

RESSALVA

Atendendo solicitação do autor, o texto completo desta tese será disponibilizado somente a partir de 24/10/2027.

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, EVOLUÇÃO E
BIODIVERSIDADE**

**EFEITOS DA ALTERAÇÃO DE PAISAGENS DA MATA ATLÂNTICA SOBRE
INTERAÇÕES ECOLÓGICAS: REDES INSETO PLANTA E PARASITOIDE-
HOSPEDEIRO**

JEAN PABLO ALVES DE DEUS

**Rio Claro – SP
2025**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, EVOLUÇÃO E
BIODIVERSIDADE**

**EFEITOS DA ALTERAÇÃO DE PAISAGENS DA MATA ATLÂNTICA SOBRE
INTERAÇÕES ECOLÓGICAS: REDES INSETO PLANTA E PARASITOIDE-
HOSPEDEIRO**

JEAN PABLO ALVES DE DEUS

Tese apresentada ao Instituto de Biociências do Câmpus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ecologia, Evolução e Biodiversidade.

Orientador: Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro

Coorientadora: Profa. Dra. Maria Luisa Tunes Buschini

Coorientadora: Dra. Paula Carolina Montagnana

**Rio Claro – SP
2025**

D486e Deus, Jean Pablo Alves

Efeitos da alteração de paisagens da mata atlântica sobre interações ecológicas: redes inseto planta e parasitoide-hospedeiro / Jean Pablo Alves Deus. -- Rio Claro, 2025

99 p. : il., tabs., fotos, mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências, Rio Claro

Orientadora: Milton Cezar Ribeiro

Coorientadora: Maria Luisa Tunes Buschini, Paula Carolina Montagnana

1. Ecologia. 2. Paisagem. 3. Insetos. 4. Redes de interação. 5. Conservação.

I. Título.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: Efeitos da alteração de paisagens da mata atlântica sobre interações ecológicas: redes inseto planta e parasitoide-hospedeiro

AUTOR: JEAN PABLO ALVES DE DEUS

ORIENTADOR: MILTON CEZAR RIBEIRO

COORIENTADORA: PAULA CAROLINA MONTAGNANA

COORIENTADORA: MARIA LUISA TUNES BUSCHINI

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em Ecologia, Evolução e Biodiversidade, área: Biodiversidade pela Comissão Examinadora:

Documento assinado digitalmente
 **MILTON CEZAR RIBEIRO**
Data: 31/10/2025 11:44:32-0300
Verifique em <https://validar.itu.gov.br>

Prof. Dr. MILTON CEZAR RIBEIRO (Participação Presencial)
Departamento de Biodiversidade / Unesp - IB Rio Claro

Documento assinado digitalmente
 **PEDRO JOAQUIM BERGAMO**
Data: 29/10/2025 09:40:58-0300
Verifique em <https://validar.itu.gov.br>

Prof. Dr. PEDRO JOAQUIM BERGAMO (Participação Presencial)
Departamento de Biodiversidade / Unesp - IB Rio Claro

Documento assinado digitalmente
 **ISABELA GALARDA VARASSIN**
Data: 28/10/2025 07:38:02-0300
Verifique em <https://validar.itu.gov.br>

Profa. Dra. ISABELA GALARDA VARASSIN (Participação Virtual)
Departamento de Botânica / Universidade Federal do Paraná

Rio Claro, 24 de outubro de 2025

*Dedico essa tese a minha falecida
avó Maria Conceição Pereira*

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Agradeço a todas as pessoas que fazem parte da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – UNESP, do PPG em Ecologia Evolução e Biodiversidade pela oportunidade de pesquisa e à Universität Zürich - UZH pela oportunidade de estágio. Também agradeço às instituições de fomento e projetos de pesquisa que essa tese esteve vinculada: CAPES (88887.648843/2021-00; 88887.817782/2023-00 e 88881.982070/2024-01); FAPESP TEMÁTICO 2021/10195-0 (Contribuições do Pagamento por Serviços Ambientais sobre múltiplas dimensões na Mata Atlântica); FAPESP AUXÍLIO REGULAR 2020/01779-5, 2021/08534-0 (Biodiversidade no Antropoceno: efeito dos agroecossistemas na conservação da biodiversidade e manutenção de funções ecossistêmicas); CNPq/Universal 402765/2021-4 (Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos Associados: PELD Corredor Cantareira Mantiqueira); CNPq/PELD 442147/2020-1 (Biodiversidade e Serviços Associados: PELD Corredor Cantareira Mantiqueira).

Aos meus orientadores Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro, Prof^a Dr^a Maria Luisa Tunes Buschini e Dr^a Paula Carolina Montagnana pela orientação e direcionamento ao longo do projeto e a todos os integrantes do Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação - LEEC e ao Laboratório de Ecologia e Biologia e Vespas e Abelhas - LABEVESP que também estiveram envolvidos de diferentes formas nessa caminhada de quatro anos. Da mesma forma, sou grato a todo apoio e parceria que recebi durante meu estágio sanduiche. Ao meu supervisor Prof. Dr. Jordi Bascompte, uma das maiores referências mundiais em ecologia e interações e uma pessoa incrível. Cito aqui os nomes de todos que estiveram envolvidos comigo e de alguma forma me ajudaram em todo processo de habituação e aprendizado em um ambiente de um laboratório de excelência: Fernando Gonçalves, Leandro Cosmo, Fernando Pedraza, Miguel Román, Nicolas Zurbuchen, Subhendu Bhandary, Gisela Collazo e Daniel Trujillo. Agradeço também aos meus dois amigos brasileiros que compartilharam essa experiência comigo, Pedro Lopes Aguiar e Ádelly Fagundes, por tornarem essa experiência muito mais leve e engraçada.

Aos proprietários das propriedades particulares, aos gestores de RPPNs e Unidades de Conservação onde a parte experimental da pesquisa foi realizada. Cito aqui o nome de todos que tive interação: Rodrigo e Thomas (RPPN La figueira), Maria Cristina (Sítio São Francisco); Célio (Joanópolis); Antônio (Fazenda Belanat), Dina (Nazaré Paulista); José Roberto (Itatiba), Altair e Elson (Piracaia), Antônio João (Mairiporã), Elizângela (Parque Cantareira), Diva e Sr. Pauletto (Sítio Pauletto), Silas (Atibaia), Silvia (Sítio Caxambu), Alexandre (Itaberaba), Tenente Claretto (Vargem), Gilda (Vargem), José Ramos (Atibaia) e a todos os funcionários do Rádio Observatório de Atibaia.

Aos amigos, primeiramente agradeço ao meu grande amigo Fulbert Kodjovi Julie Gnonlonfoun o qual considero como família, me ajudando tanto profissional como pessoalmente. Muitas coisas aconteceram nesses quatro anos e você esteve lá para comemorar nas boas e me dar suporte nas difíceis, desejo todo sucesso para você meu mano. Também agradeço à Juliana Bento, que foi uma amiga que me ajudou muito em diferentes aspectos dentro e fora da UNESP. Ao Jorge Diaz, um grande cientista e um bom amigo que levo para a

vida. Ao Cassio Cazemiro, um ótimo amigo e que sempre está disposto a ajudar. À Alexsandra de Lima Klates, por todo apoio como amiga e parceria científica. Aos meus amigos do Paraná, Felipe Lopes, Ezekyel, Josnei, Emerson, Gabriel, Giovanni, Lucas, Jhonathan, Breno e Eraldo. Espero manter o nosso o vínculo para toda vida, obrigado por estarem comigo. Para resumir agradeço imensamente a todos e todas que conheci e firmei amizade nesse tempo de crescimento profissional, acadêmico e pessoal tanto dentro como fora da universidade.

Cito novamente dois nomes que foram essenciais como orientadores, mas considero-os como grandes amigos. Prof^a Maria Luisa, você é meu alicerce científico, admiro muito sua história e a sua pessoa e sou grato por ter entrado no mundo da ciência através de você. Quando estou com um dúvidas sobre qual caminho seguir você é sempre uma das primeiras pessoas a quem pergunto para que lado vou. Prof^o Miltinho, obrigado por todas as oportunidades e a forma como me trata, sempre sinto que sou acolhido quando você está por perto e espero que nossa amizade por perdurar por toda vida.

À família Agô, deixo meus mais sinceros agradecimentos por todo ensinamento e crescimento pessoal, Mestre Miltinho, Contramestre Ivan, Rebeca e todos os demais integrantes, vocês também fazem parte dessa conquista.

Meus agradecimentos se estendem a minha parceira e namorada Juliana Benck Pasa. Nossa história tem se tornado cada vez melhor e espero que possamos seguir trilhando nosso caminho da mesma forma como estamos agora, dividindo ainda mais conquistas em nossas vidas. Admiro muito você como pessoa, bióloga e cientista. Amo você.

Por fim, agradeço a toda minha família. Minha mãe Terezinha Aparecida de Deus e meu pai Antônio Alves de Deus. Mesmo a vida não sendo fácil, vocês não desistiram, criaram cinco filhos e hoje estamos ganhando mais uma conquista que vocês fizeram acontecer. Espero um dia ter a sua força para lidar com a vida e ser a pessoa boa que vocês esperam que eu seja. Obrigado às minhas irmãs Josiane Aparecida de Deus Leite, Cristiane Alves de Deus e Tâny Selen de Deus e meu irmão Deivison Alves de Deus. Essa tese está dedicada à minha falecida avó Maria Conceição Pereira que infelizmente nos deixou no ano de 2024, mas está aqui em meu coração também partilhando essa conquista.

A todos os demais envolvidos no processo da tese e quem convivi ao longo de toda minha vida, agradeço por fazerem parte da minha história. Espero que assim como eu, todos tenham a oportunidade de trabalhar e viver com aquilo que são apaixonados e que nunca tenham dúvidas de que estão exatamente onde deveriam estar.

“

*Se meus joelhos não doessem mais
Diante de um bom motivo
Que me traga fé*

*Se por alguns segundos eu observar
E só observar
A isca e o anzol*

*Ainda assim estarei
Pronto pra comemorar*

...

*Falaram pra gente que não era possível
Se começar foi fácil, difícil vai ser parar*

”

O Rappa

RESUMO GERAL

As paisagens naturais têm sido constantemente modificadas por ações humanas, resultando na perda e fragmentação de habitats. Essas mudanças na configuração e composição das paisagens reduzem a diversidade de espécies e alteram suas interações. Em geral, essas interações entre os organismos não são consideradas nos esforços de conservação, sobretudo devido à dificuldade de estudar esses sistemas complexos. Uma abordagem promissora para tratar desse tema, avaliando a resistência das redes frente a perturbações em um contexto espacial mais amplo, é o uso da teoria de redes, a qual tem se expandido significativamente nos últimos anos e se mostrado uma ferramenta valiosa para aprimorar a compreensão das respostas das comunidades às variações ambientais. Dessa forma, essa tese de doutorado é estruturada em dois subprojetos complementares, que contemplam tanto interações mutualísticas quanto antagonistas, investigando como essas interações são influenciadas por diferentes aspectos da paisagem e como essas redes podem resistir à perda de espécies. O Capítulo I busca compreender de que maneira as redes de interação inseto-planta (mutualísticas) são afetadas pela perda de cobertura florestal em paisagens da Mata Atlântica, bem como avaliar em que medida essas alterações podem comprometer a robustez dessas redes frente à perda de espécies. O Capítulo II tem como objetivo avaliar como a resistência de redes de interação parasitoide-hospedeiro a extinções em cascata é influenciada pela perda de floresta e pelo avanço de áreas urbanas nesse mesmo bioma. Nossos resultados indicam que redes mutualísticas inseto-planta estão sob maior risco em áreas com menor cobertura florestal e que redes antagonistas hospedeiro-parasitoide sofrem impactos semelhantes, intensificados pela proximidade de áreas urbanas. Os resultados desta tese têm grande potencial para aumentar o entendimento sobre os efeitos da paisagem sobre interações entre espécies e fornecer respostas mais concretas que auxiliem na estruturação de ações e políticas relacionados ao manejo e conservação de áreas naturais e não-naturais do bioma Mata Atlântica.

Palavras-chave: Controle populacional, efeito regional, insetos, interações ecológicas, polinização.

GENERAL ABSTRACT

Natural landscapes have been constantly modified by human activities, resulting in habitat loss and fragmentation. These changes in landscape configuration and composition reduce species diversity and alter their interactions. In general, such interactions among organisms are not considered in conservation efforts, mainly due to the challenges associated with studying these complex systems. A promising approach to address this issue, by assessing the resistance of ecological networks to disturbances in a broader spatial context, is the use of network theory, which has expanded significantly in recent years and proven to be a valuable tool for improving our understanding of how communities respond to environmental variation. In this way, this PhD thesis is structured into two complementary subprojects, which encompass both mutualistic and antagonistic interactions, investigating how these interactions are influenced by different landscape features and how networks may resist to species loss. Chapter I aims to understand how insect–plant (mutualistic) interaction networks are affected by forest cover loss in Atlantic Forest landscapes, as well as to evaluate the extent to which these changes may compromise network robustness under species loss scenarios. Chapter II aims to assess how the resistance of parasitoid–host (antagonistic) interaction networks to cascading extinctions is influenced by forest loss and the expansion of urban areas within the same biome. Our results indicate that insect–plant mutualistic networks are at greater risk in landscapes with reduced forest cover, and that parasitoid–host antagonistic networks are similarly affected, with impacts being intensified in communities located near urban areas. The results of this thesis have great potential to increase the understanding of the effects of landscape on species interactions and to provide more concrete answers, thus helping to structure actions and policies related to the management and conservation of natural and non-natural areas of the biome.

Key words: Ecological interactions, insects, pollination, population control, regional effect.

LISTA DE FIGURAS

Capítulo I

Graphical abstract 1. Loss and fragmentation of forest remnants decrease community structure, change network structure and consequently reduce the robustness of plant-pollinator interaction to secondary extinctions. Thus, regional process at a landscape scale can act indirectly over the stability and sensibility of interaction network across space. 29

Figure 1. Remaining networks after data filtering used in this study and their respective landscape located at Atlantic Forest, Brazil. 38

Figure 2. Characterization of network used in the study. a) Species composition comparison among networks (non-significant difference). b) Example of bootstrap method used to filter networks well sampled according to nestedness. 42

Figure 3. Indirect effect of landscape forest cover on robustness of plant-pollinator networks to cascade extinction. Black arrows indicate positive relationships, while red arrows negative ones. The thickness represents the standardized path coefficient. Determination coefficient (R^2) for component models is given in the boxes of response variables. a) Effect of landscape on species richness; b) Effect of species richness on network topology; c) Effect of network topology on network robustness to cascade extinctions. 44

Figure S1. Aggregating data with interactions records closer than 1 km. In this case, the sample points (red dots) were considered into the same network. 64

Figure S2. Data filtering according to number of components and method of sample approach (Zoo centric and Phyto centric). a) histogram of the number of components in the networks. b) relationship between the number of sample points that were aggregated in each network to the number of components. c) Relationship between the number of interactions records in each network to the number of components. d) Number of records of interactions in both method approaches (Zoo centric in pink and Phyto centric in purple). 64

Figure S3. Interaction sampling methods Phyto centric and Zoo centric recorded in the Atlantic Forest. 65

Figure S4. Bootstrap approach used to select networks that had enough sample effort. Steps a, b, c, d, e and f were described above on methods. 65

Figure S5. Forest landscape metrics variation over time, since the last seven years before networks were sampled. 66

Capítulo II

Graphical abstract 1. Proximity to urban areas reduces host-parasitoid community species, which reduces their network modularity and increases the connectance. This process consequently decreases the resistance of these networks to cascading extinctions (network robustness)..... 67

Figure 1. The study was carried out in the Cantareira-Mantiqueira Corridor, São Paulo State, Brazil, encompassing thirty landscapes where preexisting cavity-nesting hymenopteran hosts, parasitoids and their interactions were sampled. 73

Figure 2. Effect of landscape on community and network structure and their consequent effect on network robustness. a) Effect of landscape on community and network structure. PC1 Community/Network: positively correlated with high values of modularity, species richness, and abundance and negatively correlated with connectance, parasitism rate (N) and interaction beta diversity. PC2 Landscape: Positively correlated with greater distance from urban areas and high NDVI values, while negatively correlated with urbanization metrics. b) Effects of changes in community and network structure on robustness of antagonistic interactions. SF (specialist first): Robustness of networks considering extinction starting from lower to high degree hosts; GF (generalist first): Robustness of networks considering extinction starting from high to low degree hosts. 81

Figure 3. Spatial landscape network considering observed interactions within networks: a) Spatial network, where each node represents a landscape and the links indicate shared species interactions between landscapes. b) showing the effect of landscape properties PC2 (positively correlated with high values of urban distance and NDVI) on landscape eigenvector centrality and robustness of antagonistic networks (SF - specialist first): Robustness of networks considering extinction starting from lower to higher degree hosts. c) Effect of landscape properties PC2 on landscape eigenvector centrality and robustness of antagonistic networks (GF - generalist first): Robustness of networks considering extinction starting from higher to lower degree hosts..... 83

Figure S1. Sampling methods used to collect interactions between solitary wasps and bees and their parasitoids. a) Nests made with bamboo and cardboard; b) Nest of a bee from the genus *Megachile*, collected during the study..... 96

Figure S2. Forest and pasture cover percentage of the landscapes of the study..... 96

Figure S3. Overall results from the collection of preexisting cavity-nesting hymenopterans and their parasitoids. a) abundance, b) richness, c) number of interactions, d) accumulation curve to interaction recorded.....97

Figure S4. Principal component analysis (PCA) explaining both landscape structure (a) and aspects of community and network structure (b). The color gradient indicates the contribution of each variable to explain the principal component. Parasitism rate (Richness) refers to the mean number of hosts species parasitized by parasitoids, while Parasitism rate (Abundance) refers to the mean number of nests parasitized by parasitoids. 97

Figure S5. Linear negative relationship between connectance and modularity of antagonistic networks sampled in this study..... 98

Figure S6. Species function within and among modules on networks. All networks are included in the visualization. PC1 - Landscape: Positively correlated with high forest cover and negatively correlated with pasture cover and forest fragmentation. PC2 - Landscape: Positively correlated with greater distance from urban areas and high NDVI values, while negatively correlated with urbanization metrics..... 98

LISTA DE TABELAS

Capítulo I

Table S1. Behaviors of invertebrates of order Hymenoptera, Diptera, Lepidoptera and Coleoptera on flowers that were used to build the networks.....	57
Table S2. Spatial autocorrelation among landscapes used in our study.	58
Table S3. Direct effect of landscape forest amounts on robustness of networks to cascade extinctions. Scale of 500 m around sample points (see supplementary material for other scales).	59
Table S4. Direct effect of landscape forest amounts on robustness of networks to cascade extinctions. Scale of 1000 m around sample points.	60
Table S 5. Direct effect of landscape forest amounts on robustness of networks to cascade extinctions of insects and plants. Scale of 1500 m around sample points.....	61
Table S6. AICc comparison to bet fit of landscape scale effect on species richness. Lowest delt values were considered the best scale.	62
Table S7. Structural equation model (SEM) showing the Indirect effect of landscape forest amounts on robustness of plant-pollinator networks to cascade extinction. Bold values of P are significant.	62

Capítulo II

Table 1. Generalized Linear Models (GLM) measuring the effect of landscape changes on community and network structure. PC1 Community/Network: positively correlated with high values of modularity, species richness, and abundance and negatively correlated with connectance, parasitism rate (N) and interaction beta diversity. PC2 Community/Network: positively correlated with high values of species beta diversity and parasitism rate (R). PC1 Landscape: Positively correlated with high forest cover and negatively correlated with pasture cover and forest fragmentation. PC2 Landscape: Positively correlated with greater distance from urban areas and high NDVI values, while negatively correlated with urbanization metrics. Bold values indicate statistically significant models.	81
Table 2. Generalize Linear Model showing the effect of landscape properties measure through PCA on Landscape centrality and the effect of landscape centrality on robustness of networks. Bold values indicate significant relationships. PC1 - Landscape: positively correlated with high forest cover and negatively correlated with pasture cover and forest fragmentation. PC2 - Landscape: positively correlated with greater distance from urban areas and high NDVI values, while negatively correlated with urbanization metrics.....	82
Table S1. Generalized Linear Models (GLM) measuring the effect of landscape changes on species function within and between modules within the networks. PC1 - Landscape: Positively correlated with high forest cover and negatively correlated with pasture cover and forest fragmentation. PC2 - Landscape: Positively correlated with greater distance from urban areas and high NDVI values, while negatively correlated with urbanization metrics.	95

SUMÁRIO GERAL

INTRODUÇÃO GERAL	16
Justificativa.....	21
Referências	23
CAPÍTULO I: Landscape simplification decreases the robustness of plant-pollinator interaction networks	29
Abstract.....	31
Introduction	32
Methods	34
Data set	34
Data filtering.....	35
Landscape analysis	38
Network metrics	39
Statistical analysis	40
Results	41
Discussion.....	45
References	49
Supplementary material.....	56
Supplementary tables.....	57
Supplementary figures.....	64
CAPÍTULO II: Proximity to urban areas decreases the robustness of host–parasitoid interaction networks	67
Abstract.....	69
Introduction	70
Methods	72
Study area	72
Sample design.....	73
Landscape analysis	74
Interaction network analysis.....	75
Statistical analysis	78
Results	79
Principal component analysis	79
Effects of landscape on community, network and robustness.....	80
Discussion.....	83
References	88
Supplementary material.....	94
Supplementary tables.....	95
Supplementary figures.....	96
CONCLUSÃO GERAL	99

INTRODUÇÃO GERAL

As paisagens naturais têm sido modificadas constantemente, perdendo cada vez mais espaço para áreas antropizadas, ocasionando a perda e fragmentação de habitats (FAHRIG, 2017; VANCINE et al., 2024). Essas mudanças na configuração e composição das paisagens podem levar a diminuição na abundância e na diversidade de espécies, as quais não conseguem encontrar habitats adequados para sua sobrevivência e reprodução (FAHRIG, 2003; WILSON et al., 2016; FLETCHER JR et al., 2018). A diminuição dessas comunidades reflete em inúmeras consequências tanto ecológicas como socioeconômicas, principalmente quando as espécies que são perdidas são importantes prestadoras de serviços ecossistêmicos (DOBSON et al., 2006). Nesse contexto, como as espécies estão todas ligadas direta ou indiretamente por diferentes tipos de interações, as perturbações causadas pela ação antrópica em um nível trófico podem se propagar por toda a rede de interações, afetando todo o ecossistema em diferentes escalas (WANG et al., 2020). Em uma escala regional de processos espaciais como perda e fragmentação de habitats as mudanças na rede de interações entre espécies e sua resistência a essas perturbações, apesar de ser um campo em progresso, ainda é pouco explorada (GONZALEZ et al., 2011; POISOT et al., 2021).

Grande parte dos estudos que buscam entender os efeitos da alteração de paisagens sobre espécies levam em consideração apenas características relacionadas à abundância, riqueza e diversidade dos organismos (TSCHARNTKE et al., 1998; THORNTON et al., 2011; NORDÉN et al., 2014; GRAB et al., 2019). Devido a isso, aspectos relacionados à interação e funções ecológicas muitas vezes ficam de fora dos esforços de conservação, principalmente pela maior dificuldade relacionada ao estudo desses sistemas complexos, como a escolha de melhores métricas, dos elementos estruturais das comunidades (e.g., diversidade de interações, influência das espécies generalistas, força da interação) ou ainda a dificuldade de medição da interação (TYLIANAKIS et al., 2010). Porém, a biodiversidade como um todo é mais do que apenas a presença de espécies em um local, mas também as interações que elas realizam, as quais podem indicar o papel ecológico que cada uma desempenha tanto localmente como na escala de paisagem (TYLIANAKIS et al., 2010; FERREIRA et al., 2013).

Um caminho para abordar interações entre organismos e sua resistência a perturbações em um contexto espacial de maior escala pode ser por meio da teoria de redes, a qual tem crescido muito nos últimos anos e tem se mostrado uma boa ferramenta para melhorar nossa compreensão das respostas das comunidades às variações ambientais (BASCOMPTE;

JORDANO, 2007; VIMAL et al., 2012; TYLIANAKIS; MORRIS, 2017). Essa abordagem tem sido usada em diferentes tipos de estudos e com vários grupos animais (TYLIANAKIS; MORRIS, 2017), geralmente comparando gradientes ambientais (TYLIANAKIS et al., 2006), gradientes latitudinais (SCHLEUNING et al., 2012), diferenças entre estratos da floresta (MORRIS et al., 2014) e diferenças entre ambientes florestados e não florestados (DEUS et al., 2023). Estudos com foco nos efeitos da paisagem sobre esse processo ecossistêmico, geralmente possuem maior ênfase à aspectos estruturais da paisagem (e.g. ligação entre manchas de habitat, corredores ecológicos) do que às interações entre espécies propriamente dita (VIMAL et al., 2012).

Os dois principais tipos de interações entre espécies que podemos encontrar na natureza são do tipo mutualísticas, onde ambos os lados da interação têm um ganho, e do tipo antagonistas, onde apenas um dos lados da interação tem um ganho em detrimento do outro. O arcabouço de estudos sobre essas redes complexas tem focado principalmente sobre interações polinizador-planta (mutualista) e parasitoide-hospedeiro (antagonista) (INGS et al., 2009). Ambos os tipos de interação possuem características próprias que têm sido alteradas pela perda de espécies ao redor de todo mundo, principalmente ligada a processos de alteração do uso da terra (HASAN et al., 2020). Para facilitar o estudo dessas redes, elas geralmente são analisadas como redes bipartidas, focando em dois níveis tróficos (i.e., plantas e insetos; hospedeiros e parasitoides) (INGS et al., 2009; DORMANN et al., 2017).

Diferentes padrões emergem e podem ser consistentemente encontrado em diferentes tipos de interações entre espécies. Nesse contexto, duas estruturas gerais muito descritas tanto para redes mutualísticas quanto antagonistas são os padrões de aninhamento e modularidade (OLESEN et al., 2007; PINHEIRO et al., 2022). Redes mutualísticas polinizador-planta, são geralmente mais generalistas em interações e seguem são conhecidas por seguirem um padrão aninhado, onde espécies generalistas interagem entre si, e as especialistas interagem com esses generalistas (BASCOMPTE; JORDANO, 2013). Esse padrão é conhecido por promover a estabilidade dessas redes, desacelerando o processo de perda de espécies (THÉBAULT; FONTAINE, 2010; Fortuna et al., 2010). Geralmente, espécies especialistas são as primeiras a serem extintas, e como as interações estão todas aninhadas dentro das generalistas, a rede possui muitos “substitutos” para suprir o espaço deixado pela espécie que desapareceu (DAKOS; BASCOMPTE, 2014; VIZENTIN-BUGONI et al., 2020). Mesmo assim, subgrupos nas redes de polinização podem representar também grupos de correspondência morfológica, formando dentro da rede aninhada, padrões modulares (OLESEN et al., 2007; PINHEIRO et al., 2022). Nesse caso, subgrupos de espécies interagem mais entre si do que

com outros subgrupos (OLESEN et al., 2007). Esse padrão modular pode ser maior em redes de interação antagonista parasitoide-hospedeiro, ainda que esse tipo de rede também pode ser composto, apresentando também certo grau de aninhamento (OLESEN et al., 2007; FORTUNA et al., 2010; PINHEIRO et al., 2022). Nesse caso, subgrupos podem representar grupamentos filogenéticos, seleção divergente ou heterogeneidade de habitats (NEWMAN et al., 2006; OLESEN et al., 2007; GRILLI et al., 2016; GILARRANZ et al., 2017). Nesse tipo de rede o fato de haver menos ligação entre parceiros pode evitar que perturbações se espalhem pela rede (GRILLI et al., 2016). Essas redes geralmente são mais especialistas, sendo moldadas pelo processo de corrida armamentista ao longo de milhões de anos de evolução (FELLOWES; TRAVIS, 2000; HENRI; VEEN, 2011; HARVEY, 2015; MORRISON; DIRZO, 2020).

Apesar de a topologia dessas redes de interação (i.e., aninhamento e modularidade) serem direcionadores de estabilidade dessas comunidades, ela ainda está sujeita a alterações, principalmente referente ao acelerado processo de perda e turnover de espécies causados por alterações na paisagem (GRASS et al., 2018; FERREIRA et al., 2020; REN et al., 2023). Redes de interação polinizador-planta têm sido afetados principalmente pelo aumento da homogeneização biótica de plantas, devido a substituição de espécies de floresta mais antigas por espécies mais tolerantes aos efeitos de borda, (e.g. espécies pioneiras) (TABARELLI et al., 2012). Esse processo pode causar grande redundância funcional e aumentar a generalização das interações, tornando essas redes mais vulneráveis a um possível colapso (BASTOLLA et al., 2009; BULDYREV et al., 2010; TABARELLI et al., 2012). Geralmente, as variáveis da paisagem como porcentagem de cobertura florestal, conectividade florestal e heterogeneidade da paisagem, tem sido reportados aumentando o número de interações polinizador-planta (FERREIRA et al., 2013; DUARTE et al., 2020; VARASSIN et al., 2021), enquanto que variáveis como porcentagem de agricultura e fragmentação dos habitats têm efeitos negativos, principalmente pela extinção de espécies mais especialistas, diminuindo o aninhamento da rede (FERREIRA et al., 2013; DUARTE et al., 2020; FERREIRA et al., 2020).

Da mesma forma, redes parasitoide-hospedeiro têm também sido reportadas sensíveis às mudanças da paisagem, principalmente com relação à perda florestal e aumento das áreas urbanas (ROCHA; FELLOWES, 2018; CORCOS et al., 2019; LEMBI et al., 2020; THEODOROU, 2022). Parasitoides são espécies que estão em um nível trófico mais acima e por isso são conhecidos por serem mais sensíveis a perturbações ambientais (GIBB; HOCHULI, 2002; HENRI; VEEN, 2011; STAAB et al., 2018). Essas espécies são muito

dependentes de seus hospedeiros para completarem seu desenvolvimento, o que as torna ainda mais vulneráveis à perda e fragmentação de habitats devido principalmente à expansão urbana (GRASS et al., 2018; CORCOS et al., 2019; LEMBI et al., 2020; THEODOROU, 2022). Áreas urbanizadas possuem alto grau de perturbações como estradas, maior cobertura de superfícies não naturais e aumento da temperatura local (FAETH et al., 2011; ROCHA; FELLOWES, 2018). Esse processo pode causar mudanças no tempo de emergência dos adultos, mudanças em seu comportamento e tamanho do corpo, o que vem selecionando apenas as espécies com maior capacidade adaptativa com maior capacidade de dispersão (THEODOROU, 2022). Dessa forma, restam poucas espécies disponíveis nessas paisagens, geralmente mais generalistas, causando um aumento da conectância da rede de interações (número de interações observadas dentro das possíveis) e consequentemente uma diminuição em sua modularidade (OLESEN et al., 2007; VIEIRA; ALMEIDA-NETO, 2015; GILARRANZ et al., 2017).

A mudança na topologia dessas redes (e.g., aninhamento e modularidade) pode gerar graves consequências para sua persistência ao longo de tempo e do espaço. Essa resistência pode ser medida de diferentes formas sendo uma delas conhecida como robustez da rede (MEMMOTT et al., 2004; NEWMAN et al., 2006). A robustez é um dos tópicos centrais no estudo de redes complexas em diferentes áreas do conhecimento humano, como redes sociais, internet e redes ecológicas (ALBERT et al., 2000; BASCOMPTE; STOUFFER, 2009; SHEYKHALI et al., 2020, ARTIME et al., 2024). Em ecologia, essa medida pode ser entendida como a capacidade de uma rede em manter sua funcionalidade quando os seus nós (espécies) são afetados ou perdidos de alguma forma (MEMMOTT et al., 2004; NEWMAN et al., 2006). Em redes polinizador-planta essa robustez está ligada principalmente ao aninhamento, conferido principalmente pelos nós centrais também chamados de “*hubs*” que são o core de espécies generalistas (OLESEN et al., 2007; BASCOMPTE; STOUFFER, 2009). Por outro lado, em redes parasitoide-hospedeiro a robustez é associada ao formato modular das interações, onde a perturbação é freada devido à menor conexão entre módulos (subgrupos) de espécies (NEWMAN et al., 2006; OLESEN et al., 2007; GRILLI et al., 2016; GILARRANZ et al., 2017). Essa tolerância da rede à perda de nós vem sendo usada em muito estudos, porém sua interação com a topologia da rede e papel de processos regionais nesse contexto ainda é pouco explorado. Além disso, devido à crescente demanda por áreas que podem ser usadas para fins lucrativos, direcionada pelo aumento populacional humano desenfreado, a necessidade por pesquisa visando esse escopo de estudo é altamente necessária (MELO et al., 2013; SÁNCHEZ-BAYO; WYCKHUYS, 2019).

Florestas tropicais são um dos principais exemplos onde encontramos uma combinação de fatores que salientam a urgência para o maior entendimento de como processos regionais podem afetar a resistência e permanência das interações entre espécies. Nesses locais, a diversidade é extremamente alta, assim como o processo de alteração da terra por ações antrópicas (HOANG; KANEMOTO, 2021; VANCINE et al., 2024). Por exemplo, a Mata Atlântica, que originalmente possuía cerca de 150 milhões de hectares, abriga grande parte da população brasileira, possuindo grandes centros urbanos e terras muito produtivas (REZENDE et al., 2018; VANCINE et al., 2024). Muitos dos remanescentes de habitats naturais desse *hotspot* de biodiversidade mundial, estão inseridos numa matriz de áreas urbanas, agricultura, silvicultura dentre muitos outros ambientes manipulados pelo homem (RIBEIRO et al., 2009; JOLY et al., 2014; VANCINI et al., 2024). Devido a esses fatores, cerca de 60% das espécies da flora e fauna e 25% das espécies endêmicas brasileiras localizadas na Mata Atlântica, estão ameaçadas (PAGLIA et al., 2008; BELLO et al., 2015; TONETTI et al., 2022). Além disso, dentro de grupos mais sensíveis como os insetos, estima-se que a extinção das espécies pode chegar a 40% no mundo nas próximas décadas (SÁNCHEZ-BAYO; WYCKHUYS, 2019), o que poderá acarretar em grandes perdas ambientais e socioeconômicas, principalmente devido aos serviços ecossistêmicos que esses animais podem desempenhar através de suas interações tanto mutualísticas (polinização) como antagonistas (controle de “pragas” agrícolas via parasitoidismo) (GIANNINI et al., 2015; VARASSIN et al., 2021; BROCK et al., 2021).

Muitas informações já foram registradas com relação a esses dois processos ecológicos que os insetos podem realizar (i.e., polinização e controle biológico), porém, ainda existem três aspectos que precisam ser consolidados, que são: (1) Grande esforço já foi feito para o estudo das interações ecológicas de polinização realizada por insetos na Mata Atlântica (BOSCOLO et al., 2022), porém, boa parte desses trabalhos foram pensados apenas para os efeitos na escala local (e.g., variações ambientais de cada habitat), não discutindo a importância de fatores regionais nesses processos, como os efeitos da paisagem. (2) A maioria dos estudos considera apenas interações de polinização, deixando de lado outros tipos de interações que também podem ter importância para o funcionamento e manutenção dos ecossistemas, tal como o controle populacional que uma espécie realiza sobre outra (BROCK et al., 2021). 3) A robustez de redes de interação, apesar de um tópico vital para o entendimento e conservação de ecossistemas, ainda é um campo pouco explorado com relação a efeitos regionais de larga escala. Portanto, novos estudos são necessários para preencher essas lacunas de conhecimento e dar novos direcionamentos sobre como podemos lidar com

os efeitos das alterações regionais da paisagem sobre as funções dos organismos no meio ambiente.

Dessa forma, a presente tese foi estruturada em dois subprojetos complementares, os quais contemplam tanto interações mutualísticas quanto antagonistas, considerando, ainda, como tais interações são influenciadas por diferentes aspectos da paisagem e como essas redes podem resistir à perda de espécies:

Capítulo I: objetiva compreender de que maneira as redes de interação mutualística inseto-planta são afetadas pela perda de cobertura florestal em paisagens da Mata Atlântica, bem como avaliar em que medida essas alterações podem comprometer a robustez dessas redes frente à perda de espécies.

Capítulo II: tem por objetivo avaliar como a resistência de redes de interações parasitoide-hospedeiro a extinções em cascata é influenciada pela perda de floresta e pelo avanço de pastagens e áreas urbanas nesse mesmo bioma.

Justificativa

Esta tese de doutorado faz parte do projeto de Pesquisa Ecológica de Longa Duração do Corredor Cantareira Mantiqueira (PELD CCM), o qual teve início em 2014 (FAPESP 2013/50421-2) e que a partir de 2020 está em sua segunda fase (FAPESP 2020/1779-5; CNPq 442147/2020-1; 402765/2021-4). A tese também está vinculada ao projeto Temático FAPESP 2021/10195-0 (Contribuições do Pagamento por Serviços Ambientais sobre múltiplas dimensões na Mata Atlântica). Ambos os financiamentos foram outorgados ao Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro, orientador da presente proposta. O PELD CCM é um conjunto de estudos, que abordam como a degradação da paisagem (diminuição e fragmentação de habitats e diminuição da conectividade) pode afetar a biodiversidade dentro do corredor ecológico Cantareira-Mantiqueira, e assim estruturar ações sobre o manejo e conservação da paisagem.

O bioma Mata Atlântica é um dos mais povoados no Brasil, abrigando boa parte da economia do país com cerca de 70% do PIB nacional, o que, em contrapartida tem diminuído em muito os ambientes naturais, causando perda e fragmentação de habitats, além de aumentar a taxa de extinção de espécies (MELO et al., 2013; REZENDE et al., 2018). Uma forma de contornarmos essa situação pode ser fazer um adequado planejamento de paisagem, ou seja, encontrar melhores formas do uso do espaço, considerando paisagens multifuncionais. Esse tipo de paisagem deve prezar a coexistência de funções ecológicas,

econômicas, estéticas, culturais e históricas (SOINI, 2001; DUARTE et al., 2020). Porém, para chegar até isso, antes precisamos entender de forma adequada como é a relação entre a estrutura da paisagem e cada um desses aspectos através de diferentes tipos de estudos, tal como o presente projeto com a abordagem ecológica. Esses trabalhos podem ser conciliados e assim auxiliar para o uso mais sustentável da paisagem, considerando fatores ecossistêmicos e antrópicos.

Outro fator importante a ser considerado é escolher grupos de organismos que sejam representativos em suas respostas frente às mudanças ambientais na Mata Atlântica. Um exemplo disso é o grupo dos insetos que são um dos mais afetados por serem muito sensíveis às perturbações antrópicas, sendo por isso bons bioindicadores (GERLACH et al., 2013). Além disso, esse grupo de animais também está envolvido em importantes tipos de interações, desempenhando papéis centrais dentro dos ecossistemas, seja como principais polinizadores das angiospermas (VAN DER KOOI; OLLERTON, 2020), ou atuando no controle de populações de outras espécies, inclusive “pragas” agrícolas (HENRY; VEEN, 2011).

As relações de polinização são pilares para a manutenção e regeneração florestal, além de também contribuírem com outras espécies indiretamente, como a formação de frutos nas plantas. Entre os polinizadores, inúmeros grupos de insetos vindo sendo abordados para estudar redes de interação em diferentes contextos, incluindo o contexto espacial. Nesses casos, os principais animais estudados são das ordens Diptera, Lepidoptera, Coleoptera e principalmente Hymenoptera, destacando-se as abelhas nesse último grupo (BOSCOLO et al., 2022). O serviço ecossistêmico de polinização provido por essas espécies gera uma economia para a agricultura mundial que pode variar de US\$195 a ~ US\$387 bilhões de dólares anualmente (PORTO et al., 2020). Apesar disso, para o Brasil, um dos maiores produtores de comida do mundo e onde situa-se a Mata Atlântica, as interações de polinização têm diminuído em 16.1% em diversidade e 22.5% em provisão, enquanto a sua demanda tem aumentado em 3.3% (BERGAMO et al., 2025).

Da mesma forma, o controle populacional que uma espécie pode desempenhar sobre outra, principalmente quando relacionado às espécies “praga”, pode retornar bilhões de dólares anualmente (LOSEY; VAUGHAN, 2006; HENRI; VEEN, 2011). Dentre esses organismos, cerca de 57,500 espécies de parasitoides são de vespas (Hymenoptera), as quais usam seus hospedeiros como recurso trófico para suas larvas, sendo geralmente especialistas em suas interações (HENRI; VEEN, 2001). Dessa grande diversidade de espécies, os estudos têm focado principalmente nas que são mais intimamente ligadas à produção agrícola, controlando espécies de artrópodes “praga” (CHAPLIN-KRAMER et al., 2011). Mesmo

assim, existem muitas espécies que ainda são pouco exploradas e que seus serviços e efeito ecossistêmicos podem estar sendo subestimados devido à falta de informação. Um desses casos são os parasitoides (incluindo cleptoparasitoides) que parasitam outras espécies de vespas e abelhas que são solitárias (KROMBEIN, 1967; STAAB et al., 2018). Devido ao estilo de vida dos hospedeiros desses animais, que podem nidificar em cavidades preexistente, esse pode ser um ótimo grupo para testar hipóteses ecológicas em visto do fácil registro da interação, o qual é um dos principais desafios em estudos com redes ecológicas complexas (TYLIANAKIS et al., 2010; STAAB et al., 2018).

Dessa forma, estudos como o presente projeto, interessados em analisar o efeito das mudanças da paisagem sobre interações ecológicas entre espécies e sua resistência a perturbações ambientais, podem obter respostas mais concretas e assim estruturar ações e políticas referentes ao manejo e a conservação de áreas naturais e não-naturais do bioma. Além disso, visto que não apenas presença das espécies em um local, mas também as interações que elas realizam são essenciais para a biodiversidade, esse projeto pode contribuir com o ODS nº 15 da ONU, que tem por objetivo: “Proteger, restaurar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, gerir de forma sustentável as florestas, combater a desertificação, travar e reverter a degradação dos solos e travar a perda da biodiversidade” (UNITED NATIONS, 2015).

Referências

- ALBERT, R.; JEONG, H.; BARABÁSI, A. L. Error and attack tolerance of complex networks. **Nature**, v. 406, n. 6794, p. 378-382. 2000.
- ARTIME, O. et al. Robustness and resilience of complex networks. **Nature Reviews Physics**, v. 6, n. 2, p. 114-131, 2024.
- BASCOMPTE, J.; JORDANO, P. Plant-animal mutualistic networks: the architecture of biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 38, p. 567-593, 2007.
- BASCOMPTE, J.; JORDANO, P. **Mutualistic networks**. Princeton: Princeton University Press, 2013.
- BASCOMPTE, J.; STOUFFER, D. B. The assembly and disassembly of ecological networks. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1524, p. 1781-1787, 2009.
- BASTOLLA, U. et al. The architecture of mutualistic networks minimizes competition and increases biodiversity. **Nature**, v. 458, n. 7241, p. 1018-1020, 2009.

- BELLO, C. et al. Defaunation affects carbon storage in tropical forests. **Science Advances**, v. 1, n. 11, e1501105, 2015.
- BERGAMO, P. J. et al. Identifying changes in the drivers of ecosystem services: Socioeconomic changes underlie reduced provision of pollination service. **Journal of Environmental Management**, v. 373, 123466, 2025.
- BOSCOLO, D. et al. Atlantic flower–invertebrate interactions: A data set of occurrence and frequency of floral visits. **Ecology**, v. 104, e3900, 2023.
- BROCK, R. E.; CINI, A.; SUMNER, S. Ecosystem services provided by aculeate wasps. **Biological Reviews**, v. 96, n. 4, p. 1645-1675, 2021.
- BULDYREV, S. V. et al. Catastrophic cascade of failures in interdependent networks. **Nature**, v. 464, n. 7291, p. 1025-1028, 2010.
- CHAPLIN-KRAMER, R. et al. A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity. **Ecology Letters**, v. 14, n. 9, p. 922-932, 2011.
- CORCOS, D. et al. Impact of urbanization on predator and parasitoid insects at multiple spatial scales. **PLOS ONE**, v. 14, n. 4, e0214068, 2019.
- DAKOS, V.; BASCOMPTE, J. Critical slowing down as early warning for the onset of collapse in mutualistic communities. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 49, p. 17546-17551, 2014.
- DEUS, J. P. A. D, et al. Habitat types in the Atlantic Forest differently influence community structure and species interaction of cavity-nesting Hymenoptera and their natural enemies. **Journal of Insect Conservation**, v. 27, n. 1, p. 129-140, 2023.
- DOBSON, A. et al. Habitat loss, trophic collapse, and the decline of ecosystem services. **Ecology**, v. 87, n. 8, p. 1915-1924, 2006.
- DORMANN, C. F.; FRÜND, J.; SCHAEFER, H. M. Identifying causes of patterns in ecological networks: opportunities and limitations. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 48, p. 559-584, 2017.
- DUARTE, G. T. et al. A user-inspired framework and tool for restoring multifunctional landscapes: putting into practice stakeholder and scientific knowledge of landscape services. **Landscape Ecology**, v. 35, p. 2535-2548, 2020.
- FAETH, S. H.; BANG, C.; SAARI, S. Urban biodiversity: patterns and mechanisms. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1223, n. 1, p. 69-81, 2011.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487-515, 2003.
- FELLOWES, M. D.; TRAVIS, J. M. Linking the coevolutionary and population dynamics of host–parasitoid interactions. **Population Ecology**, v. 42, n. 2, p. 195-203, 2000.
- FERREIRA, P. A. et al. Forest and connectivity loss simplify tropical pollination networks. **Oecologia**, v. 192, n. 2, p. 577-590, 2020.

- FERREIRA, P. A.; BOSCOLO, D.; VIANA, B. F. What do we know about the effects of landscape changes on plant–pollinator interaction networks? **Ecological Indicators**, v. 31, p. 35-40, 2013.
- FORTUNA, M. A. et al. Nestedness versus modularity in ecological networks: two sides of the same coin? **Journal of Animal Ecology**, p. 811-817, 2010.
- GERLACH, J.; SAMWAYS, M.; PRYKE, J. Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. **Journal of Insect Conservation**, v. 17, n. 4, p. 831-850, 2013.
- GIANNINI, T. C. et al. The dependence of crops for pollinators and the economic value of pollination in Brazil. **Journal of Economic Entomology**, v. 108, n. 3, p. 849-857, 2015.
- GIBB, H.; HOCHULI, D. F. Habitat fragmentation in an urban environment: large and small fragments support different arthropod assemblages. **Biological Conservation**, v. 106, n. 1, p. 91-100, 2002.
- GILARRANZ, L. J. et al. Effects of network modularity on the spread of perturbation impact in experimental metapopulations. **Science**, v. 357, n. 6347, p. 199-201, 2017.
- GONZALEZ, A.; RAYFIELD, B.; LINDO, Z. The disentangled bank: how loss of habitat fragments and disassembles ecological networks. **American Journal of Botany**, v. 98, n. 3, p. 503-516, 2011.
- GRAB, H. et al. Agriculturally dominated landscapes reduce bee phylogenetic diversity and pollination services. **Science**, v. 363, n. 6424, p. 282-284, 2019.
- GRASS, I. et al. Past and potential future effects of habitat fragmentation on structure and stability of plant–pollinator and host–parasitoid networks. **Nature Ecology & Evolution**, v. 2, n. 9, p. 1408-1417, 2018.
- GRILLI, J.; ROGERS, T.; ALLESINA, S. Modularity and stability in ecological communities. **Nature Communications**, v. 7, n. 1, 12031, 2016.
- HARVEY, J. A. Conserving host–parasitoid interactions in a warming world. **Current Opinion in Insect Science**, v. 12, p. 79-85, 2015.
- HASAN, S. S. et al. Impact of land use change on ecosystem services: A review. **Environmental Development**, v. 34, 100527, 2020.
- HENRI, D. C.; VEEN, F. F. V. **Body size, life history and the structure of host–parasitoid networks**. In: *Advances in Ecological Research*. v. 45. London: Academic Press, 2011. p. 135-180.
- HOANG, N. T.; KANOMOTO, K. Mapping the deforestation footprint of nations reveals growing threat to tropical forests. **Nature Ecology & Evolution**, v. 5, n. 6, p. 845-853, 2021.
- HOLT, R. D. et al. Is habitat fragmentation good for biodiversity? **Biological Conservation**, v. 226, p. 9-15, 2018.

INGS, T. C. et al. Ecological networks – beyond food webs. **Journal of Animal Ecology**, v. 78, n. 1, p. 253-269, 2009.

JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459-473, 2014.

KROMBEIN, K. V.; BURKS, B. D. **Hymenoptera of America North of Mexico: synoptic catalog, second supplement**. n. 2. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, 1967.

LEMBI, R. C. et al. Urban expansion in the Atlantic Forest: applying the Nature Futures Framework to develop a conceptual model and future scenarios. **Biota Neotropica**, v. 20, supl. 1, e20190904, 2020.

LOSEY, J. E.; VAUGHAN, M. The economic value of ecological services provided by insects. **BioScience**, v. 56, n. 4, p. 311-323, 2006.

MELO, F. P. et al. Priority setting for scaling-up tropical forest restoration projects: Early lessons from the Atlantic Forest Restoration Pact. **Environmental Science & Policy**, v. 33, p. 395-404, 2013.

MEMMOTT, J.; WASER, N. M.; PRICE, M. V. Tolerance of pollination networks to species extinctions. **Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, v. 271, n. 1557, p. 2605-2611, 2004.

MORRIS, R. J. et al. Antagonistic interaction networks are structured independently of latitude and host guild. **Ecology Letters**, v. 17, n. 3, p. 340-349, 2014.

MORRISON, B. M.; DIRZO, R. Distinct responses of antagonistic and mutualistic networks to agricultural intensification. **Ecology**, v. 101, n. 10, e03116, 2020.

NEWMAN, M. E. Modularity and community structure in networks. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 103, n. 23, p. 8577-8582, 2006.

NORDÉN, B. et al. Effects of ecological continuity on species richness and composition in forests and woodlands: a review. **Ecoscience**, v. 21, n. 1, p. 34-45, 2014.

OLESEN, J. M. et al. The modularity of pollination networks. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, n. 50, p. 19891-19896, 2007.

PAGLIA, A. P.; FONSECA, G. A. B.; SILVA, J. M. C. **A fauna brasileira ameaçada de extinção: síntese taxonômica e geográfica**. In: MACHADO, Â. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. (eds.). Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Brasília, DF: MMA, 2008.

PINHEIRO, R. B.; FELIX, G. M.; LEWINSOHN, T. M. Hierarchical compound topology uncovers complex structure of species interaction networks. **Journal of Animal Ecology**, v. 91, n. 11, p. 2248-2260, 2022.

POISOT, T. et al. Global knowledge gaps in species interaction networks data. **Journal of Biogeography**, v. 48, n. 7, p. 1552-1563, 2021.

PORTO, R. G. et al. Pollination ecosystem services: A comprehensive review of economic values, research funding and policy actions. **Food Security**, v. 12, n. 6, p. 1425-1442, 2020.

REN, P. et al. Forest edges increase pollinator network robustness to extinction with declining area. **Nature Ecology & Evolution**, v. 7, n. 3, p. 393-404, 2023.

REZENDE, C. L. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

ROCHA, E. A.; FELLOWES, M. D. E. Does urbanization explain differences in interactions between an insect herbivore and its natural enemies and mutualists? **Urban Ecosystems**, v. 21, p. 405-417, 2018.

SÁNCHEZ-BAYO, F.; WYCKHUYS, K. A. G. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. **Biological Conservation**, v. 232, p. 8-27, 2019.

SCHLEUNING, M. et al. Specialization of mutualistic interaction networks decreases toward tropical latitudes. **Current Biology**, v. 22, n. 20, p. 1925-1931, 2012.

SHEYKHALI, S. et al. Robustness to extinction and plasticity derived from mutualistic bipartite ecological networks. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 9783, 2020.

SOINI, K. Exploring human dimensions of multifunctional landscapes through mapping and map-making. **Landscape and Urban Planning**, v. 57, n. 3-4, p. 225-239, 2001.

STAAB, M. et al. Trap nests for bees and wasps to analyse trophic interactions in changing environments - A systematic overview and user guide. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 9, n. 11, p. 2226-2239, 2018.

TABARELLI, M.; PERES, C. A.; MELO, F. P. The 'few winners and many losers' paradigm revisited: emerging prospects for tropical forest biodiversity. **Biological Conservation**, v. 155, p. 136-140, 2012.

THÉBAULT, E.; FONTAINE, C. Stability of ecological communities and the architecture of mutualistic and trophic networks. **Science**, v. 329, n. 5993, p. 853-856, 2010.

THEODOROU, P. The effects of urbanization on ecological interactions. **Current Opinion in Insect Science**, v. 52, p. 100922, 2022.

THORNTON, D. H.; BRANCH, L. C.; SUNQUIST, M. E. The influence of landscape, patch, and within-patch factors on species presence and abundance: a review of focal patch studies. **Landscape Ecology**, v. 26, p. 7-18, 2011.

TONETTI, V. et al. Forest regeneration may reduce the negative impacts of climate change on the biodiversity of a tropical hotspot. **Diversity and Distributions**, v. 28, n. 12, p. 2956-2971, 2022.

TSCHARNTKE, T.; GATHMANN, A.; STEFFAN-DEWENTER, I. Bioindication using trap-nesting bees and wasps and their natural enemies: community structure and interactions. **Journal of Applied Ecology**, v. 35, n. 5, p. 708-719, 1998.

TYLIANAKIS, J. M. et al. Conservation of species interaction networks. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2270-2279, 2010.

TYLIANAKIS, J. M.; MORRIS, R. J. Ecological networks across environmental gradients. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 48, p. 25-48, 2017.

TYLIANAKIS, J. M.; TSCHARNTKE, T.; KLEIN, A. M. Diversity, ecosystem function, and stability of parasitoid–host interactions across a tropical habitat gradient. **Ecology**, v. 87, n. 12, p. 3047-3057, 2006.

UNITED NATIONS. Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development (Resolution A/RES/70/1). **United Nations Digital Library System**, 2015.

VAN DER KOOI, C. J.; OLLERTON, J. The origins of flowering plants and pollinators. **Science**, v. 368, n. 6497, p. 1306-1308, 2020.

VANCINE, M. H. et al. The Atlantic Forest of South America: spatiotemporal dynamics of the vegetation and implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 291, p. 110499, 2024.

VARASSIN, I. G. et al. **Pollination systems in the Atlantic Forest: characterisation, threats, and opportunities**. In: The Atlantic Forest: History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-diverse Forest. p. 325-344, 2021.

VIEIRA, M. C.; ALMEIDA-NETO, M. A simple stochastic model for complex coextinctions in mutualistic networks: robustness decreases with connectance. **Ecology Letters**, v. 18, n. 2, p. 144-152, 2015.

VIMAL, R.; MATHEVET, R.; THOMPSON, J. D. The changing landscape of ecological networks. **Journal for Nature Conservation**, v. 20, n. 1, p. 49-55, 2012.

VIZENTIN-BUGONI, J. et al. Including rewiring in the estimation of the robustness of mutualistic networks. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 11, n. 1, p. 106-116, 2020.

WANG, F. et al. Interactions of microplastics and cadmium on plant growth and arbuscular mycorrhizal fungal communities in an agricultural soil. **Chemosphere**, v. 254, p. 126791, 2020.

WILSON, M. C. et al. Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. **Landscape Ecology**, v. 31, p. 219-227, 2016.

CONCLUSÃO GERAL

A atual perda e a fragmentação de habitats constituem processos não naturais que têm afetado, de forma crescente, diferentes aspectos da biodiversidade. Esses impactos estendem-se desde a presença ou ausência de espécies até o funcionamento de ecossistemas inteiros, por meio das interações que essas espécies realizam. Os dados aqui analisados envolveram diferentes áreas da Mata Atlântica, um dos principais *hotspots* de biodiversidade mundiais, e ressaltam a urgência de medidas institucionais do Estado que promovam um melhor ordenamento da paisagem, considerando suas diferentes dimensões: áreas urbanas, produtivas, recreativas e naturais. Assim como as espécies interagem em redes ecológicas, esses elementos da paisagem também se relacionam por meio de ligações diretas e indiretas em cadeias de reações interdependentes.

Mostramos que redes mutualísticas inseto-planta estão sob elevado risco de colapso em áreas com menor quantidade e cobertura de florestas naturais. Da mesma forma, redes antagonistas hospedeiro-parasitoide sofrem os mesmos efeitos, intensificados quando essas comunidades se encontram próximas a áreas urbanas. Em ambos os casos, a robustez das interações frente à perda de espécies é enfraquecida pelas alterações regionais da paisagem resultantes de atividades humanas. Esse resultado consistente em ambos os capítulos através de estratégias analíticas diferentes reforça a importância da estrutura da rede para o quanto elas podem resistir a diferentes tipos de perturbações. Nesse contexto, o enfraquecimento das funções ecológicas desempenhadas pelos animais pode gerar severas consequências para o bem-estar humano, com a redução de serviços ecossistêmicos fundamentais, como polinização e controle biológico de pragas. Tais perdas se traduzem em aumento de custos de produção e diminuição da qualidade de vida.

A presente tese, pode fornecer mecanismos para o maior entendimento de sobre as funções e serviços providos por ecossistemas naturais e assim auxiliar na estruturação de ações de planejamento e manejo de paisagens que possam integrar as necessidades humanas com a conservação da natureza, a qual também faz parte do ser humano, já que tudo e todos estamos ligados direta ou indiretamente dentro de um banco emaranhado de interações.