area and Ecological Corridor (RE). The host lepidopterans are represented by beige circles and the different families of associated parasitoids by colored circles (Braconidae, black; Ichneumonidae, green; Eulophidae, blue; Eupelmidae, red; Chalcididae, yellow; Encyrtidae, purple; Perilampidae, cyan blue; Tachinidae, orange). Each host-parasitoid interaction pair is represented by gray lines of varying thickness, reflecting the frequency of their occurrence within the networks.

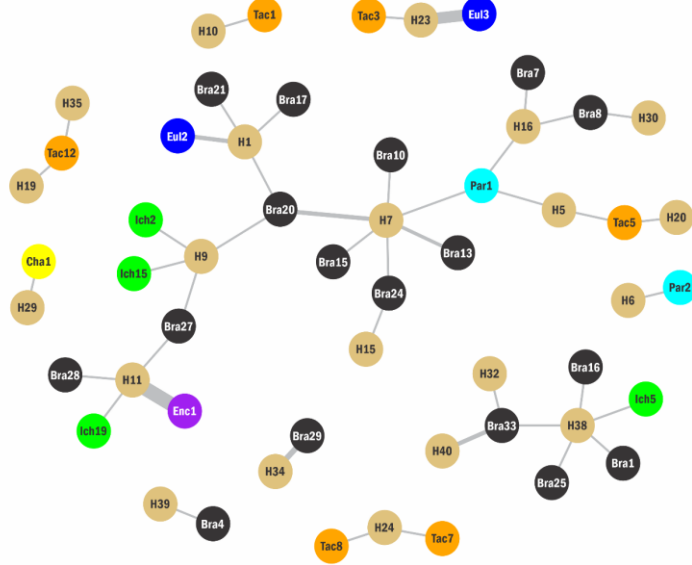
APS - Agroforestry-pastoral system area



a BOR - Forest edge/pasture area



FOR - Semideciduous mesophytic forest area



c RE - Reforestation area and ecological corridor

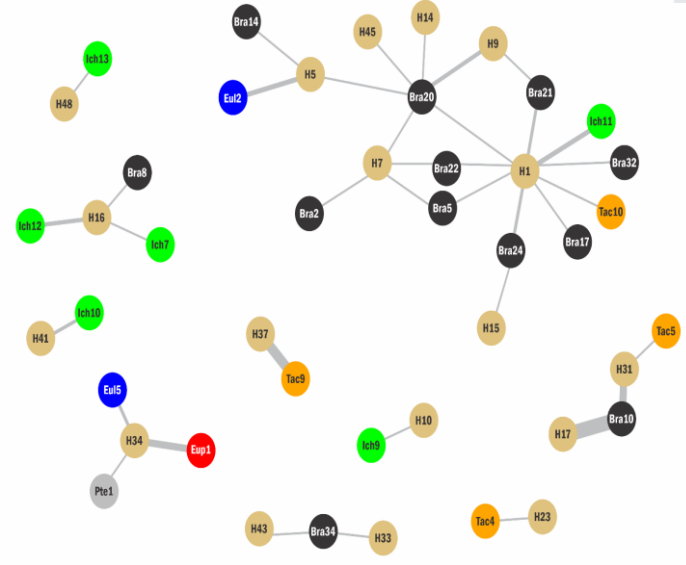


FIGURE 2 Structural metrics of the interaction networks found for the four study areas APS (agroforestry/pasture area), BOR (forest/pasture border area), FOR (preservation area), and RE (reforestation area and ecological corridor): Weighted Connectivity (WC); Weighted Nestedness (WNODF), and Modularity (M).

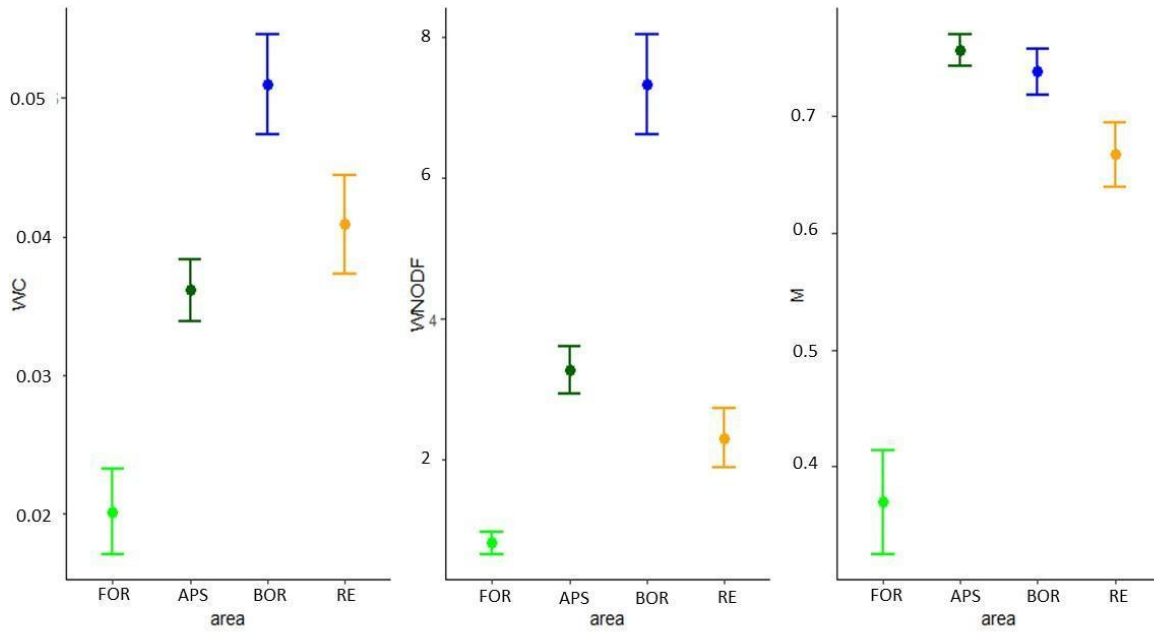


FIGURE 3 Decreasing classification of the interaction strength of the host morphotypes of the networks (a) Agroforestry-Pastoral System (APS), (b) Edge Forest (BOR), (c) Semi-deciduous mesophilic forest (FOR), (d) Reforestation/Ecological corridor (RE). Dotted lines indicate a reference threshold of 2.0 to facilitate comparison between the networks.

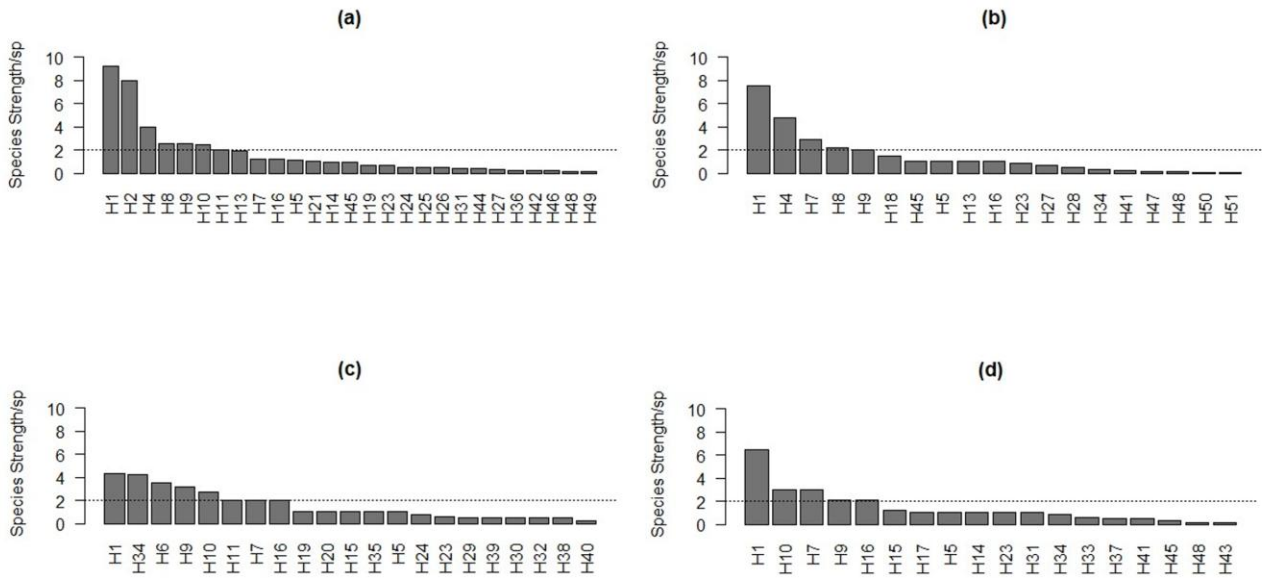


FIGURE 4 Distribution of the interaction strength of the morphospecies common to the four study areas: (a) the relative importance of the parasitoid species and (b) the relative importance of the host species in each network studied: Agroforestry-Pastoral System (APS), Edge Forest (BOR), Semi-deciduous mesophilic forest (FOR), Reforestation/Ecological corridor (RE).

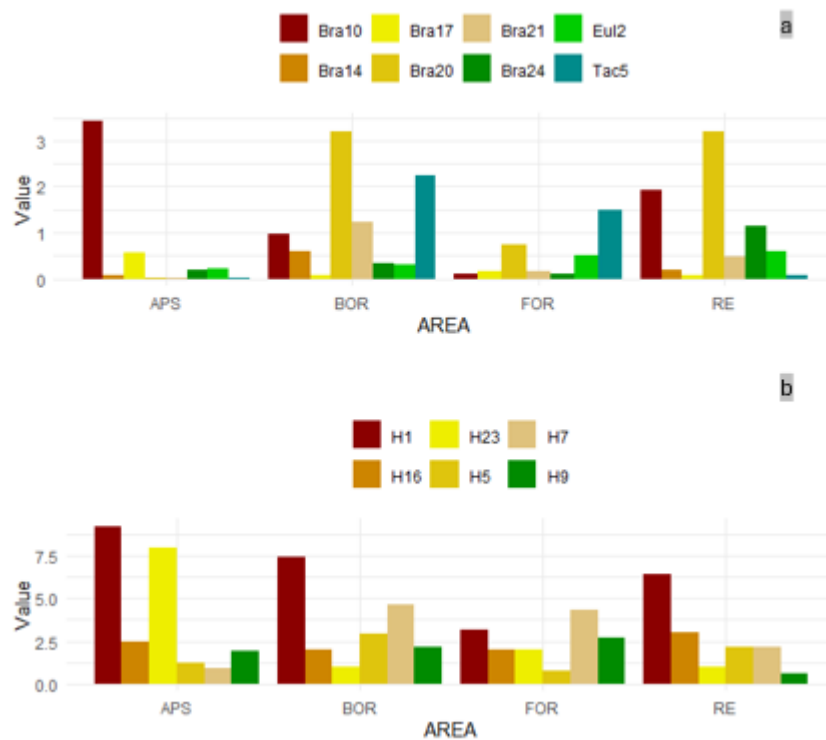
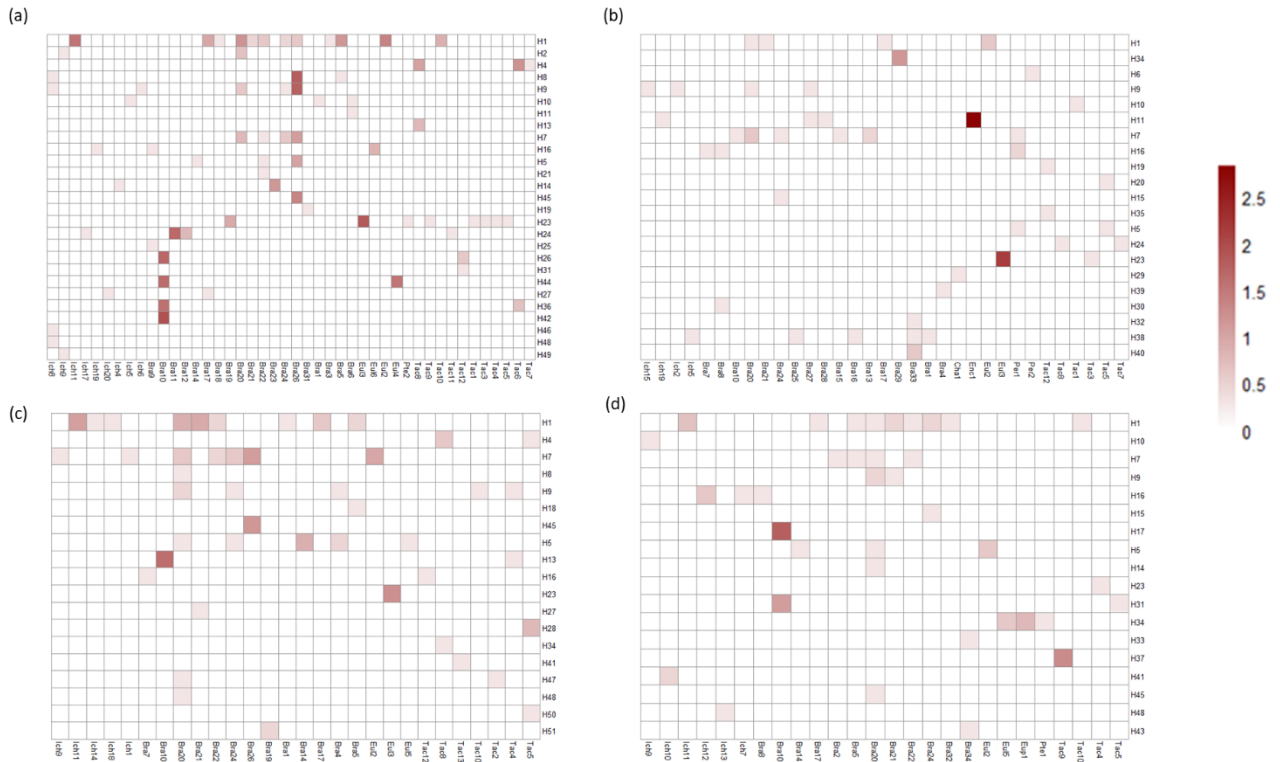


FIGURE 5 Heatmap showing the frequency of host-parasitoid interactions across the following areas: (a) Agroforestry-Pastoral System (APS), (b) Semideciduous Mesophytic Forest (FOR), (c) Edge Forest (BOR), and (d) Reforestation/Ecological Corridor (RE). Darker red colors represent higher frequencies of host-parasitoid interactions.



Considerações Finais

Os resultados encontrados sugerem que as diferentes áreas estudadas se apresentam como um mosaico de pequenos fragmentos, ou seja, para a maioria das espécies encontradas, as áreas estudadas não são “percebidas” como uma paisagem única, que oferece recursos necessários para o estabelecimento das mesmas em toda sua extensão. Somente algumas espécies de hospedeiros (Lepidoptera) e parasitoides (Hymenoptera e díptera) conseguem se distribuir e utilizar os recursos das quatro diferentes áreas da paisagem de estudo.

Assim, a paisagem da Fazenda Canchim pode ser representada por 4 comunidades diferentes, onde populações de algumas espécies podem estar presentes nas 4 áreas. As análises mostraram evidências de que a abundância das espécies, consideradas predominantes na paisagem (i.e. aquelas classificadas como constantes, muito abundantes e dominantes), estão associadas fortemente às áreas RE e MAT, que representam áreas com menor impacto antropogênico em seus manejos. As análises também mostraram que as dissimilaridades entre as comunidades das 4 áreas da paisagem heterogênea são resultantes, predominantemente, do turnover de espécies entre as áreas e não da perda de espécies.

As redes de interação tiveram papel fundamental na comparação das comunidades e como as espécies interagem entre si. Nesta paisagem heterogênea, destacou-se a capacidade de algumas espécies parasitoides utilizarem múltiplos hospedeiros, o que pode influenciar a dinâmica da comunidade ao longo do tempo.

O manejo e tipo de restauração utilizado em cada área resultou em comunidades diferentes que podem interagir entre si, cumprindo o papel da prática de reflorestamento, aumentando e preservando a biodiversidade da área, porém o sistema agrossilvipastoril, desenvolveu uma comunidade de hospedeiros e parasitoides que mais se diferencia da comunidade original na floresta mesófila semidecídua.

Por fim, o efeito do tipo de restauração e gradientes de perturbações antrópicas nas áreas afetaram a composição, estruturação e a diversidade de interações das comunidades de hospedeiros e parasitoides nas áreas de estudo. As áreas preservadas, apresentaram os maiores índices de diversidade e riqueza de espécies, tiveram poucas ou nenhuma espécie com alta dominância, as interações foram mais uniformes e fortemente ligadas criando-se pequenos módulos. As espécies de hospedeiros e parasitoides tiveram respostas diferentes ao tipo de perturbação, sendo muitas espécies influenciadas pelo gradiente ambiental onde se encontraram, como a distribuição dos parasitoides e forma como interagem com seus hospedeiros, criando redes de interações muito aninhadas em ambientes perturbados e mais modulares em ambientes preservados.