



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA**



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA CONSERVAÇÃO E
BIODIVERSIDADE**

**AVALIAÇÃO DA RECUPERAÇÃO DE SERVIÇOS DE POLINIZAÇÃO E
DIVERSIDADE FUNCIONAL DE ATRIBUTOS FLORAIS DE ÁREAS EM
RESTAURAÇÃO: UMA COMPARAÇÃO ENTRE SISTEMAS DE RESTAURAÇÃO
ATIVA E SISTEMAS AGROFLORESTAIS**

Mariana Abrahão Assunção

2022

Mariana Abrahão Assunção

**AVALIAÇÃO DA RECUPERAÇÃO DE SERVIÇOS DE POLINIZAÇÃO E
DIVERSIDADE FUNCIONAL DE ATRIBUTOS FLORAIS DE ÁREAS EM
RESTAURAÇÃO: UMA COMPARAÇÃO ENTRE SISTEMAS DE RESTAURAÇÃO
ATIVA E SISTEMAS AGROFLORESTAIS**

Tese apresentada ao Instituto de
Biologia para obtenção do título de
Doutor em Ecologia Conservação e
Biodiversidade

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Helena Maura Torezan-Silingardi

Coorientadora: Prof.^a Dr.^a Leticia Couto Garcia

UBERLÂNDIA -MGS

Setembro – 2022

Ficha Catalográfica Online do Sistema de Bibliotecas da UFU
com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

A851 Assunção, Mariana Abrahão, 1989-
2022 Avaliação da recuperação de serviços de polinização e diversidade funcional de atributos florais de áreas em restauração: uma comparação entre sistemas de restauração ativa e sistemas agroflorestais [recurso eletrônico] : RECUPERAÇÃO DE SERVIÇOS DE POLINIZAÇÃO E DIVERSIDADE FUNCIONAL DE ATRIBUTOS FLORAIS DE ÁREAS EM RESTAURAÇÃO / Mariana Abrahão Assunção. - 2022.

Orientadora: Helena Maura Torezan-Silingardi.

Coorientadora: Letícia Couto Garcia.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Uberlândia,
Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Biodiversidade.

Modo de acesso: Internet.

Disponível em: <http://doi.org/10.14393/ufu.te.2022.387>

Inclui bibliografia.

Inclui ilustrações.

1. Ecologia. I. Torezan-Silingardi, Helena Maura ,
1968-, (Orient.). II. Garcia, Letícia Couto, 1981-,
(Coorient.). III. Universidade Federal de Uberlândia.
Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Biodiversidade.
IV. Título.

CDU: 574



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
 Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e
 Biodiversidade

Av. Pará, 1720, Bloco 2D, Sala 26 - Bairro Umuarama, Uberlândia-MG, CEP 38405-320
 Telefone: (34) 3225-8641 - www.ppgeco.ib.ufu.br - ecologia@umuarama.ufu.br



ATA DE DEFESA - PÓS-GRADUAÇÃO

Programa de Pós-Graduação em:	Ecologia, Conservação e Biodiversidade				
Defesa de:	Tese, número 82, PPGECB				
Data:	vinte e três de agosto de dois mil e vinte e dois	Hora de início:	14:00	Hora de encerramento:	20:00
Matrícula do Discente:	11813ECR005				
Nome do Discente:	Mariana Abrahão Assunção				
Título do Trabalho:	Avaliação da Recuperação de Serviços de Polinização e Diversidade Funcional de Atributos Florais de Áreas em Restauração: Uma Comparação entre Sistemas de Restauração Ativa e Sistemas Agroflorestais				
Área de concentração:	Ecologia				
Linha de pesquisa:	Ecologia comportamental e de interações				
Projeto de Pesquisa de vinculação:	Riqueza e distribuição de interações entre plantas, formigas e herbívoros trofobiontes em vegetação de Cerrado				

Reuniu-se por videoconferência a Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Biodiversidade assim composta pelos doutores: Danilo Boscolo - USP; Maria Alice dos Santos Alves - UERJ; Diego Vinícius Anjos Silva - INBIO/UFU; Nicolás Pelegrin - INBIO/UFU e Helena Maura Torezan Silingardi - INBIO/UFU, orientador(a) do(a) candidato(a).

Iniciando os trabalhos o(a) presidente da mesa, Dr(a). Helena Maura Torezan Silingardi, apresentou a Comissão Examinadora e o(a) candidato(a), agradeceu a presença do público e concedeu ao(à) Discente a palavra para a exposição do seu trabalho. A duração da apresentação do(a) Discente e o tempo de arguição e resposta foram conforme as normas do Programa.

A seguir o(a) senhor(a) presidente concedeu a palavra, pela ordem sucessivamente, aos(às) examinadores(as) que passaram a arguir o(a) candidato(a). Ultimada a arguição, que se desenvolveu dentro dos termos regimentais, a Banca, em sessão secreta, atribuiu o resultado final, considerando o(a) candidato(a):

Aprovada.

Esta defesa faz parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor.

O competente diploma será expedido após cumprimento dos demais requisitos, conforme as normas do Programa, a legislação pertinente e a regulamentação interna da UFU.

Nada mais havendo a tratar foram encerrados os trabalhos. Foi lavrada a presente ata que após lida e achada conforme foi assinada pela Banca Examinadora.



Documento assinado eletronicamente por **Helena Maura Torezan Silingardi, Professor(a) do Magistério Superior**, em 25/09/2022, às 22:20, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Diego Vinícius Anjos Silva, Usuário Externo**, em 26/09/2022, às 09:03, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Danilo Boscolo, Usuário Externo**, em 26/09/2022, às 09:26, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Maria Alice dos Santos Alves, Usuário Externo**, em 26/09/2022, às 22:26, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Nicolás Pelegrin, Professor(a) do Magistério Superior**, em 29/09/2022, às 10:21, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://www.sei.ufu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **3868000** e o código CRC **011BECCD**.

DEDICATÓRIA

Aos meus pais, Mário e Elisabete, que fizeram esse sonho se tornar possível, dedico com
amor e respeito.

AGRADECIMENTOS

E finalmente chegou ao fim, uma história de muita luta, um sonho que se tornou realidade. Não teria conseguido nada sem meus amados pais, Mário e Elisabete, que fizeram o possível e o impossível para possibilitar que eu chegasse até aqui e me tornar uma cientista. Não tive bolsa durante 4 anos, e somente devido ao financiamento dos meus pais pude realizar o doutorado. Pai, mãe, eu não sei se um dia eu terei condições de agradecer tudo o que fizeram por mim, todo o apoio, o financiamento dos meus estudos, as noites mal dormidas de preocupação com a filha sozinha no mato, os telefonemas de choro desesperado de cansaço e desânimo. Obrigada por nunca terem desistido de mim e me apoiar incondicionalmente, amo vocês. Mário Júnior, irmão querido, obrigada por ser meu porto seguro, por tantas vezes que segurou na minha mão nos momentos mais difíceis e ter me dado coragem de seguir em frente mesmo quando as circunstâncias mostravam que não valia a pena. Devo esse título a vocês. Minha família, obrigada pelo incentivo e torcida, especialmente minha avó Teresinha, minhas tias e amigas, Virgínia e Marisete por todos os desabafos, conselhos e orações, amo vocês. Meu companheiro, Micael, por toda a paciência, companheirismo, encorajamento e apoio. Obrigada por entender minhas crises e por me dar o carinho que eu precisava para seguir em frente. Meus queridos bichinhos, que me acompanharam por toda a trajetória, me fazendo sorrir todos os dias e fazendo a rotina se tornar mais leve. Muito obrigada Lara, que me acompanha do céu, Toro, que ficou nos meus pés todos os dias durante todos esses anos, Tom e Antonella, pelo carinho e companhia, Katara, que chegou para preencher o vazio deixado pela minha Lara, Simba, meu velhinho querido, Julie, que me acompanhou desde os 6 anos até a faculdade, que saudade.

Minha querida orientadora, Professora Maura, muito obrigada por me acompanhar com tanto carinho por todos esses anos. Você viu minha evolução enquanto pesquisadora e contribuiu para que eu fosse a cientista que sou hoje. Nunca esquecerei seu apoio. Professora Letícia, que alegria ter te encontrado. Com você pude aprender tanto, pude desenvolver um trabalho do qual tenho orgulho e me traz tanta inspiração. Muito obrigada por tudo. Professora Zefa, não tenho palavras para te agradecer. Você abriu meus caminhos para desenvolver minha pesquisa, me apresentou a ecologia da restauração e a agroecologia, que hoje são a menina dos meus olhos. Identificou todas as minhas plantas, me ensinou tanta coisa. Obrigada por tudo, você tem um lugar especial no meu coração, te admiro muito enquanto pesquisadora e mulher. Agradeço muito a identificação das minhas abelhas pelo Professor Eduardo Almeida (USP), agradeço ao Professor Valter Vieira Alves Junior (UFGD) por ter cedido seu laboratório quando precisei e por sua equipe, que me ensinou a montar abelhas e Professor Renan Moura, por ajudar, e muito, com as análises estatísticas. Professor Keber Del-Claro, você foi fonte de inspiração e me acompanhou durante toda minha trajetória, desde a IC até o doutorado. Obrigada por todo apoio, encorajamento e dicas preciosas.

Aos amigos, agradeço os momentos de descontração e desabafos, especialmente Dayana (novela mexicana haha), pelas longas conversas, pelo apoio mútuo, por me lembrar que não estou sozinha nesse barco, Jéssica pelos cafés, risadas e longas conversas gostosas. Alexandra, pela amizade sincera que foi tão importante em tantos momentos. A distância não vai conseguir separar o que construímos. Ana Aline, minha querida. Sabe o quanto te admiro. Obrigada pelas cervejas, troca de ideias, idas ao terreiro e tantos momentos inesquecíveis, você mora no meu coração. Agradeço a todos os estranhos que me socorreram nos perrengues de campo (que não foram poucos). Especialmente o trator que deu uma carga na minha bateria que arriou (!), e os índios da aldeia Tei Kuê, que só entendiam o guarani, porém me ajudaram a desatolar o carro. Bete, da escola de idiomas Yázigi, obrigada pela oportunidade e acolhimento quando precisei.

Finalmente, agradeço as agências de fomento que concederam bolsa durante minha trajetória acadêmica, CNPq durante a IC, CAPES e Idea Wild durante o mestrado e CAPES

pela bolsa concedida no último semestre do doutorado, que contribuiu muito e foi um alívio ao final da caminhada.

Fazer ciência em um país que não a valoriza é um desafio enorme. Especialmente aquelas dedicadas à preservação da biodiversidade. Porém, cabe a nós levar informação aos tomadores de decisão, e contribuir para quem sabe, um dia, mudar os paradigmas que nos levam a uma vida tão insustentável.

Finalizo com um pensamento de uma das maiores referências dentro da agroecologia, uma fonte de inspiração e esperança:

“A terra não é uma fábrica e não produz ilimitadamente. Amemos nossa terra e procuremos saber o que ela é capaz de produzir quando ela é tratada carinhosamente”.

Ana Primavesi

ÍNDICE

ÍNDICE DE FIGURAS E TABELAS.....	vii
RESUMO.....	viii
ABSTRACT.....	ix
INTRODUÇÃO GERAL.....	1
RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA.....	1
O QUE SÃO SISTEMAS AGROFLORESTAIS?.....	2
LEI DE PROTEÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA E AS AGROFLORESTAS.....	4
POLINIZAÇÃO.....	6
REDES DE INTERAÇÕES ECOLÓGICAS.....	8
MÉTRICAS DE REDES ECOLÓGICAS.....	9
GRUPOS FUNCIONAIS.....	11
OBJETIVO GERAL DA TESE.....	12
PREMISSAS E HIPÓTESES.....	13
ÁREAS DE ESTUDO.....	13
JUSTIFICATIVA.....	16
ORGANIZAÇÃO DA TESE.....	17
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	18
CAPÍTULO 1- AVALIAÇÃO DA DIVERSIDADE FUNCIONAL DE ATRIBUTOS FLORAIS E DISPONIBILIDADE DE FLORES E FRUTOS EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS E SISTEMAS DE RESTAURAÇÃO ATIVA.....	23
RESUMO.....	23
ABSTRACT.....	24
1. INTRODUÇÃO.....	25
2. OBJETIVOS.....	27
3. MÉTODOS.....	28
3.1. COLETA DE DADOS.....	28
3.2. ANÁLISE DE DADOS.....	28
4. RESULTADOS.....	30
5. DISCUSSÃO.....	38
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	47
7. REFERÊNCIAS.....	48
8. MATERIAL SUPLEMENTAR.....	57

ANEXO A.....	57
ANEXO B.....	69
ANEXO C.....	75
ANEXO D.....	85
ANEXO E.....	86
CAPÍTULO 2 – REDES DE INTERAÇÃO ABELHA-PLANTA COMO INDICADOR DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS E SISTEMAS DE RESTAURAÇÃO ATIVA.....	86
RESUMO.....	86
ABSTRACT.....	87
1. INTRODUÇÃO.....	87
2. OBJETIVOS.....	88
3. MÉTODOS.....	88
3.1. COLETA DE DADOS.....	88
3.2. ANÁLISE DE DADOS.....	89
4. RESULTADOS.....	90
5. DISCUSSÃO.....	108
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	114
7. REFERÊNCIAS.....	115
CAPÍTULO 3 - O PAPEL DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS SOBRE A DIVERSIDADE DE POLINIZADORES E PROVISÃO DE SERVIÇOS DE POLINIZAÇÃO.....	125
RESUMO.....	125
ABSTRACT.....	126
1. INTRODUÇÃO.....	126
2. OBJETIVOS.....	127
3. MÉTODOS.....	127
4. RESULTADOS.....	127
5. DISCUSSÃO.....	133
6. CAMINHOS.....	138
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	141
8.	
REFERÊNCIAS.....	142
9. MATERIAL SUPLEMENTAR.....	164
ANEXO A.....	164
ANEXO B.....	171
ANEXO C.....	178

ÍNDICE DE FIGURAS E TABELAS

Lista de Figuras – Introdução Geral

Figura 1. Localização dos municípios de Dourados, Ivinhema, Jateí e Caarapó, onde se encontram as áreas de estudo, Mato Grosso do Sul, Brasil.....

Figura 2. Imagens de satélite das áreas de estudo nos municípios de (A) Ivinhema, (B) Jateí, (C) Dourados e (D) Caarapó, todos no Mato Grosso do Sul. Fonte: Google Earth (acesso em jul. 2021).

Lista de Figuras – Capítulo 1

Figura 1. Número médio de espécies nativas e exóticas presentes em cada sistema amostrado. Letras diferentes acima das caixas indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Figura 2. Lista do total de espécies exóticas invasoras registradas e sua respectiva abundância relativa nas áreas de estudo. A inclusão da espécie como invasora seguiu a Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras -Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental (2021).

Figura 3. Número de espécies com flores e frutos a cada mês nos diferentes sistemas investigados (REF- mata de referência; RES – restauração ativa; SAF – sistema agroflorestal).

Figura 4. Valor médio da disponibilidade de flores (A) e frutos (B) ao longo do ano (média de 12 meses) em cada sistema investigado. Letras diferentes acima das caixas indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Figura 5. Proporção relativa de espécies que apresentam síndrome de dispersão anemocórica (Ane), zoocórica (Zoo) e autocórica (Auto) em cada sistema investigado. (REF- mata de referência; RES – restauração ativa; SAF – sistema agroflorestal). As barras representam o erro padrão.

Figura 6. Valor médio do número de espécies que apresentam determinado tipo floral em cada sistema de estudo (REF, RES e SAF).

Figura 7. Análise de Componentes Principais da comunidade total dos três sistemas de estudo (REF, RES e SAF) em relação a todos os atributos florais mensurados (tipo floral, cor e tamanho da corola).

Figura 8. Média \pm erro padrão da média da riqueza (a) e dos índices de diversidade funcional: Entropia Quadrática de Rao (b); FRic: Riqueza funcional (c) FDis: Dispersão funcional (d); FEve: Equitabilidade funcional (e); FDiv: Divergência funcional (f); nos três sistemas de estudo (REF, RES e SAF). Letras diferentes acima das barras indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Figura 9 Média \pm erro padrão da média relacionados ao tamanho da corola (mm) nos três sistemas de estudo (REF, RES e SAF). Letras diferentes acima das barras indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Figura 10. Média \pm erro padrão da coloração floral nos três sistemas de estudo (REF, RES e SAF). Letras diferentes acima das barras indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Lista de Tabelas – Capítulo 1

Tabela 1. Número de espécies e famílias e classificação quanto à origem das espécies registradas em cada área de amostragem. As espécies exóticas invasoras são um subconjunto do total de exóticas de cada área. A inclusão da espécie como invasora seguiu a Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras -Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental (2021)

Material Suplementar – Capítulo 1

Anexo A. Lista de todas as espécies amostradas no estudo e sua classificação em relação à síndrome de dispersão, origem, época reprodutiva (obtida a partir do índice de Fournier), nomes populares e hábito. Os asteriscos indicam espécies exóticas invasoras. A classificação quanto à síndrome de dispersão seguiu Van Der Pijl (1982) e nomes científicos, nomes populares e hábito seguiu Flora do Brasil (2018) e Medeiros (2011).

Anexo B. Número de espécies por família encontrada em cada área. SAF - Sistema Agroflorestal, RES - Área Restaurada, REF - Área de referência, (-) não registrado.

Anexo C. Características funcionais de atributos florais segundo as categorias descritas por Machado & Lopes (2004), adaptado de Faegri e Pijl (1970).

Anexo D. Espécies exóticas invasoras encontradas neste estudo e seus respectivos impactos segundo a Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras - Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental (2021).

Anexo E. Sugestões de espécies-chave para restauração por meio de SAFs

Lista de Figuras – Capítulo 2

Figura 1. Famílias e número das respectivas tribos nas nove áreas amostradas no estado do Mato Grosso do Sul ao longo de um ano. As ilustrações trazem espécies representantes de cada tribo no intuito de demonstrar a diversidade de forma e tamanho corporal (sem escala).

Figura 2. Número de espécies de abelhas registrado em cada localidade amostrada, Estado do Mato Grosso do Sul. REF – mata de referência; RES – mata restaurada; SAF – sistema agroflorestral.

Figura 3. Boxplot do número de espécies de abelhas registrado nos diferentes sistemas. REF – mata referência; RES – mata restaurada; SAF - sistema agroflorestral. $p=0,25$

Figura 4. Boxplot do grau médio das espécies de abelhas registradas nos diferentes sistemas. REF – mata referência; RES – mata restaurada; SAF - sistema agroflorestral. Letras diferentes acima das caixas representam diferença significativa ($p=0,002$), o asterisco representa a média e as linhas verticais representam o desvio padrão.

Figura 5. Abelhas super-generalistas (espécies centrais) das redes de interação abelha-planta. (A) Forrageira de *Apis mellifera* coletando cerume; (B) Fêmea de *Oxaea flavescens*; (C) Fêmea de *Tetragonisca angustula*; (D) Fêmea de *Tetragonisca fiebrigi*. Fonte: Fototeca Cristiano Menezes, FCM.

Figura 6. Grafo bipartido das espécies de abelhas (acima) e plantas (abaixo) visitadas nas matas de referência ao longo de um ano. Os *links* foram ponderados e a largura de cada barra é proporcional à frequência da associação em particular.

Figura 7. Grafo bipartido das espécies de abelhas (acima) e plantas (abaixo) visitadas nos SAFs ao longo de um ano. Os *links* foram ponderados e a largura de cada barra é proporcional à frequência da associação em particular.

Figura 8. Grafo bipartido das espécies de abelhas (acima) e plantas (abaixo) visitadas nas matas restauradas ao longo de um ano. Os *links* foram ponderados e a largura de cada barra é proporcional à frequência da associação em particular.

Figura 9. Matriz de interação de abelhas (eixo horizontal) e plantas (eixo vertical) com base na frequência de visitação floral em SAFs ao longo de um ano. Quanto mais escura a caixa, maior a frequência de interação de uma espécie de abelha com determinada planta.

Figura 10. Matriz de interação de abelhas (eixo horizontal) e plantas (eixo vertical) com base na frequência de visitação floral em matas restauradas ao longo de um ano. Quanto mais escura a caixa, maior a frequência de interação de uma espécie de abelha com determinada planta.

Figura 11. Matriz de interação de abelhas (eixo horizontal) e plantas (eixo vertical) com base na frequência de visitação floral em matas de referência ao longo de um ano. Quanto mais escura a caixa, maior a frequência de interação de uma espécie de abelha com determinada planta.

Figura 12. Relação entre força da espécie e serviço de polinização individual (PSI) entre as espécies centrais das redes abelha-planta ($r^2= -0,5$; $p=0,2$).

Lista de Tabelas – Capítulo 2

Tabela 1. Espécies de abelhas e sua respectiva ocorrência em cada área de estudo. Cada espécie está classificada segundo sua família, subfamília e tribo. “x” significa presença da espécie na área, e “--” representa ausência. REF – mata referência; RES – mata restaurada; SAF - sistema agroflorestal. Car. – Caarapó; Jat. – Jateí; Dou. – Dourados; Ivi. – Ivinhema.

Tabela 2. Valores dos índices das redes abelha-planta com base no número de interações totais registradas nos três sistemas de estudo (mata de referência - REF, mata restaurada - RES e sistema agroflorestal - SAF).

Lista de Figuras - Capítulo 3

Figura 1. Número de publicações relacionadas ao potencial de sistemas agroflorestais na provisão de serviços de polinização dos últimos 20 anos (2002-2022).

Figura 2. Número de publicações por país relacionadas ao potencial de sistemas agroflorestais na provisão de serviços de polinização e preservação de polinizadores nas duas últimas décadas.

Figura 3. Informação bibliográfica sobre o potencial de provisão de serviços de polinização e preservação de polinizadores em SAFs nas últimas duas décadas mostrando: (a) tipo de documento e (b) área do conhecimento.

Figura 4. Representação dos países que avaliaram o papel de sistemas agroflorestais na provisão de serviços de polinização e preservação de polinizadores, além dos respectivos percentuais de publicações por país nas últimas duas décadas. As letras se referem às categorias das culturas principais de cada SAF, sendo: SB: SAF biodiverso; CA: *Coffea arabica* (Café); EE: *Euterpe edulis* (Palmito Juçara); KI: *Khaya ivorensis* (Mogno Africano) MI: *Manguijera indica* (Mangueira); TG: *Tectona grandis* (Teca) CC: *Coffea canephora* (Café), TC: *Theobroma cacao* (Cacau); AS: *Amomum subulatum* (Cardamomo); PD: *Prunus dulcis* (Amêndoa); MP: *Musa paradisiaca* (Bananeira), OS: *Oryza sativa* (Arroz), MD: *Malus domestica* (Maçã), VP: *Vitellaria paradoxa* (Karité).

Figura 5. Avanço temporal de estudos abordando o papel de SAFs sobre a abundância, diversidade, comportamento, preservação de polinizadores e/ou serviços de polinização ao longo de duas décadas (2002 -2022). As barras representam o ano de publicação, e as cores, os países.

Figura 6. Síntese dos principais aspectos abordados dentre todos os estudos incluídos nesta revisão sobre os SAFs. A frequência de cada temática está representada em %.

Figura 7. Grupos de polinizadores investigados dentre todos os estudos das duas últimas décadas sobre os SAFs incluídos nesta revisão.

Material Suplementar – Capítulo 3

Anexo A. Publicações que avaliaram o papel de SAFs sobre a abundância, diversidade, comportamento e preservação de polinizadores nas últimas duas décadas.

Anexo B. Publicações que avaliaram o papel de SAFs na provisão de serviços de polinização nas últimas duas décadas.

Anexo C. Dados publicados sobre diferentes métodos de restauração ecológica e seus respectivos custos econômicos e retorno financeiro. Valores convertidos no ano de referência do estudo em relação à cotação do dólar para real (USD BRL).

RESUMO. Assunção, M.A. 2022. Avaliação da recuperação de serviços de polinização e diversidade funcional de atributos florais de áreas em restauração: uma comparação entre sistemas de restauração ativa e sistemas agroflorestais. UFU. Uberlândia – MG. 196p

A restauração ecológica é o processo que inicia ou acelera o restabelecimento de uma área ou ecossistema que foi degradado. A biodiversidade está intimamente ligada ao funcionamento dos ecossistemas, e existe uma relação positiva entre o aumento da biodiversidade e a melhoria dos serviços ecossistêmicos. Esta tese teve por objetivo geral investigar e comparar o efeito de diferentes sistemas de restauração ecológica sobre a disponibilidade de recursos para a fauna (flores/frutos); e determinar a magnitude de diferença ou similaridade em termos de funcionalidade dessas áreas comparando-as com matas de referência semelhantes a áreas em estado natural (REF). As áreas consideradas como sistema de restauração ecológica investigadas pertencem à sistemas agroflorestais (SAFs) e sistemas de restauração ativa com plantio de espécies nativas (RES). Para isso, utilizei redes de interações abelhas-plantas como indicador ecológico de restauração. Testei as seguintes hipóteses: H1. Matas de referência possuem mais espécies zoocóricas e maior diversificação de grupos funcionais, considerando os tipos florais (Cap. 1); H2. Sistemas agroflorestais podem ser autossustentáveis, se aproximando ao grau de resistência e resiliência do seu ecossistema de referência (Cap. 1); H3. As áreas em restauração contêm um subconjunto característico de espécies que ocorrem no ecossistema de referência, e apresentam interações mutualísticas robustas, fornecendo uma estrutura apropriada de comunidade (Cap. 2); H4. Haverá redundância funcional nas áreas em restauração quando comparadas ao ecossistema de referência e conseqüente semelhança nos padrões estruturais das redes de interação entre as áreas (Cap. 2). Além disso, por meio de uma revisão sistemática, discuti o potencial dos SAFs em restaurar serviços de polinização e contribuir com a manutenção da diversidade e abundância de polinizadores tanto nessas áreas quanto em matrizes adjacentes (Cap. 3). Utilizei três áreas para cada de cada tipo (REF, RES e SAF) localizadas nos municípios de Ivinhema, Jateí, Caarapó e Dourados, no Estado do Mato Grosso do Sul, onde a vegetação original pertencia à Mata Atlântica. A primeira hipótese foi parcialmente rejeitada. Encontrei diferenças significativas entre as áreas quando usei tamanho e cor das flores para caracterizar os grupos funcionais, no entanto não observei diferença quanto ao padrão de ocorrência das síndromes de dispersão ou tipo floral. Não encontrei indícios para rejeitar a segunda hipótese devido à alta disponibilidade de flores e frutos ao longo do ano, além de considerável diversidade de tipos florais encontrado nos SAFs. A restauração ecológica por meio de SAFs pode ter excelentes resultados, desde que manejados com cautela, sem espécies invasoras e com uso preferencial de nativas alimentícias. As redes ecológicas abelha-planta se mostraram como ótimos indicadores para fins de monitoramento do sucesso da restauração ecológica. Os sistemas agroflorestais se equipararam às matas de referência em termos de diversidade de espécies e interações entre os pares abelha-planta, além de também apresentarem considerável grau de aninhamento. Portanto, as hipóteses 3 e 4 também não foram rejeitadas. É preciso ressaltar que nas matas com restauração ativa as interações foram menos robustas, apesar de tudo indicar que essas comunidades se encontram no caminho para a restauração completa já que apresentaram alta diversidade de espécies de abelhas e estrutura de rede aninhada. A revisão sistemática revelou uma produção científica crescente sobre o tema nas últimas duas décadas. Contrariamente aos sistemas de restauração convencionais, os SAFs vêm apresentando grande potencial de lucro. Porém, a restauração ecológica por meio de SAFs permanece pouco compreendida, sendo necessários estudos sobre outros aspectos biológicos, além de abordagens socioeconômicas em diferentes escalas para que sejam implementados SAFs que se adequem aos variados objetivos como a produção alimentar sustentável.

PALAVRAS-CHAVE: SAFs, abelhas, redes ecológicas, tipos florais, Mata Atlântica.

ABSTRACT. Assunção, M.A. 2022. Assessment of the recovery of pollination services and functional diversity of floral attributes in areas under restoration: a comparison between active restoration systems and agroforestry systems. UFU Uberlândia – MG. 196p

Ecological restoration is the process that initiates or accelerates the restoration of an ecosystem that has been degraded. Biodiversity is closely linked to the ecosystem functioning, and there is a positive relationship between biodiversity and the improvement of ecosystem services. The main goal was to investigate and compare the effect of different ecological restoration systems (i.e., agroforestry systems - AFS - and active restoration systems with planting of native species - RES) on the availability of resources for the fauna (flowers/fruits) and the magnitude of difference or similarity in terms of ecosystem functionality, considering areas in their natural state (REF) as reference forests. For this, I used bee-plant networks interactions as an ecological indicator of restoration. I tested the following hypotheses: 1. Reference ecosystems have more zoochoric species and greater diversification of functional groups - floral types (Chapter 1). 2. Agroforestry systems can be self-sustaining, approaching or matching the degree of resistance and resilience of their reference ecosystem (Chapter 1). 3. Areas under restoration contain a characteristic subset of species that occur in the reference ecosystem, and exhibit robust mutualistic interactions, providing an appropriate community structure (Chapter 2). 4. There will be functional redundancy in the areas under restoration when compared to the reference ecosystem and consequent similarity in the structural patterns of the interaction networks among the areas (Chapter 2). I used three areas for each system (REF, RES and AFS) located in the municipalities of Ivinhema, Jateí, Caarapó and Dourados, State of Mato Grosso do Sul, Brazil. Furthermore, through a systematic review, I discussed the potential of AFS to restore pollination services and contribute to the maintenance of pollinator diversity and abundance both in these areas and in adjacent matrices (Chapter 3). The first hypothesis was partially rejected. I found significant differences among the areas when I compared the size and color of the flowers to characterize the functional groups, however I did not observe any difference in the pattern of occurrence of the dispersion syndromes or floral type. I didn't find evidence to reject the second hypothesis, considering the high availability of flowers and fruits throughout the year, in addition to the considerable diversity of floral types found in the AFS. Ecological restoration through AFS can have excellent results, as long as the interventions are handled with caution, without invasive species and with preferential use of native food plants. Bee-plant ecological networks proved to be excellent indicators for monitoring the success of ecological restoration. The AFS were similar to the reference ecosystems in terms of species diversity and interactions between bee-plant pairs, in addition to presenting considerable nestedness. Therefore, hypotheses 3 and 4 were supported. However, it should be pointed out that in the active restoration areas, the interactions were less robust, although it appears that these communities are on the way to complete restoration, since they showed a high diversity of bee species and a nested network structure. The systematic review revealed a growing scientific production on the subject in the last two decades. Contrarily to conventional restoration systems, AFS have shown great profit potential over restoration. However, ecological restoration through AFS still remains poorly understood, requiring studies of biological aspects of these systems in addition to socioeconomic approaches at different scales so that AFS are designed in a way that fit the various objectives, especially sustainable food production.

KEYWORDS: AFS, bees, ecological networks, floral types, Atlantic Forest, central Brazil.

INTRODUÇÃO GERAL

Restauração ecológica

A restauração ecológica é o processo que inicia ou acelera o restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído, no que diz respeito à sua sustentabilidade e funcionalidade. A restauração procura retornar um ecossistema à sua trajetória histórica, porém, o ecossistema restaurado pode não recuperar sua condição anterior devido às limitações e condições atuais que podem orientar seu desenvolvimento por uma trajetória diferente (SER 2004). De acordo com a Sociedade para Restauração Ecológica (SER), um ecossistema é considerado recuperado – e restaurado – quando contém recursos bióticos e abióticos suficientes para continuar seu desenvolvimento sem auxílio ou subsídios externos, demonstrando resiliência aos limites normais de estresse e distúrbio ambientais.

Atividades de restauração ecológica são aquelas que buscam alcançar a recuperação dos ecossistemas na medida do possível e com base em um modelo local adequado, denominado ecossistema de referência (Keenleyside et al. 2012). Um ecossistema de referência é um modelo representativo do ecossistema particular que define o ecossistema-alvo do projeto de restauração. Este inclui a descrição dos atributos da composição, estrutura e funções ecossistêmicas específicas que precisam ser reestabelecidas para um estado de auto-organização que levará à recuperação integral. Este modelo é desenvolvido com base em informações sobre as condições do passado, presente e futuro previsto no local ou em locais semelhantes na região, consultando atores envolvidos (Suding 2011).

Para ser bem-sucedida, a restauração ecológica deve ser efetiva, eficiente e participativa. A restauração ecológica efetiva estabelece e mantém as características de um ecossistema, a restauração ecológica eficiente maximiza os resultados positivos enquanto minimiza os custos de tempo, recursos e esforços, e a restauração ecológica participativa colabora com os parceiros e atores envolvidos, promove a participação e melhora a compreensão dos ecossistemas (Keenleyside et al. 2012).

Os nove atributos listados a seguir fornecem uma base para determinar quando a restauração foi alcançada segundo SER (2004):

1. O ecossistema restaurado contém um conjunto característico de espécies que ocorrem no ecossistema de referência, fornecendo uma estrutura apropriada de comunidade.
2. O ecossistema restaurado consiste de espécies nativas até o máximo grau possível. Nos ecossistemas culturais restaurados, se permite a ocorrência de espécies exóticas domesticadas e de espécies ruderais não invasoras, além

das arvenses, que presumidamente coevoluíram com elas. As espécies ruderais são representadas por plantas que colonizam sítios perturbados, enquanto as arvenses crescem entre plantas de cultivo.

3. Todos os grupos funcionais necessários para o desenvolvimento contínuo e, ou estabilidade do ecossistema restaurado se encontram representados ou, caso não estejam presentes, os grupos ausentes possuem potencial para colonizar o ambiente por meios naturais.
4. O ambiente físico do ecossistema restaurado possui a capacidade de suportar as populações reprodutivas das espécies necessárias para sua estabilidade contínua ou desenvolvimento ao longo da trajetória desejada.
5. O ecossistema restaurado aparentemente funciona de modo normal, de acordo com seu estado ecológico de desenvolvimento, não existindo sinais de disfunção.
6. O ecossistema restaurado foi integrado adequadamente com a matriz ecológica ou a paisagem, com a qual interage através de fluxos e intercâmbios abióticos e bióticos.
7. As ameaças potenciais à saúde e à integridade do ecossistema restaurado foram eliminadas ou reduzidas ao máximo possível.
8. O ecossistema restaurado é suficientemente resiliente para suportar os eventos periódicos normais de estresse que ocorrem no ambiente local e que servem para manter a integridade do ecossistema.
9. O ecossistema restaurado é autossustentável, ao mesmo grau que seu ecossistema de referência, e possui o potencial para persistir indefinidamente sob as condições ambientais existentes.

Técnicas de restauração ativa são aquelas que envolvem ação humana direta com intuito de acelerar e direcionar o desenvolvimento do ecossistema à trajetória sucessional adequada (Holl & Aide 2011), e têm sido a principal intervenção utilizada na restauração ecológica, especialmente com plantio de espécies nativas da região (Hall et al. 2011, Sansevero et al. 2011, Le et al. 2012). Como exemplos de técnicas de restauração ativa podem ser citadas a semeadura direta (Cole et al. 2011), a transposição da camada superficial do solo (Ferreira & Vieira 2017) e o plantio de mudas (Holl & Aide 2011; Suganuma & Durigan 2015). Porém, após a Lei Federal 12.651/2012 (BRASIL, 2012) instituir o Programa de Regularização Ambiental (PRA), tem-se buscado alternativas a esse modelo tradicional de restauração florestal (Lilles et al. 2015). De acordo com a Sociedade Internacional para Restauração Ecológica (SER 2004), a restauração ecológica pode aceitar e até incentivar novas práticas culturalmente apropriadas e sustentáveis, desde que levem em conta as condições e limitações contemporâneas. Um exemplo de modelos alternativos de restauração ecológica são os sistemas agroflorestais ou SAFs.

O que são Sistemas agroflorestais?

Os sistemas agroflorestais ou SAFs podem ser definidos de diversas formas. Uma das primeiras definições de sistema agroflorestal ou agrofloresta, que data de 1977, é a seguinte:

“Sistema de manejo sustentável da terra que busca aumentar a produção de forma geral, combinando culturas agrícolas com árvores e plantas da floresta e/ou animais simultâneos ou sequencialmente, e aplica práticas de gestão que são compatíveis com os padrões culturais da população local” (Bene et al. 1977). O Centro Internacional de Pesquisa Agroflorestal (ICRAF) sugere outra definição: “Agrofloresta é um nome genérico para sistemas de uso da terra onde espécies lenhosas perenes tais como árvores, arbustos, palmeiras e bambus são deliberadamente utilizadas nas mesmas unidades de área com culturas agrícolas e/ou animais, num determinado arranjo espacial e temporal, obtendo-se benefícios ecológicos e econômicos das interações advindas desta combinação” (Nair 1993; Nair et al 2010, Garrity et al. 2017). Dessa forma esse sistema contribui para a renda, segurança alimentar e conservação de biodiversidade e serviços ecossistêmicos (Tschardt et al. 2011; Kuyah et al. 2016).

Os SAFs apresentam uma ampla variedade de configurações, diferindo quanto à estrutura (espacial e temporal), fisionomia, composição florística, papel funcional dos componentes, aspectos ecológicos, manejo do sistema, objetivos da produção e características socioeconômicas predominantes (May & Trovatto 2008, Umrani & Jain 2010). A biodiversidade encontrada nessas áreas se deve a componentes planejados no momento do plantio e a outros não planejados, devido à entrada aleatória de espécies por meio da dispersão de sementes (Altieri & Nicholls 2011). Os sistemas mais diversificados e similares aos ecossistemas florestais naturais do lugar são conhecidos por agroflorestas sucessionais ou biodiversas, caracterizadas pela alta diversidade de espécies e cujo manejo baseia-se na sucessão natural das espécies. Ernst Götsch e outros técnicos e agricultores que se inspiram no seu trabalho ao longo dos anos têm desenvolvido e disseminado esse tipo de sistema em diversos biomas do Brasil (Jose 2009).

A biodiversidade encontrada nos SAFs interage continuamente entre si, otimizando processos ecológicos que geram benefícios ambientais e socioeconômicos (Altieri & Nicholls 2011). Os SAFs podem fornecer abrigo para espécies que toleram certo nível de distúrbio, reduzem a conversão de áreas naturais em pastagens e monoculturas, contribuem para a manutenção de nascentes e oferecem suporte à integridade dos remanescentes florestais ao constituírem corredores ecológicos, trampolins ou zonas de amortecimento (Bhagwat et al. 2008; Udawatta & Godsey 2010; Umrani & Jain 2010; Nair 2011; Jose 2012, Bentrup et al. 2019). O papel multifuncional das árvores torna as intervenções agroflorestais boas candidatas para o fornecimento de múltiplos serviços ecossistêmicos, como fonte de madeira,

sombreamento e coleta de nutrientes minerais de camadas mais profundas do solo, absorção de carbono, entre outras funções (Bentrup et al. 2019).

A biodiversidade está intimamente ligada ao funcionamento dos ecossistemas, e estudos mostram uma relação positiva entre uma maior biodiversidade e a melhoria dos serviços ecossistêmicos (Harrison et al. 2014). Os benefícios socioeconômicos decorrem principalmente da alternância e da diversificação da produção, do aproveitamento e reaproveitamento dos recursos intrínsecos ao sistema e do maior envolvimento dos agricultores com o sistema de produção (May & Trovatto 2008, Souza et al. 2011, Marchini et al. 2015, Mascarenhas et al. 2017).

Diante disso, é importante estabelecer esforços de restauração ecológica voltados para o restabelecimento de florestas de alta diversidade e com possibilidades de exploração de produtos florestais que permitam uma integração da paisagem com a produção agrícola (Oliveira et al. 2008, Calmon et al. 2011). Tendo em vista que os SAFs auxiliam a restaurar a estrutura e biodiversidade de um ambiente degradado e recuperar serviços ecossistêmicos, além de prover segurança alimentar e renda ao longo do tempo, os SAFs podem ser considerados consistentes com os objetivos de restauração (de Oliveira & Carvalhaes 2016). Entretanto, é necessário que haja um bom plano de manejo ao selecionar as espécies que serão consorciadas no SAF, já que pode haver influência na produção agrícola e consequente rentabilidade se as espécies não forem adequadamente selecionadas e gerenciadas devido aos efeitos competitivos por luz, água e nutrientes (Kuyah et al. 2016).

Lei de Proteção da Vegetação Nativa e as agroflorestas

A Lei 12.651, de 25 de maio de 2012, estabelece normas gerais sobre a proteção da vegetação nativa, incluindo Áreas de Preservação Permanente, de Reserva Legal e de Uso Restrito, sobre a exploração florestal, o suprimento de matéria-prima florestal, o controle da origem dos produtos florestais, o controle e prevenção dos incêndios florestais, e a previsão de instrumentos econômicos e financeiros para o alcance de seus objetivos (Brasil 2012). No início a Lei 12.651 foi equivocadamente divulgada como “novo Código Florestal”, pois ela é apenas uma lei e não um código de leis, e também abrange formações não florestais. Seu texto original foi modificado em alguns pontos pela Lei no 12.727 de 17 de outubro de 2012. Algumas regulamentações foram dadas pelo Decreto no. 7.830 de 17 de outubro de 2012.

Outro ponto de destaque da Lei 12.651, em seu Capítulo X, é a previsão da instituição do "Programa de apoio e incentivo à preservação e recuperação do meio ambiente", incluindo

o incentivo para a adoção de tecnologias e boas práticas que conciliem a produtividade agropecuária e florestal, com redução dos impactos ambientais, como forma de promoção do desenvolvimento ecologicamente sustentável. Entre os incentivos são destacados o pagamento ou incentivo a serviços ambientais como retribuição, monetária ou não, às atividades de conservação e melhoria dos ecossistemas e que gerem serviços ambientais e compensação pelas medidas de conservação ambiental necessárias, incluindo benefícios creditícios, fiscais e comerciais. Além disso, a nova Lei de Proteção da Vegetação Nativa traz a possibilidade de introduzir os SAFs para recomposição de reservas legais (RL) e áreas de preservação permanente (APP), em propriedades com até quatro módulos fiscais, como atividade de baixo impacto de base comunitária e familiar (Brasil 2012).

O uso de sistemas agroflorestais é mencionado pela nova Lei de Proteção da Vegetação Nativa em vários dos seus dispositivos. No caso de pequena propriedade ou posse rural familiar, a Lei nº 12.651 explicita que a área da RL pode ser mantida com plantios de árvores frutíferas, ornamentais ou industriais, compostos por espécies exóticas cultivadas em sistema intercalar ou em consórcio com espécies nativas, desde que as espécies exóticas não excedam a 50% da área total a ser recuperada. No caso de pequenos proprietários, a exploração agroflorestal que não descaracterize a cobertura vegetal existente e não prejudique a função ambiental da área é inclusive considerada atividade de interesse social. A lei também prevê o tratamento diferenciado a esses proprietários no sentido da simplificação dos procedimentos legais e recebimento de apoio técnico, jurídico e financeiro (Brasil 2012). Nas áreas consolidadas em APP é permitido o plantio intercalado de espécies lenhosas, perenes ou de ciclo longo, exóticas e nativas de ocorrência regional, em até metade (50%) da área total a ser recomposta para os imóveis que se enquadram na descrição de pequena propriedade ou posse rural familiar (Brasil 2012).

Para restaurar APP e RL por meio de SAFs, é preciso desenvolver regras claras sobre quais espécies podem ser plantadas para que, além de gerar renda adicional aos agricultores, não comprometam o funcionamento do ecossistema e mais ainda, auxiliem na restauração de serviços ecossistêmicos e conservação da biodiversidade (Steenbock 2013a). A Legislação Federal estabelece algumas diretrizes gerais para a restauração de RL e APP por meio de SAFs, porém, não há determinação dos critérios e padrões aceitáveis para a restauração, exploração e manejo dessas áreas protegidas (Steenbock 2013a). Portanto, para melhor compreender as implicações dessa lacuna deixada pela legislação, é necessário conhecer mais sobre esses

sistemas e seu papel em processos ecológicos relevantes para a restauração, tais como o fornecimento de recursos para a fauna responsável pela polinização e dispersão de sementes.

Polinização

Polinização é a transferência de grãos de pólen da antera para à superfície estigmática da flor, podendo ser por meio de autopolinização, na qual há transferência do pólen para o estigma de flores da mesma planta, ou por polinização cruzada, quando ocorre entre diferentes indivíduos da mesma espécie, resultando na formação de frutos e sementes (Rech et al. 2014, Cardoso et al. 2018, Torezan-Silingardi et al. 2021). As abelhas são reconhecidas como o táxon que fornece a maioria dos serviços de polinização, porém outros taxa – incluindo aves, morcegos, tripes, borboletas, mariposas, moscas, vespas e besouros – também polinizam algumas das culturas alimentares mais importantes do mundo (Rai et al. 2017, Torezan-Silingardi et al. 2021).

A polinização animal representa um serviço ecossistêmico vital na natureza. Globalmente, de 80 a quase 90 por cento das espécies de plantas com flores silvestres dependem, pelo menos em parte, na transferência de pólen pelos animais (Ackerman 2000; Potts et al. 2016). Se considerarmos ambientes tropicais úmidos a polinização por animais é ainda mais necessária, com dependência de 94% das espécies vegetais (Ollerton et al. 2011). Embora a guilda de polinizadores inclua uma ampla gama de animais, os insetos são predominantes, com besouros, borboletas, mariposas, moscas e vespas, além das abelhas que são os mais efetivos desses polinizadores (Klein et al. 2007). As abelhas (Hymenoptera: Apoidea) constituem um grupo extremamente rico em espécies, com uma estimativa de 20.000 a 30.000 espécies em todo o mundo (Michener 2000). No Brasil, abelhas sem ferrão desempenham um papel extremamente importante com relação à polinização das espécies vegetais nativas. A criação de abelhas sem ferrão remonta aos antigos povos indígenas que desenvolveram as práticas básicas de manejo. Essa tradição advém do grande número de espécies que habitam o território brasileiro, estimado em mais de 300 espécies (Castro 2015).

Além da importância dos polinizadores para a manutenção da biodiversidade, sua ação também é fundamental para a segurança alimentar (Imperatriz-Fonseca et al. 2012a). A valoração econômica mundial do serviço ecossistêmico da polinização é entre US\$ 235 e 577 bilhões (IPBES 2016). A importância econômica dos serviços ecossistêmicos de polinização fica evidente quando se observa que um terço dos principais produtos agrícolas que fazem parte

da alimentação humana dependem da ação dos polinizadores, especialmente os insetos, e entre eles as abelhas têm grande destaque (Silberbauer-Gottsberger & Gottsberger 1988, Klein et al. 2007, Ishara & Maimoni-Rodella 2011, Imperatriz-Fonseca et al. 2012a, Quirino & Machado 2014). No Brasil, Wolowski et al. (2019) detalharam a importância da polinização animal para 75% das 191 espécies de plantas utilizadas na alimentação, com mais da metade delas sendo dependente diretamente das abelhas. As abelhas nativas sem ferrão também são agentes importantes na polinização de inúmeras culturas agrícolas no Brasil, como café, tomate, urucum, abacate, manga, coco, morango, pepino, pimentão, carambola, contribuindo anualmente com milhões de dólares na economia da região tropical (Castro 2015). *Apis mellifera* é uma espécie importante de abelha que poliniza uma série de culturas agrícolas em todo o mundo, e apesar de ser uma espécie exótica, está presente em praticamente todo o território nacional (Rader et al. 2009).

Estudos também apontam a importância da polinização nas relações ocorrentes no ambiente urbano, mostrando que as cidades têm potencial para serem reservatórios de polinizadores, desempenhando um papel na atração de polinizadores e, conseqüentemente, na manutenção da flora associada (Mckinney 2008). Um estudo realizado na Universidade de São Paulo por Aleixo et al. (2014) demonstrou que a polinização da maioria (68%) das espécies vegetais encontradas na área urbana estudada (289 espécies) era realizada por abelhas.

Vários estudos têm alertado para o declínio das populações de polinizadores. Dentre as várias causas pode-se destacar o uso indiscriminado de agrotóxicos, a fragmentação e a destruição de áreas naturais (Winfrey et al. 2009; Potts et al. 2010; Alves-dos-Santos et al. 2014), e a presença de patógenos e parasitas nas colmeias (Brown et al. 2018; Faurot-Daniels et al. 2020). As práticas agroflorestais podem promover a diversidade e abundância de polinizadores por reverter a perda de habitat ao formar corredores ecológicos, o que aumenta a conectividade do habitat, e reduzir o uso de agroquímicos devido à diversificação de plantas em SAFs aumentar a tolerância a danos por pragas e doenças (Cadoux et al. 2015; Zhu et al. 2020). Além disso, a maioria dos sistemas agroflorestais inclui plantas polinizadas por insetos que fornecem pólen e néctar para os polinizadores, além de galhos e troncos para nidificação, condições que são muitas vezes inexistentes em monoculturas e pastagens (Potts et al. 2010, Hoehn et al. 2010; Varah et al. 2013).

Ademais, os sistemas agroflorestais apresentam potencial para melhorar os serviços de polinização. Por exemplo, em fazendas de café perto de remanescentes florestais foram encontrados níveis mais altos de polinização do café, resultando em benefícios econômicos

significativos (Ricketts et al. 2004). No Brasil, Hipólito et al. (2018) observaram que a produtividade do café foi maior em fazendas mais próximas de áreas conservadas, onde havia maior riqueza e abundância de polinizadores. Boreux et al. (2013a, b) registraram que sistemas agroflorestais de café em Sulawesi, uma ilha da Indonésia no sudeste da Ásia, apresentaram maior diversidade e densidade de abelhas do que florestas primárias em escala local e regional, o que refletiu diretamente na eficácia da produção.

Redes de interação ecológica

Espécies e comunidades interagem continuamente em sistemas que podem ser descritos como redes de interações ecológicas ou simplesmente redes ecológicas (Blüthgen 2010). Os estudos de redes em geral derivam-se da descrição topológica de redes complexas a partir da teoria dos grafos de Erdős e Rényi e inicialmente foram usados para descrever redes de informação, redes sociais e, posteriormente utilizados em sistemas biológicos (Barabási & Albert 1999; Albert & Barabási 2002).

O estudo de comunidades de polinizadores por meio da abordagem de redes ecológicas pode oferecer informações importantes que não podem ser obtidas quando as espécies são estudadas de maneira isolada (Jordano et al. 2009; Blüthgen 2010), como a história de vida dos organismos e funcionamento dos ecossistemas relacionados (Lewinsohn et al. 2006). Não podemos compreender o funcionamento de sistemas mega diversos focando os estudos em espécies isoladas, já que o comportamento de todo o sistema mostra propriedades que vão além da soma de suas partes (Jordano et al. 2009; Blüthgen 2010).

O formato ou arquitetura geral da rede é chamado de topologia, que são padrões que descrevem o sistema de interações como um todo. Um padrão comum em redes de interações é a modularidade (Olesen et al. 2007, Mello et al. 2018). Em uma rede modular cada espécie interage preferencialmente dentro de um subgrupo de espécies altamente conectadas, ou conectadas por interações mais intensas e frequentes (Stouffer & Bascompte 2011). Assim, a sobreposição de interações é grande entre espécies de um mesmo módulo, mas pequena entre espécies de módulos diferentes. Os módulos são muitas vezes formados por espécies filogeneticamente próximas (Krasnov et al. 2012) ou funcionalmente semelhantes (Mello et al. 2011).

Porém, uma das propriedades das redes mutualísticas é que estas tendem a mostrar um significativo padrão aninhado onde as espécies especialistas interagem com um subgrupo das

espécies que interagem com as generalistas (Bascompte et al. 2003). Esse padrão pode ser explicado por uma tendência de que, quando um novo nó (representação de uma espécie) é adicionado a uma rede existente, este se liga preferencialmente a uma espécie generalista (Maruyama et al. 2014). Além disso, foi demonstrado que um padrão aninhado diminui a competição e aumenta o número de espécies coexistentes (Bascompte et al. 2006; Bastolla et al. 2009), e redes que apresentam esse padrão são mais resistentes a extinções e à perda de hábitat (Bascompte et al. 2006; Fortuna & Bascompte 2006; Bastolla et al. 2009). Isso se deve ao fato que, frente à perda de espécies especialistas (ex. um polinizador), o parceiro mutualístico remanescente (ex. uma espécie de planta) pode contar com outras espécies mais generalistas. No entanto, a eliminação das espécies mais conectadas da rede faz com que estas entrem rapidamente em colapso (Burgos et al. 2007).

Assim como o aninhamento, os módulos supostamente também aumentam a estabilidade de redes tróficas, mas possuem apenas um pequeno efeito na estabilidade de redes mutualísticas (Olesen et al. 2007; Stouffer & Bascompte 2011). Nesse caso, a estabilidade se deve ao poder dos módulos de restringir os efeitos de distúrbios aos compartimentos, evitando ou retardando os efeitos para o restante da rede (Olesen et al. 2007; Danieli-Silva et al. 2012)

A Sociedade Internacional para a Restauração Ecológica (SER 2004) recomenda que se avalie o sucesso da restauração de maneira a incluir os processos ecológicos. A análise de redes de interações permite avaliar a restauração de funções ecossistêmicas quantitativamente, pois estas descrevem como as espécies em uma comunidade estão relacionadas (Ruiz-Jaen & Aide 2005). Deste modo, o emprego das redes de interações é uma ferramenta potencial para investigar o caráter funcional de um ecossistema em recuperação ou restauração (Forup et al. 2008, Montoya et al. 2012).

Métricas de redes ecológicas

Uma das métricas usadas para medir a especialização da rede é a conectância, que corresponde à proporção do número de conexões (*links*) observados pelo total de conexões (*links*) possíveis da rede. A conectância é interpretada como o grau de generalização ou redundância em um sistema, com consequências para a estabilidade da comunidade (Dunne et al. 2002). Dessa forma, quanto mais espécies de uma comunidade interagirem entre si, mais conectada e, consequentemente, mais generalista é a rede (Dunne et al. 2002). Uma maior conectância teoricamente levaria a uma maior resiliência da comunidade, devido ao grande

número de organismos interagentes conferir estabilidade frente à perda de espécies (Burgos et al. 2007). No entanto, a conectância nem sempre representa uma boa medida da conservação das comunidades, já que ela leva em consideração apenas a presença ou ausência das interações (abordagem qualitativa) e é bastante sensível ao tamanho da rede e esforço amostral (Blüthgen et al. 2007). Além disso, a conectância é um índice que se baseia na ideia de que todas as interações são possíveis (uma vez que a conectância máxima é obtida se todas as espécies de um grupo, por exemplo abelhas, interagem com todas as espécies do outro grupo, por exemplo plantas), resultando de encontros ao acaso entre indivíduos – neutralidade das interações, o que não é possível devido aos “*forbidden links*” (Bascompte & Jordano 2007, Blüthgen 2010).

Por outro lado, o índice de especialização H_2' leva em consideração a frequência com que as interações são observadas (abordagem quantitativa). Esse índice mede a complementaridade (ou exclusividade) dos nichos ocupados pelas espécies observadas e o quanto a distribuição das interações desvia da neutralidade. Se em uma rede de polinização os visitantes possuem pouca sobreposição de nicho, isto é, visitam plantas diferentes, o índice de especialização da rede H_2' consequentemente aumenta.

Também existem os índices no nível de espécie. O mais simples de todos é o grau da espécie, que indica o número de interações que uma determinada espécie estabelece. Geralmente observamos na rede um padrão de distribuição de grau onde várias espécies possuem muitas conexões e poucas possuem um número reduzido de interações, resultando no padrão aninhado (Bascompte et al. 2003). O índice de especialização da espécie d' está relacionado com o H_2' e também é um índice quantitativo. Uma vantagem do d' é que ele considera não só a diversidade de parceiros mutualísticos, mas também suas respectivas disponibilidades (Blüthgen et al. 2006; Blüthgen 2010). De maneira geral, a especialização de uma espécie depende da quantidade de parceiros que ela possui e da abundância de seus potenciais parceiros na comunidade, sendo considerada uma especialista aquela espécie que (1) interage com poucos parceiros e (2) estes parceiros não são os mais abundantes na comunidade. Por último, a força de uma espécie é uma medida de quanto ela depende de seus parceiros mutualísticos. A força de um visitante floral, por exemplo, é calculada como a soma das dependências deste por cada uma das plantas que ele visita para obter os recursos (Bascompte et al. 2006). Ainda como um resultado do padrão aninhado, Bascompte et al. (2006) observaram que as redes mutualísticas apresentam um padrão assimétrico de dependências onde as espécies com altos valores de dependência por seus parceiros tendem a interagir com espécies que pouco dependem delas.

Grupos funcionais

Medidas de diversidade que incorporem informações sobre características funcionais das espécies tem se mostrado mais eficazes para detectar respostas das comunidades às mudanças ambientais do que as medidas tradicionais de diversidade (Cianciaruso et al. 2009, Chazdon 2014). Estudos recentes indicam que não é o número de espécies, mas sim as características dessas espécies que mais influenciam os processos ecológicos (Rosenfield & Müller 2020). Tilman (2001) propôs o conceito de diversidade funcional, que pode ser traduzido como o valor e a variação das espécies e de suas características que influenciam o funcionamento das comunidades. A diversidade funcional, portanto, estima as diferenças entre os organismos a partir de características ou atributos funcionais e quanto maior for a diferenciação, maior será a complementaridade e o uso efetivo dos recursos (Mouillot et al. 2007, Cianciaruso et al. 2009), assim como quanto menor for o número de atributos, mais similares serão as espécies na comunidade e maior será sua redundância funcional (Straub et al. 2010). Portanto, atributos funcionais estão associados diretamente ao papel ecológico que as espécies desempenham no ecossistema (Moretti et al. 2009, Cadotte 2017), influenciando processos ecossistêmicos (Cianciaruso et al 2009).

Grupos funcionais são grupos de espécies que, independentemente da sua relação filogenética, podem desempenhar papel ecológico semelhante no ecossistema ou respondem de maneira comum a um fator ambiental (Rusch et al. 2003, Webb et al., 2006, Franks et al. 2009, Wood et al. 2015). O sucesso da restauração pode ser avaliado pela abordagem de grupos funcionais, que considera o potencial de interação entre as espécies (Franks et al. 2009). Traços funcionais são características associadas à reprodução e sobrevivência (Violle et al. 2007, Wood et al. 2015; Sobral et al. 2021). Para que o processo de restauração seja efetivado é necessário a compreensão dos atributos ou traços funcionais das espécies e dos padrões de uso de recursos (Holl et al., 2011). O uso de atributos funcionais como metas de restauração pode ajudar a avaliar melhor o sucesso da restauração de acordo com seus principais objetivos e necessidades (Brockhoff et al. 2017, Goswami et al.2017).

A seleção de atributos é complexa e depende do objetivo do estudo (Kraft et al., 2008; Pérez-Harguindeguy et al., 2013, Rosado et al. 2013). A diversidade funcional oriunda de traços funcionais reprodutivos de plantas, por exemplo, pode ser usada para avaliar os efeitos da restauração ecológica sobre disponibilidade de recursos e serviços ecossistêmicos, como a polinização (Cianciaruso et al. 2009). O conhecimento acerca da diversidade dos grupos

funcionais vegetais de uma área florestal pode nortear seu manejo e indicar o sucesso da restauração (Petchey & Gaston 2006).

O conjunto de atributos florais relacionados às características morfológicas, fisiológicas e ecológicas podem simultaneamente ajudar na previsão dos vetores de polinização e são conhecidos como síndromes de polinização (Faegri & van der Pijl, 1979). As síndromes podem ser inferidas baseando-se nas características florais, tais como formato e coloração da flor, disposição dos elementos reprodutivos, tipo de recurso oferecido, horário da disponibilização (Faegri & van der Pijl, 1979). Porém, a ideia de síndrome tem sido questionada com base em evidências de uma alta generalização dos sistemas de polinização, já que espécies vegetais são visitadas por um amplo espectro de animais cujas características muitas vezes não correspondem exatamente com as síndromes descritas (Obermuller et al. 2008; Ollerton et al. 2009). Dessa forma, ao planejar a restauração ecológica é fundamental que a escolha das espécies vegetais leve em consideração a diversidade de atributos funcionais, para que sejam oferecidos recursos para diversas espécies de polinizadores e dispersores, que irão contribuir com a restauração dos processos ecológicos (Martins & Antonini 2016).

Objetivo geral da tese

Esta tese teve como objetivo geral, investigar e comparar o efeito de diferentes sistemas de restauração ecológica (i.e., sistemas agroflorestais e sistemas de restauração ativa com plantio de espécies nativas) sobre a disponibilidade de recursos para a fauna (flores/frutos) e a magnitude de diferença ou similaridade em termos de funcionalidade do ecossistema, considerando como ecossistemas de referência áreas em estado natural. Para isso, utilizamos redes de interações abelha-planta como indicador ecológico de restauração. Além disso, por meio de uma revisão sistemática, discutimos o potencial dos sistemas agroflorestais em restaurar serviços de polinização e contribuir com a manutenção da diversidade e abundância de polinizadores, tanto nessas áreas quanto em matrizes adjacentes. No presente estudo, me referi aos sistemas de restauração ativa como “matas restauradas” para simplificação e melhorar a fluidez do texto.

Premissas e hipóteses

Premissa 1. *Em uma área restaurada, todos os grupos funcionais necessários para o seu desenvolvimento e estabilidade se encontram representados ou, caso não estejam presentes, possuem potencial para colonizar o ambiente por meios naturais (SER 2004; Ruiz-Jaen & Aide 2005; Wortley et al. 2013; Perring et al. 2015).*

Hipótese 1. Matas de referência possuem mais espécies zoocóricas e maior diversificação de grupos funcionais (tipos florais; baseados no formato, cor e tamanho da corola).

Premissa 2. *Uma área restaurada é suficientemente resiliente para suportar perturbações que ocorrem no ambiente local sobre processos ecológicos diversos, dentre eles as interações de polinização (SER 2004; Suding & Gross 2006; Lake 2013; Hodgson et al. 2015).*

Hipótese 2. Sistemas agroflorestais são capazes de promover estabilidade e resiliência local por apresentarem ampla diversidade funcional e alta disponibilidade de flores e frutos, se aproximando ao seu ecossistema de referência.

Premissa 3: *Uma área restaurada se sustenta funcional e estruturalmente e interage com áreas contíguas em termos de interações bióticas e abióticas (SER 2004; Logue et al. 2011; Leibold & Chase; 2017; Timoteo et al. 2018).*

Hipótese 3. As áreas em restauração contêm um subconjunto característico de espécies que ocorrem no ecossistema de referência e apresentam interações mutualísticas robustas.

Premissa 4. *Espécies que apresentam características funcionais similares tendem a interagir com os mesmos parceiros mutualísticos (SER 2004; Forup et al. 2008; Williams et al 2010).*

Hipótese 4. Haverá redundância funcional nas áreas em restauração quando comparado ao ecossistema de referência e consequente semelhança nos padrões estruturais das redes de interação entre essas áreas.

Áreas de estudo

Para que fosse garantida a independência amostral, utilizamos três áreas para cada tipo de sistema, totalizando nove áreas, sendo: três sistemas agroflorestais biodiversos (SAFs), três matas em restauração (RES) por meio de plantio de espécies nativas e três matas de referência (REF) dentro de reservas legais, as quais selecionamos devido à proximidade com as três áreas em restauração. As áreas de estudo estão localizadas nos municípios de Ivinhema, Jateí, Caarapó e Dourados, Estado do Mato Grosso do Sul (FIGURA 1). Ademais, todas as áreas apresentam similaridade quanto ao tipo de solo, clima e umidade podendo ser consideradas réplicas. Todas as áreas abrigam Florestas Estacionais Semidecíduas, com espécies típicas da Mata Atlântica, com relevo e influências climáticas semelhantes. O clima predominante em

todas as áreas, segundo a classificação de Köppen (1948), é do tipo Cfa (clima temperado úmido) com estações de inverno e verão bem definidas (inverno seco e verão chuvoso), com precipitação média anual de 1.410 mm e temperatura média anual de 22 °C (Arai et al. 2010). Há predominância de latossolo com baixa fertilidade natural, os quais se apresentam textura areno-argilosa (Costa et al. 2020).

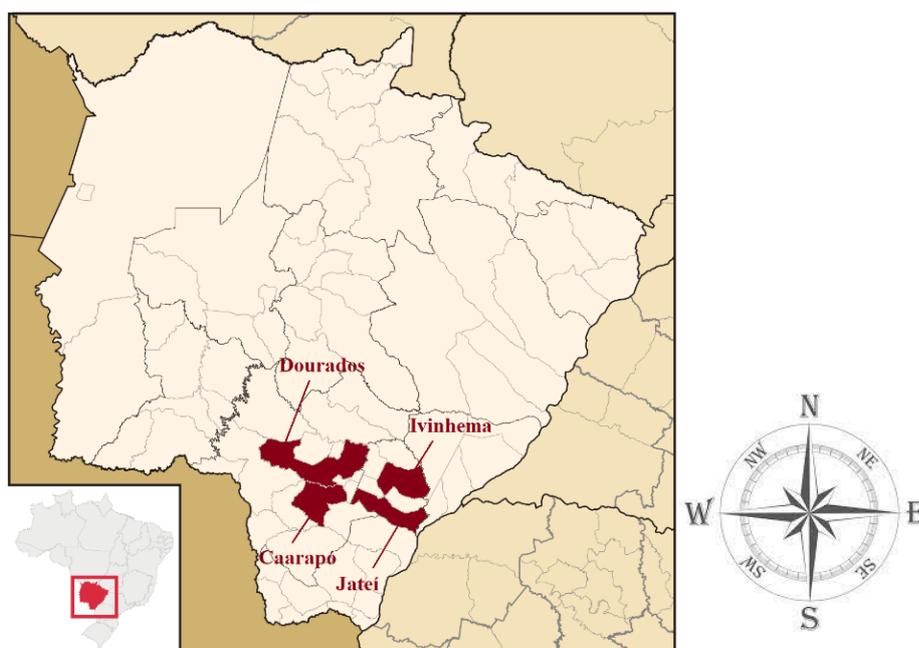


Figura 1. Localização dos municípios de Dourados, Ivinhema, Jateí e Caarapó, onde se encontram as áreas de estudo, no estado de Mato Grosso do Sul, região central do Brasil.

A restauração ecológica de Ivinhema, cujo plantio foi realizado há 15 anos, está localizada na Escola Municipal Benedita Figueiró de Oliveira, onde é denominada de Reserva Florestal Recanto Verde (22°22'21" S; 53°54'57" W) e possui 5 hectares. Próximo à área restaurada (aproximadamente 2 km), está a mata de referência (22°24'15" S; 53°56'38" W), um fragmento florestal de aproximadamente 20 hectares. O sistema agroflorestal está localizado na Escola Agrícola (22°22'07" S; 53°55'00" W) sendo que o plantio foi realizado há 10 anos (FIGURA 2A). Em relação à restauração ecológica de Jateí, o plantio ocorreu há 16 anos no Sítio Ecológico Gerson Pereira Dias (22°31'39" S; 54°19'36" W). De acordo com funcionários do Sítio Ecológico, a iniciativa se deu pelo fato do município de Jateí ter como uma de suas prioridades a questão ecológica, já que sua área está ligada ao Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema e o município ser um beneficiário do ICMS ecológico. A área restaurada possui aproximadamente 5 hectares. Próximo à área restaurada, está a mata de referência (22°31'35"

S; 54° 19'36" W), um fragmento florestal de aproximadamente 14 hectares (FIGURA 2B). O segundo Sistema Agroflorestal está localizado no município de Dourados em uma propriedade particular, Sítio Luciana (22°09'48.3" S; 54°53'09.8" W), onde o SAF foi implementado há 13 anos. O sítio possui certificação orgânica pela APOMS - Associação dos Produtores Orgânicos do MS (FIGURA 2C). Em Caarapó, a restauração ecológica é proveniente de um plantio de mudas de espécies nativas cujo plantio foi realizado há 19 anos e ela está localizada na Escola Indígena - Aldeia Tey kuê (22°35'30" S; 54°58'30" W) e possui 2 hectares. Próximo à área restaurada, está a mata de referência (22°35'35" S; 54°58'10" W), um fragmento florestal de aproximadamente 80 hectares. O sistema agroflorestal está localizado na Aldeia Tey kuê (22°35'33" S; 54°58'24" W), sendo que o plantio foi realizado há 17 anos (FIGURA 2D).



Figura 2. Imagens de satélite das áreas de estudo nos municípios de (A) Ivinhema, (B) Jateí, (C) Dourados e (D) Caarapó, todos no Mato Grosso do Sul. Fonte: Google Earth (acesso em jul. 2021).

Justificativa

A restauração ativa (plantio de mudas e/ou semeadura direta) é apenas o início do processo de restauração. A avaliação do sucesso da restauração depende principalmente do monitoramento de indicadores de trajetórias sucessionais das áreas em restauração, em relação aos ecossistemas de referência (Miranda-Neto et al. 2014). Um desses importantes processos é a polinização, que pode ser analisada numa abordagem de redes complexas, úteis no entendimento do funcionamento do ecossistema e da avaliação da restauração de processos ecológicos (Bascompte et al. 2006). Porém, a restauração é um processo lento, complexo e dispendioso. Dentre as técnicas disponíveis para a restauração ecológica tem-se o plantio de mudas como uma das mais utilizadas em áreas degradadas, porém, é uma alternativa cara e de difícil manutenção devido ao índice de sobrevivência das mudas ser baixo e o impacto da invasão de braquiária e das formigas cortadeiras ser alto (Palma & Lawrence 2015). Além disso, o estudo das interações de abelhas em sistemas agroflorestais, bem como o grau de diversidade funcional de atributos florais oferecidos nesses sistemas ainda carece de investigação. Portanto, o presente estudo irá contribuir com o aumento do nosso conhecimento sobre a dinâmica de interações de abelhas em diferentes sistemas de restauração, avaliando e comparando os resultados dessas interações nesses ambientes. Além disso, o estudo visa promover a discussão da prática da agroecologia por meio da implantação de SAFs como alternativa à monocultura, apontando espécies-chave de plantas para o melhor funcionamento e estabilidade desses sistemas.

Em sua grande maioria, os sistemas agroflorestais são utilizados em pequena escala, geralmente na agricultura familiar. Porém, seu uso em média e larga escala deve ser discutido para facilitar e expandir sua implementação, tendo em vista que SAFs biodiversos podem apresentar alta diversidade funcional ao oferecer diferentes tipos de recursos para a fauna. Dessa forma, é incentivado o aumento da riqueza de espécies e a manutenção de populações de polinizadores e dispersores, fundamentais para a viabilidade de áreas em processo de restauração. Devido à intensa prática agrícola, a maioria das áreas naturais encontra-se reduzida e altamente fragmentada. O uso indiscriminado de agrotóxicos, em especial os Piretroides e os Neocotinoídes, está exterminando muitos polinizadores, especialmente as abelhas (Goulson et al. 2015; Franco et al. 2016), que são responsáveis pela polinização de 75% das espécies do planeta (Marques et al. 2015). Os SAFs podem ser uma alternativa interessante para a busca da sustentabilidade na agricultura, uma vez que apresentam elementos que propiciam aliar a produção à conservação dos recursos naturais (Dubois et al. 1996). Além disso, a biodiversidade

encontrada nos SAFs diminui a incidência de pragas, possibilitando diminuição do uso de agrotóxicos, o que serve como incentivo à produção orgânica. Por isso, acredito que este estudo possa abrir caminhos para a discussão de SAFs como uma alternativa para a restauração ecológica e preservação da biodiversidade.

Organização da tese

A presente tese está organizada de modo a investigar se áreas em processo de restauração conseguem recuperar alguns dos parâmetros ecológicos que conferem resiliência (ex. interações mutualísticas). A Sociedade Internacional de Restauração Ecológica considera nove atributos para medir o sucesso da restauração, tais como diversidade funcional e interações ecológicas (SER 2004). Desse modo, foram construídos os dois primeiros capítulos que buscam avaliar e comparar o sucesso da restauração florestal a partir do método tradicional, com plantio de espécies nativas e por meio de sistemas agroflorestais, focando nos atributos florais e na presença de abelhas e de frutos; e um capítulo final, com o intuito de compilar o conhecimento levantado pela produção científica relacionado ao papel dos SAFs sobre a provisão de serviços de polinização e preservação de polinizadores.

O **capítulo 1** investiga se SAFs e sistemas de restauração ativa com plantio de mudas nativas são capazes de atender a parâmetros ecológicos similares aos proporcionados por matas de referência em termos de diversidade floral e disponibilidade de flores e frutos, a fim de discutir e comparar o potencial dos diferentes sistemas como método de restauração ecológica.

O **capítulo 2** utiliza redes de interação abelha-planta para avaliar o sucesso da restauração ecológica em SAFs e sistemas de restauração ativa, buscando comparar a eficácia da recuperação serviços de polinização entre esses sistemas.

O **capítulo 3** busca discutir por meio de uma revisão sistemática da literatura quais são os principais fatores que influenciam o potencial de sistemas agroflorestais em fornecer serviços de polinização e contribuir com a manutenção da diversidade e abundância de polinizadores, tanto no nível local quanto regional, nas matrizes agrícolas adjacentes. Dessa forma, almejamos fomentar a discussão do potencial de SAFs como estratégia de restauração ecológica, além de buscar identificar lacunas de conhecimento e apontar caminhos futuros.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ackerman, J. D. 2000. Abiotic pollen and pollination: ecological, functional, and evolutionary perspectives. *Plant Syst Evol* 222:167-185. <https://doi.org/10.1007/BF00984101>
- Altieri, M.; Nicholls, C. I. 2011. O potencial agroecológico dos sistemas agroflorestais na América Latina. *Revista Agriculturas: experiências em agroecologia*, v. 8, n. 2
- Bascompte J, Jordano P, Olesen J. M. 2006. Asymmetric coevolutionary networks facilitate biodiversity maintenance. *Science* 312:431-433. <https://doi.org/10.1126/science.1123412>
- Bastolla U; Fortuna M.; Pascual-García A. 2009. The architecture of mutualistic networks minimizes competition and increases biodiversity. *Nature*. 458:1018 <https://doi.org/10.1038/nature07950>
- Benayas, J. M. R.; Newton, A. C.; Diaz, A.; Bullock, J. M. 2009. Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis. *Science* 325: 1121-1124. <https://doi.org/10.1126/science.1172460>
- Blüthgen, N. 2010. Why network analysis is often disconnected from community ecology: A critique and an ecologist's guide. *Basic Appl Ecol* 11:185-195. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2010.01.001>
- Boreux, V.; Krishnan, S.; Cheppudira, K. G.; Ghazoul, J. 2013a. Impact of forest fragments on bee visits and fruit set in rain-fed and irrigated coffee agroforests. *Agriculture, ecosystems & environment*, 172:42-48. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.05.003>
- Boreux, V.; Kushalappa; C. G.; Vaast, P.; Ghazoul, J. 2013b. Interactive effects among ecosystem services and management practices on crop production: pollination in coffee agroforestry systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110:8387-8392. <https://doi.org/10.1073/pnas.1210590110>
- BRASIL. LEI No 12.651, DE 25 DE MAIO DE 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1996. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Poder Legislativo, Brasília, DF: 28 de mai., 2012.*
- Brockhoff, E. G.; Barbaro, L.; Castaglini, B.; Actel, H. 2017. Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. *Biodiversity and Conservation*, 26:3005-3035. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1453-2>
- Brown, P.; Newstrom-Lloyd L. E, Foster B. J.; Badger P. H., McLean, J. A. 2018. Winter honey bee colony losses in New Zealand. *J Apic Res* 57:278-291. <https://doi.org/10.1080/00218839.2018.1430980>

Burgos, E.; Ceva, H.; Perazzo, R. P. J., 2007. Why nestedness in mutualistic networks? *J Theor Biol* 249:307-313. <https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2007.07.030>

Calmon, M.; Brancalion, P. H. S.; Paese, A.; Aronson, J.; Castro, P.; Silva, S. C.; Rodrigues, R. R. 2011. Emerging threats and opportunities for large-scale ecological restoration in the Atlantic Forest of Brazil. *Restoration Ecology*, 19:154-158. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00772.x>

Cadoux S, Sauzet G, Valantin-Morison M, Pontet C, Champolivier L, Robert C, Lieven J, Flénet F, Mangenot O, Fauvin P, Landé N. 2015. Intercropping frost-sensitive legume crops with winter oilseed rape reduces weed competition, insect damage, and improves nitrogen use efficiency. *Ocl* 22:302. <https://doi.org/10.1051/ocl/2015014>

Cianciaruso, M. V.; Silva, I. A.; Batalha, M. A. 2009. Diversidades flogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, 9:93-103. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032009000300008>

Daronco, C.; Melo, A. C. G. D.; Durigan, G. 2013. Ecossistema em restauração versus ecossistema de referência: estudo de caso da comunidade vegetal de mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. *Hoehnea*, 40:485-498. <https://doi.org/10.1590/S2236-89062013000300008>

de Oliveira, R. E., Carvalhaes, M. A. 2016. Agroforestry as a tool for restoration in Atlantic Forest: can we find multi-purpose species? *Oecologia Australis*, 20:4 <https://doi.org/10.4257/oeco.2016.2004.03>

Faegri, K., & Van der Pijl, L. 1979. *The principles of pollination ecology* (3^a ed.). Oxford: Pergamon Press <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-023160-0.50020-7>

Faurot-Daniels, C.; Glenny, W.; Daughenbaugh, K. F.; McMenamin, A. J., Burkle, L.A.; Flenniken, M. L. 2020. Longitudinal monitoring of honey bee colonies reveals dynamic nature of virus abundance and indicates a negative impact of Lake Sinai virus 2 on colony health. *PLoS One* 15:e0237544. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0237544>

Fortuna, M; Bascompte, J. 2006. Habitat loss and the structure of plant-animal mutualistic networks. *Ecol Lett* 9:1-17. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00868.x>

Forup, M. L.; Henson, K. S. E.; Craze, P. G. Memmott, J. 2008. The restoration of ecological interactions: Plant-pollinator networks on ancient and restored heathlands. *Journal of Applied Ecology*, 45:742-752. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01390.x>

Franks, A. J., Cates, C. J.; Hobbs, R. J. 2009. Defining plant functional groups to guide rare plant management. *Plant Ecology* 204:207-216. <https://doi.org/10.1007/s11258-009-9585-4>

Gandolfi, S.; Joly, C. A.; Rodrigues, R.R. 2007. Permeability - impermeability: canopy trees as biodiversity filters. *Scientia Agricola* 64:433-438. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162007000400015>

Garrity, D.; Dixon, J.; Boffa, J. M. 2017. Understanding African farming systems as a basis for sustainable intensification. *Sustainable Intensification in Smallholder Agriculture*, p. 58. <https://doi.org/10.4324/9781315618791-4>

Hall, J. S.; Ashton, M. S.; Garen, E. J.; Jose, S. 2011. The ecology and ecosystem services of native trees: implications for reforestation and land restoration in Mesoamerica. *Forest Ecology and Management*, 261:1553-1557. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.12.011>

Hipólito, J.; Boscolo, D.; Viana, B. F. 2018. Landscape and crop management strategies to conserve pollination services and increase yields in tropical coffee farms. *Agricultural Ecosystem Environment* 256:218-225. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.09.038>

Hobbs, R. J.; Higgs, E.; Harris, J. A. 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution* 24:599-605. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.05.012>

Holl, K. D.; Aide, T. M. 2011. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management*, 261:1558-1563. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.004>

Kraft, N. J.; Valencia, R.; Ackerly, D. D. 2008. Functional Traits and Niche-Based Tree Community Assembly in an Amazonian Forest. *Science*, 322:581-582. <https://doi.org/10.1126/science.1160662>

Jordano, P.; Vázquez, D. P.; Bascompte, J. 2009. Redes complejas de interacciones mutualistas planta-animal. In: Medel R, Aizen MA, Zamora R (eds) *Ecol. y Evol. interacciones PlantaAnimal Conceptos y Apl.*, 1 ed. Editorial Universitaria, Santiago de Chile. 17-41

Krasnov, B. R. et al. 2012. Phylogenetic signal in module composition and species connectivity in compartmentalized host-parasite networks. *Am. Nat.* 179:501-511. <https://doi.org/10.1086/664612>

Laliberté, E.; Legendre, P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, Washington, v. 91, p. 299-305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>

Le, H. D., Smith, C., Herbohn, J., Harrison, S. 2012. More than just trees: Assessing reforestation success in tropical developing countries. *Journal of Rural Studies*, 28: 5-19. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2011.07.006>

Leles, P. S. S.; Oliveira-Neto, S. N.; Alonso, J. M. 2015. Restauração florestal em diferentes espaçamentos. In: Leles, P.S.S.; Oliveira Neto, S.N. (ed.). Restauração Florestal e a Bacia do Rio Guandu. Seropédica: Editora Rural, p. 120-156.

Lewinsohn, T.W., Loyola, R.D.; Prado, P.I. 2006. Matrizes, redes e ordenações: a detecção de estrutura em comunidades interativas. *Oecol. Brasilien*, 10:90-104. <https://doi.org/10.4257/oeco.2006.1001.06>

Lilles, J. B. L., Graudal, L., Moestrup, S., Kjær, E. D., Kindt, R., Mborá, A., Dawson, I., Muriuki, J., Ræbild, A., Jamnadass, R. 2011. Innovation in input supply systems in smallholder agroforestry: seed sources, supply chains and support systems. *Agroforestry Systems*, 83:347-359. <https://doi.org/10.1007/s10457-011-9412-5>

Marchini, D. C.; Ling, T. G. C.; Alves, M. C.; Crestana, S.; Souto-Filho, S. N.; Arruda, O. G. 2015. Matéria orgânica, infiltração e imagens tomográficas de Latossolo em recuperação sob diferentes tipos de manejo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande*, 19:574-580. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n6p574-580>

Maron, M., Hobbs, R.J., Moilanen, A., Matthews, J.W., Christie, K., Gardner, T.A., Keith, D.A., Lindenmayer, D.B. & McAlpine, C.A. 2012. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. *Biological Conservation* 155: 141-148 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.003>

Mascarenhas, A. R. P.; Sccoti, M. S. V.; Melo, R. R.; Corrêa, F.L.O.; Souza, E.F.M.; Andrade, R.A.; Müller, M.W. 2017. Atributos físicos e estoques de carbono do solo sob diferentes usos da terra em Rondônia, Amazônia Sul-Occidental. *Pesquisa Florestal Brasileira, Brasília, DF*. 37:19-27. <https://doi.org/10.4336/2017.pfb.37.89.1295>

Martins, R.; Antonini, Y. 2016. Can pollination syndromes indicate ecological restoration success in tropical forests? *Restoration Ecology*, 24: 373-380. <https://doi.org/10.1111/rec.12324>

Mason, N. W. H.; Mouillot, D.; Lee, W. G.; Wilson, J. B. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos, Nova Jersey*, v. 111, p. 112-118 <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>

May, P. H.; Trovatto, C. M. M. 2017. Manual agroflorestal para a Mata Atlântica. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Agrário, Secretaria de Agricultura Familiar.

Nair P. K. R. 1993. *An Introduction to Agroforestry*. Dordrecht: ICRAF/Kluwer Academic Publishers. 499p.

Mello, M. A. R. et al. 2008. Insights on the assembly rules of a continent-wide multilayer network. *bioRxiv*

Mello, M. A. R. et al. 2011. The modularity of seed dispersal: differences in structure and robustness between bat- and bird-fruit networks. *Oecologia* 167:131-140. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-1984-2>

Mouillot, D.; Dumay, O.; Tomasini, J. A. 2007. Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71: 443-456. DOI: 10.1016/j.ecss.2006.08.022 <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.08.022>

Montoya, D., Rogers, L.; Memmott, J. 2012. Emerging perspectives in the restoration of biodiversity-based ecosystem services. *Trends in Ecology and Evolution*, 27:666-672. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.004>

Moretti, M. et al. 2009. Taxonomical vs. functional responses of bee communities to fire in two contrasting climatic regions. *Journal of Animal Ecology*, London, 78:98-108. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01462.x>

Nair, P. K. R. 1993. *An Introduction to Agroforestry*. International Centre for Research in Agroforestry, ISBN 0-7923-2134-0. <https://doi.org/10.1007/978-94-011-1608-4>

Olesen, J. M.; Bascompte, J., Dupont, Y. L.; Jordano, P. 2007. The modularity of pollination networks. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 104:19891-19896 <https://doi.org/10.1073/pnas.0706375104>

Ollerton J., Winfree R.; Tarrant S. 2011. How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos* 120:321326. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x>

Oliveira, R. E., Souza, A. M., Rodrigues, C. L., Romero, M. L. 2008. Aspectos da recuperação e uso de florestas em propriedades e paisagens rurais no Estado de São Paulo. In: Secretaria de Estado do Meio Ambiente (Ed.), *Recuperação Florestal: um olhar social*. pp. 45-78. São Paulo: Imprensa Oficial.

Pérez-Harguindeguy, N., Díaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P., Cornelissen, J. H. 2013. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 61:167-234. <https://doi.org/10.1071/BT12225>

Petchey, O. L., Gaston, K. J. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, 9:741-758. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x>

Rai, V. L., Srivastava, P., Bisht, K., Mishra, V. K. 2017. Diversity and relative abundance of pollinating insects visiting litchi (*Litchi chinensis* Sonn.) inflorescence under tarai agro-climatic condition. *Journal of Experimental Zoology, India*, 20:221-227.

Ricketts, T. H., Daily, G. C., Ehrlich, P. R., Michener, C. D. 2004. Economic value of tropical forest to coffee production. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101:12579-12582. <https://doi.org/10.1073/pnas.0405147101>

Rosado, B., Dias, A.; Mattos, E. A. 2013. Going back to basics: importance of ecophysiology when choosing functional traits for studying communities and ecosystems. *Natureza & Conservação*, 11: 15-22. <https://doi.org/10.4322/natcon.2013.002>

Ruiz-Jaen, M. C.; Aide, T. M. 2005. Restoration Success: How Is It Being Measured? *Restoration Ecology*, 13:569-577. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2005.00072.x>

Rusch, G. M., J. G. Pausas, J. Leps. 2003. Plant functional types in relation to disturbance and land use: introduction. *Journal of Vegetation Science* 14:307-310. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02156.x>

Sansevero, J. B. B., Prieto, P. V., Moraes, L. F. D., & Rodrigues, P. J. F. P. 2011. Natural regeneration in plantations of native trees in Lowland Brazilian Atlantic Forest: community structure, diversity, and dispersal syndromes. *Restoration Ecology*, 19:379-389. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00556.x>

SER, 2004. The SER Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration, Science and Policy Working Group. www.ser.org

Sobral M. 2021. All traits are functional: an evolutionary viewpoint. *Trends Plant Sci.* 6:26-674 <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2021.04.004>

Tilman, D. 2001. Functional Diversity. *Encyclopaedia of Biodiversity*, 10:109-120 <https://doi.org/10.1016/B0-12-226865-2/00132-2>

Torezan-Silingardi, H. M., Silberbauer-Gottsberger, I.; Gottsberger G. 2021. Pollination Ecology: Natural History, Perspectives and Future Directions. In *Plant-Animal Interactions, Source of Biodiversity*. Editors: K. Del-Claro & H.M. Torezan-Silingardi. Springer. ISBN 978-3-030-66876-1 https://doi.org/10.1007/978-3-030-66877-8_1

Umrani, R.; Jain, C. K. 2010. *Agroforestry Systems and Practices*. Jaipur: Oxford Book Company.

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

Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I.; Garnier, E. 2007. Let the concept of trait be functional. *Oikos*, 116:882-892. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>

Webb, C.O.; Gilbert, G.S.; Donoghue, M. J. 2006. Phylodiversity dependent seedling mortality, size structure, and disease in a Bornean rain forest. *Ecology*, Washington, 87:123-131. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[123:PSMSSA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[123:PSMSSA]2.0.CO;2)

Wolowski M, Agostini K, Rech AR, Varassin IG, Maués M, Freitas L, Carneiro LT, Bueno RO, Consolaro H, Carvalheiro L, Saraiva AM, Silva CI, Padgurschi MCG (Org.). 1ª edição. BPBES/REBIPP (2019) Relatório temático sobre Polinização, Polinizadores e Produção de Alimentos no Brasil. Editora Cubo. 184 páginas, São Carlos, SP. <https://doi.org/10.5935/978-85-5697-762-5>

Woodcock BA, Garratt MPD, Powney GD, Shaw RF, Osborne JL et al 2019 Meta-analysis reveals that pollinator functional diversity and abundance enhance crop pollination and yield. Nat Commun 10:1481. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-09393-6>

CAPÍTULO 1

AVALIAÇÃO DA DIVERSIDADE FUNCIONAL DE ATRIBUTOS FLORAIS E DISPONIBILIDADE DE FLORES E FRUTOS EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS E SISTEMAS DE RESTAURAÇÃO ATIVA

RESUMO

Para que um sistema ecológico seja considerado restaurado, ele deve se sustentar estrutural e funcionalmente. Isso inclui a capacidade de gerar frutos e sementes que possam formar as novas gerações para manter as populações locais. A atual legislação brasileira de proteção da vegetação nativa abre caminhos para a restauração ecológica utilizando exclusivamente espécies nativas, ou nativas e exóticas como em sistemas agroflorestais (SAFs), desde que eles mantenham ou mesmo ampliem as funções ecológicas básicas da área. Assim, o objetivo geral foi investigar se SAFs e sistemas de restauração ativa (plantio de mudas de espécies nativas) são capazes de atender a parâmetros ecológicos similares aos proporcionados por ecossistemas de referência em termos de diversidade floral e disponibilidade de flores e frutos, a fim de discutir o potencial de SAFs como método de restauração ecológica. Testei as seguintes hipóteses: (1) matas de referência possuem mais espécies zoocóricas e maior diversificação de grupos funcionais (baseado em tipos florais: formato, cor e tamanho da corola) comparados às matas restauradas com espécies nativas e SAFs; e (2) SAFs são capazes de promover estabilidade e resiliência local por apresentarem ampla diversidade funcional e alta disponibilidade de flores e frutos, se aproximando ao seu ecossistema de referência. Três áreas de cada tipo foram observadas simultaneamente por 12 meses (junho/2019 a maio/2020) em Mato Grosso do Sul, onde a vegetação original predominante era de Floresta Estacional Semidecidual pertencente à Mata Atlântica. Em cada área estabeleci aleatoriamente 10 parcelas (10x10m) onde marquei e acompanhei mensalmente todas as espécies arbóreas, arbustivas, trepadeiras e lianas apresentando flores ou frutos maduros durante 12 meses. Considerei a época de floração e frutificação por meio da presença ou ausência de flores/frutos em cada mês, a síndrome de dispersão e a diversidade funcional de atributos florais em cada área. Em todas as áreas, houve predominância de espécies nativas, zoocóricas e de hábito arbóreo. Os SAFs apresentaram maior proporção de espécies exóticas (37%) em relação às áreas em restauração (4%) e referência (2%). Além disso, a proporção de espécies exóticas invasoras nos SAFs também foi maior (17%). Observei predominância de flores generalistas e redundância funcional entre os três tipos de áreas. Em relação à média de espécies apresentando flores, os SAFs apresentaram maior valor que as matas restauradas e valor equivalente às matas de referência. Em relação aos frutos os SAFs também apresentaram maior valor que os outros sistemas, enquanto as matas de referência e restauradas não apresentaram diferença significativa entre si. Apenas os ecossistemas de referência e os SAFs apresentaram convergência funcional, com um conjunto similar de grupos florais e conseqüentemente, uma oferta de recursos florais semelhantes. Isso demonstra que esses dois sistemas podem atender a parâmetros ecológicos similares aos proporcionados por remanescentes florestais nativos. Portanto, sugiro que a restauração ecológica por meio de SAFs pode ter excelentes resultados, desde que manejados com cautela e sem uso de espécies exóticas invasoras.

PALAVRAS-CHAVE: restauração ecológica, SAFs, plantio de espécies nativas, diversidade floral, funções ecológicas, redundância funcional, Brasil.

ABSTRACT

For an ecological system to be considered restored it must sustain itself structurally and functionally. This includes the ability to generate fruits and seeds that leads to new generations, maintaining local populations. The current Native Vegetation Protection Law of Brazil, provides an alternative pathway for ecological restoration through either exclusively native species or native and exotic species, such as agroforestry systems (AFS), as long as these systems maintain or even expand the basic ecological functions of the area. Thus, the main goals of the study were to investigate whether AFS and active restoration systems (seedling planting and/or direct seeding of native species) are able to meet ecological parameters similar to those provided by reference ecosystems in terms of floral diversity and flowers and fruits availability, in order to discuss the potential of AFS as a method of ecological restoration. I tested the following hypothesis: (1) reference ecosystems (forest remnants) tend to have more zoochoric species and higher diversification of functional groups (i.e.; flower types) compared to active restored systems and AFS; and (2) AFS are capable of promoting stability and resilience to their environment due to its wide functional diversity and high availability of flowers and fruits, approaching their reference ecosystem. In all studied areas, there was a predominance of native, zoochoric and arboreal species. Three areas of each system were observed simultaneously from 12 months (June/2019 to May/2020) in the State of Mato Grosso do Sul, Brazil, where the predominant original vegetation was Semideciduous Seasonal Forest. In each area, I randomly established 10 plots (10x10m) where I marked and monitored monthly all tree, shrub, climber plants and lianas species showing flowers or ripe fruits. I considered the flowering and fruiting season through the presence or absence of flowers and fruits in each month, and also the dispersion syndrome and the functional diversity of floral traits in each area. I observed predominance of native, zoochoric and arboreal species; generalist flowers and functional redundancy among areas. The AFS had a higher proportion of exotic species (37%) in relation to restored (4%) and reference areas (2%). Besides that, the occurrence of invasive species in the AFS was also higher (17%). In relation to the average of species with flowers, the AFS showed a higher proportion than the restored forests, and was equivalent to the reference forests. Regarding the fruits, the AFS also showed higher value than the other systems, while the reference and restored forests did not show significant difference between each other. Only the reference ecosystems and AFS showed functional convergence, with a similar set of floral groups and, consequently, similar offer of floral resources. This demonstrates that these systems can meet ecological parameters similar to those provided by native forest remnants. Therefore, I believe that ecological restoration through AFS can have excellent results, since they are managed with caution and without the use of exotic invasive species.

KEYWORDS: ecological restoration, AFS, native species planting, floral diversity, ecological functions, functional redundancy, Brazil.

1. INTRODUÇÃO

A restauração ecológica deve dar enfoque não somente às características florísticas e fisionômicas da comunidade restaurada, mas também às complexas interações ecológicas que garantem a reconstrução da funcionalidade do ecossistema e sua perpetuação no tempo (Devoto et al. 2012). Segundo a Sociedade Internacional para a Restauração Ecológica, “a restauração ecológica é o processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído” (SER 2004).

Entre os métodos de restauração, o que mais tem sido aplicado nos últimos anos tanto no mundo quanto no Brasil, é o de plantio de mudas de espécies nativas (Palma & Lawrence 2015, Guerra et al. 2020). A maioria dos pesquisadores adota o plantio com espécies nativas de diversas famílias vegetais em áreas degradadas para formar uma floresta semelhante à que existiu no passado, o que pode facilitar as interações dos polinizadores e dispersores que ali ainda existem, aumentando a probabilidade dessa nova comunidade se autorregenerar naturalmente (Kageyama et al. 2003). Porém, esse método é uma alternativa cara e de difícil manutenção, devido ao baixo índice de sobrevivência das mudas e ao alto impacto da invasão de gramíneas e formigas cortadeiras (Palma & Lawrence 2015). A atual legislação brasileira de proteção da vegetação nativa abre caminhos para a possibilidade de restauração ecológica com sistemas agroflorestais, contanto que estes sistemas mantenham ou mesmo ampliem as funções ecológicas básicas da área (Leles et al. 2015).

Os sistemas agroflorestais (SAFs) são definidos como a prática de combinar espécies florestais lenhosas, com culturas agrícolas, procurando obter como resultado dessa associação a racionalização, ou seja, o melhor aproveitamento dos recursos naturais envolvidos no sistema de produção (Nair 1993; May et al. 2008, Rodrigues et al. 2007). Atualmente, esses sistemas são reconhecidos como instrumentos capazes de contribuir para a mitigação de gases do efeito estufa e os agricultores podem vir a receber benefícios pelos serviços ambientais prestados, uma vez que conservam e desenvolvem sistemas produtivos responsáveis pela captura e armazenamento de carbono quando comparados às monoculturas, que visam o corte após atingir o crescimento máximo de biomassa (Santos et al. 2019).

Os SAFs apresentam várias vantagens frente aos sistemas monoculturais, tais como: utilização mais eficiente do espaço, redução efetiva da erosão, sustentabilidade da produção e estímulo à economia de produção, com base participativa, ou seja, envolvendo a comunidade em todas as etapas da implementação do sistema (May et al. 2008). O uso mais eficiente do espaço é feito com a criação de diferentes estratos vegetais que proporcionam maior

diversificação da produção numa mesma área, permitindo otimizar o uso da mão-de-obra e aumentar a produtividade. Consequentemente, além de haver o aumento da renda, simultaneamente se formam as condições necessárias para ampliar a produção dos serviços ambientais (May et al. 2008). Portanto, os SAFs podem ser uma opção interessante para a busca da sustentabilidade na agricultura, uma vez que apresentam elementos que propiciam aliar a produção à conservação dos recursos naturais. Porém, a maioria das pesquisas realizadas em SAFs são relacionadas à otimização da produtividade das culturas, com pouco ou nenhum enfoque à ecologia e diversidade funcional desse tipo de sistema (Júnior et al 2009; Oliveira et al. em preparação).

Para o estabelecimento satisfatório de um plano de restauração ou de um SAF é preciso que as espécies escolhidas pertençam a diferentes grupos funcionais. Grupos funcionais são grupos de espécies que, independentemente da sua relação filogenética, podem desempenhar papel ecológico semelhante no ecossistema ou responder de maneira comum a um fator ambiental, influenciando nos processos ecossistêmicos (Cianciaruso et al. 2009, Franks et al. 2009). Estudos abordando a ecologia funcional de comunidades geralmente têm como foco investigar a dinâmica de distribuição dos atributos funcionais para a compreensão dos processos que estruturam comunidades (Weiher et al. 2011). A coloração e formato da corola, por exemplo, são atributos funcionais relacionados à atração de polinizadores (Pakeman & Stockan, 2013). Ao considerar o potencial de interação entre as espécies, os grupos funcionais podem ser ótimas ferramentas para se analisar o sucesso da restauração de um ecossistema, já que quanto maior a diversidade de grupos que representem diferentes funções, maior a chance de retorno dos processos ecológicos das áreas em processo de restauração (Franks et al. 2009).

A Sociedade Internacional para a Restauração Ecológica (SER 2002) listou nove atributos para fornecer uma base que determina se a restauração ecológica foi atingida. Dentre eles, estão incluídos todos os grupos funcionais necessários para o desenvolvimento contínuo ou estabilidade da área restaurada. No presente estudo, decidimos focar em grupos funcionais definidos segundo suas características morfológicas relacionadas aos tipos de recursos ofertados para a fauna (ex. flores e frutos). Características reprodutivas das plantas relativas à polinização e à dispersão de sementes podem ser consideradas, já que são importantes para os processos de restauração ecológica. Além disso, a investigação da sazonalidade e da produção de recursos fornece informações de grande valia para o conhecimento de épocas de menor oferta de recursos alimentares para a fauna (Vilela et al. 2014; 2018; Garcia et al. 2014; 2015) e, consequentemente, fragilização das interações ecológicas.

2. OBJETIVOS

Considerando essa base de conhecimento, o objetivo geral foi investigar em que proporção diferentes sistemas de restauração ecológica se aproximam de seu ecossistema de referência em termos de funcionalidade do sistema, tomando por base a diversidade funcional de atributos florais e oferta de recursos para visitantes florais e frugívoros. Para isso, defini os seguintes objetivos específicos:

- (1) avaliar se sistemas agroflorestais (SAFs) e sistemas de restauração ativa (RES) são capazes de atender a parâmetros ecológicos similares aos proporcionados pelos ecossistemas de referência (REF);
- (2) comparar os três sistemas em termos de disponibilidade de flores e frutos ao longo do ano;
- (3) caracterizar e comparar a proporção de grupos funcionais de plantas em relação aos atributos florais entre as áreas estudadas;
- (4) determinar se existe complementariedade ou redundância funcional entre SAF e RES comparado aos ecossistemas de referência (REF);
- (5) discutir o potencial de sistemas agroflorestais como método de restauração ecológica.

Para isso, testei as seguintes hipóteses:

- (1) Os ecossistemas de referência tendem a ter maior diversificação de grupos funcionais (i.e.; tipos florais - relacionados a diferenças na corola) e de espécies zoocóricas se comparados às matas restauradas com espécies nativas e SAFs;
- (2) Sistemas agroflorestais são capazes de promover estabilidade e resiliência ao meio em que estão inseridos por apresentarem ampla diversidade funcional e alta oferta de recursos para a fauna de visitantes florais e frugívoros, se aproximando ao seu ecossistema de referência.

3. MÉTODOS

3.1 Coleta de dados

Os dados foram coletados em nove áreas, sendo três consideradas como mata de referência (REF), três SAFs e três áreas de restauração com o plantio de mudas nativas (RES),

com vegetação pertencendo à Floresta Estacional Semidecidual e distribuídas em quatro cidades de Mato Grosso do Sul, Brasil. Na cidade de Caarapó amostramos três áreas (REF, SAF e RES), assim como em Ivinhema. Na cidade de Jateí observei duas áreas (REF e RES) e em Dourados apenas uma (SAF). Estabeleci aleatoriamente 10 parcelas de 10m x 10m por área, totalizando 1000m²/área e 9000m² no total, onde acompanhei mensalmente todas as espécies arbóreas, arbustivas, trepadeiras e lianas com flores e/ou frutos de junho/2019 a maio/2020, seguindo o delineamento amostral de Fragosso (2015). As espécies foram identificadas por meio de comparações com espécimes no herbário da UFGD, por consulta à literatura e consultoria por taxonomistas e pesquisadores para confirmar as identificações. Considerei a época de floração e frutificação por meio da presença ou ausência de flores/frutos em cada mês, sem quantificar sua intensidade. Também classifiquei as espécies quanto à síndrome de dispersão, adotando os critérios morfológicos dos diásporos, definidos por Van der Pijl (1982), como anemocóricas (dispersas pelo vento), zoocóricas (dispersas por animais), e autocóricas (auto dispersão).

Para avaliar a diversidade funcional em relação aos atributos florais, classifiquei as flores segundo as categorias descritas por Machado & Lopes (2004), adaptado de Faegri e Pijl (1970), sendo elas: (a) tipo floral (inconspícua, prato, campânula, goela, estandarte, pincel, tubo e câmara); (b) cor (branca, vermelha, esverdeada, creme, amarela, laranja, lilás, violeta e rosa); (c) tamanho pequeno (<10 mm), médio, (10-20 mm), grande (20-30 mm) ou muito grande (>30 mm). Ainda seguindo os mesmos autores, classifiquei as flores em relação à síndrome floral como (a) flores especialistas (tubo, estandarte, goela, pincel e câmara) versus (b) flores generalistas (campânula, prato e inconspícua).

3.2 Análise de dados

Para avaliar a disponibilidade de flores e frutos maduros entre os três diferentes sistemas de estudo e a proporção de espécies nativas e exóticas entre eles, realizei a análise de variância (ANOVA) de fator único com teste de Tukey *a posteriori*. A inclusão da espécie como invasora seguiu a Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras segundo o Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental (2021), onde os dados vêm sendo coletados desde o ano de 2004 por colaboradores diversos, incluindo especialistas em distintos grupos biológicos que também ajudam a validar os dados. Para avaliar o grau de sobreposição do

conjunto atributos florais utilizei a Análise de Componentes Principais (PCA) conduzida a partir dos quatro atributos amostrados (tipo floral, cor, tamanho e síndrome floral).

Calculei os atributos florais de cada sistema de estudo a partir da média ponderada das comunidades (CWM, *community weighted mean*). Esse índice calcula o valor médio de cada atributo funcional ponderado pela abundância de cada espécie (Ricotta & Moretti 2011). Para cada um dos CWM calculados a partir de cada atributo floral, realizei uma ANOVA em bloco a fim de testar possíveis diferenças entre os tipos de sistemas estudados. Em seguida, realizei testes de Tukey para comparações múltiplas par a par (Zar 1996).

Para medir a diversidade funcional, calculei além da riqueza bruta de espécies, cinco índices de diversidade funcional baseados no conjunto de atributos florais previamente mensurados: (1) RaoQ (Entropia Quadrática de Rao), (2) riqueza funcional (FRic), (3) equitabilidade funcional (FEve), (4) divergência funcional (FDiv) e (5) dispersão funcional (FDis). A Diversidade pela Entropia quadrática de Rao (RaoQ) calcula as distâncias entre as espécies com base em seus traços funcionais (Botta-Dukát 2005, em que valores com maior dispersão apontam divergência funcional, e menores, convergência dos traços (Schleuter et al. 2010). A riqueza funcional (FRic) indica o quanto o espaço funcional é ocupado pelas espécies da comunidade; a equitabilidade funcional (FEve), determina quão regularmente são distribuídas as abundâncias das espécies no espaço funcional; a divergência funcional (FDiv) estabelece o quão funcionalmente divergentes são as espécies mais abundantes da comunidade e a dispersão funcional (FDis) mensura a distância média das espécies no espaço funcional em relação ao centroide de todas as espécies (Mason et al. 2005, Laliberté & Legendre 2010).

Realizei todas as análises de dados no ambiente R, versão 4.0.0 (R Core Team 2020). Para calcular os índices de diversidade e os CWM, utilizei, respectivamente, as funções “dbFD” e “functcomp” do pacote “FD” (Laliberté et al. 2014). Avaliei as premissas de cada teste estatístico por meio de histogramas e *boxplots* e com o uso de análises formais (Zuur et al. 2010). Além disso, utilizei a função *plot* para diagnosticar visualmente a normalidade e homogeneidade de variância dos modelos. As análises formais incluíram o teste de Shapiro-Wilk, utilizado para verificar a normalidade dos dados, e o teste de Fisher, usado para testar a homogeneidade de variâncias, conduzido por meio da função “var.test” do pacote “stats” (R Core Team 2020).

4. RESULTADOS

Registrei um total de 165 espécies pertencentes a 50 famílias botânicas, com quantidade de espécies distinta entre os tipos de áreas observadas, sendo maior nas matas de referência (60) que nos SAFs (57) e nas matas restauradas (48). Entre as plantas registradas houve mais espécies nativas (128) que exóticas (37) e os SAFs apresentaram uma proporção bem maior de espécies exóticas (37%) em relação às matas de referência (2%) e às áreas em restauração (4%) (FIGURA 1). Entre as espécies exóticas, 13 são consideradas exóticas invasoras (FIGURA 2). Em relação à proporção de espécies nativas entre os sistemas, as matas restauradas não apresentaram diferença significativa tanto em relação às matas de referência quanto aos SAFs ($F=4,77$; $p=0,33$; FIGURA 1). Porém, a proporção de espécies nativas entre matas de referência e SAFs diferiram ($F=4,77$; $p=0,04$; FIGURA 1). Já em relação à proporção de espécies exóticas, os SAFs apresentaram uma parcela bem maior comparado aos demais sistemas ($F=13,79$; $p=0,009$; FIGURA 1). Em relação à síndrome de dispersão, encontrei 106 espécies zoocóricas, 36 espécies anemocóricas e 23 espécies autocóricas (Anexo A). As famílias mais representativas foram Fabaceae e Myrtaceae e em relação ao hábito, registramos 96 espécies arbóreas, 46 arbustivas, 11 herbáceas, oito trepadeiras e quatro arbóreas-arbustivas (ANEXO A). A quantidade de espécies e famílias registrada em cada área e sua classificação como nativa, exótica ou exótica invasora está descrito na tabela 1, e o número de espécies por família encontrada em cada área está representado no Anexo B.

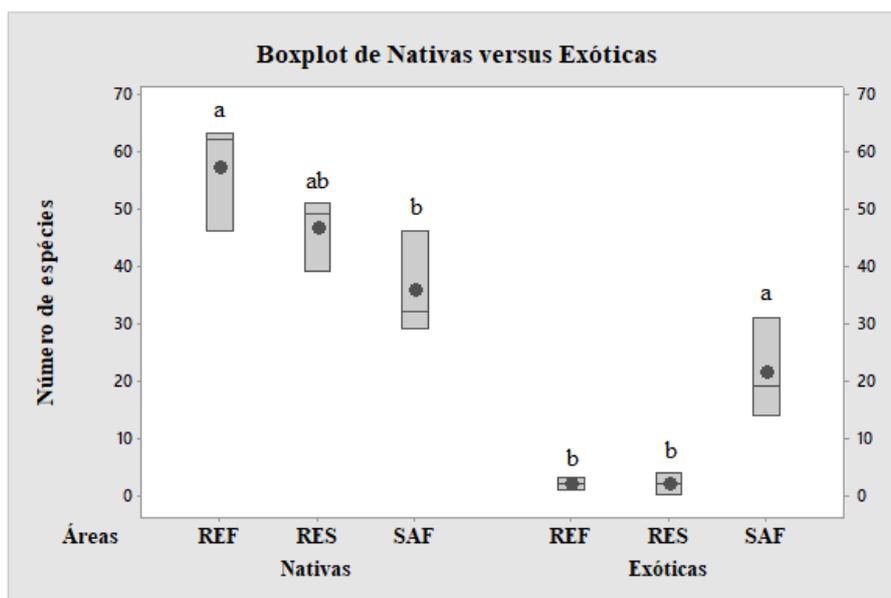


Figura 1. Número médio de espécies nativas e exóticas presentes em cada sistema amostrado. Letras diferentes acima das caixas indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).

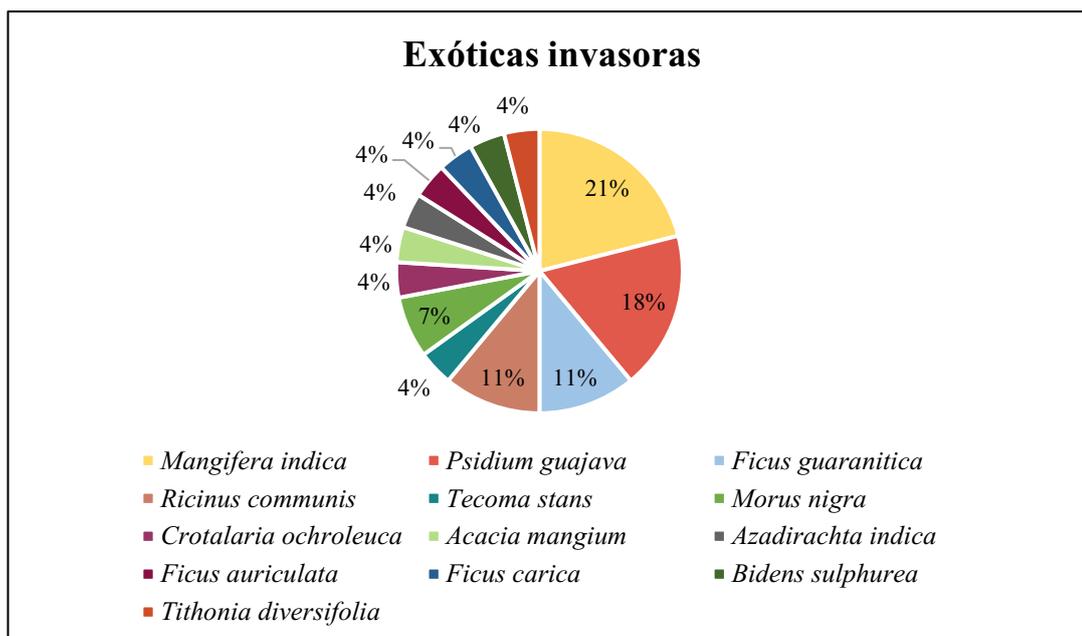


Figura 2. Lista do total de espécies exóticas invasoras registradas e sua respectiva abundância relativa nas áreas de estudo. A inclusão de uma espécie como invasora seguiu a Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras - Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental (2021).

Tabela 1. Número de espécies e famílias e classificação quanto à origem das espécies registradas em cada área de amostragem. As espécies exóticas invasoras são um subconjunto do total de exóticas de cada área. A inclusão da espécie como invasora seguiu a Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras - Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental (2021).

	REF			RES			SAF		
	Jateí	Ivinhema	Caarapó	Jateí	Ivinhema	Caarapó	Dourados	Ivinhema	Caarapó
Número de famílias	29	30	31	24	18	25	30	21	31
Número de espécies	66	47	65	51	41	53	63	43	65
Nativas	63	46	62	24	39	49	32	29	46
Exóticas	3	1	2	0	2	4	31	14	19
Exótica e Invasora	2	1	1	0	2	3	11	4	4

As famílias mais representativas e que ocorreram nos três sistemas investigados foram: Fabaceae (24 spp.), Myrtaceae (11 spp.), Bignoniaceae (9 spp.), Rutaceae (9 spp.), Solanaceae (8 spp.), Asteraceae (7 spp.), Anacardiaceae (6 spp.), Euphorbiaceae (6 spp.), Sapindaceae (6 spp.) e Malvaceae (5 spp.). Referente ao modo de distribuição de flores e frutos ao longo do ano, em todos os sistemas observei o padrão esperado para ambientes tropicais, de maior disponibilidade de flores na primavera e frutos no verão. Porém, de forma geral, o número de espécies com flores em cada mês foi maior nos SAFs (FIGURA 3).

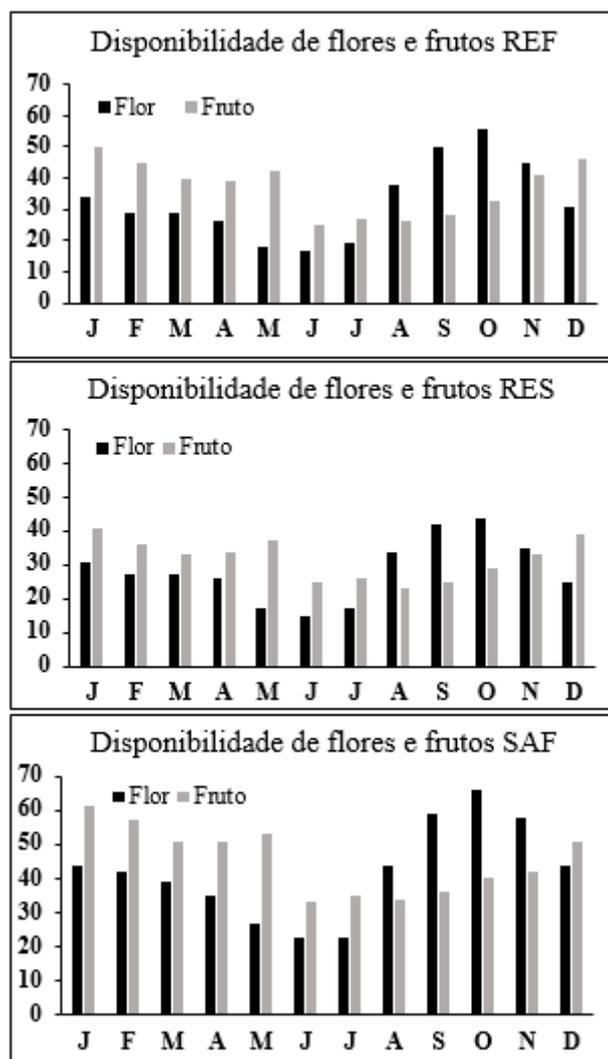


Figura 3. Número de espécies com flores e frutos a cada mês nos diferentes sistemas investigados (REF- mata de referência; RES – restauração ativa; SAF – sistema agroflorestal).

Além disso, em relação à média do número de espécies com flores ao longo do ano, os SAFs apresentaram maior valor que as matas restauradas e foi equivalente às matas de referência (SAF-RES: $p=0,02$; SAF-REF: $p=0,15$; FIGURA 4a), entretanto, em relação às

matas restauradas, as matas de referência não apresentaram diferença significativa (REF-RES: $p=0,66$; FIGURA 4a). Ademais, em relação à média do número de espécies com frutos ao longo do ano, os SAFs também apresentaram maior valor que os outros sistemas, enquanto as matas de referência e restauradas não apresentaram diferença significativa entre si (REF-RES: $p=0,3$; REF-SAF: $p=0,04$; RES-SAF: $p=0,001$; FIGURA 4b). Quanto à síndrome de dispersão não houve diferença quanto ao padrão de ocorrência entre os sistemas ($F=0,04$; $p=0,95$, FIGURA 5), sendo a zoocoria a síndrome mais abundante, seguida por anemocoria e autocoria respectivamente (SAFs - 63% Zoo., 3% Ane., 4% Auto.; RES. - 58% Zoo. 42% Ane.; REF. - 58% Zoo. 41% Ane., 1% Auto.; FIGURA 5).

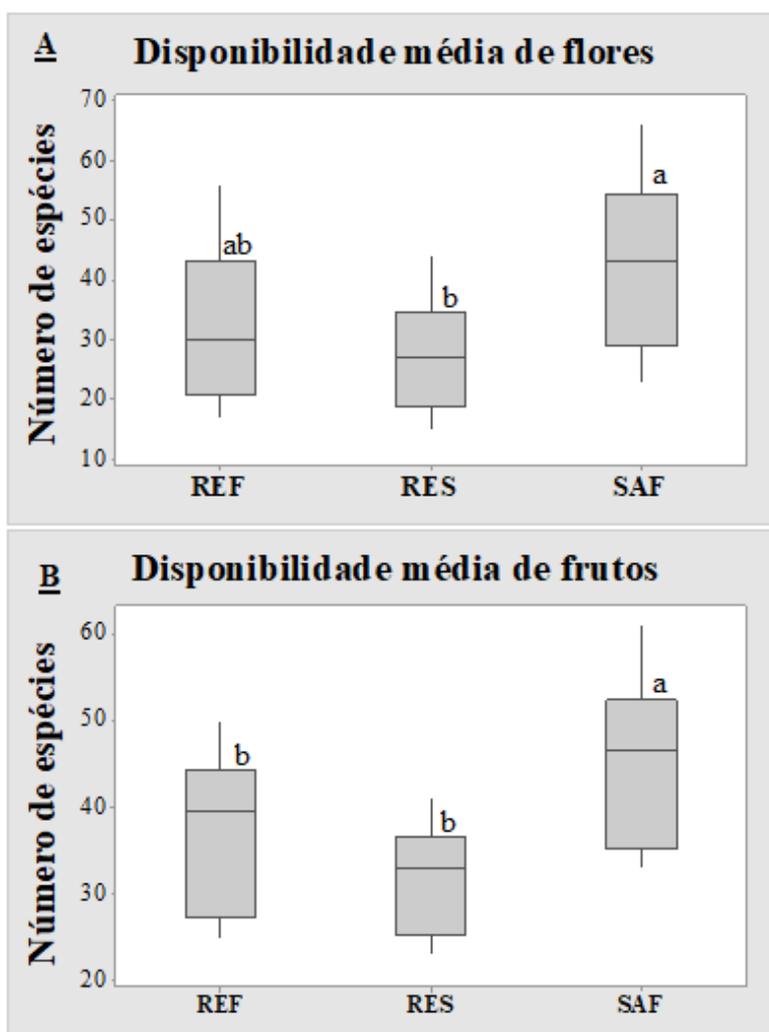


Figura 4. Valor médio da disponibilidade de flores (A) e frutos (B) ao longo do ano (média de 12 meses) em cada sistema investigado. Letras diferentes acima das caixas indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).

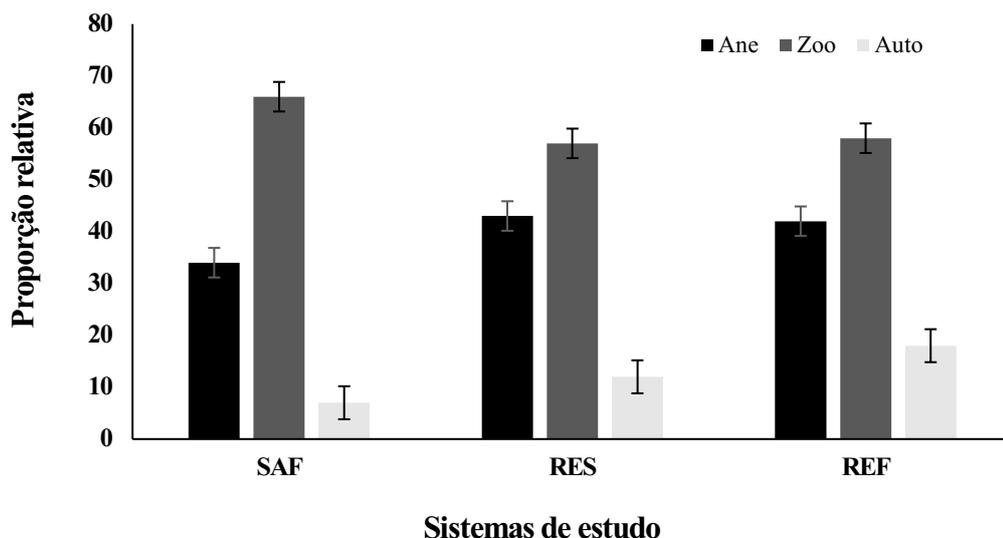


Figura 5. Proporção relativa de espécies que apresentam síndrome de dispersão anemocórica (Ane), zoocórica (Zoo) e autocórica (Auto) em cada sistema investigado. (REF- mata de referência; RES – restauração ativa; SAF – sistema agroflorestal). A barra representa o erro padrão.

A relação dos atributos funcionais das flores está apresentada no Anexo C. Quanto à forma floral, a maioria das espécies é do tipo prato (77%), seguido por inconspícua (21%), campânula (9%), pincel (8%), estandarte (5%), câmara (5%), tubo (4%), e goela (1%) (FIGURA 6). Quanto à síndrome floral, a maioria das espécies registradas foi generalista (81%) e apenas 19% das espécies foi especialista (Anexo C). No que se refere à cor das flores, predominaram as brancas, amarelas, cremes e esverdeadas (Anexo C). A partir da Análise de Componentes Principais (PCA), notei que o primeiro e o segundo componentes explicaram respectivamente 28,21% e 21,81% da variação total dos dados dos atributos florais, ou seja, tipo floral, cor, tamanho e síndrome floral. A alta sobreposição espacial sugere que os sistemas vegetais em questão são relativamente similares quanto ao conjunto de atributos florais analisados (FIGURA 7).

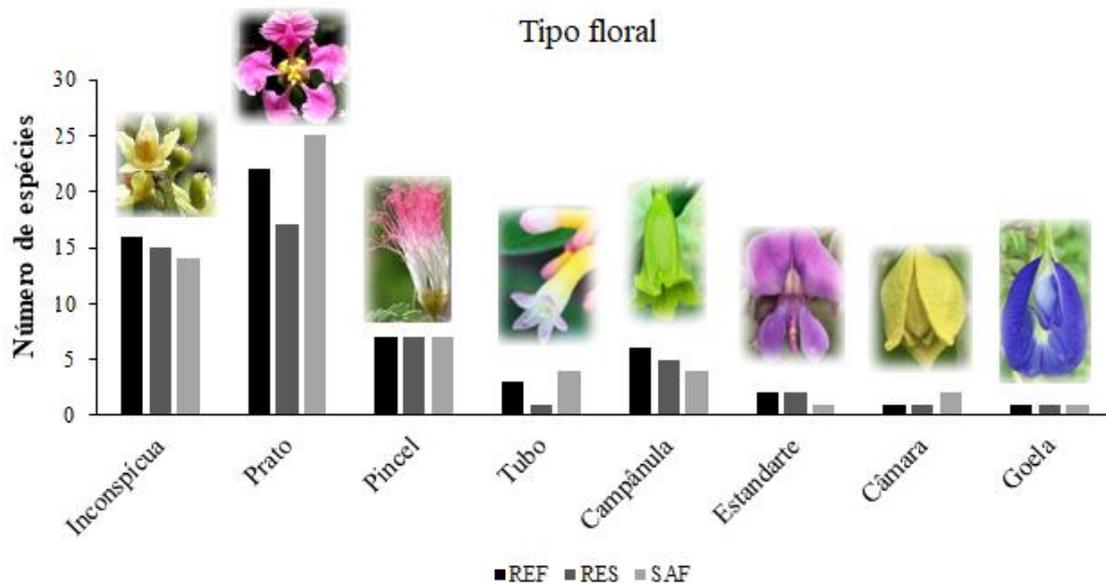


Figura 6. Quantidade média de espécies que apresentam determinado tipo floral em cada sistema de estudo (REF, RES e SAF).

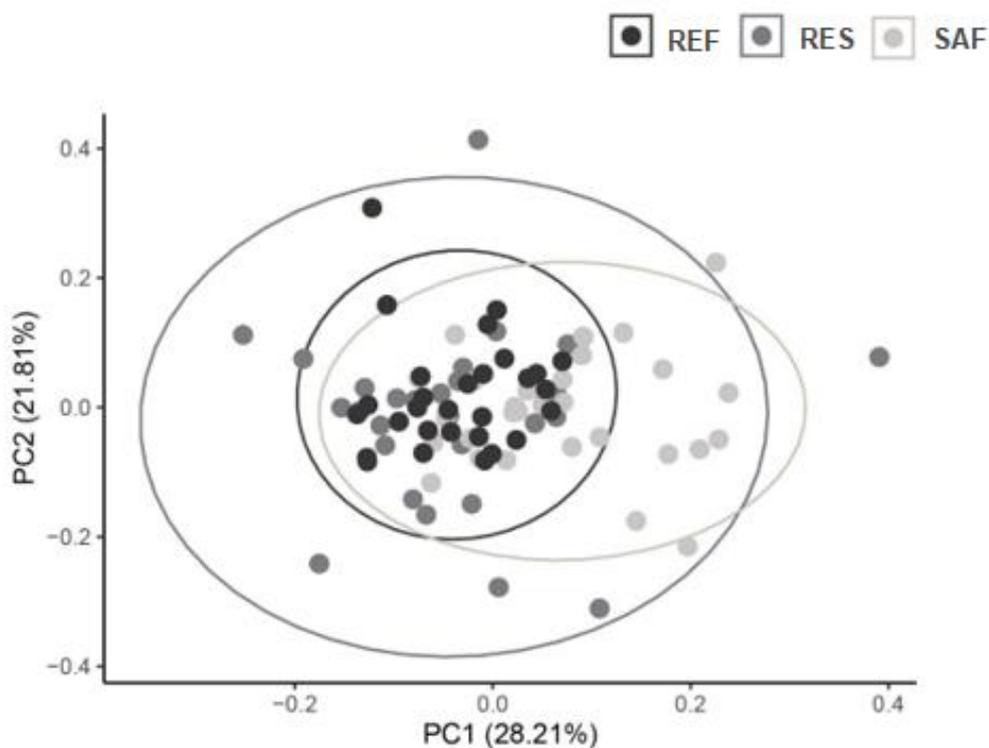


Figura 7. Análise de Componentes Principais da comunidade vegetal total dos três sistemas de estudo (REF, RES e SAF) em relação a todos os atributos florais mensurados (tipo floral, cor, tamanho da corola e síndrome floral).

Todos os sistemas de estudo apresentaram grande diversidade de espécies e famílias botânicas, porém, a riqueza de espécies foi maior nos sistemas agroflorestais ($F_{2,77}=3,54$; $p=0,034$; FIGURA 8a). Ao analisar os índices de diversidade funcional, foi possível identificar que FRic ($F_{2,71}=0,38$; $p=0,68$), FEve ($F_{2,71}=0,36$; $p=0,70$) e FDiv ($F_{2,71}=1,28$; $p=0,29$) não diferiram significativamente entre os três sistemas de estudo (FIGURA 8c, e, f). Por outro lado, foram encontradas diferenças considerando-se os índices RaoQ ($F_{2,77}=10,51$; $p < 0,001$) e FDis ($F_{2,71}=8,90$; $p < 0,001$), onde as SAFs e as matas de referência apresentaram as maiores médias destes índices comparados às áreas de restauração (FIGURA 8b, d).

A partir do cálculo da média ponderada da comunidade (CWM), foi possível constatar que nas matas restauradas e matas de referência predominaram flores de tamanho pequeno ($F_{2,77}=12,52$; $p < 0,001$; FIGURA 9a) e nos sistemas agroflorestais predominaram flores de tamanho médio ($F_{2,77}=6,42$; $p=0,003$) e grande ($F_{2,77}=3,77$; $p=0,027$; FIGURA 9c). Flores de tamanho muito grande ocorreram em igual proporção em todas as áreas, não havendo diferença significativa em relação a este atributo ($F_{2,77}=0,13$; $p=0,87$; FIGURA 9d). Não houve diferença quanto às síndromes florais entre os sistemas estudados ($F_{2,77}=0,59$; $p=0,56$). Apesar de ter constatado diferenças significativas quanto aos CWM das inflorescências do tipo inconspícua ($F_{2,77}=3,43$; $p=0,037$), campânula ($F_{2,77}=3,42$; $p=0,038$) e câmara ($F_{2,77}=3,12$; $p=0,050$), os testes *post hoc* de Tukey não revelaram diferenças significativas entre os pares de sistemas ($p > 0,05$). Não houve diferença significativa quanto aos CWM das demais de inflorescências observadas (prato: $F_{2,77}=1,12$; $p=0,33$; estandarte: $F_{2,77}=1,58$; $p=0,21$; pincel: $F_{2,77}=0,04$; $p=0,96$; tubo: $F_{2,77}=1,21$; $p=0,30$). Quanto ao CWM da coloração floral, houve diferenças quanto à coloração branca ($F_{2,77}=9,54$; $p < 0,001$), creme ($F_{2,77}=6,03$; $p=0,004$), amarela ($F_{2,77}=8,96$; $p < 0,001$), lilás ($F_{2,77}=20,75$; $p < 0,001$) e rosa ($F_{2,77}=5,94$; $p=0,004$). Não houve diferença em relação à coloração esverdeada ($F_{2,77} = 2,57$; $p = 0,08$; FIGURA 10).

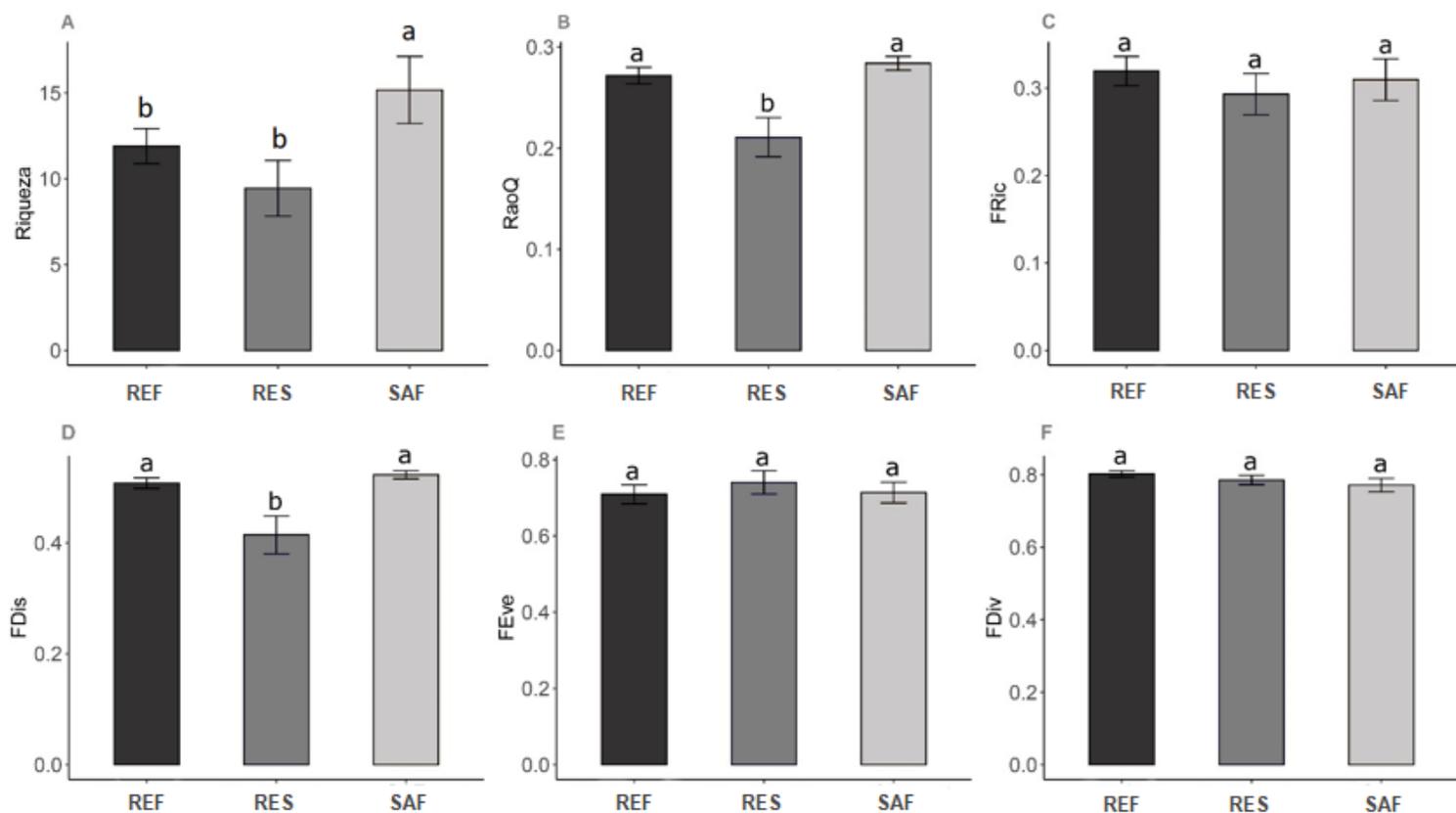


Figura 8. Média \pm erro padrão da média da riqueza (a) e dos índices de diversidade funcional: Entropia Quadrática de Rao (b); FRic: Riqueza funcional (c) FDis: Dispersão funcional (d); FEve: Equitabilidade funcional (e); FDiv: Divergência funcional (f); nos três sistemas de estudo (REF, RES e SAF). Letras diferentes acima das barras indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).

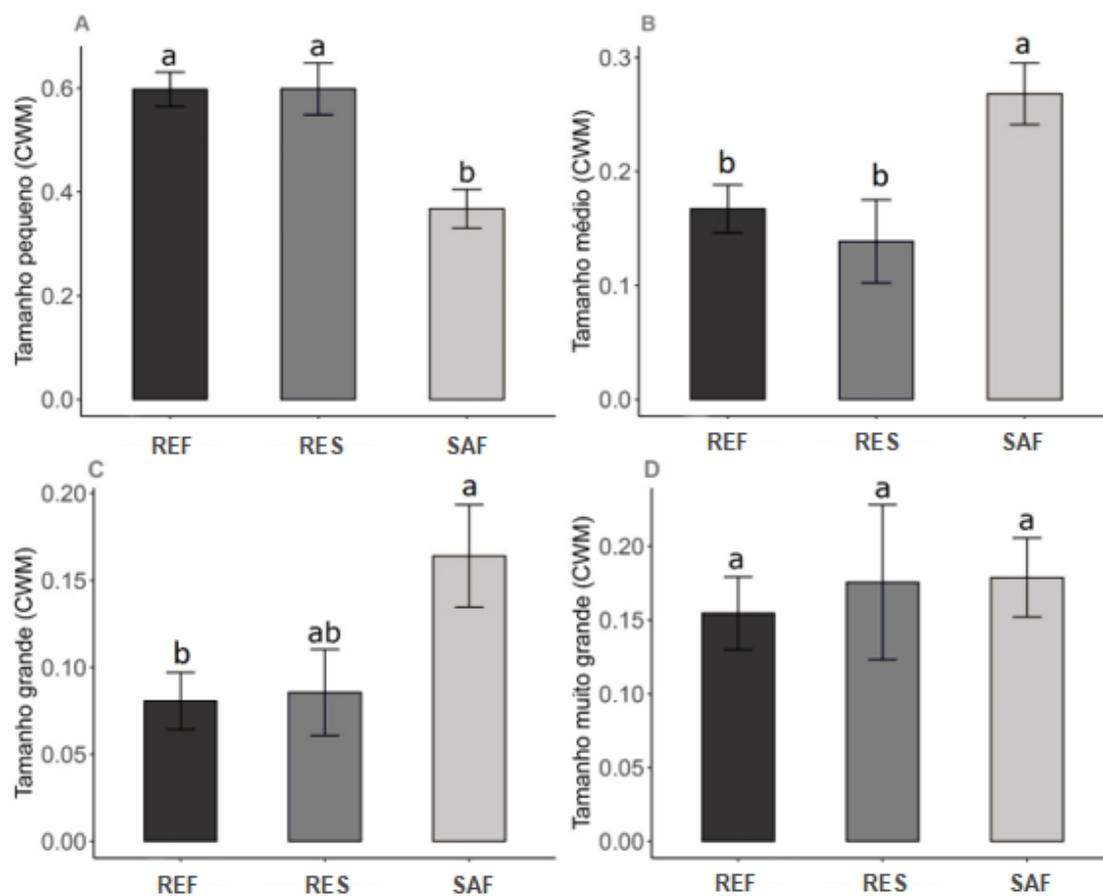


Figura 9 Média \pm erro padrão relacionados ao tamanho da corola nos três sistemas de estudo (REF, RES e SAF). Letras diferentes acima das barras indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).

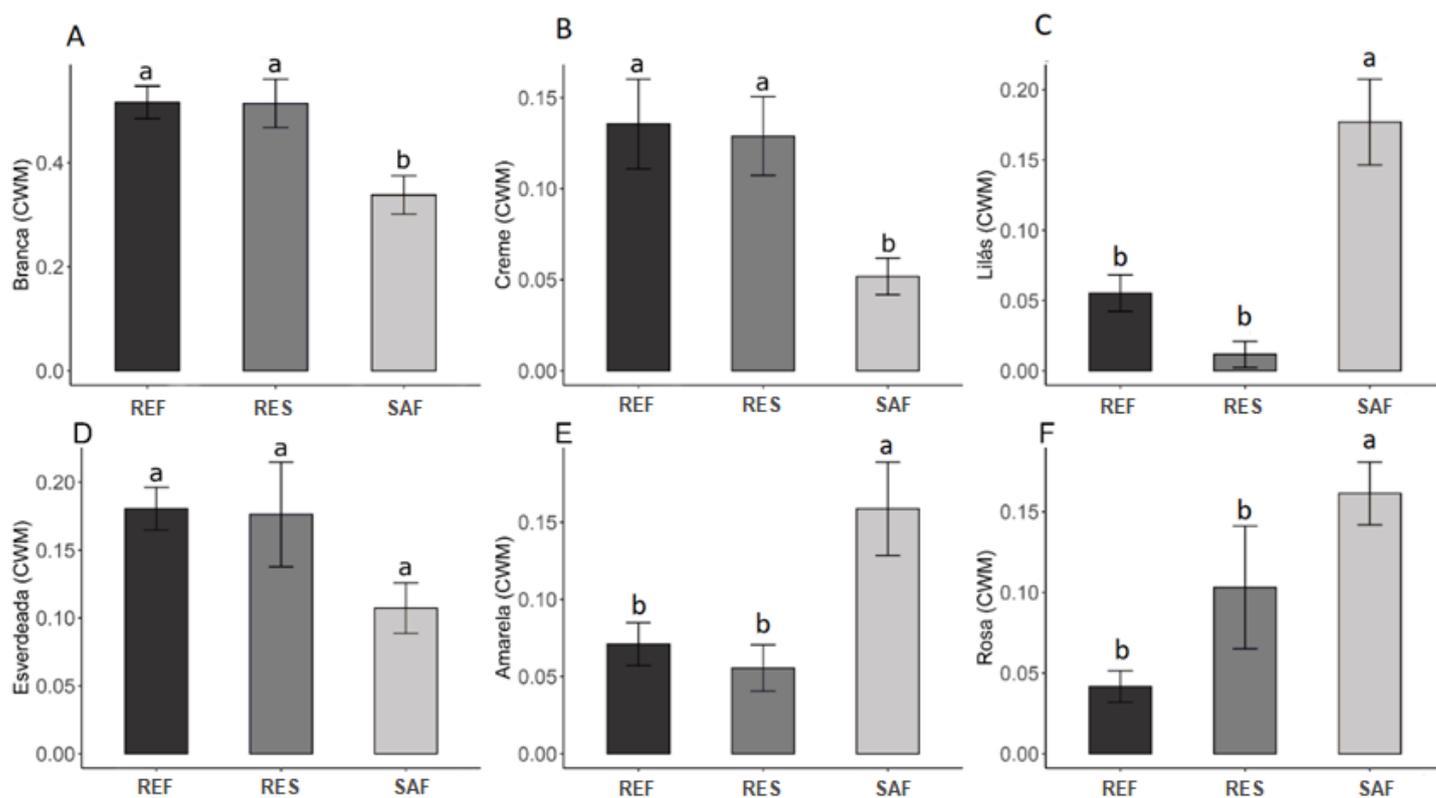


Figura 10. Média \pm erro padrão da coloração floral nos três sistemas de estudo (mata de referência, mata restaurada e SAF). Letras diferentes acima das barras indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).

5. DISCUSSÃO

A primeira hipótese, “ecossistemas de referência tendem a ter mais espécies zoocóricas e maior diversificação de grupos funcionais baseados nos tipos florais, comparados às matas restauradas e SAFs”, foi parcialmente rejeitada. Encontrei diferença significativa entre as áreas quando usei o tamanho das flores para caracterizar os grupos funcionais, no entanto não observei diferença quanto ao padrão de ocorrência das síndromes florais ou das síndromes de dispersão. Vi que matas de referência e matas restauradas apresentam mais flores de tamanho pequeno, enquanto os sistemas agroflorestais apresentam mais flores de tamanho médio e grande. Apenas as flores de tamanho muito grande ocorreram em igual proporção em todas as áreas. Também encontrei diferença significativa com relação aos grupos funcionais separados pela cor da corola, com predomínio das cores branca, creme e esverdeada nas matas de referência e matas restauradas, enquanto as cores amarela, lilás e rosa foram mais comuns em flores dos SAFs. Em relação à segunda hipótese, “SAFs são capazes de promover estabilidade

e resiliência local por apresentarem ampla diversidade funcional e alta disponibilidade de flores e frutos, se aproximando ao seu ecossistema de referência”, não houve evidências para considerá-la rejeitada. Tendo em vista a alta disponibilidade de flores e frutos ao longo do ano, além de considerável diversidade de tipos florais encontrada nos SAFs, evidenciei que os SAFs podem atingir níveis autossustentáveis comparáveis ao seu ecossistema de referência.

A adoção de espécies exóticas em sistemas de restauração ecológica é um tema discutido por diversos autores (D'antonio & Meyerson 2002; Tanner & Gange 2013; Prior et al. 2018). Um exemplo interessante dessa discussão é encontrado em Mascaro et al. (2008), que observaram a perda de biodiversidade nativa em sub-bosque de florestas plantadas com espécies exóticas no Havaí, destacando a necessidade de cautela em relação às espécies que serão plantadas e sua localidade. Contrariamente, em Porto Rico a presença de florestas dominadas por espécies exóticas facilitou a recolonização por espécies nativas (Lugo & Helmer 2004; Lugo 2004). Essa diferença de recolonização pelas espécies nativas pode ser parcialmente explicada pela grande presença de espécies endêmicas no Havaí, incapazes de competir com espécies exóticas diversificadas e aptas a usar vários nichos ecológicos (Denslow 2003; Denslow & Hughes 2004).

Há um consenso de que não se deve utilizar espécies exóticas quando o objetivo é restaurar a biodiversidade nativa (SER 2004). Porém, devemos levar em consideração o potencial das espécies exóticas alimentícias, que são muito utilizadas em SAFs, para gerar lucro e auxiliar na restauração de serviços ecossistêmicos. No presente estudo, os SAFs apresentaram uma proporção consideravelmente alta de espécies exóticas alimentícias ($\approx 40\%$). Se nos atentarmos para o fato de que em algumas situações o retorno da vegetação às condições originais não é possível nem viável, podemos adotar modelos de restauração que permitam o uso de espécies nativas juntamente com exóticas alimentícias, como no caso de SAFs. Isso ressalta a importância das nuances culturais e do envolvimento da comunidade local na conservação da biodiversidade, uma vez que muitas espécies exóticas, além de servirem de recurso para a fauna, também são apropriadas para o nosso consumo e aceitam o cultivo no SAF (Kiehl et al. 2010, Schlaepfer et al. 2011). No entanto, o uso das exóticas deve ser feito com cautela pois, dentre outros motivos, a oferta de seus recursos florais e frutos pode levar à competição por polinizadores e dispersores com as espécies nativas e conseqüentemente prejudicar sua frutificação e dispersão de sementes (Totland et al. 2006).

Entretanto, é importante definir adequadamente o conceito de espécie exótica. Na Convenção Internacional sobre Diversidade Biológica, definiu-se “exótica” ou “espécie

exótica” como uma espécie ocorrente fora de sua área de distribuição natural, e “espécie exótica invasora” como espécies exóticas que ameaçam ecossistemas, habitats ou espécies por sua grande capacidade de competição, dispersão e colonização (Ziller & Galvão 2002). Portanto, uma espécie exótica utilizada nos SAFs não necessariamente irá prejudicar o processo de restauração, desde que ela não seja invasora, e o plantio e manejo do SAF também contemplem espécies nativas de diferentes hábitos e funções ecológicas.

No nosso estudo, das 165 espécies vegetais registradas, 128 são nativas e 37 exóticas, sendo que apenas 13 são consideradas exóticas invasoras (8%). As espécies exóticas invasoras encontradas neste estudo e seus respectivos impactos segundo a Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras - Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental (2021) são apresentados no anexo D e sugestões de espécies-chave para restauração por meio de SAFs são oferecidas no anexo E.

É possível dizer que os SAFs apresentam potencialmente maior oferta de recursos para polinizadores e dispersores, devido à riqueza de espécies e quantidade de flores e frutos maduros disponíveis ao longo do ano. Porém, para estimar com maior exatidão a abundância e oferta de flores e frutos, seria necessário considerar também o tamanho das plantas com base no diâmetro do caule e copa (Chapman et al. 1992; Garcia et al. 2014). Essa lacuna abre espaço para estudos futuros, que, levando em consideração as variáveis mencionadas, testem a hipótese de que sistemas agroflorestais apresentam maior oferta de recursos para visitantes florais e frugívoros e de maneira mais homogênea ao longo do ano, quando comparados a matas restauradas e/ou ecossistemas de referência.

Não houve diferença significativa de tipos florais entre os sistemas de estudo, sendo que em todos eles houve predominância dos tipos prato e inconspícuo. O predomínio do tipo prato nas áreas analisadas foi semelhante ao já registrado por Leite (2005) em floresta estacional semidecídua da Mata Atlântica de Pernambuco. Por outro lado, Girão et al. (2007) verificaram predominância do tipo floral inconspícuo em um outro remanescente de Mata Atlântica, sendo que flores especialistas, como os tipos tubo, estandarte e goela foram muito raras neste estudo. Para Garcia et al. (2015), flores do tipo estandarte foram consideradas traços indicadores de localidades com mais de 50 anos de restauração em florestas estacionais semidecíduais da Mata Atlântica. Nas localidades aqui estudadas, o tipo floral estandarte não foi predominante em qualquer um dos fragmentos, o que pode ser um reflexo da faixa etária das matas, em torno de uma década, ainda em fase de regeneração da vegetação.

No que se refere à síndrome floral, não houve diferença significativa entre flores generalistas e especialistas nos sistemas estudados. Porém, em todas as áreas registradas as comunidades apresentaram aproximadamente 70% de flores generalistas, o que pode sugerir que a maioria das plantas é visitada por um amplo espectro de visitantes florais. Em síntese, a maioria das espécies de plantas apresentou flores que podem ser associadas a uma determinada síndrome floral. Porém, várias espécies de plantas podem ser polinizadas por diferentes grupos de animais e, portanto, classificadas como generalistas (Vogel 1954; Faegri & van der Pijl 1979). Os visitantes florais dessas plantas são menos previsíveis, tais como formigas, e/ou variam no tempo e no espaço e essa variação permite que elas sejam polinizadas sem tantas restrições como as flores especializadas (Johnson 2013).

É complexo definir se um visitante floral é de fato um polinizador efetivo (Barônio et al. 2017; Torezan-Silingardi et al. 2021). Um aspecto importante para a qualificação de um visitante floral como polinizador é sua frequência de visitação a determinada espécie (Ne'eman et al. 2010) e sua capacidade de captar o pólen e o levar até o estigma sem comprometer sua viabilidade (Wilcock & Neiland 2002). Por exemplo, as abelhas exóticas *Apis mellifera* muitas vezes são visitantes florais altamente frequentes devido ao recrutamento rápido e eficiente das operárias até fontes de recursos florais atrativos (Rech et al. 2011). Em árvores com floração maciça, a maioria as visitas dessas abelhas resultam em fluxo polínico geitonogâmico, o que as torna polinizadoras efetivas para espécies autógamas (auto compatíveis), e polinizadoras eventuais para espécies auto incompatíveis que necessitam de troca gênica entre plantas, podendo nesse caso atuar como antagonistas ao reduzir o recurso buscado pelos polinizadores e a frutificação resultante (Torezan-Silingardi & Del-Claro 1998; Ollerton et al. 1999; Torezan-Silingardi 2008; Cunningham et al. 2022). Entender em que ponto do contínuo antagonista-mutualista uma determinada espécie está assentada demanda conhecer suas relações estruturadas no tempo e no espaço, e essa discussão abarca um forte componente de teoria de nicho e diversidade funcional (Waser et al. 1996).

Não encontramos diferenças significativas nos valores de FRic, FEve e FDiv nas áreas amostradas, apesar da grande diversidade de espécies e famílias botânicas registradas. A maior riqueza de espécies dos SAFs não refletiu em maior riqueza funcional, já que foi equivalente às matas de referência e áreas restauradas. Além disso, a Análise de Componentes Principais (PCA) indicou que os três sistemas não diferem significativamente com relação ao conjunto de características amostradas (tipo floral, cor, tamanho e especialização), o que representa similaridade funcional (Villéger et al. 2008). Isso pode ser explicado pela teoria da redundância

funcional (Walker, 1992, de Bello et al. 2007, Pillar et al. 2013), em que a maioria das espécies está contemplada dentro dos mesmos grupos funcionais, apresentando funções ou características similares, produzindo uma baixa diversidade na oferta recursos (Bihn et al. 2010, Garcia et al. 2015). Porém, a redundância funcional implica que, no caso da perda de uma espécie com uma função específica, outra espécie poderá continuar exercendo essa função, o que confere maior resiliência aos ecossistemas (Bihn et al. 2010).

Ademais, a similaridade funcional encontrada entre os três sistemas, indica a recuperação da funcionalidade das áreas anteriormente degradadas. Quando a disponibilidade de recursos é uniforme em todo o espaço de nicho, a FEve mais baixa indica que algumas partes do espaço de nicho, embora ocupadas, estão subutilizadas, ou que há dominância ou sobreposição de alguns atributos funcionais sobre outros (Mason et al. 2005). A Divergência Funcional (FDiv) está relacionada com a forma como a abundância é distribuída dentro do volume do espaço do traço funcional ou quão funcionalmente distintas são as espécies mais abundantes da comunidade (Villéger et al. 2008). FDiv indica os graus de dissimilaridade entre as espécies, e valores altos de FDiv representam maior complementariedade de nicho e com isso baixa competição por recursos (Villéger et al., 2008, Mouchet et al. 2010).

As relações entre diversidade funcional, funcionamento do ecossistema e riqueza de espécies dependem da distribuição da riqueza e composição de espécies das comunidades (Petchey & Gaston 2002). A riqueza de espécies está fortemente associada à diversidade funcional somente quando os atributos das espécies são igualmente complementares (Mouillot et al 2007, Rosenfield & Müller 2020), o que não é o caso das áreas estudadas. Em sistemas com alto grau de antropização, como no caso da região em que foi realizado o estudo, é esperado que o grau de redundância funcional e generalização seja alto mesmo nas áreas de referência, já que são matrizes de vegetação nativa que sofreram muita supressão de vegetação (Garcia et al. 2015). Atributos funcionais são associados diretamente com o papel ecológico que as espécies desempenham no ecossistema, pois as características intrínsecas de cada espécie determinam por exemplo o nicho e seu lugar na teia alimentar. Portanto, a diversidade funcional influencia as associações entre as espécies e conseqüentemente os processos ecossistêmicos como a polinização (Cianciaruso et al. 2009).

A entropia quadrática de Rao (RaoQ) expressa a diferença funcional entre dois indivíduos capturados aleatoriamente na comunidade como um análogo funcional do índice de diversidade taxonômica de Simpson (Teresa et al. 2021). No nosso estudo, RaoQ indicou que os SAFs estão equiparados às matas de referência em termos de diversidade de atributos florais,

apresentando maiores valores quando comparados às matas restauradas. Desse modo, é possível sugerir que matas restauradas e SAFs possuem *divergência funcional*, apresentando um conjunto de *características florais particulares* para cada um dos sistemas, já que o índice RaoQ mostra diferenças significativas entre eles. Por sua vez, os SAFs e matas de referência podem apresentar *convergência funcional*, com um *conjunto similar de grupos florais* e consequentemente, uma oferta de recursos florais semelhante (Schleuter et al 2010).

A Dispersão Funcional (FDis) mede a distância em que as espécies estão dispersas no espaço funcional, levando em consideração a abundância relativa (Villéger et al., 2008), o que indica qual é a estratégia funcional média da comunidade, ou seja, avalia se as estratégias estão mais ou menos concentradas no espaço funcional (Laliberté & Legendre 2010). Verificou-se que as matas restauradas apresentam menores médias para FDis, diferenciando-as dos SAFs e das matas de referência, os quais possuem médias muito próximas. Segundo Karadimou et al. (2016), quanto menor for a FDis, mais similares são os atributos entre as espécies que compõem a comunidade, o que, neste caso, leva ao aumento de espécies redundantes nas matas restauradas.

Foi verificada um alta proporção de espécies com flores claras (branca, creme e esverdeada) nas matas restauradas e matas de referência, enquanto nos SAFs, houve predomínio de flores conspícuas (lilás, amarela e rosa). As flores utilizam uma série de sinais envolvidos na atração dos visitantes. Estes sinais se relacionam principalmente com a maneira como os visitantes percebem as flores e podem estar associados às características da flor, que incluem, tamanho, forma e cor (Grindeland et al. 2005). Na maioria dos casos as flores visitadas por abelhas variam na faixa do amarelo-rosa-lilás-violeta-azul, que são cores mais atrativas para estes visitantes, (Westerkamp 1997; Westerkamp & Classen-Bockhoff 2007), dessa forma, sugerimos que os SAFs apresentam grande potencial para atração de abelhas, considerando as variáveis testadas (cor, tamanho, tipo foral e disponibilidade relativa de flores por mês).

A ecologia da restauração tenta reproduzir em campo o que ocorre naturalmente em uma área nativa (Goldenberg 2008; Oliveira 2011). Porém, a generalização da restauração ecológica baseada em um único modelo conceitual reduziu as opções de plantios florestais que conciliem os princípios ecológicos, atividades práticas e demandas sociais (Allen et al. 2011). Diversos autores têm atentado para a necessidade de práticas de restauração ecológica que sejam inovadoras, menos dependentes de insumos externos, que incorporem os componentes socioeconômicos e compreenda as características regionais e princípios ecológicos agregando-os aos projetos de restauração (Allen et al. 2011; Bullock et al. 2011). Inseridos neste contexto,

são adotados cada vez mais os modelos de reflorestamento e recuperação de áreas degradadas com SAFs que, de acordo com nossos resultados, apresentam riqueza funcional compatível com áreas de referência, o que mostra que é possível estabelecer sistemas de plantio que retêm funcionalidades ecológicas, agregando tanto valor econômico/comercial quanto valores ecológicos (Perneiro 2003).

A restauração ecológica por meio de SAFs ainda é muito especulativa e carrega muito preconceito por se tratar de um sistema não convencional, além de incluir espécies exóticas na sua configuração. No entanto, nosso estudo apontou que SAFs apresentam ampla diversidade de recursos para a fauna de polinizadores e dispersores, e de maneira mais homogênea ao longo do ano. Nosso estudo demonstrou que os SAFs apresentaram riqueza de espécies relativamente alta para o tamanho das áreas, refletindo em diversidade funcional equivalente às áreas de referência. Isso pode ser justificado pelo alto grau de antropização das áreas de referência e do entorno, o que reduz a biodiversidade e impacta a diversidade funcional. Porém, destacamos que os SAFs e as áreas de referência apresentaram convergência funcional, com um conjunto similar de grupos florais e conseqüentemente, uma oferta de recursos florais semelhante, além de uma distribuição mais homogênea desses atributos dentro do espaço funcional (RaoQ e FDis).

A síndrome de dispersão das espécies é outra variável de grande influência nos processos de restauração. Em áreas onde não existem remanescentes florestais próximos, o potencial de espécies anemocóricas pode ser explorado mais efetivamente que das espécies zoocóricas ou autocóricas. Uma vez que nem todos os animais dispersores conseguem atravessar áreas mais abertas (Yamoto et al. 2007), a dispersão anemocórica pode levar ao aporte de sementes no entorno para uma possível regeneração natural (Liebshi & Acra 2007; Novaes et al. 2020; Novaes et al. 2022). Por outro lado, o plantio de espécies zoocóricas atrativas à fauna pode contribuir para a chegada de sementes de outras espécies, agregando riqueza ao banco de sementes, aumentando a diversidade de espécies na área e enriquecendo a sucessão ecológica (Uezu et al 2012).

O estudo das síndromes de dispersão, além de contribuir para o conhecimento da diversidade de um ambiente, traz informações importantes sobre os agentes dispersores, possibilitando entender as interações entre eles e as plantas em frutificação, relação relevante para compreensão da comunidade onde estes organismos vivem (Jordano 2000). A zoocoria está associada aos últimos estágios de sucessão ou à maior estabilidade da estrutura de uma comunidade (Slocum 2001). Dentre as vantagens da dispersão zoocórica, há o distanciamento

das sementes dos arredores da planta mãe, onde há uma intensa predação, o que otimiza a germinação e sobrevivência da plântula (Janzen et al., 1976), além da possível colonização de clareiras e ecossistemas vizinhos degradados (Howe & Smallwood 1982). Como possível reflexo dessas vantagens, a zoocoria é o tipo predominante de dispersão na maioria dos ecossistemas tropicais (Stefanello et al. 2010; Cabacinha & Fontes 2014), fato que se confirmou em todas as áreas do presente estudo.

Muitas espécies de árvores, trepadeiras e arbustos possuem frutos zoocóricos. Sendo assim, diferentes proporções de frutos carnosos produzidos por plantas de diferentes hábitos e épocas reprodutivas em uma comunidade, são fundamentais para diminuir a sobreposição de nichos dos animais que dependem desses recursos (Jordano 2000). Para otimizar os planos de manejo de áreas a serem restauradas, é importante que a época de floração e frutificação seja conhecida para que sejam inseridas espécies que possuem floração e frutificação sequenciais, de modo que existam recursos disponíveis para a fauna ao longo do ano todo (Garcia et al 2009, 2014, 2015; Vilela et al. 2018).

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

É importante que as áreas a serem restauradas sejam por plantio exclusivo de nativas ou por SAFs, levem em consideração os atributos funcionais que irão diversificar o nicho e permitir a coexistência de um maior número de espécies, o que inclui não somente a diversidade de espécies, mas também a diversidade funcional. Estamos chegando em um momento em que preservar não é mais suficiente, devemos começar a restaurar se quisermos viver em um planeta sustentável. A restauração ecológica por meio de sistemas alternativos, como os SAFs, pode ter excelentes resultados, desde que manejados com cautela, ou seja, sem espécies invasoras e com uso preferencial de nativas alimentícias, madeireiras e medicinais, presentes na imensa diversidade da nossa flora.

7. REFERÊNCIAS

Alcântara, F. A. D.; Furtini Neto, A. E., Paula, M. B. D.; Mesquita, H. A. D., Muniz, J. A. 2000. Adubação verde na recuperação da fertilidade de um Latossolo Vermelho-Escuro degradado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 35:277-288. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2000000200006>

Arai, F.; Gonçalves, G.; Pereira, S.; Comunello, E.; Vitorino, A.; Daniel, O. 2010. Espacialização da precipitação e erosividade na Bacia Hidrográfica do Rio Dourados - MS. Eng. Agríc. 30:922-931. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162010000500014>

Araújo, J. C.; Moura, E. G.; Aguiar, A. C. F.; Mendonça, V. C. M. 2007. Supressão de plantas daninhas por leguminosas anuais em sistemas agroecológicos na Pré-Amazônia. Planta Daninha. 25:267-275. <https://doi.org/10.1590/S0100-83582007000200005>

Barônio, G. J.; Torezan-Silingardi, H. M. 2017. Temporal niche overlap and distinct bee ability to collect floral resources on three species of Brazilian Malpighiaceae. Apidologie 48:168-180. <https://doi.org/10.1007/s13592-016-0462-6>

Barônio, G. J., Haleem, M. A., Marsaioli, A. J., Torezan-Silingardi, H. M. 2017. Characterization of Malpighiaceae flower-visitor interactions in a Brazilian savannah: how do floral resources and visitor abundance change over time. Flora. 234:126-134. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2017.07.015>

Beltrame, T.P.; Rodrigues, E. 2008. Comparação de diferentes densidades de feijão guandu (*Cajanus cajan* (L.) Millsp.) na restauração florestal de uma área de reserva legal no Pontal do Paranapanema, SP. Scientia Florestalis, 36:317-327.

Bihn, J. H., Gebauer, G., Brandl, R. 2010. Loss of functional diversity of ant assemblages in secondary tropical forests. Ecology, 91:782-792. <https://doi.org/10.1890/08-1276.1>

Brancalion, P.H.S.; Viani, R.A.G.; Strassburg, B.B.N. 2012. Finding the money for tropical forest restoration. Unasylva, Roma, 239:41-50.

Cardoso, A., Laviola, B. G., Santos, G. S., de Sousa, H. U., de Oliveira, H. B., Veras, L. C., Favaro, S. P. 2017. Opportunities and challenges for sustainable production of *A. aculeata* through agroforestry systems. Industrial Crops and Products, 107:573-580. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2017.04.023>

Castilho, M. F.; Callado, C. H.; de Lima, H. C. 2021. Riqueza e distribuição das Fabaceae Lindl. em comunidades vegetais do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Paubrasilia, 4, e0071-e0071. <https://doi.org/10.33447/paubrasilia.2021.e0071>

Cabacinha, C. D.; Fontes, M. A. 2014. Caracterização florística e estrutural de fragmentos de matas de galeria da bacia do Alto Araguaia. Ciência Florestal 24:379-390. <https://doi.org/10.5902/1980509814575>

Cadotte, M. W. 2017. Functional traits explain ecosystem function through opposing mechanisms. Ecology Letters, 20:989-996. <https://doi.org/10.1111/ele.12796>

Chazdon, R. L. 2014. Second growth: The promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation. 1. ed. Chicago, IL: University of Chicago Press. v. 1 <https://doi.org/10.7208/chicago/9780226118109.003.0001>

Cianciaruso, M. V., Silva, I. A., Batalha, M. A. 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, 9:93-103. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032009000300008>

Costa, P. F. D., Pereira, Z. V., Fernandes, S. S. L., Fróes, C. Q., Santos, B. S. D., Barbosa, T. O. 2020. Banco de sementes do solo em matas restauradas no sul do estado de Mato Grosso do Sul-MS. *Ciência Florestal*, 30:104-116. <https://doi.org/10.5902/1980509832896>

Cunningham, S. A.; Crane, M. J.; Evans, M. J.; Hingee, K. L.; Lindenmayer, D. B. 2022. Density of invasive western honey bee (*Apis mellifera*) colonies in fragmented woodlands indicates potential for large impacts on native species. *Scientific reports*, 12:1-10. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-07635-0>

de Bello, F., Leps, J., Lavorel, S., & Moretti, M. 2007. Importance of species abundance for assessment of trait composition: an example based on pollinator communities. *Community Ecology*, 8:163-170. <https://doi.org/10.1556/ComEc.8.2007.2.3>

Devide, A. C. P., Castro, C., Ribeiro, R. D. L. D., Pereira, M. G. 2020. Comparative herbaceous phytosociology in agroforestry and *Calophyllum brasiliense* monoculture on a river terrace. *Revista Agrogeoambiental*. 12:217-233. <https://doi.org/10.18406/2316-1817v12n120201432>

Devoto, M., Bailey, S., Craze, P. Memmott, J. 2012. Understanding and planning ecological restoration of plant-pollinator networks. *Ecology letters* 15:319-328. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01740.x>

Dransfield, J., Uhl, N. W., Asmussen, C. B., Baker, W. J., Harley, M. M., Lewis, C. E. 2005. A new phylogenetic classification of the palm family, *Arecaceae*. *Kew Bulletin*, 559-569.

Faegri, K.; Van der Pilj L. 1979. *The principles of pollination ecology*. 3th ed. New York, Pergamon Press, 291pp. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-023160-0.50020-7>

Flora, D. B. 2018. *Flora do Brasil 2020 em construção*. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>.

Fournier, L. A. 1974. Un método cuantitativo para la medición de características fenológicas en árboles. *Turrialba*, 24:422-423.

Fragoso A.C.F. 2015. *Tamanho, forma de parcelas e suficiência amostral para avaliação e monitoramento do componente vegetal de ecossistemas em restauração com cinco anos de idade no estado de São Paulo*. Piracicaba, SP. Universidade de São Paulo Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" 127p. (Dissertação Mestrado).

Franks, A. J., Yates, C. J.; Hobbs, R. J. 2009. Defining plant functional groups to guide rare plant management. *Plant Ecology* 204:207-216. <https://doi.org/10.1007/s11258-009-9585-4>

Garcia, L. C.; Barros, F.V.; Lemos-Filho, J. P. 2009. Fructification phenology as an important tool in the recovery of iron mining areas in Minas Gerais, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 69:887-893. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000400017>

Garcia, L. C., Hobbs, R. J., Dos Santos, F. A. M., Rodrigues, R. R. 2014. Flower and fruit: Availability along a forest restoration gradient. *Biotropica*. 46:114-123. <https://doi.org/10.1111/btp.12080>

Garcia, L. C., Cianciaruso, M. V., Ribeiro, D. B., Santos, F. A. M.; Rodrigues, R. R. 2015. Flower functional trait responses to restoration time. *Applied Vegetation Science* 18: 402-412
<https://doi.org/10.1111/avsc.12163>

Girão, L. C., Lopes, A.V. L., Tabarelli, M., Bruna, E. M. 2007. Changes in tree reproductive traits reduce functional diversity in a fragmented Atlantic Forest landscape. *Plos One*. 9:1-12
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0000908>

Gondim, E.X., dos Santos Ferreira, B.H., Reis, L.K., Guerra, A., Abrahão, M., Ajalla, A.C., Garcia, L.C. 2020. Growth, flowering and fruiting of *Campomanesia adamantium* (Cambess) O. Berg intercropped with green manure species in Agroforestry Systems. *Agroforestry Systems*. 1-13. <https://doi.org/10.1007/s10457-020-00533-2>

Goswami, M. et al. 2017. Functional diversity: an important measure of ecosystem functioning. *Advances in Microbiology*, 7:82. <https://doi.org/10.4236/aim.2017.71007>

Goulson D., Lye G. C., Darvill B. 2008. Decline and Conservation of Bumble Bees. *Annu. Rev. Entomol.* 53:191-208. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.53.103106.093454>

Goswami, M., Bhattacharyya, P., Tribedi, P. 2017 Addition of Rubber to soil damages the functional diversity of soil. *3 Biotech*, 7:1-7. <https://doi.org/10.1007/s13205-017-0854-y>

Grindeland, J. M.; Sletvold, N. N; Ims, R. A. 2005. Effects of floral display size and plant density on pollinator visitation rate in a natural population of *Digitalis purpurea*. *Functional Ecology*, 19:383-390. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2005.00988.x>

Guerra, A., Reis, L. K., Borges, F. L. G., Ojeda, P. T. A., Pineda, D. A. M., Miranda, C. O., Laurance, S. G. 2020. Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. *Forest Ecology and Management*, 458:117802. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117802>

Howe, H.F.; Smallwood, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13:201-228. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.13.110182.001221>

Janzen, D. H.; Miller, G. A.; Hackforth-Jones, J.; Pond, C. M.; Hooper, K.; Janos, D. P. 1976. Two Costa Rican bat generated seed shadows of *Andira inermis* (Leguminosae). *Ecology*, 57:1068-1075. <https://doi.org/10.2307/1941072>

Johnson, K. A. 2013. Are there pollination syndromes in the Australian epacrids (Ericaceae: Styphelioideae)? A novel statistical method to identify key floral traits per syndrome. *Annals of Botany*, 112:141-149. <https://doi.org/10.1093/aob/mct105>

Júnior, S. B., Maneschy, R. Q., Júnior, M. M., Gazel Filho, A. B., Yared, J. A. G., Gonçalves, D., Gama, M. B. G. B. 2009. Sistemas agroflorestais na Amazônia brasileira: análise de 25 anos de pesquisas. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 60:67-76.

Kageyama, P. Y.; Oliveira, R. E.; Morales, L. F. D. 2003. *Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais*. Botucatu: FEPAF, 340p.

Karadimou, E. K.; Kallimanis, A. S.; Tsiripidis, I.; Dimopoulos, P. 2016. Functional diversity exhibits a diverse relationship with area, even a decreasing one. *Nature Publishing Group*, n. October, p. 1-9. <https://doi.org/10.1038/srep35420>

Kiehl, K.; Kirmer, A.; Donath, T.W.; Rasran, L.; Hölzel, N. 2010. Species introduction in restoration projects - Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. *Basic and Applied Ecology*, Oxford 11:285-299. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.004>

Laliberte E, Legendre P, Shipley B. 2014. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.

Lavorel, S.; Grigulis, K.; McIntyre, S.; Williams, N. S. G.; Garden, D.; Dorrough, J.; Berman, S.; Quéfier, F.; Thébault, A.; Bonis, A. 2008. Assessing functional diversity in the field - Methodology matters! *Functional Ecology*, 22:134-147. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01339.x>

Leite, I. R. M., 2005. Fenologia de Três Espécies de Palmae e Síndromes de Polinização em um Remanescente Urbano de Mata Atlântica - Recife-PE, Brasil, Tese de doutorado - Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

Leles, P.S.S.; Oliveira-Neto, S.N.; Alonso, J.M. 2015. Restauração florestal em diferentes espaçamentos. In: Leles, P.S.S.; Oliveira-Neto, S.N.; (ed.). *Restauração Florestal e a Bacia do Rio Guandu*. Seropédica: Editora Rural. 120-156.

Machado, I. C.; Lopes, A. V.; 2004. Floral traits and pollination systems in the caatinga, a Brazilian tropical dry forest. *Annals of Botany*. 94:365-376. <https://doi.org/10.1093/aob/mch152>

Marques, M. F.; Menezes, G. B.; Deprá, M. S.; Delaqua, G. C. G.; Hautequestt, A. P.; Moraes, M. C. M. 2015. Polinizadores na agricultura: ênfase em abelhas. Funbio, Rio de Janeiro.

Mascaro, J.; Becklund, K. K.; Hughes, R. F.; Schnitzer, S. A. 2008. Limited native plant regeneration in novel, exotic-dominated forests on Hawaii. *Forest Ecology and Management*. 256:593-606. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.04.053>

May, P. H.; Trovatto, C. M.; Deitenbach, A.; Floriani, G. S. 2008. Manual agroflorestal para a Mata Atlântica. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Agrário, 195p.

Medeiros, J. D. D. 2011. Guia de campo: vegetação do Cerrado 500 espécies.

Miccolis, A.; Peneireiro, F. M.; Marques, H. R.; Vieira, D. L. M.; Arco-Verde, M.F.; Hoffmann, M. R.; Pereira, A.V.B. 2016. Restauração ecológica com sistemas agroflorestais: como conciliar conservação com produção: opções para Cerrado e Caatinga. Embrapa Cerrados-Livro técnico (INFOTECA-E).

Morellato, L. P. C., Camargo, M. G. G., Fernanda, F. D., Luize, B. G., Mantovani, A., Hudson, I. L. 2010. The influence of sampling method, sample size, and frequency of observations on plant phenological patterns and interpretation in tropical forest trees. In *Phenological research*. 99-121. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-90-481-3335-2_5

Mouchet, M. A.; Villéger, S.; Mason, N. W. H.; Moullot, D. 2010. Functional diversity measures: An overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24:867-876. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x>

Moullot, D.; Dumay, O.; Tomasini, J. A. 2007. Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 71:443-456. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.08.022>

Ne'eman, G.; Jürgens, A.; Newstrom-Lloyd, L.; Potts, S. G.; Dafni, A. 2010. A framework for comparing pollinator performance: effectiveness and efficiency. *Biological Reviews*, 85:435-451. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2009.00108.x>

Nogueira, R. M. 2006. Utilização de pseudocaule de bananeira como cobertura morta de solos cultivados com laranjeira lima (*Citrus sinensis* Osbeck) e mamoeiro (*Carica papaya* L.) sob manejo orgânico de produção. Dissertação de mestrado. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro - UFFRJ. 92p.

Novaes, L. R., Calixto, E. S., Alves-de-Lima, L., de Oliveira, M. L., Del-Claro, K., Torezan-Silingardi, H. M. 2022. Testing direct and indirect road edge effects on reproductive components of anemochoric plants. *Landscape and Urban Planning*, 218, 104291. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104291>

Novaes, L. R., Calixto, E. S., Alves-de-Lima, L., de Oliveira, M. L., Del-Claro, K., Torezan-Silingardi, H. M. 2022. Testing direct and indirect road edge effects on reproductive components of anemochoric plants. *Landscape and Urban Planning*, 218, 104291. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104291>

Nunes, Y. R.; Fagundes, M.; Santos, R. M.; Domingues, E. B.; Almeida, H. S.; Gonzaga, A. P. D. 2005. Atividades fenológicas de *Guazuma ulmifolia* Lam. (Malvaceae) em uma floresta estacional decidual no norte de Minas Gerais. *Lundiana*, 6:99-105.

Ollerton, J. 1999. The evolution of pollinator - plant relationships within the arthropods. In: Melic, A. (eds.), *Evolution and phylogeny of the arthropoda*. Entomol. Zaragoza, Soc. Aragon, 741-758.

Oliveira, M.; Peretti, C.; Capelesso, E. S.; Sausen, T. L.; Budke, J. C. 2016. Biomassa e estoques de carbono em diferentes sistemas florestais no Sul do Brasil. *Perspectiva*. 40: 09-20.

Pakeman, R. J., Stockan, J. 2013. Using plant functional traits as a link between land use and bee foraging abundance. *Acta oecologica*, 50:32-39. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2013.04.004>

Palma A. C., Laurence, S.G.W. 2015. A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration: what do we know and where should we go? In: *Applied Vegetation Science*. ed.4, 18:561-568. <https://doi.org/10.1111/avsc.12173>

Petchey, O. L.; Gaston, K.J. 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*. 5:402-411. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00339.x>

Pillar, V. D., Blanco, C. C., Müller, S. C., Sosinski, E. E., Joner, F., Duarte, L. D. 2013. Functional redundancy and stability in plant communities. *Journal of Vegetation Science*, 24: 963-974. <https://doi.org/10.1111/jvs.12047>

Pina, W. C., Bonfim, M.S., Silva, S. O., Almeida, I. R. R. 2015. Abelhas (Hymenoptera: Apoidea) visitantes das flores de urucum (*Bixa orellana* Linnaeus 1753) em Teixeira de Freitas, Bahia, Brasil. *Scientia Plena*, 11:1-7.

Pott, A.; Pott, V. J. 2003. Plantas nativas potenciais para sistemas agroflorestais em Mato Grosso do Sul. Disponível em: <http://saf.cnpqg.embrapa.br/07publicacoes.html>. Acesso em: 07 de dezembro de 2020.

Possette, R. F. S.; Rodrigues, W.A. 2010. O gênero *Inga* Mill. (Leguminosae - Mimosoideae) no estado do Paraná, Brasil. *Acta Botânica Brasilica*. 24:354-368. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062010000200006>

Rech, A.R.; Manente-Balestieri, F.C.L., Absy, M.L. 2011. Reproductive biology of *Davilla kunthii* A. St-Hil. (Dilleniaceae) in Central Amazonia. *Acta Botanica Brasilica*, 25:487-496. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062011000200024>

Reis, L. K.; Guerra, A.; Colado, M. L. Z.; Borges, F. L.G.; Oliveira, M. R.; Godim, E. X.; Siani, T. R. F.; Guerin, N.; Garcia, L. C. 2019. Which spatial arrangement of green manure is able to reduce herbivory and invasion of exotic grasses in native species? *Ecological Applications* 29: 1-24 <https://doi.org/10.1002/eap.2000>

Ribaski, J.; Lima, P. C. F.; Oliveira V.R.; Drumond, M. A. 2003. Sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia*). *Árvore de Múltiplo uso no Brasil*. Embrapa Colombo, PR. Comunicado técnico 104.

Ribeiro, J.F., Castro, L.H.R. 1986. Método quantitativo para avaliar características fenológicas em árvores. *Revista Brasileira de Botânica* 9:7-11

Ricotta, C. Moretti, M. 2011. CWM and Rao's quadratic diversity: a unified framework for functional ecology. *Oecologia*, 167:181-8. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-1965-5>

Rodrigues, E. R., Cullen-Jr, L., Beltrame, T.P., Moscolliato, A.V., Silva, I.C.D. 2007. Avaliação econômica de sistemas agroflorestais implantados para recuperação de reserva legal no Pontal do Paranapanema, São Paulo. *Revista Árvore*. 31:941-948. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622007000500018>

Rosário, A. A. S.; Peneireiro, F. M.; Gonçalo, E.N.; Oliveira, A.C.; Brilhante, N.A. 2006. Avaliação técnica do plantio adensado em sistemas agroflorestais com relação ao controle de plantas invasoras. In *Congresso Brasileiro de Sistemas Agroflorestais* (Vol. 5).

Rosenfield, M. F.; Müller, S.C. 2020. Ecologia funcional como ferramenta para planejar e monitorar a restauração ecológica de ecossistemas. *Oecologia Australis*, 24:550- 565. <https://doi.org/10.4257/oeco.2020.2403.02>

Santos, P. Z. F.; Crouzeilles, R.; Boelsums, J.; Sansevero, B; 2019. Can agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem service provision in agricultural landscapes? A meta-analysis for the Brazilian Atlantic Forest, *Forest Ecology and Management*. 433: 140 -145. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.064>

Schlaepfer, M.A.; Sax, D.F.; Olden, J.D. 2011. The potential conservation value of non-native species. *Conservation Biology*. 25:428-437. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01646.x>

Society for Ecological Restoration International Science Policy Working Group. 2002. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International.

Society for Ecological Restoration International Science Policy Working Group. 2004.

Severino, F. J.; Christoffoleti, P.J. 2004. Weed suppression by smother crops and selective herbicides. *Scientia Agricola*, Piracicaba. 61:21-26. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162004000100004>

Slocum, M. G. 2001. How tree species differ as recruitment foci in a tropical pasture. *Ecology* 82:2547-2559. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[2547:HTSDAR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[2547:HTSDAR]2.0.CO;2)

Souza, R. F. S. Avaliação das espécies arbóreas nativas da Mata Atlântica utilizadas em restauração florestal no sul da Bahia. 2013. 67p. (Dissertação de Mestrado). IPÊ - Instituto de Pesquisas ecológicas, Escola superior de Conservação Ambiental e sustentabilidade, Nazaré paulista, SP.

Stefanello, D.; Ivanauskas, N.M.; Martins, S.V.; Silva, E. & Kunz, S.H. 2010. Síndromes de dispersão de diásporos das espécies de trechos de vegetação ciliar do rio das Pacas, Querência - MT. *Acta Amazonica* 40:141-150. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672010000100018>

Straub, A., Reeve, E., Randrianiaina, R., Vences, M., Glos, J. 2010. The world's richest tadpole communities show functional redundancy and low functional diversity: ecological data on Madagascar's stream-dwelling amphibian larvae. *BMC Ecology*, 10:1-10. <https://doi.org/10.1186/1472-6785-10-12>

Teresa, F. B.; Rodrigues-Filho, C. A. S.; Leitão, R. P. 2021. Diversidade Funcional De Comunidades De Peixes De Riacho. *Oecologia Australis*, 25:415-432. <https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.12>

Tilman, D.; Knops, J.; Wedin, D.; Reich, P.; Ritchie, M.; Siemann, E. 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*. 277:1300-1302. <https://doi.org/10.1126/science.277.5330.1300>

Torezan-Silingardi, H. M., Del-Claro, K. 1998. Behavior of visitors and reproductive biology of *Campomanesia pubescens* (Myrtaceae) in cerrado vegetation. *Ciência e Cultura* (Sao Paulo). 50:281-283.

Torezan-Silingardi, H.M.; Oliveira, P.E.A.M. 2004. Phenology and reproductive ecology of *Myrcia rostrata* and *M. tomentosa* (Myrtaceae) in central Brazil. *Phyton* (Horn, Austria) 44:23-43.

Torezan-Silingardi, H. M. 2008. The danger of introducing bee species, a case study on Brazilian tropical savanna. *EOLSS - eolss.nt*

Totland, O., Nielsen, A., Bjerknes, A. L., Ohlson, M. 2006. Effects of an exotic plant and habitat disturbance on pollinator visitation and reproduction in a boreal forest herb. *American journal of botany*, 93:868-873. <https://doi.org/10.3732/ajb.93.6.868>

Urbanka, K. M. 2004. Safe sites: interface of plant population ecology and restoration ecology. In: URBANSKA, K.M.; WEBB, N.R.; EDWARDS, P.J. Restoration ecology and sustainable development. Cambridge: Cambridge University Press. 81-110.

Van der Pijl, L. 1982. Principles of dispersal in higher plants. 3d ed. Springer-Verlag, Berlin. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-87925-8>

Viégas, L. B., Silva, J.M.S.D., Pala, M.D.C., Piña-Rodrigues, F.C.M. 2019. Restoring Ecological Functions Using Agroforestry Systems in Riparian Forests. *Floresta e Ambiente*, 26:1-11. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.083017>

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

Vilela, A. A., Torezan-Silingardi, H. M., Del-Claro, K. 2014. Conditional outcomes in ant-plant-herbivore interactions influenced by sequential flowering. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 209:359-366. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2014.04.004>

Vilela, A. A., Del Claro, V. T. S., Torezan-Silingardi, H. M., Del-Claro, K. 2018. Climate changes affecting biotic interactions, phenology, and reproductive success in a savanna community over a 10-year period. *Arthropod-Plant Interactions*, 12:215-227. <https://doi.org/10.1007/s11829-017-9572-y>

Vogel, S. 1954. Blütenbiologische Typen als Elemente der Sipplgliederung, dargestellt anhand der Flora Südafrikas. *Botanische Studien*, 1:1-338.

Walker, B. H. 1992. Biodiversity and ecological redundancy. *Conservation biology*. 6:18-23. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1992.610018.x>

Waser, N. M.; Chittka, L.; Price, M. V.; Williams N. M.; Ollerton J. 1996. Generalization in pollination systems, and why it matters. *Ecology*. 77:1043-1060. <https://doi.org/10.2307/2265575>

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

Westerkamp, C. 1997. Keel blossoms: bee flowers with adaptations against bees. *Flora*. 192: 125-132. [https://doi.org/10.1016/S0367-2530\(17\)30767-3](https://doi.org/10.1016/S0367-2530(17)30767-3)

Westerkamp, C.; Classen-Bockhoff, R. 2007. Bilabiate flowers: the ultimate response to bees? *Annals of Botany*. 100, 1-14. <https://doi.org/10.1093/aob/mcm123>

Wilcock, C.; Neiland, R. 2002. Pollination failure in plants: why it happens and when it matters. *Trends Plant Sci* 7:270-277 [https://doi.org/10.1016/S1360-1385\(02\)02258-6](https://doi.org/10.1016/S1360-1385(02)02258-6)

Wood, S. A. et al. 2015. Functional traits in agriculture: agrobiodiversity and ecosystem services. *Trends in ecology & evolution*, 30:531-539. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.06.013>

Zar, J. H. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, Upper Saddle River, New Jersey. 662 pp.

Ziller, S. R., Galvão, F. 2002. A degradação da estepe gramíneo-lenhosa no Paraná por contaminação biológica de *Pinus elliottii* e *P. taeda*. *Floresta*, 32. <https://doi.org/10.5380/ufv.v32i1.2348>

Zuur, A. F., Ieno, E. N., Elphick, C. S. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in ecology and evolution*, 1:3-14. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x>

8. MATERIAL SUPLEMENTAR

Anexo A. Lista de todas as espécies amostradas no estudo e sua classificação em relação à síndrome de dispersão, origem, época reprodutiva (obtida a partir do índice de Fournier), nomes populares e hábito. Os asteriscos indicam espécies exóticas invasoras. A classificação quanto à síndrome de dispersão seguiu Van Der Pijl (1982) e nomes científicos, nomes populares e hábito seguiu Flora do Brasil (2018) e Medeiros (2011).

Família/Espécie	Síndrome de Dispersão	Origem	Floração	Frutificação	Nome Popular	Hábito
Amaranthaceae						
<i>Pfaffia glomerata</i> (Spreng.) Pedersen	Anemocórica	Nativa	Set - Abr	Nov - Abr	Ginseng brasileiro	Herbáceo
Anacardiaceae						
<i>Anacardium occidentale</i> L.	Zoocórica	Nativa	Jun - Set	Ago - Jan	Cajueiro	Arbóreo
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi.	Zoocórica	Nativa	Set - Nov	Dez - Fev	Aroeira-pimenteira	Arbóreo
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Zoocórica	Nativa	Jun - Out	Set - Nov	Aroeira-verdadeira	Arbóreo
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	Zoocórica	Nativa	Jul - Set	Out - Abr	Aroeirinha	Arbóreo
<i>Mangifera indica</i> L. *	Zoocórica	Exótica	Jun - Set	Set - Fev	Mangueira	Arbóreo
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl	Zoocórica	Nativa	Set - Out	Nov - Mar	Peito-de-pombo	Arbóreo
Annonaceae						
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	Zoocórica	Nativa	Jun - Ago	Set - Nov	Pimenta-de-macaco	Arbóreo
<i>Annona muricata</i> L.	Zoocórica	Exótica	Set - Nov	Dez - Abr	Graviola	Arbóreo
<i>Duguetia furfuracea</i> (A.St.-Hil.) Saff.	Zoocórica	Nativa	Fev - Mai	Ago - Nov	Marolinho-do-cerrado	Arbustivo
Apocynaceae						

Família/Espécie	Síndrome de Dispersão	Origem	Floração	Frutificação	Nome Popular	Hábito
<i>Tabernaemontana fuchsiaeifolia</i> A. DC.	Zoocórica	Nativa	Out - Dez	Dez - Mai	Leiteira	Arbóreo
<i>Allamanda cathartica</i> L.	Autocórica	Nativa	Set - Mai	Fev – Mai	Alamanda-amarela	Arbustivo
<i>Prestonia tomentosa</i> R.Br.	Anemocórica	Nativa	Out - Dez	Jan -Abr	Prestonia	Trepador
Aquifoliaceae						
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	Zoocórica	Exótica	Jan - Jul	Mar -Set	Erva-mate	Arbóreo
Araliaceae						
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerl. & Frodin	Zoocórica	Nativa	Jun - Ago	Ago - Nov	Mandiocão	Arbóreo
Areaceae						
(Cham.) Glassman	Zoocórica	Nativa	Jun - Dez	Jan - Mai	Jerivá	Arbóreo
<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.	Zoocórica	Nativa	Out -Jan	Jan -Abr	Macaúba	Arbóreo
Asteraceae						
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Anemocórica	Nativa	Fev -Mai	Abr - Mai	Alecrim-do-campo	Arbustivo
<i>Bidens segetum</i> Mart ex Colla.	Anemocórica	Nativa	Dez - Jan	Fev - Mar	Picão	Herbáceo
<i>Bidens sulphurea</i> (Sch. Bip.) *	Anemocórica	Exótica	Jan -Out	Set - Out	Cosmos-amarelo	Herbáceo
<i>Moquiniastrum polymorphum</i> (Less.) G. Sancho	Anemocórica	Nativa	Out - Dez	Dez - Fev	Cambará	Arbóreo
<i>Vernonia westiniana</i> Less.	Anemocórica	Nativa	Jan - Mai	Mai -Jun	Assa-peixe-roxo	Arbustivo
<i>Vernonanthura beyrichii</i> (Less.) H. Rob.	Anemocórica	Nativa	Jan - Abr	Abr - Mai	Assa-peixe	Arbustivo
<i>Tithonia diversifolia</i> (Mill.) S.F. Blake*	Anemocórica	Exótica	Dez - Mar	Abr - Mai	Girassol-mexicano	Arbustivo
Bignoniaceae						

Família/Espécie	Síndrome de Dispersão	Origem	Floração	Frutificação	Nome Popular	Hábito
<i>Fridericia florida</i> (DC.) L.G. Lohmann	Autocórica	Nativa	Nov - Mar	Fev -Mai	Cipó-branco	Trepador
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Anemocórica	Nativa	Ago - Set	Set - Out	Ipê-amarelo	Arbustivo
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	Anemocórica	Nativa	Jul - Set	Jul - Nov	Ipê-rosa	Arbustivo
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Anemocórica	Nativa	Jul - Ago	Set - Out	Ipê-roxo	Arbustivo
<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith	Anemocórica	Nativa	Ago - Out	Out - Dez	Ipê-branco	Arbustivo
<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	Anemocórica	Nativa	Ago - Nov	Nov - Dez	Jacarandá-de-Minas	Arbustivo
<i>Pyrostegia venusta</i> (Ker Gawl.) Miers	Autocórica	Nativa	Mai - Set	Jul- Out	Cipó-de-São-João	Trepador
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K. Schum.	Anemocórica	Nativa	Dez - Fev	Fev - Mar	Caroba-branca	Arbóreo
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth *	Anemocórica	Exótica	Abr - Mai	Mai	Ipê-de-jardim	Arbustivo
Bixaceae						
<i>Bixa orellana</i> L.	Anemocórica	Nativa	Jan - Dez	Jan - Dez	Urucum	Arbustivo
Boraginaceae						
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S. Mill.	Anemocórica	Nativa	Set - Nov	Nov - Dez	Guajuvira-branca	Arbóreo
Brassicaceae						
<i>Raphanus sativus</i> L.	Anemocórica	Exótica	Ago - Jan	Set -Dez	Nabo forrageiro	Herbáceo
Calophyllaceae						
<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	Anemocórica	Nativa	Mar - Jun	Jul - Set	Pau-santo	Arbóreo
Cannabaceae						
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Zoocórica	Nativa	Set - Dez	Jan - Abr	Candiúva	Arbóreo
Caricaceae						

Família/Espécie	Síndrome de Dispersão	Origem	Floração	Frutificação	Nome Popular	Hábito
<i>Carica papaya</i> L.	Zoocórica	Exótica	Jan - Dez	Jan - Dez	Mamão-papaia	Arbóreo
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A. DC.	Zoocórica	Nativa	Set - Out	Nov - Fev	Jaracatiá	Arbóreo
Celastraceae						
<i>Maytenus ilicifolia</i> Mart. ex Reissek	Zoocórica	Nativa	Set - Out	Nov - Jan	Espinheira-santa	Arbóreo-arbustivo
Clusiaceae						
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	Zoocórica	Nativa	Out - Dez	Jan - Mai	Bacupari	Arbóreo
Cucurbitaceae						
<i>Curcubita pepo</i> L.	Zoocórica	Exótica	Jan -Dez	Jan - Dez	Abóbora	Trepador
Erythroxylaceae						
<i>Erythroxylum cuneifolium</i> (Mart.) O.E. Schulz	Zoocórica	Nativa	Ago - Out	Nov - Jan	Fruta-de-pomba	Arbustivo
<i>Erythroxylum deciduum</i> A. St.-Hil.	Zoocórica	Nativa	Ago - Nov	Out - Dez	Cocão	Arbustivo
Euphorbiaceae						
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Autocórica	Nativa	Out - Dez	Dez - Fev	Capixingui	Arbóreo
<i>Croton urucurana</i> Baill.	Autocórica	Nativa	Nov - Jan	Jan - Mar	Sangra D'água	Arbóreo
<i>Sapium haemospermum</i> Müll. Arg.	Zoocórica	Nativa	Ago - Dez	Nov - Fev	Leiteiro-chorão	Arbustivo
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Zoocórica	Nativa	Jun - Ago	Ago - Fev	Leiteiro	Arbustivo
<i>Ricinus communis</i> L. *	Autocórica	Exótica	Jan - Dez	Jan - Dez	Mamona	Arbustivo
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	Zoocórica	Nativa	Ago - Out	Set - Nov	Canudo-de-pito	Arbóreo
Fabaceae						
<i>Cratylia argentea</i> (Desvaux) O. Kuntze	Autocórica	Nativa	Abr - Jul	Jun - Out	Camaratuba	Arbustivo

Família/Espécie	Síndrome de Dispersão	Origem	Floração	Frutificação	Nome Popular	Hábito
<i>Senna rugosa</i> (G. Don) H.S. Irwin & Barneby	Autocórica	Nativa	Jan - Mai	Abr - Mai	Casiruba	Arbustivo
<i>Delonix regia</i> (Bojer ex Hook.) Raf	Autocórica	Exótica	Ago - Dez	Jan - Mai	Flamboyant	Arbóreo
<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze.	Anemocórica	Exótica	Set - Nov	Jan - Mai	Tipuana	Arbóreo
<i>Crotalaria ochroleuca</i> G. Don. *	Autocórica	Exótica	Jan - Abr	Jan - Abr	Crotalaria	Arbustivo
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Zoocórica	Nativa	Jan - Mar	Fev - Jul	Copaíba	Arbóreo
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Zoocórica	Nativa	Set - Dez	Jul - Ago	Jatobá	Arbóreo
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	Zoocórica	Nativa	Jan - Fev	Mar - Abr	Ingá-branco	Arbóreo
<i>Inga vera</i> Willd.	Zoocórica	Nativa	Ago - Nov	Dez - Fev	Ingá	Arbóreo
<i>Inga marginata</i> Willd.	Zoocórica	Nativa	Out - Fev	Mar - Mai	Ingá-feijão	Arbóreo
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	Anemocórica	Nativa	Mar - Abr	Mai - Jul	Jacarandá-do-campo	Arbóreo
<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	Anemocórica	Nativa	Jan - Mai	Mai - Set	Sapuva	Arbóreo
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	Anemocórica	Nativa	Out - Nov	Dez - Jan	Jacarandá-paulista	Arbóreo
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	Autocórica	Nativa	Abr - Jun	Jun - Out	Sansão-do-campo	Arbóreo
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Autocórica	Nativa	Out - Jan	Fev - Mai	Angico-vermelho	Arbóreo
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton	Autocórica	Nativa	Set - Fev	Fev - Ago	Arranha-gato	Arbóreo
<i>Caesalpinia ferrea</i> Mart. ex Tul.	Autocórica	Nativa	Abr - Jun	Jul - Set	Pau-ferro	Arbóreo
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Autocórica	Nativa	Set - Nov	Jan - Jul	Orelha-de-negro	Arbóreo
<i>Bauhinia rufa</i> (Bong.) Steud.	Autocórica	Nativa	Jan - Abr	Fev - Mai	Unha-de-vaca	Arbustivo
<i>Bauhinia forficata</i> Link	Autocórica	Nativa	Jan - Abr	Abr - Ago	Pata-de-vaca	Arbóreo
<i>Clitoria fairchildiana</i> RA Howard	Autocórica	Nativa	Jan - Abr	Abr - Mai	Sombreiro	Arbóreo

Família/Espécie	Síndrome de Dispersão	Origem	Floração	Frutificação	Nome Popular	Hábito
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	Autocórica	Nativa	Out - Jan	Abr - Mai	Feijão-cru	Arbóreo
<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth.	Autocórica	Nativa	Set - Nov	Jan - Ago	Coração-de-negro	Arbóreo
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Anemocórica	Nativa	Dez - Fev	Mar - Out	Canafistula	Arbóreo
Lacistemataceae						
<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	Zoocórica	Nativa	Abr - Mai	Out - Jan	Pau-de-espeto	Arbustivo
Lamiaceae						
<i>Vitex montevidensis</i> Cham.	Zoocórica	Nativa	Out - Dez	Jan - Mar	Azeitona-do-campo	Arbóreo
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	Zoocórica	Nativa	Ago - Out	Nov - Mar	Tamanqueira	Arbóreo
Lauraceae						
<i>Persea americana</i> Mill.	Zoocórica	Exótica	Ago - Out	Out - Mai	Abacateiro	Arbóreo
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	Zoocórica	Nativa	Set - Dez	Dez - Fev	Canela-amarela	Arbóreo
<i>Ocotea minarum</i> (Nees & Mart.)	Zoocórica	Nativa	Mar - Set	Set - Dez	Canela-vassoura	Arbóreo
Malpighiaceae						
<i>Banisteriopsis campestris</i> (A. Juss.) Little	Anemocórica	Nativa	Jan - Mai	Fev - Mai	Murici	Arbustivo
<i>Malpighia emarginata</i> DC.	Zoocórica	Exótica	Ago - Nov	Jan - Mar	Acerola	Arbustivo
<i>Byrsonima intermedia</i> A. Juss.	Zoocórica	Nativa	Jan - Mar	Abr - Jun	Murici	Arbóreo-arbustivo
Malvaceae						
<i>Abelmoschus esculentus</i> (L.) Moench.	Zoocórica	Exótica	Nov - Mai	Jan - Mai	Quiabeiro	Arbustivo
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Zoocórica	Nativa	Jun - Nov	Set - Mar	Mutambo	Arbóreo
<i>Luehea candicans</i> Mart. & Zucc.	Anemocórica	Nativa	Out - Dez	Abr - Ago	Embireira	Arbóreo

Família/Espécie	Síndrome de Dispersão	Origem	Floração	Frutificação	Nome Popular	Hábito
<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	Anemocórica	Nativa	Jan - Mai	Mai - Out	Açoita-cavalo-graúdo	Arbóreo
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	Anemocórica	Nativa	Abr - Ago	Ago- Out	Açoita-cavalo-miúdo	Arbóreo
Melastomataceae						
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	Zoocórica	Nativa	Ago - Out	Out - Jan	Canela-de-velho	Arbustivo
<i>Miconia chamissois</i> Naudin.	Zoocórica	Nativa	Jan -Out	Mai - Nov	Pixirica	Arbustivo
<i>Clidemia hirta</i> (L.) D. Don.	Zoocórica	Nativa	Mar - Abr	Abr - Jul	Pixirica	Arbustivo
<i>Leandra reversa</i> (DC.) Cogn.	Zoocórica	Nativa	Jan - Fev	Mar - Mai	Pixirica	Arbustivo
<i>Tibouchina heteromalla</i> Cogn.	Zoocórica	Nativa	Jan - Mar	Abr - Ago	Orelha-de-onça	Arbustivo
<i>Rhexia virginica</i> L.	Anemocórica	Exótica	Mar - Mai	Jun	Virgínia	Herbáceo
Meliaceae						
<i>Acacia mangium</i> Willd *	Autocórica	Exótica	Fev - Jul	Set - Jan	Acácia-australiana	Arbóreo
<i>Azadirachta indica</i> A. Juss. *	Zoocórica	Exótica	Jan - Abr	Mai - Ago	Nim indiano	Arbóreo
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Zoocórica	Nativa	Fev - Abr	Abr - Out	Baga-de-morcego	Arbóreo
<i>Trichilia catigua</i> A. Juss	Zoocórica	Nativa	Mar - Jun	Jun - Jul	Catiguá	Arbóreo
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Zoocórica	Nativa	Jan - Mar	Mai - Nov	Taúva	Arbóreo
Moraceae						
<i>Ficus guaranitica</i> Chodat *	Zoocórica	Nativa	Ago - Out	Nov - Fev	Figueira-branca	Arbóreo
<i>Ficus auriculata</i> Lour *	Zoocórica	Exótica	Dez - Fev	Mar - Mai	Figueira-de-jardim	Arbóreo
<i>Ficus carica</i> L. *	Zoocórica	Exótica	Mar - Mai	Jun - Fev	Figueira	Arbóreo
<i>Morus nigra</i> L. *	Zoocórica	Exótica	Ago - Set	Out - Dez	Amora-preta	Arbóreo

Família/Espécie	Síndrome de Dispersão	Origem	Floração	Frutificação	Nome Popular	Hábito
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	Zoocórica	Nativa	Ago - Out	Nov - Jan	Amora-branca	Arbóreo
Muntingiaceae						
<i>Muntingia calabura</i> L.	Zoocórica	Exótica	Set - Mar	Out - Mai	Calabura	Arbóreo
Musaceae						
<i>Musa paradisiaca</i> L.	Zoocórica	Exótica	Jan -Dez	Jan - Dez	Bananeira	Herbáceo
Myrtaceae						
<i>Campomanesia adamantium</i> (Camb.) O. Berg	Zoocórica	Nativa	Ago - Nov	Nov - Jan	Guavira	Arbustivo
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg	Zoocórica	Nativa	Set - Nov	Nov - Jan	Sete-capotes	Arbóreo
<i>Eugenia myrcianthes</i> Nied.	Zoocórica	Nativa	Ago - Nov	Nov - Jan	Pêssego-do-mato	Arbóreo
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	Zoocórica	Nativa	Ago - Out	Dez - Mar	Uvaia	Arbóreo
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Zoocórica	Nativa	Ago - Nov	Out - Jan	Pitanga	Arbóreo
<i>Eugenia neonitida</i> Sobral	Zoocórica	Nativa	Set - Dez	Nov - Mai	Pitangatuba	Arbustivo
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	Zoocórica	Nativa	Jul - Out	Out - Jan	Guamarim	Arbustivo
<i>Myrciaria cuspidata</i> O. Berg.	Zoocórica	Nativa	Dez - Jan	Jan - Abr	Cambuím	Arbustivo
<i>Psidium guajava</i> L. *	Zoocórica	Exótica	Set - Nov	Dez - Mar	Goiabeira	Arbóreo
<i>Psidium guineense</i> Sw.	Zoocórica	Nativa	Set - Dez	Jan - Abr	Araçá-do-campo	Arbustivo
<i>Psidium acutangulum</i> DC.	Zoocórica	Nativa	Out - Fev	Mar - Mai	Araçá-pera	Arbóreo
Nyctaginaceae						
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz.	Zoocórica	Nativa	Jul - Nov	Nov - Fev	Maria-faceira	Arbóreo
Ochnaceae						
<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart.) Engl.	Zoocórica	Nativa	Set - Out	Nov - Dez	Folha-de-serra	Arbóreo

Família/Espécie	Síndrome de Dispersão	Origem	Floração	Frutificação	Nome Popular	Hábito
Oxalidaceae						
<i>Averrhoa carambola</i> L.	Zoocórica	Exótica	Dez - Fev	Jan - Abr	Carambola	Arbóreo
Piperaceae						
<i>Piper aduncum</i> L.	Zoocórica	Nativa	Set - Dez	Nov - Jan	Pimenta-de-macaco	Arbustivo
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	Zoocórica	Nativa	Mar - Abr	Mai - Jul	Fruto-de-morcego	Arbóreo-arbustivo
Polygonaceae						
<i>Triplaris americana</i> L.	Anemocórica	Nativa	Ago - Out	Nov - Jan	Pau-formiga	Arbóreo
<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	Anemocórica	Nativa	Ago - Nov	Dez - Fev	Marmeleiro-do-mato	Arbóreo
Primulaceae						
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Zoocórica	Nativa	Mar - Mai	Jun - Jul	Capororoca	Arbóreo
Rosaceae						
<i>Rubus brasiliensis</i> Mart.	Zoocórica	Nativa	Out - Nov	Dez - Mar	Amora-brava	Arbustivo
<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindley.	Zoocórica	Exótica	Fev - Jul	Jul - Out	Nêspera	Arbóreo
Rubiaceae						
<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A. Rich.	Zoocórica	Nativa	Nov - Jan	Fev - Out	Marmelo-do-cerrado	Arbustivo
<i>Genipa americana</i> L.	Zoocórica	Nativa	Nov - Fev	Mar - Out	Jenipapo	Arbóreo
<i>Coussarea hydrangeifolia</i> (Benth.) Müll.Arg.	Zoocórica	Nativa	Nov - Mar	Jan - Mai	Quina-branca	Arbóreo-arbustivo
<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schlttdl.	Zoocórica	Nativa	Jan - Fev	Mar - Abr	Veludo-branco	Arbóreo
<i>Palicourea crocea</i> (SW.) Roem. & Schult.	Zoocórica	Nativa	Nov - Mar	Jan - Abr	Erva-de-rato	Arbustivo
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Zoocórica	Nativa	Mar - Abr	Mai - Ago	Cafeeiro-do-mato	Arbóreo

Família/Espécie	Síndrome de Dispersão	Origem	Floração	Frutificação	Nome Popular	Hábito
<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltdl.) K. Schum.	Zoocórica	Nativa	Set - Dez	Jan- Mar	Jenipapo-de-cavalo	Arbustivo
Rutaceae						
<i>Helietta apiculata</i> Benth.	Anemocórica	Nativa	Jan - Mar	Fev - Mai	Canela-de-veado	Arbóreo
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	Anemocórica	Nativa	Ago - Dez	Mai - Set	Pau-marfim	Arbóreo
<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck	Zoocórica	Exótica	Mar - Mai	Jan - Jul	Laranjeira	Arbóreo
<i>Citrus reticulata</i> L.	Zoocórica	Exótica	Abr - Jun	Jun - Out	Mexerica	Arbóreo
<i>Citrus latifolia</i> Tanaka	Zoocórica	Exótica	Ago - Fev	Out - Mai	Limão-taiti	Arbóreo
<i>Citrus japonica</i> Thunb.	Zoocórica	Exótica	Set - Mar	Fev - Mai	Kinkan	Arbustivo
<i>Citrus aurantiifolia</i> (Christm.) Swingle	Zoocórica	Exótica	Nov - Dez	Jan - Mai	Lima	Arbóreo
<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.	Zoocórica	Nativa	Jun - Set	Jan - Mai	Mamica-de-cadela	Arbóreo
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Zoocórica	Nativa	Jan - Fev	Mar - Mai	Mamica-de-porca	Arbóreo
Salicaceae						
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Zoocórica	Nativa	Out - Nov	Dez - Mar	Guaçatunga-branca	Arbóreo
Sapindaceae						
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) Hieron. ex Nieder	Zoocórica	Nativa	Set - Nov	Nov - Jan	Chal-chal	Arbóreo
<i>Serjania caracasana</i> (Jacq.) Willd	Autocórica	Nativa	Ago - Out	Out - Dez	Cipó-d'água	Trepador
<i>Serjania trachygona</i> Radlk.	Autocórica	Nativa	Mar - Mai	Abr - Jul	-	Trepador
<i>Serjania erecta</i> Radlk	Autocórica	Nativa	Jan - Mar	Abr - Mai	Cipó-cinco-folhas	Trepador
<i>Talisia esculenta</i> (A. St. -Hil.) Radlk.	Zoocórica	Nativa	Ago - Out	Set - Nov	Pitomba	Arbóreo
<i>Litchi chinensis</i> Sonn.	Zoocórica	Exótica	Ago - Out	Out -Dez	Lichia	Arbóreo

Família/Espécie	Síndrome de Dispersão	Origem	Floração	Frutificação	Nome Popular	Hábito
Sapotaceae						
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	Zoocórica	Nativa	Dez - Abr	Jul - Out	Aguai	Arbóreo
Smilacaceae						
<i>Smilax fluminensis</i> Steud.	Zoocórica	Nativa	Set - Out	Nov - Mai	Salsaparrilha	Trepador
Solanaceae						
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Zoocórica	Nativa	Set - Nov	Dez - Mar	Fumo-bravo	Arbustivo
<i>Solanum paniculatum</i> L.	Zoocórica	Nativa	Abr - Ago	Jul - Jan	Jurubeba	Arbustivo
<i>Solanum lycopersicon</i> L.	Zoocórica	Exótica	Jan - Dez	Jan - Dez	Tomateiro	Herbáceo
<i>Solanum aculeatissimum</i> Jacq.	Zoocórica	Nativa	Nov - Mai	Jan - Mai	Joá	Herbáceo
<i>Solanum melongena</i> L.	Zoocórica	Exótica	Dez - Abr	Fev - Ago	Berinjela	Arbustivo
<i>Cestrum axillare</i> Vell.	Zoocórica	Nativa	Jun - Ago	Ago - Dez	Coerana	Arbustivo
<i>Capsicum chinense</i> Jacq.	Zoocórica	Nativa	Ago - Jan	Jan - Jul	Pimenta-biquinho	Herbáceo
<i>Capsicum frutescens</i> L.	Zoocórica	Exótica	Jul - Jan	Jan - Jul	Pimenta-malagueta	Herbáceo
Styracaceae						
<i>Styrax camporum</i> Pohl	Zoocórica	Nativa	Ago - Out	Out - Dez	Laranjinha-do-mato	Arbóreo
Urticaceae						
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Zoocórica	Nativa	Set - Out	Mai - Jul	Embaúba	Arbóreo
Verbenaceae						
<i>Lippia alba</i> (Mill.) N.E. Br. ex Britton & P. Wilson	Anemocórica	Nativa	Ago - Dez	Nov - Dez	Erva-cidreira	Herbáceo
Vochysiaceae						

Família/Espécie	Síndrome de Dispersão	Origem	Floração	Frutificação	Nome Popular	Hábito
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	Anemocórica	Nativa	Nov - Jan	Ago - Set	Pau-de-tucano	Arbóreo

Anexo B. Número de espécies por família de planta encontrada em cada área. SAF - Sistema Agroflorestal, RES - Área Restaurada, REF - Área de referência, (-) não registrado.

Família	<u>Jateí</u>		<u>Caarapó</u>			<u>Ivinhema</u>			<u>Dourados</u>
	RES	REF	SAF	RES	REF	SAF	RES	REF	SAF
Amaranthaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Anacardiaceae	3	4	4	3	2	2	3	4	4
Annonaceae	1	1	1	1	1	1	-	-	1
Apocynaceae	1	2	-	1	1	-	-	-	1
Aquifoliaceae	-	-	1	1	1	-	-	-	-
Araliaceae	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Arecaceae	-	-	-	2	2	-	-	-	-
Asteraceae	3	3	5	3	2	4	2	2	3
Bignoniaceae	4	4	3	3	5	2	5	3	2
Bixaceae	1	1	1	-	-	1	1	1	-
Boraginaceae	-	1	-	-	-	-	-	1	-
Brassicaceae	-	-	1	-	-	1	-	-	-
Calophyllaceae	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Cannabaceae	1	1	1	-	-	1	1	1	1
Caricaceae	-	1	1	-	-	2	-	-	1
Celastraceae	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Clusiaceae	-	-	-	-	1	1	-	-	1
Cucurbitaceae	-	-	1	-	-	-	-	-	1
Erythroxylaceae	1	2	-	-	1	-	-	-	-
Euphorbiaceae	2	2	5	3	3	1	3	4	4
Fabaceae	10	13	7	8	8	8	9	12	7
Lacistemataceae	-	1	1	1	-	-	-	-	-
Lamiaceae	1	1	2	1	1	-	-	1	-
Lauraceae	-	-	-	1	2	2	1	1	1
Malpighiaceae	2	2	3	-	2	-	-	1	1
Malvaceae	3	1	2	3	4	1	3	4	3
Melastomataceae	-	-	-	3	2	-	-	-	2
Meliaceae	2	2	1	1	1	-	1	1	1
Moraceae	-	1	-	1	1	1	-	1	3
Muntingiaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Musaceae	-	-	1	-	-	1	-	-	1

Família	<u>Jateí</u>		<u>Caarapó</u>			<u>Ivinhema</u>			<u>Dourados</u>
	RES	REF	SAF	RES	REF	SAF	RES	REF	SAF
Amaranthaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Anacardiaceae	3	4	4	3	2	2	3	4	4
Annonaceae	1	1	1	1	1	1	-	-	1
Apocynaceae	1	2	-	1	1	-	-	-	1
Aquifoliaceae	-	-	1	1	1	-	-	-	-
Araliaceae	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Arecaceae	-	-	-	2	2	-	-	-	-
Asteraceae	3	3	5	3	2	4	2	2	3
Bignoniaceae	4	4	3	3	5	2	5	3	2
Bixaceae	1	1	1	-	-	1	1	1	-
Boraginaceae	-	1	-	-	-	-	-	1	-
Brassicaceae	-	-	1	-	-	1	-	-	-
Calophyllaceae	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Cannabaceae	1	1	1	-	-	1	1	1	1
Caricaceae	-	1	1	-	-	2	-	-	1
Celastraceae	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Clusiaceae	-	-	-	-	1	1	-	-	1
Cucurbitaceae	-	-	1	-	-	-	-	-	1
Erythroxylaceae	1	2	-	-	1	-	-	-	-
Euphorbiaceae	2	2	5	3	3	1	3	4	4
Fabaceae	10	13	7	8	8	8	9	12	7
Lacistemataceae	-	1	1	1	-	-	-	-	-
Lamiaceae	1	1	2	1	1	-	-	1	-
Lauraceae	-	-	-	1	2	2	1	1	1
Malpighiaceae	2	2	3	-	2	-	-	1	1
Malvaceae	3	1	2	3	4	1	3	4	3
Melastomataceae	-	-	-	3	2	-	-	-	2
Meliaceae	2	2	1	1	1	-	1	1	1
Moraceae	-	1	-	1	1	1	-	1	3
Piperaceae	-	-	-	2	2	-	-	-	-
Polygonaceae	1	-	1	-	1	2	-	-	-
Primulaceae	-	-	-	-	-	-	1	-	-
Rosaceae	-	-	1	-	-	-	-	-	2

Família	<u>Jateí</u>		<u>Caarapó</u>			<u>Ivinhema</u>			<u>Dourados</u>
	RES	REF	SAF	RES	REF	SAF	RES	REF	SAF
Amaranthaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Anacardiaceae	3	4	4	3	2	2	3	4	4
Annonaceae	1	1	1	1	1	1	-	-	1
Apocynaceae	1	2	-	1	1	-	-	-	1
Aquifoliaceae	-	-	1	1	1	-	-	-	-
Araliaceae	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Arecaceae	-	-	-	2	2	-	-	-	-
Asteraceae	3	3	5	3	2	4	2	2	3
Bignoniaceae	4	4	3	3	5	2	5	3	2
Bixaceae	1	1	1	-	-	1	1	1	-
Boraginaceae	-	1	-	-	-	-	-	1	-
Brassicaceae	-	-	1	-	-	1	-	-	-
Calophyllaceae	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Cannabaceae	1	1	1	-	-	1	1	1	1
Caricaceae	-	1	1	-	-	2	-	-	1
Celastraceae	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Clusiaceae	-	-	-	-	1	1	-	-	1
Cucurbitaceae	-	-	1	-	-	-	-	-	1
Erythroxylaceae	1	2	-	-	1	-	-	-	-
Euphorbiaceae	2	2	5	3	3	1	3	4	4
Fabaceae	10	13	7	8	8	8	9	12	7
Lacistemataceae	-	1	1	1	-	-	-	-	-
Lamiaceae	1	1	2	1	1	-	-	1	-
Lauraceae	-	-	-	1	2	2	1	1	1
Malpighiaceae	2	2	3	-	2	-	-	1	1
Malvaceae	3	1	2	3	4	1	3	4	3
Melastomataceae	-	-	-	3	2	-	-	-	2
Meliaceae	2	2	1	1	1	-	1	1	1
Moraceae	-	1	-	1	1	1	-	1	3
Rubiaceae	2	2	5	3	5	2	-	-	-
Rutaceae	2	2	4	1	1	2	2	1	4
Salicaceae	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Sapindaceae	2	1	2	1	2	2	1	1	1

Família	<u>Jateí</u>		<u>Caarapó</u>			<u>Ivinhema</u>			<u>Dourados</u>
	RES	REF	SAF	RES	REF	SAF	RES	REF	SAF
Amaranthaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Anacardiaceae	3	4	4	3	2	2	3	4	4
Annonaceae	1	1	1	1	1	1	-	-	1
Apocynaceae	1	2	-	1	1	-	-	-	1
Aquifoliaceae	-	-	1	1	1	-	-	-	-
Araliaceae	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Arecaceae	-	-	-	2	2	-	-	-	-
Asteraceae	3	3	5	3	2	4	2	2	3
Bignoniaceae	4	4	3	3	5	2	5	3	2
Bixaceae	1	1	1	-	-	1	1	1	-
Boraginaceae	-	1	-	-	-	-	-	1	-
Brassicaceae	-	-	1	-	-	1	-	-	-
Calophyllaceae	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Cannabaceae	1	1	1	-	-	1	1	1	1
Caricaceae	-	1	1	-	-	2	-	-	1
Celastraceae	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Clusiaceae	-	-	-	-	1	1	-	-	1
Cucurbitaceae	-	-	1	-	-	-	-	-	1
Erythroxylaceae	1	2	-	-	1	-	-	-	-
Euphorbiaceae	2	2	5	3	3	1	3	4	4
Fabaceae	10	13	7	8	8	8	9	12	7
Lacistemataceae	-	1	1	1	-	-	-	-	-
Lamiaceae	1	1	2	1	1	-	-	1	-
Lauraceae	-	-	-	1	2	2	1	1	1
Malpighiaceae	2	2	3	-	2	-	-	1	1
Malvaceae	3	1	2	3	4	1	3	4	3
Melastomataceae	-	-	-	3	2	-	-	-	2
Meliaceae	2	2	1	1	1	-	1	1	1
Moraceae	-	1	-	1	1	1	-	1	3
Sapotaceae	1	1	1	1	1	-	-	-	-
Smilacaceae	1	1	-	-	1	-	1	-	-
Solanaceae	2	3	4	1	2	3	1	2	7
Styracaceae	1	1	1	-	-	-	1	1	-

Família	<u>Jateí</u>		<u>Caarapó</u>			<u>Ivinhema</u>			<u>Dourados</u>
	RES	REF	SAF	RES	REF	SAF	RES	REF	SAF
Amaranthaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Anacardiaceae	3	4	4	3	2	2	3	4	4
Annonaceae	1	1	1	1	1	1	-	-	1
Apocynaceae	1	2	-	1	1	-	-	-	1
Aquifoliaceae	-	-	1	1	1	-	-	-	-
Araliaceae	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Arecaceae	-	-	-	2	2	-	-	-	-
Asteraceae	3	3	5	3	2	4	2	2	3
Bignoniaceae	4	4	3	3	5	2	5	3	2
Bixaceae	1	1	1	-	-	1	1	1	-
Boraginaceae	-	1	-	-	-	-	-	1	-
Brassicaceae	-	-	1	-	-	1	-	-	-
Calophyllaceae	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Cannabaceae	1	1	1	-	-	1	1	1	1
Caricaceae	-	1	1	-	-	2	-	-	1
Celastraceae	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Clusiaceae	-	-	-	-	1	1	-	-	1
Cucurbitaceae	-	-	1	-	-	-	-	-	1
Erythroxylaceae	1	2	-	-	1	-	-	-	-
Euphorbiaceae	2	2	5	3	3	1	3	4	4
Fabaceae	10	13	7	8	8	8	9	12	7
Lacistemataceae	-	1	1	1	-	-	-	-	-
Lamiaceae	1	1	2	1	1	-	-	1	-
Lauraceae	-	-	-	1	2	2	1	1	1
Malpighiaceae	2	2	3	-	2	-	-	1	1
Malvaceae	3	1	2	3	4	1	3	4	3
Melastomataceae	-	-	-	3	2	-	-	-	2
Meliaceae	2	2	1	1	1	-	1	1	1
Moraceae	-	1	-	1	1	1	-	1	3
Urticaceae	1	-	-	-	-	-	1	1	1
Verbenaceae	-	-	1	-	-	-	-	-	1
Vochysiaceae	-	1	-	1	1	-	-	-	-

Anexo C. Características funcionais de atributos florais segundo as categorias descritas por Machado & Lopes (2004), adaptado de Faegri e Pijl (1970).

Família/Espécie	Tipo floral	Cor	Tamanho	Síndrome Floral
Amaranthaceae				
<i>Pfaffia glomerata</i> (Spreng.) Pedersen	Inconspícua	Branca	Pequeno	Generalista
Anacardiaceae				
<i>Anacardium occidentale</i> L.	Prato	Rosa	Pequeno	Generalista
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi.	Inconspícua	Branca	Pequeno	Generalista
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Inconspícua	Esverdeada	Pequeno	Generalista
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	Inconspícua	Branca	Pequeno	Generalista
<i>Mangifera indica</i> L.	Inconspícua	Branca	Pequeno	Generalista
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl	Inconspícua	Esverdeada	Pequeno	Generalista
Annonaceae				
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	Câmara	Branca	Muito grande	Especialista
<i>Annona muricata</i> L.	Câmara	Creme	Muito grande	Especialista
<i>Duguetia furfuracea</i> (A.St.-Hil.) Saff.	Câmara	Rosa	Muito grande	Especialista
Apocynaceae				
<i>Tabernaemontana fuchsiaefolia</i> A. DC.	Tubo	Branca	Muito grande	Especialista
<i>Allamanda cathartica</i> L.	Campânula	Amarela	Muito grande	Generalista
<i>Prestonia tomentosa</i> R.Br.	Tubo	Amarela	Grande	Especialista
Aquifoliaceae				
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	Inconspícua	Esverdeada	Pequeno	Generalista
Araliaceae				
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyer. & Frodin	Inconspícua	Esverdeada	Pequeno	Generalista
Arecaceae				
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Inconspícua	Creme	Pequeno	Generalista
<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.	Inconspícua	Creme	Pequeno	Generalista
Asteraceae				
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Inconspícua	Esverdeada	Pequeno	Generalista
<i>Bidens segetum</i> Mart ex Colla.	Prato	Amarela	Muito grande	Generalista

Família/Espécie	Tipo floral	Cor	Tamanho	Síndrome Floral
<i>Bidens sulphurea</i> (Sch. Bip.)	Prato	Laranja	Muito grande	Generalista
<i>Moquiniastrum polymorphum</i> (Less.) G. Sancho	Pincel	Branca	Médio	Especialista
<i>Vernonia westiniana</i> Less.	Pincel	Lilás	Médio	Especialista
<i>Vernonanthura beyrichii</i> (Less.) H. Rob.	Pincel	Lilás	Médio	Especialista
<i>Tithonia diversifolia</i> (Mill.) S.F. Blake	Prato	Amarela	Muito grande	Generalista
Bignoniaceae				
<i>Fridericia florida</i> (DC.) L.G. Lohmann	Campânula	Branca	Grande	Generalista
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Campânula	Amarela	Muito grande	Generalista
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	Campânula	Rosa	Muito grande	Generalista
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Campânula	Lilás	Muito grande	Generalista
<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith	Campânula	Branca	Muito grande	Generalista
<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	Campânula	Violeta	Muito grande	Generalista
<i>Pyrostegia venusta</i> (Ker Gawl.) Miers	Tubo	Laranja	Muito grande	Especialista
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K. Schum.	Campânula	Branca	Muito grande	Generalista
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	Campânula	Amarela	Muito grande	Generalista
Bixaceae				
<i>Bixa orellana</i> L.	Prato	Rosa	Muito grande	Generalista
Boraginaceae				
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S. Mill.	Campânula	Branca	Muito grande	Generalista
Brassicaceae				
<i>Raphanus sativus</i> L.	Prato	Lilás	Médio	Generalista
Calophyllaceae				
<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	Prato	Branca	Muito grande	Generalista
Cannabaceae				
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Inconspícua	Esverdeada	Pequeno	Generalista
Caricaceae				
<i>Carica papaya</i> L.	Campânula	Branca	Médio	Generalista

Família/Espécie	Tipo floral	Cor	Tamanho	Síndrome Floral
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A. DC.	Inconspícua	Esverdeada	Médio	Generalista
Celastraceae				
<i>Maytenus ilicifolia</i> Mart. ex Rissek	Inconspícua	Esverdeada	Pequeno	Generalista
Clusiaceae				
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	Inconspícua	Esverdeada	Pequeno	Generalista
Cucurbitaceae				
<i>Curcubita pepo</i> L.	Campânula	Amarela	Muito grande	Generalista
Erythroxylaceae				
<i>Erythroxylum cuneifolium</i> (Mart.) O.E. Schulz	Prato	Esverdeada	Pequeno	Generalista
<i>Erythroxylum deciduum</i> A. St.-Hil.	Prato	Esverdeada	Pequeno	Generalista
Euphorbiaceae				
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Inconspícua	Branca	Pequeno	Generalista
<i>Croton urucurana</i> Baill.	Inconspícua	Branca	Pequeno	Generalista
<i>Sapium haemospermum</i> Müll. Arg.	Inconspícua	Esverdeada	Pequeno	Generalista
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Inconspícua	Esverdeada	Pequeno	Generalista
<i>Ricinus communis</i> L.	Inconspícua	Esverdeada	Pequeno	Generalista
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	Inconspícua	Rosa	Pequeno	Generalista
Fabaceae				
<i>Cratylia argentea</i> (Desvaux) O. Kuntze	Estandarte	Lilás	Grande	Especialista
<i>Senna rugosa</i> (G. Don) H.S. Irwin & Barneby	Estandarte	Amarela	Muito grande	Especialista
<i>Delonix regia</i> (Bojer ex Hook.) Raf	Prato	Vermelha	Muito grande	Generalista
<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze.	Estandarte	Amarela	Médio	Especialista
<i>Acacia mangium</i> Willd.	Pincel	Creme	Muito grande	Especialista
<i>Crotalaria ochroleuca</i> G. Don.	Estandarte	Amarela	Médio	Especialista
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Prato	Branca	Pequeno	Generalista
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Prato	Branca	Médio	Generalista
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	Pincel	Branca	Pequeno	Especialista
<i>Inga vera</i> Willd.	Pincel	Branca	Grande	Especialista
<i>Inga marginata</i> Willd.	Pincel	Branca	Pequeno	Especialista
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	Inconspícua	Creme	Pequeno	Generalista

Família/Espécie	Tipo floral	Cor	Tamanho	Síndrome Floral
<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	Inconspícua	Creme	Pequeno	Generalista
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	Inconspícua	Creme	Pequeno	Generalista
<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.	Pincel	Branca	Pequeno	Especialista
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Pincel	Branca	Pequeno	Especialista
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton	Pincel	Branca	Pequeno	Especialista
<i>Caesalpinia ferrea</i> Mart. ex Tul.	Estandarte	Amarela	Média	Especialista
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Pincel	Branca	Pequeno	Especialista
<i>Bauhinia rufa</i> (Bong.) Steud.	Estandarte	Branca	Muito grande	Especialista
<i>Bauhinia forficata</i> Link	Estandarte	Branca	Muito grande	Especialista
<i>Clitoria fairchildiana</i> RA Howard	Goela	Lilás	Grande	Especialista
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	Estandarte	Lilás	Grande	Especialista
<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth.	Estandarte	Branca	Grande	Especialista
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Prato	Amarela	Grande	Generalista
Lacistemataceae				
<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	Inconspícua	Creme	Pequeno	Generalista
Lamiaceae				
<i>Vitex montevidensis</i> Cham.	Goela	Lilás	Médio	Especialista
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	Prato	Creme	Pequeno	Generalista
Lauraceae				
<i>Persea americana</i> Mill.	Prato	Esverdeada	Pequeno	Generalista
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	Prato	Branca	Pequeno	Generalista
<i>Ocotea minarum</i> (Nees & Mart.)	Prato	Branca	Pequeno	Generalista
Malpighiaceae				
<i>Banisteriopsis campestris</i> (A. Juss.) Little	Prato	Rosa	Médio	Generalista
<i>Malpighia emarginata</i> DC.	Prato	Rosa	Médio	Generalista
<i>Byrsonima intermedia</i> A. Juss.	Prato	Amarela	Médio	Generalista
Malvaceae				
<i>Abelmoschus esculentus</i> (L.) Moench.	Prato	Creme	Muito grande	Generalista

Família/Espécie	Tipo floral	Cor	Tamanho	Síndrome Floral
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Inconspícua	Esverdeada	Pequeno	Generalista
<i>Luehea candicans</i> Mart. & Zucc.	Pincel	Creme	Muito grande	Especialista
<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	Prato	Branca	Muito grande	Generalista
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	Prato	Rosa	Grande	Generalista
Melastomataceae				
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	Prato	Branca	Pequeno	Generalista
<i>Miconia chamissois</i> Naudin.	Prato	Branca	Pequeno	Generalista
<i>Clidemia hirta</i> (L.) D. Don.	Prato	Branca	Pequeno	Generalista
<i>Leandra reversa</i> (DC.) Cogn.	Prato	Rosa	Pequeno	Generalista
<i>Tibouchina heteromalla</i> Cogn.	Prato	Violeta	Muito grande	Generalista
<i>Rhexia virginica</i> L.	Prato	Rosa	Pequeno	Generalista
Meliaceae				
<i>Acacia mangium</i> Willd	Pincel	Branca	Pequeno	Especialista
<i>Azadirachta indica</i> A. Juss.	Prato	Branca	Pequeno	Generalista
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Prato	Branca	Pequeno	Generalista
<i>Trichilia catigua</i> A. Juss	Prato	Creme	Pequeno	Generalista
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Prato	Creme	Pequeno	Generalista
Moraceae				
<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	Câmara	-	-	Especialista
<i>Ficus auriculata</i> Lour	Câmara	-	-	Especialista
<i>Ficus carica</i> L.	Câmara	-	-	Especialista
<i>Morus nigra</i> L.	Inconspícua	Branca	Pequeno	Generalista
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	Inconspícua	Creme	Pequeno	Generalista
Muntingiaceae				
<i>Muntingia calabura</i> L.	Prato	Branca	Médio	Generalista
Musaceae				
<i>Musa paradisiaca</i> L.	Tubo	Lilás	Grande	Especialista
Myrtaceae				
<i>Campomanesia adamantium</i> (Camb.) O. Berg	Prato	Branca	Muito grande	Generalista
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg	Prato	Branca	Muito grande	Generalista
<i>Eugenia myrcianthes</i> Nied.	Prato	Branca	Grande	Generalista
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	Prato	Branca	Médio	Generalista

Família/Espécie	Tipo floral	Cor	Tamanho	Síndrome Floral
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Prato	Branca	Médio	Generalista
<i>Eugenia neonitida</i> Sobral	Prato	Branca	Médio	Generalista
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	Prato	Branca	Médio	Generalista
<i>Myrciaria cuspidata</i> O. Berg.	Prato	Creme	Médio	Generalista
<i>Psidium guajava</i> L.	Prato	Branca	Médio	Generalista
<i>Psidium guineense</i> Sw.	Prato	Branca	Médio	Generalista
<i>Psidium acutangulum</i> DC.	Prato	Branca	Médio	Generalista
Nyctaginaceae				
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz.	Inconspícua	Esverdeada	Pequeno	Generalista
Ochnaceae				
<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart.) Engl.	Prato	Amarela	Médio	Generalista
Oxalidaceae				
<i>Averrhoa carambola</i> L.	Prato	Rosa	Pequeno	Generalista
Piperaceae				
<i>Piper aduncum</i> L.	Inconspícua	Esverdeada	Pequeno	Generalista
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	Inconspícua	Esverdeada	Pequeno	Generalista
Polygonaceae				
<i>Triplaris americana</i> L.	Campânula	Rosa	Pequeno	Generalista
<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	Campânula	Rosa	Pequeno	Generalista
Primulaceae				
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Inconspícua	Esverdeada	Pequeno	Generalista
Rosaceae				
<i>Rubus brasiliensis</i> Mart.	Prato	Branca	Grande	Generalista
<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindley.	Prato	Branca	Médio	Generalista
Rubiaceae				
<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A. Rich.	Tubo	Branca	Muito grande	Especialista
<i>Genipa americana</i> L.	Prato	Amarela	Muito grande	Generalista
<i>Coussarea hydrangeifolia</i> (Benth.) Müll.Arg.	Prato	Branca	Médio	Generalista
<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schlttdl.	Tubo	Branca	Muito grande	Especialista
<i>Palicourea crocea</i> (SW.) Roem. & Schult.	Tubo	Amarela	Grande	Especialista
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Campânula	Branca	Pequeno	Generalista

Família/Espécie	Tipo floral	Cor	Tamanho	Síndrome Floral
<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltld.) K. Schum.	Tubo	Creme	Muito grande	Especialista
Rutaceae				
<i>Helietta apiculata</i> Benth.	Prato	Creme	Pequeno	Generalista
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	Prato	Creme	Pequeno	Generalista
<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck	Prato	Branca	Grande	Generalista
<i>Citrus reticulata</i> L.	Prato	Branca	Grande	Generalista
<i>Citrus latifolia</i> Tanaka	Prato	Branca	Grande	Generalista
<i>Citrus japonica</i> Thunb.	Prato	Branca	Grande	Generalista
<i>Citrus aurantiifolia</i> (Christm.) Swingle	Prato	Branca	Grande	Generalista
<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.	Prato	Creme	Pequeno	Generalista
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Prato	Creme	Pequeno	Generalista
Salicaceae				
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Pincel	Creme	Pequeno	Especialista
Sapindaceae				
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) Hieron. ex Nieder	Campânula	Branca	Pequeno	Generalista
<i>Serjania caracasana</i> (Jacq.) Willd	Prato	Branca	Pequeno	Generalista
<i>Serjania trachygona</i> Radlk.	Prato	Branca	Pequeno	Generalista
<i>Serjania erecta</i> Radlk	Prato	Branca	Pequeno	Generalista
<i>Talisia esculenta</i> (A. St. -Hil.) Radlk.	Prato	Branca	Pequeno	Generalista
<i>Litchi chinensis</i> Sonn.	Inconspícua	Creme	Pequeno	Generalista
Sapotaceae				
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	Prato	Creme	Pequeno	Generalista
Smilacaceae				
<i>Smilax fluminensis</i> Steud.	Prato	Branca	Pequeno	Generalista
Solanaceae				
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Prato	Lilás	Médio	Generalista
<i>Solanum paniculatum</i> L.	Prato	Branca	Médio	Generalista
<i>Solanum lycopersicum</i> L.	Prato	Amarela	Médio	Generalista

Família/Espécie	Tipo floral	Cor	Tamanho	Síndrome Floral
<i>Solanum aculeatissimum</i> Jacq.	Prato	Lilás	Grande	Generalista
<i>Solanum melongena</i> L.	Prato	Lilás	Grande	Generalista
<i>Cestrum axillare</i> Vell.	Tubo	Banca	Grande	Especialista
<i>Capsicum chinense</i> Jacq.	Prato	Branca	Pequeno	Generalista
<i>Capsicum frutescens</i> L.	Prato	Branca	Pequeno	Generalista
Styracaceae				
<i>Styrax camporum</i> Pohl	Prato	Branca	Médio	Generalista
Urticaceae				
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Inconspícua	Creme	Pequena	Generalista
Verbenaceae				
<i>Lippia alba</i> (Mill.) N.E. Br. ex Britton & P. Wilson	Tubo	Lilás	Pequeno	Especialista
Vochysiaceae				
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	Estandarte	Amarela	Grande	Especialista

Anexo D. Espécies exóticas invasoras encontradas neste estudo e seus respectivos impactos segundo a Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras - Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental (2021).

1. *Mangifera indica* (espécie com maior ocorrência nas áreas amostradas) - A invasão das mangueiras em ambientes ciliares pode provocar alteração do pH da água devido ao apodrecimento das folhas e frutos em grande quantidade. Há impacto sobre a dispersão de espécies nativas zoocóricas, uma vez que a manga é muito utilizada como fonte de alimentos por animais, diminuindo o consumo de frutos nativos e a consequente dispersão de suas sementes.
2. *Psidium guajava* (segunda espécie de maior ocorrência nas áreas amostradas). A goiabeira é capaz de invadir áreas em vários graus de degradação e formar densas touceiras. Apresenta alelopatia durante a germinação e crescimento o que pode prejudicar o desenvolvimento da flora nativa nos estágios iniciais da sucessão.

3. *Bidens sulphurea* - O picão é uma espécie pouco exigente que pode deslocar espécies nativas pela dominância do ambiente.
4. *Tithonia diversifolia* - O margaridão forma arbustos densos capazes de eliminar outras espécies por dominância ou sombreamento.
5. *Tecoma stans* – O ipê-de-jardim compete com espécies nativas no processo de sucessão ecológica e na regeneração natural em áreas degradadas ao formar densos aglomerados, o que leva ao sufocamento da vegetação nativa em regeneração e à perda de biodiversidade.
6. *Ricinus communis* – A mamona pode causar perda de biodiversidade em ecossistemas abertos e em áreas degradadas devido ao sombreamento e à competição com espécies nativas, como acontece quando há o desenvolvimento de densos aglomerados que deslocam outras espécies.
7. *Crotalaria ochroleuca* - Tóxica para mamíferos.
8. *Acacia mangium* – A acácia pode ocupar o espaço de espécies nativas, deslocando principalmente as espécies nativas heliófilas por sombreamento. Por alelopatia tende a impedir a germinação de outras espécies. Há risco de impacto sobre o equilíbrio hídrico, especialmente em caso de invasão em ambientes ciliares, por fazer alto consumo de água.
9. *Azadirachta indica* – O nim indiano pode causar a redução de biodiversidade em florestas pela supressão de outras espécies devido à alelopatia e dominância. Pode alterar o regime hídrico em ecossistemas abertos, onde substitui vegetação de pequeno porte.
10. 11 e 12. *Ficus auriculata* e *F. carica* e *F. guaranítica* – As figueiras inibem o crescimento da vegetação nativa nas áreas invadidas. Pode levar à mudança de comportamento de pássaros que deixam de se alimentar e dispersar frutos e sementes

de outras espécies, uma vez que a disponibilidade de alimento na figueira é muito grande e a produção de frutos ocorre durante períodos longos.

11. *Morus nigra* – A amoreira pode deslocar espécies nativas em função da ocupação do espaço e sombreamento.

Anexo E. Sugestões de espécies-chave para restauração por meio de SAFs

Algumas espécies são especialmente estratégicas para a restauração em sistemas agroflorestais porque apresentam características facilitadoras, que potencializam a chegada de outras espécies, melhoram as condições do solo e favorecem a disponibilidade de água (Miccolis et al. 2016). A fim de garantir que os SAFs consigam equilibrar as diferentes funções sociais e ambientais, é importantíssimo incluir no desenho inicial de manejo dos sistemas, espécies que atendam aos parâmetros ecológicos semelhantes aos encontrados em ambientes naturais. Tais espécies, que cumprem com diversos destes critérios, são consideradas espécies-chave (Wang et al. 2021). Devem ser consideradas as condições de clima, solo, luminosidade, água, insumos disponíveis e potencial de acesso a mercado, desempenhando múltiplas funções a curto, médio e longo prazo (Miccolis et al. 2016). Preferencialmente que estas espécies sejam nativas da região e, se forem exóticas, que sejam de ciclo curto, ou seja, saiam do sistema em poucos anos a fim de dar lugar à regeneração das espécies nativas e que não sejam invasoras (Wang et al. 2021).

As palmeiras podem atuar como espécie-chave na manutenção e funcionamento dos ecossistemas florestais, por meio da produção de flores e frutos nos períodos de maior escassez de recursos (Brançalion et al. 2012). Além disso, elas apresentam grande potencial econômico, especialmente considerando a geração de produtos florestais não-madeireiros (Cardoso et al. 2017). Exemplos de palmeiras registradas neste estudo foram a macaúba (*Acrocomia aculeata*) e o jerivá (*Syagrus romanzoffiana*), porém, outras espécies de palmeiras são indicadas para restauração, como por exemplo o coquinho azedo (*Butia capitata*), babaçu (*Orbignya speciosa*), juçara (*Euterpe edulis*), dentre outras (Dransfield et al. 2005).

As bananeiras (*Musa paradisiaca*), presente em todos os SAFs deste estudo, também são muito eficientes em armazenar e disponibilizar água para o sistema. Quando cortadas, seu pseudocaule, se partido ao meio e disposto sobre o solo, mantém a umidade, aporta nutrientes importantes como potássio e melhora a vida do solo. Outra característica desejável é a alta

produção de biomassa e boa resposta à poda (Nogueira 2006). Algumas espécies são especialmente boas produtoras de biomassa para o sistema, que favorecem a ciclagem dos nutrientes e proteção do solo. Dentre as espécies que foram registradas neste trabalho, além das bananeiras, podemos citar a ingazeira (*Inga vera*) e o mutambo (*Guazuma ulmifolia*). Essas espécies podem ser constantemente podadas e seu material, quando depositado sobre o solo, o protege contra a erosão e melhora as características de fertilidade. O uso de adubo verde, muito difundido nesses sistemas, tem apresentado experiências positivas para o controle de espécies invasoras, porém até agora pouquíssima atenção tem sido dada ao uso dessa ferramenta em processos de restauração (Reis et al. 2019; Viégas et al. 2019; Gondim et al. 2020).

O ideal para sistemas agroflorestais é que as espécies apresentem usos múltiplos, ou seja, que possam servir tanto para alimentação humana, quanto para alimentar animais, ofereçam recurso para polinizadores, produção de biomassa, etc. Adubos verde são plantas utilizadas para melhoria das condições do solo, contribuindo com a produção de biomassa e descompactação do solo. As leguminosas são as plantas mais utilizadas na prática da adubação verde devido à capacidade de fixação biológica do nitrogênio atmosférico (Alcântara et al. 2000). O feijão-guandu (*Cajanus cajan*) é um bom exemplo pois, além de produzir os grãos que podem ser consumidos verdes ou maduros, também é apreciado pelos animais, e sua biomassa é rica em nutrientes e pode ser utilizada como adubo verde (Devide 2013). As espécies registradas neste estudo que podem ser utilizadas como adubo verde são a crotalária (*Crotalaria ochroleuca*), a camaratuba (*Cratylia argentea*) e os Ingás (*Inga vera*, *Inga laurina*, *Inga marginata*).

O sansão-do-campo (*Mimosa caesalpiniiifolia*) é uma Leguminosa, que atinge a altura de 7 a 8m. É considerada uma planta de rápido crescimento e apresenta boa capacidade de rebrota quando podada. É muito utilizada como cercas vivas ou quebra vento e possui flores melíferas, que atraem abelhas (Ribaski et al 2003). Porém, seu uso para restauração ecológica deve ser revisto, pois apesar de ser uma espécie nativa de diversos estados brasileiros, tem forte potencial invasor e domina formações florestais em regeneração, eliminando por completo a sucessão natural de outras espécies (Hórus 2021). Dessa forma, é aconselhável buscar espécies nativas locais para uso alternativo ao sansão-do-campo como cerca-viva, como por exemplo a aroeira (*Schinus therebinthifolius*), pata-de-vaca (*Bauhinia* spp.) e outras espécies, conforme a região.

Os ingás (*Inga* spp.) possuem associação com bactérias fixadoras de nitrogênio, produzem grandes volumes de biomassa. A ingazeira é uma árvore melífera estratégica por florescer de 4 a 5 vezes por ano (Possette & Rodrigues 2010). O mutambo (*Guazuma ulmifolia*)

apresenta rápido crescimento, podendo atingir até 30m de altura e com copa densa. Inicia a produção de frutos rapidamente já a partir do terceiro ou quarto ano de idade e é característica das formações secundárias e capoeiras abertas. Seus frutos são muito apreciados pela fauna e também pelo gado. É altamente recomendada para recuperação de áreas degradadas pelo seu rápido crescimento, alta produção de biomassa, vigorosa rebrota e por atrair fauna. Os frutos também podem ser utilizados na alimentação humana. As flores do mutambo são melíferas, oferecendo néctar abundante que atrai a fauna apícola (Nunes et al. 2005). O urucum (*Bixa orellana*), nativo do Brasil, possui um pigmento em suas sementes, a bixina, que é utilizado na culinária e na indústria alimentícia para a fabricação do corante chamado colorau. Também pode ser usado como produtor de biomassa mediante poda. Suas flores são melíferas, atraindo inclusive abelhas de grande porte como as mamangavas (Pina et al. 2015).

É importante ressaltar que apesar de ser comum o uso de espécies exóticas alimentícias em SAFs, possuímos uma imensa diversidade de espécies nativas que tem potencial para consumo humano. Sempre que possível, devemos optar pelas nativas, pois mesmo que algumas espécies exóticas não sejam invasoras, se não manejadas adequadamente podem oferecer risco a flora nativa regional. Pott & Pott (2003) sugerem 116 espécies lenhosas nativas com potencial de uso em Sistemas Agroflorestais, principalmente frutíferas para consumo humano e para a fauna. Destacaram-se como mais importantes, por suas múltiplas utilidades: bocaiúva (*Acrocomia aculeata*), buriti (*Mauritia flexuosa*), chico-magro (*Guazuma ulmifolia*), cumbaru (*Dipteryx alata*), embaúba (*Cecropia pachystachya*), ingá (*Inga vera* ssp.), jatobás (*Hymenaea courbaril* e *H. stigonocarpa*), pequi (*Caryocar brasiliense*), periquiteira (*Trema micrantha*) e tarumã (*Vitex cymosa*).

CAPÍTULO 2

REDES DE INTERAÇÃO ABELHA-PLANTA COMO INDICADOR DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS E SISTEMAS DE RESTAURAÇÃO ATIVA

RESUMO

Para que um ecossistema seja considerado restaurado, além da recuperação florestal considerada a partir da diversidade de espécies vegetais presentes, também é necessário que os serviços ecossistêmicos sejam restabelecidos. Isso pode ser visto por meio da restauração de interações interespecíficas, como a polinização. A maioria das espécies vegetais de áreas naturais ou cultivadas depende da polinização realizada por animais para produzir frutos e sementes que permitirão sua manutenção no ambiente. O presente estudo se propôs a avaliar o sucesso da restauração ecológica em sistemas agroflorestais e sistemas de restauração ativa com espécies nativas, comparando-os com ecossistemas de referência. A avaliação foi feita a partir das redes de interação abelha-planta, buscando comparar as interações de visitação floral nesses três sistemas. Partiu-se da premissa que quanto maior a similaridade funcional de sistemas em restauração com matas de referência, maior será a probabilidade de considerar um sistema ecológico como recuperado. Para a coleta de dados estabeleci aleatoriamente 10 parcelas (10 x 10m) em cada área, sendo três matas restauradas, três sistemas agroflorestais e três matas de referência. Para a caracterização da rede de interação abelha-planta efetuei registros da visitação floral em todas as espécies arbóreas, arbustivas e herbáceas presentes no interior das parcelas e construí grafos a partir de matrizes quantitativas durante 12 meses (junho/2019 a maio/2020). Registrei 48 espécies de abelhas distribuídas em quatro famílias e 13 tribos sendo *Augochlora* e *Augochloropsis* (Halictidae) os gêneros mais abundantes. Não houve diferença significativa entre o grau médio de SAFs e matas de referência, porém as matas restauradas apresentaram valor significativamente menor em relação a ambos. O maior valor de aninhamento da rede foi observado nos SAFs, o que indica que esse ambiente pode sustentar uma rede de interação abelha-planta muito robusta. Os resultados mostraram que os SAFs apresentam condições para atingir e manter níveis mais altos de biodiversidade e provisão de serviços de polinização semelhantes ao ecossistema de referência e de forma mais rápida quando comparados a matas reflorestadas com espécies nativas. Assim, sugiro que SAFs podem ser utilizados para a recuperação de serviços ecossistêmicos, desde que sua diversidade sustente relações interespecíficas fundamentais para o desenvolvimento da comunidade. Mais estudos são necessários para evidenciar o papel de SAFs sobre a preservação da biodiversidade e recuperação das interações interespecíficas, considerando outros ambientes além da Mata Atlântica, e outras relações além da polinização.

PALAVRAS-CHAVE: Polinização, biodiversidade, serviços ecossistêmicos, SAFs, redes ecológicas, áreas degradadas, Mata Atlântica.

ABSTRACT

For an ecosystem to be considered restored, in addition to the forest recovery considered from the diversity of plant species present in the area, it is also necessary that ecosystem services be restored. This can be evaluated through the restoration of interspecific interactions such as pollination. Most plant species in natural or cultivated areas depend on pollination carried out by animals to produce fruits and seeds that will allow their maintenance in the environment. The present study aimed to evaluate the success of ecological restoration in agroforestry systems and active restoration systems (i.e., native species planting), comparing them with reference ecosystems. The evaluation was carried out from the bee-plant interaction networks, seeking to compare the flower visitation interactions in these three systems. I assumed that the greater the functional similarity of systems undergoing restoration with reference systems, the greater the probability of considering an ecological system as recovered. I randomly established 10 plots (10 x 10m) in each area, with three restored areas, three agroforestry systems and three reference ecosystems. To characterize the bee-plant interaction network, I recorded floral visitation in all tree, shrub and herb species present within the plots and build graphs from quantitative matrices for 12 months (June/2019 to May/2020). 48 species of bees were recorded, distributed in four families and 13 tribes, with *Augochlora* and *Augochloropsis* (Halictidae) being the most abundant genera. There was no significant difference between the mean degree of AFS and reference ecosystems, but the restored areas showed a significantly lower value in relation to both. The highest network nestedness was observed in the AFS, which indicates that these environments can support a very robust bee-plant network. The results showed that AFS present conditions to reach and maintain higher levels of biodiversity and provision of pollination services similar to the reference ecosystem and in a shorter period of time when compared to the active restored areas. Thus, I suggest that AFS can be used for the recovery of ecosystem services, as long as they support basic interspecific relationships for community development. More studies are needed to evidence the role of AFS as safe-sites for biodiversity conservation and recovery of interspecific interactions, considering other environments besides the Atlantic Forest, and other relationships beyond pollination.

KEYWORDS: Pollination, biodiversity, ecosystem services, AFS, ecological networks, disturbed areas, Atlantic Forest.

1. INTRODUÇÃO

Um ecossistema recuperado apresenta diversidade de espécies nativas da região com os grupos funcionais necessários para um desenvolvimento estável, sendo capaz de sustentar a reprodução das populações locais e as funções normais de desenvolvimento da comunidade (SER 2004; Daronco et al. 2013). Para que o ecossistema se mantenha estrutural e funcionalmente, além da recuperação florestal é necessário que os serviços ecossistêmicos, especialmente a polinização e dispersão de sementes que garantem o fluxo gênico, também sejam restaurados (Sessegolo 2006).

A diversidade do habitat afeta a rede de interações mutualísticas, como por exemplo aquelas entre plantas e visitantes florais e frugívoros, influenciando o número de conexões interespecíficas e o nível de especialização das espécies coexistentes (Jordano et al. 2009). Os sistemas agroflorestais (SAFs) biodiversos, são caracterizados por uma alta diversidade de espécies, podendo muitas vezes se equiparar a ecossistemas florestais naturais em termos de riqueza de espécies vegetais e diversidade funcional (veja o capítulo 1 desta tese, Umranin & Jain 2010, Nair 2011). Tendo em vista que nos SAFs a estrutura e biodiversidade de um ambiente degradado é favorecida, eles podem ser considerados consistentes com os objetivos de restauração (de Oliveira & Carvalhães 2016). Ademais, a lei 12.651/2012, conhecida como nova Lei de Proteção da Vegetação Nativa, permite que sistemas agroflorestais sejam usados para a recomposição de reservas legais (RL) e áreas de proteção permanente (APP) em propriedades com até quatro módulos fiscais, como atividade de baixo impacto de base comunitária e familiar (BRASIL, 2012).

Uma ação de restauração ecológica efetiva depende da preparação de um projeto específico para cada caso, com a avaliação detalhada e particular da situação local e o monitoramento do projeto ao longo de sua implementação e desenvolvimento (SER 2004). Para isso, muitos indicadores ecológicos são utilizados, como por exemplo a avaliação do incremento da serrapilheira (Machado et al. 2008), a dinâmica da composição florística (Mello et al. 2007), a fauna de artrópodes (Longcore 2003) e a macrofauna edáfica (Ferreira et al. 2021). O sucesso da restauração depende também da presença e variedade dos processos ecológicos presentes (SER 2004). A análise de redes de interações ecológicas permite avaliar a restauração de funções ecossistêmicas quantitativamente, as quais descrevem como as espécies em uma comunidade estão relacionadas (Ruiz-Jaen & Aide 2005). Além disso, estudos que utilizam redes ecológicas são importantes para a compreensão do papel da biodiversidade para funcionamento e restauração de um ecossistema (Kaiser-Bunbury et al. 2017; Raimundo et al.

2018; Deprá et al. 2022; O'Connell et al. 2022; Gaiarsa & Bascompte 2022). Deste modo, o emprego das redes de interações é uma ferramenta potencialmente importante para investigar o caráter funcional de um ecossistema em recuperação ou restauração, pois mostrará a capacidade de se manter viável ao longo do tempo (Forup et al. 2008, Montoya et al. 2012).

2. OBJETIVOS

Diante disso, o presente trabalho se propõe a avaliar o sucesso da restauração ecológica em SAFs e áreas reflorestadas ativamente com espécies nativas (REF), tomando como base ecossistemas de referência (REF). Para isso avaliei as redes de interação abelha-planta, buscando comparar a recuperação de processos ecológicos entre esses três tipos de ambientes. Assim, busquei compreender melhor como as interações entre plantas e seus visitantes florais influenciam a estabilidade e resiliência do ecossistema em restauração. Partiu-se da premissa que quanto maior for a similaridade funcional de um sistema restaurado com seu ecossistema de referência, maior será a probabilidade de ele ser considerado um sistema ecológico recuperado.

Para isso propus duas hipóteses:

H1. As áreas em restauração contêm um subconjunto característico de espécies que ocorrem no ecossistema de referência e apresentam interações mutualísticas robustas.

H2. Haverá redundância funcional nas áreas em restauração quando comparadas ao ecossistema de referência e conseqüente semelhança nos padrões estruturais das redes de interação entre essas áreas.

3. MÉTODOS

3.1 Coleta de dados

Realizei a coleta de dados seguindo o delineamento amostral de Fragosso (2015), onde estabeleci aleatoriamente 10 parcelas 10 x 10m em cada área, sendo três matas restauradas (RES), três sistemas agroflorestais (SAF) e três matas de referência (REF). Para a caracterização das redes de interação polinizador-planta, foram efetuados registros de visitaçao floral em todas as espécies arbóreas, arbustivas e herbáceas de sub-bosque presentes no interior

das parcelas. As abelhas são reconhecidas como o táxon que fornece a maioria dos serviços de polinização (Klein et al. 2007; Chuttong et al. 2016), dessa forma optei por restringir a amostragem a esse grupo. As observações focais e as capturas das abelhas foram realizadas uma vez por mês em cada parcela durante 18 meses, de junho/2019 a maio/2020, com coletas das 07:00h até às 17:00h. Cada espécie de planta florida no interior da parcela teve um indivíduo com flores recém-abertas observado por 20 minutos. A cada mês a ordem de observação das plantas em floração foi alterada, de forma que cada espécie pudesse ser observada em diversos horários até o término do estudo. Os visitantes florais foram coletados com puçá, congelados, montados e posteriormente identificados por especialistas (Prof. Dr. Eduardo Almeida – USP).

3.2 Análise de dados

Para as análises estatísticas, considerei cada área amostrada como réplicas (unidades amostrais independentes). Construí grafos a partir de matrizes quantitativas que levam em consideração a frequência de interações entre as espécies de abelhas e plantas com o pacote “bipartite” (Dormann et al. 2008), que mede a frequência de interação entre cada espécie vegetal e de abelha para avaliar a conectância (C), o número de compartimentos, o aninhamento (wNODF), a assimetria da força de interação, a equitabilidade de interações, a força das espécies (F), o índice de serviços de polinização (PSI) o grau das espécies (número de interações), o grau médio, a especialização da rede (H_2') e a centralidade das espécies. Os dados serviram para caracterizar as redes de interação abelha-planta em termos de estrutura, composição de espécies e topologia nos três tipos de ambientes, matas de referência (REF), matas restauradas (RES) e sistemas agroflorestais (SAFs).

A conectância é dada pela razão do número observado de interações e o número máximo de interações potenciais. O grau médio das abelhas foi obtido a partir da média aritmética dos graus de todas as espécies, sendo o grau o número de interações (*links*) em que cada espécie esteve envolvida (Bascompte & Jordano 2007). A centralidade do grau de uma espécie é dada pela razão entre o número de interações desta espécie e o número total de espécies na rede menos a espécie em questão ($\text{grau}/\text{número de espécies da rede}-1$). Essa medida permite identificar as espécies que são centrais em uma rede de interações devido ao grande número de interações com outras espécies. Espécies super-generalistas apresentam altos valores de centralidade do grau, enquanto baixos valores denotam espécies com poucas interações, tais como especialistas extremas ou espécies raras (Sazima et al. 2010).

A assimetria da força de interação quantifica a diferença entre as forças de interação (dependências) de cada par de espécies na rede. Um valor positivo indica uma maior especialização dos consumidores do que dos recursos (abelhas dependem mais de plantas específicas do que vice-versa), e um valor negativo indica uma maior especialização das plantas do que das abelhas). A equitabilidade de interações representa quão semelhantes são os pesos das diferentes interações. Variando de 0 a 1, valores baixos indicam forte dominância na distribuição de interações, com alguns *links* sendo muito fortes por apresentar altas frequências de interação, diferentemente dos *links* fracos. O cálculo da força das espécies representa a soma das proporções das interações feitas por uma espécie com todos os parceiros com os quais ela pode interagir, demonstrando o quanto a planta e/ou o polinizador dependem um do outro (Bascompte et al. 2006). Já o índice de serviços de polinização avalia a importância individual de cada espécie de polinizador em toda a comunidade (Dormann et al. 2008), ele é calculado com base nas taxas de visitação das espécies de abelhas às espécies vegetais e na diversidade de visitantes para cada espécie vegetal. O PSI igual a 1 indica um papel crítico da espécie de abelha dentro da rede, mas se esse valor for igual a 0 essa abelha não tem uma função essencial (Mathiasson & Rehan 2020).

Estimei a especialização das redes usando o índice H_2' , que é indicado para comparar o grau de especialização de interações entre redes (Blüthgen 2006). O índice descreve o quanto os valores de interação observados de uma determinada espécie desviam dos valores totais esperados (Blüthgen et al. 2006; Dormann et al. 2009). Os resultados possíveis variam entre de 0 e 1, onde 0 indica ausência de especialização e 1 indica total especialização. Analisei o grau de aninhamento das redes por meio do índice WNODF (Almeida-Neto et al. 2008). O aninhamento ponderado designa as interações de espécies especialistas como subconjuntos das espécies mais generalistas, na qual valores mais altos indicam que a rede é mais aninhada (Almeida-Neto et al. 2008). Todas as análises de dados foram realizadas no ambiente R, versão 4.0.0 (R Core Team 2020) utilizando o pacote “bipartite” (Dormann et al. 2022).

4. RESULTADOS

Considerando as nove áreas amostradas, coletei 48 espécies de abelhas, distribuídas em quatro famílias, 13 tribos (Fig. 1) e 20 gêneros (Tab. 1). Os gêneros mais abundantes foram *Augochlora* e *Augochloropsis* (Halictidae; Tab. 1). Dentre todas as áreas amostradas, aquela que apresentou maior número de espécies de abelhas foi a mata de referência de Caarapó, com 48 espécies, em contraste com a mata restaurada de Ivinhema, com apenas 16 espécies, que

representa o menor valor registrado (Fig. 2). Em relação à média do número de abelhas encontradas entre os diferentes sistemas, apesar das matas de referência e SAFs serem equivalentes por apresentar a mesma média de espécies ($n=34$), não houve diferença significativa em comparação às matas restauradas ($n=21$; $F=1,73$; $p=0,25$; Fig. 3).

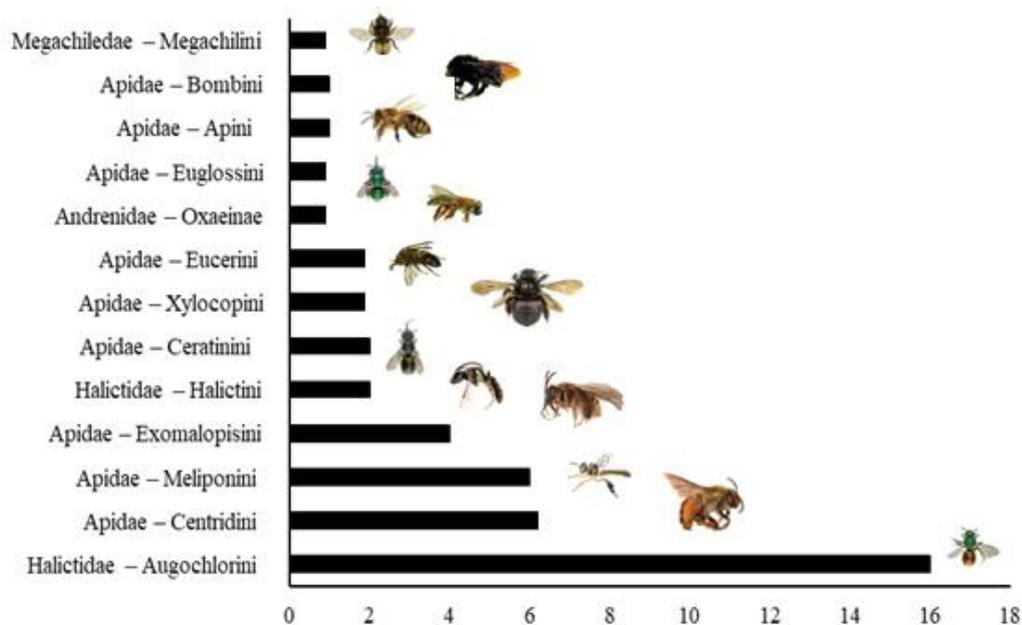


Figura 1. Famílias e número das respectivas tribos nas nove áreas amostradas no estado do Mato Grosso do Sul ao longo de um ano. As ilustrações trazem espécies representativas de cada tribo no intuito de demonstrar a diversidade de forma e tamanho corporal (sem escala).

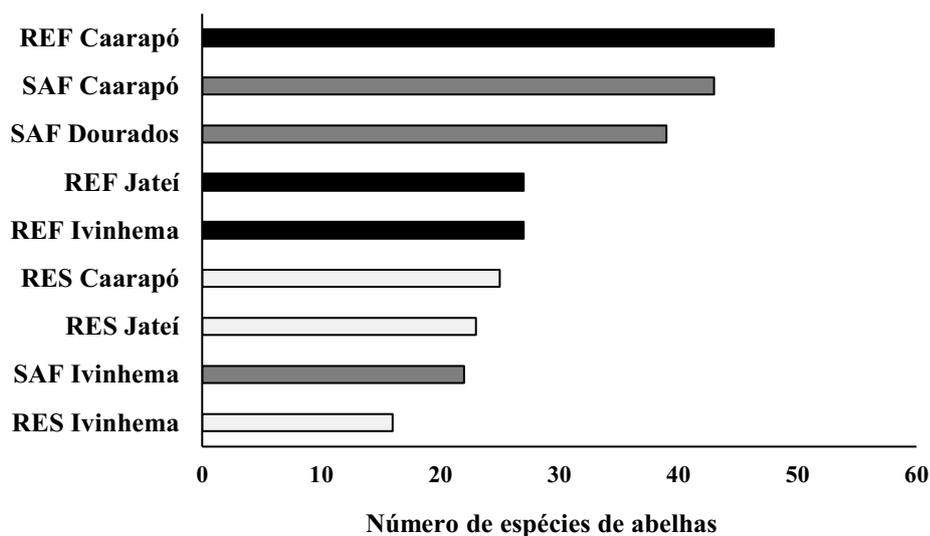


Figura 2. Número absoluto de espécies de abelhas registrado em cada localidade amostrada, Estado do Mato Grosso do Sul. REF – mata de referência; RES – mata restaurada; SAF – sistema agroflorestal.

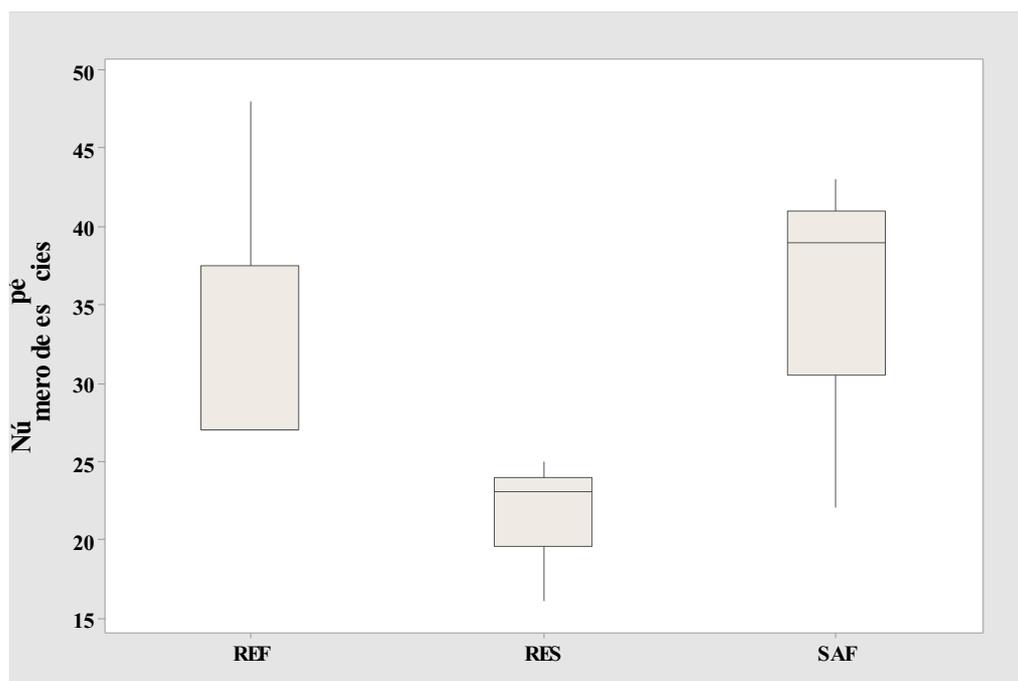


Figura 3. Boxplot do número de espécies de abelhas registrado nos diferentes sistemas. As linhas verticais representam o desvio padrão. REF – mata referência; RES – mata restaurada; SAF - sistema agroflorestal. $p= 0,25$

Tabela 1. Espécies de abelhas e sua respectiva ocorrência em cada área de estudo. Cada espécie está classificada segundo sua família, subfamília e tribo. “x” significa presença da espécie na área, e “--” representa ausência. REF – mata referência; RES – mata restaurada; SAF - sistema agroflorestal. Car. – Caarapó; Jat. – Jateí; Dou. – Dourados; Ivi. – Ivinhema.

Classificação	Espécies de abelhas	REF Car.	RES Car.	SAF Car.	REF Jat.	RES Jat.	SAF Dou.	REF Ivi.	RES Ivi.	SAF Ivi.
Apidae Apinae Apini	<i>Apis mellifera</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Apidae Apinae Centridini	<i>Centris (Centris) aenea</i> (Lepeletier, 1841)	x	x	x	x	--	--	--	--	--
	<i>Epicharis (Hoplepicharis) affinis</i> (Smith, 1874)	x	x	x	x	x	x	--	--	--
	<i>Centris (Centris) sp.</i>	x	x	x	x	x	x	x	--	x
	<i>Epicharis (Epicharoides) cf. albofasciata</i> (Smith, 1874)	x	x	x	x	x	x	x	--	x
	<i>Epicharis (Epicharana) flava</i> (Friese, 1900)	x	--	x	x	x	x	x	--	--
	<i>Centris (Hemisiella) cf. tarsata</i> (Smith, 1874)	x	--	x	--	--	--	--	--	--
	<i>Centris (Heterocentris) analis</i> (Fabricius, 1804)	x	--	x	x	x	x	--	--	--
	<i>Centris (Centris) varia</i> (Erichson, 1849)	x	--	x	x	--	x	--	--	--

Classificação	Espécies de abelhas	REF Car.	RES Car.	SAF Car.	REF Jat.	RES Jat.	SAF Dou.	REF Ivi.	RES Ivi.	SAF Ivi.
	<i>Augochlora (Oxystoglossela) morrae</i> (Strand, 1910)	x	x	x	x	--	x	--	--	--
	<i>Augochlora (Oxystoglossela) aurinasis</i> (Vachal, 1911)	x	x	--	--	x	x	--	x	x
	<i>Augochlora (Oxystoglossela) sp.3</i>	x	--	x	--	--	--	--	--	--
	<i>Augochlora (Oxystoglossela) sp.4</i>	x	x	--	x	--	x	--	--	--
	<i>Augochlora (Oxystoglossela) sp.5</i>	x	--	x	x	--	x	x	x	--
	<i>Augochlora (Augochlora) perimelas</i> (Cockerell, 1900)	x	--	x	x	--	x	x	--	x
	<i>Augochloropsis brachycephala</i> (Moure, 1943)	x	x	x	x	--	x	x	--	x
Halictidae	<i>Dialictus sp.</i>	x	x	x	x	x	x	x	--	x
Halictinae	<i>Dialictus cf. creusa</i> (Schrottky, 1910)	x	x	x	x	x	x	x	--	--
Halictini										
Apidae	<i>Exomalopsis (Exomalopsis) auropilosa</i> (Spinola, 1853)	x	x	x	x	x	x	x	--	--
Eucerinae										
Exomalopisini	<i>Exomalopsis (Exomalopsis) ypirangensis</i>	x	x	x	--	--	x	x	x	x

Classificação	Espécies de abelhas	REF Car.	RES Car.	SAF Car.	REF Jat.	RES Jat.	SAF Dou.	REF Ivi.	RES Ivi.	SAF Ivi.
	<i>Tetragonisca angustula</i> (Latreille, 1811)	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	<i>Trigona spinipes</i> (Fabricius, 1793)	x	x	x	--	--	x	--	--	--
Apidae Apinae Bombini	<i>Bombus (Fervidobombus) morio</i> (Swederus, 1787)	x	x	x	x	x	x	x	x	x
		x	x	x	--	--	x	--	x	--
Apidae Eucerinae Eucerini	<i>Thygater (Thygater) analis</i> (Lepeletier, 1841)									
	<i>Melissoptila richardiae</i> (Bertoni & Schrottky, 1910)	x	x	x	x	x	x	--	--	--
Apidae Apinae Euglossini	<i>Euglossa (Euglossa) sp.</i>	x	--	--	x	--	--	--	--	--
Megachileidae Megachilinae Megachilini	<i>Megachile sp.</i>	x	--	x	x	--	--	--	--	--

Ao longo de um ano, o grau das espécies de abelhas nas matas de referência variou de 190 a 8.681 interações, sendo o grau médio igual a 1.496. Nas matas restauradas o grau das abelhas variou de 40 a 5.715, com grau médio igual a 855. Nos SAFs o grau das espécies de abelhas variou de 150 a 8.845, com grau médio de 1.619. Vale destacar que menos da metade das espécies de abelhas em todos os sistemas apresentaram número de interações (grau) maior do que a média da comunidade, o que indica que o grau médio foi aumentado por espécies super-generalistas. Além disso, não houve diferença significativa entre o grau médio de SAFs e matas de referência, porém as matas restauradas apresentaram valor significativamente menor quando comparado com ambos (Figura 4).

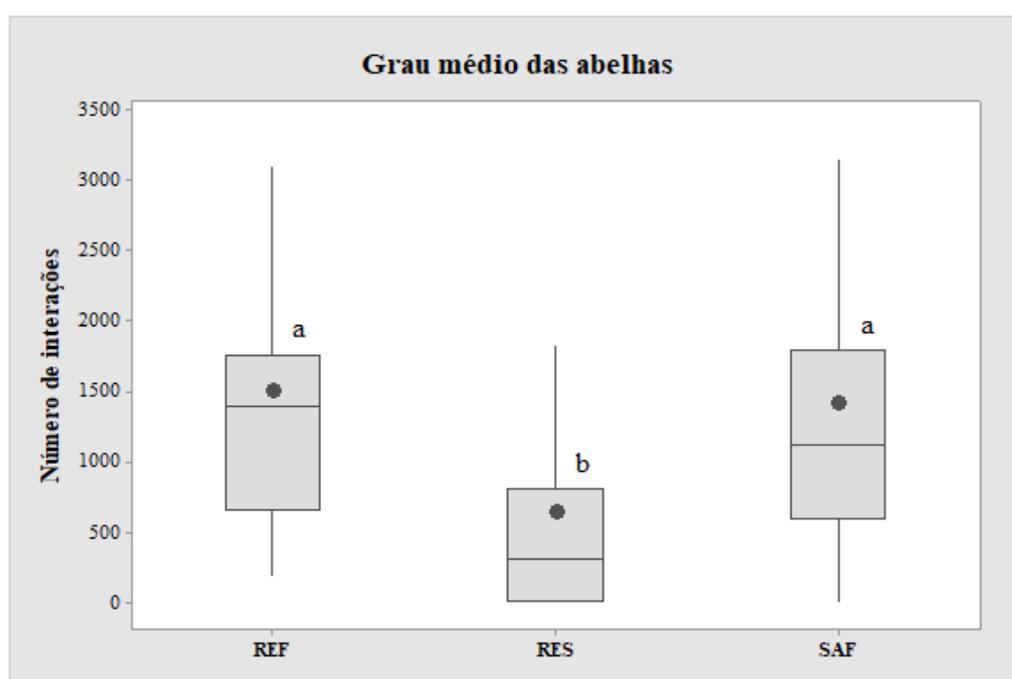


Figura 4. Boxplot do grau médio das espécies de abelhas registradas nos diferentes sistemas. REF – mata referência; RES – mata restaurada; SAF - sistema agroflorestral. Letras diferentes acima das caixas representam diferença significativa ($p=0,002$), o asterisco representa a média e as linhas verticais representam o desvio padrão.

O índice de equitabilidade de interações mostrou, de maneira geral, que as interações estão bem distribuídas (eqSAF:0,81; eqRES:0,8; eqREF:0,83; Tab. 2) e a assimetria da força de interação indicou uma maior dependência das plantas em relação às abelhas do que o contrário (SAF:-0,04; RES:-0,03; REF:-0,06). A centralidade das espécies de abelhas revelou que *Apis mellifera* (163-216), *Tetragonisca fiebrigi* (61-107), *Tetragonisca angustula* (68-77), *Oxaea austera* (84) e *Oxaea flavescens* (59) foram as espécies centrais das redes (Figura 5).

Isso se confirma pelos grafos, onde os *links* aparecem ponderados e a largura de cada barra é proporcional à frequência de interações observadas entre os pares, evidenciando que as barras das espécies supracitadas são as mais largas em todas as redes (Figura 6, 7 e 8). Em relação às plantas, cada sistema apresentou um grupo de plantas dominantes, como *Fridericia florida* (24) e *Banisteriopsis campestris* (22) nas matas de referência, *Schinus terebinthifolia* (24) e *Inga vera* (20) nos SAFs e *Guazuma ulmifolia* (12) e *Handroanthus chrysotrichus* (12) nas matas restauradas. Porém, em todos os sistemas, *Tapirira guianensis* também foi incluída como espécie dominante, ou seja, está dentre os maiores números de conexões (12-23). Esse núcleo de espécies de plantas super-generalistas contribui para aumentar o aninhamento da rede.

Tabela 2. Valores dos índices das redes abelha-planta com base no número de interações totais registradas nos três sistemas de estudo (mata de referência - REF, mata restaurada - RES e sistema agroflorestal - SAF).

Áreas/índices	Valores
SAF	
Conectância	0,29
<i>Links</i> por espécie	8,3
Número de compartimentos (módulos)	1
Aninhamento ponderado (wNODF)	27,93
Assimetria da força de interação	-0,044
Equitabilidade de interações	0,83
Especialização da rede (H_2')	0,25
RES	
Conectância	0,24
<i>Links</i> por espécie	5,91
Número de compartimentos (módulos)	1
Aninhamento ponderado (wNODF)	22,8
Assimetria da força de interação	-0,06
Equitabilidade de interações	0,80
Especialização da rede (H_2')	0,30
REF	
Conectância	0,30
<i>Links</i> por espécie	9,56
Número de compartimentos (módulos)	1
Aninhamento ponderado (wNODF)	27,64
Assimetria da força de interação	-0,03
Equitabilidade de interações	0,83
Especialização da rede (H_2')	0,22



Figura 5. Abelhas super-generalistas (espécies centrais) das redes de interação abelha-planta. (A) Forrageira de *Apis mellifera* coletando cerume; (B) Fêmea de *Oxaea flavescens*; (C) Fêmea de *Tetragonisca angustula*; (D) Fêmea de *Tetragonisca fiebrigi*. Fonte: Fototeca Cristiano Menezes, FCM.

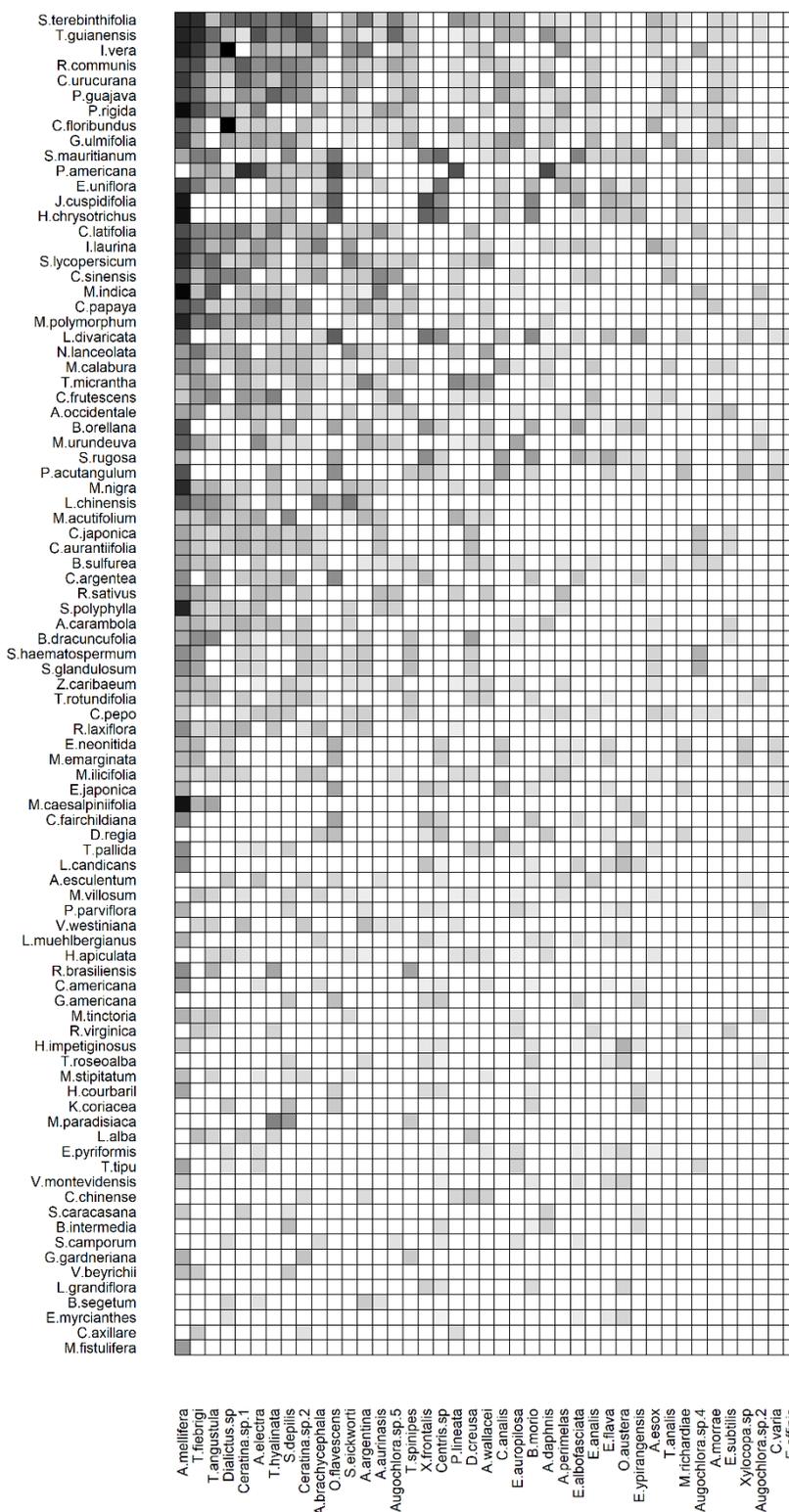


Figura 9. Matriz de interação de abelhas (eixo horizontal) e plantas (eixo vertical) com base na frequência de visitação floral em SAFs ao longo de um ano. Quanto mais escura a caixa, maior a frequência de interação de uma espécie de abelha com determinada planta.

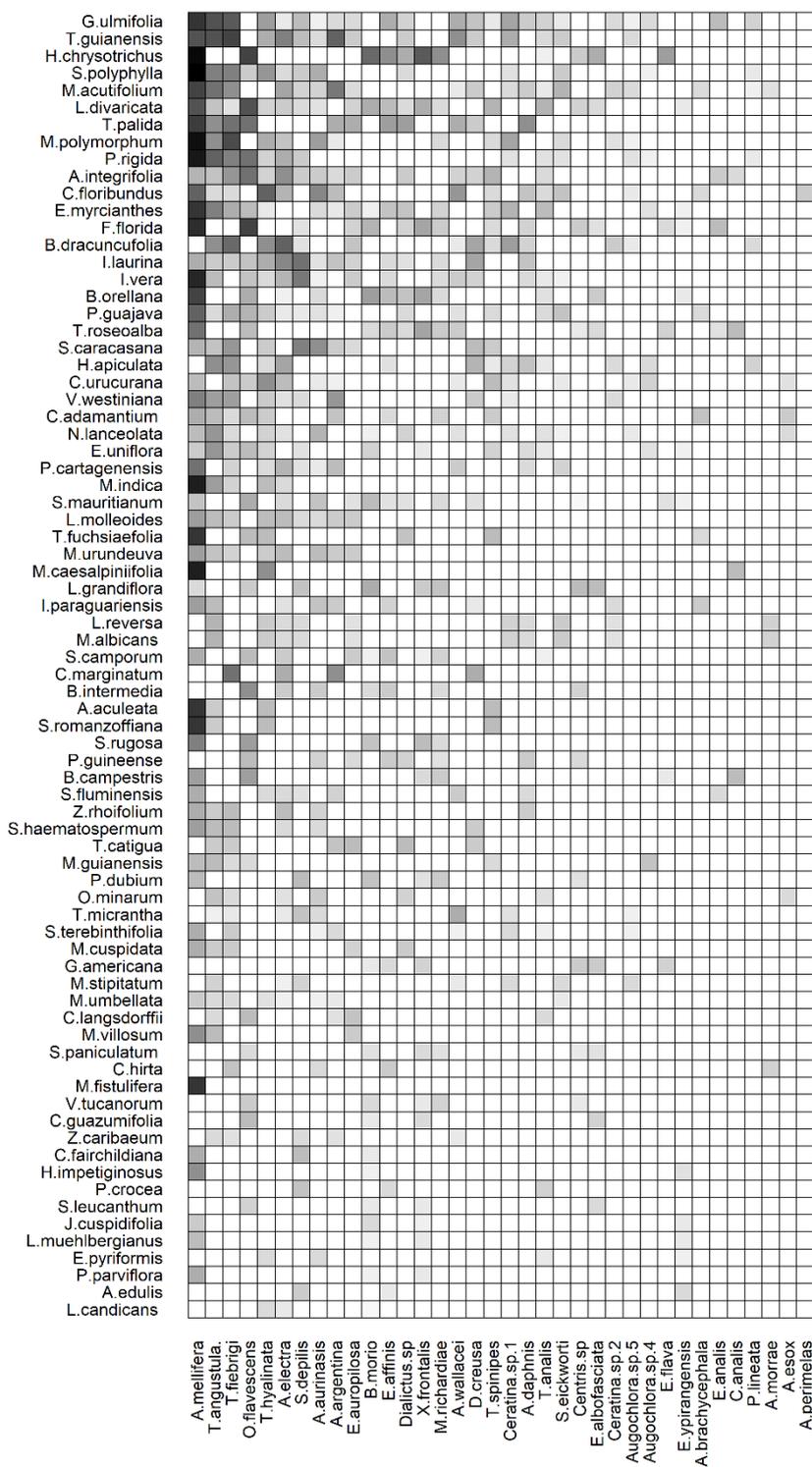


Figura 10. Matriz de interação de abelhas (eixo horizontal) e plantas (eixo vertical) com base na frequência de visitação floral em matas restauradas ao longo de um ano. Quanto mais escura a caixa, maior a frequência de interação de uma espécie de abelha com determinada planta.

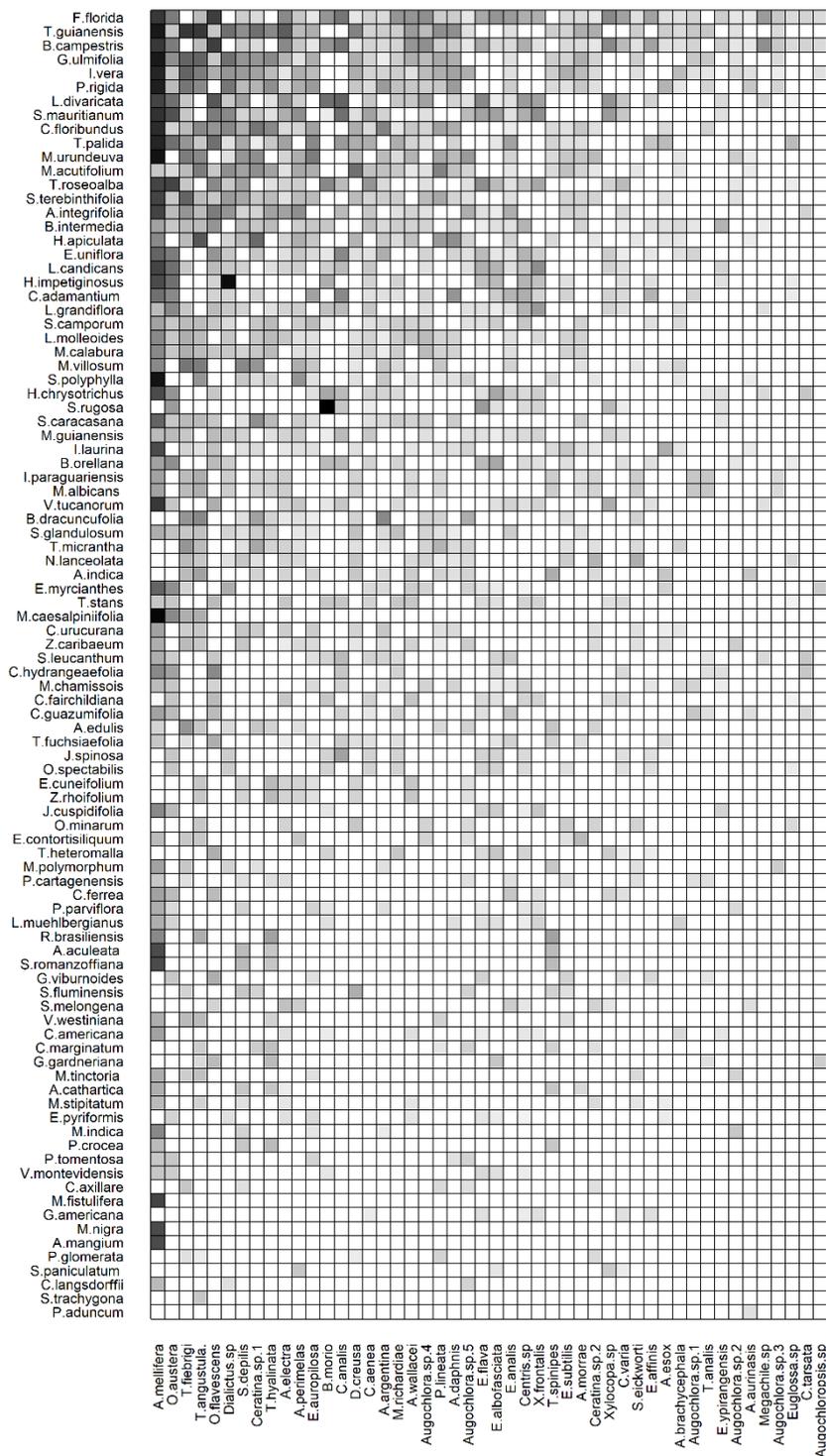


Figura 11. Matriz de interação de abelhas (eixo horizontal) e plantas (eixo vertical) com base na frequência de visitação floral em matas de referência ao longo de um ano. Quanto mais escura a caixa, maior a frequência de interação de uma espécie de abelha com determinada planta.

Os valores dos índices das redes abelha-planta baseadas nas matrizes de frequência ponderada mostraram que não houve formação de módulos em nenhum dos sistemas, sendo encontrado apenas um compartimento (TABELA 2). As redes dos SAFs e das matas de referência apresentaram valores de aninhamento ponderados equivalentes entre si e superiores aos observados para a rede das matas restauradas ($wNODF_{SAF}:27,93$; $wNODF_{REF}:27,64$; $wNODF_{RES}:22,8$; TABELA 2). Os valores de conectância registrados em cada sistema ($C_{RES}:0,24$; $C_{SAF}:0,29$; $C_{REF}:0,30$; TABELA 2) indicam menor número de conexões ou *links* entre as espécies nas matas restauradas, o que leva a uma rede menos adensada nessas áreas (FIGURAS 5, 6 e 7). Ademais, ao considerar ainda os links por espécie, observei que as matas restauradas também apresentam menos conexões, refletindo maior fragilidade na rede (*Links/sp.:* REF:9,56; SAF:8,3; RES:5,91; TABELA 2). Além disso, o grau de especialização (H_2') das redes variou de 0,22 a 0,30, o que representa alto índice de generalização que é um padrão esperado para redes aninhadas. As matrizes de interações com base em frequência (*heatmaps*) apresentam a ordem de dominância das espécies em cada sistema, sendo que as plantas mais conectadas estão ordenadas de cima para baixo, e as abelhas mais conectadas, da esquerda para a direita, sendo também possível notar um padrão de interação aninhado e não modular (FIGURAS 9, 10 e 11).

O papel das espécies de abelhas dentro das redes foi estimado pela sua força e serviço de polinização individual. Dentre todas as espécies, as que apresentaram maior força foram: *A. mellifera* (F=12,99), *T. fiebrigi* (F=5,58), *T. angustula* (F=4,06), *Dialictus* sp. (F=3,62), *O. flavescens* (F=2,57), *X. frontalis* (F=2,32), e *O. austera* (F=2,24). Porém, não houve relação entre a força da espécie e o serviço de polinização individual (PSI; $r^2=-0,5$; $p=0,2$), sendo que algumas espécies que apresentaram menor F mostraram maiores valores de PSI, como por exemplo *Oxaea austera* e *Dialictus* sp. (FIGURA 12), representando espécies com papel crítico de polinizadores efetivos dentro da comunidade.

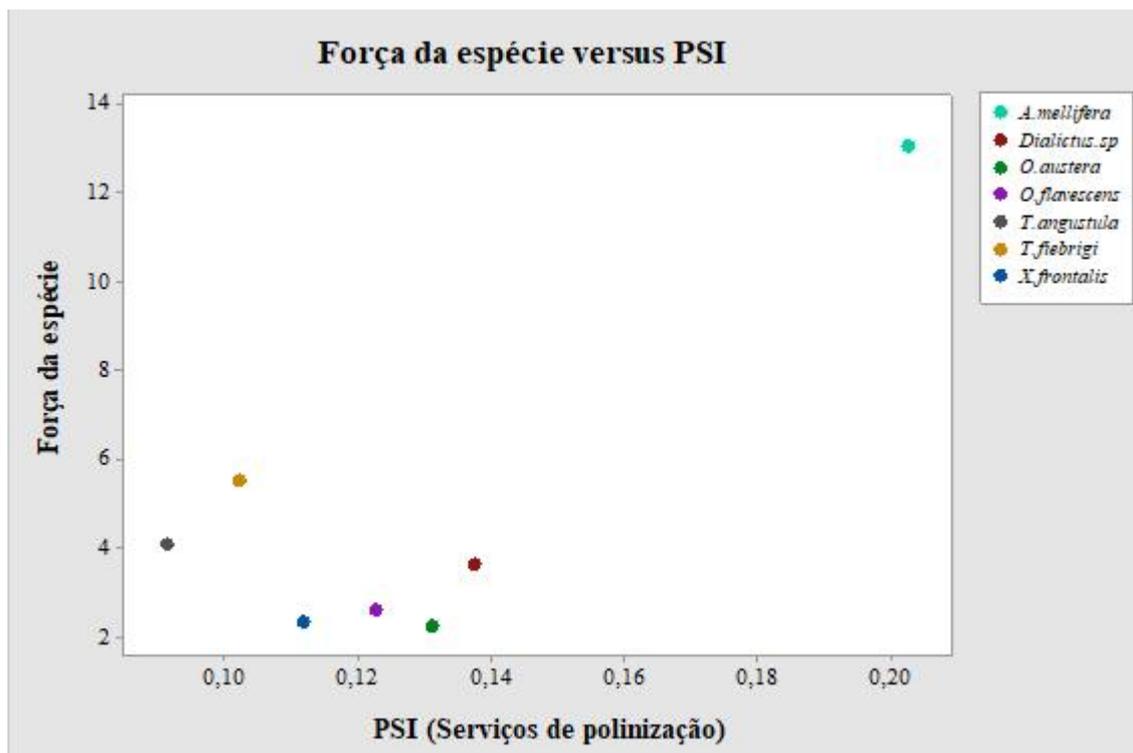


Figura 12. Relação entre força da espécie e serviço de polinização individual (PSI) entre as espécies centrais das redes abelha-planta ($r^2 = -0,5$; $p = 0,2$).

5. DISCUSSÃO

A partir dos resultados obtidos é possível considerar que não houve evidências para rejeitar as hipóteses nos os sistemas investigados (H1. As áreas em restauração contêm um subconjunto característico de espécies que ocorrem no ecossistema de referência, e apresentam interações mutualísticas robustas; H2. Haverá redundância funcional nas áreas em restauração quando comparado ao ecossistema de referência e consequente semelhança nos padrões estruturais das redes de interação entre as áreas). Mas é preciso ressaltar que nas matas com restauração ativa as interações foram menos robustas, apesar de tudo indicar que essas comunidades se encontram no caminho para a restauração completa, já que apresentaram alta diversidade de espécies de abelhas e estrutura de rede aninhada.

A grande diferença na riqueza de espécies registradas na mata de referência de Caarapó ($n=48$) e da mata restaurada de Ivinhema ($n=16$) pode ser explicada pelo tamanho das áreas. A mata de Ivinhema possui apenas 5 hectares, enquanto a mata de Caarapó tem 80 hectares, o que representa uma diferença de tamanho considerável. Esses dados tem apoio da teoria da relação

espécie-área, a qual estabelece que fragmentos maiores tendem a ter maior riqueza de espécies (Fenoglio et al. 2010; Triantis et al., 2012; Yamaura et al. 2016). Porém, essa é uma ideia que vem sendo muito debatida (Dengler 2009; Fahrig 2013; Schrader et al. 2020). Por exemplo, Taki et al. (2018) investigaram relações de riqueza/abundância-área com populações de abelhas em fragmentos de diferentes tamanhos e concluíram que manchas menores podem ter o mesmo valor por área que manchas maiores. Em Caarapó, foram encontradas 65 espécies de plantas pertencentes a 31 famílias, enquanto em Ivinhema, 41 espécies pertencentes a 18 famílias (Capítulo 1). A heterogeneidade ambiental é um importante preditor da riqueza de espécies (Stein et al. 2014), e foi nitidamente maior em Caarapó, o que pode oferecer uma possível explicação para as diferenças observadas no número de espécies entre essas áreas.

Mais da metade da comunidade de abelhas realizou poucas interações com espécies de plantas, e a média da comunidade foi elevada por poucas espécies super-generalistas como por exemplo *Apis mellifera*, *Trigona fiebrigi* e *Oxaea flavescens*. Porém, as espécies que apresentaram menor grau de interação e centralidade não são necessariamente especialistas, como espécies do gênero *Euglossa* e *Augochlora*. Estas espécies podem ser raras nesse ambiente ou terem sido pouco amostradas, o que pode ser o caso das abelhas crepusculares (Biesmeijer & Slaa 2006). É importante destacar que, embora existam espécies de abelhas que interagem com um grande número de parceiros, como as espécies mencionadas acima, a visitação floral nem sempre corresponde a eventos de polinização de fato, já que um visitante floral pode nem ser capaz de polinizar (Olesen et al. 2008). Entre os polinizadores, o especialista tem muito mais sucesso de polinização por visitas que o generalista (Blüthgen & Klein 2011). O polinizador efetivo é muito mais eficiente do que um polinizador eventual, por ser mais frequente e por ter mais sucesso ao transportar o pólen até o estigma nas visitas às flores (Torezan-Silingardi et al. 2021). Portanto, em nosso trabalho não utilizamos o termo “polinizador” nas redes de interação, já que esse não foi o foco de nossa pesquisa.

O grande número de interações de visitação floral observadas para *Apis mellifera*, *Tetragonisca fiebrigi* e *T. angustula* em todas as nove áreas, além de *Oxaea flavescens* e *O. austera* nas matas de referência, aliado aos valores de centralidade de grau observados para estas espécies, confere-lhes a condição de espécies-chave nesses ambientes (Aidar et al. 2015). *Apis mellifera* merece destaque por interagir com quase todas as espécies vegetais e apresentar o maior número de conexões. Essa abelha é conhecida como o visitante floral mais frequente em habitats naturais e culturas agrícolas em todo o mundo (Calderone 2012; Garibaldi et al. 2013; Hung et al. 2018). Porém, embora *A. mellifera* seja uma espécie super-generalista que

ocupa um papel central em muitas redes (Olesen et al. 2010) e capaz de realizar a polinização de culturas agrícolas altamente valorizadas (Giannini et al. 2015; Aslan et al. 2016; Geslin et al. 2017), poucos estudos avaliaram seu desempenho na polinização de espécies de habitats naturais (Butz 1997; Aebi et al. 2012).

Apis mellifera pode atuar negativamente em uma rede ecológica principalmente devido a sua característica generalista, que a torna capaz de interferir na estrutura da rede e monopolizar muitas interações mesmo quando ela não é apta a polinizar a flor visitada (Santos et al. 2010). Além disso, pode perturbar e inibir a visita dos polinizadores efetivos pela grande capacidade de recrutar outros indivíduos da colônia para coletar um recurso floral rapidamente, consequentemente prejudicando a frutificação (Toresan-Silingardi & Del-Claro 1998). Hung et al. (2018) usaram um conjunto de dados globais de 80 redes de interação polinizador-planta para avaliar a importância de *A. mellifera* em habitats naturais. Os autores concluíram que a eficácia da polinização obtida após uma única visita, *A. mellifera* não diferiu da média de outros visitantes florais, sendo inclusive muitas vezes menos eficaz. Esses resultados ressaltam a importância de mantermos uma alta biodiversidade de polinizadores nas áreas naturais, para garantir a oferta dos serviços de polinização necessários para o funcionamento dos ecossistemas.

Os resultados corroboram o padrão esperado para interações abelha-planta, sendo que as redes de todos os sistemas estudados apresentaram o padrão aninhado. Redes ecológicas são dinâmicas, pois espécies que aparecem como especialistas em um ano podem vir a ser generalistas ou trocar de parceiros mutualísticos no ano seguinte, o que leva a uma maior resiliência da rede dada à natureza oportunística de plantas e animais ao utilizarem os recursos disponíveis (Pardo-De la Hoz et al. 2022). Porém, apesar da variação nos pares de espécies que interagem, muitos estudos apontam que estrutura aninhada de interações mutualísticas permanece constante, o que fortalece a hipótese de que o padrão aninhado é tendência nas interações mutualísticas, independente dos autores das interações entre os anos (Bastolla et al. 2009; Payrató-Borras et al. 2019; Cai et al. 2020).

Quanto maior o grau de especialização das interações, menor o grau de aninhamento (Graham et al. 2009). Nesse estudo, foi possível observar alto grau de aninhamento e conectância em todas as áreas, padrão esperado para redes mutualísticas como as interações de polinização (Thébault & Fontaine 2008). Essa situação também reflete uma alta sobreposição de nicho (Bluthgen 2010). Observamos que não houve a formação de módulos, fato já esperado devido ao caráter predominantemente generalista das interações abelha-planta (Neves & Viana

2002, Aguiar 2003, Lorenzon et al. 2003, Rodarte et al. 2008). A ocorrência de módulos em redes abelha-planta indica que determinados grupos de abelhas interagem mais frequentemente com determinados subconjuntos de plantas, o que indica a ocorrência de especialização de nicho entre as espécies (Dormann & Strauss 2014).

As espécies dominantes de plantas e que apresentaram maior número de conexões foram *Fridericia florida* (Bignoniaceae), *Banisteriopsis campestris* (Malpighiaceae), *Schinus terebinthifolia* (Anacardiaceae), *Inga vera* (Fabaceae), *Guazuma ulmifolia* (Malvaceae), *Handroanthus chrysotrichus* (Bignoniaceae) e *Tapirira guianensis* (Anacardiaceae), essa última foi incluída como espécie dominante em todos os sistemas. Em redes planta-polinizador é comum observar algumas espécies de plantas com flores generalistas que sustentam uma grande parte da comunidade de polinizadores (Bascompte et al. 2006), representando espécies-chave para a comunidade em que está inserida (Harmon-Threatt & Hendrix 2015; Warzecha et al. 2018; Nichols et al. 2019, Purvis et al. 2021). A perda de recursos florais é considerada um dos principais impulsionadores do declínio das abelhas (Scheper et al. 2014). Portanto, o fornecimento de recursos florais adequados (pólen, néctar e óleo) é considerado decisivo para o sucesso do manejo de habitat para polinizadores em geral, especialmente as abelhas (Dicks et al. 2010; Scheper et al. 2014). Assim, o conhecimento sobre quais espécies de plantas são relevantes para sustentar diferentes grupos-alvo é crucial para intervenções de restauração mais assertivas (Sutter et al. 2017).

A frequência e intensidade de distúrbios pode afetar as comunidades de forma diferente dependendo da estrutura da rede, já que ela reflete a robustez e resiliência de uma comunidade (Turner 2010; Johnstone et al. 2016; Newman; 2019). Os valores de conectância e aninhamento contribuem para uma rede mais robusta (Landi et al. 2018; Baumgartner 2020). Assim como as matas de referência, os SAFs apresentaram alta conectância e muitos *links* por espécie, além do considerável grau de aninhamento. Apesar de termos registrado uma grande riqueza de espécies de abelhas nas matas restauradas, suas redes apresentaram interações frágeis que indicam que as espécies interagem pouco entre si refletindo maior vulnerabilidade nas redes (Gaiarsa & Guimarães 2019). Isso é um indicativo de que, mesmo após mais de uma década de intervenção, as matas que passaram por processos de degradação e foram reflorestadas com espécies nativas ainda refletem sistemas que não podem ser considerados totalmente recuperados, pois apresentam menor resiliência frente a novas perturbações (SER 2004).

A força das espécies possui relação com a abundância, sendo que espécies mais abundantes possuem valores mais altos de força (Bascompte et al. 2006), e o PSI é calculado

com base nas taxas de visitação das espécies de abelhas às espécies vegetais (Mathiasson & Rehan 2020). Além de muito abundante, *A. mellifera* também realizou muitas visitas às flores de várias espécies, o que justifica o resultado encontrado. No entanto, há alguns requisitos para que se considere um visitante floral como um polinizador, como por exemplo realizar visitas legítimas, carregar pólen e tocar o estigma (Alves-dos-Santos et al. 2016, Torezan-Silingardi et al. 2021). Ser frequente e ter fidelidade à planta também são fatores muito relevantes para estimar o potencial de polinização de uma espécie (Silva et al. 2014). Isso pode explicar por que *T. fiebrigi* e *T. angustula* registraram baixos valores de PSI mesmo apresentando grande força, pois apesar de possuírem muitos parceiros, sua frequência de interação não é tão alta.

Os resultados mostraram que sistemas agroflorestais podem sustentar altos níveis de biodiversidade, assemelhando-se até mesmo a matas de referência (Bos et al. 2007, Bhagwat et al. 2008, Amin et al. 2018). Portanto, a diversificação de sistemas agrícolas, como no caso das agroflorestas, pode contribuir para preservação de polinizadores (Altieri et al. 2003; Begg et al. 2017, Aguilera et al. 2020). Porém, para garantir uma alta biodiversidade nos SAFs é necessário que a heterogeneidade ambiental e a diversidade de recursos sejam mantidas para contemplar uma maior variedade de nichos que garanta a coexistência de diferentes espécies de polinizadores ao longo do ano (Munyuli et al. 2013; Dainese et al. 2017).

A heterogeneidade na provisão de recursos promovida por uma floração simultânea de espécies distintas permite a coexistência de mais espécies de abelhas devido a partição espacial de recursos entre elas (Ghazoul 2006; Vellend; 2008; Sutter et al. 2017). Plantas nativas e/ou exóticas encontradas em sistemas agroflorestais também podem ser manejadas para atrair polinizadores e aumentar a visitação floral de outras espécies de plantas, incluindo as cultivadas não invasoras (Muñoz & Cavieres, 2008; Nicholls & Altieri, 2013; Staab et al. 2020). Ademais, a diversidade local de espécies vegetais é importante para a manutenção das interações abelha-planta quando os cultivos estão distantes de remanescentes de vegetação natural, além de aumentar a disponibilidade de recursos florais como o pólen e o néctar no período de entressafra (Garibaldi et al. 2013; Dainese et al. 2018).

Fatores relacionados à escala da paisagem (e.g. fragmentação de remanescentes florestais e qualidade da matriz) influenciam principalmente o conjunto regional de espécies (Slancarova et al., 2014; Hansen et al. 2020). Quando a diversidade beta é reduzida, há um baixo fluxo de organismos entre habitats por causa da homogeneização da paisagem e do isolamento entre as manchas (Tschardt et al. 2012). A movimentação dos indivíduos entre habitats na paisagem é influenciada principalmente pela qualidade e permeabilidade da matriz

(Hadley & Betts, 2012). Geralmente os agroecossistemas dominam a composição da paisagem rural e devem oferecer recursos e condições que tornem a paisagem funcionalmente mais permeável aos polinizadores para facilitar sua movimentação entre os habitats (Holzschuh et al., 2008; Winfree et al., 2008). Isso aumenta o fluxo gênico entre populações naturais e também nas áreas de cultivo (REF). Os SAFs podem fornecer abrigo para espécies que toleram certo nível de distúrbio e, ao oferecerem recursos adicionais na paisagem, promovem suporte à integridade dos remanescentes florestais próximos, pois servem como corredores ecológicos ou zonas de amortecimento para a fauna (Bhagwat et al. 2008; Udawatta & Godsey 2010; Umranin & Jain 2010; Nair 2011; Albrecht et al. 2020).

Múltiplos tipos de vegetação facilitam a ocorrência de abelhas com características variadas, tais como o nível de sociabilidade, as preferências alimentares e os hábitos de nidificação (Alvarenga et al. 2020). Esses motivos tornam evidente a importância de se manter diferentes fitofisionomias na paisagem, tais como as formações florestais e SAFs. Por exemplo, áreas de floresta com solos mais úmidos podem não ser adequadas para ninhos subterrâneos (Michener 2000). Portanto, espécies de *Exomalopsis*, *Augochloropsis* e *Euglossa*, por exemplo, preferem formações vegetais mais abertas para nidificar, facilmente encontradas nos SAFs (Aranda & Graciolli, 2013; Gibbs et al. 2017). Entender como as comunidades de abelhas e outros tipos de polinizadores interagem dentro dos agroecossistemas é uma abordagem fundamental para projetarmos estratégias de manejo que maximizem a conservação desses animais e aliviem os impactos da agricultura ao tornar os habitats agrícolas mais permeáveis às abelhas (Albrecht et al. 2020).

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O sucesso da restauração ecológica pode ser avaliado a partir da perspectiva da provisão de serviços ecossistêmicos, como a polinização (Suding 2011), além da escolha de bons indicadores e comparação das áreas em restauração com ecossistemas de referência (Chaves et al. 2015). As redes ecológicas abelha-planta se mostraram como ótimos indicadores para fins de monitoramento do sucesso da restauração ecológica. Os sistemas agroflorestais se equipararam às matas de referência em termos de diversidade de espécies e interações entre os pares abelha-planta, além de também apresentarem considerável grau de aninhamento. Redes bem aninhadas são mais robustas e conferem maior estabilidade à comunidade, pois possuem rotas alternativas em resposta às perturbações ambientais (Basconte & Jordano 2007).

Apesar de ter havido uma grande riqueza de espécies de abelhas nas matas restauradas e certo grau de aninhamento nas redes, as interações se mostraram frágeis e refletem uma maior vulnerabilidade na comunidade (Gaiarsa & Guimarães 2019). Isso demonstra que mesmo após mais de uma década de intervenção, as interações de polinização tão fundamentais para a estabilidade e resiliência de comunidades, ainda não são robustas o bastante nas matas reflorestadas; portanto, elas ainda não podem ser consideradas como matas totalmente recuperadas ou restauradas (SER 2004). Dessa forma, os resultados mostraram que os sistemas agroflorestais podem potencialmente atingir e manter níveis mais altos de biodiversidade e provisão de serviços de polinização semelhantes aos ecossistemas de referência, e de forma mais rápida e eficiente quando comparados a matas reflorestadas com espécies nativas.

7. REFERÊNCIAS

Aebi A, Vaissière BE, vanEngelsdorp D, Delaplane KS, Roubik DW, Neumann P. 2012. Back to the future: Apis versus non-Apis pollination: a response to Ollerton et al. *Trends Ecol. Evol.* 27:142-143. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.11.017>

Aguiar, C.M. 2003. Utilização de recursos florais por abelhas (Hymenoptera, Apoidea) em uma área de Caatinga (Itatim, Bahia, Brasil). *Revista Brasileira de Zoologia*, 20: 457-467. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752003000300015>

Aguiar, W. M., Gaglianone, M. C. 2008. Comunidade de abelhas Euglossini (Hymenoptera: Apidae) em remanescentes de mata estacional semidecidual sobre tabuleiro no estado do Rio de Janeiro. *Neotropical Entomology*, 37:118-125. <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2008000200002>

Aguilera, G., Roslin, T., Miller, K., Tamburini, G., Birkhofer, K., Caballero-Lopez, B., Bommarco, R. 2020. Crop diversity benefits carabid and pollinator communities in landscapes with semi-natural habitats. *Journal of Applied Ecology*. 57:2170-2179. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13712>

Aidar, I. F., Bartelli, B. F. Nogueira-Ferreira, F. H. 2015. Network of bee-plant interactions and recognition of key species in semideciduous forest. *Sociobiology*, 62:583-592. <https://doi.org/10.13102/sociobiology.v62i4.610>

Albrecht, M., Kleijn, D., Williams, N. M., Tschumi, M., Blaauw, B. R., Bommarco, R., Sutter, L. 2020. The effectiveness of flower strips and hedgerows on pest control, pollination services and crop yield: a quantitative synthesis. *Ecology letters*, 23:1488-1498. <https://doi.org/10.1111/ele.13576>

Almeida-Neto, M., Guimaraes, P., Guimaraes Jr, P. R., Loyola, R. D., Ulrich, W. 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos*, 117:1227-1239. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2008.16644.x>

Amin, M. R., Mia, M. R., Rahman, H., Miah, M. G., Ge, F. 2018. Insect community in agroforestry: Role of weather parameters on population dynamics. *Indian Journal of Ecology*, 45:88-92.

Altieri, M.A., Silva, E.N.; Nicholls, C.I. 2003. O papel da biodiversidade no manejo de Pragas. *Holos*, 226p.

Alvarenga, A. S., Silveira, F. A., dos Santos Júnior, J. E., de Novais, S. M. A., Quesada, M., Neves, F. D. S. 2020. Vegetation composition and structure determine wild bee communities in a tropical dry forest. *Journal of insect conservation*, 24:487-498. <https://doi.org/10.1007/s10841-020-00231-5>

Anjos, D. V., Tena, A., Viana-Junior, A. B., Carvalho, R. L., Torezan-Silingardi, H., Del-Claro, K., & Perfecto, I. 2022. The effects of ants on pest control: a meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B*, 289(1981), 20221316. <https://doi.org/10.1098/rspb.2022.1316>

Aranda, R., Gracioli, G. 2013. First report of *Exomalopsis fulvofasciata* (Hymenoptera: Anthophoridae) as host of two *Timulla* species (Hymenoptera: Mutillidae). *Biota Neotropica*, 13:382-384. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032013000400033>

Aslan, C. E, Liang, C. T, Galindo B, Kimberly H, Topete W. 2016. The role of honey bees as pollinators in natural areas. *Nat. Area. J.* 36:478-488 <https://doi.org/10.3375/043.036.0413>

Barral, M.P., Rey Benayas, J. M., Meli, P., Maceira, N.O., 2015. Quantifying the impacts of ecological restoration on biodiversity and ecosystem services in agroecosystems: A global meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 202:223-231 <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.01.009>

Bascompte, J., Jordano, P., Olesen, J.M. 2006 Asymmetric coevolutionary networks facilitate biodiversity maintenance. *Science*. 21:431-433. <https://doi.org/10.1126/science.1123412>

Bastolla, U., Fortuna, M. A., Pascual-García, A., Ferrera, A., Luque, B., Bascompte, J. 2009. The architecture of mutualistic networks minimizes competition and increases biodiversity. *Nature*, 458:1018-1020. <https://doi.org/10.1038/nature07950>

Baumgartner, M. T. 2020. Connectance and nestedness as stabilizing factors in response to pulse disturbances in adaptive antagonistic networks. *Journal of Theoretical Biology*, 486, 110073 <https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2019.110073>

Begg GS, Cook SM, Dye R, Ferrante M, Franck P, Lavigne C, Lövei GL, Mansion-Vaquie A, Pell JK, Petit S, Quesada N, Ricci B, Wratten SD, Birch ANE. 2017. A functional

overview of conservation biological control. *Crop Prot* 97:145-158
<https://doi.org/10.1016/j.cropro.2016.11.008>

Bhagwat, S. A.; Willis, K. J.; Birkis, H. J. B.; Whitt, R. J. 2008. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? *Trends in Ecology and Evolution*, 23:261-267.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.01.005>

Biesmeijer, J.C.; Slaa, E. J. 2006. The structure of eusocial bee assemblages in Brazil. *Apidologie*, 37:1-19. <https://doi.org/10.1051/apido:2006014>

Blüthgen, N., Menzel, F., Blüthgen, N. 2006. Measuring specialization in species interaction networks. *BMC ecology*, 6:1-12. <https://doi.org/10.1186/1472-6785-6-9>

Bluthgen N. 2010. Why network analysis is often disconnected from community ecology: A critique and an ecologist's guide. *Basic and Applied Ecology* 11:185-195
<https://doi.org/10.1016/j.baae.2010.01.001>

Blüthgen N, Klein A, M. 2011. Functional complementarity and specialisation: The role of biodiversity in plant-pollinator interactions. *Basic Appl Ecol* 12:282-291.
<https://doi.org/10.1016/j.baae.2010.11.001>

Bos, M. M., Höhn, P., Saleh, S., Büche, B., Buchori, D., Steffan-Dewenter, I., & Tscharrntke, T. 2007. Insect diversity responses to forest conversion and agroforestry management. In *Stability of tropical rainforest margins* 277-294. Springer, Berlin, Heidelberg.
https://doi.org/10.1007/978-3-540-30290-2_14

BRASIL. LEI No 12.651, DE 25 DE MAIO DE 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1996.
Brosi, B.J., Briggs, H. M. 2013. Single pollinator species losses reduce floral fidelity and plant reproductive function. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110:13044-13048. <https://doi.org/10.1073/pnas.1307438110>

Burkle, L.A., Marlin, J.C., Knight, T.M. 2013. Plant-pollinator interactions over 120 years: loss of species, co-occurrence, and function. *Science*, 339:1611-1615.
<https://doi.org/10.1126/science.1232728>

Butz Huryn VM. 1997. Ecological impacts of introduced honey bees. *Q. Rev. Biol.* 72:275-297. <https://doi.org/10.1086/419860>

Cai, W., Snyder, J., Hastings, A., D'Souza, R. M. 2020. Mutualistic networks emerging from adaptive niche-based interactions. *Nature communications*, 11:1-10.
<https://doi.org/10.1038/s41467-020-19154-5>

Calderone NW. 2012. Insect pollinated crops, insect pollinators and US agriculture: trend analysis of aggregate data for the period 1992-2009. PLoS ONE 7, e37235. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0037235>

Cadoux S, Sauzet G, Valantin-Morison M, Pontet C, Champolivier L, Robert C, Lieven J, Flénet F, Mangenot O, Fauvin P, Landé N (2015) Intercropping frost-sensitive legume crops with winter oilseed rape reduces weed competition, insect damage, and improves nitrogen use efficiency. Ocl 22:D302. <https://doi.org/10.1051/ocl/2015014>

Carmo, R. M., Franceschinelli. V., Silveira, F. A. 2004. Introduced honeybees (*Apis mellifera*) reduce pollination success without affecting the floral resource taken by native pollinators. Biotropica 36:371-376. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2004.tb00329.x>

Dainese, M., Montecchiari, S., Sitzia, T., Sigura, M., Marini, L. 2017. High cover of hedgerows in the landscape supports multiple ecosystem services in Mediterranean cereal fields. Journal of Applied Ecology, 54:380-388. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12747>

Dainese, M., Riedinger, V., Holzschuh, A., Kleijn, D., Scheper, J., Steffan-Dewenter, I. 2018. Managing trap-nesting bees as crop pollinators: Spatiotemporal effects of floral resources and antagonists. Journal of Applied Ecology, 55:195-204. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12930>

DaRocha, W.D., Neves, F.S., Dáttilo, W., Delabie, J.H.C., 2016. Epiphytic bromeliads as key components for maintenance of ant diversity and ant-bromeliad interactions in agroforestry system canopies. For. Ecol. Manage. 372:128-136 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.04.011>

Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Poder Legislativo, Brasília, DF: 28 de mai., 2012.

Dicks, L.V., Showler, D.A. & Sutherland, W.J. 2010. Bee Conservation: Evidence for the Effects of Interventions. Pelagic, Exeter, UK

Deprá, M. S., Evans, D. M., Gaglianone, M. C. 2022. Pioneer herbaceous plants contribute to the restoration of pollination interactions in restinga habitats in tropical Atlantic Forest. Restoration Ecology, 3: e13544. <https://doi.org/10.1111/rec.13544>

Chaves, R. B. et al. On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success: new perspectives from São Paulo state (Brazil). 2015. Restoration Ecology, 23:754-759. <https://doi.org/10.1111/rec.12267>

Chuttong, B., Chanbang, Y., Sringarm, K. Burgett, M. 2016. Physicochemical profiles of stingless bee (*Apidae: Meliponini*) honey from South east Asia (Thailand). Food Chemistry, 192:149-155. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2015.06.089>

Daronco, C., Melo, A. C. G. D.; Durigan, G. 2013. Ecosistema em restauração versus ecossistema de referência: estudo de caso da comunidade vegetal de mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. *Hoehnea*, 40:485-498. <https://doi.org/10.1590/S2236-89062013000300008>

Dengler, J. 2009. Which function describes the species-area relationship best? A review and empirical evaluation. *Journal of Biogeography*, 36:728-744. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2008.02038.x>

de Oliveira, R. E., Carvalhaes, M.A. 2016. Agroforestry as a tool for restoration in Atlantic Forest: can we find multi-purpose species? *Oecologia Australis*, 20(4). <https://doi.org/10.4257/oeco.2016.2004.03>

Dormann, C.F., Gruber, B. & Fründ, J. 2008. Introducing the bipartite package: analysing ecological networks. *Interaction*, 1:8-11.

Dormann, C. F., Fründ, J., Blüthgen, N., & Gruber, B. 2009. Indices, graphs and null models: analyzing bipartite ecological networks. *The Open Ecology Journal*, 2(1). <https://doi.org/10.2174/1874213000902010007>

Fahrig, L. 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, 40:1649-1663. <https://doi.org/10.1111/jbi.12130>

Fenoglio, M.S., Salvo, A., Videla, M. & Valladares, G.R. 2010. Plant patch structure modifies parasitoid assemblage richness of a specialist herbivore. *Ecological Entomology*, 35:594-601. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2010.01218.x>

Ferreira, L. D. S., Silva, D. A. S., de Sousa Soares, R. R., Damasceno, A. R. 2021. Diversidade da macrofauna e caracterização do solo que compõe a área de Nim (*Azadirachta Indica*) da Fazenda Escola de Igarapé Açu no Nordeste Paraense. *Nature and Conservation*, 14:24-31. <https://doi.org/10.6008/CBPC2318-2881.2021.001.0003>

Fortuna, M.A., Stouffer, D.B., Olesen, J.M., Jordano, P., Mouillot, D., Krasnov, B.R., Poulin, R.; Basconte, J. 2010. Nestedness versus modularity in ecological networks: two sides of the same coin? *Journal of Animal Ecology* 79:811-817. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2010.01688.x>

Forup, M.L., Henson, K.S.E., Craze, P.G. & Memmott, J. 2008. The restoration of ecological interactions: Plant-pollinator networks on ancient and restored heathlands. *Journal of Applied Ecology*, 45:742-752. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01390.x>

Fototeca Cristiano Menezes, FCM. speciesLink network. Acesso em: 06-Jul-2022, 11:06h, specieslink.net/search

Gaiarsa, M. P., Guimarães, P. R. 2019. Interaction strength promotes robustness against cascading effects in mutualistic networks. *Scientific reports*, 9:1-7. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-35803-8>

Gaiarsa, M. P., Bascompte, J. 2022. Hidden effects of habitat restoration on the persistence of pollination networks. *Ecology Letters*. <https://doi.org/10.1111/ele.14081>

Garibaldi LA et al. 2013. Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *Science* 339:1608-1611 <https://doi.org/10.1126/science.1230200>

Genini J, Morellato LPC, Guimarães PR, Olesen JM 2010. Cheaters in mutualism networks. *Biol Lett* 6:494-7. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2009.1021>

Geslin Bet al. 2017. Massively introduced managed species and their consequences for plant-pollinator interactions. *Adv. Ecol. Res.* 57:147-199. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2016.10.007>

Giannini TC, Garibaldi LA, Acosta AL, Silva JS, Maia KP, Saraiva A. M, Guimarães PR, Kleinert AMP. 2015 Native and non-native supergeneralist bee species have different effects on plant-bee networks. *PLoS ONE* 10, e0137198. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0137198>

Graham, S. P. et al. 2009. Nestedness of ectoparasite-vertebrate host networks. - *PLoS One* 4: e7873. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0007873>

Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H. et al. 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS One*, 12(10), e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>

Hallmann, C.A., Ssymank, A., Sorg, M., de Kroon, H. Jongejans, E. 2021. Insect biomass decline scaled to species diversity: general patterns derived from a hoverfly community. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118: e2002554117. <https://doi.org/10.1073/pnas.2002554117>

Harmon-Threatt, A.N. & Hendrix, S.D. 2015. Prairie restorations and bees: the potential ability of seed mixes to foster native bee communities. *Basic and Applied Ecology*, 6:64-72. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2014.11.001>. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2014.11.001>

Hung, K. L. J., Kingston, J. M., Albrecht, M., Holway, D. A., Kohn, J. R. 2018. The worldwide importance of honey bees as pollinators in natural habitats. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285:20172140. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2140>

Johnstone, J. F., Allen, C. D., Franklin, J. F., Frelich, L. E., Harvey, B. J., Higuera, P. E., Turner, M. G. 2016. Changing disturbance regimes, ecological memory, and forest resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14:369-378. <https://doi.org/10.1002/fee.1311>

Jordano P, Vázquez DP, Bascompte J 2009. Redes complejas de interacciones mutualistas planta-animal. In: Medel R, Aizen MA, Zamora R (eds) Ecol. y Evol. interacciones PlantaAnimal Conceptos y Apl., 1 ed. Editorial Universitaria, Santiago de Chile. 17-41

Klein, A. M. et al. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 274:303-313. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721>

Landi, P., Minoarivelo, H. O., Brännström, Å., Hui, C., Dieckmann, U. 2018. Complexity and stability of adaptive ecological networks: a survey of the theory in community ecology. In *Systems analysis approach for complex global challenges* pp. 209-248. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-71486-8_12

Longcore, T. 2003. Terrestrial arthropods as indicators of ecological restoration success in coastal sage scrub (California, Usa). *Restoration Ecology*, Boston, 11:397-409. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2003.rec0221.x>

Lorenzon, M.C.A.; Matrangolo, C.A.R.; Schoereder, J.H. 2003. Flora visitada pelas abelhas eussociais (Hymenoptera, Apidae) na Serra da Capivara, em Caatinga do Sul do Piauí. *Neotropical Entomology*, 1(32): 27-36 <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2003000100004>

Machado, M. R, Piña-Rodrigues, F.C.M; Pereira, M.G. 2008. Produção de serrapilheira como indicador de recuperação em plantio adensado de revegetação. *Revista Árvore*, Viçosa-MG, v.32, n.1, p. 143-151. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622008000100016>

Machado, T., Viana, B. F., da Silva, C. I., Boscolo, D. 2020. How landscape composition affects pollen collection by stingless bees? *Landscape ecology*, 35:747-759. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-00977-y>

Magurran, A. E. 2003. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, Oxford, 256 p.

Marja, R., Viik, E., Mänd, M., Phillips, J., Klein, A.M. & Batáry, P. 2018. Crop rotation and Agri-environment schemes determine bumblebee communities via flower resources. *Journal of Applied Ecology*, 55:1714-1724. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13119>

Mathiasson, M. E., Rehan, S. M. 2020. Wild bee declines linked to plant-pollinator network changes and plant species introductions. *Insect Conservation and Diversity*, 13:595-605. <https://doi.org/10.1111/icad.12429>

Mello, A.C.G.; Miranda, D.L.C.; Durigan, G. 2007. Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento estrutural de reflorestamento de restauração de matas ciliares no médio vale do Paranapanema, SP, Brasil. *Revista Árvore*, Viçosa, 31:321-328. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622007000200015>

- Michener, C.D., 2000. *Bees of the World*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD.
- Montoya, D., Rogers, L. & Memmott, J. 2012. Emerging perspectives in the restoration of biodiversity-based ecosystem services. *Trends in Ecology and Evolution*, 27:666-672. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.004>
- Miccolis, A., Peneireiro, F. M., Marques, H. R., Vieira, D. L. M., Arco-Verde, M. F., Hoffmann, M. R., Pereira, A. V. B. 2016. Restauração ecológica com sistemas agroflorestais. Como conciliar conservação com produção-opções para cerrado e caatinga. Centro Internacional de Pesquisa Agroflorestal. Brasília: ICRAF.
- Munyuli, M., Nyeko, P., Potts, S., Atkinson, P., Pomeroy, D., Vickery, J. 2013. Patterns of bee diversity in mosaic agricultural landscapes of central Uganda: implication of pollination services conservation for food security. *Journal of insect conservation*. <https://doi.org/10.1007/s10841-012-9488-x>
- Nair, P. R. 2011. Agroforestry systems and environmental quality: introduction. *Journal of environmental quality*, 40:784-790. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0076>
- Neve, E.L.; Viana, B.F. 2002. As abelhas eussociais (Hymenoptera, Apidae) visitantes florais em um ecossistema de dunas continentais no médio Rio São Francisco, Bahia, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 46: 571-578. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262002000400012>
- Newman, E. A. 2019. Disturbance ecology in the Anthropocene. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7, 147. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00147>
- 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>
- O'Connell, D. P., Fusi, M., Djameluddin, R., Rajagukguk, B. B., Bachmid, F., Kitson, J. J., Evans, D. M. 2022. Assessing mangrove restoration practices using species-interaction networks. *Restoration Ecology*, 30: e13546. <https://doi.org/10.1111/rec.13546>
- Olesen JM, Bascompte J, Elberling H, Jordano P. 2008. Temporal dynamics in a pollination network. *Ecology* 89:1573-1582. <https://doi.org/10.1890/07-0451.1>
- Olesen, J. M., Dupont, Y. L., O'Gorman, E., Ings, T. C., Layer, K., Melian, C. J., Woodward, G. 2010. From Broadstone to Zackenbergl: space, time and hierarchies in ecological networks. In *Advances in ecological research* 42:1-69). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-381363-3.00001-0>
- Pardo-De la Hoz, C. J., Medeiros, I. D., Gibert, J. P., Chagnon, P. L., Magain, N., Miadlikowska, J., & Lutzoni, F. 2022. Phylogenetic structure of specialization: A new approach that integrates partner availability and phylogenetic diversity to quantify biotic

specialization in ecological networks. *Ecology and evolution*, 12: e8649. <https://doi.org/10.1002/ece3.8649>

Pascual, M., Dunne, J.A. 2006. From small to large ecological networks in a dynamic world. In *Ecological networks: linking structure to dynamics in food webs* (eds M. Pascual & J.A. Dunne), pp. 3 - 24. Oxford University Press, New York.

Payrató-Borras, C., Hernández, L., & Moreno, Y. (2019). Breaking the spell of nestedness: the entropic origin of nestedness in mutualistic systems. *Physical Review X*, 9: 031024. <https://doi.org/10.1103/PhysRevX.9.031024>

Petanidou T, Kallimanis AS, Tzanopoulos J, et al. 2008. Long-term observation of a pollination network: fluctuation in species and interactions, relative invariance of network structure and implications for estimates of specialization. *Ecol Lett* 11:564 -75. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01170.x>

Potts SG, Biesmeijer JC, Kremen C, Neumann P, Schweiger O, Kunin WE 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends Ecol Evol* 25:345-353 <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.007>

Potts, S.G., Imperatriz-Fonseca, V., Ngo, H.T., Aizen, M.A., Biesmeijer, J.C., Breeze, T.D. et al. 2016. Safeguarding pollinators and their values to human well-being. *Nature*, 540:220-229. <https://doi.org/10.1038/nature20588>

Purvis, E. E., Best, L. R., Galpern, P. 2021. Identifying key forage plants to support wild bee diversity and a species at risk in the Prairie Pothole Region. *Insect Conservation and Diversity*, 14(6), 851-861. <https://doi.org/10.1111/icad.12524>

Rai, V. L., Srivastava, P., Bisht, K., & Mishra, V. K. 2017. Diversity and relative abundance of pollinating insects visiting litchi (*Litchi chinensis* Sonn.) inflorescence under tarai agro-climatic condition. *Journal of Experimental Zoology, India*, 20:221-227.

Raimundo, R. L., Guimaraes Jr, P. R., Evans, D. M. 2018. Adaptive networks for restoration ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 33:664-675. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.06.002>

Rodarte, A.T.A.; Silva, F.O.; Viana, B.F. 2008. A flora melitófila de uma área de dunas com vegetação de caatinga, Estado da Bahia, Nordeste do Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, 22: 301-311 <https://doi.org/10.1590/S0102-33062008000200001>

Ruiz-Jaen, M.C.; Aide, T.M. 2005. Restoration Success: How Is It Being Measured? *Restoration Ecology*, 13:569-577. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2005.00072.x>

Santos, G.M.M.; Aguiar, C.M.L.; Mello, M.A.R. 2010. Flower-visiting guild associated with the Caatinga flora: trophic interaction networks formed by social bees and social wasps with plants. *Apidologie* <https://doi.org/10.1051/apido/2009081>

Sazima, C., P.R. Guimarães, S.F. dos Reis, and I. Sazima. 2010. What makes a species central in a cleaning mutualism network? *Oikos* 119:1319-1325. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.18222.x>

Scheper, J., Holzschuh, A., Kuussaari, M., Potts, S.G., Rundlöf, M., Smith, H. G. et al. 2013 Environmental factors driving the effectiveness of European agri-environmental measures in mitigating pollinator loss- a meta-analysis. *Ecology Letters*, 16:912-920. <https://doi.org/10.1111/ele.12128>

Scheper, J., Reemer, M., van Kats, R. et al. 2014. Museum specimens reveal loss of pollen host plants as key factor driving wild bee decline in The Netherlands. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 11:17552-17557. <https://doi.org/10.1073/pnas.1412973111>

Schrader, J., König, C., Triantis, K. A., Trigas, P., Kreft, H., & Weigelt, P. 2020. Species-area relationships on small islands differ among plant growth forms. *Global Ecology and Biogeography*, 29:814-829. <https://doi.org/10.1111/geb.13056>

Sessegolo, G. C. 2006. A Recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. *Unidades De Conservação*, 25.

Shannon C.E., Weaver W. 1949. *The mathematical theory of communication*. Urbana: University of Illinois.

Society for Ecological Restoration, Science and Policy Working Group. 2004 www.ser.org

Stouffer, D.B.; Basconte, J. 2011. Compartmentalization increases food-web persistence. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108:3648-3652. <https://doi.org/10.1073/pnas.1014353108>

Suding, K. N. 2011. Toward an era of restoration in ecology: successes, failures, and 106 opportunities ahead. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42:465-487. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102710-145115>

Sutter, L., Jeanneret, P., Bartual, A. M., Bocci, G., Albrecht, M. 2017. Enhancing plant diversity in agricultural landscapes promotes both rare bees and dominant crop-pollinating bees through complementary increase in key floral resources. *Journal of Applied Ecology*, 54:1856-1864. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12907>

Taki, H., Murao, R., Mitai, K., & Yamaura, Y. 2018. The species richness/abundance-area relationship of bees in an early successional tree plantation. *Basic and applied ecology*, 26:64-70. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.09.002>

Thébault, E. e Fontaine, C. 2008. Does asymmetric specialization differ between mutualistic and trophic networks? - *Oikos* 117: 555 – 563 <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2008.16485.x>

Thébault, E.; Fontaine, C. 2010. Stability of ecological communities and the architecture of mutualistic and trophic networks. *Science* 329: 853-856. <https://doi.org/10.1126/science.1188321>

Tonietto, R.K. & Larkin, D.J. 2017. Habitat restoration benefits wild bees: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 55:582-590. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13012>

Torralba, M., Fagerholm, N., Burgess, P.J., Moreno, G., Plieninger, T., 2016. Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services? A meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 230:50-161. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.06.002>

Triantis, K. A., Guilhaumon, F., & Whittaker, R. J. 2012. The island species- area relationship: Biology and statistics. *Journal of Biogeography*, 39:215-231. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02652.x>

Turner, M.G. 2010. Disturbance and landscape dynamics in a changing world *Ecology*, 91. pp. 2833-2849. <https://doi.org/10.1890/10-0097.1>

Udy K, Fritsch M, Meyer KM. 2021. Environmental heterogeneity predicts global species richness patterns better than area. *Global Ecol Biogeogr.* 30:842- 851. <https://doi.org/10.1111/geb.13261>

Umrani, R.; Jain, C. K. 2010. *Agroforestry Systems and Practices*. Jaipur: Oxford Book Company.

Uramoto K., Walder J.M., Zucchi R.A. 2005. Análise quantitativa e distribuição de populações de espécies de *Anastrepha* (Diptera: Tephritidae) no campus Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP. *Neotropical Entomology.* 34:33-39 <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2005000100005>

Valentin, T., Gabriel, R., Olesen, J. M., Blüthgen, N. 2017. Ecosystem restoration strengthens pollination network resilience and function. *Nature*, 542: 223-227. <https://doi.org/10.1038/nature21071>

Warzecha, D., Diekötter, T., Wolters, V. & Jauker, F. 2018. Attractiveness of wildflower mixtures for wild bees and hoverflies depends on some key plant species. *Insect Conservation and Diversity*, 11: 32- 41. <https://doi.org/10.1111/icad.12264>

Williams, N. M., Ward, K. L., Pope, N., Isaacs, R., Wilson, J., May, E. A., Peters, J. 2015. Native wildflower plantings support wild bee abundance and diversity in agricultural landscapes across the United States. *Ecological Applications*, 25:2119-2131. <https://doi.org/10.1890/14-1748.1>

Yamaura, Y.; Connor, E.F.; Royle, J.A; Itoh, K.; Sato, K.; Taki, H. 2016. Estimating species-area relationships by modeling abundance and frequency subject to incomplete sampling. *Ecology and Evolution*. 6:4836-4848. <https://doi.org/10.1002/ece3.2244>

Zhu, X., Liu, W., Chen, J., Bruijnzeel, L. A., Mao, Z., Yang, X., Jiang, X. J. 2020. Reductions in water, soil and nutrient losses and pesticide pollution in agroforestry practices: a review of evidence and processes. *Plant and Soil*, 453:45-86. <https://doi.org/10.1007/s11104-019-04377-3>

CAPÍTULO 3

O PAPEL DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS SOBRE A DIVERSIDADE DE POLINIZADORES E PROVISÃO DE SERVIÇOS DE POLINIZAÇÃO

RESUMO

A nova Lei de Proteção da Vegetação Nativa (lei nº 12.651/2012) traz a possibilidade de recompor reservas legais e áreas de proteção permanente por meio de sistemas agroflorestais, desde que o número de espécies exóticas não ultrapasse 50% do total de nativas de ocorrência regional. Porém, o potencial de restauração ecológica por meio destes sistemas ainda permanece pouco compreendido. A restauração ecológica deve dar enfoque não somente às características florísticas da comunidade, mas também às complexas interações que garantem a reconstrução da funcionalidade do ecossistema. Dentre os aspectos relacionados à funcionalidade do ecossistema temos a diversidade de polinizadores e seus serviços de polinização. Assim, o objetivo desse estudo foi discutir por meio de uma revisão sistemática de literatura quais são os principais fatores que influenciam o potencial de sistemas agroflorestais em fornecer serviços de polinização e contribuir com a manutenção da diversidade e abundância de polinizadores, tanto local quanto regional, nas matrizes agrícolas adjacentes. Foram encontrados 242 artigos científicos, entretanto apenas 81 artigos atenderam aos critérios de inclusão e puderam ser inseridos no banco de dados. Ao todo, 24 países realizaram estudos dentro da área proposta, sendo que Estados Unidos foi o país que apresentou maior número de publicações. Pesquisas relacionadas no Brasil foram iniciadas muito recentemente, especialmente nos últimos cinco anos. O modelo de sistema agroflorestal mais adotado foi o SAF biodiverso, seguido pelo plantio de café como cultura principal. A revisão revelou uma produção científica crescente sobre o tema nas últimas duas décadas, no entanto foi identificado um grande viés na distribuição dos estudos em termos de tópicos e tipos de estudos. A provisão de serviços de polinização e intensidade do manejo agroflorestal sobre a diversidade de polinizadores foram os assuntos mais abordados. O efeito da paisagem em escala local e regional também foi predominante, avaliando principalmente os efeitos da heterogeneidade ambiental sobre as comunidades de polinizadores. Em relação aos grupos de polinizadores investigados, o principal grupo avaliado foram as abelhas, seguido por moscas, vespas e borboletas, sendo que o único grupo de vertebrados avaliado foram os morcegos e em baixa frequência (5%). Contrariamente aos sistemas de restauração convencionais, os SAFs vêm apresentando grande potencial de transformar o ônus financeiro da restauração em bônus. Além disso, os benefícios da restauração por meio da agrofloresta em termos de provisão de habitat, corredores ecológicos e serviços ecossistêmicos são cada vez mais aparentes. No entanto, para que conheçamos o verdadeiro nível de sustentabilidade e valor dos sistemas agroflorestais para a conservação e restauração de áreas degradadas ainda são necessários estudos de aspectos biológicos de comunidades agroflorestais que contemplem múltiplas taxa, além de abordagens socioeconômicas em diferentes escalas no médio e longo prazo, para que sejam desenvolvidos sistemas agroflorestais que se adequem aos variados objetivos, especialmente ao de produção alimentar sustentável.

PALAVRAS-CHAVE: serviços ecossistêmicos, restauração ecológica, conservação de polinizadores, SAFs, corredores ecológicos.

ABSTRACT

The current Native Vegetation Protection Law of Brazil provides the possibility of restoring Legal Reserves and Permanent Preserved Areas through agroforestry systems (AFS), since the number of exotic species does not exceed 50% of the total native species of regional occurrence. However, the potential for ecological restoration through these systems remains poorly understood. Ecological restoration must focus not only on the floristic characteristics of the community, but also on the complex interactions that guarantee the reconstruction of ecosystem functionality. Among the aspects related to ecosystem functionality, we have the pollinators diversity and their pollination services. Thus, the objective of this study was to discuss, through a systematic literature review, which are the main factors that influence the potential of agroforestry systems to provide pollination services and contribute to the maintenance of the diversity and abundance of pollinators, both locally and regionally, in the adjacent agricultural matrices. A total of 242 scientific papers were found, however only 81 of them met the inclusion criteria and could be entered in the database. Altogether, 24 countries carried out studies within the proposed subject, with the United States being the country with the highest number of publications. Related research in Brazil was started very recently, especially in the last 5 years. The most adopted agroforestry model was the biodiverse AFS, followed by coffee planting as the main crop. The review revealed a growing scientific production on the subject in the last two decades, however a large bias was identified in the distribution of studies in terms of topics and types of studies. The provision of pollination services and the intensity of agroforestry management on the diversity of pollinators were the most discussed topics. The effect of landscape at local and regional scale was also predominant, mainly evaluating the effects of environmental heterogeneity on pollinator communities. Regarding the groups of pollinators investigated, the main group evaluated were bees, followed by flies, wasps and butterflies, and the only group of vertebrates evaluated were bats, in low frequency (5%). Contrarily to conventional restoration systems, AFS have shown great potential to transform the financial burden of restoration into a bonus. Furthermore, the benefits of restoration through AFS in terms of habitat provision, ecological corridors and ecosystem services are increasingly apparent. However, in order for us to know the true level of sustainability and value of agroforestry systems for the conservation and restoration of degraded areas, studies of biological aspects of agroforestry communities that include multiple taxa are necessary, as well as socioeconomic approaches at different scales in the medium and long term, so that agroforestry systems can be designed to the various goals, especially that of sustainable food production.

KEYWORDS: ecosystem services, ecological restoration, pollinator conservation, AFS, ecological corridors.

1. INTRODUÇÃO

Serviços ecossistêmicos podem ser compreendidos como benefícios relevantes para a sociedade gerados pelo funcionamento dos ecossistemas, em termos de manutenção, recuperação ou melhoria das condições ambientais (Costanza et al. 1997). É o caso, por exemplo, de uma mata ciliar que auxilia na manutenção da qualidade do abastecimento hídrico de determinada comunidade, ou do papel de uma fauna biodiversa na polinização ou na proteção a pragas e doenças em culturas agrícolas (Farias & Régis 2021). A devastação de áreas naturais, especialmente para a agricultura, ameaça tanto a provisão de serviços ecossistêmicos quanto a conservação da biodiversidade (Freitas et al. 2009). Assim, há uma necessidade urgente de estabelecer planos de gestão da paisagem que visem simultaneamente manter os serviços ecossistêmicos e satisfazer as demandas econômicas básicas, mas também conservar e restaurar a biodiversidade.

Práticas agroflorestais contribuem para a produção de múltiplos serviços ecossistêmicos, como a conservação da biodiversidade, o sequestro de carbono, a produção de biomassa, a ciclagem de nutrientes, a melhoria da qualidade do ar e da água, a provisão de matéria prima e alimentos e a polinização de culturas agrícolas (Schwab et al. 2015). Com o reconhecimento da importância desses fatores, recentemente têm-se discutido o uso dos sistemas agroflorestais como método de restauração ecológica (Samsudin et al. 2020, Padovan et al. 2022). A restauração ecológica efetiva estabelece e mantém as características funcionais de um ecossistema com composição de espécies nativas, diferentemente dos SAFs que admitem a inclusão de espécies exóticas para agregar variedade na produção de alimentos, madeira, etc. Porém, a capacidade de desenvolvimento e provisão de serviços ecossistêmicos associados ao cultivo agroflorestal dependem de diferentes fatores intrínsecos e extrínsecos ao sistema, como a identidade das espécies presentes, as características ambientais do local, a qualidade do solo, o tipo de sistema e as práticas de manejo, entre outros (Nair et al. 2009, Nair 2010, Chatterjee et al. 2018).

Dentre os aspectos relacionados à funcionalidade do ecossistema temos a diversidade de polinizadores e seus serviços de polinização. Em áreas agricultáveis as abelhas exercem importante papel, sendo responsáveis por até 90% da polinização, em culturas comerciais e árvores nativas (Chuttong et al. 2016; Halinski et al. 2015). Economicamente os serviços ecossistêmicos de polinização chegam a corresponder cerca de 10% do PIB agrícola, equivalente a um valor de US\$200 bilhões/ano (Barbosa et al. 2017). Além disso, culturas

polinizadas naturalmente apresentam uma maior porcentagem de frutificação e frutos maiores (Klein et al. 2003a; Klein et al. 2003b; Klein et al. 2003c; Malerbo-Souza & Silva 2011).

2. OBJETIVOS

Assim, o objetivo desse estudo foi discutir por meio de uma revisão sistemática de literatura quais são os principais fatores que influenciam o potencial de sistemas agroflorestais em fornecer serviços de polinização e contribuir com a manutenção da diversidade e abundância de polinizadores, tanto nos níveis locais quanto regionais, nas matrizes agrícolas adjacentes. Dessa forma será possível fomentar a discussão do potencial de SAFs como estratégia de restauração ecológica, além de buscar identificar lacunas de conhecimento e apontar caminhos futuros.

3. MÉTODOS

Realizei uma revisão sistemática da literatura acerca do papel de sistemas agroflorestais sobre a provisão de serviços de polinização e manutenção de polinizadores. Por meio das plataformas Web of Science, da base Thompson ISI e Scopus da Elsevier, pesquisei a literatura científica disponível que continha no título, resumo ou palavras-chave os seguintes termos de pesquisa com as combinações: (“Agroforestry system*” AND “Pollination” OR “Pollinator*”) OR (“Agroforestry system*” AND “Pollination service*”) OR (“Agroforest” AND “Pollination” OR “Pollinator*”). Todas as referências foram avaliadas de acordo com os seguintes critérios de inclusão: (a) os organismos investigados envolvem polinizadores; (b) a coleta de dados foi realizada em sistemas agroflorestais; (c) o trabalho foi publicado de 2002 até 2022. Compilei informações de acordo com o número de publicações por ano e país, área do conhecimento e tipo de estudo.

4. RESULTADOS

A revisão revelou uma produção científica crescente sobre o tema nas últimas duas décadas, no entanto foi identificado um grande viés na distribuição dos estudos em termos de tópicos e tipos de estudos. A maior parte dos estudos foram artigos originais, sendo que a principal abordagem foi o papel dos SAFs na provisão de serviços de polinização, otimizando a produção de culturas agrícolas e refletindo diretamente sobre a economia. Não houve enfoque sobre o potencial de SAFs na restauração de processos ecológicos, como a polinização *in situ*

ou nos remanescentes florestais adjacentes, que é uma abordagem que merece atenção. A influência dos SAFs sobre o comportamento e preservação de potenciais polinizadores foi pouco explorada nos estudos investigados.

A partir do levantamento bibliográfico encontrei 242 artigos científicos. Após a eliminação dos documentos duplicados e da literatura cinza, como dissertações, teses, memórias de congressos e relatórios técnicos, apenas 81 artigos atenderam aos critérios de inclusão e puderam ser inseridos no banco de dados. A revisão sistemática abordando o papel de SAFs sobre a abundância, diversidade, comportamento, preservação de polinizadores e/ou serviços de polinização revelou uma produção científica crescente nas últimas duas décadas ($P < 0,0001$, $R^2 = 0,55$; FIGURA 1).

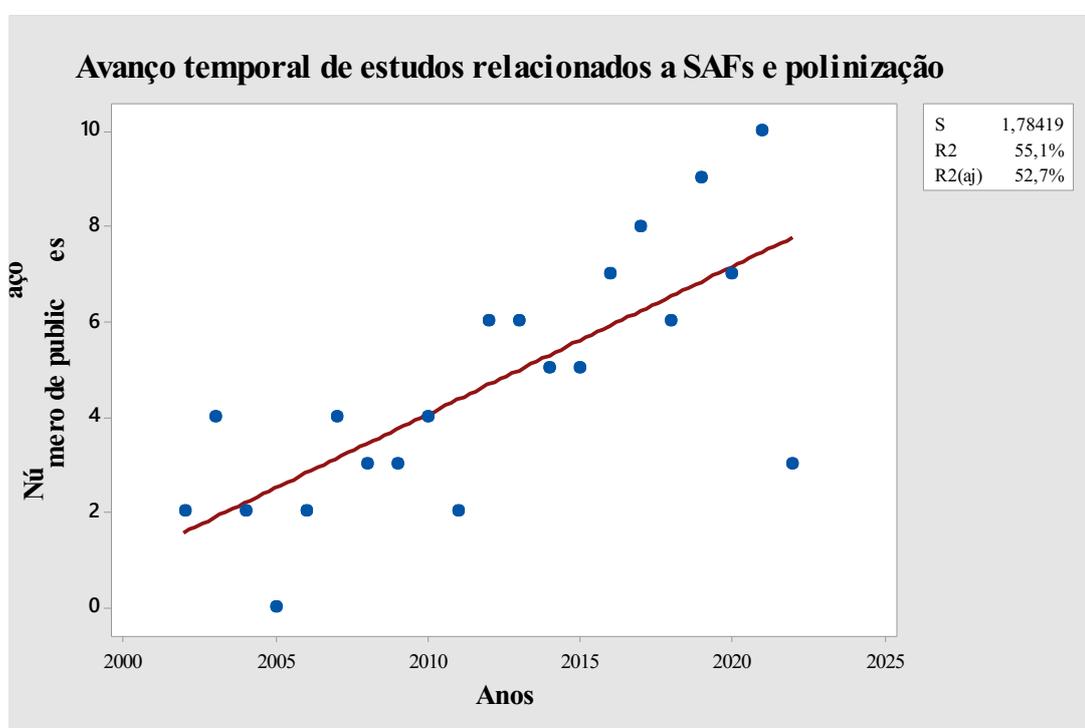


Figura 1. Número de publicações relacionadas ao potencial de sistemas agroflorestais na provisão de serviços de polinização dos últimos 20 anos (2002-2022).

Ao todo, 24 países realizaram estudos dentro da área proposta pela presente revisão. Os Estados Unidos foi o país que apresentou maior número de publicações e o Brasil se encontra em sexto lugar (FIGURA 2). Dentre as publicações, o número de artigos originais predomina sobre artigos de revisão e capítulos de livro, que são a minoria (FIGURA 3a). A área do conhecimento mais explorada foi a ecologia, seguida pelas ciências ambientais, sendo que botânica foi a área menos investigada (FIGURA 3b).

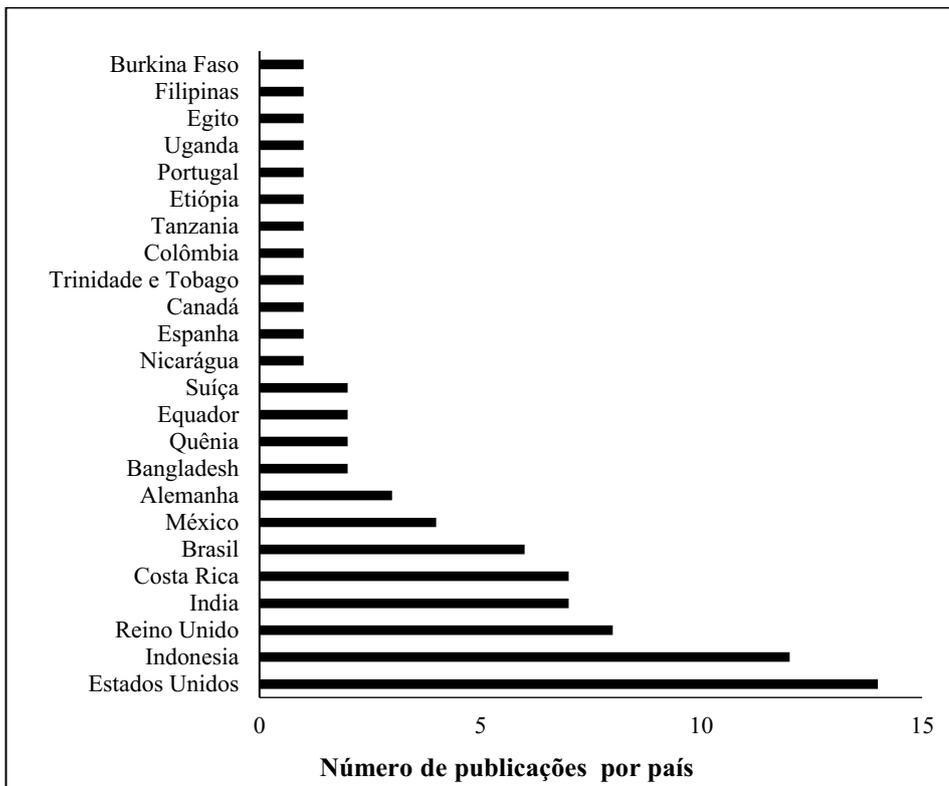


Figura 2. Número de publicações por país relacionadas ao potencial de sistemas agroflorestais na provisão de serviços de polinização e preservação de polinizadores nas duas últimas décadas.

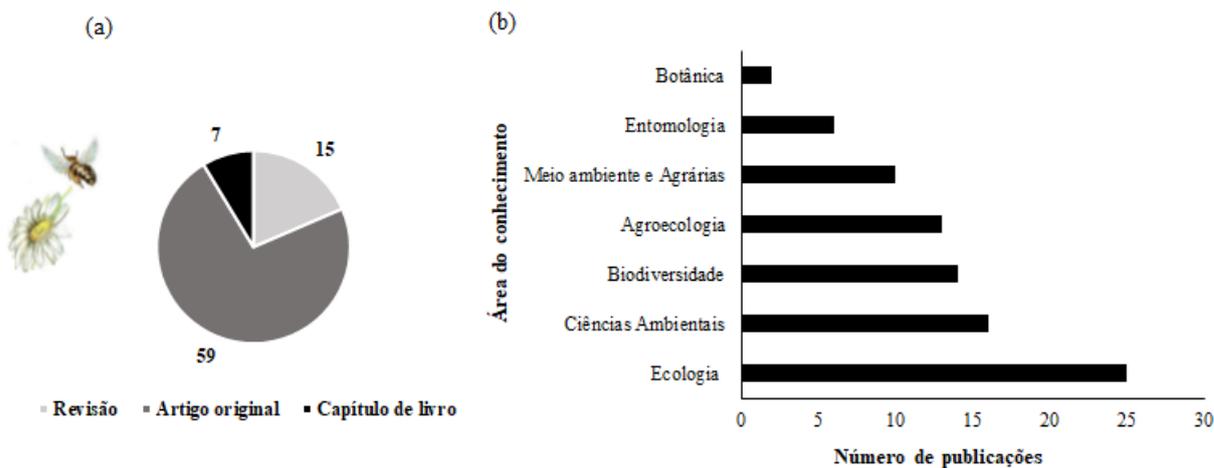


Figura 3. Informação bibliográfica sobre o potencial de provisão de serviços de polinização e preservação de polinizadores em sistemas agroflorestais nas últimas duas décadas (2002 – 2022) mostrando: (a) tipo de documento e (b) área do conhecimento.

Dentre os países com o maior número de publicações que avaliaram o papel de sistemas agroflorestais na provisão de serviços de polinização e preservação de polinizadores, estão os Estados Unidos (17%), a Indonésia (15%) e o Reino Unido (10%), com o Brasil aparecendo na 6ª posição (FIGURA 4). O modelo agroflorestal mais adotado foi o SAF biodiverso, seguido pelo plantio de café como cultura principal. Apesar de uma baixa porcentagem de publicações por país, o continente africano e a América Central concentraram o maior número de países envolvidos, representando 37,5% e 25% de um total de 24 países (FIGURA 4).

A Indonésia foi pioneira na contribuição com estudos sobre o papel de SAFs sobre a abundância, diversidade, comportamento, preservação de polinizadores e/ou serviços de polinização ao longo de duas décadas (2002 – 2022), sendo o único país a publicar entre 2002 e 2006 (FIGURA 5). Porém, de 2011 a 2020, não foi registrado nenhum outro estudo neste país. Por outro lado, pesquisas relacionadas no Brasil foram iniciadas muito recentemente, especialmente nos últimos cinco anos. Os Estados Unidos apresentaram uma distribuição mais homogênea ao longo dos anos, principalmente a partir de 2015.

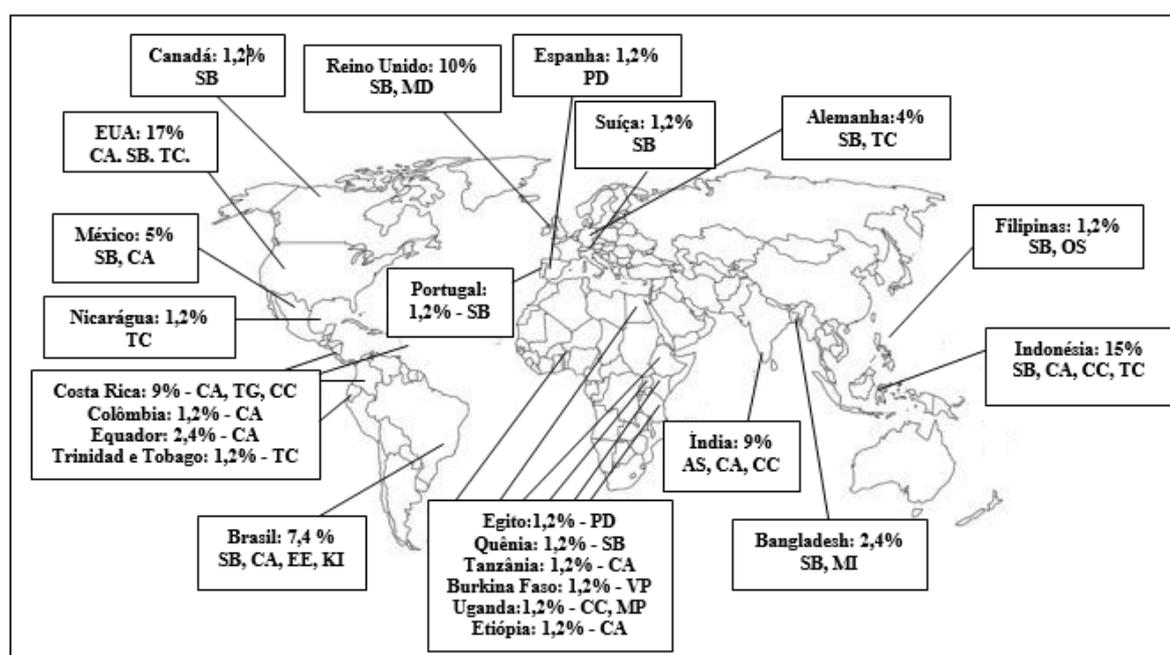


Figura 4. Representação dos países que avaliaram o papel de sistemas agroflorestais na provisão de serviços de polinização e preservação de polinizadores, além dos respectivos percentuais de publicações por país nas últimas duas décadas (2002 – 2022). As letras se referem às categorias das culturas principais de cada SAF, sendo: SB: SAF biodiverso; CA: *Coffea arabica* (Cafê); EE: *Euterpe edulis* (Palmito Juçara); KI: *Khaya ivorensis* (Mogno Africano) MI: *Manguifera indica* (Mangueira); TG: *Tectona grandis* (Teca) CC: *Coffea canephora* (Café), TC: *Theobroma cacao* (Cacau); AS: *Amomum subulatum* (Cardamomo); PD: *Prunus dulcis* (Amêndoa); MP: *Musa paradisiaca* (Bananeira), OS: *Oryza sativa* (Arroz), MD: *Malus domestica* (Maçã), VP: *Vitellaria paradoxa* (Karité).

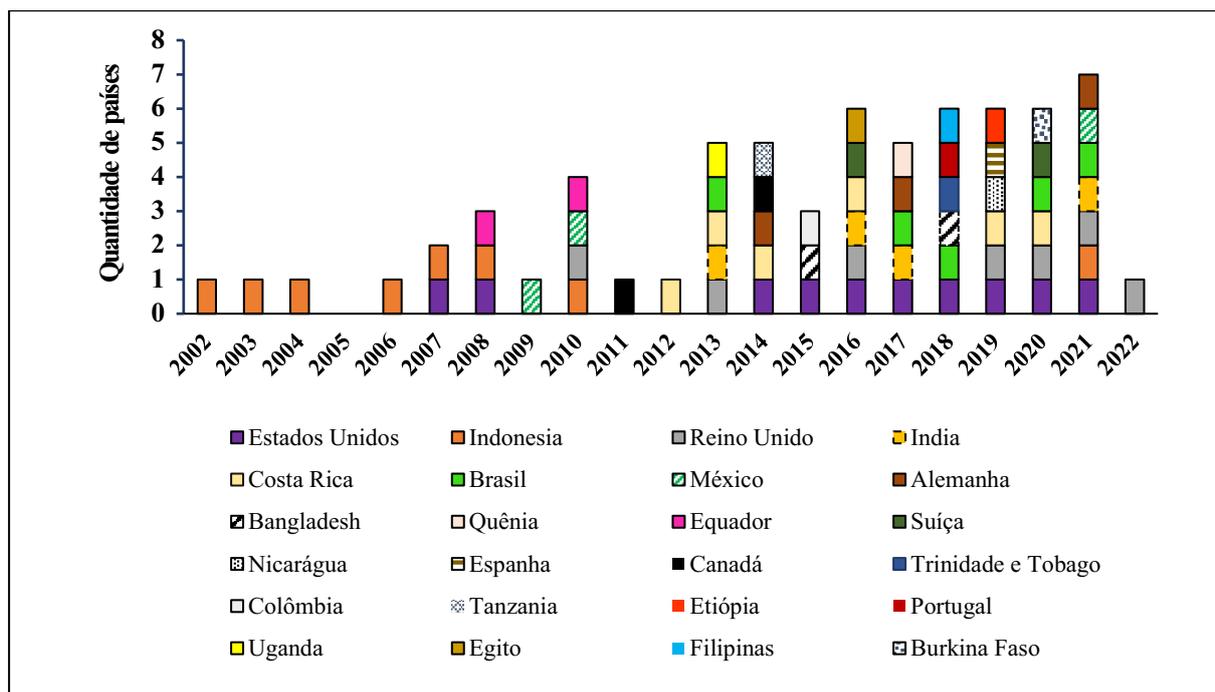


Figura 5. Avanço temporal de estudos abordando o papel de sistemas agroflorestais sobre a abundância, diversidade, comportamento, preservação de polinizadores e/ou serviços de polinização ao longo de duas décadas (2002 -2022). As barras representam o ano de publicação, e as cores, os países.

A provisão de serviços de polinização foi o assunto mais abordado, discutindo-se o efeito da diversidade e abundância de polinizadores nos SAFs e o rendimento de culturas agrícolas, tanto em monocultivos quanto em agroflorestas (FIGURA 6). Outro tópico bastante investigado foi a intensidade do manejo agroflorestal sobre a diversidade de polinizadores, especialmente comparando locais sombreados (baixa intensidade de manejo) e pouco sombreados (alta intensidade de manejo). O efeito da paisagem em escala local e regional também foi predominante, avaliando principalmente os efeitos da heterogeneidade ambiental sobre as comunidades de polinizadores. Em relação aos grupos de polinizadores investigados, o principal grupo avaliado foram as abelhas, seguido por moscas, vespas e borboletas, sendo que o único grupo de vertebrados avaliados foram os morcegos e em baixa frequência (5%) (FIGURA 7).

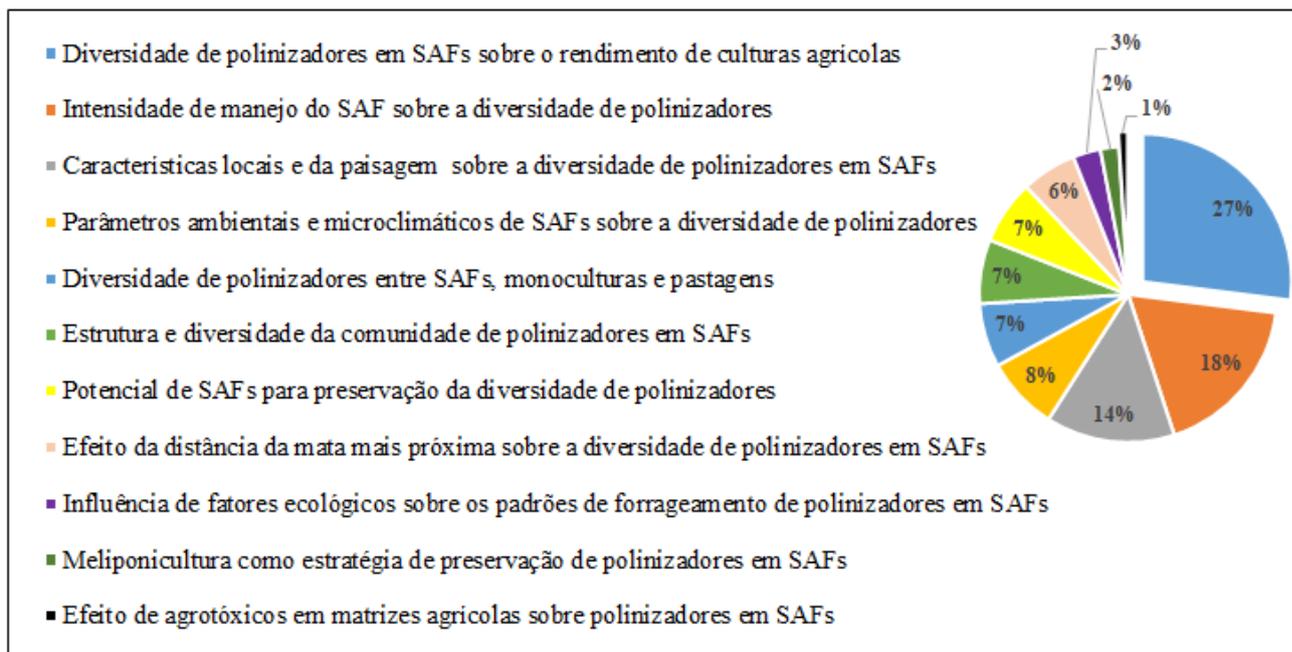


Figura 6. Síntese dos principais aspectos abordados dentre todos os estudos incluídos nesta revisão sobre os sistemas agroflorestais. A frequência de cada temática está representada em %.

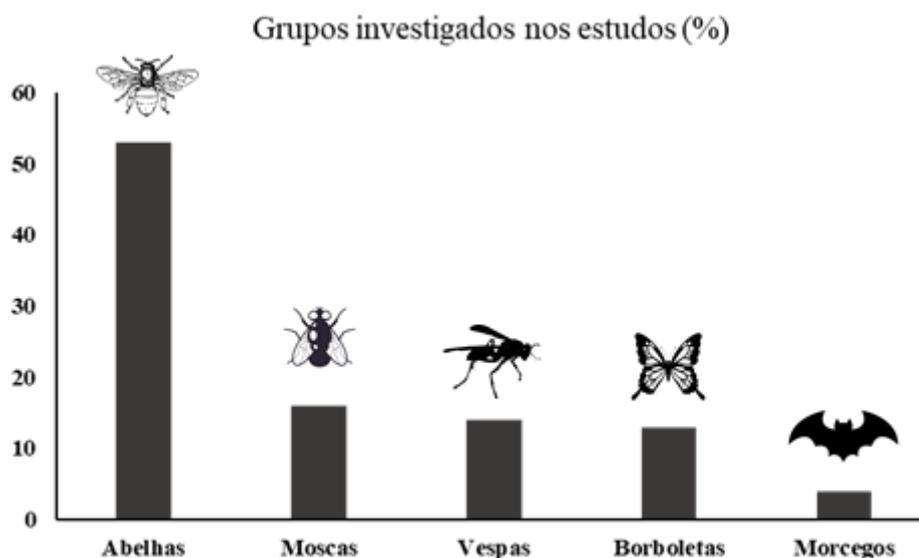


Figura 7. Grupos de polinizadores investigados dentre todos os estudos das duas últimas décadas sobre os SAFs incluídos nesta revisão.

Os trabalhos foram concentrados em dois grandes grupos: publicações que avaliaram o papel de SAFs sobre a abundância, diversidade, comportamento e preservação de potenciais polinizadores (Anexo A) e publicações que avaliaram o papel dos SAFs sobre a provisão de

serviços de polinização, nas últimas duas décadas (2002 -2022; Anexo B). Já em relação ao potencial de SAFs como estratégia de restauração ecológica, pouquíssimos estudos levantaram os custos econômicos e retorno financeiro da implementação desse sistema (2,5%).

5. DISCUSSÃO

O tema mais abordado nos estudos levantados foi o potencial de sistemas agroflorestais sobre a provisão de serviços de polinização. Porém, apesar destes estudos terem mostrado a otimização da produtividade das culturas, um número muito reduzido avaliou o ganho econômico desses serviços de polinização oferecidos pelos SAFs (Hoffmann 2013; Alan et al. 2014, Staton et al 2022). Além disso, pouquíssimos trabalhos trouxeram um levantamento dos custos de implementação e retorno financeiro da restauração ecológica por meio de SAFs (Gama 2003, Hoffmann 2013). Essa é uma lacuna importante do conhecimento a ser preenchida, pois os poucos estudos sobre esse tema têm indicado que a restauração ecológica com sistemas agroflorestais traz um retorno financeiro maior, em tempo relativamente curto comparado aos métodos tradicionais de restauração (Hoffmann 2013; Anexo C). Para que esse método seja aplicado com segurança é necessário que regras claras sejam desenvolvidas sobre quais espécies podem ser plantadas e como devem ser manejadas para que, além de gerar renda adicional aos agricultores, não comprometam o funcionamento do ecossistema e auxiliem na restauração de serviços ecossistêmicos e conservação da biodiversidade (Steenbock 2013a).

Outro aspecto muito importante, porém, pouquíssimo explorado, foi o efeito dos agrotóxicos das matrizes agrícolas sobre potenciais polinizadores nos SAFs. Este é um importante tema a ser investigado, pois seria interessante avaliar o quão resilientes são as comunidades de polinizadores em sistemas agroflorestais em relação à contaminação por agrotóxicos. Vários autores já identificaram que a abundância e a riqueza de espécies de polinizadores, especialmente as abelhas, vêm diminuindo de forma alarmante nos últimos anos (Koh et al. 2016, Hass et al. 2018; Martin et al. 2020). Então, poderiam os sistemas agroflorestais constituírem barreiras para entrada massiva de pesticidas e, dessa forma, representar abrigos para a fauna em meio a paisagens agrícolas? Assim, estudos que preencham essa lacuna do conhecimento seriam de grande relevância.

Um dos temas mais discutidos no universo científico atualmente é a forte conexão entre biodiversidade e serviços ecossistêmicos (Hooper et al. 2005; Gallai et al. 2009; Rands et al. 2010; Viana et al. 2012 Udawatta et al. 2019). Uma alta biodiversidade em paisagens agrícolas é particularmente importante para a manutenção de serviços ecossistêmicos, como a

polinização (Ricketts et al. 2008; Moreira et al. 2015; Boscolo et al. 2016). Um dos taxa mais importantes realizando este serviço é a família Apidae, especialmente a abelha europeia (*Apis mellifera*) (Klein et al. 2007). Porém, *A. mellifera* e muitas outras espécies de polinizadores estão em declínio global (Potts et al. 2010), incluindo outras espécies de abelhas, borboletas, morcegos e beija-flores (Thomas et al. 2004; NRC 2007; Patiny et al. 2009). O uso antropogênico da terra é a principal causa de ameaça a tais espécies (Pereira et al. 2010; Potts et al. 2010), portanto, sistemas de produção agrícola alternativos como as agroflorestas, podem e devem ser considerados para que seja possível conciliar produtividade e preservação da biodiversidade (Ferreira et al. 2013; De Beenhouwer et al. 2013; Deheuvels et al. 2014).

Fragmentos agrofloretais intercalados com a paisagem agrícola contribuem para a conservação da biodiversidade de polinizadores em agroecossistemas, além de promover uma série de serviços ecossistêmicos, incluindo a polinização por insetos (Ferreira et al. 2013; Moreira et al. 2015; Boscolo et al. 2016). Isso já foi comprovado pelo aumento do rendimento de espécies de plantas cultivadas em torno de 75% em todo o mundo (Ashworth et al. 2009; Viana et al. 2012; Boscolo et al. 2016). Portanto, à medida que uma maior diversidade de polinizadores aumenta a qualidade da polinização, conservar essa diversidade é fundamental para nossa própria segurança alimentar (Viana et al. 2012; Garibaldi et al. 2014, Potts et al. 2016). Nesse sentido, devem ser incentivadas práticas agrícolas sustentáveis que demandem menos uso de insumos e que façam uso racional da terra, assegurando a preservação dos polinizadores, tais como os sistemas agrofloretais.

Sistemas agrofloretais podem fornecer habitats apropriados para muitas espécies, sempre levando em consideração a composição de espécies vegetais e seu manejo (Dietsch et al. 2007; Jha et al. 2014). O objetivo ao projetar e gerenciar sistemas agrofloretais é maximizar as interações positivas entre as árvores e as culturas e minimizar as interações negativas. Idealmente, as árvores usam recursos que as culturas herbáceas e arbustivas não usam (Cannell et al. 1996) pela diferença de profundidade de suas raízes. Interações positivas incluem o aumento da matéria orgânica e da umidade do solo, a ciclagem de nutrientes, a fixação de nitrogênio, a redução da erosão do solo, o aumento da polinização e da biodiversidade de animais benéficos, a provisão de abrigo e o microclima mais estável (Thevathasan & Gordon 2004; Jose et al. 2004). As interações negativas são a competição por luz, água, nutrientes, espaço e mão de obra (Jose et al. 2004). Portanto, o projeto de implementação e manejo dos SAFs devem ser projetados com cautela para maximizar sua produtividade.

O tipo de sistema agroflorestal também tem influência sobre a biodiversidade (Varah et al. 2013). Sistemas silvoaráveis (culturas consorciadas com árvores) tendem a apresentar maior riqueza e diversidade do que sistemas silvipastoris (culturas consorciadas com pastagens). É provável que isso se deva ao fato de os sistemas silvoaráveis permitirem o desenvolvimento de sub-bosque, o que fornece habitat de nidificação e recursos de forrageamento aos polinizadores (Galbraith et al. 2020), o que permite considerar os sistemas silvoaráveis como uma forma mais sustentável de agricultura que o sistema silvopastoril.

Para garantir uma alta biodiversidade nos SAFs é necessário que a heterogeneidade ambiental e a diversidade de recursos sejam mantidas para contemplar uma maior variedade de nichos (Winfree et al. 2007, Munyuli et al 2013). Por exemplo, nas florestas primárias ocorrem distúrbios no dossel frequentemente devido a clareiras resultantes de queda de árvores, o que permite ali o desenvolvimento de uma maior densidade da vegetação herbácea e maior riqueza de insetos em comparação com o interior da mata fechada (Horn et al. 2005; Wunderle et al. 2005). A grande diversidade de manejo e média intensidade de perturbação dos sistemas agroflorestais promove heterogeneidade espaço-temporal do habitat e aumenta a abundância floral, de maneira semelhante à dinâmica de clareiras, o que se reflete na alta diversidade beta nessas áreas (Tylianakis et al. 2008, Hoehn et al 2010).

A diminuição da disponibilidade de flores de sub-bosque pode impactar negativamente a diversidade de grupos funcionais de abelhas (Klein et al. 2008; Jha e Vandermeer 2009b), assim como de outros polinizadores. Alguns dos fatores preditivos para a diversidade de abelhas são a riqueza de plantas, o número de espécies em flor e a cobertura de dossel da paisagem agroflorestal local (Jha e Vandermeer 2010). Abelhas solitárias são mais abundantes em habitats com alta cobertura de dossel, enquanto as abelhas sociais são mais abundantes em habitats com maior riqueza de espécies em flor (Jha e Vandermeer 2010). Dessa forma, o manejo diversificado de espécies vegetais dá suporte a comunidades de polinizadores nos SAFs, o que revela o importante papel que os gestores agroflorestais podem ter sobre a conservação da biodiversidade.

No entanto, a intensidade de manejo não afeta as comunidades de polinizadores da mesma maneira (Klein et al. 2002). Vespas e abelhas solitárias, por exemplo, parecem se beneficiar do manejo intensivo do SAF, enquanto o oposto é observado para abelhas sociais (Klein et al. 2002). Abelhas solitárias geralmente constroem ninhos fora da floresta densa, preferindo áreas abertas menos úmidas e menos sombreadas, e que possuam grande quantidade de recursos florais, condições estas que comumente são encontradas em sistemas agroflorestais

(Liow et al. 2001; Klein et al. 2002). Abelhas solitárias são excelentes polinizadores de café, muitas vezes consideradas mais eficientes que abelhas sociais (Willmer & Stone 1989, Garibaldi et al. 2013). Dessa forma, é interessante conciliar um manejo de SAF que promova a criação de mais locais de nidificação para abelhas solitárias, como áreas de solo aberto em taludes. Também é importante aumentar a disponibilidade de recursos alternativos de flores, tanto para espécies solitárias quanto sociais, como plantas herbáceas e cercas-vivas que podem fornecer recursos adicionais, especialmente após o período de floração em massa das culturas (Bretagnolle & Gaba 2015, Lichtenberg et al. 2017). Dessa forma, a manutenção dos ninhos ficaria garantida ao longo do ano, mesmo fora da época de floração das espécies cultivadas.

Os sistemas agroflorestais podem suportar altos níveis de biodiversidade, assemelhando-se até mesmo a matas primárias (Bos et al. 2007, Bhagwat et al 2008, Amin et al 2018). A diversificação de sistemas agrícolas, como no caso das agroflorestas, contribui para o aumento da biodiversidade, inclusive de insetos predadores, que podem auxiliar no controle biológico de pragas de lavouras (Altieri et al. 2003, Begg et al. 2017; Petit et al. 2020, Anjos et al. 2022). Tomazella et al. (2018) realizaram um levantamento de vespas (Hymenoptera: Vespidae) visitando cultivos consorciados de café (*Coffea arabica*) com diferentes espécies arbóreas. As vespas se beneficiaram dessa diversificação, pois foram encontradas maior riqueza, diversidade e abundância de vespas nos sistemas consorciados em comparação às monoculturas. A presença de árvores promoveu maior oferta de alimentos alternativos para adultos (e.g. néctar, pólen e substâncias açucaradas), microclima favorável, substrato para nidificação e construção de ninhos (Cruz et al. 2006), e presença de presas e hospedeiros alternativos (Altieri et al. 2003), podendo assim contribuir para um melhor controle de pragas e estabilidade das plantações de café.

Respostas a mudanças no uso da terra são predominantemente negativas, porém são altamente variáveis entre os taxa (Winfree et al. 2011). Alguns estudos demonstraram que o uso moderado da terra maximiza a riqueza e abundância de polinizadores, incluindo borboletas (Blair 1999, Hogsden & Hutchinson 2004), abelhas (Kessler et al. 2009) e (Tschardt et al. 2008). Já distúrbios de baixa intensidade podem aumentar a heterogeneidade de habitats e recursos, aumentando assim a diversidade de nichos (Tews et al. 2004). Por exemplo, os polinizadores podem nidificar em habitats florestais, mas forragear em habitats agrícolas (Klein et al. 2003b). Consistente com essa hipótese, as bordas entre os diferentes tipos de uso da terra geralmente mostram maior diversidade de borboletas e abelhas (Brosi 2009, Hagen & Kraemer 2010, Ohwaki et al. 2007, Vu 2009). No entanto, este padrão pode ser impulsionado por

espécies comuns, mascarando assim os efeitos em espécies raras e levando à homogeneização em escalas maiores. Assim, mais estudos sobre a composição da comunidade de polinizadores em escala de paisagem são necessários para compreender melhor o padrão de distribuição e comportamento de forrageamento de espécies menos frequentes.

Recursos florais são determinantes na atração de polinizadores (Burger et al. 2010). A preferência na concentração de açúcar no néctar, por exemplo, pode variar de acordo com a espécie de abelha. O gênero *Apis* prefere concentrações de 30 a 50% (Nicolson, 2007), enquanto abelhas de maior porte, do gênero *Bombus* preferem concentrações abaixo de 40% (Harder, 1986). Prado et al. (2021) investigaram o efeito das condições microclimáticas em SAFs de café (*Coffea canephora* e *C. arabica*) com pouca e muita sombra sobre as características do néctar. No sistema de baixa sombra, foram registradas maior temperatura e velocidade do vento, fazendo com que a concentração de açúcar do néctar fosse aumentada em flores de *C. arabica* devido à maior taxa de evaporação, porém, nenhum efeito do vento ou temperatura foi observado no néctar de flores de *C. canephora*. Uma possível razão é a diferença de tamanho e forma floral entre as espécies, sendo que as flores de *C. canephora* são em geral maiores e com o tubo da corola mais longo, o que pode diminuir os efeitos do vento e do calor sobre o néctar dessa espécie, reduzindo a evaporação e evitando que a concentração de açúcar aumente (Prado et al. 2019). Dessa forma, tanto atributos florais quanto características microclimáticas específicas podem afetar a visitação de polinizadores indiretamente, o que irá influenciar a dinâmica das comunidades no SAF (Klein et al 2004).

Alguns trabalhos mostram que existe uma relação entre a abundância e riqueza de polinizadores em agroecossistemas e SAFs com a distância dos fragmentos florestais vizinhos (6% do total avaliado nesta revisão), porém, uma questão ainda pouco discutida está relacionada à conectividade de paisagem entre essas áreas (Jeanneret et al. 2021). Por exemplo, Williams-Guillen et al. (2006) descobriram que as plantações de café à sombra na Nicarágua podem servir como habitats alternativos para a vida selvagem e como corredores entre fragmentos florestais para grande dispersores como macacos (*Alouatta palliata*). Da mesma forma, pesquisas sobre a distribuição de aves na Montanha Khao Luang, no sul da Tailândia, mostraram que 38 a 48% das espécies de aves que habitam as florestas vizinhas também são encontradas em SAFs (Round et al. 2006). Tylianakis et al. (2005) também encontraram uma sobreposição notável nas comunidades de himenópteros de diferentes tipos de habitat, incluindo agroflorestas de café e fragmentos de florestas nativas no Equador, indicando que mesmo terras manejadas intensivamente podem dar uma contribuição valiosa para a biodiversidade geral do mosaico da

paisagem. Portanto, é importante que os esforços de gestão de paisagem se concentrem especialmente na conectividade funcional, que permita o deslocamento de polinizadores, assegurando um maior fluxo gênico e produção de frutos e sementes (Jeanneret et al. 2021).

6. CAMINHOS

Sabemos que múltiplas pressões antrópicas estão levando a um declínio global de populações de polinizadores, incluindo abelhas, borboletas, moscas, besouros, morcegos e aves (Thomas et al. 2004; Patiny et al. 2009; Pereira et al. 2010; Potts et al. 2010; Winfree et al. 2011). Também é conhecido que a ação dos polinizadores é vital para nossa própria segurança alimentar (Imperatriz-Fonseca et al. 2012a; Torezan-Silingardi et al. 2021) e a perda de polinizadores têm causado grandes perdas econômicas (IPBES 2016). No entanto, práticas de produção agrícola sustentáveis que promovam a conservação da biodiversidade em agroecossistemas ainda estão em desenvolvimento e carecem de investigação (Kremen et al. 2007; Menz et al. 2011).

A queda da produtividade de culturas devido à perda de polinizadores tem sido compensada por maiores áreas de terras agricultáveis para sustentar a crescente demanda de produção agrícola, gerando perda de áreas naturais cada vez maiores (Garibaldi et al. 2014). Uma possível solução que tem sido utilizada para este “ciclo vicioso” é aumentar a abundância de polinizadores por meio do manejo de uma única espécie, comumente abelhas europeias (*Apis mellifera*), que não são muito afetadas pelo isolamento de áreas naturais (Winfree et al. 2009; Garibaldi et al. 2011). No entanto, aumentar a abundância de uma espécie pode complementar, mas não substituir a provisão de serviços prestados por diversas assembleias de insetos que polinizam algumas culturas com mais eficiência do que essa espécie de abelha (Garibaldi et al. 2013). Para a polinização eficiente ocorrer deve haver um ajuste da morfologia e fisiologia da flor e seu visitante, o que explica a necessidade de diversos tipos de polinizadores nas comunidades vegetais (Torezan-Silingardi et al. 2021). Assim, práticas que diversificam e otimizam a abundância de recursos para insetos polinizadores fora do campo de cultivo, sem afetar o manejo da cultura têm sido propostas, tais como as listadas abaixo:

Recursos de nidificação - ninhos artificiais; solo nu ou barrancos para espécies que nidificam no solo – por exemplo nas bordas da plantação, sem afetar grande parte da área de cultivo ou manchas lamacentas, como por exemplos solos ricos em argila, que são muitas vezes encharcados e, portanto, mais úmidos, facilitando a escavação do solo para espécies que nidificam em cavidades (Steffan-Dewenter & Schiele 2008).

Cercas vivas ou corredores de flores - Espécies lenhosas ou herbáceas plantadas na borda de uma lavoura, geralmente cobrindo apenas uma pequena área. Se as espécies de plantas forem escolhidas e manejadas adequadamente, podem fornecer recursos alimentares e de nidificação que aumentam a riqueza e abundância de espécies polinizadores (Garratt et al. 2017; Kremen et al. 2019; Albrecht et al. 2020).

Conservação de áreas seminaturais do entorno - Conservar ou restaurar manchas de vegetação nativa dentro de paisagens dominadas por culturas agrícolas permite a formação de corredores ecológicos, trampolins ou zonas de amortecimento para a fauna (Bhagwat et al. 2008, Jose 2012).

Implementação de sistemas agroflorestais biodiversos - Intercalar plantações tradicionais com culturas mistas (SAFs) promove maior heterogeneidade ambiental e riqueza de habitats, fornecendo recursos complementares ao longo do tempo e do espaço, promovendo maior riqueza, abundância e diversidade de polinizadores (Blüthgen & Klein 2011; Norgrove & Beck 2016; De Leijster et al. 2019; Delaney et al 2020; Keerthika & Parthiban 2021; Toledo-Hernandez et al 2021).

Outras alternativas são as práticas que podem ser adotadas dentro do campo de cultivo, tais como as listadas abaixo:

Reduzir o uso de agrotóxicos - Inseticidas com baixa toxicidade para polinizadores, aplicados localmente e fora da época de floração, são menos propensos a prejudicar os polinizadores do que inseticidas sistêmicos altamente tóxicos que são amplamente pulverizados por aviões (Vaughan et al. 2007; Tuell & Isaacs 2010). Além disso, é necessário negar o uso de insumos químicos comprovadamente perigosos, inclusive para a saúde humana, que são permitidos no Brasil e banidos em diversos países (IBAMA 2013; Franco et al. 2016).

Irrigação por gotejamento - Irrigação por inundação pode ser prejudicial em comparação com a irrigação por gotejamento devido à maior probabilidade de inundar ninhos de polinizadores além de facilitar a lixiviação de nutrientes minerais (Julier & Roulston 2009).

Introduzir flores entre os campos de cultivo - Um conjunto diversificado de espécies de flores com diferentes fenologias, morfologias e recursos florais provavelmente aumentará a estabilidade de oferta de recursos para diversos polinizadores (Blüthgen & Klein 2011; Mandelik et al. 2012) e, portanto, a resiliência dos serviços de polinização (Nicholls & Altieri 2013).

Agricultura orgânica - O manejo de plantações sem o uso de agrotóxicos, com utilização de controle biológico de pragas e/ou insumos orgânicos, pode aumentar as

populações de polinizadores em comparação com a agricultura convencional (Morandin & Winston 2005; Holzschuh et al. 2008).

Assim, diferentes combinações de práticas locais e no nível de paisagem podem resultar na promoção da riqueza e abundância de polinizadores, fornecendo soluções alternativas viáveis que se adequam a diferentes configurações agrícolas. Intervenções locais são especialmente importantes para insetos com curto alcance de voo, como as abelhas de pequeno e médio porte, que geralmente forrageiam perto dos ninhos, dentro de uma área de algumas centenas de metros, o que compreende a maior fração das espécies de abelhas (Murray et al. 2009).

Além dos benefícios relacionados à preservação da biodiversidade e otimização da produtividade das culturas, tais práticas podem gerar outros benefícios para a sociedade, por exemplo, a provisão de água doce, mitigação da erosão do solo, ar limpo, alimentos e medicamentos que são essenciais para a saúde e bem-estar humano (Shackelford et al. 2013). Nesse sentido, muitos países, desenvolveram programas patrocinados pelo governo, como por exemplo o “Conservation Reserve Program” nos EUA ou o “Landcare Program” na Austrália (Curtis & De Lacy 1996; Hellerstein 2017). Esses programas compensam os agricultores por melhorarem as condições necessárias para aumentar a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos, que são essenciais para o bem-estar humano, mas não têm valor de mercado.

No Brasil, após um longo processo de mais de 10 anos de discussão e proposição de projetos de Lei no Congresso Nacional, recentemente foi sancionada pelo governo federal a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA) por meio da Lei nº 14.119/2021 (Brasil 2021). Essa lei é de suma importância para o avanço do desenvolvimento sustentável do país, pois estabelece um diálogo em torno do tema serviços ambientais e permite um alinhamento entre os diversos setores, especialmente entre agricultura e meio ambiente.

De forma geral, o conhecimento sobre os sistemas agroflorestais em seus aspectos ecológico-ambientais, sociais e econômicos, ainda é restrito. Há mais perguntas do que respostas, especialmente acerca da viabilidade a longo prazo das populações da fauna e da flora que compõem os SAFs. A maioria dos estudos tem inventariado e monitorado a biodiversidade centrando em poucas taxa e em escalas espaciais e temporais reduzidas. É necessário que mais esforços científicos sejam direcionados principalmente para alguns tópicos-chave que apresentam mais lacunas de conhecimento devido a pouca publicação relacionada. Aqui estão os principais:

- Redes de interações ecológicas nos SAFs e seus resultados sobre a dinâmica de populações e serviços ecossistêmicos;
- Avaliação do potencial dos SAFs como método de restauração ecológica;
- SAFs como corredores ecológicos entre matrizes agrícolas;
- Divulgação científica, mais acessível ao público leigo, sobre a importância de preservar os polinizadores;
- Práticas de manejo agroflorestal;
- Trocas de saberes com comunidades locais/tradicionais.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A restauração ecológica convencional pode ser muito onerosa para o agricultor pois além de envolver altos custos, não prevê retorno econômico no curto prazo. No contexto da restauração ecológica, o principal desafio é desenvolver sistemas que conciliem o retorno financeiro com serviços ambientais exigidos para áreas de preservação (Steenbock 2013a, Kuyah et al. 2016). Contrariamente aos sistemas de restauração convencionais, os SAFs vêm apresentando grande potencial de transformar o ônus financeiro da restauração em bônus (Kuyah et al. 2016). Além disso, os benefícios da restauração por meio da agrofloresta em termos de provisão de habitat, corredores ecológicos e serviços ecossistêmicos são cada vez mais aparentes (Uezu et al. 2008, Jose 2012, de Souza et al. 2016).

Porém, o potencial de restauração ecológica por meio destes sistemas ainda permanece pouco compreendido (de Souza et al., 2016, Reed et al. 2017, Miccolis et al. 2019; Sagastuy & Krause 2019, Erbaugh et al. 2020). Para ser bem-sucedida, a restauração ecológica deve ser efetiva, eficiente e participativa (Keenleyside et al. 2012). Na restauração ecológica efetiva, há estabelecimento e manutenção de características funcionais de um ecossistema; na restauração ecológica eficiente, há maximização dos resultados positivos e diminuição dos custos de tempo, recursos e esforços. Já na restauração ecológica participativa, há colaboração dos parceiros e atores envolvidos, promovendo a participação e melhoria da compreensão dos ecossistemas (McDonald et al. 2016), o que se relaciona aos princípios dos sistemas agroflorestais (May & Trovatto 2008). No entanto, a sustentabilidade e o grau em que um SAF contribui para os esforços de conservação dependem de uma variedade de fatores, como a concepção do sistema em sua diversidade e estrutura, a paisagem onde está inserido, a localização do SAF em relação aos habitats naturais remanescentes e o manejo do sistema (Umrani & Jain 2010; Jose 2012).

Os órgãos ambientais ainda possuem pouca experiência e conhecimento sobre a possibilidade de implementação e uso dos SAFs como método de restauração ecológica (Ramos-Filho 2007). As experiências práticas de SAFs são relativamente poucas e recentes, frequentemente compostas por combinações simplificadas e de baixa diversidade, levadas a cabo principalmente por organizações não governamentais (ONGs) e movimentos sociais, e sem acompanhamento expressivo de pesquisas científicas (May & Trovatto 2008). Dessa forma, para que conheçamos o verdadeiro nível de sustentabilidade e valor dos sistemas agroflorestais para a conservação e restauração de áreas degradadas, são necessários estudos de aspectos biológicos de comunidades agroflorestais que contemplem múltiplas taxa, além de abordagens socioeconômicas em diferentes escalas no médio e longo prazo, para que sejam desenvolvidos sistemas agroflorestais que se adequem aos variados objetivos, especialmente ao de produção alimentar sustentável (Umrani & Jain 2010; Jose 2012).

8. REFERÊNCIAS

Aizen, M.A.; Garibaldi, L.A.; Cunningham, S.A.; Klein, A.M. 2009. How much does agriculture depend on pollinators? Lessons from long-term trends in crop production. *Annals of Botany*. 103:1579- 1588. <https://doi.org/10.1093/aob/mcp076>

Alam, M., Olivier, A., Paquette, A., Dupras, J., Revéret, J. P., Messier, C. 2014. A general framework for the quantification and valuation of ecosystem services of tree-based intercropping systems. *Agroforestry Systems*, 88:679-691. <https://doi.org/10.1007/s10457-014-9681-x>

Albrecht, M., Kleijn, D., Williams, N. M., Tschumi, M., Blaauw, B. R., Bommarco, R., Sutter, L. 2020. The effectiveness of flower strips and hedgerows on pest control, pollination services and crop yield: a quantitative synthesis. *Ecology letters*, 23:1488-1498. <https://doi.org/10.1111/ele.13576>

Alkemade, R.; Van Oorschot, M.; Miles, L.; Nellemann, C.; Bakkenes, M.; Brink, B. 2009. A framework to investigate options for reducing global terrestrial biodiversity loss. *Ecosystems*. 12:374-390. <https://doi.org/10.1007/s10021-009-9229-5>

Altieri, M.A., Silva, E.N. & Nicholls, C.I. 2003. O papel da biodiversidade no manejo de Pragas. *Holos*, 226p.

Altieri, M.; Nicholls, C. I. 2011. O potencial agroecológico dos sistemas agroflorestais na América Latina. *Revista Agriculturas: experiências em agroecologia*, v. 8, n. 2.

Alves-dos-Santos, I.; Aizen, M.; Silva, C. I. 2014. Conservação dos polinizadores. In: Rech, A. R. et al. (org.) *Biologia da polinização*. Rio de Janeiro: Projeto Cultural, p. 493- 524.

Alves-dos-Santos, I., Silva, C. I. D., Pinheiro, M., Kleinert, A. D. M. P. 2016. Quando um visitante floral é um polinizador? *Rodriguésia*, 67, 295-307 <https://doi.org/10.1590/2175-7860201667202>

Amaral-Silva, J.; Rédua, S.; Seoane, C. E.; Froufe, L. C.; Ewert, M.; Steenbock, W. 2014. Conservação ambiental forte alcançada através dos Sistemas Agroflorestais Multiestratificados. *Cadernos de Agroecologia*, 9(4).

Amin, M. R., Namni, S., Miah, M. R. U., Miah, M. G., Zakaria, M., Suh, S. J., Kwon, Y. J. (2015). Insect inventories in a mango-based agroforestry area in Bangladesh: foraging behavior and performance of pollinators on fruit set. *Entomological Research*, 45:217-224. <https://doi.org/10.1111/1748-5967.12112>

Amin, M. R., Mia, M. R., Rahman, H., Miah, M. G., Ge, F. 2018. Insect community in agroforestry: Role of weather parameters on population dynamics. *Indian Journal of Ecology*, 45:88-92.

Andersson GKS, Rundlöf M, and Smith HG. 2012. Organic farming improves pollination success in strawberries. *PLoS ONE* 7: 2-5. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0031599>

ANVISA, Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Divulgado o monitoramento de agrotóxicos em alimentos. Brasília, DF. Publicado em 15 de abril de 2009.

Arnold, S.E.J., Bridgemohan, P., Perry, G.B., Spinelli, G.R., Pierre, B., Murray, F., Houghton, C., Dockery, O., Grey, L., Murphy, S.T., Belmain, S.R., Stevenson, P.C., 2018. The significance of climate in the flower visitor dynamics of a tropical agroforestry system. *Agric. Ecosyst. Environ.* 254, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.013>

Ashworth L, Quesada M, Casas A, Aguilar R, Oyama K. 2009. Pollinator-dependent food production in Mexico. *Biological Conservation* 142: 1050-1057. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.016>

Balvanera, P., Pfaff, A., 2019. The IPBES Global Assessment on Biodiversity and Ecosystem Services. Chapter 2.1. Status and Trends - Drivers of Change, pp. 1-245.

Barbosa, D. B., Crupinski, E. F., Silveira, R. N. & Limberger, D. C. H. 2017. As abelhas e seu serviço ecossistêmico de polinização. *Revista Eletrônica Científica da UERGS*, 3:694-703. <https://doi.org/10.21674/2448-0479.34.694-703>

Barrios, E., Valencia, V., Jonsson, M., Brauman, A., Hairiah, K., Mortimer, P. E., Okubo, S. 2018. Contribution of trees to the conservation of biodiversity and ecosystem services in

agricultural landscapes. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 14:1-16. <https://doi.org/10.1080/21513732.2017.1399167>

Barton, J.; Pretty, J. 2010. What is the best dose of nature and green exercise for improving mental health? A multi-study analysis. *Environ. Sci. Technol.* 44:947-3955. <https://doi.org/10.1021/es903183r>

Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras. Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, Florianópolis - SC. Acesso em 17 de junho de 2022. <http://bd.institutohorus.org.br>

Batish, D. R.; Kohli, R. K.; Jose, S.; Singh, H. P. 2008. *Ecological basis of agroforestry*. Boca Raton: CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781420043365>

Bene, J.G.; Beall, H.W.; Côté, A. 1977. *Trees, food, and people: land management in the tropics*. International Development Research Centre. 52p.

Bhagwat, S. A.; Willis, K. J.; Birks, H. J. B.; Whittaker, R. J. 2008. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? *Trends in Ecology & Evolution*, 23:261-7. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.01.005>

Blair RB. 1999. Birds and butterflies along an urban gradient: surrogate taxa for assessing biodiversity? *Ecol. Appl.* 9:164-70 [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1999\)009\[0164:BABAAU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1999)009[0164:BABAAU]2.0.CO;2)

Blanche, K.R., Ludwig, J.A., Cunningham, S.A., 2006. Proximity to rainforest enhances pollination and fruit set in orchards. *J. Appl. Ecol.* 43:1182-1187 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01230.x>

Blüthgen N and Klein AM. 2011. Functional complementarity and specialisation: the role of biodiversity in plant-pollinator interactions. *Basic Appl Ecol* 12: 282-91. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2010.11.001>

Bos, M. M., Höhn, P., Saleh, S., Büche, B., Buchori, D., Steffan-Dewenter, I., Tscharrntke, T. 2007. Insect diversity responses to forest conversion and agroforestry management. In *Stability of tropical rainforest margins* (pp. 277-294). Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-540-30290-2_14

Boscolo, D., Ferreira, P. A., & Lopes, L. E. (2016). Da matriz à matiz: em busca de uma abordagem funcional na Ecologia de Paisagens. *Filosofia e História da Biologia*, 11:157-187.

BRASIL. Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989. Dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de

agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências Diário Oficial da União 1989; 12 jul.

BRASIL. Decreto nº 4.074, de 4 de janeiro de 2002. Regulamenta a Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989, que dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências.

BRASIL. Lei no 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis no 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis no 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências.

BRASIL. Lei nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021. Define conceitos, objetivos, diretrizes, ações e critérios de implantação da Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA), institui o Cadastro Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (CNPSA) e o Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais (PFPSA), dispõe sobre os contratos de pagamento por serviços ambientais e altera as Leis nos 8.212, de 24 de julho de 1991, 8.629, de 25 de fevereiro de 1993, e 6.015, de 31 de dezembro de 1973.

Bravo-Monroy, L., Tzanopoulos, J., & Potts, S. G. 2015. Ecological and social drivers of coffee pollination in Santander, Colombia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 211:145-154. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.06.007>

Bentrup, G., Hopwood, J., Adamson, N. L., & Vaughan, M. (2019). Temperate agroforestry systems and insect pollinators: A review. *Forests*, 10(11), 981. <https://doi.org/10.3390/f10110981>

Bentrup, G., Hopwood, J., Adamson, N. L., Powers, R., & Vaughan, M. 2021. The Role of Temperate Agroforestry Practices in Supporting Pollinators. In *Agroforestry and Ecosystem Services* (pp. 275-304). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-80060-4_11

Boreux, V., Kushalappa, C. G., Vaast, P., & Ghazoul, J. 2013. Interactive effects among ecosystem services and management practices on crop production: pollination in coffee agroforestry systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110:8387-8392. <https://doi.org/10.1073/pnas.1210590110>

Boreux, V., Krishnan, S., Cheppudira, K. G., & Ghazoul, J. 2013a. Impact of forest fragments on bee visits and fruit set in rain-fed and irrigated coffee agro-forests. *Agriculture, ecosystems & environment*, 172, 42-48. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.05.003>

Boreux, V., Kushalappa, C. G., Vaast, P., & Ghazoul, J. 2013b. Interactive effects among ecosystem services and management practices on crop production: pollination in coffee

agroforestry systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110:8387-8392. <https://doi.org/10.1073/pnas.1210590110>

Bretagnolle V, Gaba S 2015 Weeds for bees? A review. *Agron Sustain Dev* 35:891-909 <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0302-5>

Brosi, B. J., Daily, G. C., Ehrlich, P. R. 2007. Bee Community shifts with landscape context in a tropical countryside. *Ecological Applications* 17:418-430. <https://doi.org/10.1890/06-0029>

Brosi BJ, Daily GC, Shih TM, Oviedo F, Durán G 2008. The effects of forest fragmentation on bee communities in tropical countryside. *J Appl Ecol* 45:773-783 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01412.x>

Brosi BJ. 2009. The effects of forest fragmentation on euglossine bee communities (Hymenoptera: Apidae: Euglossini). *Biol. Conserv.* 142:414-23 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.11.003>

Bryden, J.; Gill, R. J.; Mitton, R.A.A.; Raine, N.E.; Jansen, V.A.A. 2013. Chronic sublethal stress causes bee colony failure. *Ecology Letters*, v. 16, p. 1463-1469. <https://doi.org/10.1111/ele.12188>

Burger, H., Dötterl, S., Ayasse, M., 2010. Host-plant finding and recognition by visual and olfactory floral cues in an oligolectic bee. *Funct. Ecol.* 24, 1234-1240. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01744.x>

Cairns, C. E., Villanueva-Gutierrez, R., Koptur, S., Bray, D. B. 2005. Bee populations, forest disturbance, and africanization in Mexico. *Biotropica* 37:686-692. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2005.00087.x>

Campera, M., Balestri, M., Manson, S., Hedger, K., Ahmad, N., Adinda, E., Nekaris, K. A. I. (2021). Shade trees and agrochemical use affect butterfly assemblages in coffee home gardens. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 319, 107547. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107547>

Campos-Filho, E.M.; Costa, J.N.M.N. da; Sousa, O.L. de; Junqueira, R.G.P. 2013. Mechanized Direct-Seeding of Native Forests in Xingu, Central Brazil. *Journal of Sustainable Forestry*, v. 32, p. 702-727. <https://doi.org/10.1080/10549811.2013.817341>

Cannell MGR, van Noordwijk M, Ong CK. 1996. The central agroforestry hypothesis: the trees must acquire resources that the crop would otherwise not acquire. *Agroforestry Syst* 34:27-31 <https://doi.org/10.1007/BF00129630>

Caudill, S. A., Brokaw, J. N., Doublet, D., Rice, R. A. 2016. Forest and trees: Shade management, forest proximity and pollinator communities in southern Costa Rica coffee

agriculture. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 32(5), 417-427.
<https://doi.org/10.1017/S1742170516000351>

Cerdán, C. R., Rebolledo, M. C., Soto, G., Rapidel, B. Sinclair, F. L. 2012. Local knowledge of impacts of tree cover on ecosystem services in smallholder coffee production systems. *Agricultural Systems*, 110, 119-130. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2012.03.014>

Chabaribery, D.; Silva, J.R. da; Tavares, L.F. de; Lolli, M.V.B.; Silva, M.R da; Monteiro, A.V.V.M. 2008. Recuperação de matas ciliares: sistemas de formação de floresta nativa em propriedades familiares. *Informações Econômicas*, São Paulo, SP, 38:07 - 20.

Chacoff, N. P., and M. A. Aizen. 2006. Edge effects on flower-visiting insects in grapefruit plantations bordering premontane subtropical forest. *Journal of Applied Ecology* 43:18-27
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01116.x>

Chain-Guadarrama, A., Martínez-Salinas, A., Aristizábal, N., & Ricketts, T. H. 2019. Ecosystem services by birds and bees to coffee in a changing climate: A review of coffee berry borer control and pollination. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 280:53-67.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.04.011>

Chatterjee, N., Nair, P. R., Chakraborty, S., Nair, V. D. 2018. Changes in soil carbon stocks across the Forest-Agroforest-Agriculture/Pasture continuum in various agroecological regions: a meta-analysis. *Agriculture, ecosystems&environment*, 266, 55-67.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.07.014>

Chuttong, B., Chanbang, Y., Sringarm, K. Burgett, M. 2016. Physicochemical profiles of stingless bee (Apidae: Meliponini) honey from South east Asia (Thailand). *Food Chemistry*, 192:149-155. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2015.06.089>

Classen, A., Peters, M. K., Ferger, S. W., Helbig-Bonitz, M., Schmack, J. M., Maassen, G., Steffan-Dewenter, I. 2014. Complementary ecosystem services provided by pest predators and pollinators increase quantity and quality of coffee yields. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281:20133148. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.3148>

Costanza, R. et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387:253-260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>

Cruz, Z, J.D.; Gismnotti, E., Santos, G.M., Bichara-Filho, C.C. Rocha, A.A. 2006. Nest site selection and flying capacity of the Neotropical wasp *Angiopolypia pallens* (Lepeletier, 1836) (Hymenoptera: Vespidae) in the Atlantic Rain Forest, Bahia State, Brazil. *Sociobiology*, 47: 739-750.

Cuevas, E., Blancas, J., Caballero, J., Hinojosa-Díaz, I. A., Martínez-Ballesté, A. 2021. Agricultural management and local knowledge: key factors for the conservation of socio-ecosystems in the face of the pollinator world crisis. *Botanical Sciences*, 99:305-320.
<https://doi.org/10.17129/botsci.2659>

Curtis, A., De Lacy, T. 1996. Landcare in Australia: beyond the expert farmer. *Agriculture and Human Values*, 13:20-31. <https://doi.org/10.1007/BF01530464>

Cury, R.T.S.; Carvalho JR, O. 2011. Manual para restauração florestal: florestas de transição. Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia- IPAM. Canarana, MT, Série boas práticas, v. 5, 78 p.

Daily GC. 2001. Ecological forecasts. *Nature* 411:245 <https://doi.org/10.1038/35077178>

D'antonio, C. A. R. L. A., Meyerson, L. A. 2002. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. *Restoration ecology*, 10:703-713. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2002.01051.x>

DaMatta, F.M., Ronchi, C.P., Maestri, M., Barros, R.S., 2007. Ecophysiology of coffee growth and production. *Braz. J. Plant Physiol.* 19, 485-510. <https://doi.org/10.1590/S1677-04202007000400014>

De Beenhouwer, M., Aerts, R., Honnay, O., 2013. A global meta-analysis of the biodiversity and ecosystem service benefits of coffee and cacao agroforestry. *Agric. Ecosyst. Environ.* 175, 1-7. Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.05.003>

DEFRA. Department for Environment, Food and Rural Affairs. 2012. Farming statistics: final crop areas, yields, livestock population and agricultural workforce.

Degrandi-Hoffman, G., Chambers, M., 2006. Effects of honey bee (Hymenoptera: Apidae) foraging on seed set in self-fertile sunflowers (*Helianthus annuus* L.). *Environ. Entomol.* 35, 1103-1108. <https://doi.org/10.1603/0046-225X-35.4.1103>

Deheuvels, O., Xavier, G., Grimaldo, R., Quiroga, S., Decker, M., Rolando, F., Sergio, C., Somarriba, E., 2014. Biodiversity is affected by changes in management intensity of cocoa-based agroforests. *Agrofor. Syst.* 88, 1081-1099. <https://doi.org/10.1007/s10457-014-9710-9>

Delaney, A., Dembele, A., Nombré, I., Gnane Lirasse, F., Marshall, E., Nana, A., ... & Stout, J. C. 2020. Local-scale tree and shrub diversity improves pollination services to shea trees in tropical West African parklands. *Journal of Applied Ecology*, 57:1504-1513. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13640>

De Leijster, V., Santos, M. J., Wassen, M. J., Ramos-Font, M. E., Robles, A. B., Díaz, M.; Verweij, P. A. 2019. Agroecological management improves ecosystem services in almond orchards within one year. *Ecosystem Services*, 38, 100948. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100948>

de Souza, S. E. X. F., Vidal, E., Chagas, G. D. F., Elgar, A. T., Brancalion, P. H. S. 2016. Ecological outcomes and livelihood benefits of community-managed agroforests and second

growth forests in Southeast Brazil. *Biotropica*, 48:868-881.
<https://doi.org/10.1111/btp.12388>

Dietsch TV, Perfecto I, Greenberg R. 2007. Avian foraging behavior in two different types of coffee agroecosystem in Chiapas, Mexico. *Biotropica* 39:232-240
<https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00248.x>

Dorneles, L. L., Zillikens, A., Steiner, J., Padilha, M. T. S. (2013). Biologia da polinização de *Euterpe edulis* Martius (Arecaceae) e associação com abelhas sociais (Apidae: Apini) em sistema agrofl orestal na Ilha de Santa Catarina. *Iheringia, Série Botânica.*, 68:47-57.

Engelsdorp, D. van; Hayes Júnior, J.; Underwood, R.M.; Pettis, J.A 2008. survey of honey bee colony losses in the U.S., Fall 2007 to Spring 2008. *PLoS ONE*, 3:40-71.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0004071>

Erbaugh, J. T., Pradhan, N., Adams, J., Oldekop, J. A., Agrawal, A., Brockington, D., Pritchard, R., & Chhatre, A. 2020. Global forest restoration and the importance of prioritizing local communities. *Nature Ecology and Evolution*, 4:1472-1476.
<https://doi.org/10.1038/s41559-020-01282-2>

Ewert, M.; Mendes, R.; Rédua, S.; Seoane, C. E. 2013. Vozes da permanência: a conservação ambiental alcançada com o sistema da agrofloresta. In: Steenbock, W. et al. (Org.). *Agrofloresta, ecologia e sociedade*. Curitiba: Kairós. p. 393-42

Ewert, M. 2014. Incentivos e Limites da legislação ambiental brasileira para os sistemas agroflorestais: o caso Cooperafloresta. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2014. p. 128

Farias, T.; Régis, A.A.A. 2021. Lei da Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais. *Revista Consultor Jurídico*.

Ferreira, P. A., Boscolo, D., Viana, B. F. 2013. What do we know about the effects of landscape changes on plant-pollinator interaction networks? *Ecological Indicators*, 31, 35-40.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.07.025>

Franco CR, Pelaez V. 2016. Constructing the political agenda of control over pesticides in Brazil. *Ambiente & Sociedade*. 1:215-32.

Freitas, B.M.; Imperatriz-Fonseca, V.L.; Medina, L.M.; Kleinert, A.D.M.P.; Galetto, L.; Nates-Parra, G.; Javier, J. 2009. Diversity, Threats and Conservation of Native Bees in the Neotropics. *Apidologie*. 332-346. <https://doi.org/10.1051/apido/2009012>

Froufe, L. C. M.; Seoane, C. E. S. 2011a. Levantamento fitosociológico comparativo entre sistemas agroflorestais multietrato e capoeiras como ferramentas para execução da Reserva

Legal. Pesquisa Florestal Brasileira (PFB). Embrapa Floresta, 31:203-225. <https://doi.org/10.4336/2011.pfb.31.67.203>

Froufe, L. C. M.; Seoane, C. E. S. 2011b. Potencial de sistemas agroflorestais multiestratos para sequestro de carbono em áreas de ocorrência da floresta de Mata Atlântica. Pesquisa Florestal Brasileira (PFB). Embrapa Floresta, 31:143-154. <https://doi.org/10.4336/2011.pfb.31.66.143>

Gaira, K. S., Rawal, R. S., Singh, K. K. (2016). Variations in pollinator density and impacts on large cardamom (*Amomum subulatum* Roxb.) crop yield in Sikkim Himalaya, India. *Journal of Asia-Pacific Biodiversity*, 9:17-21. <https://doi.org/10.1016/j.japb.2015.12.010>

Gallai, N.; Salles, J.M.; Settele, J.; Vaissière, B.E. 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecol. Econ.* 68, 810-821. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.06.014>

Galbraith, S. M., Griswold, T., Price, W. J., Bosque-Pérez, N. A. 2020. Biodiversity and community composition of native bee populations vary among human-dominated land uses within the seasonally dry tropics. *Journal of Insect Conservation*, 24:1045-1059. <https://doi.org/10.1007/s10841-020-00274-8>

Garbach, K., Milder, J. C., Montenegro, M., Karp, D. S., DeClerck, F. A. J. 2014. Biodiversity and ecosystem services in agroecosystems. *Encyclopedia of agriculture and food systems*, 2, 21-40. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-52512-3.00013-9>

Garcia, L. C., Hobbs, R. J., Maees dos Santos, F. A., Rodrigues, R. R. 2014. Flower and fruit availability along a forest restoration gradient. *Biotropica*, 46:114-123. <https://doi.org/10.1111/btp.12080>

Garibaldi LA, Aizen MA, Klein AM, et al. 2011. Global growth and stability of agricultural yield decrease with pollinator dependence. *PNAS* 108: 5909-14. <https://doi.org/10.1073/pnas.1012431108>

Garibaldi LA, et al. 2013. Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *Science* 339:1608-1611 <https://doi.org/10.1126/science.1230200>

Garibaldi L, Carvalheiro L, Leonhardt S et al. 2014. From research to action: Enhancing crop yield through wild pollinators. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12: 439-447 <https://doi.org/10.1890/130330>

Galbraith, S. M., Vierling, L. A., & Bosque-Pérez, N. A. 2015. Remote sensing and ecosystem services: current status and future opportunities for the study of bees and pollination-related services. *Current Forestry Reports*, 1:261-274. <https://doi.org/10.1007/s40725-015-0024-6>

Geeraert, L., Aerts, R., Jordaens, K., Dox, I., Wellens, S., Couri, M., Honnay, O. 2019. Intensification of Ethiopian coffee agroforestry drives impoverishment of the Arabica coffee flower visiting bee and fly communities. *Agroforestry Systems*, 93:1729-1739. <https://doi.org/10.1007/s10457-018-0280-0>

Gemim, B. S., & de Melo Silva, F. A. 2017. Meliponicultura em sistemas agroflorestais: alternativa de renda, diversificação agrícola e serviços ecossistêmicos. *Revista Agro@ambiente on-line-line*, 11: 361-372. <https://doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v11i4.4156>

Gonçalves, D. C. M., Gama, J. R. V., de Jesus Corrêa, J. A., & de Oliveira Junior, R. C. (2021). Uso de produtos florestais não madeireiros em comunidades da Flona Tapajós. *Nativa*, 9(3). <https://doi.org/10.31413/nativa.v9i3.11598>

Goodell, K. (2003) Food availability affects *Osmia pumila* (Hymenoptera: Megachilidae) foraging, reproduction, and brood parasitism. *Oecologia*, 134, 518-527. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-1159-2>

Götsch, E. 1992. Natural Succession of Species in Agroforestry and in Soil Recovery. Pirai do Norte, Bahia, 1992.

Goulson, D; Nicholls, E; Botías, C; Rotheray, E.L. 2015. Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science*, Washington DC, v.347, p.1-7. <https://doi.org/10.1126/science.1255957>

Graham, J. B., & Nassauer, J. I. (2019). Wild bee abundance in temperate agroforestry landscapes: Assessing effects of alley crop composition, landscape configuration, and agroforestry area. *Agroforestry Systems*, 93:837-850. <https://doi.org/10.1007/s10457-017-0179-1>

Hagen M, Kraemer M. 2010. Agricultural surroundings support flower-visitor networks in an Afrotropical rain forest. *Biol. Conserv.* 143:1654-63 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.03.036>

Halinski, R., Dorneles, A. L. & Blochtein, B. 2015. Bee assemblage in habitats associated with *Brassica napus* L. *Revista Brasileira de Entomologia*, 59:222-228. <https://doi.org/10.1016/j.rbe.2015.07.001>

Harrison PA, Berry PM, Simpson G, Haslett JR, Bicharska M, Bucur M, Dunford R, Egoh B, Garcia-Llorente M, Geamăna N, Geertsema W, Lommelen E, Meiresonne L, Turkelboom F. 2014. Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: a systematic review. *Ecosyst Serv* 9:191-203 <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.05.006>

Harrison T, Gibbs J, Winfree R. 2018. Forest bees are replaced in agricultural and urban landscapes by native species with different phenologies and life-history traits. *Glob Chang Biol* 24:87-296 <https://doi.org/10.1111/gcb.13921>

Hass, A.L. Liese, B.,Kong, L.H. Settele, J., Tscharntke, T. Westphal, C. 2018. Plant-pollinator interactions and bee functional diversity are driven by agroforests in rice-dominated landscapes Agriculture, Ecosystems & Environment. 253:140-147. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.10.019>

Hegland SJ, Boeke L 2006 Relationships between the density and diversity of floral resources and flower visitor activity in a temperate grassland community. Ecol Entomol 31: 532-538. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2006.00812.x>

Hellerstein, D. M. 2017. The US Conservation Reserve Program: The evolution of an enrollment mechanism. Land Use Policy, 63, 601-610. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.07.017>

Hennig, E.I., 2011. Plant Diversity Effects on Plant-Pollinator Interactions in Urban and Agricultural Settings. University Duisburg-Essen. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2011.03.003>

Hodgson, J. A., Kunin, W. E., Thomas, C. D., Benton, T. G., Gabriel, D. 2010. Comparing organic farming and land sparing: optimizing yield and butterfly populations at a landscape scale. Ecology Letters, 13:1358-1367. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01528.x>

Hoehn P, Steffan-Dewenter I, Tscharntke T. 2010. Relative contribution of agroforestry, rainforest and openland to local and regional bee diversity. Biodivers Conserv 19:2189-2200 <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9831-z>

Hoffmann, M.R.M. 2013. Sistemas Agroflorestais para Agricultura Familiar: Análise Econômica. Brasília: Universidade de Brasília, UNB. (Dissertação de Mestrado). 133 p.

Hoffmann, M.R.M. 2015. Restauração florestal mecanizada. Semeadura direta sobre palhada. Instituto Centro Vida - ICV. Alta Floresta, MT. 27 p.

Hogsden KL, Hutchinson T. 2004. Butterfly assemblages along a human disturbance gradient in Ontario, Canada. Can. J. Zool. 82:739-48 <https://doi.org/10.1139/z04-048>

Holzschuh A, Steffan-Dewenter I, and Tscharntke T. 2008. Agricultural landscapes with organic crops support higher pollinator diversity. Oikos 117: 354-61. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.16303.x>

Hooper, D.U.; Chapin, F.S.; Ewel, J.J.; Hector, A.; Inchausti, P.; Lavorel, S.; Lawton, J.H.; Lodge, D.M.; Loreau, M.; Naeem, S.; 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. Ecol. Monogr. 75, 3-35 <https://doi.org/10.1890/04-0922>

IIS - Instituto Internacional para Sustentabilidade. 2013. Análise preliminar de viabilidade econômica de modelos de restauração florestal como alternativa de renda para proprietários rurais na Mata Atlântica. Relatório interno. 84 p.

IBAMA, 2013. Boletins anuais de produção, importação, exportação e vendas de agrotóxicos no Brasil. Boletim 2013. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos#boletinsanuais>

Imperatriz-Fonseca, V.L.; Canhos, D.A. L.; Alves, D.A., Saraiva, A.M. 2012a. Polinizadores do Brasil. Contribuição e Perspectivas para a Biodiversidade, Uso sustentável, Conservação e Serviços Ambientais. EDUSP. 485pp.

Imperatriz-Fonseca, V.L.; Gonçalves, L.S.; Franco, T.M.; Nunes-Silva, P. 2012b. Desaparecimento das abelhas melíferas e a perspectiva do uso de outras abelhas na polinização. Documentos Embrapa Semi-Árido, n. 249, p. 213-226.

IPBES 2016. The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. Potts SG.

Isaacs R, Tuell J, Fiedler A, et al. 2010. Maximizing arthropod-mediated ecosystem services in agricultural landscapes: the role of native plants. *Front Ecol Environ* 7: 196-203. <https://doi.org/10.1890/080035>

Isbell, F., Adler, P. R., Eisenhauer, N., Fornara, D., Kimmel, K., Kremen, C., Scherer-Lorenzen, M. 2017. Benefits of increasing plant diversity in sustainable agroecosystems. *Journal of Ecology*, 105: 871-879. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12789>

Jeanneret, P., Aviron, S., Alignier, A., Lavigne, C., Helfenstein, J., Herzog, F., Petit, S. 2021. Agroecology landscapes. *Landscape Ecology*, 36:2235-2257 <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01248-0>

Jha, S., Vandermeer, J., 2009a. Contrasting bee foraging in response to resource scale and local habitat management. *Oikos* 118, 1174-1180. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.17523.x>

Jha, S., & Vandermeer, J. H. 2009b. Contrasting foraging patterns for Africanized honeybees, native bees and native wasps in a tropical agroforestry landscape. *Journal of Tropical Ecology*, 25:13-22. <https://doi.org/10.1017/S026646740800566X>

Jha S, Vandermeer JH. 2010. Impacts of coffee agroforestry management on tropical bee communities. *Biol Conserv* 143:1423-1431 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.03.017>

Jha, S., Bacon, C.M., Philpott, S.M., Ernesto M'endez, V., Läderach, P., Rice, R.A., 2014. Shade coffee: update on a disappearing refuge for biodiversity. *BioScience* 64, 416-428 <https://doi.org/10.1093/biosci/biu038>

Jesche, P; Nauen, R; Schindler, M; Elbert. 2011. A. Overview of the status and global strategy for neonicotinoids. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, Easton, v.59,

p.2897-2908.

<https://doi.org/10.1021/jf101303g>

Jose S, Gillespie AR, Pallardy SG, 2004. Interspecific interactions in temperate agroforestry. *Agroforestry Syst* 61:237-255. https://doi.org/10.1007/978-94-017-2424-1_17

Jose, S. 2009. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: An overview. *Agroforestry Systems*, v. 76, p. 1 - 10. <https://doi.org/10.1007/s10457-009-9229-7>

Jose, S. 2012. Agroforestry for conserving and enhancing biodiversity. *Agroforestry Systems*, 85, 1-8 <https://doi.org/10.1007/s10457-012-9517-5>

Jocque, M. & R. Field, 2014. Aquatic invertebrate communities in tank bromeliads: how well do classic ecological patterns apply? *Hydrobiologia* 730: 153-166 <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1831-7>

Julier, H.E., Roulston, T.H., 2009. Wild bee abundance and pollination service in cultivated pumpkins: farm management, nesting behavior and landscape effects. *J. Econ. Entomol.* 102, 563-573 <https://doi.org/10.1603/029.102.0214>

Kay, S., Crous-Duran, J., Ferreiro-Domínguez, N., García de Jalón, S., Graves, A., Moreno, G., Herzog, F. (2018). Spatial similarities between European agroforestry systems and ecosystem services at the landscape scale. *Agroforestry systems*, 92(4), 1075-1089. <https://doi.org/10.1007/s10457-017-0132-3>

Kay, S., Kühn, E., Albrecht, M., Sutter, L., Szerencsits, E., Herzog, F. 2020. Agroforestry can enhance foraging and nesting resources for pollinators with focus on solitary bees at the landscape scale. *Agroforestry Systems*, 94:379-387. <https://doi.org/10.1007/s10457-019-00400-9>

Keenleyside KA, Dudley N, Cairns S, Hall CM, and Stolton S. 2012. Ecological restoration for protected areas: principles, guidelines and best practices. IUCN, Gland, Switzerland

Keerthika, A., Parthiban, K. T. 2021. Multifunctional agroforestry landscapes: augmenting butterfly biodiversity at foot hills of Nilgiris, India. *International Journal of Tropical Insect Science*, 42:545-556. <https://doi.org/10.1007/s42690-021-00570-z>

Kennedy CM, Lonsdorf E, Neel MC, et al. 2013. A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecol Lett* 16: 584-99 <https://doi.org/10.1111/ele.12082>

Kessler M, Abrahamczyk S, Bos M, Buchori D, Putra DD, et al. 2009. Alpha and beta diversity of plants and animals along a tropical land-use gradient. *Ecol. Appl.* 19:2142-56 <https://doi.org/10.1890/08-1074.1>

Klein, A.M., Buchori, D., Steffan-Dewenter, I., Tscharrntke, T. 2002. Effects of land-use intensity in tropical agroforestry systems on flower-visiting and trap-nesting bees and wasps. *Conservation Biology*, 16, 1003-1014. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00499.x>

Klein, A. M., I. Steffan-Dewenter, and T. Tscharrntke. 2003a. Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. *Proceedings of the Royal Society of London, B* 270:955-961. <https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2306>

Klein, A. M., I. Steffan-Dewenter, and T. Tscharrntke. 2003b. Pollination of *Coffea canephora* in relation to local and regional agroforestry management. *Journal of Applied Ecology* 40:837-845. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2003.00847.x>

Klein, A. M., Steffan-Dewenter, I., Tscharrntke, T. 2003c. Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 270:955-961. <https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2306>

Klein, A. M., Steffan-Dewenter, I., Tscharrntke, T. (2004). Foraging trip duration and density of megachilid bees, eumenid wasps and pompilid wasps in tropical agroforestry systems. *Journal of Animal Ecology*, 73:517-525 <https://doi.org/10.1111/j.0021-8790.2004.00826.x>

Klein, A. M., Steffan-Dewenter, I. N., Tscharrntke, T. 2006. Rain forest promotes trophic interactions and diversity of trap-nesting Hymenoptera in adjacent agroforestry. *Journal of Animal Ecology*, 75:315-323. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2006.01042.x>

Klein, A. M. et al. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 274, n. 1608, p. 303-313. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721>

Klein, A.M., Cunningham, S.A., Bos, M., Steffan-Dewenter, I., 2008. Advances in pollination ecology from tropical plantation crops. *Ecology* 89, 935-943. <https://doi.org/10.1890/07-0088.1>

Klein, A. M., Boreux, V., Bauhus, J., Chappell, M. J., Fischer, J., Philpott, S. M. 2014. Forest islands in an agricultural sea. *Global forest fragmentation*. CAB International, Wallingford, 79-95. <https://doi.org/10.1079/9781780642031.0079>

Koh, I, Lonsdorf EV, Williams NM et al (2016) Modeling the status, trends, and impacts of wild bee abundance in the United States. *Proc Natl Acad Sci USA* 113:140-145. <https://doi.org/10.1073/pnas.1517685113>

Kremen C, Williams NM, Thorp RW. 2002. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proc Natl Acad Sci USA* 99:16812-16816 <https://doi.org/10.1073/pnas.262413599>

Kremen C, Williams NM, Aizen MA, et al. 2007. Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecol Lett* 10: 299-314. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01018.x>

Kremen, C., Albrecht, M., & Ponisio, L. 2019. Restoring pollinator communities and pollination services in hedgerows in intensively managed agricultural landscapes. In *The ecology of hedgerows and field margins* (pp. 163-185). Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781315121413-9>

Krishnan, S., Cheppudira, K. G., & Ghazoul, J. 2017. Pollinator services in coffee agroforests of the western Ghats. In *Agroforestry* (pp. 771-795). Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-10-7650-3_32

Kuyah S, Oborn I, Jonsson M, Dahlin AS, Barrios E, Muthuri C, Malmer A, Nyaga J, Magaju C, Namirembe S, et al. 2016. Trees in agricultural landscapes enhance provision of ecosystem services in Sub-Saharan Africa. *Int J Biodiv Sci Eco Serv Mgmt.* 12:255-273. <https://doi.org/10.1080/21513732.2016.1214178>

Kuyah, S., Öborn, I., & Jonsson, M. 2017. Regulating ecosystem services delivered in agroforestry systems. *Agroforestry*, 797-815 https://doi.org/10.1007/978-981-10-7650-3_33

Lee-Mäder, E., Vaughan, M., Goldenetz-Dollar, J. 2020. Agroforestry and cover cropping for pollinators. *Towards Sustainable Crop Pollination Services: Measures at Field, Farm and Landscape Scales*, 105-126.

Lichtenberg EM et al. 2017. A global synthesis of the effects of diversified farming systems on arthropod diversity within fields and across agricultural landscapes. *Glob Chang Biol* 23:4946-4957 <https://doi.org/10.1111/gcb.13714>

Liebsch, D.; Acra, L. A. 2007. Síndromes de dispersão de diásporos de um fragmento de floresta ombrófila mista em Tijucas do Sul, PR. *Rev. Acad., Curitiba*, v. 5, n. 2, p. 167-175. <https://doi.org/10.7213/cienciaanimal.v5i2.9750>

Liere, H., Jha, S., Philpott, S. M. 2017. Intersection between biodiversity conservation, agroecology, and ecosystem services. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 41(7), 723-760. <https://doi.org/10.1080/21683565.2017.1330796>

Liow, L.H., Sodhi, N.S. & Elmqvist, T. 2001. Bee diversity along a disturbance gradient in tropical lowland forests of South-East Asia. *Journal of Applied Ecology*, 38, 180-192. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00582.x>

Lojka, B., Pawera, L., Kalousová, M., Bortl, L., Verner, V., Houška, J., Damme, P. V. (2017). Multistrata systems: potentials and challenges of cocoa-based agroforests in the humid tropics. *Agroforestry*, 587-628. https://doi.org/10.1007/978-981-10-7650-3_23

Lonsdorf E, Ricketts T, Kremen C et al (2011) Crop pollination services. In: Kareiva P, Tallis H, Ricketts TH et al (eds) *Natural capital: theory and practice of mapping ecosystem services*. Oxford University Press, New York, pp 168-187
<https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199588992.003.0010>

Lye, G.C; Jennings, S.N; Osborne, J.L; Goulson, D. 2011. Impacts of the use of nonnative commercial bumble bees for pollinator supplementation in raspberry. *Journal of Economic Entomology*, Lanham, v.104, p.107-114. <https://doi.org/10.1603/EC10092>

Malerbo-Souza, D. T., Nogueira-Couto, R. H. & Couto, L. A. (2003). Polinização em cultura de laranja (*Citrus sinensis* L. Osbeck, var. Pera-rio). *Brazilian Journal of Veterinary Research Animal Science*, 404. <https://doi.org/10.1590/S1413-95962003000400001>

Mandelik Y, Winfree R, Neeson T, and Kremen C. 2012. Complementary habitat use by wild bees in agro-natural landscapes. *Ecol Appl* 22: 1535-46.
<https://doi.org/10.1890/11-1299.1>

Martin AE, Collins SJ, Crowe S, Girard J, Naujokaitis-Lewis I, mith A, Lindsay K, Mitchell S, Fahrig L (2020) Effects of farmland heterogeneity on biodiversity are similar to or even larger than the effects of farming practices. *Agric Ecosyst Environ* 288:106698
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106698>

May, P. H.; Trovatto, C. M. M. 2008. *Manual agroflorestal para a Mata Atlântica*. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Agrário, Secretaria de Agricultura Familiar.

Menz MHM, Phillips RD, Winfree R, et al. 2011. Reconnecting plants and pollinators: challenges in the restoration of pollination mutualisms. *Trends Plant Sci* 16: 4-12.
<https://doi.org/10.1016/j.tplants.2010.09.006>

Michener, C.D., 2000. *Bees of the World*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD.

Miccolis, A., Peneireiro, F. M., Marques, H. R. 2019. Restoration through agroforestry in Brazil: Options for reconciling livelihoods with conservation. In M. van Noordwijk (Ed.), *Sustainable development through trees on farms: Agroforestry in its fifth decade* (pp. 209-231).

Morandin LA and Winston ML. 2005. Wild bee abundance and seed production in conventional, organic, and genetically modified canola. *Ecol Appl* 15: 871-81
<https://doi.org/10.1890/03-5271>

Moreira, E. F., Boscolo, D., & Viana, B. F. 2015. Spatial heterogeneity regulates plant-pollinator networks across multiple landscape scales. *PloS one*, 10(4), e0123628.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0123628>

Munyuli, M., Nyeko, P., Potts, S., Atkinson, P., Pomeroy, D., Vickery, J. 2013. RETRACTION: Patterns of bee diversity in mosaic agricultural landscapes of central

Uganda: implication of pollination services conservation for food security. *Journal of insect conservation*. <https://doi.org/10.1007/s10841-014-9622-z>

Murray TE, Kuhlmann M, and Potts SG. 2009. Conservation ecology of bees: populations, species and communities. *Apidologie* 40: 211-36. <https://doi.org/10.1051/apido/2009015>

Nair, P.K.R., Kumar, B.M., & Nair, V.D. 2009. Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *Journal of plant nutrition and soil science*, 172(1), 10- 23. <https://doi.org/10.1002/jpln.200800030>

Nair, P. K. R.; Nair, V. D.; Mohan Kumar, B.; Showalter, J. M. 2010. Carbon sequestration in agroforestry systems. In: *Advances in Agronomy*. Chapter 5, p. 237-307. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(10\)08005-3](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(10)08005-3)

Nair, P. K. R. 2011. Agroforestry Systems and Environmental Quality: Introduction. *Journal of Environmental Quality*, v. 40, n. 3, p. 784-90, 2011. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0076>

Nicholls CI and Altieri MA. 2013. Plant biodiversity enhances bees and other insect pollinators in agroecosystems. A review. *Agron Sustain Dev* 33: 257-74. <https://doi.org/10.1007/s13593-012-0092-y>

Nolasco, C., Soler, L., Freitas, M., Lahsen, M., & Ometto, J. (2017). Scenarios of vegetable demand vs. production in Brazil: the links between nutritional security and small farming. *Land*, 6(3), 49. <https://doi.org/10.3390/land6030049>

Norfolk, O., Eichhorn, M. P., & Gilbert, F. (2016). Flowering ground vegetation benefits wild pollinators and fruit set of almond within arid smallholder orchards. *Insect Conservation and Diversity*, 9:236-243. <https://doi.org/10.1111/icad.12162>

Norgrove, L., & Beck, J. (2016). Biodiversity function and resilience in tropical agroforestry systems including shifting cultivation. *Current Forestry Reports*, 2:62-80. <https://doi.org/10.1007/s40725-016-0032-1>

Novaes, M. C.; Jensen, T. F. 2020. Agrotóxicos, capital financeiro e isenções tributárias. *Direitos Humanos no Brasil*. 61.

NRC - Natl. Res. Counc. 2007. Status of Pollinators in North America. Washington, DC: Natl. Acad. Press. 304 pp.

Ohwaki A, Tanabe S-I, Nakamura K. 2007. Butterfly assemblages in a traditional agricultural landscape: importance of secondary forests for conserving diversity, life history specialists and endemics. *Biodivers. Conserv.* 16:1521-39 <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9042-9>

Olschewski, R., Klein, A. M., & Tschardtke, T. (2010). Economic trade-offs between carbon sequestration, timber production, and crop pollination in tropical forested landscapes. *Ecological Complexity*, 7:314-319. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2010.01.002>

Padovan, M. P., Nogueira, F. F., Ruas, F. G., Rodrigues, A. C. C., Arco-Verde, M. F. 2022. Financial analysis of a complex agroforestry system for environmental restoration purpose in the Brazilian Rainforest. *Agroforestry Systems*, 96:235-248. <https://doi.org/10.1007/s10457-021-00655-1>

Patiny S, Rasmont P, Michez D. 2009. A survey and review of the status of wild bees in the West-Palaearctic region. *Apidologie* 40:313-31 <https://doi.org/10.1051/apido/2009028>

Pavageau, C., Gaucherel, C., Garcia, C., Ghazoul, J. 2018. Nesting sites of giant honeybees modulated by landscape patterns. *Journal of applied ecology*, 55:230-240. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13069>

Perfecto, I., Armbrecht, I., Philpott, S. M., Soto-Pinto, L., Dietsch, T. V. 2007. Shaded coffee and the stability of rainforest margins in northern Latin America. In *Stability of tropical rainforest margins* (pp. 225-261). Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-540-30290-2_12

Pereira HM, Leadley PW, Proenca V, Alkemade R, Scharlemann JPW, et al. 2010. Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science* 330:1496-501 <https://doi.org/10.1126/science.1196624>

Peters, V. E., & Carroll, C. R. (2012). Temporal variation in coffee flowering may influence the effects of bee species richness and abundance on coffee production. *Agroforestry Systems*, 85(1), 95-103. <https://doi.org/10.1007/s10457-011-9476-2>

Peters, V. E., Carroll, C. R., Cooper, R. J., Greenberg, R., Solis, M. 2013. The contribution of plant species with a steady-state flowering phenology to native bee conservation and bee pollination services. *Insect Conservation and Diversity*, 6:45-56 <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2012.00189.x>

Peters, V. E. (2014). Intercropping with shrub species that display a 'steady-state' flowering phenology as a strategy for biodiversity conservation in tropical agroecosystems. *PloS one*, 9(3), e90510. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0090510>

Pettis, J.S; Depaplane, K.S. 2010. Coordinated responses to honey bee decline in the USA. *Apidologie*, Versailles. <https://doi.org/10.1051/apido/2010013>

Potts, S. G., Vulliamy, B., Roberts, S., O'toole, C., Dafni, A., Ne'eman, G., Willmer, P. 2005. Role of nesting resources in organising diverse bee communities in a Mediterranean landscape. *Ecological Entomology* 30:78-85. <https://doi.org/10.1111/j.0307-6946.2005.00662.x>

Potts SG, Biesmeijer JC, Kremen C, Neumann P, Schweiger O, Kunin WE 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends Ecol Evol* 25:345-353 <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.007>

Potts, S. G., Imperatriz-Fonseca, V., Ngo, H. T., Aizen, M. A., Biesmeijer, J. C., Breeze, T. D., Vanbergen, A. J. 2016. Safeguarding pollinators and their values to human well-being. *Nature*, 540(7632), 220-229. <https://doi.org/10.1038/nature20588>

Power, A.G. 2010. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philosophical transactions of the royal society B: biological sciences*, v. 365, n. 1554, p. 2959-2971. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0143>

Prado, S. G., Collazo, J. A., Marand, M. H., & Irwin, R. E. 2021. The influence of floral resources and microclimate on pollinator visitation in an agro-ecosystem. *Agriculture, Ecosystems Environment*, 307, 107196. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107196>

Priess, J. A., Mimler, M., Klein, A. M., Schwarze, S., Tschardtke, T., & Steffan-Dewenter, I. 2007. Linking deforestation scenarios to pollination services and economic returns in coffee agroforestry systems. *Ecological Applications*, 17:407-417. <https://doi.org/10.1890/05-1795>

Prior, K. M., Adams, D. C., Klepzig, K. D., & Hulcr, J. (2018). When does invasive species removal lead to ecological recovery? Implications for management success. *Biological Invasions*, 20:267-283. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1542-x>

Rands, M.R.; Adams, W.M.; Bennun, L.; Butchart, S.H.; Clements, A.; Coomes, D.; Entwistle, A.; Hodge, I.; Kapos, V.; Scharlemann, J.P. 2010. Biodiversity conservation: Challenges beyond 2010. *Science*, 329, 1298-1303. <https://doi.org/10.1126/science.1189138>

Rayol, B. P., Maia, R. T. F. (2013). Potencial da inserção de abelhas em sistemas agroflorestais no oeste do estado do Pará, Brasil. *Revista Brasileira de Agroecologia*, 8(3), 101-108.

Rech, A. R. et al. *Biologia da Polinização*. Editora Projeto Cultural, p. 527, 2014.

Reed, J., van Vianen, J., Barlow, J., & Sunderland, T. 2017. Have integrated landscape approaches reconciled societal and environmental issues in the tropics? *Land Use Policy*, 63, 481-492. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.02.021>

Reis, L. K.; Guerra, A.; Colado, M. L. Z.; Borges, F. L.G.; Oliveira, M. R.; Godim, E. X.; Siani, T. R. F.; Guerin, N.; Garcia, L. C. 2019. Which spatial arrangement of green manure is able to reduce herbivory and invasion of exotic grasses in native species? *Ecological Applications* 29: 1-24 <https://doi.org/10.1002/eap.2000>

Ricketts, T.H., 2004. Tropical forest fragments enhance pollinator activity in nearby coffee crops. *Conserv. Biol.* 18, 1262-1271. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00227.x>

Ricketts TH, Regetz J, Steffan-Dewenter I et al 2008. Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? *Ecol Lett* 11:499-515 <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01157.x>

Rigotto RM, Vasconcelos DP, Rocha MM. 2014. Pesticide use in Brazil and problems for public health. *Cad Saúde Pública.* 30:1360-62. <https://doi.org/10.1590/0102-311XPE020714>

Richter, M. R. 2000. Social wasp (Hymenoptera: Vespidae) foraging behavior. *Annual Review of Entomology* 45:121-150. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.45.1.121>

Rocha, C., Burlandy, L., & Maluf, R. 2012. Small farms and sustainable rural development for food security: The Brazilian experience. *Development Southern Africa*, 29:519-529. <https://doi.org/10.1080/0376835X.2012.715438>

Rodrigues. R.R.; Brancalion, P.H.S.; Isernhagen, I. 2009. Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: LERF/ESALQ, Instituto BioAtlântica.

Roubik, D.W., 2005. Honeybees in Borneo. *Pollination Ecology and the Rainforest. Sarawak Studies*, 174, pp. 89-103. https://doi.org/10.1007/0-387-27161-9_8

Round, P.D. et al. 2006 A comparison of bird communities in mixed fruit orchards and natural forest at Khao Luang, southern Thailand. *Biodivers. Conserv.* 15:2873-2891. <https://doi.org/10.1007/s10531-005-2006-7>

Sagastuy, M., & Krause, T. 2019. Agroforestry as a biodiversity conservation tool in the Atlantic Forest? Motivations and limitations for small-scale farmers to implement agroforestry systems in NorthEastern Brazil. *Sustainability*, 11:6932 <https://doi.org/10.3390/su11246932>

Samsudin, Y. B., Puspitaloka, D., Rahman, S. A., Chandran, A., Baral, H. 2020. Community-based peat swamp restoration through agroforestry in Indonesia. *Agroforestry for Degraded Landscapes*, 349-365. https://doi.org/10.1007/978-981-15-4136-0_12

Santos, F. M., Terra, G., Piotto, D., Chaer, G. M. 2021. Recovering ecosystem functions through the management of regenerating community in agroforestry and plantations with *Khaya* spp. in the Atlantic Forest, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 482, 118854. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118854>

Saturni, F.T., Jaffe, R., Metzger, J.P., 2016. Landscape structure influences bee community and coffee pollination at different spatial scales. *Agric. Ecosyst. Environ.* 235, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.10.008>

Schwab, N.; Schickhoff, U.; Fischer, E. 2015. Transition to agroforestry significantly improves soil quality: A case study in the central mid-hills of Nepal. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 205, p. 57-69. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.03.004>

Seoane, C. E. S.; Silva, R. O.; Steenbock, W.; Maschio, W.; Pinkuss, I. L., Salmon, L. P. G., Da Luz, R. S. S.; Froufe; L. C. M. 2012. Agroflorestas e serviços ambientais: espécies para aumento do ciclo sucessional e para facilitação de fluxo gênico. *Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável*, 2:183-188.

SER, 2004. *The SER Primer on Ecological Restoration*. Society for Ecological Restoration, Science and Policy Working Group. www.ser.org

Sessegolo, G. C. 2006. A Recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. *Unidades De Conservação*, 25.

Shackelford, N., Hobbs, R. J., Burgar, J. M., Erickson, T. E., Fontaine, J. B., Laliberté, E., Standish, R. J. 2013. Primed for change: developing ecological restoration for the 21st century. *Restoration Ecology*, 21:297-304. <https://doi.org/10.1111/rec.12012>

Sharma E, Sharma R, Singh KK. 2000. A boon for mountain populations: large cardamom farming in the Sikkim Himalaya. *Mountain Research & Development* 20:108e111. [https://doi.org/10.1659/0276-4741\(2000\)020\[0108:ABFMP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1659/0276-4741(2000)020[0108:ABFMP]2.0.CO;2)

Silva-Neto, C. D. M. E., Santos, L. A. C., Souza, W. G. D., Martins, T. D. O., Castro e Silva, T., de Lima, A. A., ... & de Souza, M. M. O. 2021. Bees in agroforestry systems in the Cerrado. *Journal of Apicultural Research*, 1-5. <https://doi.org/10.1080/00218839.2021.1907977>

Sinu PA, Shivanna KR. 2007. Pollination biology of large cardamom (*Amomum subulatum*). *Current Science* 93:548e552.

Sollen-Norrlin, M., Ghaley, B. B., & Rintoul, N. L. J. 2020. Agroforestry benefits and challenges for adoption in Europe and beyond. *Sustainability*, 12(17), 7001. <https://doi.org/10.3390/su12177001>

Souza, H. N.; Graaff, J.; Pulleman, M. M. 2011. Strategies and economics of farming systems with coffee in the Atlantic Rainforest Biome. *Agroforestry Systems*, v. 84, p. 227-242, 2011. <https://doi.org/10.1007/s10457-011-9452-x>

Sparks, T.C.; Nauen, R. Irac. 2015. Mode of action classification and insecticide resistance management. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, San Diego, v.121, p.122-128. <https://doi.org/10.1016/j.pestbp.2014.11.014>

Sridhar, V., & Vinesh, L. S. 2016. Arthropod Diversity and Management in Legume-Based Cropping Systems in the Tropics. In *Economic and Ecological Significance of Arthropods*

in *Diversified Ecosystems* (pp. 223-242). Springer, Singapore.
https://doi.org/10.1007/978-981-10-1524-3_11

Srivastav K, Sharma D, Pandey S P, Anal A K D and Vishal Nath. 2017. Dynamics of climate and pollinator species influencing litchi (*Litchi chinensis*) in India. *Indian Journal of Agricultural Sciences* 87(2): 266-9.

Staton, T., Walters, R. J., Smith, J., Girling, R. D. 2019. Evaluating the effects of integrating trees into temperate arable systems on pest control and pollination. *Agricultural Systems*, 176, 102676. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102676>

Staton, T., Walters, R., Smith, J., Breeze, T., Girling, R. 2021. Management to promote flowering understoreys benefits natural enemy diversity, aphid suppression and income in an agroforestry system. *agronomy*, 11(4), 651. <https://doi.org/10.3390/agronomy11040651>

Staton, T., Breeze, T. D., Walters, R. J., Smith, J., Girling, R. D. 2022. Productivity, biodiversity trade-offs, and farm income in an agroforestry versus an arable system. *Ecological Economics*, 191, 107214. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.107214>

Steffan-Dewenter I, Schiele S. 2008. Do resources or natural enemies drive bee population dynamics in fragmented habitats? *Ecology* 89: 1375-87. <https://doi.org/10.1890/06-1323.1>

Steenbock, W. et al. 2013a. *Agrofloresta: aprendendo a produzir com a natureza*. Curitiba.

Steenbock, W. et al. 2013b. Geração e uso de indicadores e monitoramento de agrofloresta por agricultores associados à Cooperafloresta. In: Steenbock, W. et al. *Agrofloresta, ecologia e sociedade*. 1. ed. Curitiba: Kairós.

Steenbock, W. 2013c. Características estruturais das agroflorestas desenvolvidas no âmbito da Cooperafloresta. In: Steenbock, W. et al. *Agrofloresta, ecologia e sociedade*. 1. ed. Curitiba: Kairós.

Stevenson P. 2005. Potential keystone plant species for the frugivore Community at Tinigua Park, Colombia. In: Dew JL, Boubli JP, eds. *Tropical fruits and frugivores: the search for strong interactors*. Springer, The Netherlands. 155-184.

Strohm, E. & Marliani, A. 2002 The cost of parental care: prey hunting in a digger wasp. *Behavioural Ecology*, 13, 52-58. <https://doi.org/10.1093/beheco/13.1.52>

Suding KN 2011. Toward an era of restoration in ecology: successes, failures, and opportunities ahead. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 42:465-487 <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102710-145115>

Tanner, R. A., & Gange, A. C. 2013. The impact of two non-native plant species on native flora performance: potential implications for habitat restoration. *Plant Ecology*, 214:423-432. <https://doi.org/10.1007/s11258-013-0179-9>

Tarigan, S., Buchori, D., Siregar, I. Z., Azhar, A., Ullyta, A., Tjoa, A., Edy, N. 2021. Agroforestry inside oil palm plantation for enhancing biodiversity-based ecosystem functions. In IOP Conference Series: Earth and Environmental Science (Vol. 694, No. 1, p. 012058). IOP Publishing. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/694/1/012058>

Tews J, Brose U, Grimm V, Tielbörger K, Wichmann MC, et al. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *J. Biogeogr.* 31:79-92 <https://doi.org/10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x>

Thevathasan NV, Gordon AM 2004. Ecology of tree intercropping systems in the North temperate region: experiences from Southern Ontario, Canada. *Agroforestry Syst* 62:257-268. https://doi.org/10.1007/978-94-017-2424-1_18

Thomas JA, Telfer MG, Roy DB, Preston CD, Greenwood JJD, et al. 2004. Comparative losses of British butterflies, birds, and plants and the global extinction crisis. *Science* 303:1879-81 <https://doi.org/10.1126/science.1095046>

Thompson JD. 2001. How do visitation patterns vary among pollinators in relation to floral display and floral design in a generalist pollination system? *Oecologia* 126: 386-394. <https://doi.org/10.1007/s004420000531>

Thomson D. 2004. Competitive interactions between the invasive European honey bee and native bumble bees. *Ecology* 85: 458-470. 53. <https://doi.org/10.1890/02-0626>

Toledo-Hernández, M., Wanger, T.C., Tschardtke, T., 2017. Neglected flower visitors: can enhanced pollination services improve cocoa yields? A review. *Agric. Ecosyst. Environ.* 247, 137-148. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.05.021>

Toledo-Hernández, M., Tschardtke, T., Tjoa, A., Anshary, A., Cyio, B., Wanger, T. C. 2021. Landscape and farm-level management for conservation of potential pollinators in Indonesian cocoa agroforests. *Biological Conservation*, 257, 109106. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109106>

Tomazella, V. B., Jacques, G. C., Lira, A. C., Silveira, L. C. P. 2018. Visitation of social wasps in Arabica coffee crop (*Coffea arabica* L.) intercropped with different tree species. *Sociobiology*, 65:299-304. <https://doi.org/10.13102/sociobiology.v65i2.1397>

Torezan-Silingardi, H. M., Silberbauer-Gottsberger, I., Gottsberger, G. 2021. Pollination ecology: natural history, perspectives and future directions. *Plant-Animal Interactions*, 119-174. https://doi.org/10.1007/978-3-030-66877-8_6

Tschardtke T, Klein AM, Kruess A. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity--ecosystem service management. *Ecol Lett* 8:857-874 <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>

Tscharntke T, Sekercioglu CH, Dietsch TV, Sodhi NS, Hoehn P, Tylianakis JM. 2008. Landscape constraints on functional diversity of birds and insects in tropical agroecosystems. *Ecology* 89:944-51 <https://doi.org/10.1890/07-0455.1>

Tscharntke, T., Clough, Y., Bhagwat, S.A., Buchori, D., Faust, H., Hertel, D., Holscher, D., Jührbandt, J., Kessler, M., Perfecto, I., Scherber, C., Schroth, G., Edzo Veldkamp, E., Wanger, T.C., 2011. Multifunctional shade-tree management in tropical agroforestry landscapes - a review. *J. Appl. Ecol.* 48, 619-629. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01939.x>

Tuell JK and Isaacs R. 2010. Community and species-specific responses of wild bees to insect pest control programs applied to a pollinator-dependent crop. *J Econ Entomol* 103: 668-75. <https://doi.org/10.1603/EC09314>

Tylianakis, J.M. et al. 2005. Spatiotemporal variation in the diversity of Hymenoptera across a tropical habitat gradient. *Ecology* 86, 3296-3302 <https://doi.org/10.1890/05-0371>

Tylianakis, J. M., Rand, T. A., Kahmen, A., Klein, A. M., Buchmann, N., Perner, J., & Tscharntke, T. 2008. Resource heterogeneity moderates the biodiversity-function relationship in real world ecosystems. *PLoS biology*, 6(5), e122. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0060122>

Udawatta, R. P.; Godsey, L. D. 2010. Agroforestry comes of age: putting science into practice. *Agroforestry Systems*, v. 79, n. 1, p. 1-4. <https://doi.org/10.1007/s10457-010-9296-9>

Udawatta, P., Rankoth, R.L., Jose, S. 2019. Agroforestry and biodiversity. *Sustainability*, 11(10), 2879. <https://doi.org/10.3390/su11102879>

Umrani, R.; Jain, C. K. 2010. *Agroforestry Systems and Practices*. Jaipur: Oxford Book Company.

Vandromme, M., Trekels, H., Sepúlveda Ruiz, N., Somarriba, E., & Vanschoenwinkel, B. 2019. Exploring the suitability of bromeliads as aquatic breeding habitats for cacao pollinators. *Hydrobiologia*, 828:327-337. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3822-6>

Varah A, Jones H, Smith J, Potts SG 2013. Enhanced biodiversity and pollination in UK agroforestry systems. *J Sci Food Agric* 93:2073-2075 <https://doi.org/10.1002/jsfa.6148>

Varah, A., Jones, H., Smith, J., & Potts, S. G. (2020). Temperate agroforestry systems provide greater pollination service than monoculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 301, 107031. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107031>

Vaughan M, Shepherd M, Kremen C, and Black SH. 2007. *Farming for bees: guidelines for providing native bee habitat on farms*. Portland, OR: The Xerces Society for Invertebrate Conservation

Veddeler, D., Olschewski, R., Tschardtke, T., & Klein, A. M. (2008). The contribution of non-managed social bees to coffee production: new economic insights based on farm-scale yield data. *Agroforestry systems*, 73:109-114. <https://doi.org/10.1007/s10457-008-9120-y>

Venturieri, G. A. Indigenous Strategies Used to Domesticated Plants in Brazilian Amazon. In: Levin, S. A. (Ed.). *Encyclopedia of Biodiversity*. 2nd ed., v. 4. Waltham, MA: Academic Press, 2013. p. 279-292. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00302-6>

Verchot, L. V. et al. 2007. Climate change: linking adaptation and mitigation through agroforestry. *Mitigation and adaptation strategies for global change*, v. 12, n. 5, p. 901-918. <https://doi.org/10.1007/s11027-007-9105-6>

Vilela, A. A., Torezan-Silingardi, H. M., & Del-Claro, K. 2014. Conditional outcomes in ant-plant-herbivore interactions influenced by sequential flowering. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 209:359-366. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2014.04.004>

Vu L. 2009. Diversity and similarity of butterfly communities in five different habitat types at Tam Dao National Park, Vietnam. *J. Zool.* 277:15-22 <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2008.00498.x>

Wang, C., Liu, H., Zhu, L., Ren, H., Yan, J., Li, Z., & Zhang, H. (2021). Which traits are necessary to quickly select suitable plant species for ecological restoration? *Ecological Solutions and Evidence*, 2(4), e12102. <https://doi.org/10.1002/2688-8319.12102>

Westphal C, Steffan-Dewenter I, Tschardtke T (2003) Mass flowering crops enhance pollinator densities at a landscape scale. *Ecol Lett* 6: 961-965. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00523.x>

Williams-Guillen, K. et al. (2006) Resource availability and habitat use by mantled howling monkeys in a Nicaraguan coffee plantation: can agroforests serve as core habitat for a forest mammal? *Anim. Conserv.* 9, 331-338 <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2006.00042.x>

Williams-Guillén, K., Olimpi, E., Maas, B., Taylor, P. J., & Arlettaz, R. (2016). Bats in the anthropogenic matrix: challenges and opportunities for the conservation of Chiroptera and their ecosystem services in agricultural landscapes. In *Bats in the Anthropocene: Conservation of bats in a changing world* (pp. 151-186). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-25220-9_6

Willmer, P.G. & Stone, G.N. 1989. Incidence of entomophilous pollination of lowland coffee (*Coffea canephora*); the role of leaf cutter bees in Papua New Guinea. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 50, 113-124. <https://doi.org/10.1111/j.1570-7458.1989.tb02380.x>

Winfree, R.; Aguilar, R.; Vázquez, D. P.; Lebuhn, G; Aizen, M. A. 2009. A meta-analysis of bees responses to anthropogenic disturbance. *Ecology*, v. 90, n. 8, p. 2068- 2076. <https://doi.org/10.1890/08-1245.1>

Winfree, R., Bartomeus, I., & Cariveau, D. P. (2011). Native pollinators in anthropogenic habitats. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42, 1-22. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102710-145042>

Wood, G.A.R., Lass, R.A., 2008. *Cocoa*. John Wiley and Sons.

Yamamoto, L. F.; Kinoshita, L. S.; Martins, F. R. Síndromes de polinização e de dispersão em fragmentos da Floresta Estacional Semidecídua Montana, SP, Brasil. *Acta bot. bras.* 21(3): 553-573. 2007
<https://doi.org/10.1590/S0102-33062007000300005>

9. MATERIAL SUPLEMENTAR

Anexo A. Publicações que avaliaram o papel de sistemas agroflorestais (SAFs) sobre a abundância, diversidade, comportamento e preservação de potenciais polinizadores nas últimas duas décadas (2002-2022).

Referência	País	Cultura principal Nome popular/científico	Objetivo geral
Klein et al. 2002	Indonésia	Café <i>Coffea arabica</i>	Avaliar os efeitos da intensidade do uso da terra em SAFs de café sobre a abundância e diversidade de abelhas e vespas.
Klein et al. 2003a	Indonésia	Café conilon <i>Coffea canephora</i>	Avaliar a abundância e diversidade de abelhas visitantes de flores de café em 15 SAFs diferindo na distância da floresta natural mais próxima, intensidade luminosa e riqueza de plantas com flores, examinando quais fatores são mais importante para o sucesso da polinização.
Klein et al. 2004	Indonésia	Café <i>Coffea canephora</i>	Medir a duração do forrageamento de abelhas e vespas e seu sucesso de reprodução em ninhos-armadilha expostos em SAFs diferindo na intensidade luminosa, diversidade vegetal e distância da floresta natural mais próxima.
Klein et al. 2006	Indonésia	Café <i>Coffea canephora</i>	Analisar a estrutura da comunidade de abelhas e vespas em SAFs com diferentes tipos de manejo e diferentes distâncias da floresta natural mais próxima.
Bos et al. 2007	Indonésia	SAF biodiverso	Efeito da intensidade do manejo agroflorestal sobre a diversidade de polinizadores.

Referência	País	Cultura principal Nome popular/científico	Objetivo geral
Priess et al. 2007	Indonésia	Café <i>Coffea arabica</i>	Avaliar os efeitos negativos do aumento da distância da floresta mais próxima de SAFs de café sobre a diversidade de polinizadores e frutificação do café.
Perfecto et al. 2007	Estados Unidos	Café <i>Coffea arabica</i>	Revisar a literatura acerca dos benefícios do plantio de café em sistemas agroflorestais para conservação da biodiversidade, especialmente de polinizadores, que contribuem para o aumento da produtividade do café.
Klein et al. 2008	Estados Unidos	Café <i>Coffea canephora</i> Cacau <i>Theobroma cacao</i>	Revisar como os serviços de polinização mediada por insetos dependem de SAFs locais e dos florestas naturais nas paisagens circundantes e avaliar o significado funcional da diversidade de polinizadores.
Tylianakis et al 2008	Indonésia	Café <i>Coffea arabica</i>	Examinar a polinização de SAFs de café para demonstrar que o efeito da diversidade nesses processos aumenta em ambientes onde os recursos limitantes são espacialmente heterogêneos.
Jha & Vandermeer 2009a	México	SAF biodiverso	Compreender como fatores ecológicos e temporais podem influenciar os padrões de forrageamento animal em sistemas agroflorestais.
Hodgson et al. 2010	Reino Unido	SAF biodiverso	Medir a densidade e riqueza de espécies de borboletas em SAFs, fazendas convencionais e pastagens.
Hoehn et al. 2010	Indonésia	Cacau <i>Theobroma cacao</i>	Investigar a contribuição de espécies de floresta tropical primária, sistemas agroflorestais de cacau e áreas abertas sobre a variação temporal e espacial na diversidade da comunidades de abelhas.

Referência	País	Cultura principal Nome popular/científico	Objetivo geral
Jha & Vandermeer 2010	México	Café <i>Coffea arabica</i>	Investigar os efeitos da composição do habitat a nível local e de paisagem sobre as comunidades de abelhas dentro de um mosaico de paisagem de SAF de café e floresta, além de estimar o impacto do manejo agroflorestal de café em comunidades de abelhas.
Winfrey et al 2011	Canadá	SAF biodiverso	Sintetizar a literatura publicada sobre polinizadores, regiões geográficas, tipos de habitats antropogênicos e projetos de pesquisa a fim de encontrar padrões na resposta dos polinizadores às mudanças no uso da terra.
Cerdán et al. 2012	Costa Rica	Café <i>Coffea arabica</i>	Avaliar se os cafeicultores possuem conhecimento sobre o potencial dos seus SAFs sobre serviços ecossistêmicos, preservação da biodiversidade e produtividade do café, e como o manejo pode influenciar esses processos.
Peters et al. 2012	Costa Rica	Café <i>Coffea arabica</i>	Avaliar o efeito de implantar experimentalmente em agroflorestas de café uma espécie de planta que possui floração contínua sobre a estrutura e diversidade da comunidade de visitantes florais. Além disso, avaliar os efeitos desse recurso sobre as épocas de alta e baixa densidade de florada do café.
Boreux et al 2013a	Índia	Café <i>Coffea canephora</i>	Estudar os efeitos da distância e tamanho do fragmento florestal mais próximo e características do SAF sobre abundância de polinizadores e frutificação do café.
Munyuli et al 2013	Uganda	Café <i>Coffea canephora</i> Banana (<i>Musa paradisiaca</i>)	Discutir padrões de diversidade de abelhas e estratégias de conservação de serviços de polinização em um mosaico de paisagens desde cultivos tradicionais até SAFs.

Referência	País	Cultura principal Nome popular/científico	Objetivo geral
Varah et al 2013	Reino Unido	SAF biodiverso	Discutir como os SAFs podem contribuir com a preservação da biodiversidade e provisão de serviços ecossistêmicos.
Klein et al 2014	Alemanha	SAF biodiverso	Revisão que busca discutir como o uso integrado da terra, como por exemplo sistemas agroflorestais e florestas de múltiplo uso, pode contribuir com a produção agrícola, por meio de serviços de polinização, assim como auxiliar na preservação da biodiversidade.
Peters 2014	Costa Rica	Café <i>Coffea arabica</i>	Avaliar o efeito de implantar experimentalmente em agroflorestas de café uma espécie de planta que possui floração contínua sobre a estrutura e diversidade da comunidade de visitantes florais.
Bravo-Monroy et al. 2015	Colômbia	Café <i>Coffea arabica</i>	Quantificar o efeito dos principais fatores ecológicos sobre a composição da comunidade de polinizadores, como o método de manejo da fazenda (convencional ou agroflorestal), além da distância das plantações até a floresta mais próxima.
Caudill et al. 2016	Costa Rica	Café <i>Coffea arabica</i>	Influência do manejo agroflorestal e distância da mata mais próxima sobre a diversidade de polinizadores.
Gaira et al. 2016	Índia	Cardamomo <i>Amomum subulatum</i>	Avaliar a abundância de polinizadores ao longo do tempo e espaço e seu impacto no rendimento das culturas de cardamomo em SAFs.
Potts et al. 2016	Reino Unido	SAF biodiverso	Discutir abordagens para proteger os polinizadores em agroecossistemas, dentre elas a implementação de SAFs.

Referência	País	Cultura principal Nome popular/científico	Objetivo geral
Gemim & Silva 2017	Brasil	SAF biodiverso	Integração da meliponicultura em sistemas agroflorestais como estratégia de preservação de polinizadores.
Pavageau et al. 2017	Índia	Café <i>Coffea arabica</i>	Explorar o efeito da heterogeneidade na cobertura do solo na distribuição de ninhos da abelha <i>Apis dorsata</i> , que é uma espécie-chave para a polinização de cafezais baseados em SAFs.
Lojka et al. 2017 (Capítulo 32)	Índia	Café <i>Coffea canephora</i>	Investigar como a abundância de polinizadores e a produção de frutos de café em SAFs são afetadas pelas características da agrofloresta e pela abundância de florestas e árvores na paisagem.
Amin et al. 2018	Bangladesh	SAF biodiverso	Efeito de parâmetros microclimáticos de SAFs sobre a riqueza, diversidade e abundância de polinizadores.
Tomazella et al. 2018	Brasil	Café <i>Coffea arabica</i>	Levantamento da comunidade de vespas visitando SAFs de café.
Barrios et al. 2018	Estados Unidos	Café <i>Coffea arabica</i>	Investigar a contribuição das árvores para a conservação da biodiversidade e serviços ecossistêmicos em paisagens agrícolas e agroflorestais que representam diferentes níveis de cobertura arbórea.
Arnold et al. 2018	Trindade e Tobago	Cacau <i>Theobroma cacao</i>	Avaliar as condições climáticas que influenciam a abundância de moscas polinizadoras de cacau em SAFs.
Graham & Nassauer 2019	Estados Unidos	SAF biodiverso	Avaliar como a variação na composição das culturas, configuração da paisagem e área total da agrofloresta afeta o habitat de abelhas.

Referência	País	Cultura principal Nome popular/científico	Objetivo geral
Vandromme et al. 2019	Nicarágua	Cacau <i>Theobroma cacao</i>	Investigar a fauna aquática em diferentes tipos de bromélias em sistemas agroflorestais, avaliando o impacto da morfologia e posição vertical das bromélias sobre a biodiversidade aquática, com especial atenção para larvas de supostos polinizadores de cacau.
Geeraert et al. 2019	Etiópia	Café <i>Coffea arabica</i>	Pesquisar visitantes de flores de café comparando a riqueza e abundância de espécies de abelhas e moscas entre agroflorestas de café e plantio tradicional.
Udawatta et al. 2019	Estados Unidos	SAF biodiverso	Revisar a literatura para discutir como os SAFs podem contribuir com a preservação da biodiversidade.
Galbraith et al. 2020	Costa Rica	Teca - <i>Tectona grandis</i> Café - <i>Coffea arabica</i>	Avaliar como a composição e diversidade da comunidade de abelhas diferem em diferentes sistemas (plantações de teca, SAFs de café e pastos) durante as estações seca e chuvosa.
Silva-Neto et al. 2020	Brasil	SAF biodiverso	Caracterizar a comunidade de abelhas em SAFs no Cerrado brasileiro em relação à riqueza e abundância.
Campera et al. 2021	Indonésia	Café <i>Coffea arabica</i>	Efeito do uso de agrotóxicos em matrizes agrícolas sobre populações de borboletas em SAFs de café orgânico.
Jeanneret et al. 2021	Alemanha	SAF biodiverso	Revisão sobre o papel da ecologia da paisagem na promoção da biodiversidade, a regulação de pragas e polinização de culturas para a concepção de "agroecologia de paisagens", propondo caminhos para implementar a agroecologia na escala da paisagem.

Referência	País	Cultura principal Nome popular/científico	Objetivo geral
Cuevas et al. 2021	México	SAF biodiverso	Analisar a riqueza de espécies de insetos polinizadores em uma agrofloresta e documentar o conhecimento local sobre a polinização e sua relação com a produção agrícola.
Keerthika & Parthiban 2021	Índia	SAF biodiverso	Avaliar a diversidade e papel funcional de borboletas em sistemas agroflorestais.
Prado et al. 2021	Estados Unidos	Café <i>Coffea arabica</i> <i>Coffea canephora</i>	Investigar como recursos florais e o microclima em SAFs de café afeta a visitação de polinizadores e cargas de pólen transportado por abelhas.
Toledo-Hernandez et al. 2021	Indonésia	Cacau <i>Theobroma cacao</i>	Entender o efeito da distância do SAF à floresta natural mais próxima, manejo agroflorestal e abundância de flores nos arredores do SAF sobre a abundância dos principais visitantes florais de cacau.

Anexo B. Publicações que avaliaram o papel de sistemas agroflorestais (SAFs) na provisão de serviços de polinização nas últimas duas décadas (2002-2022).

Referência	País	Cultura principal Nome popular/científico	Objetivo geral
Klein et al 2003b	Indonésia	Café <i>Coffea arabica</i>	Analisar o efeito da diversidade de espécies de abelhas sobre a produção de frutos de 24 SAFs de café, avaliando parâmetros ambientais que afetam a diversidade dos polinizadores.
Veddeler et al. 2008	Equador	Café <i>Coffea arabica</i>	Investigar a relação entre a produtividade do café e a comunidade de abelhas visitantes.
Jha & Vandermeer 2009b	México	Café <i>Coffea arabica</i>	Investigar a influência dos níveis de recursos florais e manejo agroflorestal em diferentes tipos de SAFs de café (muita sombra x pouca sombra) sobre o forrageamento de abelhas nativas e exóticas.
Olschewski et al. 2010	Equador	Café <i>Coffea arabica</i>	Estimar o valor dos serviços de polinização com base na vantagem monetária gerada pelo aumento da produtividade do café em sistemas agroflorestais.
Boreux et al. 2012	Índia	Café <i>Coffea canephora</i>	Investigar o impacto dos serviços de polinização na produção de café em SAFs, considerando a variação na adubação, irrigação, cobertura de sombra e variáveis ambientais como as chuvas, pH do solo e disponibilidade de nitrogênio.

Referência	País	Cultura principal Nome popular/científico	Objetivo geral
Peters & Carroll 2012	Costa Rica	Café <i>Coffea arabica</i>	Avaliar a relação entre chuva, abundância e riqueza de espécies de abelhas e taxas iniciais de frutificação de café em dois diferentes regimes de floração: baixa e alta densidade.
Rayol & Maia 2013	Brasil	SAF biodiverso	Criação de abelhas nos sistemas agroflorestais para potencializar a polinização das espécies frutíferas e florestais, além do fornecimento e comercialização de mel.
Dorneles et al. 2013	Brasil	Palmito-Jussara <i>Euterpe edulis</i>	Manejar populações do palmiteiro para aumentar a abundância abelhas polinizadoras e consequentemente ampliar a formação de frutos.
Alam et al. 2014	Canadá	SAF biodiverso	Valoração de serviços ecossistêmicos providos por SAFs, dentre eles a polinização.
Classen et al. 2014	Tanzânia	Café <i>Coffea arabica</i>	Comparação dos serviços de polinização sobre a produção de frutos de café agroflorestal e monocultura de café.
Garbach et al. 2014	Estados Unidos	SAF biodiverso	Revisão que discute o papel de sistemas agroflorestais sobre a manutenção da biodiversidade e provisão de diversos serviços ecossistêmicos, incluindo a polinização.
Amin et al. 2015	Bangladesh	Mangueira <i>Mangifera indica</i>	Efeito da riqueza de polinizadores na produção de manga.

Referência	País	Cultura principal Nome popular/científico	Objetivo geral
Galbraith et al. 2015	Estados Unidos	SAF biodiverso	Revisão dos estudos recentes que utilizaram sensoriamento remoto para compreender a provisão de serviços de polinização por abelhas em florestas e agroflorestas.
Sridhar & Vinesh 2016	India	SAF biodiverso	Capítulo de livro que discute o papel ecológico de várias comunidades de artrópodes associadas a agroecossistemas baseados em culturas de leguminosas/sistemas agroflorestais, incluindo serviços de polinização.
Williams-Guillén et al. 2016	Estados Unidos	SAF biodiverso	Capítulo de livro que revisa como o manejo agrícola afeta as assembleias de morcegos e o seu comportamento individual, bem como a literatura sobre provisão de serviços ecossistêmicos por morcegos (supressão de insetos-praga e polinização) em sistemas agrícolas e SAFs.
Norfolk et al. 2016	Egito	Amêndoa <i>Prunus dulcis</i>	Investigar a contribuição relativa de abelhas e outros insetos para a polinização de amendoeiras em SAFs e avaliar como a diversidade floral do SAF influenciou as densidades de polinizadores e a frutificação.
Norgrove & Beck 2016	Suíça	SAF biodiverso	Revisar a literatura sobre papéis funcionais da biodiversidade e resiliência oferecida pelos SAFs e evidenciar o impacto da biodiversidade sobre o rendimento agrícola.

Referência	País	Cultura principal Nome popular/científico	Objetivo geral
Toledo-Hernández et al. 2017	Alemanha	Cacau <i>Theobroma cacao</i>	Revisar a literatura sobre a polinização do cacau em SAFs com foco em três aspectos principais: fatores que afetam a polinização, mediados ou não por plantas, agentes polinizadores e manejo de intensificação ecológica para aumentar o sucesso e o rendimento da polinização.
Liere et al. 2017	Estados Unidos	SAF biodiverso	Revisar como a agroecologia tem contribuído para a nossa compreensão sobre os efeitos de fatores locais e da paisagem sobre insetos polinizadores, bem como os serviços ecossistêmicos que eles fornecem.
Isbell et al. 2017	Estados Unidos	SAF biodiverso	Revisar estudos que consideram como o aumento da diversidade de plantas influencia a produção agrícola, estabilidade de rendimento e serviços ecossistêmicos, além de discutir desafios e recomendações para diversificar os sistemas agroflorestais.
Kuyah et al. 2017	Quênia	SAF biodiverso	Capítulo de livro que revisa serviços ecossistêmicos oferecidos por SAFs, dentre eles a polinização, evidenciando que a introdução de práticas agroflorestais em terras de cultivo ou pastagem podem fornecer benefícios significativos.
Hass et al. 2018	Filipinas	Campos de arroz <i>Oryza sativa</i> SAF biodiverso	Efeitos da perda de habitat e isolamento sobre a abundância, riqueza e diversidade funcional de abelhas, além de interações planta-polinizador.

Referência	País	Cultura principal Nome popular/científico	Objetivo geral
Kay et al. 2018	Portugal	SAF biodiverso	Explorar o potencial de sistemas agroflorestais na provisão de serviços ecossistêmicos e investigar seu impacto na escala de paisagem.
Staton et al. 2019	Reino Unido	SAF biodiverso	Revisar o efeito de sistemas agroflorestais no controle de pragas e serviços de polinização.
Chain-Guadarrama et al. 2019	Costa Rica	Café <i>Coffea canephora</i> <i>Coffea arabica</i>	Revisar a literatura disponível sobre o fornecimento de dois serviços ecossistêmicos essenciais e interativos que regulam a produção de café: controle de uma praga de besouro por aves e polinização por abelhas.
De Leijster et al. 2019	Espanha	Amêndoa <i>Prunus dulcis</i>	Testar se os princípios agroecológicos de perturbação mecânica mínima do solo, mantendo a cobertura do sub-bosque podem melhorar o fornecimento de serviços ecossistêmicos, incluindo a polinização.
Bentrup et al. 2019	Estados Unidos	SAF biodiverso	Revisão que sintetiza informações sobre como SAFs de áreas temperadas influenciam insetos polinizadores e seus serviços de polinização, com foco particular sobre o papel das árvores e arbustos.
Delaney et al. 2020	Burkina Faso (África)	Karité <i>Vitellaria paradoxa</i>	Avaliar se se proporção de habitats naturais ao redor de SAFs e a diversidade de plantas entre as áreas influenciam a taxa de visitação de espécies de abelhas que polinizam a castanha karité.

Referência	País	Cultura principal Nome popular/científico	Objetivo geral
Kay et al. 2020	Suíça	SAF biodiverso	Investigar o valor agregado da agrofloresta e da combinação de culturas ou pastagens com elementos lenhosos para insetos polinizadores e o potencial de serviço de polinização associado na escala da paisagem.
Sollen-Norrlin et al. 2020	Reino Unido	SAF biodiverso	Enumerar os principais benefícios e desafios na adoção de SAFs como um sistema de produção alternativo para produção agrícola e desempenho ambiental, resgatando serviços ecossistêmicos, incluindo a polinização.
Lee-Mäder et al. 2020	Estados Unidos	SAF biodiverso	Capítulo de livro que discute os benefícios de SAFs para polinizadores, e sugere a implantação desses sistemas nas fazendas de produção agrícola para integrar o habitat desses polinizadores com a fazenda, contribuindo com a produtividade das culturas.
Varah et al. 2020	Reino Unido	SAF biodiverso	Investigar se SAFs podem fornecer maior serviço de polinização e maior abundância e diversidade de polinizadores em comparação com sistemas de monocultura.
Santos et al. 2021	Brasil	Mogno africano <i>Khaya ivorensis</i>	Descrever o papel do manejo seletivo em comunidades restauradas por meio de SAFs na recuperação de serviços ecossistêmicos, incluindo a polinização.
Staton et al. 2021	Reino Unido	Maçã <i>Malus domestica</i>	Efeito do manejo agroflorestal sobre a diversidade de grupos funcionais, serviços ecossistêmicos e lucros em um SAF de maçã.

Referência	País	Cultura principal Nome popular/científico	Objetivo geral
Tarigan et al. 2021	Indonésia	SAF biodiverso	Analisar manchas de SAFs dentro de monoculturas de árvores de palma como variantes da multifuncionalidade da paisagem, para aumentar as funções ecossistêmicas e biodiversidade, incluindo macrofauna edáfica, recarga/retenção de água no solo e polinização.
Staton et al. 2022	Reino Unido	Maça <i>Malus domestica</i>	Avaliar a produtividade e a renda agrícola projetada de um sistema agroflorestal, onde maçãs são integradas a culturas agrícolas, combinando modelos de serviços ecossistêmicos e custo-benefício, incluindo o conjunto de sementes de maçã como proxy para polinização.

Anexo C. Dados publicados sobre diferentes métodos de restauração ecológica e seus respectivos custos econômicos e retorno financeiro. Valores convertidos no ano de referência do estudo em relação à cotação do dólar para real (USD BRL).

Método de restauração	Relação de Custos/ha R\$ (US\$)	Retorno Financeiro (R\$/ha)	Cotação do dólar	Bioma	Fonte
Regeneração assistida (plantio de mudas e sementes)	1.340,49 (802,69) *	0,00	R\$1,67 (2011)	Amazônia	Cury & Carvalho Jr. (2011)
Restauração com plantio mecanizado de sementes	8.726,66 (4.298,85) **	0,00	R\$2,03 (2013)	Amazônia	Campos-filho et al. (2013)
Restauração com plantio de mudas	15.916,00 (6.920,00) ***	0,00	R\$2,30 (2009)	Mata Atlântica	Rodrigues (2009)
Restauração com plantio de mudas e aproveitamento de madeira	34.697,26 (17.092,25) ****	59.230,62 (29.177,65) ****	R\$2,03 (2013)	Mata Atlântica	IIS (2013)
SAFs simples	64.074,70 (18.254,90) *****	160.987,06 (45.865,26) *****	R\$3,51 (2003)	Mata Atlântica	Gama (2003)
SAF biodiverso	56.413,70 (29.790,00) ***	246.850,00 (121.601,00) *****	R\$2,03 (2013)	Mata Atlântica	Hoffmann (2013)
	18.136,00 (8.934,00) ***	179.295,69 (88.323,00) *****	R\$2,03 (2013)	Mata Atlântica	Hoffmann (2013)

* Custos se referem somente à implantação inicial.

** Custos se referem à implantação e manejo até o 3º ano.

***Custos incluem plantio e manejo até o 2º ano.

****Custos incluem implantação e manejo no 1º ano.

*****Custos e retorno financeiro projetados para 40 anos.

*****Custos e lucro incluem serviços de implantação, manejo e colheita até o 10º ano.

Retorno financeiro se refere ao VPL (Valor Presente Líquido) do mesmo período.

Cotação dólar comercial para venda no 1º semestre de cada ano.