

COMUNIDADE DE ABELHAS (HYMENOPTERA: APOIDEA) DE MATO GROSSO, BRASIL - DIVERSIDADE, USO, MANEJO E CONSERVAÇÃO

RAFAEL KILL SILVEIRA

Tese apresentada à Universidade do Estado
de Mato Grosso, como parte das exigências do
Programa de Pós-graduação em Ciências
Ambientais para obtenção do título de Doutor.

**CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL
2023**

RAFAEL KILL SILVEIRA

**COMUNIDADE DE ABELHAS (HYMENOPTERA: APOIDEA) DE
MATO GROSSO, BRASIL - DIVERSIDADE, USO, MANEJO E
CONSERVAÇÃO**

Tese apresentada à Universidade do
Estado de Mato Grosso, como parte das
exigências do Programa de Pós-
graduação em Ciências Ambientais para
obtenção do título de Doutor.

Orientador: Prof. Dr. Dionei José da Silva

**CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL
2023**

FICHA CATALOGRÁFICA

S283s Silveira, Rafael Kill.

Comunidade de abelhas (Hymenoptera, Apoidea) de Mato Grosso, Brasil: diversidade, uso, manejo e conservação / Rafael Kill Silveira. – Cáceres, 2023. 117 f. ; 30 cm., Il. color.

Trabalho de Conclusão de Curso (Tese/Doutorado) – Curso de Pós-graduação *Stricto Sensu* (Doutorado) Ciências Ambientais, Faculdade de Ciências Agrárias e Biológicas, Câmpus de Cáceres, Universidade do Estado de Mato Grosso, 2023.

Orientador: Dr. Dionei José da Silva.

1. Agroecossistemas. 2. Polinização. 3. Polinizadores. 4. Serviços Ecossistêmicos. 5. Termorregulação. I. Silva, D. J. da, Dr. II. Título: diversidade, uso, manejo e conservação.

CDU 638.1(817.2)

RAFAEL KILL SILVEIRA

**COMUNIDADE DE ABELHAS (HYMENOPTERA: APOIDEA) DE
MATO GROSSO, BRASIL - DIVERSIDADE, USO, MANEJO E
CONSERVAÇÃO**

Essa tese foi julgada e aprovada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Cáceres, 30 de maio de 2023.

Banca examinadora

Prof. Dr. Dionei José da Silva
Universidade do Estado de Mato Grosso
Orientador

Prof.^a Dr.^a Solange Kimie Ikeda Castrillon
Universidade do Estado de Mato Grosso - PPGCA

Prof. Dr. Ernandes Sobreira Oliveira Júnior
Universidade do Estado de Mato Grosso - PPGCA

Prof.^a Dr.^a Danielle Storck Tonon
Universidade do Estado de Mato Grosso - PPGASP

Prof. Dr. Rodrigo Aranda
Universidade Federal de Rondonópolis

**CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL
2023**

DEDICATÓRIA

Dedico a:

Minha companheira e esposa,
Lisiane

Minha filha,
Julia

Meu filho,
Gabriel

AGRADECIMENTOS

Agradeço inicialmente à minha rede de apoio social familiar, registrando primeiramente, o agradecimento especial à minha esposa, Lisiane, pela entrega total, apoio, paciência e incentivo irrestrito e fundamental durante estes anos, principalmente nos momentos em que precisei me ausentar, não só fisicamente, assumindo em vários momentos minhas responsabilidades. E aos meus filhos Julia e Gabriel que são essenciais para a realização dessa etapa, e que apesar da pouca idade compreendem às eventuais ausências.

À minha mãe, Regina Kill Silveira, meu pai, Adalberto Brito da Silveira, meus irmãos Andrea Kill Silveira e Daniel Kill Silveira, á minha sogra Maria Aparecida Vieira Paludetti, meu sogro Luis Carlos Paludetti bem como seus pais, “vovó” Zelinda Donadeli Paludetti e “vovô” Cosme Paludetti, que sem sombra de dúvidas foram grandes apoiadores e facilitadores desta conquista.

Aos amigos e todas as pessoas que colaboraram, direta ou indiretamente, para que o presente trabalho fosse concluído.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Dionei José da Silva, por aceitar me orientar, pelos ensinamentos, compreensão e seriedade com que me auxiliou a conduzir este trabalho.

Agradeço à Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCA), pela capacitação ofertada culminando na obtenção do título de doutor.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Mato Grosso (FAPEMAT), pela concessão da bolsa.

O meu Muito Obrigado!

EPÍGRAFE

Procurando, momentaneamente encontrei, aqui em maya vislumbrei, aquilo que de fato nem sei, mas poderia me servir de algo, para tentar responder, de onde venho? O que aqui faço? Ou para onde vou? E assim como um pássaro voou, mas ficou o rastro, e com isso, imagino que devo, ao menos tentar, ser quem sou, sabendo, que cada um luta as suas batalhas recebendo oportunidades e ferramentas necessárias ao aprendizado.

SOBRE O AUTOR

RAFAEL KILL SILVEIRA, filho de Regina Kill Silveira e Adalberto Brito da Silveira, natural de Cassilândia, estado do Mato Grosso do Sul, nascido no ano de 1985. Em 1992 iniciou seus estudos no ensino infantil na “Escola Estadual Odair da Silva Marconato”, município de Glória D'Oeste - MT, e posteriormente ingressou na “Escola Estadual José Bejo”, do mesmo município, concluindo o ensino fundamental em 1999. Kursou o ensino médio na “Escola Estadual José Bejo”, município de Glória D'Oeste – MT, na “Escola Estadual Deputado Bertoldo Freire”, cidade de São José dos Quatro Marcos – MT e na “Escola Estadual Onze de Março”, cidade de Cáceres - MT, finalizando em dezembro de 2002.

Em julho de 2003 ingressou na Universidade do Estado do Mato Grosso (UNEMAT), cidade de Pontes e Lacerda – MT, no curso de Bacharelado em Zootecnia, graduando-se em dezembro de 2007. Na graduação, atuou como voluntário do Programa de Bolsas de Iniciação Científica PROBIC/UNEMAT, no projeto de pesquisa “Seleção e avaliação genética de abelhas africanizadas adaptadas a Região do Vale do Guaporé”. Apresentou o Trabalho de Conclusão de Curso, intitulado: “Uso de sulfato de amônio e esterco bovino para acidificação de solos alcalinos”, sob orientação da Prof^a. Dr^a. Maria Aparecida Pereira Pierangeli.

No período de maio de 2007 a dezembro de 2007 trabalhou no cargo de servente de limpeza na empresa Elza Ferreira do Santos, empresa terceirizada a serviço da UNEMAT, no município de Pontes e Lacerda – MT. Entre o período de abril de 2008 á outubro 2009 trabalhou no cargo de zootecnista na fazenda São José, situada no município de Cáceres – MT. E no período de novembro de 2009 a janeiro de 2011 trabalhou no cargo de auxiliar administrativo na fazenda Barra do Prata Agropecuária S/A, na cidade de Pontes e Lacerda – MT.

Em março de 2011 ingressou no programa de Pós-Graduação em Zootecnia nível de mestrado da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), na área de concentração de produção animal, com a linha de pesquisa em produção e nutrição de ruminantes, onde foi bolsista da capes. Obtendo o título de mestre em ciências em maio de 2013, com a dissertação intitulada “Ordem de parto da matriz sobre o desempenho de bezerros e eficiência produtiva de vacas da raça Nelore”, sob orientação do professor Dr. Marcelo Jangarelli, associado do Departamento de Matemática (DEMAT) na Área de estatística.

Em outubro de 2012 começou a trabalhar com reprodução e larvicultura de peixes nativos, na empresa Piscicultura Gairova, localizada no município de Mirassol D'Oeste – MT, atuando até a presente data.

Entre fevereiro de 2013 e março de 2018 atuou como professor assistente no curso de graduação em zootecnia da Universidade do Estado de Mato grosso – campus de Pontes e Lacerda - MT.

Entre janeiro de 2014 e abril de 2018 atuou como professor do ensino técnico profissionalizante e ensino médio técnico da Escola Técnica Estadual de Tangara da Serra, ETETGA-SECITEC, extensões de Glória D'Oeste e Porto Esperidião.

Entre janeiro de 2014 e março de 2018 atuou como professor Assistente no curso de graduação em zootecnia da turma fora de sede da Universidade do Estado de Mato Grosso na cidade de Araputanga – MT.

Em 2018 ingressou no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCA) da Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), e nesta data, apresenta

e defende a tese como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Em 2018 atuou na implantação do abatedouro familiar de pequeno porte para pequenos animais (Projeto, Regulamentação e Curso de Capacitação para colaboradores em Processamento de Peixes nativos), na empresa Piscicultura Recanto KS, localizada no Município de Cáceres – MT.

A partir de fevereiro de 2022 até a presente data atua como professor assistente no curso de graduação em zootecnia da Universidade do Estado de Mato Grosso, campus de Pontes e Lacerda – MT.

Em Março de 2022 fundou a empresa KS Consultoria, que a partir de então até a presente data vem prestando serviços de extensão com Assistência Técnica e Gerencial (AteG), para apicultores e meliponicultores nos municípios de São José dos Quatro Marcos, Glória D'Oeste e Porto Esperidião, vinculados ao Serviço Nacional de Aprendizagem Rural (SENAR) de Mato Grosso.

ÍNDICE

RESUMO.....	13
ABSTRACT.....	14
INTRODUÇÃO GERAL.....	15
REFERÊNCIAS.....	19
CAPÍTULO I.....	26
Abelhas e agrotóxicos: Um cenário de riscos.....	26
RESUMO.....	26
ABSTRACT.....	27
INTRODUÇÃO.....	28
Material e métodos.....	29
Resultados e Discussão.....	30
Conclusão.....	35
REFERÊNCIAS.....	36
CAPÍTULO II.....	45
O que se conhece sobre a fauna de abelhas em Mato Grosso? O estado de maior produção agropecuária do Brasil.....	45
RESUMO.....	45
ABSTRACT.....	46
INTRODUÇÃO.....	47
MATERIAL E MÉTODOS.....	49
RESULTADOS.....	49
DISCUSSÃO.....	53
CONCLUSÃO.....	60
REFERÊNCIAS.....	61
CAPÍTULO III.....	69
Arborização e enxames populosos garantem a termorregulação do interior do ninho de <i>Apis mellifera</i>	69
RESUMO.....	69
ABSTRACT.....	70
INTRODUÇÃO.....	71
MATERIAL E MÉTODOS.....	72
RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	73
CONCLUSÃO.....	78

REFERÊNCIAS.....	79
CAPÍTULO IV.....	82
Polinizadores visitam o girassol durante todo florescimento, aumentando a produtividade e uniformizando as sementes.....	82
RESUMO.....	82
ABSTRACT.....	83
INTRODUÇÃO.....	84
MATERIAL E MÉTODOS.....	85
RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	87
CONCLUSÃO.....	93
REFERÊNCIAS.....	94
APÊNDICE.....	99
A- Abundancia e riqueza de abelhas identificadas ao nível de espécie nos diferentes biomas (Amazônia, Cerrado, Pantanal e ecótono Amazônia-Cerrado (A-C)), e paisagem (nativa (N); Algodão (A); pasto (P); silvicultura de eucalipto (E) ou Ipê(I)), para os respectivos autores.....	99
B- Capítulo I - Versão inglês - enviado para a revista Journal of Insect Conservation	104
C- Link para as normas da revista Journal of Insect Conservation.....	117

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I - Tabela 1 - Ingredientes Ativos (IAs), seus respectivos volumes de Venda (tonelada) e percentual comercializado (% venda) para o ano de 2020, bem como os artigos publicados (autores) que comprovaram o efeito nocivo desses produtos para abelhas.....	32
CAPÍTULO II - Tabela 1 - Autores e as respectivas tribos de abelhas registradas por bioma no estado de Mato Grosso, (A = Amazônia; C = Cerrado; P = Pantanal; E= Ecótono).....	49
Tabela 2 - Abundância e riqueza de abelhas identificadas ao nível de espécie nos diferentes biomas (Amazônia, Cerrado, Pantanal e ecótono Amazônia-Cerrado (A-C)), e Paisagem (Nativa (N); Algodão (A); Pastagem (P); Silvicultura de Eucalipto (E) e Ipê (I)).	52
CAPÍTULO III - Tabela 1 - Temperatura interna média das colmeias, e seus respectivos coeficientes de variação (CV) para os diferentes locais de aferição.....	74
Tabela 2 - Temperatura interna média das colmeias, e seus respectivos coeficientes de variação para os diferentes números de quadros.....	76
CAPÍTULO IV - Tabela 1 - Composição química do solo utilizado.....	85
Tabela 2 - Número de grãos por capítulo (NG), peso médio do grão (PG) e a produção estimada para 50 mil plantas por ha e seus respectivos coeficientes de variação (CV%).	91

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO II - Figura 1 - Tribos de abelhas coletadas em diferentes municípios do estado de Mato Grosso. 1. Apiacás; 2. Brasnorte; 3. Cáceres; 4. Campo Novo do Parecis; 5. Chapada dos Guimarães; 6. Cotriguaçu; 7. Cuiabá; 8. Diamantino; 9. Juína; 10. Nova Xavantina; 11. Novo Mundo; 12. Poconé; 13. Pontes e Lacerda; 14. Porto Estrela; 15. Primavera do Leste; 16. Reserva do Cabaçal; 17. Ribeirão cascalheira; 18. Rondonópolis. 19. Santo Antônio do Leverger; 20. Sinop; 21. Sorriso; 22. Tangará da Serra; 23. Vila Bela da Santíssima Trindade.....	51
CAPÍTULO III - Figura 1 - Valores de temperatura para os diferentes locais de aferição..	73
Figura 2 - Médias da temperatura interna das colmeias em função do número de quadros nos diferentes horários do dia.....	75
CAPÍTULO IV - Figura 1 - (a) Diagrama de Whitakker demonstrando a abundância total observada dos diferentes visitantes florais em girassol. (b) – Abundância de visitantes florais entre os diferentes horários do dia. Gráfico de caixas indicando a mediana (linha sólida no interior da caixa), média (ponto cinza), e dispersão (quartis inferior, superior e outliers). As diferenças foram significativas pelo teste de Kruskal-Wallis (qui-quadrado=137.04, g.l.=11, $p=2,2e-16$). (c) – Número médio de visitantes florais observados em cada capítulo por dia, resultado não significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Kruskal-Wallis (Qui-quadrado= 24, g.l.=24, $p=0,46$).....	87
Figura 2 - Médias (pontos) e erro padrão (barras) da produção de sementes de girassol em kg ha^{-1} para os tratamentos não adubado e não polinizado (A), não adubado e polinizado (B), adubado e não polinizado (C) e adubado e polinizado (D). As diferenças foram estatisticamente significativas a 5% de probabilidade ANOVA ($F=64,29$, g.l.=51, $p=2-16$).....	89

RESUMO

Kill-Silveira, Rafael. **Comunidade de abelhas (Hymenoptera: Apoidea) de Mato Grosso, Brasil - Diversidade, uso, manejo e conservação**. Cáceres: UNEMAT, 2022. 115p.(Tese – Doutorado em Ciências Ambientais)¹.

As abelhas são os principais polinizadores bióticos dos ambientes naturais e artificiais. A diversidade de abelhas nativas do Brasil negligenciadas como possíveis polinizadoras de culturas agrícolas é de 88,4%. Os processos de substituição das paisagens para urbanização e atividades agropecuárias têm promovido a redução de recursos necessários à sobrevivência das abelhas, principalmente a redução das fontes de alimentos e locais para nidificação. Os sistemas agropecuários do Brasil são monoculturais, e estes necessitam do uso de agrotóxicos, que podem causar redução nas populações de abelhas. As alterações climáticas globais também afetam as condições de vida das abelhas. Dentre elas pode-se destacar o efeito do aquecimento global, que tem elevado a temperatura em algumas regiões do Brasil para condições acima do conforto térmico, e como agravante alguns agrotóxicos estão associados a alterações na capacidade de termorregulação das abelhas. Devem ser tomadas medidas de redução do desmatamento associado à recuperação ambiental, bem como a adoção de práticas agropecuárias, e do modo de vida urbano que minimizem os danos ambientais. No capítulo 1, intitulado “Abelhas e Agrotóxicos: Um cenário de riscos”, avalia o volume de vendas dos agrotóxicos no Brasil, a evolução da quantidade comercializada, bem como a liberação de novos produtos ao longo dos anos. Posteriormente com base nesse conjunto de informações, e por meio de uma revisão bibliográfica buscou-se compreender a dinâmica de uso desses produtos e verificar quais deles são nocivos para as abelhas e/ou que possam ter relação com a redução dessas comunidades. No capítulo 2, intitulado “O que se conhece sobre a fauna de abelhas em Mato Grosso? O estado de maior produção agropecuária do Brasil”, realizamos uma revisão bibliográfica sistemática de artigos científicos publicados no período de 1945 a julho de 2020, tratando da temática do conhecimento atual sobre a diversidade de abelhas no estado de Mato Grosso. No capítulo 3, intitulado “Arborização e enxames populosos garantem a termorregulação do interior do ninho de *Apis mellífera*”, objetivou-se identificar o local ideal no interior da colmeia para se aferir a temperatura, e avaliar se a temperatura interna da colmeia é afetada pelo tamanho da população de abelhas, e ainda verificar se na região sudoeste do Estado de Mato Grosso o manejo de manter as colmeias sob ambiente arborizado no verão ou em pleno sol no inverno garante a homeostase térmica. No capítulo 4, intitulado “Polinizadores visitam o girassol durante todo florescimento, aumentando a produtividade e uniformizando as semente”, objetivou-se verificar o efeito da polinização biótica na cultura da cultivar de girassol SYN 039A, associada ou não à adubação orgânica e, ainda, determinar em qual período de florescimento e qual horário do dia há maior abundância de visitantes florais.

Palavras-chave: agroecossistemas, polinização, polinizadores, serviços ecossistêmicos, termorregulação.

1 Orientador Prof. Dr. Dionei José da Silva, UNEMAT.

ABSTRACT

Kill-Silveira, Rafael. **Bee community (Hymenoptera: Apoidea) from Mato Grosso, Brazil - Diversity, use, management and conservation.** Cáceres: UNEMAT, 2022. 115p. (Thesis – PhD in Environmental Science)².

Bees are the main biotic pollinators of natural and artificial environments. The diversity of Brazilian native bees neglected as possible pollinators of agricultural crops is 88.4%. The processes of replacement of landscapes for urbanization and agricultural activities have promoted the reduction of resources necessary for the survival of bees, mainly the reduction of food sources and places for nesting. Agricultural systems in Brazil are monocultural, and these require the use of pesticides, which can cause a reduction in bee populations. Global climate change also affects the living conditions of bees. Among them, the effect of global warming can be highlighted, which has raised the temperature in some regions of Brazil to conditions above thermal comfort, and as an aggravating factor, some pesticides are associated with changes in the thermoregulation capacity of bees. Measures must be taken to reduce deforestation associated with environmental recovery, as well as the adoption of agricultural practices and an urban way of life that minimize environmental damage. In chapter 1, entitled “Bees and Agrochemicals: A risk scenario”, it evaluates the sales volume of pesticides in Brazil, the evolution of the commercialized quantity, as well as the release of new products over the years. Subsequently, based on this set of information, and through a bibliographic review, we sought to understand the dynamics of using these products and verify which of them are harmful to bees and/or which may be related to the reduction of these communities. In chapter 2, entitled “What is known about the bee fauna in Mato Grosso? The state with the largest agricultural production in Brazil”, we carried out a systematic bibliographical review of scientific articles published from 1945 to July 2020, dealing with the topic of current knowledge about the diversity of bees in the state of Mato Grosso. In chapter 3, entitled “Afforestation and populous swarms ensure thermoregulation inside the *Apis mellifera* nest”, the objective was to identify the ideal place inside the hive to measure the temperature, and to assess whether the internal temperature of the hive is affected by the size of the bee population, and also verify if in the southwest region of the State of Mato Grosso the management of keeping the hives under a wooded environment in the summer or in full sun in the winter guarantees the thermal homeostasis. In chapter 4, entitled “Pollinators visit the sunflower throughout flowering, increasing productivity and making the seeds uniform”, the objective was to verify the effect of biotic pollination in the culture of the sunflower cultivar SYN 039A, associated or not with organic fertilization and, furthermore, , determine in which flowering period and at what time of day there is a greater abundance of floral visitors.

Key words: agroecosystems, ecosystem services, pollination, pollinators, thermoregulation

² Advisor Prof. PhD. Dionei José da Silva, UNEMAT.

INTRODUÇÃO GERAL

As abelhas são insetos pertencentes à ordem Hymenoptera, reunidas na superfamília Apoidea, atualmente são descritas cerca de 20 mil espécies em todo o mundo (ASCHER; PICKERING, 2021; MICHENER, 2007; ORR et al., 2021), no entanto, estima-se que existam cerca de 40 mil (ARBUCKLE et al., 2001; ROUBIK, 1989). No Brasil são considerados entre 1.576 e 1.700 espécies de abelhas (MOURE; URBAN; MELO, 2007; SILVEIRA; ALMEIDA; MELO, 2002). Para o estado de Mato Grosso são registradas 335 (MOURE, 2021).

Um dos organismos mais estudados no Brasil são as abelhas, no entanto, não significa que o conhecimento sobre elas seja suficiente, pois existem muitos comportamentos ecológicos ainda não descritos, devido principalmente à grande extensão territorial, heterogeneidade ambiental e diversidade de espécies (SILVEIRA; ALMEIDA; MELO, 2002). Esta diversidade aliada ao baixo investimento em pesquisa (MARQUES, 2016; PELLANDA, 2013), e à falta de taxonomistas, resulta em deficiência de conhecimentos básicos, como por exemplo, a identificação de certas espécies que é fundamental para o aprofundamento de estudos sobre elas (OLIVEIRA et al., 2012; ORR et al., 2020; PAKNIA; RAJAEI SH.; KOCH, 2015).

Este conhecimento é essencial principalmente porque os indivíduos pertencentes a este grupo são os principais polinizadores nos ambientes naturais, sendo desta forma, fundamentais em garantir a diversidade biológica dos vegetais (BIESMEIJER; SLAA, 2006; TAIZ et al., 2017). Devido a esta característica, os seres humanos são diretamente beneficiados com o serviço ecossistêmico de polinização, pois de aproximadamente 1.500 espécies de vegetais cultivados mundialmente, as abelhas polinizam em torno de 66% (ROUBIK, 1995, 2018). De toda produção mundial de alimentos, cerca de 35% são dependentes dos serviços ecossistêmicos prestados pelas abelhas (KLEIN et al., 2007; KREMEN; WILLIAMS; THORP, 2002).

Os benefícios financeiros globais da polinização para a agricultura são estimados entre US\$ 235 e US\$ 577 bilhões de dólares (POTTS et al., 2016). No Brasil este valor foi estimado entre US\$ 12 e US\$ 31 bilhões de dólares (GIANNINI et al., 2015; SILVEIRA; GALBIATI, 2019). Segundo Lopes et al. (2021), a diversidade de abelhas nativas do Brasil negligenciadas como possíveis prestadores de serviços ecossistêmicos de polinização em culturas agrícolas é de 88,4%, dessa forma, tanto a valoração dos serviços ecossistêmicos prestados, quanto as consequências negativas da perda desse serviço podem estar sendo subestimadas.

O desmatamento para implantação de sistemas agropecuários, dentre diversos outros impactos, pode ocasionar a desestruturação dos sistemas ecológicos locais, levando à perda de espécies da fauna e flora (FEARNSIDE, 2001; NEWBOLD et al., 2015), como no caso das abelhas. Um olhar especial para estas perdas devem ser dados, principalmente para locais como o estado de Mato Grosso, que lidera a produção de grãos do país (CONAB, 2019), ocupando grandes extensões de áreas de vegetação nativa e que foram substituídas por monoculturas anuais (GIARETTA et al., 2019).

Além da agricultura, esse estado é o maior produtor de bovinos (IBGE, 2020), e foi o segundo estado que mais aumentou sua área de pastagem entre 2001 a 2016 (PARENTE; FERREIRA, 2018). As áreas destinadas a pastagem eram de 6,7 milhões de ha em 1985, passando para 20,9 milhões em 2020, ou seja um incremento de 209,3%, e as áreas de agricultura no mesmo período passaram de 1,4 para 10,8 milhões de ha, aumentando 673,1% (MAPBIOMAS, 2021).

Apesar da importância das abelhas para os sistemas agropecuários, as diversas alterações antropogênicas estão contribuindo para a redução de suas populações. Os processos de urbanização e substituição de paisagens para atividades agropecuárias, gera escassez de recursos alimentares disponíveis em quantidade e qualidade, redução de locais disponíveis para a nidificação, alterações climáticas, bem como substituição dos habitats apropriados à sobrevivência das abelhas (GOULSON et al., 2015; KERR et al., 2015; MOGREN; LUNDGREN, 2016; ULLMANN; MEISNER; WILLIAMS, 2016). As atividades agropecuárias monoculturais além de tornar o ambiente homogêneo, ou seja, não ideal a conservação da biodiversidade (ST. CLAIR et al., 2020; VARAH et al., 2020), ainda exige grande quantidade de agrotóxicos que agem diretamente na sobrevivência dos indivíduos (BERNARDES et al., 2022; HATFIELD et al., 2021).

Vários fatores estão associados à redução das populações de abelhas ao redor do mundo (HRISTOV et al., 2020; RATNIEKS; CARRECK, 2010), mas os principais fatores são o uso de agrotóxicos (FIKADU, 2020; GILL; RAMOS-RODRIGUEZ; RAINE, 2012; GOUYON, 2021; JOHNSON et al., 2010; LU; HUNG; CHENG, 2020), e a substituição da paisagem (BROSI, 2009; NEWTON et al., 2018). Segundo a FAO (2021), o Brasil é o terceiro maior consumidor do mundo em volume total de agrotóxicos, em segundo os Estados Unidos da América e primeiro a China. Entretanto, dentre estes três países, o uso per capita do Brasil é o maior, corroborando com Carneiro et al. (2015), que destacam que a partir de 2008 o Brasil passou a ser o país que mais usa agrotóxicos no planeta, devido principalmente a extensa área de plantio e ao modelo de produção adotado.

O volume de comercialização destas substâncias causa preocupação e deve ser monitorado. Ademais, a taxa de crescimento de uso ao longo dos anos é um fator que deve ser analisado, pois nos possibilita realizar um prognóstico, que poderá contribuir com políticas públicas para a redução dos possíveis danos. Neste sentido, o uso desses produtos entre os anos de 2000 a 2019 aumentou em 35,96% em todo o mundo, 37,64% na China e houve a redução de 5,16% nos EUA (FAO, 2021). Enquanto para o Brasil o incremento de uso no mesmo período foi de 246,8%, e para o estado de Mato Grosso que é o principal produtor de grãos do país, houve crescimento de 498,3%. No ano de 2019 o consumo destas substâncias neste mesmo estado foi de 6,41 vezes maior do que a média dos outros estados brasileiros, correspondendo a 20,43% do consumo de todo o país (IBAMA; 2021a,b).

E para o Brasil existe outro agravante, pois em locais de clima tropical a resistência das pragas se dá de maneira mais rápida (MAINO; UMINA; HOFFMANN, 2018). Outro fator que vem sendo negligenciado é a ocorrência de hormese, sendo esta, uma dose resposta bifásica aos princípios ativos utilizados, em que doses altas eliminam as pragas, mas se por alguma razão a dose recebida seja muito pequena, haverá efeito contrário, melhorando o desenvolvimento da espécie alvo (GUEDES; CUTLER, 2014). Estes autores sugerem que uma das formas de reduzir o risco de aparecimento de hormese seria o aumento do volume do princípio ativo aplicado, e isso poderia intensificar os efeitos negativos às abelhas.

Desta forma, para o Brasil e principalmente para Mato Grosso, os problemas associados à redução das populações de polinizadores pode se agravar rapidamente, primeiramente pelo aumento no uso destas substâncias e, em segundo porque a dose letal mediana (DL50) de agrotóxicos, é inferior para as abelhas nativas quando comparada com a espécies exóticas como a *Apis mellifera*, que é a espécie de abelha utilizada para avaliar a DL50 em abelhas (BIRELEY et al., 2019; CHAM et al., 2019; ROSA-FONTANA et al., 2020; TOMÉ et al., 2012; VALDOVINOS-NÚÑEZ et al., 2009).

Conforme já mencionado, além do uso de substâncias nocivas, a outra principal causa da redução de polinizadores está associada ao desmatamento e substituição de habitats (BROSI, 2009; NEWTON et al., 2018), seja para o uso agropecuário ou para outras finalidades, como a construção civil e urbanização (CÂNDIDO et al., 2018; FERREIRA et al., 2020). Ainda conforme já citado, o desmatamento causa a fragmentação e desestruturação de habitats, que conseqüentemente ocasiona a redução de áreas de nidificação e forrageamento (GOULSON et al., 2015; POTTS et al., 2010;

ULLMANN; MEISNER; WILLIAMS, 2016), bem como alterações climáticas (LEROUX et al., 2013; MUSTAFA et al., 2015). Dentre as mudanças climáticas, podemos destacar o efeito deletério da elevação de temperatura ambiental, uma vez que várias espécies são sensíveis a esta alteração (KERR et al., 2015; RASMONT; ISERBYT, 2012).

A tolerância térmica das abelhas é menor quando a temperatura se encontra acima dos níveis considerados ótimos (LOPES et al., 2011). No caso do Brasil além de ser um país de clima tropical, em que as temperaturas comumente são elevadas, estando naturalmente acima da temperatura de conforto térmico, há o agravante da exposição aos agrotóxicos, pois vários destes produtos estão associados à alterações na capacidade de termorregulação das abelhas (CRALL et al., 2018; POTTS et al., 2018; TONG; NIEH; TOSI, 2019; TOSI et al., 2016).

Dessa forma, a redução do desmatamento associada à recuperação ambiental, bem como a adoção de práticas agropecuárias que minimizem os danos ambientais, são medidas que devem ser tomadas, pois além da cobertura arbórea influenciar diretamente a temperatura do ambiente (PRĂVĂLIE, 2018; WANG et al., 2019), de acordo com Barbosa et al. (2021), abelhas de ambientes não antropizados possuem menor concentração de elementos químicos tóxicos.

A partir do exposto, é necessário que se realizem pesquisas para propor novos métodos de manejo agropecuário, pois segundo Bommarco, Kleijn e Potts (2013), a intensificação ecológica contribui para o aumento da produção agrícola, sendo simultaneamente uma estratégia viável para a minimização dos danos causados pela agricultura moderna. De acordo com Klein et al. (2007), são necessárias mais pesquisas avaliando a fertilização colaborada por insetos, na tentativa de auxiliar no incremento da produção das diversas culturas agrícolas.

Segundo Kovács-Hostyánszki et al. (2017), ainda há um longo caminho para o preenchimento das lacunas de conhecimento atuais para se conseguir o gerenciamento ideal nos sistemas agropecuários ecologicamente intensivos. E para que isso seja alcançado é necessário a integração entre ecologistas, extensionistas, agrônomos comerciais, agricultores, agências governamentais e ONGs ambientais.

Para tratar dos temas apontados dividimos esta tese em quatro capítulos. No capítulo 1, que será enviado para a revista *ecotoxicology*, intitulado “Abelhas e Agrotóxicos: Um cenário de riscos”, objetiva-se verificar qual é o volume de vendas dos agrotóxicos no Brasil, a evolução da quantidade comercializada, bem como a liberação de novos produtos ao longo dos anos. Posteriormente com base nesse conjunto de

informações, e por meio de uma revisão bibliográfica tentar compreender a dinâmica de uso desses produtos ainda verificar quais produtos são nocivos para as abelhas e/ou que possam ter relação com a redução dessas comunidades.

No capítulo 2, intitulado “O que se conhece sobre a fauna de abelhas em Mato Grosso? O estado de maior produção agropecuária do Brasil” (“What is known about the bee fauna in Mato Grosso? The state of greatest agricultural production in Brazil”), objetivamos realizar uma revisão bibliográfica sistemática de artigos científicos publicados, tratando da temática do conhecimento atual da diversidade de abelhas no estado de Mato Grosso. Este artigo foi submetido à revista *Journal of Insect Conservation* e conta com aceite do editor chefe, necessitando da revisão dos consultores ad hoc.

No capítulo 3, intitulado “Arborização e enxames populosos garantem a termorregulação do interior do ninho de *Apis mellífera*”, objetivou-se identificar o local ideal no interior da colmeia para se aferir a temperatura, e avaliar se a temperatura interna é afetada pelo tamanho da população de abelhas, e ainda verificar se na região sudoeste do Estado de Mato Grosso o manejo de manter as colmeias sob ambiente arborizado no verão ou em pleno sol no inverno garante a homeostase térmica. Este artigo foi publicado na revista *Agroecossistemas* (DOI: <http://dx.doi.org/10.18542/ragros.v12i1.7703>)

No capítulo 4, intitulado “Polinizadores visitam o girassol durante todo florescimento, aumentando a produtividade e uniformizando as semente”, objetivou-se verificar o efeito da polinização biótica na cultura da cultivar de girassol SYN 039A, associada ou não à adubação orgânica e, ainda, determinar em qual período de florescimento e qual horário do dia há maior abundância de visitantes florais, na tentativa de informar aos técnicos e produtores em que momento é seguro o uso de substâncias nocivas aos polinizadores. Este artigo foi publicado na revista *Novos Cadernos NAEA* (DOI: <http://dx.doi.org/10.5801/ncn.v24i2.8772>).

REFERÊNCIAS

ARBUCKLE, T. et al. *Biodiversity Informatics in Action: Identification and Monitoring of Bee Species using ABIS*. 2001

ASCHER, J. S.; PICKERING, J. **Life Discover life bee species guide and world checklist [online] - Apoidea species -identification guide -- Discover**. Disponível em: <https://www.discoverlife.org/mp/20q?guide=Apoidea_species&flags=HAS:>. Acesso em: 3 nov. 2021.

- BARBOSA, M. DE M. et al. Effects of native forest and human-modified land covers on the accumulation of toxic metals and metalloids in the tropical bee *Tetragonisca angustula*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 215, p. 112147, 1 jun. 2021.
- BERNARDES, R. C. et al. Toxicological assessment of agrochemicals on bees using machine learning tools. **Journal of Hazardous Materials**, v. 424, p. 127344, 15 fev. 2022.
- BIESMEIJER, J. C.; SLAA, E. J. The structure of eusocial bee assemblages in Brazil. **Apidologie**, v. 37, n. 2, p. 240–258, 1 mar. 2006.
- BIRELEY, R. et al. Preface: Workshop on Pesticide Exposure Assessment Paradigm for Non-Apis Bees. **Environmental Entomology**, v. 48, n. 1, p. 1–3, 13 fev. 2019.
- BOMMARCO, R.; KLEIJN, D.; POTTS, S. G. Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, n. 4, p. 230–238, 1 abr. 2013.
- BROSI, B. J. The complex responses of social stingless bees (Apidae: Meliponini) to tropical deforestation. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 9, p. 1830–1837, 10 out. 2009.
- CÂNDIDO, M. E. M. B. et al. Effects of fragments and landscape characteristics on the orchid bee richness (Apidae: Euglossini) in an urban matrix, southwestern Amazonia. **Journal of Insect Conservation**, v. 22, n. 3–4, p. 475–486, ago. 2018.
- CARNEIRO, F. F. et al. (EDS.). **Dossiê ABRASCO: um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde**. Rio de Janeiro : São Paulo: Escola Politécnica de Saúde Joaquim Venâncio ; Expressão Popular, 2015.
- CHAM, K. O. et al. Pesticide Exposure Assessment Paradigm for Stingless Bees. **Environmental Entomology**, v. 48, n. 1, p. 36–48, 13 fev. 2019.
- CONAB. **Companhia Nacional de Abastecimento. Acompanhamento da safra brasileira. Safra 2018/2019. Décimo Primeiro levantamento Agosto 2019**. Disponível em: <<https://www.conab.gov.br/info-agro/safras>>. Acesso em: 19 out. 2019.
- CRALL, J. D. et al. Neonicotinoid exposure disrupts bumblebee nest behavior, social networks, and thermoregulation. **Science**, v. 362, n. 6415, p. 683–686, 9 nov. 2018.
- FAO. **FAO**. Disponível em: <<http://www.fao.org/faostat/en/#data/RP/visualize>>. Acesso em: 6 set. 2021.
- FEARNSIDE, P. M. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. **Environmental Conservation**, v. 28, n. 1, p. 23–38, mar. 2001.
- FERREIRA, J. V. A. et al. Effect of habitat amount and complexity on social wasps (Vespidae: Polistinae): implications for biological control. **Journal of Insect Conservation**, v. 24, n. 4, p. 613–624, ago. 2020.
- FIKADU, Z. Pesticides use, practice and its effect on honeybee in Ethiopia: a review. **International Journal of Tropical Insect Science**, v. 40, n. 3, p. 473–481, set. 2020.

GIANNINI, T. C. et al. The Dependence of Crops for Pollinators and the Economic Value of Pollination in Brazil. **Journal of Economic Entomology**, v. 108, n. 3, p. 849–857, 1 jun. 2015.

GIARETTA, J. et al. Advancement of agricultural activity on natural vegetation areas in national agribusiness capital. **Ambiente & Sociedade**, v. 22, n. e01392, p. 1–20, 2019.

GILL, R. J.; RAMOS-RODRIGUEZ, O.; RAINE, N. E. Combined pesticide exposure severely affects individual- and colony-level traits in bees. **Nature**, v. 491, n. 7422, p. 105–108, nov. 2012.

GOULSON, D. et al. Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. **Science**, v. 347, n. 6229, p. 1–16, 2015.

GOUYON, P.-H. Biodiversity and Pesticides, Why We are Wrong. p. 5, 2021.

GUEDES, R. N. C.; CUTLER, G. C. Insecticide-induced hormesis and arthropod pest management. **Pest Management Science**, v. 70, n. 5, p. 690–697, 2014.

HATFIELD, R. G. et al. Neonicotinoid Pesticides Cause Mass Fatalities of Native Bumble Bees: A Case Study From Wilsonville, Oregon, United States. **Environmental Entomology**, v. 50, n. 5, p. 1095–1104, 1 out. 2021.

HRISTOV, P. et al. Factors Associated with Honey Bee Colony Losses: A Mini-Review. **Veterinary Sciences**, v. 7, n. 4, p. 166, dez. 2020.

IBAMA. **Relatórios de comercialização de agrotóxicos (Boletins anuais-2019)**. Disponível em: <<https://www.ibama.gov.br/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos>>. Acesso em: 19 abr. 2021a.

IBAMA. **Relatórios de comercialização de agrotóxicos (Histórico de comercialização 200-2018)**. Disponível em: <<https://www.ibama.gov.br/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos>>. Acesso em: 19 abr. 2021b.

IBGE. **Sistema IBGE de Recuperação Automática - SIDRA**. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/home/abate/brasil>>. Acesso em: 10 out. 2020.

JOHNSON, R. M. et al. Pesticides and honey bee toxicity – USA. **Apidologie**, v. 41, n. 3, p. 312–331, maio 2010.

KERR, J. T. et al. Climate change impacts on bumblebees converge across continents. **Science**, v. 349, n. 6244, p. 177–180, 10 jul. 2015.

KLEIN, A.-M. et al. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 274, n. 1608, p. 303–313, 7 fev. 2007.

KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI, A. et al. Ecological intensification to mitigate impacts of conventional intensive land use on pollinators and pollination. **Ecology Letters**, v. 20, n. 5, p. 673–689, 2017.

KREMEN, C.; WILLIAMS, N. M.; THORP, R. W. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 99, n. 26, p. 16812–16816, 24 dez. 2002.

LEROUX, S. J. et al. Mechanistic models for the spatial spread of species under climate change. **Ecological Applications**, v. 23, n. 4, p. 815–828, 2013.

LOPES, A. V. et al. Neglected diversity of crop pollinators: Lessons from the world's largest tropical country. **Perspectives in Ecology and Conservation**, 21 set. 2021.

LOPES, M. T. DO R. et al. Alternativas de sombreamento para apiários. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 41, p. 299–305, set. 2011.

LU, C.; HUNG, Y.-T.; CHENG, Q. A Review of Sub-lethal Neonicotinoid Insecticides Exposure and Effects on Pollinators. **Current Pollution Reports**, v. 6, n. 2, p. 137–151, jun. 2020.

MAINO, J. L.; UMINA, P. A.; HOFFMANN, A. A. Climate contributes to the evolution of pesticide resistance. **Global Ecology and Biogeography**, v. 27, n. 2, p. 223–232, 2018.

MAPBIOMAS. **MapBiomias** **Brasil**. Disponível em: <[https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/?activeBaseMap=8&layersOpacity=70&activeModule=coverage&activeModuleContent=coverage%3Acoverage_main&activeYear=2020&mapPosition=-12.983148%2C-59.501953%2C5&timelineLimitsRange=1985%2C2020&baseParams\[territoryType\]=3&baseParams\[territory\]=32&baseParams\[territories\]=32%3BMato%20Grosso%3B3%3BEstado%3B-18.04159824%3B-61.633382981999999%3B-7.349028381%3B-50.224806382&baseParams\[activeClassesLevelsListItems\]=1%2C7%2C8%2C9%2C10%2C2%2C11%2C12%2C13%2C14%2C15%2C3%2C16%2C17%2C26%2C29%2C30%2C31%2C32%2C27%2C33%2C34%2C35%2C18%2C19%2C4%2C20%2C21%2C22%2C23%2C5%2C24%2C28%2C6](https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/?activeBaseMap=8&layersOpacity=70&activeModule=coverage&activeModuleContent=coverage%3Acoverage_main&activeYear=2020&mapPosition=-12.983148%2C-59.501953%2C5&timelineLimitsRange=1985%2C2020&baseParams[territoryType]=3&baseParams[territory]=32&baseParams[territories]=32%3BMato%20Grosso%3B3%3BEstado%3B-18.04159824%3B-61.633382981999999%3B-7.349028381%3B-50.224806382&baseParams[activeClassesLevelsListItems]=1%2C7%2C8%2C9%2C10%2C2%2C11%2C12%2C13%2C14%2C15%2C3%2C16%2C17%2C26%2C29%2C30%2C31%2C32%2C27%2C33%2C34%2C35%2C18%2C19%2C4%2C20%2C21%2C22%2C23%2C5%2C24%2C28%2C6)>. Acesso em: 5 nov. 2021.

MARQUES, F. Os impactos do investimento: Em tempos de crise, ressurge a cobrança pelo retorno do financiamento público de pesquisa sem levar em conta que a produção da ciência segue caminhos complexos e interligados. **Pesquisa Faespe**, v. 246, p. 16–23, 2016.

MICHENER, C. D. **The bees of the world**. 2nd ed ed. Baltimore: Johns Hopkins University Press, 2007.

MOGREN, C. L.; LUNDGREN, J. G. Neonicotinoid-contaminated pollinator strips adjacent to cropland reduce honey bee nutritional status. **Scientific Reports**, v. 6, p. 29608, 14 jul. 2016.

MOURE, J. S. **Moire's Bee Catalogue**. Disponível em: <<http://moire.cria.org.br/index>>. Acesso em: 22 out. 2021.

MOURE, J.; URBAN, D.; MELO, G. **Catalogue of Bees (Hymenoptera, Apoidea) in the Neotropical Region**. [s.l: s.n.].

MUSTAFA, M. O. et al. Mitigating Effects of Climate Change and Deforestation on Bees With Respect to Their Ecology and Biology. **Journal of Environment and Ecology**, v. 6,

n. 2, p. 1, 22 out. 2015.

NEWBOLD, T. et al. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, n. 7545, p. 45–50, 2 abr. 2015.

NEWTON, A. C. et al. Impacts of deforestation on plant-pollinator networks assessed using an agent based model. **Plos One**, v. 13, n. 12, p. e0209406, 31 dez. 2018.

OLIVEIRA, F. F. DE et al. O Impedimento Taxonômico no Brasil e o Desenvolvimento de Ferramentas Auxiliares para Identificação de Espécies. In: IMPERATRIZ-FONSECA, V. L. et al. (Eds.). . **Polinizadores no Brasil: Contribuição e Perspectivas para a Biodiversidade, Uso Sustentável, Conservação e Serviços Ambientais**. São Paulo: EDUSP, 2012. p. 273–300.

ORR, M. C. et al. Global Patterns and Drivers of Bee Distribution. **Current Biology**, v. 31, n. 3, p. 451- 458.e4, 2021.

ORR, M. C. C. et al. Three questions: How can taxonomists survive and thrive worldwide? **Megataxa**, v. 1, n. 1, p. 19–27, 31 jan. 2020.

PAKNIA, O.; RAJAEI SH., H.; KOCH, A. Lack of well-maintained natural history collections and taxonomists in megadiverse developing countries hampers global biodiversity exploration. **Organisms Diversity & Evolution**, v. 15, n. 3, p. 619–629, set. 2015.

PARENTE, L.; FERREIRA, L. Assessing the spatial and occupation dynamics of the brazilian pasturelands based on the automated classification of MODIS images from 2000 to 2016. **Remote Sensing**, v. 10, n. 4, p. 606, 14 abr. 2018.

PELLANDA, P. C. A nova estrutura do sistema de ciência e tecnologia do exército e a produção de conhecimentos e inovações tecnológicas para a área de defesa. **Coleção Meira Mattos**, v. 7, n. 30, p. 17, 2013.

POTTS, R. et al. The effect of dietary neonicotinoid pesticides on non-flight thermogenesis in worker bumble bees (*Bombus terrestris*). **Journal of Insect Physiology**, v. 104, p. 33–39, 1 jan. 2018.

POTTS, S. G. et al. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 25, n. 6, p. 345–353, 1 jun. 2010.

POTTS, S. G. et al. **The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production**. Publication - Report. Disponível em: <https://www.ipbes.net/sites/default/files/downloads/pdf/individual_chapters_pollination_20170305.pdf>. Acesso em: 23 out. 2021.

PRĂVĂLIE, R. Major perturbations in the Earth's forest ecosystems. Possible implications for global warming. **Earth-Science Reviews**, v. 185, p. 544–571, 1 out. 2018.

RASMONT, P.; ISERBYT, S. The Bumblebees Scarcity Syndrome: Are heat waves leading to local extinctions of bumblebees (Hymenoptera: Apidae: *Bombus*)? **Annales de la Société entomologique de France (N.S.)**, v. 48, n. 3–4, p. 275–280, jan. 2012.

RATNIEKS, F. L. W.; CARRECK, N. L. Clarity on Honey Bee Collapse? **Science**, v. 327, n. 5962, p. 152–153, 8 jan. 2010.

ROSA-FONTANA, A. et al. What is the most suitable native bee species from the Neotropical region to be proposed as model-organism for toxicity tests during the larval phase? **Environmental Pollution**, v. 265, p. 114849, 1 out. 2020.

ROUBIK, D. W. **Ecology and Natural History of Tropical Bees**. [s.l.] Cambridge University Press, 1989.

ROUBIK, D. W. (ED.). **Pollination of cultivated plants in the tropics**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1995.

ROUBIK, D. W. **Pollination of cultivated plants: a compendium for practitioners**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2018.

SILVEIRA, F. A.; ALMEIDA, E. A. B.; MELO, G. A. R. **Abelhas brasileiras: sistemática e identificação**. Belo Horizonte: Silveira, 2002.

SILVEIRA, R. K.; GALBIATI, C. Crescimento no uso de agrotóxicos e sua relação com polinizadores, saúde humana e economia. In: SGUAREZI, S. BENEDITO (Ed.). **Ambiente e Sociedade no Brasil Central: Diálogos Interdisciplinares e Desenvolvimento Regional**. Cáceres: UNEMAT Editora; Oikos Editora, 2019. p. 183–197.

ST. CLAIR, A. L. et al. Diversified Farming in a Monoculture Landscape: Effects on Honey Bee Health and Wild Bee Communities. **Environmental Entomology**, v. 49, n. 3, p. 753–764, 13 jun. 2020.

TAIZ, L. et al. **Fisiologia e Desenvolvimento Vegetal**. 6. ed. Porto Alegre - RS: Artmed Editora, 2017.

TOMÉ, H. V. V. et al. Imidacloprid-Induced Impairment of Mushroom Bodies and Behavior of the Native Stingless Bee *Melipona quadrifasciata anthidioides*. **Plos One**, v. 7, n. 6, p. e38406, 4 jun. 2012.

TONG, L.; NIEH, J. C.; TOSI, S. Combined nutritional stress and a new systemic pesticide (flupyradifurone, Sivanto®) reduce bee survival, food consumption, flight success, and thermoregulation. **Chemosphere**, v. 237, p. 124408, 1 dez. 2019.

TOSI, S. et al. Effects of a neonicotinoid pesticide on thermoregulation of African honey bees (*Apis mellifera scutellata*). **Journal of Insect Physiology**, v. 93–94, p. 56–63, 1 out. 2016.

ULLMANN, K. S.; MEISNER, M. H.; WILLIAMS, N. M. Impact of tillage on the crop pollinating, ground-nesting bee, *Peponapis pruinosa* in California. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 232, p. 240–246, set. 2016.

VALDOVINOS-NÚÑEZ, G. R. et al. Comparative Toxicity of Pesticides to Stingless Bees (Hymenoptera: Apidae: Meliponini). **Journal of Economic Entomology**, v. 102, n. 5, p. 1737–1742, 1 out. 2009.

VARAH, A. et al. Temperate agroforestry systems provide greater pollination service than monoculture. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 301, p. 107031, 1 out. 2020.

WANG, C. et al. Environmental cooling provided by urban trees under extreme heat and cold waves in U.S. cities. **Remote Sensing of Environment**, v. 227, p. 28–43, 15 jun. 2019.

CAPÍTULO I

Abelhas e agrotóxicos: Um cenário de riscos

RESUMO

O Brasil é o terceiro maior consumidor de agrotóxicos no mundo, entretanto, o consumo per capita brasileiro é o mais elevado entre os três países de maior comercialização desses produtos. Havendo ainda a possibilidade do agravamento da situação, pois houve flexibilização das leis para o uso de novas substâncias no Brasil. Fazendo com que agrotóxicos proibidos em outros países, devido aos danos causados, possam ser utilizados, sendo estas substâncias o principal motivo pela redução da população de polinizadores. Objetiva-se verificar qual é o volume de vendas dos agrotóxicos no Brasil, a evolução da quantidade comercializada, bem como a liberação de novos produtos ao longo dos anos. Posteriormente com base nesse conjunto de informações, e por meio de uma revisão bibliográfica tentar compreender a dinâmica de uso desses produtos, bem como verificar quais produtos são nocivos para as abelhas. O consumo de agrotóxicos no Brasil no ano de 2021 foi de 720.869,00 Toneladas, e no ano de 2000 foi de 162.461,96, conferindo aumento de 343,71% de crescimento durante esse período, com a liberação de 4.614 novos produtos de agrotóxicos, e destes somente 538 são classificados como produtos pouco perigosos ao meio ambiente (classe IV). 15 dos 16 ingredientes ativos comercializado no ano de 2020 que possuíram o volume de vendas superior a 1% do total, já há artigo científico comprovando algum dano às abelhas. Agrotóxicos mais perigosos agora são considerados de baixo risco em função da reclassificação. O aumento de uso dessas substâncias é multifatorial, devido ao aumento da resistência das espécies alvo, hormese, redução da carga tributária, flexibilização da legislação.

Palavras-chave: contaminação, legislação ambiental, polinização, polinizadores

ABSTRACT

Brazil is the third largest consumer of pesticides in the world, however, Brazilian per capita consumption is the highest among the three countries with the largest commercialization of these products. There is still the possibility of worsening the situation, as there was a relaxation of laws for the use of new substances in Brazil. Making pesticides banned in other countries, due to the damage caused, to be used, these substances being the main reason for the reduction of the population of pollinators. The objective with this research is to verify the sales volume of pesticides in Brazil, the evolution of the quantity sold, as well as the release of new products over the years. Subsequently, based on this set of information, and through a literature review, try to understand the dynamics of using these products, as well as verify which products are harmful to bees. The consumption of pesticides in Brazil in the year 2021 was 720,869.00 Tons, and in the year 2000 it was 162,461.96, giving an increase of 343.71% in growth during this period, with the release of 4,614 new pesticide products, and of these only 538 are classified as products with little danger to the environment (class IV). 15 of the 16 active ingredients marketed in 2020 that had a sales volume greater than 1% of the total, there is already a scientific article proving some damage to bees. More dangerous pesticides are now considered low risk due to the reclassification. The increase in the use of these substances is multifactorial, due to the increase in resistance of the target species, hormesis, reduction of the tax burden, easing of legislation.

Keywords: contamination, environmental legislation, pollination, pollinators

INTRODUÇÃO

Os conceitos de natureza e de ambiente em transformação, bem como a possibilidade de alterações na composição das espécies, começaram a ser discutidos a partir do século 19 com a publicação da obra “Origem das espécies”, de Chales Drawin (Regner, 2001). Entretanto, as primeiras discussões e publicações sobre as alterações ambientais, causadas pelos humanos, iniciou-se no final da década de 1960 (Pott; Estrela, 2017). Mas somente no ano de 2000 que foi popularizado o termo “Antropoceno”, que é definido como uma nova época geológica, caracterizada pelas modificações promovidas pela espécie humana no planeta terra, da forma nenhuma outra espécie já havia feito (Crutzen; Stoermer, 2000).

Dentre essas alterações, podemos destacar a perda de espécies, e dentre os fatores que estão associados a essa redução populacional, podemos destacar o uso indiscriminado de agrotóxicos (Isenring, 2010; Rani et al., 2021). A primeira publicação que ganhou repercussão mundial sobre os efeitos negativos do uso indiscriminado destas substâncias, foi publicada no ano de 1962, em um livro de Janes Carson, intitulado “Primavera silenciosa” (Carson, 1964), em que a autora relata a intoxicação e até morte de vários animais, bem como diversos casos de grave intoxicação de pessoas por estes produtos químicos. Situação esta, que vem se repetindo ao longo dos anos até o dias atuais (Siyali, 1972; Pignati et al., 2007; Martinello et al., 2017; Weihs, 2020; Disner et al., 2021).

A morte e/ou redução populacional de algumas dessas espécies, pode afetar diretamente as populações humanas, destacando-se alguns grupos, como o dos polinizadores, que possuem função fundamental direta na produção de alimentos (Klein et al., 2007), e que já sofrem perdas populacionais pelo uso excessivo desses produtos (Alburaki et al., 2018; Calatayud-Vernich et al., 2019; Hatfield et al., 2021). Sendo este o principal motivo pelo qual há redução da população de polinizadores (Santos et al., 2018; Castilhos et al., 2019).

O uso dessas substâncias vem aumentando em uma proporção muito grande comparativamente aos incrementos produtivos ao longo desses anos no Brasil (Almeida et al., 2017). Possivelmente são dois os principais motivos pelos quais isso vem ocorrendo, pelo fato de que em locais de clima tropical a resistência dos organismos indesejados ocorre mais rapidamente (Maino et al., 2018), e pelo aparecimento da hormese, que ocorre quando uma espécie alvo recebe uma dose inferior ao

recomendado, e ao invés de exterminá-la ou impedi-la de desenvolver, haverá melhora no desenvolvimento desses indivíduos (Guedes; Cutler, 2014).

De acordo com Moraes (2019), para a maior parte dos países, com o aumento do desenvolvimento há uma tendência de estabilização ou redução no uso desses produtos. A China é o país que mais usa agrotóxicos no mundo, seguido dos Estados Unidos e Brasil, entretanto, apesar do Brasil ser o terceiro maior consumidor, o consumo per capita brasileiro é o mais elevado entre os três países de maior comercialização (FAO, 2021). Havendo ainda a possibilidade do agravamento da situação, pois houve flexibilização das leis para o uso de novas substâncias no Brasil (Wienke; Bernardes, 2022). Fazendo com que agrotóxicos proibidos em outros países, devido aos danos causados, possam ser utilizados por aqui (Friedrich et al., 2021).

Os inseticidas foram os primeiros a serem estudados e observado malefícios aos polinizadores (Thompson 2003). Entretanto, atualmente sabe-se que vários tipos causam problemas (Boily et al., 2013; Triques et al., 2021; Macri et al., 2021), inclusive os fungicidas, que aparentemente não causavam problemas, mas estão associados a distúrbios nutricionais e susceptibilidade à agentes patogênicos (Degrandi-Hoffman et al., 2015; Almeida et al., 2021). No Brasil no ano de 2020, dos 10 ingredientes ativos (IAs) mais comercializados três foram herbicidas (69,18%), seguido dos acaricidas/fungicidas (17,68%), e dos inseticidas (13,13%) (IBAMA, 2022a).

Diante do exposto, objetiva-se verificar qual é o volume de vendas dos agrotóxicos no Brasil, a evolução da quantidade comercializada, bem como a liberação de novos produtos ao longo dos anos. Posteriormente com base nesse conjunto de informações, e por meio de uma revisão bibliográfica tentar compreender a dinâmica de uso desses produtos ainda verificar quais produtos são nocivos para as abelhas e/ou que possam ter relação com a redução dessas comunidades.

MATERIAL E MÉTODOS

Realizou-se uma pesquisa descritivo-analítica documental em que foram coletados e avaliados dados disponíveis em alguns sites oficiais do governo federal do Brasil, pois o artigo 41 do Decreto nº4.074, de 04/01/2002 (Brasil, 2002), determina que as empresas com produtos agrotóxicos, componentes e afins registrados no Brasil apresentem anualmente aos órgãos federais competentes pelo controle e fiscalização dessas substâncias, relatórios sobre as quantidades produzidas, importadas, exportadas e comercializadas destes produtos. Os relatórios permitem o acompanhamento dessas

atividades por ingrediente ativo e classe de uso. Para verificar o volume de venda de agrotóxicos entre o período de 2000 à 2020, as informações foram extraídas da plataforma oficial do Instituto Nacional do Meio Ambiente, sendo este o órgão responsável por este monitoramento (IBAMA, 2022b, c).

Nesse banco de dados para o ano de 2020 existem registros de comercialização de 309 ingredientes distintos, entretanto, grande parte desses produtos possuem volume de venda muito pequeno. Por este motivo foram selecionados apenas os ingredientes que tiveram volume de venda superior a 1% do total comercializado para este respectivo período.

Para verificar o histórico de novos produtos autorizados para a comercialização entre o período de 2000 a 2020, a busca foi realizada no site do Ministério da Agricultura e Pecuária de Abastecimento (MAPA, 2022a).

Para classificar os agrotóxicos quanto à classe de uso e grupo químico, bem como para a classe toxicológica e de risco ambiental foi utilizado o Agrofit On-Line, sendo esta uma ferramenta de consulta ao público, composta por um banco de dados de todos os produtos agrotóxicos e afins registrados no Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, com informações do Ministério da Saúde (ANVISA) e informações do Ministério do Meio Ambiente (IBAMA) (MAPA, 2022b).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com os dados observados do ano de 2000 para o ano de 2020 houve aumento do volume de vendas de 322,46% nesse período, ou seja uma taxa de crescimento anual de 16,1%, com o volume de vendas de 162.461,96 toneladas em 2000, para 686.349,87 toneladas em 2020 (MAPA, 2022b). Corroborando com os dados observados por Pelaez et al. (2015), que já em 2015 relataram o incremento do uso desses produtos, e naquele período descreviam que o Brasil também apresentava a maior taxa de importação mundial de agrotóxicos desde o ano de 2000, e que isso se devia ao modelo de produção adotado no Brasil, associado à políticas de estímulo de consumo, incentivada por meio de isenções fiscais, conforme também descrito por Bombardi (2021), que salienta que para o comércio e produção de agrotóxicos houve redução de 60% do ICMS, e isenção total tanto do PIS/COFINS, quanto do IPI.

É importante realizar o monitoramento com a finalidade de verificar se há o uso indiscriminado de agrotóxicos (Lopes, 2017). Há alguns indícios de que ocorre o uso descomedido, pois alguns produtores utilizam o controle químico quando há presença de

indivíduos que possam causar danos a cultura agrícola, e isto é tecnicamente incorreto, pois pode acarretar em desequilíbrio populacional, resistência ao produto utilizado, danos acidentais pelo uso irracional, além de contaminação do meio ambiente (solo, água, atmosfera e seres vivos) (Fazolin; Estrela, 2004).

No melhor dos cenários, encontramos que a recomendação técnica para o uso dessas substâncias está relacionada ao possível dano que as espécies prejudiciais possam causar à cultura agrícola, às perdas econômicas, os custos com a aplicação do produto e o valor do produto agrícola a ser produzido, sendo assim, realizando os procedimentos recomendados para o Manejo Integrado de Pragas (MIP) (Fazolin; Estrela 2004; May et al., 2012), leva-se em consideração somente o aspecto econômico direto entre os custos com a aplicação e o retorno financeiro do produto agrícola a ser produzido, não considerando as perdas econômicas indiretas relacionadas às alterações ambientais (como por exemplo a perda de polinizadores), ou associadas a saúde pública. Dessa forma se o custo com a aquisição e aplicação for muito baixo, seguramente que as aplicações serão recorrentes e o uso aumentado, assim sendo, a redução da carga tributária induz a maior utilização dessas substâncias.

Temos ainda outros problemas relacionados, tais como a utilização de produtos com concentração acima da permitida e/ou o não respeito do período de carência para a comercialização, bem como o uso produtos proibidos para determinada cultura agrícola, verifica-se também que vários agrotóxicos foram proibidos e/ou tiveram o uso reduzido em outros países, e que o Brasil ainda são usados em grande quantidade (Lopes; Albuquerque, 2021; Bombardi, 2021). Outro grave problema observado, é a aplicação dessas substâncias sem o receituário agrônomo (Santana et al., 2016).

Conforme disposto no inciso II, Artigo 7º do Decreto nº 4.074/2002, cabe ao Ministério do Meio Ambiente realizar a avaliação ambiental, dos agrotóxicos, seus componentes e afins, estabelecendo suas classificações quanto ao potencial de periculosidade ambiental (PPA). Essa classificação quanto ao PPA consiste num “ranqueamento” dessas substâncias químicas categorizando-as em quatro classes (IBAMA, 2023a), sendo:

- Classe I - Produto altamente perigoso ao meio ambiente;
- Classe II - Produto muito perigoso ao meio ambiente;
- Classe III - Produto perigoso ao meio ambiente;
- Classe IV - Produto pouco perigoso ao meio ambiente.

Dos agrotóxicos vendidos no ano de 2021, 2,14% são classificados como Classe I, 37,14% como Classe II, 58,57% Classe III, e 2,15% Classe IV. Dessa forma 97,84% dos ingredientes ativos (IAs) são classificados como perigoso, muito perigoso e altamente perigoso ao meio ambiente.

O volume total de vendas de agrotóxicos para o ano de 2020 foi de 685.745,68 de Toneladas (IBAMA, 2022c). Sendo o Glifosato o produto mais vendido, correspondendo a 35,88% do total consumido. Já para o ano de 2021 esse valor foi de 720.869,00 Toneladas, entretanto até a data da presente pesquisa esses dados de 2021 ainda estavam passando por conferência dos valores comercializados (IBAMA, 2023b). Dos 309 IAs comercializados no ano de 2020 somente 16 possuíram o volume de vendas maior ou igual a 1%, entretanto estes representaram 77,71% do total vendido, destes 16 IAs, em 15 foi verificado que são prejudiciais abelhas, e somente para o oxicloreto de cobre não foi encontrado nenhum artigo testando seu efeito (tabela 1).

Tabela 1: Ingredientes Ativos (IAs), seus respectivos volumes de Venda (tonelada) e percentual comercializado (% venda) para o ano de 2020, bem como os artigos publicados (autores) que comprovaram o efeito nocivo desses produtos para abelhas.

Autor	IA	Venda (ton)	% venda
(Helmer et al., 2015; Abdalla et al., 2016; Seide et al., 2018; Macri et al., 2021; Battisti et al., 2021)	Glifosato	246017,44	35,88
(Morton; Moffett, 1972; Monquero; Oliveira, 2018; Macri et al., 2021)	2,4d	57597,57	8,4
(McArt et al., 2017; Yeebyo et al., 2020; Rabello et al., 2022)	Mancozebe	50526,87	7,37
(Helmer et al., 2015; Macri et al., 2021; Araújo et al., 2021)	Atrazina	33321,11	4,86
(Williams et al., 1992; Yao et al., 2018; Wang et al., 2020a)	Acefato	29982,5	4,37
(McArt et al., 2017; O'Neal et al., 2019; Almeida et al., 2021; Wu et al., 2022)	Clorotalonil	24191,03	3,53
(Pankiw; Jay, 1992; Stanley et al., 2015)	Malationa	15702,11	2,29
(Efrom et al., 2012)	Enxofre	11390,9	1,66
(Gomes et al., 2020; Rabello et al., 2022; Kenko; Ngameni, 2022)	Imidacloprido	9401,65	1,37
(Stanley et al., 2015; Santos et al., 2016)	Clorpirifós	8864,88	1,29
(Cousin et al., 2013; Mattos et al., 2018)	Dicloreto de Paraquate	8120,21	1,18
(Chorbinski; Tomaszewska, 1995)	Diurum	7901,84	1,15
(IUPAC, 2018; Ramos, 2021)	Carbendazim	7789,25	1,14
(IUPAC, 2018; Mohamed et al., 2022)	Cletodim	7506,25	1,09
(Tesoriero et al., 2003; Migdał et al., 2018; Gokulakrishnan et al., 2021)	Oxicloreto de cobre	7331,87	1,07
(Helmer et al., 2015)	S-Metolaclo-ro	7238,07	1,06
	Total	532883,55	77,71

Fonte: elaborado pelos autores

Na classificação de finalidade, os inseticidas são os mais prejudiciais aos polinizadores (Calatayud-Vernich et al., 2019; Knapp et al., 2022), sendo o IA Imidacloprido um inseticida exclusivo, de maior uso no Brasil, apresentado como a estratégia mais adequada para evitar perdas decorrentes do ataque de determinadas espécies de insetos que reduzem a produtividade agrícola (Brustolin et al., 2011). Este foi o primeiro IA do grupo químico dos neonicotinóides descoberto em 1991 (Nauen; Denholm, 2005). Apresentando resultados promissores, por possuir baixo risco a insetos não alvo, bem como para o ambiente, além de alta especificidade para insetos alvo (Jeschke; Nauen, 2008).

Ainda segundo Elbert et al. (2008), os inseticidas pertencentes ao grupo dos neonicotinóides são os mais indicados para o tratamento de sementes, pois apresentam amplo espectro, efeitos residuais duradouros, alta sistematicidade, possuem preços baixos, e ainda segundo os mesmos autores, serão os mais importantes nos próximos anos na proteção de cultivos para controle de insetos (Elbert et al., 2008). Exatamente por apresentar essas características, é que são tão prejudiciais aos polinizadores, por esse motivo em 2013 foram proibidos na União Europeia para o tratamento de sementes e uso no solo em culturas atraentes para as abelhas (European Commission, 2013). Em 2018 esta restrição foi revisada (EFSA, 2018), proibindo para todas as culturas cultivadas ao ar livre, devido a possibilidade de polinizadores visitarem as flores e se contaminarem (Jactel et al., 2019).

Ainda segundo Elbert et al. (2008), os neonicotinóides controlam as populações de pragas resistentes aos inseticidas convencionais, entretanto, há casos de resistência a esses IAs por alguns insetos alvo (Denholm et al., 2002; Pappas et al., 2013; Stará; Kocourek, 2019). Mesmo já sendo o inseticida mais usado no Brasil, pode haver aumento na sua utilização principalmente ao seu alto poder de controle de insetos alvo, tendo um agravante, pois o risco para as espécies nativas é maior do que para a espécie exótica *Apis mellifera* (Assis et al., 2022).

Os dois IAs mais comercializados no Brasil são o glifosato e o 2,4D, causando vários danos aos polinizadores (tabela 1), conforme descrito por Almeida et al. (2017a), o maior uso desses produtos é devido também às grandes extensões territoriais de lavouras transgênicas resistentes a essas substâncias, resultando na maior demanda de aplicação e, conseqüentemente, em maiores danos aos ecossistemas. Conforme observado o glifosato é o produto mais utilizado, correspondendo a 35,88% de todos os produtos utilizados no país, sendo este classificado como classe IV, ou seja, produto pouco tóxico

ao meio ambiente, entretanto ele pode causar sérios danos às comunidades de abelha, tanto usando-o em combinação com outros produtos, ou usando somente um produto.

Tem sido demonstrado que muitos produtos apresentam efeito mais danoso aos polinizadores quando usados em conjunto com outros, devido ao efeito sinérgico resultante dessa combinação, as vezes mesmo em concentrações inferiores (Gill et al., 2012; Helmer et al., 2015; Wang et al., 2020b; Ramos, 2021). A prática de mistura de diferentes IAs vem sendo muito adotada por técnicos e produtores, devido principalmente à resistência conferida em algumas espécies alvo, sendo assim a mistura mais eficiente para o controle, também está sendo usada para redução de custos, tanto pelo efeito sinérgico desejado, quanto pela redução dos custos de aplicação ao eliminar mais de uma espécie alvo em uma única aplicação, entretanto ainda há carência de conhecimento desses efeitos (Gazziero, 2015).

Eventualmente no processo de exploração econômica de abelhas, pode haver o ataque de inimigos naturais e/ou agentes patogênicos, em alguns casos, com a finalidade de prevenção e/ou controle são utilizados produtos químicos, e o uso dessas substâncias pode acarretar em efeito sinérgico com o uso de agrotóxicos (Mullin et al., 2010). Conforme descrito por Tosi et al. (2022), encontraram 377 produtos tóxicos, inclusive a interação de diferentes produtos utilizados para o controle de agentes patógenos das abelhas (Johnson et al. 2013), este sinergismo pode ocorrer também com os próprios parasitos/enfermidades (Rosa et al., 2019), bem como outras características do ambiente (Bloom et al., 2021).

As abelhas comumente utilizadas para para os teste de toxicidade são da espécie exótica *Apis mellifera*, e isto tem gerado uma subestimativa dos efeitos negativos para as espécies de ocorrência no Brasil, pois para essas muitos agrotóxicos são mais prejudiciais quando comparado com a *Apis mellifera* (Valdovinos-Núñez et al., 2009; Tomé et al., 2012; Bireley et al., 2019; Cham et al., 2019; Rosa-Fontana et al., 2020; Assis et al., 2022), e o mesmo vêm sendo observado para o efeito sinérgico dessas substâncias com as espécies neotropicais (Tomé et al., 2017), e para outras espécies que não *Apis mellifera* (Biddinger et al., 2013).

Outra problemática a ser discutida e que vem sendo reportada no Brasil, trata sobre a liberação de novos produtos, que poderia em alguma medida ser benéfico aos sistemas produtivos agropecuários, pois com maior número de produtos disponíveis haveria a possibilidade de utilizar produtos mais seletivos (específico para cada espécie alvo), menos tóxico às espécies não alvo, ambientalmente menos perigoso, e que poderia

resultar em redução do consumo. Entretanto verificou-se com essa pesquisa que o percentual do somatório dos novos produtos liberados no país entre os anos de 2000 e 2021 por classe de periculosidade ambiental correspondeu a 87,45% para as classes (I-II-III), e 12,54% para classe IV, com a quantidade de 3.749 e 538 novos produtos para estas classes, respectivamente (MAPA 2022a).

No ano de 2000 foram liberados 82 novos produtos, já para o ano de 2021 foram liberados 562. Segundo Wienke e Bernardes (2022), no ano de 2000 foram liberados para o comércio no Brasil 41 e 33 novos produtos das classes (I-II-III) e IV, e para o ano de 2021 foram liberados 190 e 273 respectivamente, (MAPA 2022a). Ficando assim, evidente o aumento do risco também aos polinizadores, pois a quantidade de novos produtos classificados como pouco perigoso ao meio ambiente foi proporcionalmente muito baixa quando comparada às outras classes que oferecem maior risco.

De acordo com Friedrich et al. (2021), devido aos riscos associados à saúde humana e ao ambiente 81% dos agrotóxicos autorizados no Brasil no ano de 2017 não tinham permissão de uso em pelo menos três países da OCDE, e 31% não tinham aprovação na China e na Índia. Para autorização de novos produtos no ano de 2019, resultados semelhantes foram apresentados por Braga et al. (2020), pois verificaram que 31% dos produtos possuem IAs não aprovados pela União Europeia, e ainda verificaram que do total de 475 dos produtos autorizados, 41 são proibidos e 14 de uso restrito. Ainda segundo os mesmos autores 2.300 produtos brasileiros passaram por reclassificação dos riscos, fazendo com que 1.924 agrotóxicos considerados como “extremamente tóxico” ou “altamente tóxico” passaram a ser categorizado como “levemente tóxico” ou “improvável de causar danos”, com base em informações oferecidas pelos próprios fabricantes.

De acordo com vários autores houve uma flexibilização das leis para o uso de novas substâncias no Brasil (Pelaez et al., 2015; Pott; Estrela, 2017; Braga et al., 2020; Friedrich et al., 2021; Guimarães; Nascimento, 2021; Wienke and Bernardes 2022b). Para Jensen, (2015) as agências de proteção ambiental não deveriam deixar um produto no mercado até que os cientistas demonstrem que é tóxico, bem como não deveriam autorizar novos até que os fabricantes de produtos demonstrassem que são inofensivos. O uso dessas substâncias vem aumentando em uma proporção muito grande comparativamente aos incrementos produtivos ao longo desses anos (Almeida et al. 2017).

CONCLUSÃO

O consumo de agrotóxicos no Brasil no ano de 2021 foi de 720.869,00 Toneladas, e no ano de 2000 foi de 162.461,96, conferindo aumento de 343,71% de crescimento durante esse período, com a liberação de 4.614 novos produtos de agrotóxicos, e destes somente 538 são classificados como produtos pouco perigoso ao meio ambiente (classe IV). Para todos os 16 ingredientes ativos comercializados no ano de 2020 que possuíam o volume de vendas superior a 1% do total, já há artigo científico comprovando algum dano às abelhas, ficando evidente o risco às abelhas devido à exposição a esses produtos.

REFERÊNCIAS

Abdalla FC, Costa MJ, Sampaio G, et al (2016) Efeito do cádmio e do glifosato na musculatura de mamangavas. *Rev CTA* 3:66–72

Alburaki M, Chen D, Skinner JA, et al (2018) Honey Bee Survival and Pathogen Prevalence: From the Perspective of Landscape and Exposure to Pesticides. *Insects* 9:65. <https://doi.org/10.3390/insects9020065>

Almeida CHS, Haddi K, Toledo PFS, et al (2021) Sublethal agrochemical exposures can alter honey bees' and Neotropical stingless bees' color preferences, respiration rates, and locomotory responses. *Science of The Total Environment* 779:146432. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146432>

Almeida VES de, Friedrich K, Tygel AF, et al (2017a) Use of genetically modified crops and pesticides in Brazil: growing hazards. *Ciênc saúde coletiva* 22:3333–3339. <https://doi.org/10.1590/1413-812320172210.17112017>

Almeida VES, Friedrich K, Tygel AF, et al (2017b) Uso de sementes geneticamente modificadas e agrotóxicos no Brasil: cultivando perigos. *Ciênc saúde coletiva* 22:3333–3339. <https://doi.org/10.1590/1413-812320172210.17112017>

Araújo R dos S, Bernardes RC, Martins GF (2021) A mixture containing the herbicides Mesotrione and Atrazine imposes toxicological risks on workers of Partamona helleri. *Science of The Total Environment* 763:142980. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142980>

Assis JC de, Tadei R, Menezes-Oliveira VB, Silva-Zacarin ECM (2022) Are native bees in Brazil at risk from the exposure to the neonicotinoid imidacloprid? *Environmental Research* 212:113127. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113127>

Battisti L, Potrich M, Sampaio AR, et al (2021) Is glyphosate toxic to bees? A meta-analytical review. *Science of The Total Environment* 767:145397. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145397>

Biddinger DJ, Robertson JL, Mullin C, et al (2013) Comparative Toxicities and Synergism of Apple Orchard Pesticides to *Apis mellifera* (L.) and *Osmia cornifrons* (Radoszkowski). PLOS ONE 8:e72587. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0072587>

Bireley R, Borges S, Cham K, et al (2019) Preface: Workshop on Pesticide Exposure Assessment Paradigm for Non-Apis Bees. Environmental Entomology 48:1–3. <https://doi.org/10.1093/ee/nvy134>

Bloom EH, Wood TJ, Hung K-LJ, et al (2021) Synergism between local- and landscape-level pesticides reduces wild bee floral visitation in pollinator-dependent crops. Journal of Applied Ecology 58:1187–1198. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13871>

Boily M, Sarrasin B, DeBlois C, et al (2013) Acetylcholinesterase in honey bees (*Apis mellifera*) exposed to neonicotinoids, atrazine and glyphosate: laboratory and field experiments. Environ Sci Pollut Res 20:5603–5614. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1568-2>

Bombardi LM (2021) Geografia do uso de Agrotóxicos no Brasil e conexões com a União Européia. <https://web.archive.org/web/20210904064155/https://conexaoagua.mpf.mp.br/arquivos/agrotoxicos/05-larissa-bombardi-atlas-agrotoxico-2017.pdf>. Accessed 3 Mar 2022

Braga ARC, de Rosso VV, Harayashiki CAY, et al (2020) Global health risks from pesticide use in Brazil. Nat Food 1:312–314. <https://doi.org/10.1038/s43016-020-0100-3>

Brasil (2002) DECRETO Nº 4.074, DE 4 DE JANEIRO DE 2002. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4074.htm#_blank. Accessed 12 Oct 2022

Brustolin C, Bianco R, Neves PMOJ (2011) Inseticidas em pré e pós-emergência do milho (*Zea mays* L.), associados ao tratamento de sementes, sobre *Dichelops melacanthus* (Dallas) (Hemiptera: Pentatomidae). Revista Brasileira de Milho e Sorgo 10:215–223. <https://doi.org/10.18512/1980-6477/rbms.v10n3p215-223>

Calatayud-Vernich P, Calatayud F, Simó E, et al (2019) A two-year monitoring of pesticide hazard in-hive: High honey bee mortality rates during insecticide poisoning episodes in apiaries located near agricultural settings. Chemosphere 232:471–480. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.170>

Carson R (1964) Silent Spring. Houghton Mifflin Harcourt

Castilhos D, Bergamo GC, Gramacho KP, Gonçalves LS (2019) Bee colony losses in Brazil: a 5-year online survey. Apidologie 50:263–272. <https://doi.org/10.1007/s13592-019-00642-7>

Cham KO, Nocelli RCF, Borges LO, et al (2019) Pesticide Exposure Assessment Paradigm for Stingless Bees. Environmental Entomology 48:36–48. <https://doi.org/10.1093/ee/nvy137>

Chorbinski P, Tomaszewska B (1995) Toxicity of mineral fertilizers to honey bees under laboratory conditions. Pt. 1. Toxicity of urea and ammonium sulphate. Pszczelnicze Zeszyty Naukowe (Poland) 39:79–86. <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=PL9700535>

Cousin M, Silva-Zacarin E, Kretzschmar A, et al (2013) Size Changes in Honey Bee Larvae Oenocytes Induced by Exposure to Paraquat at Very Low Concentrations. PLOS ONE 8:e65693. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065693>

Crutzen PJ, Stoermer EF (2000) The Anthropocene. Global Change Newsletter 41:17–18. <http://www.igbp.net/download/18.316f18321323470177580001401/1376383088452/NL41.pdf>

Degrandi-Hoffman G, Chen Y, Watkins Dejong E, et al (2015) Effects of Oral Exposure to Fungicides on Honey Bee Nutrition and Virus Levels. J Econ Entomol 108:2518–2528. <https://doi.org/10.1093/jee/tov251>

Denholm I, Devine G, Foster S, et al (2002) Incidence and management of insect resistance to neonicotinoids., 1st edn. British Crop Protection Council, Brighton, UK

Disner GR, Falcão MAP, Andrade-Barros AI, et al (2021) The Toxic Effects of Glyphosate, Chlorpyrifos, Abamectin, and 2,4-D on Animal Models: A Systematic Review of Brazilian Studies. Integrated Environmental Assessment and Management 17:507–520. <https://doi.org/10.1002/ieam.4353>

Efrom CFS, Redaelli LR, Meirelles RN, Ourique CB (2012) Side-effects of pesticides used in the organic system of production on *Apis mellifera* Linnaeus, 1758. Braz arch biol technol 55:47–53. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132012000100005>

EFSA (2018) Commission implementing regulation (EU) 2018/783 of 29 May 2018. https://eur-lex.europa.eu/eli/reg_impl/2018/783/oj. Accessed 16 Feb 2023

Elbert A, Haas M, Springer B, et al (2008) Applied aspects of neonicotinoid uses in crop protection. Pest Management Science 64:1099–1105. <https://doi.org/10.1002/ps.1616>

European Commission (2013) Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment for bees for the active substance thiamethoxam. EFSA Journal. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2013.3067>

FAO (2021) FAO. In: FAOSTAT. <http://www.fao.org/faostat/en/#data/RP/visualize>. Accessed 6 Sep 2021

Fazolin M, Estrela JLV (2004) Determinação do nível de dano econômico de *Ceratomyza tingomarianus* Bechyné (Coleoptera: Chrysomelidae) em *Phaseolus vulgaris* L. cv. Pérola. Neotrop entomol 33:631–637. <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2004000500014>

Friedrich K, Silveira GR da, Amazonas JC, et al (2021) Situação regulatória internacional de agrotóxicos com uso autorizado no Brasil: potencial de danos sobre a saúde e impactos ambientais. Cad Saúde Pública 37:. <https://doi.org/10.1590/0102-311X00061820>

Gazziero DLP (2015) Misturas de agrotóxicos em tanque nas propriedades agrícolas do Brasil. Planta daninha 33:83–92. <https://doi.org/10.1590/S0100-83582015000100010>

Gill RJ, Ramos-Rodriguez O, Raine NE (2012) Combined pesticide exposure severely affects individual- and colony-level traits in bees. Nature 491:105–108. <https://doi.org/10.1038/nature11585>

Gokulakrishnan M, Justin CGL, Roseleen SSJ (2021) Evaluation of pesticidal toxicity to Indian honey bee, *Apis cerana indica* F. (Hymenoptera: Apidae) through laboratory, confinement and field studies. The Pharma Innovation Journal 10:1807–1814. <https://www.thepharmajournal.com/archives/2021/vol10issue10/PartZ/10-10-154-103.pdf>

Gomes IN, Vieira KIC, Gontijo LM, Resende HC (2020) Honeybee survival and flight capacity are compromised by insecticides used for controlling melon pests in Brazil. Ecotoxicology 29:97–107. <https://doi.org/10.1007/s10646-019-02145-8>

Guedes RNC, Cutler GC (2014) Insecticide-induced hormesis and arthropod pest management. Pest Management Science 70:690–697. <https://doi.org/10.1002/ps.3669>

Guimarães VMB, Nascimento JG do (2021) Ecopolítica dos agrotóxicos: perspectivas críticas do desenvolvimento Norte-Sul. Monções: Revista de Relações Internacionais da UFGD 10:504–528. <https://doi.org/10.30612/rmufgd.v10i19.12419>

Hatfield RG, Strange JP, Koch JB, et al (2021) Neonicotinoid Pesticides Cause Mass Fatalities of Native Bumble Bees: A Case Study From Wilsonville, Oregon, United States. Environmental Entomology 50:1095–1104. <https://doi.org/10.1093/ee/nvab059>

Helmer SH, Kerbaol A, Aras P, et al (2015) Effects of realistic doses of atrazine, metolachlor, and glyphosate on lipid peroxidation and diet-derived antioxidants in caged honey bees (*Apis mellifera*). Environ Sci Pollut Res 22:8010–8021. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-2879-7>

IBAMA (2022a) 10 ingredientes ativos mais vendidos em 2020. https://www.ibama.gov.br/phocadownload/qualidadeambiental/relatorios/2020/Os_10_IAs_vendidos_2020.xls. Accessed 10 Oct 2022

IBAMA (2022b) Relatórios de comercialização de agrotóxicos (Histórico de comercialização 200-2018). In: IBAMA. <https://www.ibama.gov.br/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos>. Accessed 19 Apr 2021

IBAMA (2022c) Relatórios de comercialização de agrotóxicos. <http://www.ibama.gov.br/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos#boletinsanuais>. Accessed 12 Oct 2022

IBAMA (2023a) Avaliação do Potencial de Periculosidade Ambiental (PPA) de Agrotóxicos e Afins. In: IBAMA. <http://ibama.gov.br/avaliacao-e-destinacao/quimicos-e-biologicos/registro-especial-temporario-de-agrotoxicos-e-afins-ret/182-quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/1156-ppa>. Accessed 14 Feb 2023

IBAMA (2023b) Relatórios de comercialização de agrotóxicos 2021. In: Ibama. <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos>. Accessed 12 Feb 2023

Isenring R (2010) Pesticides and the loss of biodiversity. How intensive pesticide use affects wild life populations and species diversity. Pesticide Action Network Europe 1:28. http://www.moraybeedinosaurs.co.uk/neonicotinoid/Pesticides_and_the_loss_of_biodiversity.pdf

- IUPAC (2018) Carbendazim (Ref: BAS 346F). <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/Reports/116.htm>. Accessed 22 Oct 2021
- Jactel H, Verheggen F, Thiéry D, et al (2019) Alternatives to neonicotinoids. *Environment International* 129:423–429. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.04.045>
- Jensen E (2015) Banning Neonicotinoids: Ban First, Ask Questions Later. *Seattle Journal of Environmental Law* 5:47. <https://digitalcommons.law.seattleu.edu/sjel/vol5/iss1/3>
- Jeschke P, Nauen R (2008) Neonicotinoids—from zero to hero in insecticide chemistry. *Pest Management Science* 64:1084–1098. <https://doi.org/10.1002/ps.1631>
- Johnson RM, Dahlgren L, Siegfried BD, Ellis MD (2013) Acaricide, Fungicide and Drug Interactions in Honey Bees (*Apis mellifera*). *PLOS ONE* 8:e54092. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0054092>
- Kenko DBN, Ngameni NT (2022) Assessment of ecotoxicological effects of agrochemicals on bees using the PRIMET model, in the Tiko plain (South-West Cameroon). *Heliyon* 8:e09154. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e09154>
- Klein A-M, Vaissière BE, Cane JH, 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>
- Knapp JL, Bates A, Jonsson O, et al (2022) Pollinators, pests and yield—Multiple trade-offs from insecticide use in a mass-flowering crop. *Journal of Applied Ecology* 59:2419–2429. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14244>
- Lopes CA (2017) É possível produzir alimentos para o Brasil sem agrotóxicos? *Ciência e Cultura* 69:52–55. <https://doi.org/10.21800/2317-66602017000400016>
- Lopes CVA, Albuquerque GSC de (2021) Desafios e avanços no controle de resíduos de agrotóxicos no Brasil: 15 anos do Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos. *Cad Saúde Pública* 37:. <https://doi.org/10.1590/0102-311X00116219>
- Macri IN, Vázquez DE, Pagano EA, et al (2021) Evaluating the Impact of Post-Emergence Weed Control in Honeybee Colonies Located in Different Agricultural Surroundings. *Insects* 12:163. <https://doi.org/10.3390/insects12020163>
- Maino JL, Umina PA, Hoffmann AA (2018) Climate contributes to the evolution of pesticide resistance. *Global Ecology and Biogeography* 27:223–232. <https://doi.org/10.1111/geb.12692>
- MAPA (2022a) Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Registros concedidos. <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/agrotoxicos/RegistrosConcedidos200020223.xlsx>. Accessed 10 Oct 2022
- MAPA (2022b) Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. In: AGROFIT. https://agrofit.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons. Accessed 17 Oct 2022
- Martinello M, Baratto C, Manzinello C, et al (2017) Spring mortality in honey bees in northeastern Italy: detection of pesticides and viruses in dead honey bees and other

matrices. Journal of Apicultural Research 56:239–254.
<https://doi.org/10.1080/00218839.2017.1304878>

Mattos IM, Soares AEE, Tarpy DR (2018) Mitigating effects of pollen during paraquat exposure on gene expression and pathogen prevalence in *Apis mellifera* L. Ecotoxicology 27:32–44. <https://doi.org/10.1007/s10646-017-1868-2>

May A, Durães FOM, Filho IAP, Schaffert RE (2012) Sistema Embrapa de produção agroindustrial de sorgo sacarino para bioetanol sistema BRS1G – Tecnologia qualidade Embrapa. 139:120

McArt SH, Urbanowicz C, McCoshum S, et al (2017) Landscape predictors of pathogen prevalence and range contractions in US bumblebees. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 284:20172181. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2181>

Migdał P, Roman A, Popiela-Pleban E, et al (2018) The Impact of Selected Pesticides on Honey Bees. Pol J Environ Stud 27:787–792. <https://doi.org/10.15244/pjoes/74154>

Mohamed IA, Omar EM, Tawfik AI, et al (2022) Sublethal effects of herbicides clethodim, haloxyfop-P-methyl, and their mixture on honey bee health. Apidologie 54:2. <https://doi.org/10.1007/s13592-022-00982-x>

Monquero PA, Oliveira AS (2018) Os herbicidas causam impactos na sobrevivência e desenvolvimento de abelhas? Revista Brasileira de Herbicidas 17:95–105. <https://doi.org/10.7824/rbh.v17i1.533>

Moraes RF (2019) Agrotóxicos no Brasil: padrões de uso, política da regulação e prevenção da captura regulatória. Texto para discussão / Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada IPEA, Brasília – DF

Morton HL, Moffett JO (1972) Ovicidal and Larvicidal Effects of Certain Herbicides on Honey Bees 1, 2, 3. Environmental Entomology 1:611–614. <https://doi.org/10.1093/ee/1.5.611>

Mullin CA, Frazier M, Frazier JL, et al (2010) High Levels of Miticides and Agrochemicals in North American Apiaries: Implications for Honey Bee Health. PLoS ONE 5:e9754. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0009754>

Nauen R, Denholm I (2005) Resistance of insect pests to neonicotinoid insecticides: Current status and future prospects. Archives of Insect Biochemistry and Physiology 58:200–215. <https://doi.org/10.1002/arch.20043>

O’Neal ST, Reeves AM, Fell RD, et al (2019) Chlorothalonil Exposure Alters Virus Susceptibility and Markers of Immunity, Nutrition, and Development in Honey Bees. Journal of Insect Science 19:14. <https://doi.org/10.1093/jisesa/iez051>

Pankiw T, Jay SC (1992) Aerially Applied Ultra-Low-Volume Malathion Effects on Caged Honey Bees (Hymenoptera: Apidae), Caged Mosquitoes (Diptera: Culicidae), and Malathion Residues. Journal of Economic Entomology 85:687–691. <https://doi.org/10.1093/jee/85.3.687>

Pappas ML, Migkou F, Broufas GD (2013) Incidence of resistance to neonicotinoid insecticides in greenhouse populations of the whitefly, *Trialeurodes vaporariorum* (Hemiptera: Aleyrodidae) from Greece. *Appl Entomol Zool* 48:373–378. <https://doi.org/10.1007/s13355-013-0197-z>

Pelaez VM, Silva LR da, Guimarães TA, et al (2015) A (des)coordenação de políticas para a indústria de agrotóxicos no Brasil. *Revista Brasileira de Inovação* 14:153–178. <https://doi.org/10.20396/rbi.v14i0.8649104>

Pignati WA, Machado JMH, Cabral JF (2007) Acidente rural ampliado: o caso das “chuvas” de agrotóxicos sobre a cidade de Lucas do Rio Verde - MT. *Ciênc saúde coletiva* 12:105–114. <https://doi.org/10.1590/S1413-81232007000100014>

Pott CM, Estrela CC (2017) Histórico ambiental: desastres ambientais e o despertar de um novo pensamento. *Estud av* 31:271–283. <https://doi.org/10.1590/s0103-40142017.31890021>

Rabello AS, Rubinger MMM, da Silva LF, et al (2022) Zinc-dithiocarbimates for the control of *Hemileia vastatrix*: a versatile alternative. *Pest Management Science* 78:4741–4752. <https://doi.org/10.1002/ps.7094>

Ramos JD (2021) Potenciais efeitos da exposição a fungicidas agrícolas para abelhas-sem-ferrão imaturas: conservação de polinizadores e políticas públicas. Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul

Rani L, Thapa K, Kanojia N, et al (2021) An extensive review on the consequences of chemical pesticides on human health and environment. *Journal of Cleaner Production* 283:124657. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124657>

Regner ACKP (2001) O conceito de natureza em A origem das espécies. *Hist cienc saude-Manguinhos* 8:689–712. <https://doi.org/10.1590/S0104-59702001000400010>

Rosa JM da, Arioli CJ, Nunes-Silva P, Garcia FRM (2019) Desaparecimento de abelhas polinizadoras nos sistemas naturais e agrícolas: Existe uma explicação? *Revista de Ciências Agroveterinárias* 18:154–162. <https://doi.org/10.5965/223811711812019154>

Rosa-Fontana A, Dorigo AS, Galaschi-Teixeira JS, et al (2020) What is the most suitable native bee species from the Neotropical region to be proposed as model-organism for toxicity tests during the larval phase? *Environmental Pollution* 265:114849. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114849>

Santana CM, Costa AR da, Nunes RMP, et al (2016) Exposição ocupacional de trabalhadores rurais a agrotóxicos. *Cad saúde colet* 24:301–307. <https://doi.org/10.1590/1414-462x201600030199>

Santos CF, Acosta AL, Dorneles AL, et al (2016) Queens become workers: pesticides alter caste differentiation in bees. *Scientific Reports* 6:31605. <https://doi.org/10.1038/srep31605>

Santos CF dos, Otesbelgue A, Blochtein B (2018) The dilemma of agricultural pollination in Brazil: Beekeeping growth and insecticide use. *PLOS ONE* 13:e0200286. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200286>

Seide VE, Bernardes RC, Pereira EJG, Lima MAP (2018) Glyphosate is lethal and Cry toxins alter the development of the stingless bee *Melipona quadrifasciata*. *Environmental Pollution* 243:1854–1860. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.020>

Siyali DS (1972) HEXACHLOROBENZENE AND OTHER ORGANOCHLORIDE PESTICIDES IN HUMAN BLOOD. *Medical Journal of Australia* 2:1063–1066. <https://doi.org/10.5694/j.1326-5377.1972.tb103720.x>

Stanley J, Sah K, Jain SK, et al (2015) Evaluation of pesticide toxicity at their field recommended doses to honeybees, *Apis cerana* and *A. mellifera* through laboratory, semi-field and field studies. *Chemosphere* 119:668–674. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.07.039>

Stará J, Kocourek F (2019) Cabbage stem flea beetle's (*Psylliodes chrysocephala* L.) susceptibility to pyrethroids and tolerance to thiacloprid in the Czech Republic. *PLOS ONE* 14:e0214702. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0214702>

Tesoriero D, Maccagnani B, Santi F, Celli G (2003) Toxicity of three pesticides on larval instars of *Osmia cornuta*: preliminary results. *Bulletin of Insectology* 56:169–171. <http://www.bulletinofinsectology.org/pdfarticles/vol56-2003-169-171tesoriero.pdf>

Thompson HM (2003) Behavioural Effects of Pesticides in Bees—Their Potential for Use in Risk Assessment. *Ecotoxicology* 12:317–330. <https://doi.org/10.1023/A:1022575315413>

Tomé HVV, Martins GF, Lima MAP, et al (2012) Imidacloprid-Induced Impairment of Mushroom Bodies and Behavior of the Native Stingless Bee *Melipona quadrifasciata anthidioides*. *PLOS ONE* 7:e38406. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0038406>

Tomé HVV, Ramos GS, Araújo MF, et al (2017) Agrochemical synergism imposes higher risk to Neotropical bees than to honeybees. *Royal Society Open Science* 4:160866. <https://doi.org/10.1098/rsos.160866>

Tosi S, Sfeir C, Carnesecchi E, et al (2022) Lethal, sublethal, and combined effects of pesticides on bees: A meta-analysis and new risk assessment tools. *Science of The Total Environment* 844:156857. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156857>

Triques MC, Oliveira D, Goulart BV, et al (2021) Assessing single effects of sugarcane pesticides fipronil and 2,4-D on plants and soil organisms. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 208:111622. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111622>

Valdovinos-Núñez GR, Quezada-Euán JJG, Ancona-Xiu P, et al (2009) Comparative Toxicity of Pesticides to Stingless Bees (Hymenoptera: Apidae: Meliponini). *Journal of Economic Entomology* 102:1737–1742. <https://doi.org/10.1603/029.102.0502>

Wang Y, Zhu YC, Li W (2020a) Comparative examination on synergistic toxicities of chlorpyrifos, acephate, or tetraconazole mixed with pyrethroid insecticides to honey bees (*Apis mellifera* L.). *Environ Sci Pollut Res* 27:6971–6980. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07214-3>

Wang Y, Zhu YC, Li W (2020b) Interaction patterns and combined toxic effects of acetamiprid in combination with seven pesticides on honey bee (*Apis mellifera* L.).

Ecotoxicology and Environmental Safety 190:110100.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110100>

Weihs ML (2020) Do boi à soja: agrotóxicos e riscos à saúde na Amazônia mato-grossense. *Novos Cadernos NAEA* 23:. <https://doi.org/10.5801/ncn.v23i2.6736>

Wienke FF, Bernardes IPG (2022a) A flexibilização do registro de agrotóxicos no Brasil: da revolução verde ao registro técnico estabelecido pela Portaria nº 43/2020 do MAPA. *Direito e Desenvolvimento* 13:197–211.
<https://doi.org/10.26843/direitoedesenvolvimento.v13i1.1333>

Wienke FF, Bernardes IPG (2022b) A flexibilização do registro de agrotóxicos no brasil: da revolução verde ao registro técnico estabelecido pela portaria nº 43/2020 do MAPA. *Direito e Desenvolvimento*. <https://doi.org/10.26843/direitoedesenvolvimento.v13i1.1333>

Williams JL, Villa JD, Danka RG (1992) Acephate bait for eliminating honey bee swarms in swarm traps. *Apidologie* 23:537–544. <https://doi.org/10.1051/apido:19920606>

Wu T, Han B, Wang X, et al (2022) Chlorothalonil alters the gut microbiota and reduces the survival of immature honey bees reared in vitro. *Pest Management Science* 78:1976–1981. <https://doi.org/10.1002/ps.6816>

Yao J, Zhu YC, Adamczyk J, Luttrell R (2018) Influences of acephate and mixtures with other commonly used pesticides on honey bee (*Apis mellifera*) survival and detoxification enzyme activities. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology* 209:9–17. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2018.03.005>

Yeebyo G, Bezabeh A, Tassew A (2020) Acute toxicity effects of agrochemicals on honeybees (*Apis mellifera jementica*) in Tigray region of Ethiopia. In: *Livestock Research for Rural Development*. <http://lrrd.cipav.org.co/lrrd32/3/gyeeb32041.html>. Accessed 12 Oct 2022

CAPÍTULO II

O que se conhece sobre a fauna de abelhas em Mato Grosso? O estado de maior produção agropecuária do Brasil

“What is known about the bee fauna in Mato Grosso? The state of greatest agricultural production in Brazil”

Artigo submetido à revista Journal of Insect Conservation

RESUMO

A perda da biodiversidade avança mais do que a expansão de seus conhecimentos. Assim, é fundamental conhecer os organismos para estabelecer programas de conservação, bem como para prover a prestação de serviços ecossistêmicos, garantindo sistemas agrícolas mais produtivos e sustentáveis. Contrastando com essa necessidade, no estado de Mato Grosso os agrossistemas monoculturais, assim como o uso excessivo de agrotóxicos, afetam negativamente os grupos de abelhas que são os principais polinizadores. Assim, realizamos uma revisão bibliográfica sistemática do conhecimento sobre a diversidade de abelhas no estado de Mato Grosso. Encontramos 18 artigos relatando 62 espécies de 14 tribos com 7.433 indivíduos coletados. Observamos que os pesquisadores não adotam os mesmos métodos de coleta e são poucos os estudos ao longo dos anos para os diferentes ambientes, o que resulta em um desconhecimento da fauna de abelhas para o estado. Dessa forma, não é possível esclarecer o quanto há, ou o que já foi perdido na biodiversidade desse grupo, tampouco é possível definir como possíveis perdas ou redução na dinâmica populacional das abelhas. Mais pesquisas devem ser realizadas nesta área, uma vez que a substituição da paisagem e o modelo de produção adotado podem reduzir essas populações e prejudicar a economia devido à perda de serviços ecossistêmicos, principalmente neste estado que tem a agricultura como base da economia.

palavras-chave: agricultura, agroecossistemas, serviços de ecossistemas, polinização, polinizadores

ABSTRACT

The loss of biodiversity advances more than the expansion of its knowledge. Thus, it is essential to know the organisms to establish conservation programs, as well as to provide the provision of ecosystem services, guaranteeing more productive and sustainable agricultural systems. Contrasting this need, in the state of Mato Grosso the monocultural agrosystems, as well as the excessive use of pesticides, negatively affect groups of bees that are the main pollinators. Thus, we carried out a systematic review of the knowledge about the diversity of bees in the state of Mato Grosso. We found 18 articles reporting 62 species from 14 tribes to 7,433 individuals collected. We observed that the researchers did not adopt the same collection methods and there are few studies over the years for the different environments, which results in a lack of knowledge about the bee fauna for the state. In this way, it is not possible to clarify how much there is, or what has already been lost in the biodiversity of this group, neither is it possible to define as possible losses or reduced to the population dynamics of bees. More research should be carried out in this area, since the replacement of the landscape and the adopted production model can reduce these populations and harm the economy due to the loss of ecosystem services, especially in this state that has agriculture as the base of the economy.

Keywords: agriculture, agroecosystems, ecosystem services, pollination, pollinators

INTRODUÇÃO

A produção de alimentos tem constituído uma grande preocupação mundial, não apenas sob o aspecto quantitativo, mas também sob a ótica qualitativa, distributiva e que seja produzida de forma sustentável (RIBEIRO; JAIME; VENTURA, 2017). Esta temática tem sido frequentemente debatida por cientistas e organizações internacionais, estabelecendo tratados, dos quais o Brasil, tem feito parte, inclusive se comprometendo perante a ONU, por exemplo, a acabar com a fome, alcançar a segurança alimentar e melhoria da nutrição, bem como promover a agricultura sustentável até o ano de 2030 (UNITED NATIONS, 2015).

O desenvolvimento de uma agricultura sustentável, implica em melhor uso dos recursos naturais, tal como a ampliação da prestação dos serviços ecossistêmicos (FERRAZ et al., 2019). Neste sentido, Ferreira et al. (2020), mencionam que é essencial o conhecimento da biodiversidade para a implementação de sistemas produtivos sustentáveis. Entretanto, a perda de espécies está em ritmo mais acelerado do que a ampliação do conhecimento sobre a diversidade biológica e sobre os serviços ecossistêmicos (FARINACCIO et al., 2018).

Isto é um problema e motivo de preocupação em si, bem como, pode ocasionar efeitos negativos diretos nas sociedades humanas. No caso da perda de polinizadores não é diferente, pois dentre outros fatores, a polinização biótica está diretamente associada à produção de alimentos, e estima-se que cerca de 75% das espécies de plantas associadas à produção de alimentos dependem da polinização biótica, que é realizada principalmente por insetos (KLEIN et al., 2007).

Dentre estes insetos, na maior parte dos ecossistemas mundiais, as abelhas são os principais responsáveis por esta polinização (BIESMEIJER; SLAA, 2006). Este importante serviço ecossistêmico contribui com cerca de 10% do PIB agrícola mundial (BARBOSA et al., 2017; GALLAI et al., 2009; LAUTENBACH et al., 2012). De aproximadamente 1.500 espécies de vegetais agrícolas mundiais, as abelhas polinizam em torno de 66% (ROUBIK, 1995, 2018), sendo que 35% da produção mundial de alimentos é dependente dos serviços ecossistêmicos prestados por elas (KLEIN et al., 2007; KREMEN; WILLIAMS; THORP, 2002).

Contrapondo à necessidade de polinizadores para a produção de alimentos, várias práticas agropecuárias têm contribuído para redução de populações de insetos. Isso pode ocorrer pela diminuição dos habitats onde os principais polinizadores nidificam, uso de agrotóxicos, escassez de alimento e desequilíbrio nutricional causado pelas

monoculturas, ou ainda pelos efeitos climáticos (FERREIRA et al., 2020; GOULSON et al., 2015; KERR et al., 2015; MOGREN; LUNDGREN, 2016; ULLMANN; MEISNER; WILLIAMS, 2016).

Diante deste cenário o Brasil está contribuindo com a depreciação ambiental, uma vez que está entre os três principais países produtores agrícolas do mundo (CONAB, 2017). O estado de Mato Grosso lidera a produção de grãos do país (CONAB, 2019), ocupando grandes extensões de áreas de vegetação nativa que foram substituídas por monoculturas anuais (GIARETTA et al., 2019). Além da agricultura, Mato Grosso é o maior produtor de bovinos (IBGE, 2020) e foi o segundo estado que mais aumentou sua área de pastagem entre 2001 e 2016, com incremento de 4,6 milhões de hectares de novas áreas destinadas à pecuária (PARENTE; FERREIRA, 2018). O desmatamento para implantação de sistemas agropecuários, pode ocasionar, dentre diversos impactos, a desestruturação dos sistemas ecológicos locais levando à perda de espécies da fauna e flora (FEARNSIDE, 2001; NEWBOLD et al., 2015).

Assim, como mencionam Ferreira et al. (2020), um dos grandes desafios da atualidade é manter e expandir a produção agropecuária e ao mesmo tempo garantir a proteção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. Neste cenário entende-se que os insetos, e dentre eles as abelhas, constituem um importante grupo na prestação de serviços ambientais e que vem sofrendo impactos em função da substituição da paisagem e usos de defensivos agropecuários (BERINGER, 2019; LOSEY; VAUGHAN, 2006). Devido à redução das populações de polinizadores, causada em grande parte por este modelo agropecuário, que ainda não compreendeu a importância destes serviços para o setor, é importante que se amplie o conhecimento sobre espécies de abelhas nativas e suas potencialidades como prestadoras dos serviços ecossistêmicos (FERREIRA, 2015; WITTER et al., 2014), num estado que tem sua economia baseada no agronegócio. Um dos primeiros passos para que se possa pensar em preservação das espécies está relacionado à descrição de novos táxons, bem como a obtenção de informações precisas sobre a distribuição geográfica das espécies (BRANDON et al., 2005).

Considerando estas premissas, objetivamos realizar uma revisão bibliográfica sistemática acerca do conhecimento sobre a diversidade de abelhas no estado de Mato Grosso. Utilizado as bases de dados Web of Science, Scopus, Jstor e Scielo, analisando artigos publicados entre 1945 e julho de 2020, com a finalidade de gerar uma lista de espécies capturadas, bem como verificar em quais biomas, paisagens e tipos de armadilhas estas foram capturadas, e a partir deste conjunto de informações inferir sobre

qual é o cenário atual sobre o conhecimento das espécies de abelhas para o estado de Mato Grosso.

MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi realizada por meio do método de revisão sistemática, aplicando-se buscas nas bases de dados Web of Science, Scopus, Jstor e Scielo. Foram considerados os artigos científicos publicados a partir do ano de 1945 até julho de 2020, em que foram realizadas coletas e identificação de abelhas no estado de Mato Grosso.

Foram consideradas as bases web of Science e Scopus visto que a maioria das publicações com enfoque ecológico e de serviços ambientais estão em revistas indexadas nestas bases, e por conseguinte são as mais utilizadas neste método de pesquisa (FREHSE et al., 2016; LIMA-RIBEIRO et al., 2007; LIU et al., 2019; VIANA et al., 2012). Também foram utilizadas as bases Scielo e Jstor, com a finalidade de abranger trabalhos locais e/ou regionais (ALVES; TERESA; NABOUT, 2014; RODRIGUES et al., 2018).

As palavras chaves utilizadas para a busca foram (Apoidea * OR Bees * OR Abejas * OR Abelhas *) AND Mato Grosso*. Inicialmente foram selecionados os artigos que apresentavam estas palavras-chave no título ou resumo, e excluídos aqueles que apresentavam palavras semelhantes (ex. Mato Grosso do Sul). Foram selecionados somente os artigos que descreviam que a localização da coleta de abelhas foi realizada no estado de Mato Grosso (MT). Aqueles artigos que realizaram o levantamento de fauna de abelhas em outros estados, mas que também coletaram em MT foram mantidos.

Foi utilizada uma planilha (LibreOffice Calc) para registrar os dados relacionados às coletas. As informações utilizadas foram o município, coordenadas geográficas (Longitude e Latitude), tipo de bioma e vegetação, tipo de armadilha utilizada, tribo e espécie dos espécimes capturados. Foi realizada a checagem do tipo de vegetação do local de coleta utilizando o Software Google Earth Pro, e com a ferramenta “imagens históricas” e o uso das coordenadas geográficas, foi realizada a caracterização fitofisionômica da vegetação a partir da data descrita em que foi efetuada a coleta. Exceto para as coordenadas que já estavam em graus decimais, todas as outras foram convertidas para a mesma unidade, utilizando a calculadora geográfica (DPI/INPE, 2019). Para a geração do mapa foi utilizado o software QGIS, versão 2.18.17, e o software R, versão 3.6.3, com o auxílio dos pacotes, ggplot2, sf, dplyr, ggspatial e ggrepel, e para as delimitações geográficas do estado de Mato Grosso foi utilizado o pacote geobr, extraíndo informações do banco de dados do IBGE para o ano de 2019.

RESULTADOS

As buscas nas bases de indexação retornaram 391 artigos. Na base Jstor encontramos 258 artigos, 54 pela Scopus, 51 na Web of Science e 28 em Scielo. Após a triagem dos artigos retiramos os registros em duplicidade, e eliminamos daqueles cujos termos de busca não retornaram com os objetivos propostos nesta pesquisa. Assim restaram 18 artigos com registros de coletas e identificação de abelhas no estado de Mato Grosso. Classificamos estes artigos em dois grandes grupos, um que descreveu a ocorrência de várias tribos, e o outro grupo que descreveu somente uma tribo em cada estudo, este último foi subdividido nos artigos em que cada um relatou somente a tribo Euglossini, Megachilini ou Tetrapedini (Table 1).

Tabela 1 - Autores e as respectivas tribos de abelhas registradas por bioma no estado de Mato Grosso, (A = Amazônia; C = Cerrado; P = Pantanal; E= Ecótono)

Tribos de abelhas registradas por bioma em Mato Grosso				
Autores	Euglossini	Megachilini	Tetrapedini	Várias ¹
01- Anjos-Silva et al., (2006)	C	-	-	-
02- Anjos-Silva e Rebêlo, (2006)	C	-	-	-
03- Anjos-Silva (2007)	C	-	-	-
04- Anjos-Silva (2008)	C	-	-	-
05- Anjos-Silva (2010)	A, C	-	-	-
06- Anjos-Silva (2019)	P	-	-	-
07- Aranda (2017)	-	-	-	P
08- Aranda e Aoki (2018)	-	-	-	P
09- Cusser et al. (2019)	-	-	-	A, C
10- Moure (1999)	-	-	P*, A*	-
11- Nascimento et al. (2015)	C, E(A-C)	-	-	-
12- Nemésio e Ferrari (2012)	C	-	-	-
13- Oliveira-Jr et al. (2015)	E (A-C)	-	-	-
14- Pires et al. (2014a)	-	-	-	C
15- Pires et al. (2014b)	-	-	-	A
16- Raw (2006)	-	C	-	-
17- Souza e Anjos-Silva (2020)	A, C, P, E(A-C)	-	-	-
18- Souza et al. (2010)	C, P	-	-	-

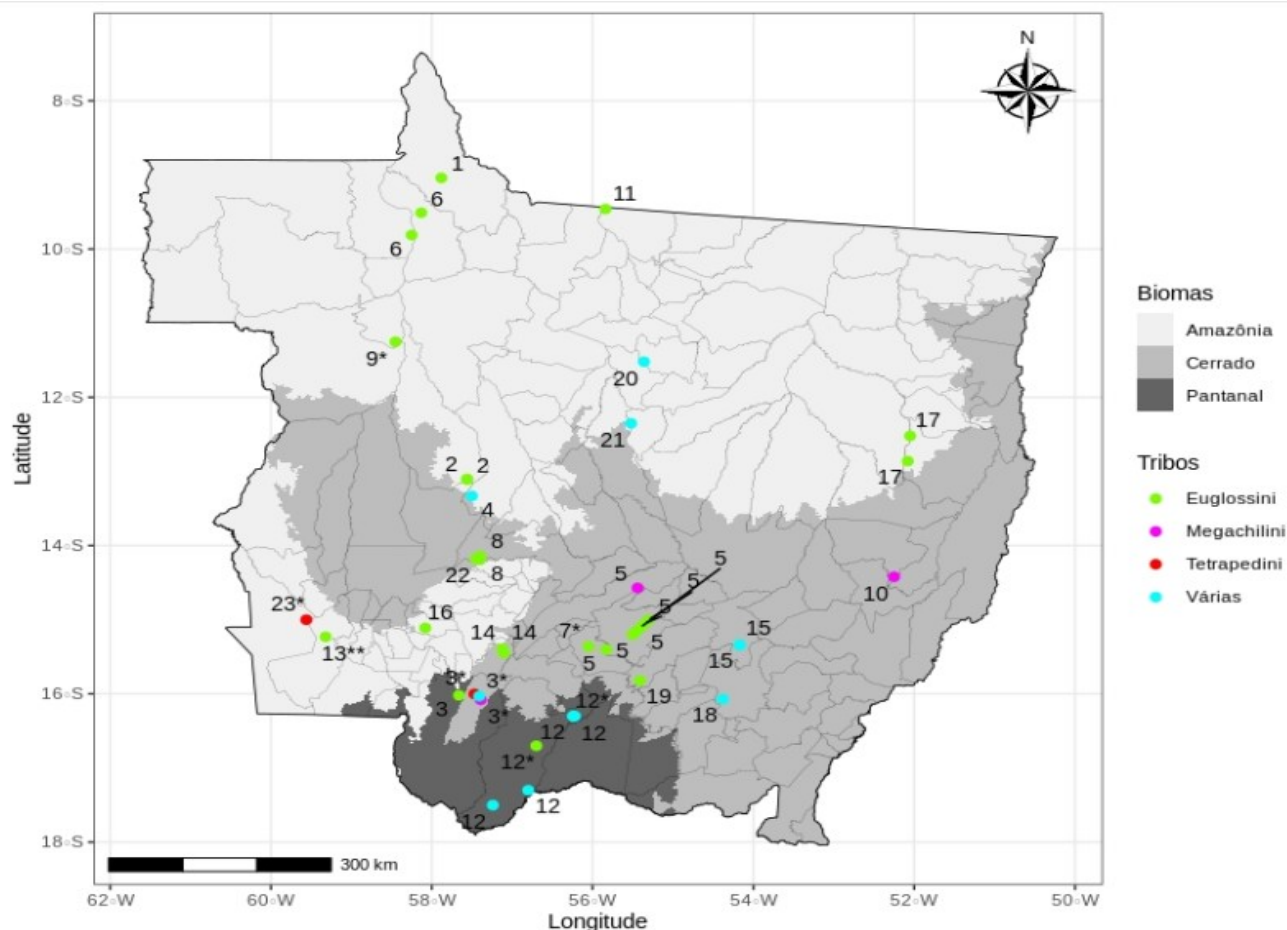
Fonte: elaborado pelos autores, 2022.*Bioma indefinido pelo autor. ¹ 14 tribos distintas foram coletadas

Nos 18 artigos analisados, há registros de coletas de abelhas em 43 localidades distintas, pertencentes a 23 dos 141 municípios do estado de Mato Grosso. Sete destes locais estão no bioma Amazônia, 20 no Cerrado, 10 no Pantanal e seis em ecótono Amazônia-Cerrado. Nas áreas onde ocorreram os estudos a paisagem está composta por vegetação natural, plantações de algodão, pastagem, silvicultura de eucalipto ou Ipê.

Em 26 locais foram coletadas somente abelhas da tribo Euglossini, sendo esta a tribo de maior número de coletas. Em 21 destas áreas a cobertura era de vegetação natural, uma em área de pastagem, três em silvicultura de eucalipto e uma de Ipê. Três destes locais estavam localizados no bioma Amazônia, 14 no Cerrado, três no Pantanal e seis em ecótono Amazônia-Cerrado, distribuídos em 17 municípios distintos.

Somente em um dos artigos é relatada a coleta apenas de abelhas da tribo Megachilini (Raw, 2006). Estas foram coletadas em três locais de vegetação natural, distribuídas em três municípios no bioma Cerrado. Para a tribo Tetrapedini, também apenas um artigo (Moure, 1999), registra a coleta exclusiva para esta tribo, em dois municípios, com paisagem e biomas não identificados pelo autor. Os 5 trabalhos em que registraram várias tribos foram realizados em 12 locais distintos. Seis destes registros ocorreram em áreas de vegetação natural no bioma Pantanal, e seis em plantio de algodão, sendo três no bioma Cerrado e três na Amazônia, distribuídos em seis municípios diferentes (Figura 1).

Figura 1 - Tribos de abelhas coletadas em diferentes municípios do estado de Mato Grosso. 1. Apiacás; 2. Brasnorte; 3. Cáceres; 4. Campo Novo do Parecis; 5. Chapada dos Guimarães; 6. Cotriguaçu; 7. Cuiabá; 8. Diamantino; 9. Juína; 10. Nova Xavantina; 11. Novo Mundo; 12. Poconé; 13. Pontes e Lacerda; 14. Porto Estrela; 15. Primavera do Leste; 16. Reserva do Cabaçal; 17. Ribeirão cascalheira; 18. Rondonópolis. 19. Santo Antônio do Leverger; 20. Sinop; 21. Sorriso; 22. Tangará da Serra; 23. Vila Bela da Santíssima Trindade.



Fonte: elaborado pelos autores, 2022.

Os dados de riqueza e abundância contidos nos estudos analisados nos dá uma ideia da composição da fauna de abelhas dos locais estudados, no entanto, considerando que há metodologias e esforços de amostragem distintos nos diferentes estudos, torna-se complexo inferir qual ambiente é mais rico ou abundante com precisão. A somatória da abundância dos 18 artigos foi de 7.433 espécimes, no entanto foram identificadas ao nível de espécie somente 3.866 indivíduos, com a riqueza de 62 espécies. Alguns autores não descreveram a abundância para cada ambiente coletado, e para os que foram descritos a maior abundância e riqueza foram observadas no bioma Cerrado. Para os diferentes tipos de paisagem a maior abundância foi verificada na cultura do algodão e riqueza em

paisagem natural (Tabela 2). A espécie exótica *Apis mellifera* foi a que apresentou maior abundância representando 73,6% dos indivíduos coletados (Apêndice A).

Tabela 2 - Abundância e riqueza de abelhas identificadas ao nível de espécie nos diferentes biomas (Amazônia, Cerrado, Pantanal e ecótono Amazônia-Cerrado (A-C)), e Paisagem (Nativa (N); Algodão (A); Pastagem (P); Silvicultura de Eucalipto (E) e Ipê (I)).

Abundância descrita para cada ambiente						
Bioma	Paisagem					Total
	Nativa	Algodão	Eucalipto	Pastagem	Ipê	
Amazônia	*	40	*	0	0	40
Cerrado	148	1992	0	0	0	2140
Pantanal	45	0	0	0	0	45
Ecótono A-C	220	0	*	*	0	220
Total	413	2032	*	*	0	

Riqueza descrita para cada ambiente						
Bioma	Paisagem					Total
	Nativa	Algodão	Eucalipto	Pastagem	Ipê	
Amazônia	4	7	15	0	0	26
Cerrado	18	22	0	0	0	40
Pantanal	11	0	0	0	0	11
Ecótono A-C	13	0	15	2	0	30
Total	46	29	30	2	0	

Fonte: elaborado pelos autores, 2021. * Abundância não descrita pelos autores.

DISCUSSÃO

A tribo Euglossini foi relatada no maior número de artigos. No entanto, de acordo com Añino et al. (2019), este não é o melhor grupo para se utilizar como bioindicador, pois os métodos de amostragem são deficientes e há desconhecimento sobre sua biologia, distribuição espacial e temporal. Podendo voar até 50km de distância para encontrar recursos (POKORNY et al., 2015), e assim não refletindo as alterações ambientais locais. Entretanto Gonçalves e Faria (2021), alegam que apesar de algumas lacunas de conhecimento, existem aproximadamente 230 espécies, e que dentro desse grupo de abelhas talvez tenhamos os melhores representantes para uso como indicador ecológico de distúrbios de habitats.

Várias espécies desta tribo constroem seus ninhos em cavidades no solo, em termiteiros e ninhos de formigas vazios (AUGUSTO; GARÓFALO, 2007, 2009; ZUCCHI; SAKAGAMI; CAMARGO, 1969). Portanto, o manejo do solo para uso agropecuário destrói os locais de nidificação, sendo um impeditivo ao desenvolvimento destas espécies, o que

poderia implicar em menor número de registros em áreas antropizadas (ULLMANN; MEISNER; WILLIAMS, 2016).

Conforme observado por Botsch et al. (2017), a riqueza e abundância de representantes da fauna de Euglossini na região nordeste do Equador não foi afetada pela fragmentação e/ou perturbação ambiental. De acordo com Cândido et al. (2018), ao estudar este grupo de abelhas no Acre, relatam não ter observado relação significativa entre abundância/riqueza e a área de fragmento florestal, índice de borda e conectividade dos fragmentos florestais, entretanto, verificaram menor número de abelhas com a redução da área de cobertura florestal ao redor dos fragmentos, bem como nas áreas mais próximas ao centro urbano, sugerindo que a estrutura da matriz ao redor do fragmento influencia as assembleias de abelhas Euglossini. Desta forma concluem que fragmentos com maior área, e menores áreas antropogênicas ao seu redor, favorecem a manutenção da diversidade de abelhas das orquídeas e seus serviços de polinização.

Apesar das abelhas Euglossini nidificarem em locais cercados por espécies de plantas invasoras, estas preferem coletar recursos de plantas nativas, coletando pólen somente das plantas nativas e eventualmente coletando néctar de espécies não nativas (FERREIRA-CALIMAN et al., 2018). Apesar das abelhas Euglossini serem descritas como tipicamente florestais, algumas destas espécies podem voar longas distâncias para encontrar recursos necessários à sua sobrevivência (NASCIMENTO; CANALE; SILVA, 2015). Ainda que possuam esta característica, Brito et al. (2017), verificaram que a mata ciliar bem como a reserva florestal contribuem para a manutenção das comunidades de Euglossini nas plantações de palma (*Elaeis guineensis*). Desta forma, as grandes extensões de áreas agropecuárias, como no caso do estado de Mato Grosso, reduzem os habitats preferenciais para estas abelhas.

Duas das publicações, cujos estudos foram realizados nos municípios de Cáceres e Poconé relatam a captura de várias tribos de abelhas em ambientes de vegetação natural. Entretanto, a coleta realizada em Cáceres (ARANDA; AOKI, 2018), apesar de feita em um fragmento de mata encontrava-se no perímetro urbano. Assim podemos considerar que apenas as coletas realizadas no município de Poconé, no bioma Pantanal, foram de fato realizadas em ambiente natural (ARANDA, 2017; ARANDA; AOKI, 2018). Além destas coletas em ambiente de vegetação natural o único tipo de paisagem em que foram coletadas várias tribos foi em culturas de algodão localizadas em Campo Novo do Parecis, Sorriso, Sinop, Rondonópolis e Primavera do Leste (CUSSER et al., 2019; PIRES et al., 2014a, 2014b).

O estado de Mato Grosso é o maior produtor agrícola do país, em que 90% das áreas de cultivo são ocupadas pelas culturas da Soja, Milho, Cana-de-açúcar e Algodão (DENTZ, 2019; PIGNATI; OLIVEIRA; SILVA, 2014). A substituição da paisagem nestas áreas, somado ao uso de agrotóxicos, conforme já mencionado, causam diversos impactos negativos sobre as comunidades de abelhas.

Dentre estas culturas, para o algodoeiro são usados 24 litros de agrotóxicos por hectare. Além desta cultura usar maior volume total de agrotóxicos, também usa maior quantidade de inseticidas, e estes por sua vez, causam redução da diversidade e abundância de polinizadores, visto que causam problemas reprodutivos, deprimem o sistema imune, são neurotóxicos, reduzem a capacidade de forrageamento, causam perda de peso e morte (CHRISTEN; FENT, 2017; DECOURTYE et al., 2019; LUNDIN et al., 2015; VIJAYKUMAR; SHIVSHANKAR, 2017).

Para o Brasil o problema se intensifica, pois as abelhas comumente utilizadas para os testes de toxicidade são da espécie exótica *Apis mellifera*, e mesmo a dose subletal para esta espécie causa a morte das espécies nativas (VALDOVINOS-NÚÑEZ et al., 2009). Segundo Pires et al. (2014b), ao avaliarem as espécies de abelhas candidatas potenciais para análise de risco ambiental de algodoeiros geneticamente modificados, verificaram que os inseticidas reduziram significativamente o número de espécies de abelhas nativas nesta cultura.

Apesar do algodoeiro não ser diretamente dependente da polinização por abelhas, estas aumentam a produtividade (ESQUIVEL; COULSON; BREWER, 2020; MAZI et al., 2020). De acordo com (PIRES et al., 2014b), os principais produtos do cultivo do algodoeiro são a fibra e a semente, e observaram que quando houve presença de polinizadores ocorreu incremento produtivo da fibra em 12%, e número de grãos em 17%. Corroborando com os dados observados por (STEIN et al., 2017), que além da elevação da produtividade, observaram aumento significativo na renda dos produtores que usaram a polinização biótica em suas lavouras. Ainda segundo (CUSSER; NEFF; JHA, 2016), paisagens de cultura de algodão associadas a áreas naturais, aumentam a abundância e diversidade de polinizadores nativos simultaneamente ao incremento produtivo da lavoura, evidenciando que há como conciliar elevação da produtividade e conservação ambiental.

Verificamos reduzido número de espécies identificadas para o estado de Mato Grosso, pois outros estudos realizados em outros estados, mas nos mesmos biomas que ocorrem em Mato Grosso, foi encontrada maior riqueza de abelhas. Dentre estes destaca-

se o estudo de Santos et al. (2004) que identificaram 83 espécies de abelhas em uma área de transição Cerrado-Amazônia na região do Bico-do-Papagaio no estado do Tocantins. Para o bioma Cerrado Andena et al. (2005), no estado de São Paulo, identificaram 103 espécies, e Silveira e Campos (1995), também no Cerrado em Minas Gerais, registraram a ocorrência de 129 espécies. Já para o bioma Amazônia de acordo com Ducke (1906), foram coletadas 251 espécies no Pará, bem como Brown e Oliveira (2014), estudando somente para abelhas sem ferrão no estado de Rondônia verificaram a riqueza de 98 espécies. No Pantanal de Mato Grosso do Sul, Boff et al. (2013), capturaram 55 espécies.

Segundo informações do catálogo de Moure (2021), para abelhas neotropicais, há 335 espécies pertencentes a 23 tribos com ocorrência para o estado de Mato Grosso, entretanto, ao confrontar as espécies capturadas pelos autores dos 18 artigos com as disponíveis no catálogo, verificamos que não há registros de ocorrência de 33 espécies das 62 encontradas. Desta forma, sugerimos que o número de espécies presentes em Mato Grosso é superior a 335, podendo alcançar ao menos 368 espécies.

Dentre os principais motivos pelos quais ainda se conhece pouco da diversidade de abelhas no estado de Mato Grosso, destaca a grande extensão territorial do estado, somado à presença de três biomas e seus ecótonos. Estas condições dificultam o levantamento de fauna, pois um levantamento preciso da diversidade implicaria em considerar que as diversas espécies apresentam hábitos diferentes (ex.: de voo, alimentar, nidificação), e por vezes adaptados ao tipo de fitofisionomia/ambiente. Assim é necessário a aplicação de diferentes métodos de coleta para se ter uma amostragem que represente o ambiente de estudo (ANTONINI; FONTENELLE; MARTINS, 2020; PORTMAN; BRUNINGA-SOCOLAR; CARIVEAU, 2020; TEMPL et al., 2019). Outro fator limitante é a dificuldade de identificação de certas espécies, devido à deficiência de taxonomistas, e de algumas características taxonômicas das abelhas que não foram completamente elucidadas (OLIVEIRA et al., 2012; ORR et al., 2020; PAKNIA; RAJAEI SH.; KOCH, 2015).

Nos trabalhos que mencionam somente a tribo Euglossini, estas foram capturadas utilizando armadilha atrativa (bait trap), porém em um dos artigos relata que foi utilizada armadilha atrativa em conjunto com a coleta ativa (ANJOS-SILVA, 2019). Para o trabalho que capturaram somente exemplares da tribo Megachilini, usaram a armadilha Malaise, e para a tribo Tetrapedini não há descrição sobre qual o tipo de armadilha foi utilizada.

Há dois estudos em que objetivaram realizar uma amostragem da fauna de abelhas em vegetação natural. Em um deles (ARANDA; AOKI, 2018), utilizaram a combinação das armadilhas malaise, prato e coleta ativa (rede entomológica). Segundo (ANTONINI; FONTENELLE; MARTINS, 2020), as armadilhas do tipo malaise são as mais usadas para se realizar inventário da fauna de abelhas e estas devem ser instaladas fora da mata, entretanto, Aranda e Aoki (2018), não descrevem o tipo de fitofisionomia em que cada tipo de armadilha foi instalada. De acordo com (PRADO et al., 2017), coletas que objetivam avaliar a riqueza ou abundância de espécies em ambientes tropicais florestados, devem ser realizados com o uso de armadilhas do tipo malaise, ativa e atrativa de odor (baits trap), e para ambientes tropicais abertos deve-se usar malaise, atrativa de cor (pan trap) e ativa.

Outra armadilha utilizada por Aranda e Aoki (2018), foi a do tipo prato, e estas possuem a vantagem de serem baratas, não sofrer influência da habilidade do coletor, e ainda possibilitar a coleta em vários locais ao mesmo tempo (VIANA; LOURENÇO, 2020). No entanto, devem ser usadas em combinações de cores, azul, branca e amarela para atrair diversos grupos de abelhas e assim se obter uma melhor representação da comunidade de abelhas (SIRCOM; ARUL JOTHI; PINKSEN, 2018).

Quanto à distribuição, Droege et al. (2010), orientam que os pratos (moericks) devem ser dispostos no mínimo a 3 metros e bem distribuídos ao longo de todo gradiente de vegetação estudado, para não sofrer a influência da proximidade de ninhos e/ou dos recursos florísticos disponíveis no período de captura. Assim as amostragens de Aranda e Aoki (2018), podem comprometer seus resultados, visto que detalham na metodologia que em um raio de 2km foram instalados 10 conjuntos de malaise e moericks. Em cada conjunto era instalada 1 malaise e em torno da malaise 8 moericks de cada cor, mas não descreveram qual a distância entre os pratos, bem como utilizaram somente as cores vermelha e amarela.

No outro estudo em que foi realizado amostragem da fauna de abelhas em vegetação natural (ARANDA, 2017), as abelhas foram capturadas usando coleta ativa (rede entomológica). Segundo (TEMPL et al., 2019), as armadilhas ativas devem ser utilizadas quando as plantas estão em período de floração (conforme foi realizado nos trabalhos que utilizaram este tipo de armadilha), no entanto, se o objetivo da amostragem for realizar o levantamento de espécies é importante associar este método a outra forma de coleta, pois ao associarem a coleta ativa com armadilhas de prato, verificaram que a última capturou espécimes caracterizadas por menor tamanho corporal.

Aranda e Aoki (2018) objetivaram verificar o efeito do perfil de inundação sobre as comunidades de abelhas, e por este motivo realizaram o inventário entre novembro de 2015 e março de 2016, ou seja, somente no período das chuvas. Viana e Lourenço (2020) sugerem que para monitorar a abundância e diversidade de abelhas, a captura deve ser realizada em diferentes épocas do ano. Verificamos que além dos poucos trabalhos de levantamento de fauna existentes, há pouca padronização nos métodos utilizados e por vezes as amostragens não cobrem períodos distintos do ano, o que pode conduzir a subamostragens da riqueza, composição e abundância das espécies.

Os outros três estudos em que objetivaram realizar o levantamento de fauna e capturaram várias tribos foram efetuados em plantação de algodão, e as coletas foram realizadas utilizando rede entomológica (CUSSEER et al., 2019), garrafa plástica colocada nas flores (Pires et al. 2014a) e coleta de abelhas dentro das flores de algodoeiro (Pires et al. 2014b). Para agroecossistemas em ambiente tropical não foram encontrados nenhum estudo avaliando a eficiência dos métodos descritos por Pires et al. (2014a, b). Esta observação, também é feita por Prendergast et al. (2020), que mencionam existir vários artigos relatando a captura de abelhas por diferentes métodos de coleta, no entanto até o momento não foi realizada uma síntese da eficiência dos diferentes métodos em função da sazonalidade, biomas, habitats e paisagens.

De acordo com (BARTHOLOMÉE; LAVOREL, 2019), é essencial a padronização dos métodos para que eles possam ser comparados, pois isto possibilitaria a geração de indicadores comparável para os diferentes estudos por meio da metanálise. Porém, devido à diversidade ecossistêmica, a não padronização nos métodos de captura utilizados, e principalmente ao número reduzido de artigos publicados sobre coleta e identificação de abelhas, não foi possível realizar uma metanálise com os dados de inventário de fauna destas espécies para os diferentes ambientes do estado de Mato Grosso.

A partir da metodologia aplicada para o desenvolvimento deste estudo e do conjunto de dados obtidos observamos que são poucos os estudos referentes a informações sobre a biodiversidade de abelhas para o estado de Mato Grosso. Desta forma há carência de informações taxonômicas, de distribuição e ecológicas das espécies no estado, dificultando definir o status de conservação das espécies de abelhas para Mato Grosso e seus biomas. Segundo (MAGNUSSON et al., 2016), os impedimentos para a execução de estudos sobre a biodiversidade no Brasil, estão muito associados à grande extensão territorial do país e à má distribuição de financiamento para este tipo de

pesquisa, principalmente quando se discute a necessidade de distribuir os financiamentos apenas em pesquisa aplicada (MARQUES, 2016; PELLANDA, 2013).

O estado de Mato Grosso sozinho possui maior extensão territorial que o Reino Unido, Países Baixos, Alemanha, Bélgica, Suíça, República Checa, Áustria e Eslovênia juntas. Segundo Simões et al. (2020) se este estado fosse um país estaria em 33° com a maior área, e além do clima tropical favorecer a mega diversidade ainda está inserido em uma área composta pelos biomas Cerrado, Pantanal, Amazônia e suas zonas ecotonais.

Entre 2001 e 2018, somente no estado de Mato Grosso foram removidos mais de 14,5 milhões de hectares no bioma Amazônia e 4,5 milhões no Cerrado (SIMÕES et al., 2020). Este desmatamento leva à redução da população de polinizadores não só pela perda de hábitat devido à substituição da paisagem (FERREIRA et al., 2020; ULLMANN; MEISNER; WILLIAMS, 2016), mas também pela simplificação do ambiente ao se implantar monoculturas em grandes extensões territoriais. Estruturas ambientais simplificadas, na maioria das vezes deixam de fornecer as condições necessárias à sobrevivência da maioria das espécies, e no caso das abelhas pode levar a desequilíbrio nutricional, depressão do sistema imunológico e morte (FLORES; ZANETTE; ARAUJO, 2018; GOULSON et al., 2015).

Adicionalmente, os sistemas produtivos monoculturais, como os implantados em Mato Grosso necessitam de grande aporte de agrotóxico (OLIVEIRA et al., 2014; SILVEIRA; GALBIATI, 2019), que afetam as comunidades de abelhas, causando a morte direta ou promovendo alterações fisiológicas e/ou comportamentais que prejudicam a colônia (ROCHA, 2012). Ainda de acordo com o observado por Ferrante e Fearnside (2019), haverá maiores perdas de biodiversidade devido à algumas políticas públicas adotadas mais recentemente.

Este cenário está contribuindo para a perda das populações de abelhas, havendo desta forma redução dos serviços ecossistêmicos, e como consequência, perdas econômicas (KLEIN et al., 2007). De acordo com (ANDRADE; ROMEIRO, 2009; CARRILHO; SINISGALLI, 2019), parte da sociedade só entende a necessidade da manutenção da biodiversidade a partir da perda e/ou risco de perda econômica, e devido à falta de pesquisas relacionadas à estrutura populacional de abelhas nesta região ao longo dos anos (espaço-tempo), não há como se calcular as perdas econômicas e/ou da biodiversidade de abelhas.

As pesquisas relativas à biodiversidade são importantes para a compreensão do cenário atual, e de maneira antecipada buscar soluções para a redução das

consequências negativas, no entanto, para a resolução deste problema é necessária a integração de vários setores da sociedade. Pois de acordo com Kovács-Hostyánszki et al. (2017), há um longo caminho para o preenchimento das lacunas de conhecimento atuais para se conseguir o gerenciamento ideal nos sistemas ecologicamente intensivos. Para que isso seja alcançado se faz necessário a integração a partir de políticas públicas que envolva conhecimentos ecológico, atividades extensionistas e práticas agrícolas e comerciais com a participação ativa de agricultores, cientistas, bem como das agências governamentais e ONGs ambientais.

CONCLUSÃO

O conhecimento sobre a diversidade de abelhas no estado de Mato Grosso é escasso, com estudos mais detalhados para 62 das possíveis 368 espécies com ocorrência para o estado. As regiões mais estudadas correspondem à porção centro-sul e centro-oeste do estado, com amostragens esparsas na região leste, centro-norte e extremo norte. Vácuos de amostragens persistem em todos os domínios morfoclimáticos, principalmente para região amazônica, parte leste do cerrado mato-grossense e região da floresta seca do chiquitano no oeste do estado.

Estes dados conduzem a incertezas, não permitindo que se possa esclarecer o quanto há, ou o que já se perdeu de biodiversidade de abelhas em Mato Grosso. Tampouco é possível definir as possíveis perdas econômicas associadas à dinâmica populacional das abelhas no estado. No entanto, o conjunto de dados existente constitui base importante de informações para pesquisas relacionadas ao tema e demonstra a necessidade da ampliação de investigações à cerca da biodiversidade de abelhas e suas interações com os sistemas agrícolas, a fim de fornecer subsídios para implantação de políticas de conservação, ao tempo em que se propicia a melhoria qualitativa e quantitativa da produção agrícola em função de serviços ecossistêmicos.

Além da importância enquanto componentes da biodiversidade, os serviços ecossistêmicos prestados pelas abelhas são fundamentais para manutenção da integridade funcional dos biomas mato-grossenses, bem como para o bom funcionamento do sistema de produção agrícola do estado. Tais aspectos demonstram o quão é essencial que sejam realizadas mais pesquisas (com padronização dos métodos de coleta) nesta área, pois o avanço na substituição da paisagem, bem como o modelo produtivo adotado poderá reduzir significativamente, não só estas populações, como também prejudicar a economia devido à perda dos serviços ecossistêmicos prestados, principalmente quando a economia do estado tem como base a agropecuária.

REFERÊNCIAS

- ALVES, M. T. R.; TERESA, F. B.; NABOUT, J. C. A global scientific literature of research on water quality indices: trends, biases and future directions. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 3, p. 245–253, set. 2014.
- ANDENA, S. R.; BEGO, L. R.; MECCHI, M. R. A Comunidade de abelhas (Hymenoptera, Apoidea) de uma área de cerrado (Corumbataí, SP) e suas visitas às flores. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 7, n. 1, 2005.
- ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A. R. Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano. **Texto para Discussão. IE/UNICAMP**, n. 155, p. 2–44, 2009.
- AÑINO, Y.; PARRA, A. H.; GÁLVEZ, D. Are Orchid Bees (Apidae: Euglossini) Good Indicators of the State of Conservation of Neotropical Forests? **Sociobiology**, v. 66, n. 1, p. 194, 25 abr. 2019.
- ANJOS-SILVA, E. J. DOS. Occurrence of *Eulaema* (*Apeulaema*) *pseudocingulata* Oliveira (Hymenoptera: Apidae: Euglossini) in the Platina Basin, Mato Grosso State, Brazil. **Neotropical Entomology**, v. 36, n. 3, p. 484–486, jun. 2007.
- ANJOS-SILVA, E. J. DOS. Discovery of *Euglossa* (*Euglossa*) *cognata* Moure (Apidae: Euglossini) in the Platina Basin, Mato Grosso state, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 2, p. 79–83, jun. 2008.
- ANJOS-SILVA, E. J. DOS. *Eufriesea pulchra* smith (Hymenoptera: Apidae: Euglossini): extended geographic distribution and filling gaps in Mato Grosso state, Brazil. **Neotropical Entomology**, v. 39, n. 1, p. 133–136, fev. 2010.
- ANJOS-SILVA, E. J. DOS; CAMILLO, E.; GARÓFALO, C. A. Occurrence of *Aglae caerulea* Lepeletier & Serville (Hymenoptera: Apidae: Euglossini) in the Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso State, Brazil. **Neotropical Entomology**, v. 35, n. 6, p. 868–870, dez. 2006.
- ANJOS-SILVA, E. J. Unpredicted occurrence of *Aglae caerulea* in the Pantanal wetland biome and its implications (Apidae: Euglossini). **Apidologie**, v. 50, n. 3, p. 288–292, jul. 2019.
- ANJOS-SILVA, E. J. D.; REBÊLO, J. M. M. A new species of *Exaerete* Hoffmannsegg (Hymenoptera: Apidae: Euglossini) from Brazil. **Zootaxa**, v. 1105, n. 1, p. 27, 10 jan. 2006.
- ANTONINI, Y.; FONTENELLE, J. C. R.; MARTINS, R. P. Seriam as armadilhas de interceptação de vôo (Malaise) mais eficientes. p. 14, 2020.
- ARANDA, R. First records and distribution extensions of ericrocidine and epeoline bees (Apidae, Apinae and Nomadinae) in the Brazilian Pantanal. **Check List**, v. 13, n. 5, p. 591–596, 6 out. 2017.
- ARANDA, R.; AOKI, C. Diversity and effect of historical inundation on bee and wasp (Hymenoptera: Apoidea, Vespoidea) communities in the Brazilian Pantanal. **Journal of Insect Conservation**, v. 22, n. 3–4, p. 581–591, ago. 2018.

AUGUSTO, S. C.; GARÓFALO, C. A. Nidificação de *Euglossa* (*Euglossa*) *melanotricha* Moure (Hymenoptera: Apidae) no solo do cerrado. **Neotropical Entomology**, v. 36, n. 1, p. 153–156, fev. 2007.

AUGUSTO, S.; GARÓFALO, C. Bionomics and sociological aspects of *Euglossa fimbriata* (Apidae, Euglossini). **Genetics and molecular research**, v. 8, p. 525–38, 1 fev. 2009.

BARBOSA, D. et al. As abelhas e seu serviço ecossistêmico de polinização. **Revista Eletrônica Científica da UERGS**, v. 3, p. 694, 30 dez. 2017.

BARTHOLOMÉE, O.; LAVOREL, S. Disentangling the diversity of definitions for the pollination ecosystem service and associated estimation methods. **Ecological Indicators**, v. 107, p. 105576, dez. 2019.

BERINGER, J. O declínio populacional das abelhas: causas, potenciais soluções e perspectivas futuras. **Revista Eletrônica Científica da UERGS**, v. 5, p. 18–27, 16 abr. 2019.

BIESMEIJER, J. C.; SLAA, E. J. The structure of eusocial bee assemblages in Brazil. **Apidologie**, v. 37, n. 2, p. 240–258, 1 mar. 2006.

BOFF, S.; ARAUJO, A. C.; POTT, A. Bees (Hymenoptera: Apoidea) and flowers in natural forest patches of southern Pantanal. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 4, p. 46–56, dez. 2013.

BOTSCH, J. C. et al. Impacts of forest fragmentation on orchid bee (Hymenoptera: Apidae: Euglossini) communities in the Chocó biodiversity hotspot of northwest Ecuador. **Journal of Insect Conservation**, v. 21, n. 4, p. 633–643, ago. 2017.

BRANDON, K. et al. Conservação brasileira: desafios e oportunidades. **Megadiversidade**, v. 1, p. 7–13, 1 jul. 2005.

BRITO, T. F. et al. Forest reserves and riparian corridors help maintain orchid bee (Hymenoptera: Euglossini) communities in oil palm plantations in Brazil. **Apidologie**, v. 48, n. 5, p. 575–587, set. 2017.

BROWN, J. C.; DE OLIVEIRA, M. L. The impact of agricultural colonization and deforestation on stingless bee (Apidae: Meliponini) composition and richness in Rondônia, Brazil. **Apidologie**, v. 45, n. 2, p. 172–188, mar. 2014.

CÂNDIDO, M. E. M. B. et al. Effects of fragments and landscape characteristics on the orchid bee richness (Apidae: Euglossini) in an urban matrix, southwestern Amazonia. **Journal of Insect Conservation**, v. 22, n. 3–4, p. 475–486, ago. 2018.

CARRILHO, C. D.; SINISGALLI, P. A. D. A. Por que valorar a natureza? Uma discussão à luz das correntes da economia ambiental e ecológica. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 8, n. 2, p. 452, 28 jun. 2019.

CHRISTEN, V.; FENT, K. Exposure of honey bees (*Apis mellifera*) to different classes of insecticides exhibit distinct molecular effect patterns at concentrations that mimic environmental contamination. **Environmental Pollution**, v. 226, p. 48–59, jul. 2017.

CONAB. **Companhia Nacional de Abastecimento. Compêndio de estudos Conab. A produtividade da soja: análise e perspectivas.** Disponível em: <<https://www.conab.gov.br/>>. Acesso em: 20 out. 2017.

CONAB. **Companhia Nacional de Abastecimento. Acompanhamento da safra brasileira. Safra 2018/2019. Décimo Primeiro levantamento Agosto 2019.** Disponível em: <<https://www.conab.gov.br/info-agro/safras>>. Acesso em: 19 out. 2019.

CUSSER, S. et al. Small but critical: semi-natural habitat fragments promote bee abundance in cotton agroecosystems across both Brazil and the United States. **Landscape Ecology**, v. 34, n. 7, p. 1825–1836, jul. 2019.

CUSSER, S.; NEFF, J. L.; JHA, S. Natural land cover drives pollinator abundance and richness, leading to reductions in pollen limitation in cotton agroecosystems. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 226, p. 33–42, jun. 2016.

DECOURTYE, A. et al. Toward the protection of bees and pollination under global change: present and future perspectives in a challenging applied science. **Current Opinion in Insect Science**, v. 35, p. 123–131, out. 2019.

DENTZ, E. V. Produção agrícola no estado do Mato Grosso e a relação entre o agronegócio e as cidades: o caso de Lucas do Rio Verde e Sorriso. **Ateliê Geográfico**, v. 13, n. 2, p. 165–186, 20 ago. 2019.

DPI/INPE. **Calculadora Geografica.** Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/calcula/>>. Acesso em: 5 out. 2019.

DROEGE, S. et al. Spatial patterns of bee captures in North American bowl trapping surveys. **Insect Conservation and Diversity**, v. 3, n. 1, p. 15–23, fev. 2010.

DUCKE, A. **Zeitschrift für wissenschaftliche Insektenbiologie.** [S.l.: Christoph Schröder, 1906. v. 2.

ESQUIVEL, I. L.; COULSON, R. N.; BREWER, M. J. A Native Bee, *Melissodes tepaneca* (Hymenoptera: Apidae), Benefits Cotton Production. **Insects**, v. 11, n. 8, p. 487, 1 ago. 2020.

FARINACCIO, M. A. et al. A flora no Biota-MS: montando o quebra-cabeça da biodiversidade de Mato Grosso do Sul. **Iheringia, Série Botânica**, v. 73, n. Suppl, p. 11–17, 31 mar. 2018.

FEARNSIDE, P. M. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. **Environmental Conservation**, v. 28, n. 1, p. 23–38, mar. 2001.

FERRANTE, L.; FEARNSIDE, P. M. Brazil's new president and 'ruralists' threaten Amazonia's environment, traditional peoples and the global climate. **Environmental Conservation**, v. 46, n. 4, p. 261–263, dez. 2019.

FERRAZ, R. P. D. et al. **Marco referencial em serviços ecossistêmicos.** 1ª ed. Brasília-Brasil: Embrapa, 2019.

FERREIRA, B. **Manual de boas práticas agrícolas: conservação e manejo de polinizadores para uma agricultura sustentável**. Rio de Janeiro: Funbio, 2015.

FERREIRA, J. V. A. et al. Effect of habitat amount and complexity on social wasps (Vespidae: Polistinae): implications for biological control. **Journal of Insect Conservation**, v. 24, n. 4, p. 613–624, ago. 2020.

FERREIRA-CALIMAN, M. J. et al. Floral sources used by the orchid bee *Euglossa cordata* (Linnaeus, 1758) (Apidae: Euglossini) in an urban area of south-eastern Brazil. **Grana**, v. 57, n. 6, p. 471–480, 2 nov. 2018.

FLORES, L. M. A.; ZANETTE, L. R. S.; ARAUJO, F. S. Effects of habitat simplification on assemblages of cavity nesting bees and wasps in a semiarid neotropical conservation area. **Biodiversity and Conservation**, v. 27, n. 2, p. 311–328, fev. 2018.

FREHSE, F. DE A. et al. Non-native species and invasion biology in a megadiverse country: scientometric analysis and ecological interactions in Brazil. **Biological Invasions**, v. 18, n. 12, p. 3713–3725, dez. 2016.

GALLAI, N. et al. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. **Ecological Economics**, v. 68, n. 3, p. 810–821, 15 jan. 2009.

GIARETTA, J. et al. Advancement of agricultural activity on natural vegetation areas in national agribusiness capital. **Ambiente & Sociedade**, v. 22, n. e01392, p. 1–20, 2019.

GOULSON, D. et al. Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. **Science**, v. 347, n. 6229, p. 1–16, 2015.

IBGE. **Sistema IBGE de Recuperação Automática - SIDRA**. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/home/abate/brasil>>. Acesso em: 10 out. 2020.

KERR, J. T. et al. Climate change impacts on bumblebees converge across continents. **Science**, v. 349, n. 6244, p. 177–180, 10 jul. 2015.

KLEIN, A.-M. et al. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 274, n. 1608, p. 303–313, 7 fev. 2007.

KOVÁCS-HOSTYÁNSZKI, A. et al. Ecological intensification to mitigate impacts of conventional intensive land use on pollinators and pollination. **Ecology Letters**, v. 20, n. 5, p. 673–689, 2017.

KREMEN, C.; WILLIAMS, N. M.; THORP, R. W. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 99, n. 26, p. 16812–16816, 24 dez. 2002.

LAUTENBACH, S. et al. Spatial and Temporal Trends of Global Pollination Benefit. **PLOS ONE**, v. 7, n. 4, p. e35954, 26 abr. 2012.

LIMA-RIBEIRO, M. DE S. et al. Análise cienciométrica em ecologia de populações: importância e tendências dos últimos 60 anos. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 29, n. 1, p. 39–47, 2007.

LIU, W. et al. Using Bibliometric Analysis to Understand the Recent Progress in Agroecosystem Services Research. **Ecological Economics**, v. 156, p. 293–305, fev. 2019.

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

LUNDIN, O. et al. Neonicotinoid Insecticides and Their Impacts on Bees: A Systematic Review of Research Approaches and Identification of Knowledge Gaps. **Plos One**, v. 10, n. 8, p. e0136928, 27 ago. 2015.

MAGNUSSON, W. E. et al. A linha de véu: a biodiversidade brasileira desconhecida. v. 21, n. 42, p. 15, 2016.

MARQUES, F. Os impactos do investimento: Em tempos de crise, ressurgem a cobrança pelo retorno do financiamento público de pesquisa sem levar em conta que a produção da ciência segue caminhos complexos e interligados. **Pesquisa Faespe**, v. 246, p. 16–23, 2016.

MAZI, S. et al. Impact of *Amegilla calens* and *Apis mellifera* pollination on *Gossypium hirsutum* var. QR1302 flowers at Tchabbal-Mounguel (Ngaoundéré, Cameroon). **Open Journal of Ecology**, v. 10, n. 07, p. 445–459, 2020.

MOGREN, C. L.; LUNDGREN, J. G. Neonicotinoid-contaminated pollinator strips adjacent to cropland reduce honey bee nutritional status. **Scientific Reports**, v. 6, p. 29608, 14 jul. 2016.

MOURE, J. S. Espécies novas de *Tetrapedia* Klug (Apoidea, Anthophoridae). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 16, n. suppl 1, p. 47–71, 1999.

MOURE, J. S. **Moure's Bee Catalogue**. Disponível em: <<http://moure.cria.org.br/index>>. Acesso em: 22 out. 2021.

NASCIMENTO, S. DO; CANALE, G. R.; SILVA, D. J. DA. Abelhas euglossina (Hymenoptera: Apidae) associadas à monocultura de eucalipto no cerrado mato-grossense. **Revista Árvore**, v. 39, n. 2, p. 263–273, abr. 2015.

NEMÉSIO, A.; FERRARI, R. R. *Euglossa* (*Glossura*) *bazinga* sp. n. (Hymenoptera: Apidae: Apinae, Apini, Euglossina), a new orchid bee from western Brazil, and designation of a lectotype for *Euglossa* (*Glossura*) *ignita* Smith, 1874. **Zootaxa**, v. 3590, n. 1, p. 63, 18 dez. 2012.

NEWBOLD, T. et al. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, n. 7545, p. 45–50, 2 abr. 2015.

OLIVEIRA, F. F. DE et al. O Impedimento Taxonômico no Brasil e o Desenvolvimento de Ferramentas Auxiliares para Identificação de Espécies. In: IMPERATRIZ-FONSECA, V. L. et al. (Eds.). **Polinizadores no Brasil: Contribuição e Perspectivas para a Biodiversidade, Uso Sustentável, Conservação e Serviços Ambientais**. São Paulo: EDUSP, 2012. p. 273–300.

OLIVEIRA, N. P. et al. Malformações congênitas em municípios de grande utilização de agrotóxicos em Mato Grosso, Brasil. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 19, n. 10, p. 4123–4130, out. 2014.

OLIVEIRA-JUNIOR, J. M. B. et al. Orchid bees (Apidae: Euglossini) in a forest fragment in the ecotone cerrado-amazonian forest, Brazil. **Acta Biológica Colombiana**, v. 20, n. 3, p. 67–78, 24 jul. 2015.

ORR, M. C. C. et al. Three questions: How can taxonomists survive and thrive worldwide? **Megataxa**, v. 1, n. 1, p. 19–27, 31 jan. 2020.

PAKNIA, O.; RAJAEI SH., H.; KOCH, A. Lack of well-maintained natural history collections and taxonomists in megadiverse developing countries hampers global biodiversity exploration. **Organisms Diversity & Evolution**, v. 15, n. 3, p. 619–629, set. 2015.

PARENTE, L.; FERREIRA, L. Assessing the spatial and occupation dynamics of the brazilian pasturelands based on the automated classification of MODIS images from 2000 to 2016. **Remote Sensing**, v. 10, n. 4, p. 606, 14 abr. 2018.

PELLANDA, P. C. A nova estrutura do sistema de ciência e tecnologia do exército e a produção de conhecimentos e inovações tecnológicas para a área de defesa. **Coleção Meira Mattos**, v. 7, n. 30, p. 17, 2013.

PIGNATI, W.; OLIVEIRA, N. P.; SILVA, A. M. C. DA. Vigilância aos agrotóxicos: quantificação do uso e previsão de impactos na saúde-trabalho-ambiente para os municípios brasileiros. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 19, n. 12, p. 4669–4678, dez. 2014.

PIRES, C. S. S. et al. Selection of bee species for environmental risk assessment of GM cotton in the Brazilian Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 49, n. 8, p. 573–586, a 2014a.

PIRES, V. C. et al. Importance of bee pollination for cotton production in conventional and organic farms in Brazil. **Journal of Pollination Ecology**, v. 13, 2014b.

POKORNY, T. et al. Dispersal ability of male orchid bees and direct evidence for long-range flights. **Apidologie**, v. 46, n. 2, p. 224–237, mar. 2015.

PORTMAN, Z. M.; BRUNINGA-SOCOLAR, B.; CARIVEAU, D. P. The state of bee monitoring in the United States: A call to refocus away from bowl traps and towards more effective methods. **Annals of the Entomological Society of America**, v. 113, n. 5, p. 337–342, 21 set. 2020.

PRADO, S. G. et al. Sampling bees in tropical forests and agroecosystems: a review. **Journal of Insect Conservation**, v. 21, n. 5–6, p. 753–770, dez. 2017.

PRENDERGAST, K. S. et al. The relative performance of sampling methods for native bees: an empirical test and review of the literature. **Ecosphere**, v. 11, n. 5, maio 2020.

QGIS Development Team (2013) QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Development Team. <http://qgis.osgeo.org>

R Development Core Team (2014) R: A Language and Environment for Statistical Computing. The R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org/>

RAW, A. A new subgenus and three new species of leafcutter bees, *Megachile* (*Austrosarus*) (Hymenoptera, Megachilidae) from central Brazil. **Zootaxa**, v. 1228, n. 1, p. 25, 9 jun. 2006.

RIBEIRO, H.; JAIME, P. C.; VENTURA, D. Alimentação e sustentabilidade. **Estudos Avançados**, v. 31, n. 89, p. 185–198, abr. 2017.

ROCHA, M. C. DE L. **Efeitos dos agrotóxicos sobre as abelhas silvestres no Brasil: proposta metodológicas de acompanhamento**. Brasília: IBAMA, 2012.

RODRIGUES, G. et al. Estudos com Euglossini (Hymenoptera: Apidae) no Brasil: Uma análise cienciométrica das últimas cinco décadas. **Enciclopédia Biosfera**, v. 15, n. 27, p. 249–263, 20 jun. 2018.

ROUBIK, D. W. (ED.). **Pollination of cultivated plants in the tropics**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1995.

ROUBIK, D. W. **Pollination of cultivated plants: a compendium for practitioners**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2018.

SANTOS, F. M. DOS; CARVALHO, C. A. L. DE; SILVA, R. F. Diversidade de abelhas (Hymenoptera: Apoidea) em uma área de transição Cerrado-Amazônia. **Acta Amazonica**, v. 34, n. 2, p. 319–328, 2004.

SILVEIRA, F. A.; CAMPOS, M. J. O. A melissofauna de Corumbataí (SP) e Paraopeba (MG) e uma análise da biogeografia das abelhas do Cerrado brasileiro (Hymenoptera, Apoidea). **Revista brasileira de Entomologia**, 2. v. 39, p. 371–401, 1995.

SILVEIRA, R. K.; GALBIATI, C. Crescimento no uso de agrotóxicos e sua relação com polinizadores, saúde humana e economia. In: SGUAREZI, S. BENEDITO (Ed.). **Ambiente e Sociedade no Brasil Central: Diálogos Interdisciplinares e Desenvolvimento Regional**. Cáceres: UNEMAT Editora; Oikos Editora, 2019. p. 183–197.

SIMÕES, R. et al. Land use and cover maps for Mato Grosso State in Brazil from 2001 to 2017. **Scientific Data**, v. 7, n. 1, dez. 2020.

SIRCOM, J.; ARUL JOTHI, G.; PINKSEN, J. Monitoring bee populations: are eusocial bees attracted to different colours of pan trap than other bees? **Journal of Insect Conservation**, v. 22, n. 3–4, p. 433–441, ago. 2018.

SOUZA, M. H. S. DE; ANJOS-SILVA, E. J. New and old records of *Euglossa imperialis* Cockerell, 1922 (Apidae, Apinae, Euglossini) for the Amazon rainforest, Cerrado and Pantanal of Mato Grosso, Brazil. **Check List**, v. 16, n. 2, p. 243–252, 13 mar. 2020.

SOUZA, R. O. et al. Conservation genetics of neotropical pollinators revisited: Microsatellite analysis suggests that diploid males are rare in orchid bees. **Evolution**, v. 64, n. 11, p. 3318–3326, nov. 2010.

STEIN, K. et al. Bee pollination increases yield quantity and quality of cash crops in Burkina Faso, West Africa. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, dez. 2017.

TEMPL, B. et al. Habitat-dependency of transect walk and pan trap methods for bee sampling in farmlands. **Journal of Apicultural Science**, v. 63, n. 1, p. 93–115, 1 jun. 2019.

ULLMANN, K. S.; MEISNER, M. H.; WILLIAMS, N. M. Impact of tillage on the crop pollinating, ground-nesting bee, *Peponapis pruinosa* in California. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 232, p. 240–246, set. 2016.

UNITED NATIONS. **Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development | Department of Economic and Social Affairs**. Disponível em: <<https://sdgs.un.org/sites/default/files/publications/21252030%20Agenda%20for%20Sustainable%20Development%20web.pdf>>. Acesso em: 9 mar. 2021.

VALDOVINOS-NÚÑEZ, G. R. et al. Comparative Toxicity of Pesticides to Stingless Bees (Hymenoptera: Apidae: Meliponini). **Journal of Economic Entomology**, v. 102, n. 5, p. 1737–1742, 1 out. 2009.

VIANA, B. et al. How well do we understand landscape effects on pollinators and pollination services? **Journal of Pollination Ecology**, v. 7, p. 31–41, 1 jun. 2012.

VIANA, T. A.; LOURENÇO, A. P. Surveys of the bee (Hymenoptera: Apiformes) community in a Neotropical savanna using pan traps. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 60, p. e20206031, 16 jul. 2020.

VIJAYKUMAR, P. V.; SHIVSHANKAR, P. C. Monitoring on impact of insecticides on mortality of honey bees (*Apis mellifera* L.) in front of beehives. **Journal of Applied and Natural Science**, v. 9, n. 2, p. 905–911, 1 jun. 2017.

WITTER, S. et al. **As abelhas e a agricultura**. 1. ed. RS: EDIPUCRS, 2014. v. 1

ZUCCHI, R.; SAKAGAMI, S. F.; CAMARGO, J. M. F. DE. Biological Observations on a Neotropical Parasocial Bee, *Eulaema nigrita*, with a Review on the Biology of Euglossinae (Hymenoptera, Apidae). : A Comparative Study. **Hokkaido University**, v. 17, n. 2, p. 271–380, dez. 1969.

CAPÍTULO III

Arborização e enxames populosos garantem a termorregulação do interior do ninho de *Apis mellifera*

Artigo artigo foi publicado na revista Agroecossistemas
(DOI:<http://dx.doi.org/10.18542/ragros.v12i1.7703>)

RESUMO

Objetivou-se com este experimento identificar o local ideal da colmeia para se aferir a temperatura interna, e avaliar se a temperatura interna é afetada pelo tamanho da população de abelhas, e ainda verificar se na região sudoeste do Estado de Mato Grosso o manejo de manter as colmeias sob ambiente arborizado no verão ou em pleno sol no inverno contribui para a homeostase térmica. O estudo foi conduzido no setor de apicultura da Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT. Foram utilizadas 12 colmeias de *Apis mellifera*. Foram mensuradas as temperaturas no alvado e do ambiente e através de três furos, um na frente e outro atrás (ambos no centro), e o terceiro na parte de trás do lado direito inferior. Foram contados o número de quadros com crias (ovos, larvas e pupas). Os dados foram submetidos ao teste de Kruskal-Wallis, e posteriormente foi empregado o pós-teste de Nemenyi, utilizando o pacote PMCMR do software R versão 3.6.1. Identificou-se que ao avaliar a termorregulação em abelhas deve-se mensurar a temperatura no interior do ninho, onde estão as crias. Enxames pouco populosos não mantêm a homeostase térmica, ficando sujeitos a morte ou abandono do local habitado. Para a região sudoeste do Estado de Mato Grosso a manutenção das colmeias à sombra de árvores no período quente do ano contribui para manter a temperatura dentro dos limites ótimos para *Apis mellifera*, no entanto, no inverno os enxames devem estar populosos para não sofrerem grandes variações de temperatura interna.

Palavras-chave: abelha, apicultura, homeostase térmica

ABSTRACT

Our aim with this experiment was to identify the ideal location of the hive to measure the internal temperature, and to evaluate if the internal temperature is affected by the bee population, and to verify if in the southwest region of Mato Grosso State the management of maintaining hives under wooded environment in summer or in full sun in winter contribute to thermal homeostasis. The study was conducted in the apicultural sector of the State University of Mato Grosso - Brazil. Twelve *Apis mellifera* hives were used. The temperature was measured at the entrance of the hives and the environment and through three holes, one at the front and one at the back (both in the middle), and the third at the back of the lower right. The number of combs with brood (eggs, larvae and pupae) was counted. The data were submitted to the Kruskal-Wallis test, and then the post-hoc Nemenyi was used with the PMCMR package in R version 3.6.1 version. It was identified that when evaluating thermoregulation in beehives one should measure the temperature inside the nest, where the brood are. Low population swarms do not maintain thermal homeostasis and are subject to death or abandonment of the beehives. For the southwest region of the Mato Grosso State the maintenance of hives in the shade of the trees in the warm season contributes to keeping the temperature within the optimal limits for *Apis mellifera*, however, in the winter the swarms must be populous to avoid large variations of internal temperature.

Keywords: apiculture, honeybees, thermal homeostasis

INTRODUÇÃO

O ninho de uma colmeia é onde se encontram os ovos, larvas e pupas, e para que uma colônia tenha plena condições de se desenvolver e ser produtiva, as operárias mantêm este local com rigorosa higiene (com limpeza constante e aplicação de própolis para a eliminação de agentes patogênicos), fornecimento constante de alimento para as larvas e ainda deve apresentar homeostase da concentração de gases (p. ex. O_2 e CO_2), umidade e temperatura (CAMARGO, 1972).

A espécie *Apis mellifera* possui características fisiológicas e comportamentais que garantem a manutenção da temperatura interna da colmeia que deve permanecer entre 32 °C a 36 °C (JONES et al., 2005; KLEINHENZ et al., 2003; SEELEY, 1985; TAUTZ et al., 2003). Segundo Lopes et al. (2011), os limites de tolerância térmica são menores para valores acima do ótimo. Em um cenário de intensificação do aquecimento do planeta os problemas associados às altas temperaturas podem ser mais severos. No caso do Brasil além de ser um país de clima tropical há outro fator agravante que é o uso de agrotóxicos que aumentou 278% entre 2002 e 2016 (SILVEIRA; GALBIATI, 2019). Vários destes produtos estão associados à alterações na capacidade de termorregulação pelas abelhas (CRALL et al., 2018; POTTS et al., 2018; TONG; NIEH; TOSI, 2019a; TOSI et al., 2016).

Há sugestões de se manejar as colônias para a sombra em locais de clima quente (LOPES et al., 2011; DOMINGOS; GONÇALVES, 2014; SANTOS et al., 2017; DOMINGOS et al., 2018), pois abelhas africanizadas em colmeias expostas diretamente sob o sol abandonam o ninho quando a temperatura interna atinge 41°C (ALMEIDA, 2008; ALMEIDA; GONÇALVES, 2008; GONÇALVES et al., 2008). Entretanto, não há uma padronização para a técnica de verificação da temperatura interna da colmeia.

Altas temperaturas afetam a produtividade pois além da demanda de tempo e energia são necessárias muitas operárias para realizar o resfriamento (SOUZA et al., 2006; LOPES et al., 2011). Sugerindo que colmeias com poucas abelhas (“fracas”), não conseguiriam realizar as funções de resfriamento simultaneamente com as tarefas relativas ao pleno desenvolvimento da colônia.

Diante deste contexto objetivou-se com este experimento identificar o local ideal no interior da colmeia para se aferir a temperatura, e avaliar se a temperatura interna é afetada pelo tamanho da população de abelhas, e ainda verificar se na região sudoeste do Estado de Mato Grosso o manejo de manter as colmeias sob ambiente arborizado no verão ou em pleno sol no inverno garante a homeostase térmica.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi conduzido no setor de apicultura da Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT, no Campus Universitário de Pontes e Lacerda-MT, localizada nas coordenadas 15° 19' 05" Sul e 59° 13' 26" Oeste, com uma altitude de 295 metros acima do nível do mar.

Foram utilizadas 12 colmeias Langstroth (caixas). No primeiro período de avaliação (outubro), elas estavam localizadas na sombra de árvores do local do apiário e no segundo período (junho) foram expostas ao sol. Para se reduzir o risco de abandono da colmeia pelas abelhas estas foram transferidas a uma distância máxima de 10 m (somente o suficiente para ficarem expostas ao sol no inverno). Uma semana antes e depois de cada período de avaliação as colmeias foram abertas e foi contado o número de quadros com crias (ovos, larvas e pupas), para a análise estatística utilizou-se a média do número de quadros para cada período.

Realizou-se três furos (8 mm de diâmetro) com a finalidade de se introduzir um termômetro de bulbo, em que o primeiro furo foi feito na frente da colmeia (Furo 1), o segundo furo (Furo 2) na parte de trás (ambos no centro do ninho com altura de 12 cm a partir do fundo), e o terceiro (Furo 3), na parte de trás, porém do lado direito inferior (logo acima do fundo da colmeia). Os orifícios supracitados foram fechados com rolhas feitas de borracha que foram retiradas somente no momento das aferições das temperaturas.

Com a finalidade de verificar o efeito do local de aferição além dos locais perfurados foram coletados dados de temperatura da entrada da colmeia (alvado), em todos os locais o termômetro foi introduzido 12 cm no interior da caixa, e aguardou-se a estabilização para fazer a leitura (de 3 a 5 minutos). Também foi mensurada a temperatura ambiente. Todas as temperaturas foram aferidas às 06:00, 12:00 e 18:00 horas.

Sessenta dias antes do período da avaliação 6 colmeias foram divididas, receberam rainhas novas e alimentação energética e proteica de manutenção, oferecido duas vezes por semana em alimentador coletivo. No processo de divisão cada colmeia ficou com um número diferente de quadros (variando de 2 a 6), totalizando 12 colmeias para a avaliação, em que a população de abelhas foi somente as abelhas que estavam aderidas aos quadros. Os quadros transferidos para as novas colmeias possuíam somente crias operculadas, conforme recomendado por Silva e Freitas (2004).

As mensurações foram realizadas nas datas de 26/10/16, 03/09/16, 10/10/16, 17/10/16, e a segunda etapa de aferições foram realizadas em 07/06/17, 12/06/17,

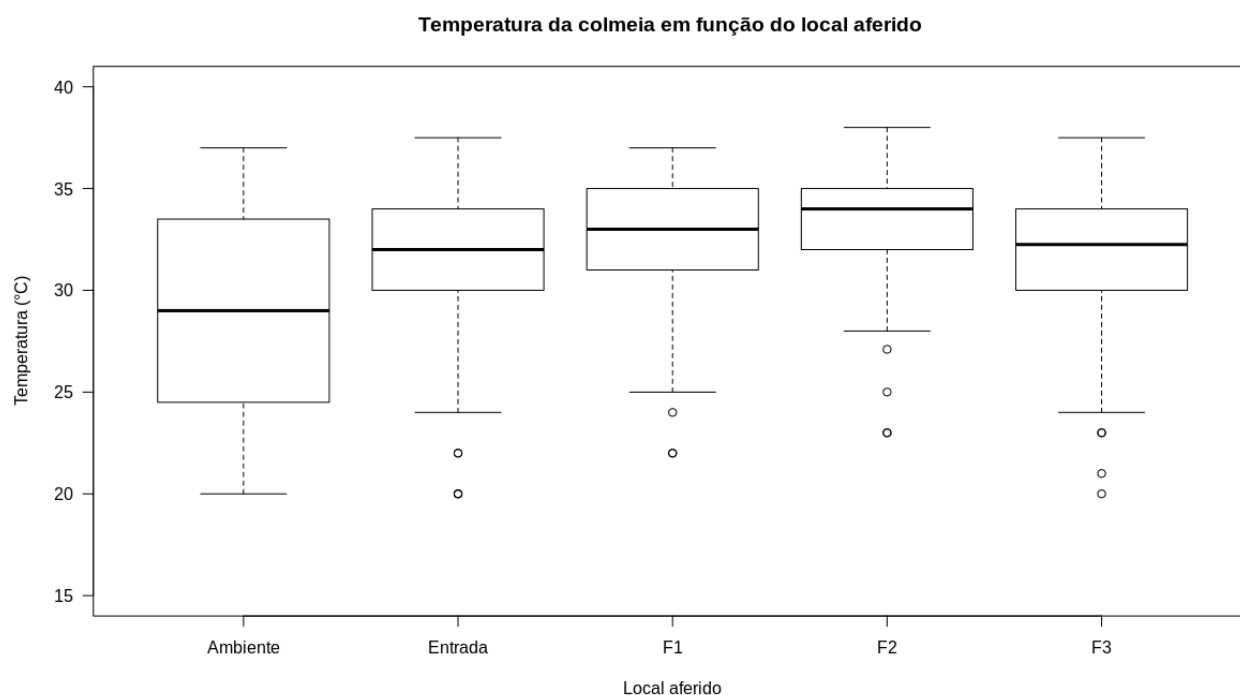
16/06/17, 20/06/17, apesar destes períodos não serem considerados verão e inverno respectivamente, estes foram utilizados pois são os períodos mais quentes e frios da região (NEVES et al., 2011).

Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o software estatístico R versão 3.6.1. Para o efeito do local de coleta ao se fazer a análise dos resíduos da temperatura em função do local de coleta os dados não apresentaram normalidade, que foi confirmado pelo teste de normalidade de Kolmogorov-Smirnov, assim como também não houve homogeneidade de variâncias pelo teste de Fligner-Killeen. Por esta razão os dados foram submetidos ao teste de Kruskal-Wallis, e posteriormente com a finalidade de comparar todos os locais de coleta foi empregado o pós-teste de Nemenyi utilizando o pacote PMCMR.

O número de quadros com crias foi utilizado como medida de determinação do número de indivíduos da colônia, pois quanto maior o número de indivíduos jovens maior o de adultos. Pelas mesmas razões foi empregado o mesmo procedimento para avaliar o efeito do tamanho do enxame sobre a temperatura interna, no entanto, foram utilizados somente os dados das temperaturas mensuradas no furo 1 e 2.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao avaliar a temperatura dos locais de aferição das colmeias alocadas sob o sol e sob a sombra, observou-se que os valores de temperatura apresentaram resultados significativamente diferentes pelo teste de Kruskal-Wallis (qui-quadrado = 45,371, g.l. = 4, $p = 3.329^{-09}$). A maior variação observada foi na temperatura ambiente (Figura 1).

Figura 1 - Valores de temperatura para os diferentes locais de aferição.

Fonte: Elaborado pelos autores, 2021.

Apesar de ser observado que há diferença na temperatura para os diferentes locais, não é possível visualizar com clareza qual ou quais locais apresentam diferença. Ao aplicar o pós-teste de Nemenyi, observou-se que as temperaturas foram significativamente diferentes para os locais em que o termômetro foi inserido no interior do ninho, ou seja, furos 1 e 2, e ainda nestes locais as temperaturas apresentaram as menores variações (Tabela 1).

Tabela 1 - Temperatura interna média das colmeias, e seus respectivos coeficientes de variação (CV) para os diferentes locais de aferição

Local de aferição	Temperatura média (°C)	*CV (%)
Ambiente	28,75 a	18,49
Entrada	31,40 a	10,5
Furo 1	32,66 b	8,62
Furo 2	33,25 b	8
Furo 3	31,66 a	9,8

Fonte: Elaborado pelos autores 2021. *CV=Coeficiente de variação. Médias seguidas de letras distintas na coluna apresentaram resultados significativamente diferentes para o pós-teste de Nemenyi ($p < 0,01$).

De acordo com os dados apresentados é possível inferir que no processo de homeostase térmica para *Apis mellifera*, estas não dispenderão esforços para resfriar ou aquecer todo o interior da colmeia, mas sim, somente o local em que estão as crias (ovos, larvas e pupas), corroborando ao exposto por Farrar (1943).

Segundo Lopes et al. (2011), ao avaliarem a temperatura interna das colmeias sob diferentes fontes de sombreamento, verificaram que apenas o sombreamento por árvores proporcionou melhores condições para o desenvolvimento do enxame, e que nos meses de novembro e dezembro para todos os tratamentos observados a temperatura média mínima foi acima de 37,5°C, chegando até quase 40°C. A discordância de outros trabalhos e dos resultados observados pelos autores foram atribuídas a fatores como, dimensões das coberturas, região e das condições climáticas diferentes. Logicamente que estes fatores são relevantes, entretanto o termômetro foi inserido num quadro central com cera alveolada nova sem a presença de crias.

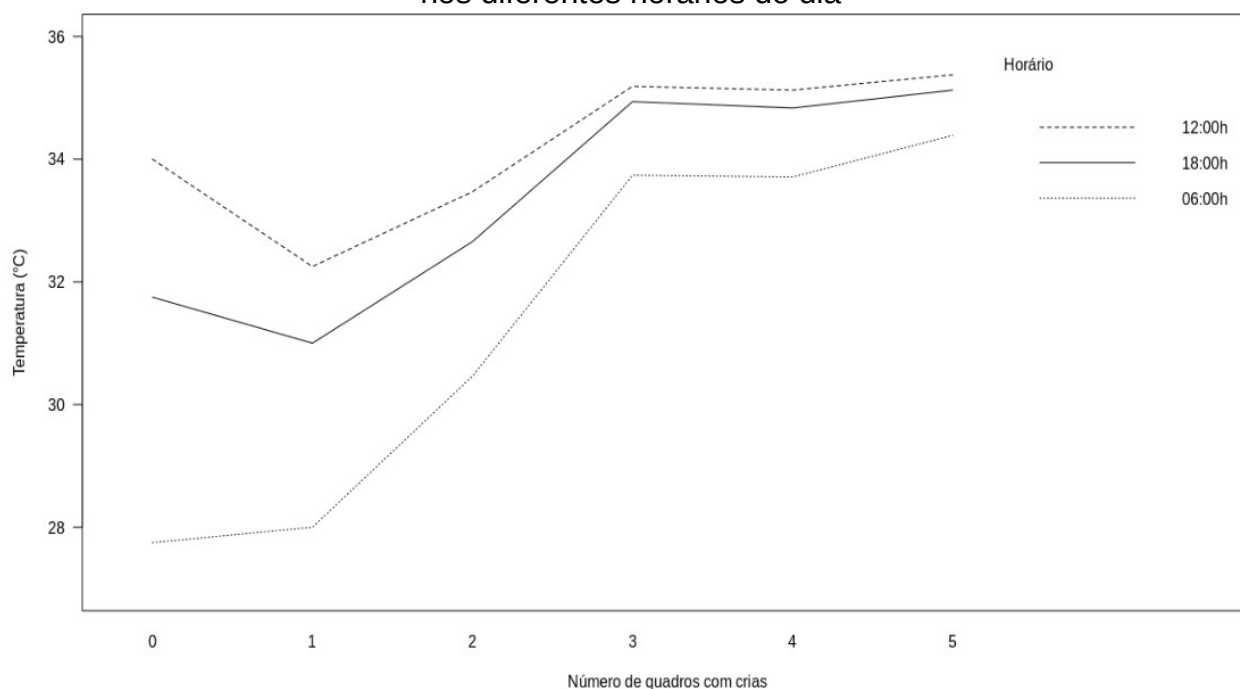
Em altas temperaturas as abelhas pulverizam água sobre o local em que estão as crias (SIMPSON, 1961), e posteriormente se aglomeram e movimentam as asas criando correntes de ar direcionadas para pontos específicos da colmeia (SUDARSAN, 2012). Desta forma, para o trabalho de Lopes et al. (2011), o local no centro da colmeia em que estava inserido o termômetro pode ser o local por onde circulavam as correntes de ar quente que estavam sendo expulsos da colmeia. Além do mais segundo Brasil et al. (2013) abertura da colmeia causa alterações drásticas na temperatura interna.

Apesar das temperaturas do furo 3 (no fundo) e do alvado terem sido coletadas com o termômetro inserido a 12 cm no interior da caixa, os mesmos não tiveram os

valores significativamente diferentes da temperatura ambiente, assim como também tiveram maiores variações de temperatura.

Ao avaliarmos o efeito da temperatura em função do número de quadros das colmeias observou-se que os valores de temperatura apresentaram resultados significativamente diferentes pelo teste de Kruskal-Wallis (qui-quadrado = 77,471, g.l. = 5, $p = 2.836^{-15}$). Verifica-se também que conforme se aumenta o número de quadros há redução da variação das temperaturas ao longo do dia, sugerindo que quanto maior o número de abelhas na colmeia maior é a capacidade de se alcançar a homeostase térmica (Figura 2).

Figura 2 - Médias da temperatura interna das colmeias em função do número de quadros nos diferentes horários do dia



Fonte: Elaborado pelos autores, 2021.

Verificou-se que há diferença na temperatura para os diferentes números de quadros, e que para as colmeias que possuíam de 0 à 2 quadros apresentaram temperaturas diferentes das colmeias que tinham acima de 3 quadros, no entanto, não ficou evidente se há algum efeito mais sutil que não pode ser verificado somente por meio da representação gráfica (Figura 2), ou pelo teste de Kruskal-Wallis. Sendo assim, ao aplicar o pós-teste de Nemenyi, foi possível observar que as temperaturas foram significativamente diferentes entre 0 à 2 e 3 quadros acima (Tabela 2).

Tabela 2 - Temperatura interna média das colmeias, e seus respectivos coeficientes de variação para os diferentes números de quadros

Número de quadros com cria	Temperatura média (°C)	*CV (%)
0	31,16 a	11,58
1	30,41 a	9,14
2	32,19 a	8,57
3	34,62 b	4,65
4	34,55 b	4,28
5	34,96 b	3,18

Fonte: Elaborado pelos autores 2021. *CV=Coeficiente de variação. Médias seguidas de letras distintas na coluna apresentaram resultados significativamente diferentes para o pós-teste de Nemenyi ($p < 0,01$).

As colmeias com 3 quadros acima mantiveram homeostase térmica, e apesar das colmeias com menos de três quadros apresentarem médias próximas dos valores considerados ideais para seu desenvolvimento (Tabela 2), é possível verificar (Figura 2) que a temperatura para colmeias com um ou nenhum quadro de cria ficou abaixo de 28°C, em condições de baixa temperatura. Segundo Garcia e Nogueira-Couto (1999), houve grande variação de temperatura em colmeias pequenas. Outro fator importante é que apesar da pouca variação térmica no ambiente estudado (Figura 1) as abelhas africanizadas não são tão eficientes no processo de termorregulação quando comparadas a europeias (DARCHEN, 1973; GARCIA; NOGUEIRA-COUTO, 1999). Isto também deve explicar o motivo pelo qual duas colmeias que estavam em avaliação abandonaram as caixas no inverno (os dados destas colmeias não foram utilizados no presente experimento).

Tanto para os diferentes números de quadros quanto para os diferentes locais de mensuração não foram observadas variações acima da máxima ótima (36°C), isto se deve ao fato de que a temperatura ambiente também não excedeu a estes limites, demonstrando desta forma que o manejo de deixar as colmeias na sombra das árvores nesta região é eficiente para a manutenção da temperatura interna. No entanto, no inverno os enxames devem estar populosos, pois mesmo sendo colocadas ao sol não foi o suficiente para a manutenção da temperatura interna em enxames fracos.

Sendo assim é recomendado que as divisões de enxame sejam realizadas no período do verão (e as colmeias deixadas na sombra). Se fizer em outro período que

mantenha enxames populosos com, pelo menos, três quadros com cria. Preferencialmente que se faça a divisão de 2 a três meses antes do inverno para quando as temperaturas começarem a cair o enxame já esteja populoso. Principalmente devido ao fato que de acordo com Costa et al. (2007) a redução da temperatura diminui a população de abelhas africanizadas. Sendo assim para se seguir a recomendação de usar somente um quadro com cria operculada conforme proposto por Silva e Freitas (2004) deve-se levar em consideração as condições climáticas da região.

CONCLUSÃO

Ao avaliar a termorregulação em abelhas deve-se mensurar a temperatura no interior do ninho, onde estão as crias (ovos larvas e pupas). Enxames pouco populosos não mantêm a homeostase térmica, ficando sujeitos à morte ou abandono do local habitado. Para a região sudoeste do Estado de Mato Grosso a manutenção das colmeias à sombra de árvores no período quente do ano contribui para manter a temperatura dentro dos limites ótimos para *Apis mellifera*, no entanto, no inverno os enxames devem estar populosos para não sofrerem variações de temperatura interna.

REFERÊNCIAS

- AIZEN, M. A.; HARDER, L. D. The global stock of domesticated honey bees is growing slower than agricultural demand for pollination. **Current Biology**, n.19, v.11, p.915–918, 2009.
- ALMEIDA, G. F. **Fatores que interferem no comportamento enxameatório de abelhas africanizadas**, 2008. 120f Tese de Doutorado. FFCLRP-USP. Ribeirão Preto-SP.Brasil. Universidade de São Paulo. 2008.
- ALMEIDA, G. F.; GONÇALVES, L. S. 2008. Enxameação Induzida por Aumento de Temperatura em Abelhas Africanizadas. In: VIII Encontro Sobre Abelhas. Ribeirão Preto-SP. **Anais...** CD, p.221.
- BRASIL, D. F.; GUIMARÃES, M. O.; BARBOSA FILHO, J. A. D.; FREITAS, B. M. Internal ambience of bee colonies submitted to strengthening management by adding broods. **Engenharia Agrícola**, v. 33, p. 902-909, 2013.
- CAMARGO, J. M. F. **Manual de apicultura**. São Paulo. Editora Agronômica Ceres. 1972. 252p.
- COSTA, F. M.; MIRANDA, F. B.; TOLEDO, V. A.; RUVOLO-TAKASUSUKI, M. C. C.; CHIARI, W. C.; HASHIMOTO, J. H. Desenvolvimento de colônias de abelhas *Apis mellifera* africanizadas na região de Maringá, Estado do Paraná. **Acta Scientiarum**, v.29, n1, p.2007, p.101-108, 2007.
- CRALL, J. D.; SWITZER, C. M.; OPPENHEIMER, R. L.; VERSYPT, A. N. F.; DEY, B.; BROWN, A.; EYSTER, M.; PIERCE, N. E.; COMBES, S. A.; BIVORT, B. L. Neonicotinoid exposure disrupts bumblebee nest behavior, social networks, and thermoregulation. **Science**, v.80, p.683–686, 2018.
- DARCHEN, R. La thermorégulation et l'ecologie di quelques espèces d'abeilles sociales d'Afrique (Apidae, Trigonini et *Apis mellifica* var. *adansonii*). **Apidologie**, v. 4, p. 341-370, 1973.
- DOMINGOS, H. G. T.; GONÇALVES, L. S. Termorregulação de abelhas com ênfase em *Apis mellifera*. **Acta Veterinária Brasília**, v.8, n.3, p.151-154, 2014.
- DOMINGOS, H. G. T.; SOMBRA, D. S., SANTOS, R. G.; GRAMACHO, K. P.; GONÇALVES, L. S. surface temperature and heat transfer between body regions of africanized honeybees (*Apis mellifera* L.) in hives under sun and shade conditions in the northeastern semi-arid region of Brazil. **Journal of Agricultural Science and Technology**, v.8, p.28-35, 2018.
- FARRAR, C. L. An Interpretation of the Problems of Wintering the Honeybee Colony. **Gleanings in Bee Culture**, v.71, n.9, p.513-518, 1943.
- GARCIA, R. C.; NOGUEIRA-COUTO, R. H. Termorregulação e longevidade de operárias em pequenas colônias de *Apis mellifera*. **Revista Unimar**, v.8, n.1, p 85-92, 1999.

GONÇALVES, L. S.; JONG, D.; ALMEIDA, G. F.; PRADO, P.R. Monitoramento de colônias de abelhas africanizadas nas atividades de enxameação e forrageamento, 2008. In: VIII Encontro Sobre Abelhas. Ribeirão Preto-SP. **Anais...** 2008. CD Rom, p.13.

JONES, J. C.; HELLIWELL, P.; MALESZKA, M. B. R.; OLDROYD, B.P. The effects of rearing temperature on developmental stability and learning and memory in the honey bee, *Apis mellifera*. **Journal of Comparative Physiology**, v.191, p.1121–1129, 2005.

KLEINHENZ, M.; BUJOK, B.; FUCHS, S.; TAUTZ, J. Hot bees in empty broodnest cells: heating from within. **Journal of Experimental Biology**, v.206, p.4217 - 4231, 2005.

LOPES, M. T. R.; BARBOSA, A. L.; VIEIRA NETO, J. M.; PEREIRA, F. M.; CAMARGO, R. .C. C.; RIBEIRO, V. Q.; SOUZA, B. A. Alternativas de sombreamento para apiários. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v.41, n.3, p.299-305, 2011.

NEVES, S. M. A. S.; NUNES, M. C. M.; NEVES, R. J. Caracterização das condições climáticas de Cáceres/MT- Brasil, no período de 1971 a 2009: Subsídio às atividades agropecuárias e turísticas municipais. **Boletim Goiano de Geografia**, v.31, n.2, p.55-68, 2011.

POTTS, R., CLARKE, R.M., OLDFIELD, S.E., WOOD, L.K., HEMPEL DE IBARRA, N., CRESSWELL, J.E. The effect of dietary neonicotinoid pesticides on non-flight thermogenesis in worker bumble bees (*Bombus terrestris*). **Journal of Insect Physiology**, v.104, p.33–39, 2018.

SANTOS, R. G.; DOMINGOS, H. G. T.; GRAMACHO, K. P.; GONÇALVES, L. S. Sombreamento de colmeias de abelhas africanizadas no Semiárido Brasileiro. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v.12, n5, p.828-836, 2017.

SEELY, T. D. **Honeybee Ecology. A Study of Adaptation in Social Life**. Princeton: Princeton University Press. 1985, v.1, 221p.

SILVA, R. H. D.; FREITAS, B. M. Produção e desenvolvimento de colônias de abelhas africanizadas (*Apis mellifera* L.) a partir de diferentes áreas e idades de cria. **Ciência Rural**, v.34, n.2, p.545-549, 2004.

SILVEIRA, R.K.; GALBIATI, C. Crescimento no uso de agrotóxicos e sua relação com polinizadores, saúde humana e economia. In: SGUAREZI, S. B. (Org). **Ambiente e Sociedade no Brasil Central: Diálogos Interdisciplinares e Desenvolvimento Regional**. Cáceres: Oikos Editora, 2019. p.183-197.

SIMPSON, J. Nest Climate Regulation in Honey Bee Colonies. Source: **Science**, v.133, n.3461, p.1327-1333, 1961.

SOUZA H. R.; ORSI, R. O.; FUNARI, S. R. C.; BARRETO, L. M. R. C.; DIB, A.P.S. Produção de própolis em colmeias de *Apis mellifera* africanizadas submetidas a diferentes condições de sombreamento. **Boletim da Indústria Animal**, v.63, n.4, p.189-192, 2006.

SUDARSAN, R.; THOMPSON, C.; KEVAN, P. G.; EBERL, H. J. Flow currents and ventilation in Langstroth beehives due to brood thermoregulation efforts of honeybees. **Journal of Theoretical Biology**, v.295, p.168-193, 2012.

TAUTZ, J.; MAIER, S.; GROH, C.; RÖSSLER, W.; BROCKMANN, A. Behavioral performance in adult honey bees is influenced by the temperature experienced during their pupal development. **Proceedings of the National Academy of Science**, v.12, p.7343-7347, 2003.

TOLEDO, V. A. A.; NOGUEIRA-COUTO, R. H. Thermoregulation in colonies of Africanized and hybrids with Caucasian, Italian and Carniolan *Apis mellifera* honey bees. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.42, n.4, p.425-431, 1999.

TONG, L.; NIEH, J. C.; TOSI, S. Combined nutritional stress and a new systemic pesticide (flupyradifurone, Sivanto®) reduce bee survival, food consumption, flight success, and thermoregulation. **Chemosphere**, 2019.

TOSI, S.; DÉMARES, F. J.; NICOLSON, S. W.; MEDRZYCKI, P.; PIRK, C. W. W.; HUMAN, H. Effects of a neonicotinoid pesticide on thermoregulation of African honey bees (*Apis mellifera scutellata*). **Journal of Insect Physiology**, v.93–94, n.699, p56-63, 2016.

CAPÍTULO IV

Polinizadores visitam o girassol durante todo florescimento, aumentando a produtividade e uniformizando as sementes

Artigo publicado na revista novos Cadernos NAEA
(DOI: <http://dx.doi.org/10.5801/ncn.v24i2.8772>).

RESUMO

Objetivou-se com esta pesquisa verificar o efeito da polinização biótica na cultura do girassol, associada ou não à adubação orgânica, e ainda determinar em qual período de florescimento e qual horário do dia há maior abundância de visitantes florais, na tentativa de informar em qual momento é seguro o uso de substâncias nocivas aos polinizadores. Foram utilizadas 52 plantas em delineamento inteiramente casualizado com arranjo fatorial 2x2 (adubação x polinização biótica). Os visitantes florais foram observados das 07:00 às 18:00 horas durante 1 minuto a cada hora. Houve incremento produtivo de até 25% com a polinização biótica no girassol, mas este efeito é dependente do conteúdo de nutrientes disponíveis às plantas. Houve presença de polinizadores durante todo o período de florescimento e em qualquer horário do dia, desta maneira, só é viável economicamente o uso de agrotóxicos se as perdas de produção ocasionada pelas pragas forem superiores a 25%.

Palavras-chave: abelhas nativas, adubação orgânica, agroecossistemas, *Helianthus annuus*, polinização, serviços ecossistêmicos

ABSTRACT

We aim with this research to verify the effect of the biotic pollination on sunflower culture associated or not with organic fertilization, and also to determine in which flowering period and what time of the day there is a greater abundance of floral visitors, in an attempt to inform at what time the use of substances harmful to pollinators is safe. 52 plants were used in a completely randomized design with a 2x2 factorial arrangement (Fertilization x biotic pollination). Floral visitors were observed from 7:00 am to 6:00 pm for 1 minute every hour. There was a productive increase of up to 25% with biotic pollination in sunflower, but this effect is dependent on the content of nutrients available to the plant. Pollinators were present during all the flowering period and at any time of the day, so the use of pesticides is only economically viable if the production losses caused by the pests are greater than 25%.

Keywords: agroecosystems, ecosystemic services, *Helianthus annuus*, organic fertilizer, pollination, wild bees,

INTRODUÇÃO

O Brasil se comprometeu perante o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento, a cumprir com as 169 metas dos 17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS). Dentre outros, destaca-se o objetivo 2, que é o de acabar com a fome, alcançar a segurança alimentar e melhoria da nutrição, promovendo a agricultura sustentável até o ano de 2030. A alimentação humana é mantida em quase sua totalidade pela agricultura, no entanto, da forma como vem sendo praticada está entre as principais fontes de degradação do meio ambiente (CLARK; TILMAN, 2017). Um dos maiores desafios é garantir a alta produtividade agrícola associada à conservação ambiental (PHALAN et al., 2016).

Segundo Bommarco, Kleijn e Potts (2013), a intensificação ecológica é uma estratégia viável para a minimização dos danos causados pela agricultura moderna, e que simultaneamente, contribui para o aumento da produção agrícola. A intensificação dos serviços ecossistêmicos de polinização é um dos exemplos. De acordo com Klein et al. (2007), mais de 70% das culturas agrícolas e 35% da produção agrícola dependem de insetos polinizadores.

Globalmente o serviço ecossistêmico de polinização foi estimado em 173 bilhões de dólares ao ano em 2009 (GALLAI et al., 2009). Para o Brasil, este valor foi de R\$ 31 bilhões em 2016, o impacto negativo da perda de polinizadores será maior para as culturas mais dependentes de polinização, como exemplo a cultura do girassol (*Helianthus annuus* L.), que em 2009 a produção rendeu para o país R\$ 85 milhões, e os serviços de polinização corresponderam a R\$ 55 milhões, entretanto a eficácia deste serviço pode estar ameaçada, pois o uso de agrotóxicos no Brasil aumentou 278% entre os anos de 2002 a 2016 (SILVEIRA; GALBIATI, 2019).

Sobretudo, porque de acordo com Jung (2014), a redução da população de polinizadores associa-se principalmente ao uso indiscriminado de agrotóxicos. E ainda, segundo Oliveira et al. (2018), o uso de agrotóxicos diminui a abundância de polinizadores e, como consequência, a produtividade do girassol. Acreditava-se que apenas os inseticidas eram os responsáveis pela morte de abelhas, contudo, são vários os ingredientes ativos (IAs) de agrotóxicos que causam malefícios a estes seres vivos (BOILY et al., 2013; DEGRANDI-HOFFMAN et al., 2015; IUPC, 2018; KIDD; JAMES, 1991; LEITE et al., 2015).

As abelhas são os principais polinizadores, e dentre estas, a espécie *Apis mellifera* é a mais utilizada, porém, para a cultura do girassol tem sido descrito que as espécies

nativas são mais eficientes no processo de polinização (GREENLEAF; KREMEN, 2006; MALLINGER et al., 2019). As doses letais de agrotóxicos para algumas espécies de abelhas nativas são inferiores quando comparados com as doses letais para a espécie *Apis mellifera*, que é a espécie utilizada nos testes de toxicidade (ARENA; SGOLASTRA, 2014; VALDOVINOS-NÚÑEZ et al., 2009).

Para Perrot et al. (2019), o rendimento de culturas agrícolas como o girassol poderia ser aumentado por meio do manejo de colmeias de abelhas e da densidade de plantas, sem recorrer a agroquímicos. Sendo assim existem estratégias de manejo ainda não utilizadas por técnicos e produtores que podem contribuir para diminuir os danos causados, aumentando a produtividade e lucratividade dos sistemas agrícolas. Concomitantemente, os benefícios da polinização biótica dependem do genótipo de girassol utilizado para o cultivo (MALLINGER; PRASIFKA, 2017a).

Objetivou-se com esta pesquisa verificar o efeito da polinização biótica na cultura da cultivar de girassol SYN 039A, associada ou não à adubação orgânica e, ainda, determinar em qual período de florescimento e qual horário do dia há maior abundância de visitantes florais, na tentativa de informar aos técnicos e produtores em que momento é seguro o uso de substâncias nocivas aos polinizadores.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido no setor de Apicultura da Universidade do Estado de Mato Grosso, câmpus Universitário de Pontes e Lacerda, o qual está localizado sob as coordenadas geográficas 15°32'66.3" Sul e 59°23'24.4" Oeste, com altitude média de 254 m acima do nível do mar. Segundo Köppen (1923), o clima da região é de classificação do tipo Aw, com chuvas concentradas no verão (outubro a abril), e com período seco bem definido durante a estação de inverno (maio a setembro), e apresenta precipitação média anual de 1.500 mm, com temperatura média de 24°C, a máxima de 38°C e a mínima 14°C. O solo é classificado como Argissolo Vermelho distrófico, de textura médio arenosa.

Foram utilizadas sementes do girassol de genótipo SYN 039A. O plantio foi realizado em copos descartáveis de 50mL na profundidade de semeadura de 3 cm em agosto de 2016. Quinze dias após a germinação as plantas foram transferidas para vasos de plástico com 32x23x19 cm de diâmetro superior, inferior, e altura, respectivamente. Os vasos foram alocados com espaçamento de 70 cm entre linhas em casa de vegetação. Para eliminar o efeito da localização os vasos foram dispostos de maneira intercalada (um com adubo e outro sem adubo).

O substrato utilizado nos vasos foi solo e esterco de poedeiras. A quantidade de fertilizante utilizada foi de 20 Mg ha⁻¹ (ALVAREZ et al., 2006). Para o cálculo da quantidade de adubo em cada vaso foi considerado que o solo apresentava a densidade de 1,2 g dm³. Tendo como base a profundidade de 20 cm, teremos 2.400.000,00 kg ha⁻¹ de solo. Dessa forma cada vaso recebeu 11 kg de solo e 90 g de esterco.

A adubação foi dividida em três doses (30 g cada), sendo que a primeira ocorreu no momento da transferência das plântulas para o vaso, a segunda aos 30, e a terceira aos 40 dias após a semeadura. Anteriormente, a adubação, e de acordo com a análise física, o solo apresentava os teores de argila, silte e areia, nas concentrações de 186,8, 776,0, 735,6 g kg⁻¹, respectivamente. Os respectivos teores da composição química podem ser observados na Tabela 1. As análises foram realizadas no laboratório de análise de solos da Universidade do Estado de Mato Grosso, câmpus universitário de Pontes e Lacerda.

Tabela 1 - Composição química do solo utilizado

pH	M.O	P	K	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H+Al	CTC _{efetiva}	CTC _{pH7,0}	V	m	K	Ca	Mg
H ₂ O	dagkg ⁻¹	mgdm ⁻³	mgdm ⁻³	cmol _c dm ⁻³	cmol _c dm ⁻³	cmol _c dm ⁻³	cmol _c dm ⁻³	cmol _c dm ⁻³	cmol _c dm ⁻³	%	%	%	%	%
6,0	1,5	6,0	92,6	2,2	1,0	0,0	2,6	3,4	6,0	57	0	7	64,7	29,4

Fonte: elaborado pelos autores, 2021.

Para o cálculo do volume utilizado na irrigação foi utilizada a média aritmética da área da borda superior e inferior do vaso. O volume de água utilizado foi ajustado a cada 30 dias (ACOSTA, 2009). Nos primeiros 30 dias as plantas receberam 100 mm de água. De 30-60 dias foram irrigadas com 200 mm e entre 60-90 dias receberam 300 mm, dessa forma, foram irrigadas com a quantidade de 600mm para todo o ciclo da cultura (90 dias), de acordo com as recomendações de Cavalcante Junior et al. (2013).

Ao aparecer o primeiro botão floral, as laterais da casa de vegetação foram abertas e uma colmeia de abelhas *Apis mellifera* foi alocada a uma distância de 10 m. Para avaliar a influência da polinização no estágio R4 foram colocadas toucas (toucas de cozinheiro) descartáveis de TNT (polipropileno), para cobrir os capítulos (inflorescência); estas foram colocadas de maneira intercalada, a fim de evitar o efeito da localização. Sendo assim, das 26 plantas adubadas, 13 foram expostas à polinização e 13 (com a touca) não foram polinizadas bioticamente, e o mesmo procedimento foi efetuado para as plantas que não receberam adubo.

Para verificar a visita das abelhas nas inflorescências durante todo o período de florescimento, cada uma das plantas (sem touca) foi observada durante 01 minuto a cada

hora, das 07:00 às 18:00 horas por um período de 25 dias (período entre a 1ª planta entrar em estágio R5 e a última encerrar o estágio R6). Para verificar o efeito do horário do dia na abundância de polinizadores foram selecionados oito dias com temperatura, umidade e pluviosidade semelhantes, utilizando termômetro de bulbo seco, bulbo úmido e observação, respectivamente.

Após a maturação dos capítulos, estes foram colhidos, secados em estufa de circulação forçada com temperatura de 55°C por 72 horas. Foi analisado o número de aquênios por inflorescência, peso dos aquênios por inflorescência e produção total. Os aquênios presentes nos capítulos foram retirados e beneficiados no Laboratório de Análise de Alimentos e Nutrição Animal (LANA) pertencente à Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT). A estimativa da produção em kg ha⁻¹ foi realizada a partir da recomendação de 50 mil plantas por hectare (IAC, 2020). Não foi usada nenhuma classe de agrotóxicos.

Utilizou-se um delineamento inteiramente casualizado em arranjo fatorial 2x2 (adubado e não adubado e polinizado e não polinizado). Os dados de produção apresentaram normalidade pelo teste de Shapiro-Wilk e homogeneidade das variâncias pelo teste de Bartlett e, posteriormente, foram submetidos à análise de variância ao nível de 5% de probabilidade. Com a finalidade de verificar se houve diferença na abundância de visitantes florais em girassol entre o início e o final do período de florescimento e nos diferentes horários do dia foi empregado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, pois estes dados não atenderam aos pressupostos de normalidade e homogeneidade de variâncias de acordo com os testes de Shapiro-Wilk e Bartlett, respectivamente. Foi utilizado o software estatístico R, versão 3.6.3, para as análises.

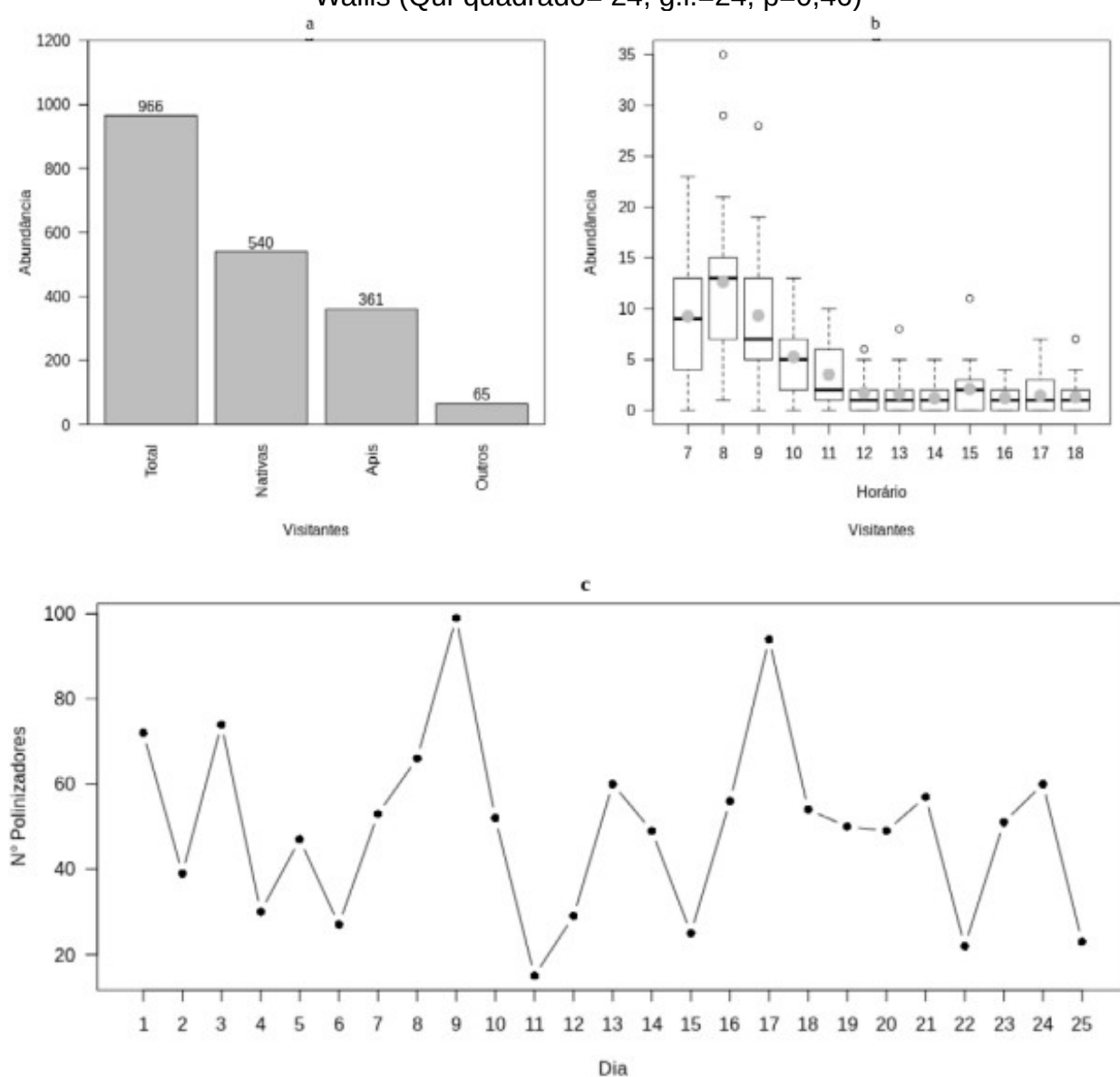
RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para os visitantes florais foram observados 966 indivíduos pertencentes à Classe Insecta. Houve um predomínio da ordem Hymenoptera, em que foi registrado um total de 540 abelhas de espécies nativas e 361 indivíduos da espécie *Apis mellifera*, e ainda outros 65 visitantes (Outros) (Figura 1a), pertencentes à ordem Lepidoptera, Coleoptera, Diptera, Orthoptera e Hemiptera.

Houve presença de polinizadores durante todo o período do dia avaliado, no entanto, foi possível observar diferença na abundância de visitantes florais entre os diferentes horários do dia (Figura 1b), resultado estatisticamente significativo pelo teste de Kruskal-Wallis (Qui-quadrado=137,04, g.l.=11, p=2,2e-16). Entre a abertura e o amadurecimento das flores não houve variações significativas na abundância de

polinizadores, demonstrando que há presença de polinizadores durante todo o período de florescimento (Figura 1c), resultado não significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Kruskal-Wallis (Qui-quadrado= 24, g.l.=24, $p=0,46$).

Figura 1 - (a) Diagrama de Whitakker demonstrando a abundância total observada dos diferentes visitantes florais em girassol. (b) – Abundância de visitantes florais entre os diferentes horários do dia. Gráfico de caixas indicando a mediana (linha sólida no interior da caixa), média (ponto cinza), e dispersão (quartis inferior, superior e outliers). As diferenças foram significativas pelo teste de Kruskal-Wallis (qui-quadrado=137.04, g.l.=11, $p=2,2e-16$). (c) – Número médio de visitantes florais observados em cada capítulo por dia, resultado não significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Kruskal-Wallis (Qui-quadrado= 24, g.l.=24, $p=0,46$)



Fonte: elaborado pelos autores, 2021.

A maior abundância de visitantes florais foi observada no período da manhã, corroborando com os dados observados por Teixeira; Zampieron, (2008); Rolim et al., (2011). Provavelmente isto se trata de uma questão de eficiência com o consumo mínimo de energia para o máximo de coleta pois, segundo Gomes et al. (2012), a coleta de pólen é realizada no período da manhã e o néctar é coletado ao longo de todo o dia, ou seja, no período da manhã há presença de pólen e néctar.

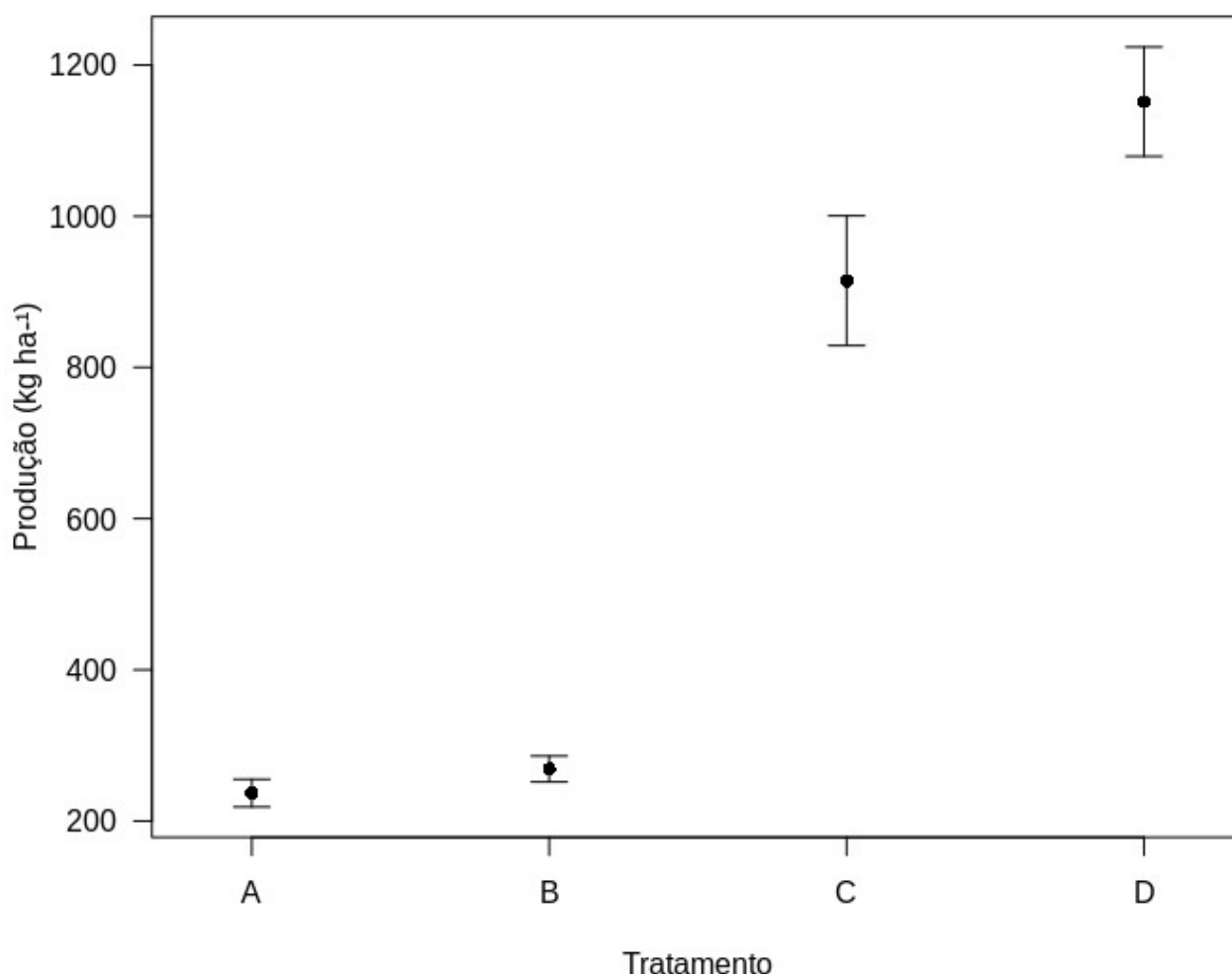
No período da manhã (até às 11:00h) foram observados 73,5% dos visitantes, e apesar da baixa abundância após às 11:00h, estes representam 26,5% do número do total. Sendo assim não é recomendável o uso de produtos nocivos aos polinizadores em nenhum horário do dia, pois levaria à morte de muitos polinizadores e, ainda, dependendo do IA utilizado, os poucos polinizadores que entram em contato poderiam não morrer na lavoura, mas ao entrar na colmeia contaminariam vários outros, levando ao extermínio da colônia.

O mesmo se aplica para pulverização durante qualquer período de florescimento do girassol, uma vez que não houve variações na abundância de polinizadores durante todo o período de florescimento. Pois, segundo Oliveira et al. (2018), o uso de agrotóxicos diminui a abundância de polinizadores e a produtividade do girassol. Principalmente porque já é comprovado que todas as classes de agrotóxicos (Inseticida, herbicida e fungicida) são prejudiciais às abelhas (ABRAMSON et al., 2004; BOILY et al., 2013; DEGRANDI-HOFFMAN et al., 2015; IUPC, 2018; KIDD; JAMES, 1991; LEE et al., 2008; LEITE et al., 2015; MARTINELLO et al., 2017; MOGREN; LUNDGREN, 2016; SCHRICKER; STEPHEN, 1970; VIJAYKUMAR; SHIVSHANKAR, 2017)

Assim como observado por Teixeira; Zampieron (2008); Mallinger e Prasifka (2017a;b) e Silva et al, (2018), a espécie *Apis mellifera* foi a mais abundante, entretanto ao somar as espécies nativas e compará-las com a *Apis mellifera* as nativas foram encontradas em maior número, ainda deve-se esclarecer que para este experimento uma colmeia de *Apis mellifera* foi alocada próximo ao plantio, e as abelhas nativas nidificavam nas proximidades (em duas reservas, uma a 30 e a outra a 150 m de distância do local de plantio).

A adubação foi o fator que mais contribuiu para o aumento da produção de girassol, com o incremento médio de 308,64%. Adicionalmente, a polinização contribuiu com o aumento de 13,4% para as plantas não adubadas e em 25,8% para as que foram adubadas (Figura 2).

Figura 2 - Médias (pontos) e erro padrão (barras) da produção de sementes de girassol em kg ha⁻¹ para os tratamentos não adubado e não polinizado (A), não adubado e polinizado (B), adubado e não polinizado (C) e adubado e polinizado (D). As diferenças foram estatisticamente significativas a 5% de probabilidade ANOVA (F=64,29, g.l.=51, p=2-16)



Fonte: elaborado pelos autores, 2021.

Para as plantas não adubadas não houve incremento produtivo com o uso da polinização, corroborando com os dados observados por Tamburini et al. (2016), pois segundo os autores não há efeito da polinização para solos de baixa fertilidade. Os dois principais fatores estudados que influenciaram no aumento da produtividade é o número de grãos e o peso deles.

A polinização foi responsável principalmente pelo aumento no número de grãos (NG), ou seja, este é um fator associado à melhoria na eficiência reprodutiva da planta, enquanto a adubação está mais relacionada à capacidade da planta em aumentar o peso do grão (PG), por isso nas plantas que não foram adubadas não houve diferença na produção observada contrapondo ao verificado para as plantas adubadas.

Outro possível fator que contribuiu para o incremento produtivo seria o aumento da taxa de visitação nas plantas adubadas pois, segundo Malliger e Prasifka, (2017b), a taxa de visitação aumenta com o incremento da produção de néctar pelas plantas, e é sabido que plantas bem nutridas produzem maior quantidade de néctar e/ou com maior concentração de açúcares. Resultados estes que corroboram com Tamburini et al. (2016), pois, segundo estes, para haver efeito da fecundação auxiliada por animais sobre o incremento produtivo do girassol é importante que a planta tenha provimentos nutricionais adequados.

Para a cultivar de girassol SYN 039A há aumento da produtividade com o uso da polinização biótica. O mesmo foi observado por Chambó et al. (2010), pois verificaram aumento produtivo para as cultivares Multissol, M734, Catissol 01, Aguará e Embrapa 122, no entanto, os autores não observaram incremento produtivo com os híbridos Charrua, MG2, Aguará e Helio 360, assim como o encontrado por Mallinger e Prasifka, (2017a), que verificaram efeito para algumas cultivares e não para outros.

Moreti et al. (1996) também encontraram diferença significativa para a cultivar Anhandy. Bartual et al. (2018), observaram aumento produtivo mesmo para as cultivares de girassol desenvolvidas para realizar a autopolinização. Ainda Nderitu et al. (2008), verificaram incremento produtivo de 53% para a cv, hybrida 8998, correspondendo ao aumento da receita pela venda da produção em 51%.

Para as plantas que não receberam adubo, mas foram polinizadas houve elevação do NG em 49% enquanto o peso PG reduziu 41%. Isto está associado ao aumento da eficiência reprodutiva oferecida pela polinização biótica e a falta de nutrientes para encher todos os grãos, pois para as plantas adubadas a polinização incrementou 15,6% o NG e 3,44% o PG (Tabela 2).

Tabela 2 - Número de grãos por capítulo (NG), peso médio do grão (PG) e a produção estimada para 50 mil plantas por ha e seus respectivos coeficientes de variação (CV%)

Tratamentos	NG	PG (g)	Produção (kg ha ⁻¹)
Não polinizado e não adubado	156,14 (43,3)	0,0304 (54,4)	237,01 (27,8)
Polinizado e não adubado	232,78 (14,2)	0,0231 (24,1)	268,94 (22,9)
Não polinizado e adubado	355,57 (19,4)	0,058 (45,2)	914,75 (33,7)
Polinizado e adubado	411,21 (10,1)	0,060 (24,3)	1151,50 (22,6)
CV%	39,95	52,17	70,56

Fonte: elaborado pelos autores, 2021.

O método de cobertura dos capítulos de girassol utilizado no presente experimento foi eficiente para evitar o acesso dos visitantes florais nas inflorescências. De acordo com Moreti et al. (1996), houve aumento no número e no peso dos grãos para as plantas que foram polinizadas, porém estes não observaram diferença estatística entre as plantas em que seus capítulos foram ensacados com filó e os sem cobertura alguma, os autores não relataram a causa do ocorrido, mas concluem que este não é um método adequado para impedir as abelhas de polinizar o girassol, e recomendam o uso de gaiolas para impedir a visitação. Observou-se que algumas espécies de abelhas nativas possuem a capacidade de transpassar obstáculos com maior facilidade do que a *Apis mellifera*, portanto qualquer pequeno espaço entre a haste de capítulo e o tecido poderá ser transpassado por estas espécies, assim ocorrendo a polinização.

Silva et al. (2018), também observaram que a polinização aumenta o peso dos grãos. Adicionalmente, Perrot et al. (2019) indicam o uso de colmeias no interior das plantações de girassol para incrementar significativamente a produção de girassol. Isto pode ser aplicado principalmente para áreas de plantio muito extensas onde é impossível garantir a presença de polinizadores e/ou em áreas em que a população de abelhas já diminuiu drasticamente.

Ainda conforme pode ser observado (Tabela 2), a polinização contribuiu para maior padronização das características analisadas (menores coeficientes de variação). Esta característica é importante para o sistema produtivo, principalmente para o setor de produção de sementes, pois ao se diminuir as variações de peso dos grãos e número de grãos (que é uma característica relacionada ao tamanho do grão), consequentemente se diminuem as perdas no processo de colheita, e também os custos principalmente com a seleção de sementes para o plantio, uma vez que para esta finalidade as sementes

devem apresentar uniformidade para garantir a melhor homogeneidade de distribuição e profundidade de semeadura.

Segundo Silva et al. (2010), a classificação por tamanho ou peso das sementes garante a uniformização da emergência das plântulas e a obtenção de mudas de tamanho semelhante ou de maior vigor. Ainda conforme relatado por Nunes et al. (2016), sementes maiores ou mais pesadas apresentam melhor taxa de germinação e isso pode ser explicado pelo fato de que estas acumularam maior quantidade de fotoassimilados durante sua formação, possuindo embriões bem formados e com maior quantidade de reservas, sendo assim, mais vigorosas do que as de menor tamanho.

De acordo com os dados de Silva et al. (2018), o desvio padrão do peso de 100 sementes de girassol foi menor para as plantas polinizadas (7,35) do que para as plantas não polinizadas (10,27). Segundo Nobre et al. (2015), houve desuniformidade na massa das sementes, possivelmente são genótipos que possuem alta taxa de dependência de polinizadores e/ou o uso de polinizadores poderia auxiliar na melhoria deste parâmetro.

A cultivar SYN 039A, recebendo teores nutricionais adequados responde a polinização biótica com 25,8% de aumento de produtividade, sabendo que os produtores realizam adubação e/ou correção do solo, qualquer aplicação de agrotóxicos só se justificaria se a perda de produção pelo ataque de pragas fosse superior a 25% (sem incluir os custos com a compra e aplicação destes insumos), importante esclarecer ainda que existem outros custos diretos e indiretos associados às pessoas que manipulam estas substâncias, pois há riscos relacionados a problemas de saúde como alergias, lesões hepáticas, neoplasias, doenças de ordem neurotóxica, depressão, suicídio, câncer, dentre outras (BOTELHO et al., 2017; CHRISMAN et al., 2009; CONTI et al., 2018; KIM; KABIR; JAHAN, 2017; LOVISI et al., 2009; MACHADO; SANTOS, 2015; MREMA et al., 2017; PERTILE et al., 2018; SHINOHARA et al., 2017, 2017; TOMIAZZI et al., 2018; VALCKE et al., 2017).

CONCLUSÃO

Há incremento produtivo quando há polinização biótica em plantas de girassol SYN 039A, mas este efeito é dependente do conteúdo de nutrientes disponíveis para a planta. Há presença de polinizadores durante o período de florescimento e em qualquer horário do dia, desta maneira só é viável economicamente o uso de agrotóxicos se as perdas de produção ocasionada pelas pragas forem superiores a 25%.

REFERÊNCIAS

ABRAMSON, C. I. et al. The Effect of Insecticides Considered Harmless to Honey Bees (*Apis mellifera*): Proboscis Conditioning Studies by Using the Insect Growth Regulators Tebufenozide and Diflubenzuron. **Environmental Entomology**, v. 33, n. 2, p. 378–388, 1 abr. 2004.

ACOSTA, J. F. **Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da UFCG: Consumo hídrico da cultura do girassol irrigada na região da chapada do Apodi-RN**. Disponível em: <<http://dspace.sti.ufcg.edu.br:8080/jspui/handle/riufcg/4838>>. Acesso em: 22 out. 2021.

ALVAREZ, V. H. et al. Poda de raízes e adubação para crescimento do cafeeiro cultivado em colunas de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 1, p. 111–119, fev. 2006.

ARENA, M.; SGOLASTRA, F. A meta-analysis comparing the sensitivity of bees to pesticides. **Ecotoxicology**, v. 23, n. 3, p. 324–334, abr. 2014.

BARTUAL, A. M. et al. Local and landscape factors affect sunflower pollination in a Mediterranean agroecosystem. **Plos One**, v. 13, n. 9, p. e0203990, 27 set. 2018.

BOILY, M. et al. Acetylcholinesterase in honey bees (*Apis mellifera*) exposed to neonicotinoids, atrazine and glyphosate: laboratory and field experiments. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, n. 8, p. 5603–5614, 1 ago. 2013.

BOMMARCO, R.; KLEIJN, D.; POTTS, S. G. Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, n. 4, p. 230–238, 1 abr. 2013.

BOTELHO, P. C. DA S. et al. Auditory Health and Risk Factors in Rural Workers Exposed to Pesticides in Piedade de Caratinga County-Minas Gerais. **Journal of Biosciences and Medicines**, v. 05, n. 07, p. 37, 20 jul. 2017.

CAVALCANTE JUNIOR, E. G. et al. Necessidade hídrica da cultura do girassol irrigado na chapada do Apodi. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, p. 261–267, mar. 2013.

CHAMBÓ, E. D. et al. Produção de Genótipos de Girassol pela Ação de Insetos Polinizadores. **Varia Scientia**, v. 9, n. 15, p. 131–139, 2010.

CHRISMAN, J. DE R. et al. Pesticide sales and adult male cancer mortality in Brazil. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 212, n. 3, p. 310–321, 1 maio 2009.

CLARK, M.; TILMAN, D. Comparative analysis of environmental impacts of agricultural production systems, agricultural input efficiency, and food choice. **Environmental Research Letters**, v. 12, n. 6, p. 064016, jun. 2017.

CONTI, C. L. et al. Pesticide exposure, tobacco use, poor self-perceived health and presence of chronic disease are determinants of depressive symptoms among coffee growers from Southeast Brazil. **Psychiatry Research**, v. 260, p. 187–192, 1 fev. 2018.

DEGRANDI-HOFFMAN, G. et al. Effects of Oral Exposure to Fungicides on Honey Bee Nutrition and Virus Levels. **Journal of Economic Entomology**, v. 108, n. 6, p. 2518–2528, 1 dez. 2015.

GALLAI, N. et al. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. **Ecological Economics**, v. 68, n. 3, p. 810–821, 15 jan. 2009.

GOMES, G. et al. **Frequência de visitas de abelhas (*Apis mellifera*) em plantas de gergelim (*Sesamum indicum*) e girassol (*Helianthus annuus*)**. VII CONNEPI - Congresso norte nordeste de pesquisa e inovação. **Anais...** In: VII CONNEPI - CONGRESSO NORTE NORDESTE DE PESQUISA E INOVAÇÃO. 31 ago. 2012. Disponível em: <<https://propi.iftto.edu.br/ocs/index.php/connepi/vii/paper/view/4000>>. Acesso em: 25 out. 2021

GREENLEAF, S. S.; KREMEN, C. Wild bees enhance honey bees' pollination of hybrid sunflower. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 103, n. 37, p. 13890–13895, 12 set. 2006.

IAC. **Instituto Agronomico de Campinas. Girassol**. Disponível em: <<http://www.iac.sp.gov.br/cultivares/inicio/folders/girassol/IACUruguai.htm>>. Acesso em: 29 out. 2020.

IUPC. **Carbendazim (Ref: BAS 346F)**. Disponível em: <<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/Reports/116.htm>>. Acesso em: 22 out. 2021.

JUNG, A. H. IMPACTO DE INSETICIDAS APLICADOS EM SOJA SOBRE ABELHAS MELÍFERAS. p. 64, 2014.

KIDD, H.; JAMES, D. R. **The Agrochemicals Handbook**. 3. ed. Nottingham, UK: Royal Society of Chemistry, 1991.

KIM, K.-H.; KABIR, E.; JAHAN, S. A. Exposure to pesticides and the associated human health effects. **Science of The Total Environment**, v. 575, p. 525–535, 1 jan. 2017.

KLEIN, A.-M. et al. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 274, n. 1608, p. 303–313, 7 fev. 2007.

KÖPPEN, W. P. **Die Klimate der Erde: Grundriss der Klimakunde**. Universidade de Michigan: Walter de Gruyter & So., 1923.

LEE, M. L. et al. Physical symptoms of honeybees, *Apis mellifera* L., after contact with residual acephate on apple trees. **Korean Journal of Apiculture**, v. 23, n. 4, p. 235–239, 2008.

LEITE, G. L. D. et al. Effects of Atrazine-Based Herbicide on Emergence and Sex Ratio of Trichogrammatidae (Hymenoptera). **Florida Entomologist**, v. 98, n. 3, p. 899–902, set. 2015.

LOVISI, G. M. et al. Análise epidemiológica do suicídio no Brasil entre 1980 e 2006. **Brazilian Journal of Psychiatry**, v. 31, p. S86–S93, out. 2009.

MACHADO, D. B.; SANTOS, D. N. DOS. Suicídio no Brasil, de 2000 a 2012. **Jornal Brasileiro de Psiquiatria**, v. 64, p. 45–54, mar. 2015.

MALLINGER, R. E. et al. Native solitary bees provide economically significant pollination services to confection sunflowers (*Helianthus annuus* L.) (Asterales: Asteraceae) grown across the northern great plains. **Journal of Economic Entomology**, v. 112, n. 1, p. 40–48, 12 fev. 2019.

MALLINGER, R. E.; PRASIFKA, J. Bee visitation rates to cultivated sunflowers increase with the amount and accessibility of nectar sugars. **Journal of Applied Entomology**, v. 141, n. 7, p. 561–573, ago. 2017a.

MALLINGER, R.; PRASIFKA, J. Benefits of insect pollination to confection sunflowers differ across plant genotypes. **Crop Science**, v. 57, n. 6, p. 3264–3272, jun. 2017b.

MARTINELLO, M. et al. Spring mortality in honey bees in northeastern Italy: detection of pesticides and viruses in dead honey bees and other matrices. **Journal of Apicultural Research**, v. 56, n. 3, p. 239–254, 27 maio 2017.

MOGREN, C. L.; LUNDGREN, J. G. Neonicotinoid-contaminated pollinator strips adjacent to cropland reduce honey bee nutritional status. **Scientific Reports**, v. 6, p. 29608, 14 jul. 2016.

MORETI, A. C. DE C. C. et al. Aumento na produção de sementes de girassol (*Helianthus annuus*) pela ação de insetos polinizadores. **Scientia Agricola**, v. 53, p. 280–284, maio 1996.

MREMA, E. J. et al. Pesticide Exposure and Health Problems Among Female Horticulture Workers in Tanzania. **Environmental Health Insights**, v. 11, p. 117863021771523, 1 jan. 2017.

NDERITU, J. et al. Diversity of sunflower pollinators and their effect on seed yield in Makueni District, Eastern Kenya. **Spanish Journal of Agricultural Research**, v. 6, n. 2, p. 271, 1 jun. 2008.

NOBRE, D. A. C. et al. Qualidade das sementes de girassol de diferentes genótipos. **Ciência Rural**, v. 45, n. 10, p. 1729–1735, 19 jun. 2015.

NUNES, R. T. C. et al. Efeito da classificação por tamanho em sementes de girassol na avaliação da qualidade fisiológica. **Cultura Agronômica: Revista de Ciências Agronômicas**, v. 25, n. 1, p. 105–115, 2 jan. 2016.

OLIVEIRA, A. C. et al. **Pesticides affect pollinator abundance and productivity of sunflower (*Helianthus annuus* L.): Journal of Apicultural Research: Vol 58, No 1.** Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00218839.2018.1494441>>. Acesso em: 22 out. 2021.

OLIVEIRA, A. C.; JUNQUEIRA, C. N.; AUGUSTO, S. C. Pesticides affect pollinator abundance and productivity of sunflower (*Helianthus annuus* L.). **Journal of Apicultural Research**, v. 58, n. 1, p. 2–8, 1 jan. 2018.

PERROT, T. et al. Experimental quantification of insect pollination on sunflower yield, reconciling plant and field scale estimates. **Basic and Applied Ecology**, v. 34, p. 75–84, fev. 2019.

PERTILE, E. et al. Evidências experimentais e epidemiológicas entre exposição aos agrotóxicos e o desenvolvimento de câncer de mama. **Revista Brasileira de Pesquisa em Saúde**, v. 1, n. 20, p. 137–147, 2018.

PHALAN, B. et al. How can higher-yield farming help to spare nature? **Science**, v. 351, n. 6272, p. 450–451, 29 jan. 2016.

ROLIM, G. G. et al. Frequência de visitas de abelhas (*Apis mellifera*) em diferentes cultivares de girassol (*helianthus annuus* L.) no semiárido paraibano. **Enciclopédia Biosfera**, v. 7, n. 12, p. 1–6, 2011.

SCHRICKER, B.; STEPHEN, W. P. The effect of sublethal doses of parathion on honeybee behaviour. I. Oral administration and the communication dance. **Journal of Apicultural Research**, v. 9, n. 3, p. 141–153, 1 jan. 1970.

SHINOHARA, N. K. S. et al. Insegurança alimentar no uso indiscriminado de agrotóxicos. **Higiene alimentar**, v. 31, n. 266/267, p. 17–21, 2017.

SILVA, C. A. S. et al. Bee pollination highly improves oil quality in sunflower. **Sociobiology**, v. 65, n. 4, p. 583, 11 out. 2018.

SILVA, K. DE S. et al. Influência do tamanho da semente na germinação e vigor de mudas de jaqueira, *Artocarpus heterophyllus* Lam. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 5, n. 4, p. 34, 2010.

SILVEIRA, R. K.; GALBIATI, C. Crescimento no uso de agrotóxicos e sua relação com polinizadores, saúde humana e economia. In: SGUAREZI, S. BENEDITO (Ed.). **Ambiente e Sociedade no Brasil Central: Diálogos Interdisciplinares e Desenvolvimento Regional**. Cáceres: UNEMAT Editora; Oikos Editora, 2019. p. 183–197.

TAMBURINI, G. et al. Degradation of soil fertility can cancel pollination benefits in sunflower. **Oecologia**, v. 180, n. 2, p. 581–587, fev. 2016.

TEIXEIRA, L. M. R.; ZAMPIERON, S. L. M. Estudo da fenologia, biologia floral do girassol (*Helianthus annuus*, Compositae) e visitantes florais associados, em diferentes estações do ano. **Ciência et Praxis**, v. 1, n. 01, p. 5–14, 2008.

TOMIAZZI, J. S. et al. Evaluation of genotoxic effects in Brazilian agricultural workers exposed to pesticides and cigarette smoke using machine-learning algorithms. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 2, p. 1259–1269, 1 jan. 2018.

VALCKE, M. et al. Human health risk assessment on the consumption of fruits and vegetables containing residual pesticides: A cancer and non-cancer risk/benefit perspective. **Environment International**, v. 108, p. 63–74, 1 nov. 2017.

VALDOVINOS-NÚÑEZ, G. R. et al. Comparative Toxicity of Pesticides to Stingless Bees (Hymenoptera: Apidae: Meliponini). **Journal of Economic Entomology**, v. 102, n. 5, p. 1737–1742, 1 out. 2009.

VIJAYKUMAR, P. V.; SHIVSHANKAR, P. C. Monitoring on impact of insecticides on mortality of honey bees (*Apis mellifera* L.) in front of beehives. **Journal of Applied and Natural Science**, v. 9, n. 2, p. 905–911, 1 jun. 2017.

<i>Hopliphora velutia</i>	7	0	0					
<i>Mesochaira bicolor</i>	7	0	0					
<i>Mesochaira bicolor</i>	8	1				1		
Eucerini								
<i>Florilegus festivus</i>	14	3		3				
<i>Melissodes nigroaenea</i>	14	12		12				
Euglossini								
<i>Aglae caerulea</i>	1	16	16					
<i>Aglae caerulea</i>	6	0	0					
<i>Eufriesea auriceps</i>	11	25		0			0	
<i>Eufriesea eburneocincta</i>	11	5		0			0	
<i>Eufriesea pulchra</i>	5	0	0					
<i>Eufriesea pulchra</i>	11	3		0			0	
<i>Eufriesea superba</i>	11	4		0			0	
<i>Eufriesea surinamensis</i>	13	15				15		
<i>Euglossa ignita</i>	12	0	0					
<i>Euglossa augaspis</i>	11	11		0			0	
<i>Euglossa bari</i>	12	0	0					
<i>Euglossa bidentata</i>	13	3				3		
<i>Euglossa bursigera</i>	13	1				1		
<i>Euglossa chalybeata</i>	13	3				3		
<i>Euglossa cognata</i>	4	0	0					
<i>Euglossa cordata</i>	13	2				2		
<i>Euglossa heterosticta</i>	11	2		0			0	
<i>Euglossa ignita</i>	11	43		0			0	
<i>Euglossa ignita</i>	12	0	0					
<i>Euglossa imperialis</i>	13	0				0		
<i>Euglossa imperialis</i>	17		0	0		0	0	0

<i>Euglossa melanotricha</i>	11	116			0		0
<i>Euglossa mixta</i>	11	3			0		0
<i>Euglossa modestior</i>	11	18			0		0
<i>Euglossa mourei</i>	11	2			0		0
<i>Euglossa parvula</i>	11	5			0		0
<i>Euglossa pleosticta</i>	11	3	0				0
<i>Euglossa pleosticta</i>	13	15				15	
<i>Euglossa securigera</i>	13	3				3	
<i>Eulaema bombiformis</i>	1	1	1				
<i>Eulaema bombiformis</i>	13	3				3	
<i>Eulaema cingulata</i>	1	20	20				
<i>Eulaema Cingulata</i>	1	29	29				
<i>Eulaema Cingulata</i>	3	30	30				
<i>Eulaema Cingulata</i>	11	37			0		0
<i>Eulaema Cingulata</i>	13	32				32	
<i>Eulaema marcii</i>	11	3			0		0
<i>Eulaema meriana</i>	1	2	2				
<i>Eulaema meriana</i>	18	4	4				
<i>Eulaema mocsaryi</i>	13	1				1	
<i>Eulaema mocsaryi</i>	11	4			0		0
<i>Eulaema nigrata</i>	1	20	20				
<i>Eulaema nigrata</i>	18	3				3	
<i>Eulaema nigrata</i>	14	1		1			
<i>Eulaema nigrata</i>	1	20	20				
<i>Eulaema nigrata</i>	18	3	0		0		
<i>Eulaema nigrata</i>	13	67				67	
<i>Eulaema nigrata</i>	11	144			0		0
<i>Eulaema nigrata</i>	13	67				67	

<i>Tapinotaspoides serraticornis</i>	14	1	1																			
Tetrapedini																						
<i>Tetrapedia helvola</i>	10	0	0																			
<i>Tetrapedia xanthorrhina</i>	10	0	0																			
Xylocopini																						
<i>Xylocopa grisescens</i>	14	1	1																			
<i>Xylocopa hirsutissima</i>	14	1	1																			
<i>Xylocopa suspecta</i>	14	3	3																			
Abundancia Total		3866	0	40	0	0	0	148	1992	0	0	0	45	0	0	0	0	220	0	0	0	0
Riqueza Total		62	4	7	17	0	0	18	22	0	0	0	11	0	0	0	0	14	0	18	2	0

¹ Autores: Veja tabela 1 do capítulo 1;

²Abundancia de espécies identificadas;

* Autores não descreveram a abundância para cada ambiente, somente a total;

**Autores não relataram a abundância.

B- Capítulo I - Versão inglês - enviado para a revista Journal of Insect Conservation

What is known about the bee fauna in Mato Grosso? The state of greatest agricultural production in Brazil

Journal of insect conservation

Rafael Kill-Silveira^{1, a}, Orcid: 0000-0003-1902-8575; **Dionei José da Silva**¹, Orcid: 0000-0002-6189-9756

¹State University of Mato Grosso (UNEMAT). Research Center in Limnology, Biodiversity and Ethnobiology of the Pantanal (CELBE). Cáceres, MT - Brazil.

^aCorresponding author: E-mail: killsilveira.r@gmail.com

Acknowledgements

We are thankful to Rodrigo Aranda for sending the collected bees' data, to the Foundation for Research Support of the State of Mato Grosso (FAPEMAT) for the scholarship, to the State University of Mato Grosso (UNEMAT) and the Graduate Program in Environmental Sciences at UNEMAT. We are also thankful to the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel - Brazil (CAPES) - Financing Code 001, for supporting this research.

Abstract: The loss of biodiversity advances more than the expansion of its knowledge. It is essential to know the organisms to establish conservation programs, as well as to guarantee the provision of ecosystem services, assuring more productive and sustainable agricultural systems. Contrasting this need, in the state of Mato Grosso the monocultural agrosystems, as well as the excessive use of pesticides, negatively affect groups of bees, the main pollinators in the region. Thus, we carried out a systematic review of the knowledge about bee diversity in the state of Mato Grosso. We found 18 articles reporting 62 species from 14 tribes, totaling 7,433 individuals collected. We observed that the researchers did not adopt the same sampling methods and that there are few studies over the years for the different environments, which results in a gap on knowledge about the bee fauna for the state. This way, it is not possible to establish this group's diversity and quantify the losses, neither is it possible to define possible economic losses associated to bee decline. More research should be carried out in this area, since landscape changes and the production model adopted can reduce these populations and harm the economy due to the loss of ecosystem services, especially in a state that has agriculture as the base of the economy.

Implications for insect conservation: Species conservation begins with the expansion of knowledge, understanding the distribution, ecosystem function and direct benefits to human beings. Our results demonstrate that for the state with the highest agricultural production in Brazil, there is limited knowledge on bee diversity, alerting to the need for more research in this region to promote conservation.

Keywords: Agriculture. Agroecosystems. Ecosystem Services. Pollination. Pollinators.

1. Introduction

Food production has been a major global concern, not only from a quantitative aspect but also from the qualitative and distributive point of view, and how sustainable it has been produced (Ribeiro et al. 2017). This subject has been frequently debated by scientists and international organizations, establishing agreements, committing to the United Nations (UN), for instance, to end hunger, achieve food security and improve nutrition, as well as how to promote sustainable agriculture by the year 2030, of which Brazil has been a participant (United Nations 2015).

The development of sustainable agriculture implies better use of natural resources, such as the expansion of the provision of ecosystem services (Ferraz et al. 2019). Ferreira et al. (2020), mention that knowledge on the local biodiversity is essential for the implementation of sustainable production systems. However, species loss is at a faster pace than the growth of the knowledge on biological diversity and ecosystem services (Farinaccio et al. 2018). This is a

reason to concern, and can cause direct negative effects on human societies. In the case of pollinator decline it is no different, as among other factors, biotic pollination is directly associated with crop production, and it is estimated that about 75% of crops depend on pollination, which is performed mainly by insects (Klein et al. 2007).

Among these insects, in most ecosystems, bees are the primary biotic pollinators (Biesmeijer and Slaa 2006). This ecosystem service contributes to about 10% of the world's agricultural GDP (Gallai et al. 2009; Lautenbach et al. 2012; Barbosa et al. 2017). Of the approximately 1,500 species of vegetables cultivated worldwide, bees pollinate around 66% (Roubik 1995, 2018), with 35% of world food production dependent on ecosystem services provided by them (Kremen et al. 2002; Klein et al. 2007).

In opposition to the need for pollinators in food production, several agricultural practices have contributed to the reduction of insect populations. This can occur due to the decrease in habitats where the main pollinators nest, the use of pesticides, food shortages and nutritional imbalance caused by monocultures, or even by climatic effects (Goulson et al. 2015; Kerr et al. 2015; Mogren and Lundgren 2016; Ullmann et al. 2016; Ferreira et al. 2020).

Faced with this scenario, Brazil is contributing to the environmental depreciation, since it is one of the three main agricultural producing countries in the world (Conab, 2017). The state of Mato Grosso is the country's leading grain producer (Conab, 2019), with large expanses of native vegetation replaced by annual monocultures (Giaretta et al. 2019). In addition to agriculture, Mato Grosso is the largest cattle producer (IBGE 2020) and was the second state that most increased its pasture area between 2001 and 2016, with 4.6 million hectares of new areas for livestock (Parente and Ferreira 2018). Deforestation for the implementation of agricultural systems can cause, among several impacts, the disruption of local ecological systems leading to the loss of fauna and flora species (Fearnside 2001; Newbold et al. 2015).

Thus, as mentioned by Ferreira et al. (2020), one of the greatest current challenges is to maintain and expand agricultural production and at the same time guarantee biodiversity protection and ecosystem services. In this scenario, it is understood that insects, and among them bees, constitute an important group as environmental services providers and that it has been suffering impacts due to landscape change and use of agricultural pesticides (Losey and Vaughan 2006; Beringer 2019). Due to the reduction in pollinator populations, caused in large part by this agricultural model which has not yet understood its importance for the sector, it is important to increase the knowledge about native bee species and their potential as ecosystem services providers (Witter et al. 2014; Ferreira 2015), in a state that has its economy focused on agribusiness.

One of the first steps to think about species preservation is related to the description of new taxa, as well as obtaining accurate information about the species' geographic distribution (Brandon et al. 2005). Considering this premise, we aim to carry out a systematic review of the knowledge on the diversity of bees in the state of Mato Grosso, Brazil.

2. Methods

A systematic review was carried out, with the Web of Science, Scopus, JStor, and SciELO as selected databases. All scientific articles published from 1945 until July 2020 in which bee sampling and identification were carried out in the state of Mato Grosso, Brazil, were considered.

The Web of Science and Scopus databases were considered since most publications with an ecological focus and environmental services are in journals indexed in these databases, and therefore are the most used in this research method (Lima-Ribeiro et al. 2007; Viana et al. 2012; Frehse et al. 2016; Liu et al. 2019). The SciELO and JStor databases were also used, to cover local and/or regional works (Alves et al. 2014; Rodrigues et al. 2018).

The keywords used for the search were (Apoidea * OR Bees * OR Abejas * OR Abelhas *) AND Mato Grosso*. Initially, articles with these keywords in the title or abstract were selected, and those with similar words (e.g., Mato Grosso do Sul) were excluded. Only articles that described the location of the bee sampling in the state of Mato Grosso (MT) were selected. Those articles that surveyed bee fauna in other states, but which also had samples from MT were kept.

A spreadsheet (LibreOffice Calc) was used to record data related to sampling. The information used was the municipality, geographical coordinates (Longitude and Latitude), type of biome and vegetation, type of trap used, tribe and species of the captured specimens. The vegetation type of the collection site was assessed using Google Earth Pro software. Using the tool "historical images" and the use of geographic coordinates, the vegetation phytophysiognomy was characterized from the date reported for the survey. All coordinates were converted for decimal degrees using the geographic calculator (DPI/INPE). For the map production, the softwares QGIS, version 2.18.17, and R version 3.6.3

were used with the packages *dplyr*, *ggplot2*, *ggrepel*, *ggspatial*, *leaflet*, *sf*. For the geographical delimitations of the state of Mato Grosso the *geobr* package was used extracting information from the IBGE database for 2019.

3. Results

Searches in the indexing databases returned 391 articles. In the JStor database, we found 258 articles, 54 from Scopus, 51 from the Web of Science and 28 from SciELO. After screening the articles, we removed the duplicate records and eliminated those whose search terms did not return with the objectives proposed in this research, thus leaving 18 articles with records of bee sampling and identification in the state of Mato Grosso. We classified these articles into two large groups, one that described the occurrence of several tribes, and the other that described only one tribe in each study, the latter was subdivided into articles in which each reported only the Euglossini, Megachilini or Tetrapedini tribe (Table 1).

Table 1 Authors and the respective bee tribes recorded by biome in the state of Mato Grosso, (A = Amazon; C = Cerrado; P = Pantanal; E = Ecotone)

Bee tribes recorded by biome in Mato Grosso				
Authors	Euglossini	Megachilini	Tetrapedini	Several ¹
01- Anjos-Silva et al., (2006)	C	-	-	-
02- Anjos-Silva e Rebêlo, (2006)	C	-	-	-
03- Anjos-Silva (2007)	C	-	-	-
04- Anjos-Silva (2008)	C	-	-	-
05- Anjos-Silva (2010)	A, C	-	-	-
06- Anjos-Silva (2019)	P	-	-	-
07- Aranda (2017)	-	-	-	P
08- Aranda e Aoki (2018)	-	-	-	P
09- Cusser et al. (2019)	-	-	-	A, C
10- Moure(1999)	-	-	P*, A*	-
11- Nascimento et al. (2015)	C, E(A-C)	-	-	-
12- Nemésio e Ferrari (2012)	C	-	-	-
13- Oliveira-Jr et al. (2015)	E (A-C)	-	-	-
14- Pires et al. (2014a)	-	-	-	C
15- Pires et al. (2014b)	-	-	-	A
16- Raw (2006)	-	C	-	-
17- Souza e Anjos-Silva (2020)	A, C, P, E(A-C)	-	-	-
18- Souza et al. (2010)	C, P	-	-	-

* Biome not defined by the author

¹ 12 distinct tribes were collected

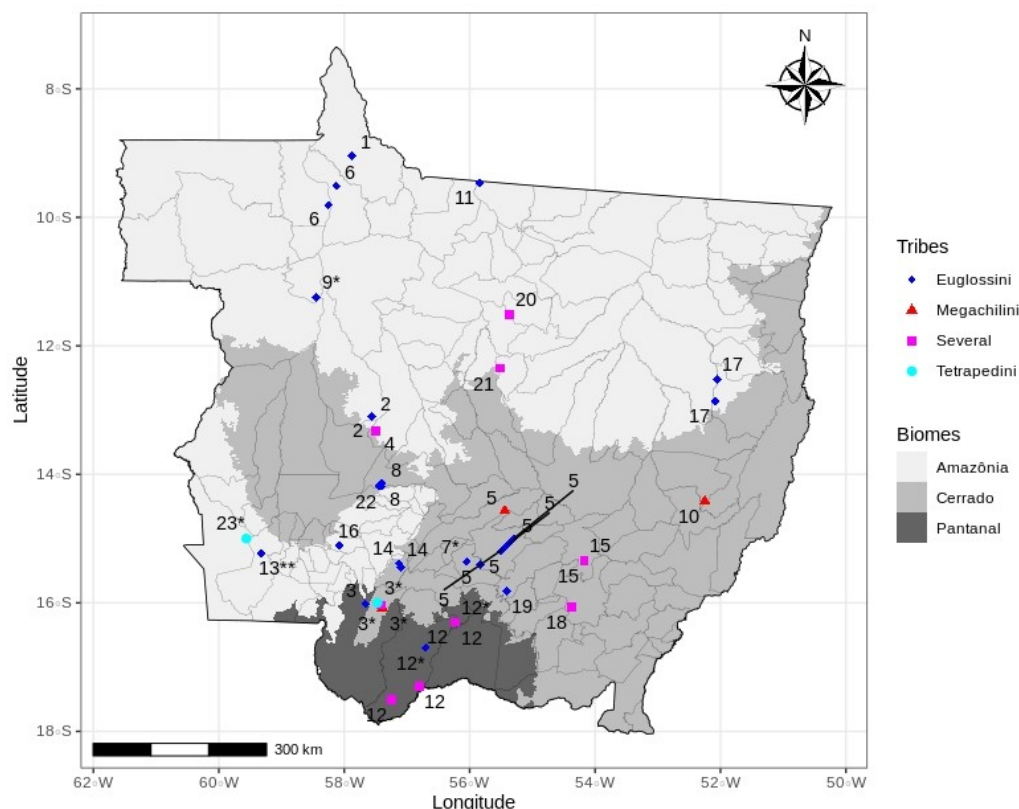
In the 18 articles analyzed, there are records of bee samplings in 43 different locations, belonging to 23 of the 141 municipalities in the state of Mato Grosso. Seven of these sites are in the Amazon biome, 20 in the Cerrado, 10 in the Pantanal and six in the Amazon-Cerrado ecotone. In the areas where the studies took place, the landscape is composed of natural vegetation, cotton plantations, pasture, eucalyptus or Ipê (*Tabebuia heptaphylla*) silviculture.

In 26 sites, only Euglossini, the tribe with the highest number of samples, bees were collected. In 21 of these areas, the vegetation coverage was natural, three in eucalyptus forestry and one in Ipê and pasture, respectively. Three of these sites were in the Amazon biome, 14 in the Cerrado, three in the Pantanal and six in the Amazon-Cerrado ecotone, distributed in 17 different municipalities.

Only one of the articles reports exclusively the collection of bees from the Megachilini tribe (Raw, 2006). Megachilini bees were collected in three areas of natural vegetation, distributed in three municipalities in the Cerrado biome. For the Tetrapedini tribe, also only one article, records exclusively collecting this tribe in two municipalities, with landscape and biomes not identified by the author (Moure 1999). The five papers in which several tribes were registered sampled 12 different locations. Six of the records occurred in areas of natural vegetation in the Pantanal, six in cotton plantations, three in the Cerrado and three in the Amazon, distributed in six different municipalities (Fig.1).

Fig. 1 Tribe of bees collected in different municipalities in the state of Mato Grosso. 1. Apiacás; 2. Brasnorte; 3. Cáceres; 4. Campo Novo do Parecis; 5. Chapada dos Guimarães; 6. Cotriguaçu; 7. Cuiabá; 8. Diamantino; 9. Juína; 10. Nova Xavantina; 11. Novo Mundo; 12. Poconé; 13. Pontes e Lacerda; 14. Porto Estrela; 15. Primavera do Leste; 16.

Reserva do Cabaçal; 17. Ribeirão cascalheira; 18. Rondonópolis. 19. Santo Antônio do Leverger; 20. Sinop; 21. Sorriso; 22. Tangará da Serra; 23. Vila Bela da Santíssima Trindade



* Authors did not report the geographic coordinates for the sampling site(s).

** Geographic coordinate does not match the location description.

The richness and abundance data contained in the analyzed studies give us an idea of the bee fauna composition in the studied places. However, considering that there are different sampling methodologies and efforts in the different studies, it becomes complex to infer which environment has higher richness and/or abundance accurately. The sum of the abundance of the 18 articles was 7,433 specimens. however, only 3,866 individuals were identified at the species level, totaling 62 species. Some authors did not report the abundance for each sampled environment, and for those that were described, the greatest abundance and richness were observed in the Cerrado biome. For the different types of landscape, the greatest abundance was found in cotton culture, and richness in the natural landscape (Table 2). The exotic species *Apis mellifera* was the one with the highest abundance, representing 73.6% of the collected individuals (Supplementary Material).

Table 2 Abundance and richness of bees identified at the species level in the different biomes (Amazonia, Cerrado, Pantanal and Amazonia-Cerrado ecotone (A-C), and landscape (Native; Cotton; Pasture; Eucalyptus or Ipê Silviculture)

Abundance described for each environment						
Biome	Landscape					Total
	Native	Cotton	Eucalyptus	Pasture	Ipê	
Amazônia	*	40	0	0	0	40
Cerrado	148	1992	*	0	*	2140
Pantanal	45	0	0	0	*	45
Ecotone A-C	220	0	*	*	0	220
Total	413	2032	*	*	0	

Richness described for each environment						
Biome	Landscape					Total
	Native	Cotton	Eucalyptus	Pasture	Ipê	
Amazônia	1	1	1	1	1	5
Cerrado	1	1	1	1	1	5
Pantanal	1	1	1	1	1	5
Ecotone A-C	1	1	1	1	1	5
Total	4	4	4	4	4	20

Biome	Landscape					Total
	Native	Cotton	Eucalyptus	Pasture	Ipê	
Amazônia	4	7	0	0	*	11
Cerrado	18	22	15	0	*	55
Pantanal	11	0	0	0	0	11
Ecotone A-C	13	0	15	2	0	30
Total	46	29	30	2	0	

* Not described by the authors

4. Discussion

Tribe Euglossini was the tribe most frequently reported in papers. However, according to Añino et al (2019), this is not the most indicated group to use as bioindicators, as the sampling methods are deficient and there is little knowledge of their natural history, spatial and temporal distribution. They can fly over 50km to reach resources (Pokorny et al., 2015) and thus does not reflect local environmental changes. Añino et al. (2019), have not retrieved any studies that tested the effects of pollution (e.g. mortality and residual accumulation), and recommend the development of studies that examine the economical benefits fostered by this group of bees, as it could contribute to their conservation.

Several species of this tribe build their nests in cavities in the soil, in termite mounds and empty ant nests (Zucchi et al. 1969; Augusto and Garófalo 2007, 2009). Thus, soil management for agricultural use destroys nesting sites, impeding these species' development, which could result in fewer records in anthropized areas (Ullmann et al. 2016).

As noted by Botsch et al. (2017), the richness and abundance of Euglossini in the northeastern region of Ecuador was not affected by fragmentation and/or environmental disturbance. According to Cândido et al. (2018), when studying this group of bees in the state of Acre - Brazil, did not observe a significant relationship between abundance/richness and forest fragment area, border index and forest fragments connectivity. However, they recorded a lower number of bees with the reduction of forest cover area around the fragments, as well as in the areas closest to the urban center, suggesting that the matrix structure around the fragment influences the assemblages of Euglossini bees. Thus, they conclude that fragments with a larger area, and smaller anthropogenic areas around them, favor the maintenance of orchid bees' diversity and their pollination services.

Even though Euglossini bees nest in places surrounded by invasive plant species, they prefer to collect resources from native plants, collecting pollen only from native plants and eventually collecting nectar from non-native species (Ferreira-Caliman et al. 2018). Euglossini bees are described as typically forest-dwelling, some of these species can fly long distances to find resources necessary for their survival (Nascimento et al. 2015). Although they have this characteristic, Brito et al. (2017), found that the riparian forest, as well as the forest reserve, contribute to the maintenance of the Euglossini communities in the palm plantations (*Elaeis guineensis* Jacq.). This way, the large extensions of agricultural areas, as is the case of the state of Mato Grosso, reduce the availability of preferred habitats for these bees.

Two of the publications, whose studies were carried out in the municipalities of Cáceres and Poconé (Mato Grosso), report the capture of several bee tribes in natural vegetation environments. However, the sampling conducted in Cáceres (Aranda and Aoki 2018), despite being performed in a forest fragment, was located in the urban perimeter. Thus, we can consider that only the collections carried out in the municipality of Poconé, in the Pantanal biome, were carried out in a natural environment (Aranda 2017; Aranda and Aoki 2018). In addition to these records in natural vegetation environments, the only type of landscape in which several tribes were collected was in cotton crops, located in the municipalities of Campo Novo do Parecis, Sorriso, Sinop, Rondonópolis and Primavera do Leste (Pires et al. 2014a, b; Cusser et al. 2019).

The state of Mato Grosso is the largest agricultural producer in the country, in which 90% of the cultivation areas are occupied by soybean, corn, sugar cane and cotton crops (Pignati et al. 2014; Dentz 2019). The landscape change in these areas, added to the use of pesticides as already mentioned, cause several negative impacts to the bee communities.

Among these crops, 24 liters of pesticides per hectare are used for cotton. In addition to this practice, large amounts of insecticide are used, which causes the reduction of pollinator diversity and abundance, since they cause

reproductive problems, depress the immune system, are neurotoxic, reduce the foraging ability, cause weight loss and death (Lundin et al. 2015; Vijaykumar and Shivshankar 2017; Christen and Fent 2017; Decourtye et al. 2019).

For Brazil, the problem intensifies, as the exotic species *Apis mellifera* is commonly used for toxicity tests, and even the sublethal dose for this species causes the death of native species (Valdovinos-Núñez et al. 2009). Pires et al. (2014b), when evaluating potential candidate bee species for environmental risk analysis of genetically modified cotton, found that insecticides significantly reduced the number of native bee species in this crop.

Although cotton is not directly dependent on pollination by bees, they increase productivity (Mazi et al. 2020; Esquivel et al. 2020). The main products of cotton cultivation are fiber and seeds, and it was observed that pollinators presence increased the fiber by 12% and the number of grains by 17% (Pires et al. 2014b). In addition to the increase in productivity, a significant increase in the producers' income was observed when using biotic pollination in their crops (Stein et al. 2017). Cotton culture landscapes associated with natural areas increase the abundance and diversity of native pollinators simultaneously with the productivity increments to the crops, showing that there is a way to reconcile increased productivity and environmental conservation (Cusser et al. 2016).

We observed a reduced number of identified species in the state of Mato Grosso. Studies conducted in other states, but in the same biomes that occur in Mato Grosso, found higher species' richness. Among them, Santos et al. (2004) identified 83 species of bees in a Cerrado-Amazon transition area, in the Bico-do-Papagaio region, in the state of Tocantins - Brazil. For the Cerrado biome, Andena et al. (2005), identified 103 species in the state of São Paulo and Silveira and Campos (1995), also in the Cerrado, but in the state of Minas Gerais, recorded the occurrence of 129 species. As for the Amazon biome, according to Ducke (1906), 251 species were collected in Pará, as well as Brown and Oliveira (2014), studying only stingless bees in the state of Rondônia verified the occurrence of 98 species. In the Pantanal of Mato Grosso do Sul state, Boff et al. (2013), captured 55 species.

According to information from the neotropical bees' catalog by Moure et al. (2021), there are 335 species belonging to 23 tribes occurring in the state of Mato Grosso, however, when comparing the species captured by the authors of the 18 articles with those available in the catalog, we find that 33 species of the 62 found are missing. Thus, we suggest that the number of species present in Mato Grosso is greater than 335, reaching at least 368 species.

Among the main reasons why little is known about the diversity of bees in the state of Mato Grosso are the great state's territorial extension, added to the presence of three biomes and its ecotones. These conditions make difficult to survey fauna since an accurate diversity survey would imply that the different species have different habits (e.g., flying, feeding, nesting) and sometimes different adaptations to the vegetation/environment type. Thus, it is necessary to apply different sampling methods to have a sample that represents the study environment (Templ et al. 2019; Antonini et al. 2020; Portman et al. 2020). Another limiting factor is the difficulty on identification, due to the lack of taxonomists, and some bees' taxonomic characteristics that have not been completely elucidated (Oliveira et al. 2012; Paknia et al. 2015; Orr et al. 2020).

In studies that mention only the Euglossini tribe, captures were performed using an attractive bait trap containing different attractive substances, but in one of the articles it was reported that an attractive trap was used in conjunction with active sampling (Anjos-Silva 2019). For the article that captured only specimens from the Megachilini tribe, they used the Malaise trap, and for the Tetrapedini tribe, there is no trap description.

There are two studies in which they aimed to perform a sampling of bee fauna in natural vegetation. In one of them, the combination of malaise and pan traps and active sampling (entomological net) was used (Aranda and Aoki 2018). Although malaise traps are the mostly used in bee fauna inventories and these must be installed outside the forest (Antonini et al. 2020), Aranda and Aoki (2018), did not describe the phytophysognomy in which each trap type was installed. Sampling designs that aim to assess the species richness or abundance in tropical forested environments should be performed with malaise, active and attractive odor traps (baits trap) and for open tropical environments, use malaise, attractive color (pan trap) and active collection must be used (Prado et al. 2017).

Another trap used by Aranda and Aoki (2018) was the pan, and it has the advantage of being cheap, not influenced by the sampler's ability, and even allowing sampling several locations at the same time (Viana and Lourenço 2020). However, they must be used in color combinations of blue, white and yellow to attract different groups of bees and thus obtain a better representation of the bee community (Sircom et al. 2018).

As for distribution, Droege et al. (2010), advise that the pans (or pots) should be arranged at least 3 meters and well distributed throughout the studied vegetation gradient, to be influenced by the proximity of nests and/or the floristic resources available in the capture period. Thus, the sampling design of Aranda and Aoki (2018) may have compromised their results, as they detail that each trap set was arranged 2 km from each other, but did not describe the distance between the plates and used only the red and yellow colors.

In another study in which the sampling of bee fauna in natural vegetation was carried out, the bees were captured using active sampling (entomological net) (Aranda 2017). Active traps should be used when the plants are in the flowering period (as was done in the works that used this type of trap) (Templ et al. 2019). However, if the goal of the sampling is to survey species, it is important to associate this method with another sampling method, since by associating active collection with pan traps they found that the latter captured specimens characterized by smaller body size.

Aranda and Aoki (2018) aimed to verify the effect of the flood profile on bee communities, and for this reason, they performed the inventory between November 2015 and March 2016, during the rainy season only. Viana and Lourenço (2020) suggest that to monitor the abundance and diversity of bees, captures should be performed at different times of the year. We found that in addition to the small number of existing fauna surveys, there is little standardization in the methods used and sometimes the sampling does not include different periods of the year, which can lead to subsamples of species richness, abundance and composition.

The other three studies in which they aimed to survey the fauna and captured several tribes were carried out in cotton plantations, and the samplings were made using an entomological net (Cusser et al. 2019), a plastic bottle placed on the flowers (Pires et al. 2014a) and collecting bees inside cotton flowers (Pires et al. 2014b). For agroecosystems in a tropical environment, no studies were found evaluating the efficiency of the methods described by Pires et al. (2014a, b). This observation is also made by Prendergast et al. (2020) who mentions that several articles are reporting the capture of bees by different sampling methods. However, to date, a synthesis about the efficiency of the different methods has not been carried out according to seasonality, biomes, habitats and landscapes.

It is essential to standardize the methods so that they can be compared, as this would enable the generation of comparable indicators for the different studies through meta-analysis (Bartholomée and Lavorel 2019). However, due to the ecosystem diversity, the non-standardization of the capture methods used, and mainly the reduced number of published articles on the sampling and identification of bees, make a meta-analysis with the fauna inventory data of these species for the different environments not possible.

From the methodology applied to the development of this study and the dataset obtained, we observed that there are few studies regarding the bee biodiversity of the state of Mato Grosso. Thus, there is a lack of taxonomic, distribution and ecological information about bees' species, making it difficult to define its conservation status for Mato Grosso and its biomes. The impediments to carrying out studies on biodiversity in Brazil are very much associated with the great territorial extension and the poor availability of funding for this type of research (Magnusson et al. 2016), especially when discussing the need to distribute funding only in applied research (Pellanda 2013; Marques, 2016).

The state of Mato Grosso alone has a greater territorial extension than the United Kingdom, the Netherlands, Germany, Belgium, Switzerland, the Czech Republic, Austria and Slovenia combined. According to Simões et al. (2020) if this state were a country it would be at 33° with the largest area, and in addition to the tropical climate favoring mega diversity, it is still inserted in an area composed of the Cerrado, Pantanal and Amazon biomes together their ecotonal zones.

Between 2001 and 2018, in the state of Mato Grosso alone, more than 14.5 million hectares were deforested in the Amazon biome and 4.5 million in the Cerrado (Simões et al. 2020). Deforestation leads to a reduction in the pollinator population not only due to habitat loss and to landscape change (Ullmann et al. 2016; Ferreira et al. 2020), but also by the simplification of the environment by implementing monocultures in large territorial extensions. Simplified environmental structures, in most cases, fail to provide the necessary conditions for the survival of most species, and in the case of bees, it can lead to nutritional imbalance, depression of the immune system and death (Goulson et al. 2015; Flores et al. 2018).

Additionally, monocultural production systems, such as those implemented in Mato Grosso, require a large supply of pesticides (Oliveira et al. 2014; Silveira and Galbiati 2019), which affect bee communities, causing direct death or promoting physiological changes and/or behavioral problems that harm the colony (Rocha 2012). Also, according to what was observed by Ferrante and Fearnside (2019), there will be greater losses of biodiversity due to some public policies adopted more recently.

This scenario is contributing to the loss of bee populations, thereby reducing ecosystem services, and consequently, economic losses (Klein et al. 2007). Part of the society only understands the need to maintain biodiversity from the loss and/or risk of economic loss, and due to the lack of research related to the population structure of bees in this region over the years (Andrade and Romeiro 2009; Carrilho and Sinisgalli 2019), there is no way to calculate the economic losses and/or biodiversity of bees.

Research on biodiversity is important for understanding the current scenario and, in advance, search for solutions to reduce negative consequences. However, to solve this problem, the integration of various sectors of society is necessary. There is still a long way to fill the current knowledge gaps to achieve optimal management in ecologically intensive systems (Kovács-Hostyánszki et al. 2017). To achieve this, it is necessary to integrate public policies that involve ecological knowledge, university extension activities, and agricultural and commercial practices with the active participation of farmers, scientists, as well as government agencies and environmental NGOs.

5. Conclusion

Knowledge about the diversity of bees in the state of Mato Grosso is scarce, with more detailed studies for 62 of the possible 368 species occurring in the state. The most studied regions correspond to the central-south and central-western portion of the state, with sparse samples in the east, central-north and extreme northern regions. Sampling lacks persists in all morphoclimatic domains, mainly for the Amazon region, the eastern part of the Cerrado and the region of the Chiquitania dry forest in the west of the state.

These data lead to uncertainties, making it impossible to clarify how much, or what has already been lost of the bee biodiversity in Mato Grosso. Also, it was not possible to define the possible economic losses associated with the bees' population dynamics in the state. However, the existing data set constitutes an important base of information for research related to the subject and demonstrates the need to expand investigations on bee biodiversity and interactions with agricultural systems to provide subsidies for the implementation of conservation while providing qualitative and quantitative improvement of agricultural production due to ecosystem services.

In addition to their importance as components of biodiversity, the ecosystem services provided by bees are fundamental for maintaining the functional integrity of the Mato Grosso biomes, as well as for the proper functioning of the state's agricultural production system. Such aspects demonstrate how essential it is that more research (with standardized collection methods) be conducted in this area, since the progress in the landscape change, as well as the adopted production model, can significantly reduce not only these populations but also harm the economy due to the loss of ecosystem services provided, especially when the economy of the state is based on agriculture and livestock.

Acknowledgement

We are thankful to Rodrigo Aranda for sending the collected bees' data, to the Research Support Foundation of the State of Mato Grosso (FAPEMAT) for the scholarship, to the State University of Mato Grosso (UNEMAT) and the Graduate Program in Environmental Sciences at UNEMAT. We are also thankful to the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel - Brazil (CAPES) - Financing Code 001, for supporting this research.

References

- Alves MTR, Teresa FB, Nabout JC (2014) A global scientific literature of research on water quality indices: trends, biases and future directions. *Acta Limnologica Brasiliensia* 26:245–253. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2014000300004>
- Andena SR, Bego LR, Mechi MR (2005) A Comunidade de abelhas (Hymenoptera, Apoidea) de uma área de cerrado (Corumbataí, SP) e suas visitas às flores. *Rev Bras Zoociências* 7:55-91. <https://periodicos.ufjf.br/index.php/zoociencias/article/view/24181>
- Andrade DC, Romeiro AR (2009) Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano. *Texto para Discussão* 155:2–44. <http://www.avesmarinhas.com.br/Servi%C3%A7os%20ecossist%C3%AAmicos%20e%20sua%20import%C3%A2ncia%20econ%C3%B4mica.pdf>
- Añino Y, Parra-H A, Gálvez D (2019) Are orchid bees (Apidae: Euglossini) good indicators of the state of conservation of neotropical forests? *Sociobiol.* 66:194-197. <https://doi.org/10.13102/Sociobiol.v66i1.3679>
- Anjos-Silva EJ (2019) Unpredicted occurrence of *Aglae caerulea* in the Pantanal wetland biome and its implications (Apidae: Euglossini). *Apidologie* 50:288–292. <https://doi.org/10.1007/s13592-019-00640-9>
- Anjos-Silva EJ dos (2007) Occurrence of *Eulaema* (Apeulaema) *pseudocingulata* Oliveira (Hymenoptera: Apidae: Euglossini) in the Platina Basin, Mato Grosso State, Brazil. *Neotropical Entomology* 36:484–486. <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2007000300022>
- Anjos-Silva EJ dos (2008) Discovery of *Euglossa* (Euglossa) *cognata* Moure (Apidae: Euglossini) in the Platina Basin, Mato Grosso state, Brazil. *Biota Neotropica* 8:79–83. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032008000200008>

- Anjos-Silva EJ dos (2010) *Eufriesea pulchra* smith (Hymenoptera: Apidae: Euglossini): extended geographic distribution and filling gaps in Mato Grosso state, Brazil. *Neotropical Entomology* 39:133–136. <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2010000100019>
- Anjos-Silva EJ dos, Camillo E, Garófalo CA (2006) Occurrence of *Aglae caerulea* Lepeletier & Serville (Hymenoptera: Apidae: Euglossini) in the Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso State, Brazil. *Neotropical Entomology* 35:868–870. <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2006000600024>
- Anjos-Silva EJD, Rebêlo JMM (2006) A new species of *Exaerete Hoffmannsegg* (Hymenoptera: Apidae: Euglossini) from Brazil. *Zootaxa* 1105:27. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.1105.1.3>
- Antonini Y, Fontenelle JCR, Martins RP (2020) Seriam as armadilhas de interceptação de vôo (Malaise) mais eficientes para amostragem de abelhas. *Biota* 12:30–43. <http://mgbiota.ief.mg.gov.br/index.php/MB/article/view/145/96>
- Aranda R (2017) First records and distribution extensions of Ericrocidine and Epeoline bees (Apidae, Apinae and Nomadinae) in the Brazilian Pantanal. *Check List* 13:591–596. <https://doi.org/10.15560/13.5.591>
- Aranda R, Aoki C (2018) Diversity and effect of historical inundation on bee and wasp (Hymenoptera: Apoidea, Vespoidea) communities in the Brazilian Pantanal. *J Insect Conserv.* 22:581–591. <https://doi.org/10.1007/s10841-018-0087-3>
- Augusto S, Garófalo C (2009) Bionomics and sociological aspects of *Euglossa fimbriata* (Apidae, Euglossini). *Genetics and molecular research : GMR* 8:525–38. <https://doi.org/10.4238/vol8-2kerr004>
- Augusto SC, Garófalo CA (2007) Nidificação de *Euglossa* (*Euglossa*) *melanotricha* Moure (Hymenoptera: Apidae) no solo do cerrado. *Neotropical Entomology* 36:153–156. <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2007000100021>
- Barbosa D, CRUPINSKI E, SILVEIRA R, LIMBERGER D (2017) As abelhas e seu serviço ecossistêmico de polinização. *Revista Eletrônica Científica da UERGS* 3:694. <https://doi.org/10.21674/2448-0479.34.694-703>
- Bartholomée O, Lavorel S (2019) Disentangling the diversity of definitions for the pollination ecosystem service and associated estimation methods. *Ecological Indicators* 107:105576. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105576>
- Beringer J (2019) O declínio populacional das abelhas: causas, potenciais soluções e perspectivas futuras. *Revista Eletrônica Científica da UERGS* 5:18–27. <https://doi.org/10.21674/2448-0479.51.18-27>
- Biesmeijer JC, Slaa EJ (2006) The structure of eusocial bee assemblages in Brazil. *Apidologie* 37:240–258. <https://doi.org/10.1051/apido:2006014>
- Boff S, Araujo AC, Pott A (2013) Bees (Hymenoptera: Apoidea) and flowers in natural forest patches of southern Pantanal. *Biota Neotropica* 13:46–56. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032013000400005>
- Botsch JC, Walter ST, Karubian J, et al (2017) Impacts of forest fragmentation on orchid bee (Hymenoptera: Apidae: Euglossini) communities in the Chocó biodiversity hotspot of northwest Ecuador. *J Insect Conserv.* 21:633–643. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-0006-z>
- Brandon K, Fonseca G, Rylands A, Da Silva JM (2005) Conservação brasileira: desafios e oportunidades. *Megadiversidade* 1:7–13
- Brito TF, Phifer CC, Knowlton JL, et al (2017) Forest reserves and riparian corridors help maintain orchid bee (Hymenoptera: Euglossini) communities in oil palm plantations in Brazil. *Apidologie* 48:575–587. <https://doi.org/10.1007/s13592-017-0500-z>
- Brown JC, de Oliveira ML (2014) The impact of agricultural colonization and deforestation on stingless bee (Apidae: Meliponini) composition and richness in Rondônia, Brazil. *Apidologie* 45:172–188. <https://doi.org/10.1007/s13592-013-0236-3>
- Cândido MEMB, Morato EF, Storck-Tonon D, et al (2018) Effects of fragments and landscape characteristics on the orchid bee richness (Apidae: Euglossini) in an urban matrix, southwestern Amazonia. *J Insect Conserv.* 22:475–486. <https://doi.org/10.1007/s10841-018-0075-7>
- Carrilho CD, Sinisgalli PADA (2019) Por que valorar a natureza? Uma discussão à luz das correntes da economia ambiental e ecológica. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental* 8:452. <https://doi.org/10.19177/rgsa.v8e22019452-486>
- Christen V, Fent K (2017) Exposure of honey bees (*Apis mellifera*) to different classes of insecticides exhibit distinct molecular effect patterns at concentrations that mimic environmental contamination. *Environmental Pollution* 226:48–59. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.04.003>
- Conab, 2017. Companhia Nacional de Abastecimento. Compêndio de estudos Conab. A produtividade da soja: análise e perspectivas. 10, 1-34. Accessed on: 07/15/2020. Available in: <http://www.conab.gov.br>

- Conab, 2019. Companhia Nacional de Abastecimento. Acompanhamento da safra brasileira. Safra 2018/2019. Décimo Primeiro levantamento Agosto 2019. 6 (11), 1-45. Accessed on: 07/18/2020. Available in: <http://www.conab.gov.br>
- Cusser S, Grando C, Zucchi MI, et al (2019) Small but critical: semi-natural habitat fragments promote bee abundance in cotton agroecosystems across both Brazil and the United States. *Landscape Ecology* 34:1825–1836. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00868-x>
- Cusser S, Neff JL, Jha S (2016) Natural land cover drives pollinator abundance and richness, leading to reductions in pollen limitation in cotton agroecosystems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 226:33–42. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.04.020>
- Decourtye A, Alaux C, Le Conte Y, Henry M (2019) Toward the protection of bees and pollination under global change: present and future perspectives in a challenging applied science. *Current Opinion in Insect Science* 35:123–131. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2019.07.008>
- Dentz EV (2019) Produção agrícola no estado do Mato Grosso e a relação entre o agronegócio e as cidades: o caso de Lucas do Rio Verde e Sorriso. *Ateliê Geográfico* 13:165–186. <https://doi.org/10.5216/ag.v13i2.54290>
- DPI/INPE. Calculadora geográfica. <http://www.dpi.inpe.br/calcula/> Accessed on: 15 Oct 2020
- Droege S, Tepedino VJ, Lebuhn G, et al (2010) Spatial patterns of bee captures in North American bowl trapping surveys. *Insect Conservation and Diversity* 3:15–23. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2009.00074.x>
- Ducke, A. (1906) Neue Beobachtungen über die Bienen der Amazonas länder. *Zeitschrift für wissenschaftliche Insektenbiologie* 2: 51-60. Accessed on: 08/22/2020. Available in: <https://www.biodiversitylibrary.org/page/12066310#page/7/mode/1up>
- Esquivel IL, Coulson RN, Brewer MJ (2020) A native bee, *Melissodes tepaneca* (Hymenoptera: Apidae), benefits cotton production. *Insects* 11:487. <https://doi.org/10.3390/insects11080487>
- Farinaccio MA, Roque F de O, Gracioli G, et al (2018) A flora no Biota-MS: montando o quebra-cabeça da biodiversidade de Mato Grosso do Sul. *Iheringia, Série Botânica* 73:11–17. <https://doi.org/10.21826/2446-8231201873s11>
- Fearnside PM (2001) Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. *Environ. Conserv.* 28:23–38. <https://doi.org/10.1017/S0376892901000030>
- Ferrante L, Fearnside PM (2019) Brazil's new president and 'ruralists' threaten Amazonia's environment, traditional peoples and the global climate. *Environ. Conserv.* 46:261–263. <https://doi.org/10.1017/S0376892919000213>
- Ferraz RPD, Prado RB, Parron LM, Campanha MM, Winckler LT (2019) Serviços Ecossistêmicos: Relações com a agricultura. In: Marco referencial em serviços ecossistêmicos. Brasília, DF. Embrapa. 160p. Accessed on: 08/12/2020. Available in: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/205733/1/Marco-Referencial-em-Servicos-Ecossistemicos-2019.pdf>
- Ferreira B (2015) Manual de boas práticas agrícolas: conservação e manejo de polinizadores para uma agricultura sustentável. Funbio, Rio de Janeiro Accessed on: 08/12/2020. Available in: https://www.funbio.org.br/wp-content/uploads/2017/09/15_manual-boas-praticas_160628-PDF-1.pdf
- Ferreira JVA, Storck-Tonon D, da Silva RJ, et al (2020) Effect of habitat amount and complexity on social wasps (Vespidae: Polistinae): implications for biological control. *J Insect Conserv.* 24:613–624. <https://doi.org/10.1007/s10841-020-00221-7>
- Ferreira-Caliman MJ, Rocha-Filho LC da, Freiria GA, Garófalo CA (2018) Floral sources used by the orchid bee *Euglossa cordata* (Linnaeus, 1758) (Apidae: Euglossini) in an urban area of south-eastern Brazil. *Grana* 57:471–480. <https://doi.org/10.1080/00173134.2018.1479445>
- Flores LMA, Zanette LRS, Araujo FS (2018) Effects of habitat simplification on assemblages of cavity nesting bees and wasps in a semiarid neotropical conservation area. *Biodivers. Conserv.* 27:311–328. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1436-3>
- Frehse F de A, Braga RR, Nocera GA, Vitule JRS (2016) Non-native species and invasion biology in a megadiverse country: scientometric analysis and ecological interactions in Brazil. *Biol. Invasions* 18:3713–3725. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1260-9>
- Gallai N, Salles J-M, Settele J, Vaissière BE (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>

- Giaretta J, Storck-Tonon D, Silva JSH, et al (2019) advancement of agricultural activity on natural vegetation areas in national agribusiness capital. *Ambiente & Sociedade* 22:1-20 . <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc0139r2vu19l4ao>
- Goulson D, Nicholls E, Botías C, Rotheray EL (2015) Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science* 347:1255957. <https://doi.org/10.1126/science.1255957>
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Sistema de recuperação automática (SIDRA). 2020. Accessed on: 03/15/2021. Available in: <https://sidra.ibge.gov.br/home/abate/brasil>
- Kerr JT, Pindar A, Galpern P, et al (2015) CLIMATE CHANGE. Climate change impacts on bumblebees converge across continents. *Science* 349:177–180. <https://doi.org/10.1126/science.aaa7031>
- Klein A-M, Vaissière BE, Cane JH, et al (2007) Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proc. R. Soc. B.* 274:303–313. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721>
- Kovács-Hostyánszki A, Espíndola A, Vanbergen AJ, et al (2017) Ecological intensification to mitigate impacts of conventional intensive land use on pollinators and pollination. *Ecol. Lett.* 20:673–689. <https://doi.org/10.1111/ele.12762>
- Kremen C, Williams NM, Thorp RW (2002) Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *PNAS* 99:16812–16816. <https://doi.org/10.1073/pnas.262413599>
- Lautenbach S, Seppelt R, Liebscher J, Dormann CF (2012) Spatial and temporal trends of global pollination benefit. *Plos One* 7:e35954. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0035954>
- Lima-Ribeiro M de S, Nabout JC, Pinto MP, et al (2007) Análise cienciométrica em ecologia de populações: importância e tendências dos últimos 60 anos. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 29:39–47. <https://doi.org/10.4025/actasciobiolsci.v29i1.125>
- Liu W, Wang J, Li C, et al (2019) Using bibliometric analysis to understand the recent progress in agroecosystem services research. *Ecol. Econ.* 156:293–305. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.09.001>
- Losey JE, Vaughan M (2006) The economic value of ecological services provided by insects. *Bioscience* 56:311–323. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)56\[311:TEVOES\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[311:TEVOES]2.0.CO;2)
- Lundin O, Rundlöf M, Smith HG, et al (2015) Neonicotinoid insecticides and their impacts on bees: a systematic review of research approaches and identification of knowledge gaps. *Plos One* 10:e0136928. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0136928>
- Magnusson WE, Ishikawa NK, Lima AP, et al (2016) A linha de véu: a biodiversidade brasileira desconhecida. *Parcerias Estratégicas* 21:45-60. Accessed on: 09/10/2020. Available in: http://seer.cgee.org.br/index.php/parcerias_estrategicas/article/view/810
- Marques F (2016) Os Impactos do investimento. *Pesquisa Fapespe*. 246:16-23. Accessed on: 07/21/2020. Available in: https://revistapesquisa.fapesp.br/wp-content/uploads/2016/08/016-023_CAPA-Impacto-ciencia_246-NOVO.pdf
- Mazi S, Adamou M, Issaya KI, et al (2020) Impact of *Amegilla calens* and *Apis mellifera* pollination on *Gossypium hirsutum* var. QR₁302 flowers at Tchabbal-Mounguel (Ngaoundéré, Cameroon). *Open J. Ecol.* 10:445–459. <https://doi.org/10.4236/oje.2020.107029>
- Mogren CL, Lundgren JG (2016) Neonicotinoid-contaminated pollinator strips adjacent to cropland reduce honey bee nutritional status. *Sci Rep* 6:29608. <https://doi.org/10.1038/srep29608>
- Moure JS (1999) Espécies novas de *Tetrapedia Klug* (Apoidea, Anthophoridae). *Revista Brasileira de Zoologia* 16:47–71. <https://doi.org/10.1590/S0101-81751999000500002>. Accessed 15 Mach 2021.
- Nascimento S do, Canale GR, Silva DJ da (2015) Abelhas Euglossina (Hymenoptera: Apidae) associadas à monocultura de eucalipto no Cerrado Mato-Grossense. *Revista Árvore* 39:263–273. <https://doi.org/10.1590/0100-67622015000200006>
- Nemésio A, Ferrari RR (2012) *Euglossa* (Glossura) *bazinga* sp. n. (Hymenoptera: Apidae: Apinae, Apini, Euglossina), a new orchid bee from western Brazil, and designation of a lectotype for *Euglossa* (Glossura) *ignita* Smith, 1874. *Zootaxa* 3590:63. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3590.1.6>
- Newbold T, Hudson LN, Hill SLL, et al (2015) Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520:45–50. <https://doi.org/10.1038/nature14324>
- Oliveira FF de, Franco TM, Mahlmann T, et al (2012) O Impedimento taxonômico no Brasil e o desenvolvimento de ferramentas auxiliares para identificação de espécies. In: Imperatriz-Fonseca VL, Canhos DAL, Alves D de A, Saraiva AM (eds) *Polinizadores no Brasil: Contribuição e perspectivas para a biodiversidade, uso sustentável, conservação e serviços ambientais*. EDUSP, São Paulo, pp 273–300

- Oliveira NP, Moi GP, Atanaka-Santos M, et al (2014) Malformações congênitas em municípios de grande utilização de agrotóxicos em Mato Grosso, Brasil. *Ciência & Saúde Coletiva* 19:4123–4130. <https://doi.org/10.1590/1413-812320141910.08512014>
- Oliveira-Junior JMB, Almeida SM, Rodrigues L, et al (2015) Orchid bees (apidae: Euglossini) in a forest fragment in the ecotone Cerrado-Amazonian forest, Brazil. *Acta Biológica Colombiana* 20:67–78. <https://doi.org/10.15446/abc.v20n3.41122>
- Orr MCC, Ascher JS, Bai M, et al (2020) Three questions: How can taxonomists survive and thrive worldwide? *Megataxa* 1:19–27. <https://doi.org/10.11646/megataxa.1.1.4>
- Paknia O, Rajaei Sh. H, Koch A (2015) Lack of well-maintained natural history collections and taxonomists in megadiverse developing countries hampers global biodiversity exploration. *Org Divers Evol.* 15:619–629. <https://doi.org/10.1007/s13127-015-0202-1>
- Parente L, Ferreira L (2018) Assessing the spatial and occupation dynamics of the Brazilian pasturelands based on the automated classification of MODIS images from 2000 to 2016. *Remote Sens.* 10:606. <https://doi.org/10.3390/rs10040606>
- Pellanda PC (2013) A nova estrutura do sistema de ciência e tecnologia do exército e a produção de conhecimentos e inovações tecnológicas para a área de defesa. *Coleção. Meira Mattos* 7:183-199. <http://ebrevistas.eb.mil.br/RMM/article/view/341>. Accessed 15 Dec 2020
- Pignati W, Oliveira NP, Silva AMC da (2014) Vigilância aos agrotóxicos: quantificação do uso e previsão de impactos na saúde-trabalho-ambiente para os municípios brasileiros. *Ciência & Saúde Coletiva* 19:4669–4678. <https://doi.org/10.1590/1413-812320141912.12762014>
- Pires CSS, Silveira FA, Cardoso CF, et al (2014a) Selection of bee species for environmental risk assessment of GM cotton in the Brazilian Cerrado. *pesquisa agropecuária Brasileira* 49:573–586. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2014000800001>
- Pires VC, Silveira FA, Sujii ER, et al (2014b) Importance of bee pollination for cotton production in conventional and organic farms in Brazil. *J. Pollinat. Ecol.* 13:151-160. [https://doi.org/10.26786/1920-7603\(2014\)20](https://doi.org/10.26786/1920-7603(2014)20)
- Pokorny, T., Loose, D., Dyker, G., Quezada-Euán, J.J.G., Eltz, T. (2015). Dispersal ability of male orchid bees and direct evidence for long-range flights. *Apidologie*, 46:224-237. <https://doi.org/10.1007/s13592-014-0317-y>
- Portman ZM, Bruninga-Socolar B, Cariveau DP (2020) The state of bee monitoring in the United States: A call to refocus away from bowl traps and towards more effective methods. *Ann. Entomol. Soc. Am.* 113:337–342. <https://doi.org/10.1093/aesa/saaa010>
- Prado SG, Ngo HT, Florez JA, Collazo JA (2017) Sampling bees in tropical forests and agroecosystems: a review. *J Insect Conserv.* 21:753–770. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-0018-8>
- Prendergast KS, Menz MHM, Dixon KW, Bateman PW (2020) The relative performance of sampling methods for native bees: an empirical test and review of the literature. *Ecosphere* 11:. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3076>
- QGIS Development Team (2013) QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Development Team. <http://qgis.osgeo.org>
- R Development Core Team (2014) R: A Language and Environment for Statistical Computing. The R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org/>
- Raw A (2006) A new subgenus and three new species of leafcutter bees, *Megachile* (Austrosarus) (Hymenoptera, Megachilidae) from central Brazil. *Zootaxa* 1228:25-34. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.1228.1.2>
- Ribeiro H, Jaime PC, Ventura D (2017) Alimentação e sustentabilidade. *Estudos Avançados* 31:185–198. <https://doi.org/10.1590/s0103-40142017.31890016>
- Rocha MC de L (2012) Efeitos dos agrotóxicos sobre as abelhas silvestres no Brasil: proposta metodológicas de acompanhamento. IBAMA, Brasília 151-160. http://www.semabelhasemalimento.com.br/wp-content/uploads/2015/02/efeitos_agrotoxicos_abelhas_silvestres_brasil.pdf
- Rodrigues G, Neto e Silva M, Sousa A, et al (2018) Estudos com Euglossini (Hymenoptera: Apidae) no Brasil: Uma análise cienciométrica das últimas cinco décadas. *Enciclopédia Biosfera* 15:249–263. https://doi.org/10.18677/EnciBio_2018A90
- Roubik DW (2018) Pollination of cultivated plants: a compendium for practitioners. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome
- Roubik DW (ed) (1995) Pollination of cultivated plants in the tropics. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. <http://www.fao.org/3/v5040e/v5040e.pdf>

- Santos FM dos, Carvalho CAL de, Silva RF (2004) Diversidade de abelhas (Hymenoptera: Apoidea) em uma área de transição Cerrado-Amazônia. *Acta Amazonica* 34:319–328. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672004000200018>
- Silveira FA, campos MJO (1995) A melissofauna de Corumbataí (SP) e Paraopeba (MG) e uma análise da biogeografia das abelhas do Cerrado brasileiro (Hymenoptera, Apoidea). *Revista brasileira de Entomologia* 39:371–401
- Silveira RK, Galbiati C (2019) Crescimento no uso de agrotóxicos e sua relação com polinizadores, saúde humana e economia. In: Sandro benedito Sguarezi (ed) *Ambiente e Sociedade no Brasil Central: Diálogos Interdisciplinares e Desenvolvimento Regional*. UNEMAT Editora; Oikos Editora, Cáceres, pp 183–197. <http://oikoseditora.com.br/new/obra/index/id/1013>
- Simões R, Picoli MCA, Camara G, et al (2020) Land use and cover maps for Mato Grosso State in Brazil from 2001 to 2017. *Scientific Data* 7:. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-0371-4>
- Sircom J, Arul Jothi G, Pinksen J (2018) Monitoring bee populations: are eusocial bees attracted to different colours of pan trap than other bees? *J Insect Conserv.* 22:433–441. <https://doi.org/10.1007/s10841-018-0071-y>
- Souza MHS de, Anjos-Silva EJ dos (2020) New and old records of *Euglossa imperialis* Cockerell, 1922 (Apidae, Apinae, Euglossini) for the Amazon rainforest, Cerrado and Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Check List* 16:243–252. <https://doi.org/10.15560/16.2.243>
- Souza RO, Del Lama MA, Cervini M, et al (2010) Conservation genetics of neotropical pollinators revisited: microsatellite analysis suggests that diploid males are rare in orchid bees. *Evolution* 64:3318–3326. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.2010.01052.x>
- Stein K, Coulibaly D, Stenchly K, et al (2017) Bee pollination increases yield quantity and quality of cash crops in Burkina Faso, West Africa. *Sci. Rep.* 7:. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-17970-2>
- Templ B, Mózes E, Templ M, et al (2019) Habitat-dependency of transect walk and pan trap methods for bee sampling in farmlands. *J. Apic. Sci.* 63:93–115. <https://doi.org/10.2478/jas-2019-0014>
- Ullmann KS, Meisner MH, Williams NM (2016) Impact of tillage on the crop pollinating, ground-nesting bee, *Peponapis pruinosa* in California. *Agric. Ecosyst. Environ.* 232:240–246. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.002>
- United Nations (2015) Transforming our world: the 2030 agenda for sustainable development department of economic and social affairs. <https://sdgs.un.org/sites/default/files/publications/21252030%20Agenda%20for%20Sustainable%20Development%20web.pdf>. Accessed 9 Mar 2021
- Valdovinos-Núñez GR, Quezada-Euán JGG, Ancona-Xiu P, et al (2009) Comparative Toxicity of Pesticides to Stingless Bees (Hymenoptera: Apidae: Meliponini). *J Econ Entomol.* 102:1737–1742. <https://doi.org/10.1603/029.102.0502>
- Viana B, Boscolo D, Mariano-Neto E, et al (2012) How well do we understand landscape effects on pollinators and pollination services? *J Pollinat. Ecol.* 1920-7603 7:31–41. [https://doi.org/10.26786/1920-7603\(2012\)2](https://doi.org/10.26786/1920-7603(2012)2)
- Viana TA, Lourenço AP (2020) Surveys of the bee (Hymenoptera: Apiformes) community in a Neotropical savanna using pan traps. *Papéis Avulsos de Zoologia* 60:e20206031. <https://doi.org/10.11606/1807-0205/2020.60.31>
- Vijaykumar PV, Shivshankar PC (2017) Monitoring on impact of insecticides on mortality of honey bees (*Apis mellifera* L.) in front of beehives. *J. appl. nat. sci* 9:905–911. <https://doi.org/10.31018/jans.v9i2.1296>
- Witter S, Nunes-Silva P, Blochtein B, et al (2014) As abelhas e a agricultura. *Edipucrs.* 1, 1-143. <http://www.pucrs.br/edipucrs>
- Zucchi R, Sakagami SF, Camargo JMF de (1969) Biological observations on a neotropical parasocial bee, *eulaema nigrita*, with a review on the biology of Euglossinae (Hymenoptera, Apidae). A comparative study. *J. Fac. Sci. Hokkaido Univ.* 17, 271-380. <http://hdl.handle.net/2115/27489>

C- Link para as normas da revista Journal of Insect Conservation

<https://www.springer.com/journal/10841/submission-guidelines>