

Congresso
Internacional da
Agroindústria
10 e 11 de junho



Inovação,
Gestão e
Sustentabilidade
na Agroindústria

INTERFERÊNCIA DOS PESTICIDAS NA VIDA DAS ABELHAS E QUALIDADE DOS PRODUTOS APÍCOLAS

INTERFERENCIA DE LOS PLAGUICIDAS EN LA VIDA DE LAS ABEJAS Y LA CALIDAD DE LOS PRODUCTOS APÍCOLAS

INTERFERENCE OF PESTICIDES IN THE LIFE OF BEES AND QUALITY OF BEE PRODUCTS

Pinton, Mariana B.¹; Machado, Aline, C.A.²; Oliveira, Mari Silvia, R.³

DOI: <https://doi.org/10.31692/IICIAGRO.0047>

RESUMO

Os pesticidas têm sido apontados como importantes fatores de estresse ambiental que ameaçam a saúde das abelhas. Diante disto, o foco desta revisão é trazer informações sobre os riscos nocivos associados ao uso do pesticidas, originando uma visão geral sobre os malefícios causados principalmente aos polinizadores, em especial às abelhas, seus produtos apícolas e a saúde humana. Os polinizadores são fundamentais para manter a produção de alimentos. As abelhas voam vários quilômetros da colmeia em busca de fontes de néctar, pólen botânico e resinas, para a produção de mel, pólen apícola e própolis. Ao retornar com o alimento, as abelhas aumentam a probabilidade de transporte de pesticidas para a colmeia, causando vários efeitos prejudiciais. As abelhas melíferas e as abelhas meliponas produzem substâncias muito apreciadas e de alto valor no mercado. O consumo do mel e outros produtos apícolas, se tornam uma rota importante para a exposição humana aos resíduos de pesticidas, o que pode levar a diversas alterações celulares, podendo estar associado a diferentes tipos de doenças. Portanto, os riscos à segurança alimentar decorrente do uso destes pesticidas são motivos constantes de preocupação em todo o mundo. Intervenções são necessárias para a redução do risco à saúde pública e dos polinizadores. **Palavras-Chave:** Polinizadores, abelhas, pesticidas, produtos apícolas.

RESUMEN

Los pesticidas se han identificado como factores importantes de estrés ambiental que amenazan la salud de las abejas. En vista de esto, el enfoque de esta revisión es brindar información sobre los riesgos nocivos asociados con el uso de pesticidas, brindando una descripción general del daño causado principalmente a los polinizadores, especialmente a las abejas, sus productos apícolas y la salud humana. Los polinizadores son fundamentales para mantener la producción de alimentos. Las abejas vuelan a varios kilómetros de la colmena en busca de fuentes de néctar, polen botánico y resinas, para la producción de miel, polen de abeja y propóleo. Al regresar con la comida, las abejas aumentan la probabilidad de transportar pesticidas a la colmena, causando varios efectos nocivos. Las abejas melíferas y las abejas melíferas producen sustancias muy apreciadas y valiosas en el mercado. El consumo de miel y otros productos apícolas, se convierte en una vía importante de exposición humana a los residuos de plaguicidas, que pueden conducir a varios cambios celulares, que pueden estar asociados a diferentes tipos de enfermedades. Por tanto, los riesgos para la seguridad alimentaria

¹ Discente do Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia dos Alimentos, UFSM, mbpinton@gmail.com

² Discente do Curso Tecnologia em Alimentos, UFSM, Line.machado09@gmail.com

³ Docente do Curso Tecnologia em Alimentos, UFSM, marisilviadeoliveira@yahoo.com.br

INTERFERÊNCIA DOS PESTICIDAS NA VIDA DAS ABELHAS

derivados del uso de estos plaguicidas son una preocupación constante en todo el mundo. Las intervenciones son necesarias para reducir el riesgo para la salud pública y los polinizadores.

Palabras clave: polinizadores, abejas, pesticidas, productos apícolas.

ABSTRACT

Pesticides have been identified as important factors of environmental stress that threaten the health of bees. Given this fact, this review focuses on bringing information about the harmful risks associated with the use of pesticides, giving an overview of the harm caused mainly to pollinators, especially bees, to their bee products, and to the human health. Pollinators are critical to maintaining food production. Bees fly several kilometers from the hive in search of sources of nectar, botanical pollen, and resins for the production of honey, bee pollen, and propolis. As they return with their food, the bees increase the likelihood of transporting pesticides to the hive, causing various harmful effects. Honey bees and stingless bees produce highly prized and highly valuable substances on the market. The consumption of honey and other bee products becomes an important route for human exposure to pesticide residues, which can lead to several cellular changes and may be associated with different types of diseases. Therefore, the risks to food security resulting from the use of these pesticides are a constant cause of concern worldwide. Interventions are necessary to reduce the risk to public health and to pollinators.

Keywords: pollinators, bees, pesticides, bee products.

INTRODUÇÃO

Os produtos fitofarmacêuticos, também conhecidos como agroquímicos, pesticidas, agrotóxicos, defensivos agrícolas, biocidas ou praguicidas, consistem em substâncias ativas (como fitoprotetores ou sinergistas) destinadas a proteger as plantas contra organismos nocivos, por exemplo, insetos, fungos ou prevenir o crescimento de plantas indesejáveis, como ervas daninhas (RENI et al., 2021). O termo agrotóxico tem origem do grego, agros (campo) + tokicon (veneno), termo considerado negativo pelo setor produtivo que lembra “pacote do veneno”, por este motivo, foi alterado o nome oficial de “agrotóxico” para “pesticida”.

Os pesticidas se acumulam no ambiente, as próprias abelhas podem trazer resíduos de pesticidas de volta para às colmeias por meio do pólen, néctar, água e própolis (CALATAYUD-VERNICH et al., 2018). A cera de abelha dos favos também pode ser contaminada por resíduos de pesticidas e de medicamentos veterinários aplicados pelos próprios apicultores para controlar o ácaro *Varroa destructor*, comum nas colmeias. Os pesticidas têm sido apontados como importantes fatores de estresse ambiental que ameaçam a saúde das abelhas.

Nas últimas décadas, houve um progresso na pesquisa em relação ao uso de pesticidas e os possíveis danos que estes representam para as abelhas, através da avaliação dos seus efeitos toxicológicos. Diversos estudos relacionaram o uso de pesticidas e seus efeitos cumulativos e tóxicos, dependendo da dose/concentração, modo de ação e via de exposição (HENRY et al., 2012; MEIKLE et al., 2016; ZHANG et al., 2020).

O consumo de mel se torna uma rota importante para exposição humana aos resíduos de pesticidas, substâncias químicas usadas em uma ampla área de cultivo para proteger contra insetos, ervas daninhas e pragas e, ainda, nutrir e aumentar o rendimento e a eficiência da

colheita (RENI et al., 2021), os quais podem acarretar em problemas de saúde ao consumidor. Diante do risco potencial de resíduos de pesticidas em mel, há necessidade de monitoramento constante dos níveis de concentração dessas substâncias nos alimentos e no ambiente, e uma forma importante e confiável, é analisar o produto das abelhas ou mesmo investigar através do comportamento ou dos resíduos aderidos ao corpo destes animais (CUNHA, 2016). O foco desta revisão é basicamente informar sobre os riscos nocivos associados aos diversos pesticidas em uso, atualmente no Brasil e no mundo e, trazer uma visão geral sobre os malefícios principalmente aos polinizadores, em especial as abelhas, que são responsáveis por polinizar diversas culturas e monoculturas, visando no aumento da produtividade de alimentos e também, os danos causados aos seres humanos.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

1. Pesticidas no Brasil e no mundo

A perda da diversidade biológica é um dos problemas ambientais globais mais graves causados pelo homem. Centenas de espécies e inúmeras populações estão sendo levadas à extinção todos os anos. Na América do Sul, é predominante o modelo de agricultura intensiva, baseado no pacote tecnológico Geneticamente Modificado, aplicados desde a década de 90, principalmente em pastagens da Argentina, Brasil, Paraguai e Uruguai (PENGUE, 2016). A produção de soja na América do Sul cobre mais de 57 milhões de hectares, mais do que em qualquer outro continente. A produção anual de soja no Brasil, safra de 2019/2020 foi de 124,845 milhões de toneladas. No mundo, essa produção foi de 337,298 milhões de toneladas (EMBRAPA, 2020). Os pesticidas se tornaram um componente importante dos sistemas agrícolas mundiais e permitiram um aumento notável no rendimento das safras e na produção de alimentos (CARVALHO, 2017).

Os pesticidas são usados massivamente, sem avaliação crítica, regulamentações rigorosas e informações adequadas sobre seus impactos na vida de polinizadores e de animais selvagens (LÓPEZ et al., 2012). De acordo com Barascou et al. (2021) os pesticidas devem ser avaliados e aprovados pelas autoridades regulatórias antes do registro. Devem fornecer dados sobre as propriedades físicas e químicas, modo de ação e a sua eficácia em relação ao seu alvo. Outro ponto importante, é que devem ser incluídos dados sobre o destino do produto no meio ambiente, bem como sua toxicidade para humanos e organismos não-alvos. Estes pesticidas, devem ser seguros para a saúde humana e ambiental.

No Brasil, o Ministério da Agricultura (MA) vem somando recorde atrás de recorde na aprovação de registros de princípios ativos e pesticidas. Em 2019, o MA já alcançava o recorde

de aprovação de registros no Brasil, totalizando 474 agrotóxicos. Em 2020, o MA aprovou o registro de 493 agrotóxicos, a maioria de produtos genéricos, que tinham como base outros já existentes. Dos princípios ativos inéditos aprovados em 2020, tem-se herbicidas utilizados para controle químico de gramíneas, inseticidas e fungicidas para controle de pragas que sugam a seiva da planta e, um fungicida que pode ser utilizado em culturas de feijão e soja (G1, 2021a). Este ano, 2021, já foram autorizados 94 agrotóxicos para utilização industrial. Destes, 53 são ingredientes químicos de agrotóxicos, 11 pesticidas biológicos e 27 princípios ativos para a indústria formular agrotóxicos. O destaque, até agora, é um produto técnico à base de prothioconazol, fornecido pela *Bayer*. Molécula importante usada no controle da ferrugem asiática da soja, a principal doença da maior cultura brasileira (G1, 2021b).

Relatos de dizimação de abelhas em janeiro de 2019 em Santa Catarina indicam que a principal causa foi o uso do inseticida fipronil, muito utilizado em lavouras de soja na região. A substância foi proibida em países como Vietnã, Uruguai e África do Sul (TORRES, 2019). De Moraes et al. (2018) associam o uso do fipronil, inseticida altamente tóxico, ao declínio das abelhas no mundo. E, Fader-Gomes et al. (2021) comentam que o uso do fipronil afeta negativamente a morfologia e fisiologia do intestino médio de abelhas sem ferrão *Partamona helleri*, conhecida como abelha boca de sapo.

Em 2015, o herbicida glifosato se tornou o mais amplamente usado no mundo, com aplicações globais aumentando 15 vezes de 1990 a 2014 (BENBROOK; CHARLES, 2016). Em 2019, o herbicida glifosato era o mais vendido no Brasil, União Européia e Estados Unidos. Seu principal objetivo é exterminar plantas silvestres. Tem eficácia comprovada em mais de 150 espécies de plantas daninhas, em diversas culturas. Um dos principais problemas associados ao uso disparado do glifosato, é que também aumentou o surgimento de ervas daninhas resistentes a ele. Atualmente, existem mais de 250 espécies de ervas daninhas em 70 países que tornaram-se resistentes a pelo menos um tipo de herbicida. A medida que as ervas daninhas resistentes ao glifosato continuam a surgir, os agricultores são incentivados a aplicar cada vez mais produtos químicos, como o dicamba e ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-D) (BAIN et al., 2017). No Brasil, o herbicida 2,4-D é o segundo mais vendido, ficando atrás apenas do glifosato (G1, 2019). Em 2008, o glifosato foi considerado muito mais seguro do que herbicidas mais antigos, como atrazina ou dicamba (DUKE E POWLES, 2008). Atualmente, com o uso crescente deste herbicida, aumentaram as preocupações sobre seu impacto na saúde humana, em particular com relação ao aparecimento de linfoma não-Hodgkin (ZHANG et al., 2019) e a diversos outros tipos de cânceres. Os resultados do estudo de Franke et al. (2021) sugerem que a exposição ao ácido aminometilfosfônico, metabólito primário do herbicida

glifosato, pode estar associada ao aumento do risco de câncer de mama. Thongprakaisang et al. (2013) e Gastiazoro et al. (2020) também relacionam o glifosato a alterações em células cancerígenas, as quais provocam câncer de mama e de endométrio, respectivamente. Meftaul et al. (2020) relatam que o glifosato também aumenta o risco de câncer, desregulação endócrina, doença celíaca, autismo e síndrome do intestino irritável.

Foi demonstrado por Kurenbach et al. (2015) que o glifosato e o 2,4-D podem induzir resistência múltipla a antibióticos em bactérias como *Escherichia coli* e *Salmonella enterica* serovar *Typhimurium*. Lugowska (2018) comenta sobre os efeitos tóxicos do glifosato durante o desenvolvimento embrionário de carpa comum e também aumento da sua mortalidade, mesmo em baixas concentrações. Também já se tem relatos dos efeitos tóxicos do herbicida em outros organismos vivos como anfíbios, peixes, répteis e aves (OLIVEIRA et al., 2007; MOORE et al., 2012). El Agribi et al. (2020) encontraram uma concentração máxima de resíduos de herbicida à base de glifosato (HBG) de 700 ng.g⁻¹, o que leva a uma exposição subletal não agudamente tóxica para as abelhas. No entanto, a saúde das abelhas e das colônias é significativamente prejudicada por doses mais baixas do que as encontradas por meio de efeitos subletais. No estudo de Herbert et al. (2014), os autores mostraram que abelhas expostas a concentrações de 25,5 e 5 mg.L⁻¹ dos resíduos de HBG apresentaram perda e dificuldade no estabelecimento de memórias associativas, o que pode levar a coleta ineficiente de néctar e pólen para a colônia. Diversas pesquisas levantam a possibilidade de efeitos nocivos sobre a saúde das abelhas associadas a doses de herbicidas e outros pesticidas e, este fato será mais comentado no tópico dois desta revisão.

Tendo em vista os efeitos adversos tanto para a saúde ecológica como humana, bem como o desenvolvimento de resistência de várias plantas daninhas e ainda, resistência microbiana, o uso de formulações à base de glifosato já está sendo restrito ou proibido em diversos países. Em 2020, o governo do México, Costa Rica, Uruguai e Argentina ordenaram a proibição do herbicida glifosato até o final de 2024 (GRIGORI, 2021). A Alemanha, país sede da Bayer/Monsanto, fabricante do glifosato, pretende continuar com o herbicida em seu território mas, pretende diminuir continuamente seu uso até não ser mais utilizado. O país foi o segundo membro da União Europeia a banir o produto, o primeiro foi a Áustria (G1, 2021). No Brasil, por decisão da ANVISA, é mantida a venda do herbicida. A revisão de Meftaul et al. (2020) traz uma série de pontos interessantes, críticas sobre o glifosato e uma visão geral de seu comportamento, uso, destino, resistência e impacto na saúde ecológica e humana.

2. Contaminação ambiental e malefícios as abelhas

Os polinizadores são fundamentais para manter a produção de alimentos, 35% da produção agrícola mundial depende de polinizadores. As abelhas desempenham um papel fundamental no funcionamento de quase todos os ecossistemas terrestres existentes, incluindo aqueles que são dominados pela agricultura. Abelhas *Apis mellifera*, são os polinizadores economicamente mais valiosos de monoculturas de lavouras em todo o mundo. Os rendimentos de algumas frutas, sementes e castanhas diminuem mais de 90% sem esses polinizadores (KLEIN et al., 2007). As abelhas *Apis mellifera* voam facilmente até 4 km em todas as direções de seu apiário cobrindo uma área de cerca de 50 km², representando um excelente sistema de amostradores de bioindicadores de contaminação ambiental (MALHAT et al., 2015). Estes insetos se alimentam em grandes áreas ao redor de suas colmeias e, portanto, são susceptíveis de serem expostas a vários pesticidas diariamente, através da coleta do néctar, pólen e água ou, indiretamente, compartilhando comida com companheiros de ninho, como larvas e abelhas operárias adultas, rainha e zangões (BARASCOU et al., 2021).

As abelhas sem ferrão da família *Meliponini*, podem polinizar 30-90% da flora nativa, promovendo a diversidade ecológica por meio da variabilidade genética e ajudando a manter os ecossistemas (BRUCKMAN; CAMPBELL, 2014). São considerados polinizadores selvagens nativos, ecologicamente importantes, encontrados em regiões Neotropicais. Possuem papel fundamental na polinização de diversas áreas (LIMA et al., 2016). Das culturas polinizadas com eficácia por abelhas sem ferrão, estão: pimenta, tomate, morango, café, coco, manga, abacate, pitanga, entre diversas outras variedades (HEARD, 1999; MALAGODI-BRAGA; PEIXOTO KLEINERT, 2004; SANTOS et al., 2009).

Um ponto importante que vem sendo comentado ultimamente, é que o número de colônias de abelhas manejadas está diminuindo em algumas partes do mundo (NEUMANN et al., 2010), isso vêm ocorrendo, em grande parte, devido à falta de flores, propagação de pragas como, por exemplo ácaros e parasitas (GOULSON et al., 2015), e, também, ao uso exacerbado e impróprio de pesticidas, particularmente produtos fitofarmacêuticos (PPPs) (CULLEN et al., 2019). Esses polinizadores entram em contato com estes PPPs durante suas viagens, voando através de nuvens de poeira contaminada, visitando plantas tratadas, recolhendo água, néctar ou pólen que contém vestígios de pesticidas (GOÑALONS; FARINA, 2018). Os pesticidas podem ser responsáveis por enfraquecer as abelhas e torná-las mais susceptíveis a doenças, resfriado ou estresse nutricional, ou por afetar sua capacidade de aprendizagem (FAIRBROTHER et al., 2014).

Os PPPs, ou agroquímicos como também são conhecidos, incluem inseticidas, herbicidas e fungicidas. Possuem diversos benefícios para a agricultura, mas, seu uso em

excesso acaba associado a uma série de riscos potenciais, como a contaminação ambiental e, a saúde das abelhas (CAMPBELL et al., 2016). De acordo com Kah, Walch e Hofman (2018) os pesticidas são particularmente sensíveis do ponto de vista ambiental e da saúde humana, são projetados para provocar uma reação nos sistemas biológicos, muitas vezes incluindo efeitos letais nos organismos alvo.

Já é sabido que as ações de herbicidas e fungicidas representam risco para as abelhas e outros insetos polinizadores. Goñalons e Farina (2018) realizaram um estudo, em que avaliaram os efeitos subletais dos herbicidas neonicotinóide imidaclopride e glifosato, através da percepção gustativa, e aprendizagem olfativa. O imidaclopride afetou negativamente a resposta gustativa e o aprendizado olfatório. Já o glifosato reduziu a sensibilidade à sacarose e, em um caso, a discriminação olfativa. A concentração de imidaclopride também foi subletal, a mortalidade após 14 dias foi de, em média, 6%. Outros autores também comprovaram as ações nocivas de herbicidas neonicotinóides sobre as atividades diárias e comportamentais das abelhas (ANDRIONE et al., 2016; BALBUENA et al., 2015).

Fungicidas são aplicados em folhas, palhas, sulcos e sementes em muitas culturas. As abelhas e diversos outros polinizadores estão expostos a fungicidas que atuam inibindo as mitocôndrias fúngicas diariamente. Piraclostrobina atua em fungos indutores de doenças e, Batista et al. (2020) comprovaram que o uso desse fungicida já causou danos adversos em organismos não alvos, como larvas de abelhas e abelhas adultas. Campbell et al. (2016) testaram Pristine®, um fungicida comum que pode afetar a mitocôndria dos músculos de vôo das abelhas e, é plausível que o consumo desse fungicida afete negativamente a função do intestino destes insetos. Da Costa Domingues et al. (2020) avaliaram efeitos do fungicida piraclostrobina em *Melipona scutellaris*, uma espécie de abelha nativa sem ferrão brasileira. E, assim como Campbell et al. (2016), observaram alteração no intestino de todos os grupos de abelhas expostos ao fungicida. A exposição ao fungicida também apresentou redução na taxa de sobrevivência, levando a efeitos adversos significativos às abelhas sem ferrão. Desta forma, torna-se necessária a reavaliação da segurança dos fungicidas para as abelhas em geral.

Inseticidas são utilizados devido à expansão da agricultura e a necessidade de garantir o controle de pragas. Já foi comprovado que o uso de inseticidas causa redução da velocidade, letargia, dificuldade motora, paralisia, hiperexcitação, alteração na cor, prejudica o aprendizado e a redução da capacidade de polinização (DE MORAIS et al., 2018; DECOURTYE; HENRY; DESNEUX, 2013; LUNDIN et al., 2015; YASUDA et al., 2017). Andrione et al. (2016) comprovaram que a exposição de abelhas *Apis mellifera* a inseticidas neonicotinóides afeta negativamente uma série de comportamentos, como desempenho do aprendizado olfativo e da

memória. Ludicke e Nieh (2020) observaram que os pesticidas neonicotinóides, em especial o tiametoxame (TMX), utilizado em uma ampla variedade de culturas nos Estados Unidos, afetou o aprendizado visual das abelhas. Observaram que o comportamento das abelhas foi alterado, e quedas, tremores e movimentos anormais rápidos foram significativamente aumentados de acordo com as doses de TMX testadas, de 0,8 ng/abelha e 1,34 ng/abelha.

El Agribi et al. (2020) também encontraram resíduos de cipermetrina em favos de crias de abelhas, em concentração média de 2,34 mg/kg, excedendo o limite de 0,150 mg/kg, em apiários belgas. Já no estudo de Wilmart et al. (2021), a maioria dos limites de resíduos de pesticidas em cera de abelha foram cumpridos. A cera de abelha contaminada pode levar a exposição das crias das abelhas, a resíduos de produtos químicos, como pesticidas e medicamentos veterinários. O que pode afetar diretamente a saúde da colônia, reduzindo a sobrevivência larval, outro fato que deve ser levado em conta é a redução da resposta imune da colônia contra algumas doenças e parasitas (SÁNCHEZ-BAYO et al., 2016). É necessário reduzir ao máximo a carga de contaminação da cera de abelha utilizada na apicultura, estabelecendo limite máximo de resíduos nas ceras comercializadas para preservar a saúde das abelhas e da colônia.

Estratégias de manejo mais cuidadosas são necessárias para conservar organismos não-alvos como as populações de abelhas melíferas e as abelhas sem ferrão. Visto que, resíduos de muitos inseticidas, acaricidas, fungicidas ou herbicidas são frequentemente encontrados nas abelhas e em seus produtos apícolas (COLWELL et al., 2017; MAIN et al., 2020; SILVINA et al., 2017).

3. Pesticidas nos produtos apícolas

As abelhas melíferas e as sem ferrão produzem substâncias muito apreciadas e de alto valor no mercado. Cera, pólen, própolis e principalmente o mel, que representa um importante insumo econômico para muitos países (RUIZ-TOLEDO et al., 2018). O mel é um produto altamente complexo que contém várias substâncias que variam dependendo da sua origem botânica (SOARES et al., 2017). Também é um produto natural amplamente consumido, não só por seu sabor e valor nutricional, mas também por seus diversos benefícios à saúde. O pólen apícola é composto por pólen botânico alterado enzimaticamente. É constituído por sua ampla composição, possui compostos fenólicos e flavonoides, polissacarídeos, lipídeos, oligoelementos e vitaminas. Tem sido usado na medicina tradicional, para nutrição suplementar e dietas alternativas. Pode diferir na aparência (tamanho, coloração) dependendo principalmente da região geográfica e da fonte das espécies de plantas das quais foi coletado

(ALIMOGLU et al., 2021). A cera é utilizada pelas abelhas para a construção de favos que consistem em células hexagonais que servem para armazenar alimentos como, néctar para a formação do mel e pólen como fonte de proteína e, para abrigar crias durante seu desenvolvimento (WILMART et al., 2021). A própolis é uma substância resinosa proveniente de flores e troncos de árvores, com a qual as abelhas cobrem buracos e rachaduras na colmeia, defendendo-se contra bactérias e outros microrganismos (SFORCIN, 2016). Assim como os outros produtos apícolas, possui uma gama de atividades biológicas, dependendo da origem botânica e dos componentes químicos (como flavonoides e compostos polifenólicos). Devido a inúmeras propriedades biológicas, como atividade antimicrobiana e antioxidantes, a própolis é frequentemente utilizada em alimentos e bebidas, para melhorar a saúde e prevenir doenças (ANJUM et al., 2019).

O mel, assim como qualquer outro alimento, está sujeito a vários tipos de contaminações. Tanto as abelhas, como seus produtos, mel, cera, própolis e pólen, são utilizados como bioindicadores de poluição ambiental. De acordo com Villalba et al. (2020) e Malhat et al. (2015) as abelhas e seus produtos fornecem dados sobre toda a área que cobrem durante o forrageamento, principalmente através do pólen.

Malhat et al. (2015) observaram a presença de uma variedade de pesticidas de diferentes espécies químicas, organoclorados, piretróides e ciclodienos nas amostras de méis. Os piretróides estão entre os pesticidas mais utilizados no Egito em um amplo espectro de culturas. Já os organoclorados e ciclodienos são usados em alguns países da bacia do Nilo, com a possibilidade de resíduos colidirem com partículas suspensas transportadas pela água, migrando para o Egito. A água, é provavelmente a principal rota para esses resíduos. O que chama a atenção é que, os ciclodienos, não são oficialmente usados no Egito desde 1970. Os pesticidas organoclorados se bioacumulam nas plantas a partir do solo poluído e podem entrar na cadeia alimentar por meio do néctar coletado pelas abelhas, dando origem ao mel contaminado (PANSERI et al., 2014).

Ruiz-Toledo et al. (2018) encontraram pesticidas organoclorados (OC) em amostras de méis e pólen das *A. mellífera* e das *Scaptotrigona mexicana* na região de Soconusco, Chiapas no sul do México. Os OCs mais abundantes foram endrina, DDE, γ -HCH e heptacloro, em concentrações próximas a dose letal mediana (LD₅₀) calculada para as abelhas. A composição química do mel (água e açúcar) e do pólen (mais lipofílico) podem estar associadas a detecção de pesticidas nestes produtos. Frequências maiores de detecção de pesticidas no pólen do que no mel podem ser associadas à anatomia das flores, que permite que o néctar seja mais protegido do que o pólen na exposição a gotas de pulverização (AL NAGGAR et al., 2015).

Assim como no Egito, os OC também foram banidos no México, Alemanha e diversos outros países em 1970, devido a distúrbios de saúde humana e redução na fauna. São classificados como poluentes orgânicos persistentes devido à sua estabilidade, toxicidade, bioacumulação e seu potencial para o transporte atmosférico de longo alcance (ZHANG et al., 2020). Seus efeitos ainda estão presentes, o que leva a hipótese de que esses resultados estão associados a aplicações ilegais recentes destes pesticidas.

Lazarus; Lovakovi e Biland (2021) encontraram acaricidas sintéticos, amitraz e coumafos, tanto nos méis orgânicos quanto nos méis convencionais. Os níveis quantificados desses acaricidas nos méis estavam abaixo dos níveis máximos de resíduos estabelecidos pela União Europeia (0,2 e 0,1 mg kg⁻¹, respectivamente). Estes acaricidas são utilizados contra o ácaro *Varroa*, e são permitidos na Croácia em colmeias convencionais. Colmeias que produzem méis orgânicos podem ser tratadas com produtos homeopáticos e fitoterápicos (timol, mentol, eucaliptol, cânfora) e ácidos naturais (lático, acético, oxálico). Na Eslovênia, também foram confirmados resíduos de medicamentos veterinários e pesticidas em amostras de méis (BAŠA ČESNIK; KMECL; VELIKONJA BOLTA, 2019).

Shimshoni et al. (2019) encontraram concentrações de pesticidas em cera de abelha e mel em amostras alemãs e israelenses. As amostras de cera de abelha alemã, apresentavam cerca de três pesticidas simultaneamente, enquanto que as amostras de méis continham até 27 pesticidas diferentes. Os pesticidas com maior prevalência pertenciam principalmente as classes fungicidas e acaricidas, enquanto que, com menor frequência herbicidas e inseticidas carbamatos. Os pesticidas OC, DDT, DDD e DDE, estavam presentes em 85-94% de todas as amostras de cera de abelha alemã. Além dos pesticidas OC, também foram encontrados isômeros de hexaclorociclohexano (HCH) em 95% de todas as amostras de cera de abelha. Em relação ao mel israelense, foram encontrados pesticidas da classe neonicotinóide em 59% das amostras. Nos méis alemães, não foi encontrada esta classe de pesticida. Por outro lado, permetrina e carbendazim, foram encontrados em 29 e 21% das amostras alemãs, respectivamente, e estavam ausentes nas amostras de méis israelenses.

Mitchell et al. (2017) avaliaram a exposição dos polinizadores aos neonicotinóides através da análise de 198 amostras de méis de todos os continentes, exceto Antártica. Foram analisados cinco neonicotinóides comumente usados (acetamiprida, clotianidina, imidacloprida, tiacloprida e tiametoxam) e 75% de todas as amostras de mel continham quantidades quantificáveis de pelo menos um neonicotinóide. As quantidades mais elevadas foram encontradas nas amostras da América do Norte (86%), Ásia (80%) e Europa (79%) e a quantidade mais baixa foi detectada nas amostras da América do Sul (57%). O neonicotinóide

imidacloprida foi encontrado em 57% das 198 amostras, já 45% das amostras apresentaram contaminação de dois a cinco neonicotinóides, indicando que as populações de abelhas de todo o mundo estão expostas a um coquetel de neonicotinóides, levando em consideração que, neste estudo foram analisados apenas cinco pesticidas e, existem mais de 500 pesticidas aprovados para uso no mundo todo. Em um estudo mais recente, Kammoun et al. (2019) investigaram 36 méis à exposição de quatro inseticidas, a saber, dinotefuran, nitenpiram, sulfoxaflor e flupiradifurona. Cinco amostras continham dinotefurano, seis flupiradifurona, sete sulfoxaflor e nenhuma estava contaminada com nitenpiram. As amostras de méis da Flórida, continham um conteúdo total de neonicotinóides de 61,4 ng/g, 30 vezes superior ao conteúdo médio encontrado no estudo de Mitchell et al. (2017). Estes dados indicam que em certas regiões estão sendo aplicadas altas concentrações de pesticidas na produção geral agrícola, dado preocupante, visto a todos os danos nocivos às abelhas e também a saúde do meio ambiente.

Não é incomum encontrar produtos apícolas como mel, pólen e cera em colônias localizadas em paisagens agrícolas contaminadas com pesticidas em países como Egito (AL NAGGAR et al., 2015), Itália (PANSERI et al., 2014), China (MA et al., 2020), Espanha (JUAN-BORRÁS; DOMENECH; ESCRICHE, 2016), França (WIEST et al., 2011), Colômbia (RODRÍGUEZ LÓPEZ et al., 2014), Eslovênia (BAŠA ČESNIK; KMECL; VELIKONJA BOLTA, 2019) e Uganda (BEN MUKIIBI et al., 2021).

4. Pesticidas: Impactos na saúde humana

Na agricultura, são utilizados diversos compostos de substâncias químicas destinadas ao controle, destruição ou prevenção direta ou indiretamente de agentes patogênicos para plantas e animais. Os pesticidas protegem as lavouras agrícolas mas, seu uso excessivo e incorreto pode representar riscos à saúde humana e ao meio ambiente. A tecnologia agrícola, ao mesmo tempo que gera crescimento econômico, provoca riscos à saúde humana e ao meio ambiente (JOBIM et al., 2010). Mesmo que pequenas quantidades de resíduos de pesticidas permaneçam na fonte alimentar, eles constituem um risco potencial para a saúde humana devido à sua toxicidade subaguda e crônica. Na saúde humana, a exposição a pesticidas pode ocorrer por meio de absorção dérmica, inalação ou por intermédio de alimentos contaminados (SEGATTO et al., 2015), causando desde intoxicações agudas até efeitos tardios como alguns tipos de câncer. Lopes e Albuquerque (2018) comentam em sua revisão, diversas alterações celulares causadas pela exposição aos pesticidas, e que consequentemente, podem estar associados a diversos tipos de câncer, como neoplasia no cérebro, linfoma não-Hodgkin, melanoma cutâneo, câncer no sistema digestivo, sistemas genitais masculino e feminino,

sistema urinário, sistema respiratório, câncer de mama e câncer de esôfago. Também relatam que a exposição aos pesticidas podem estar associadas a danos nos mecanismos de defesa celular, suicídio, dores no corpo, depressão, ansiedade, distúrbios respiratórios, óbitos fetais, alterações hepáticas e hormonais e, perdas auditivas. De acordo com El-Nahhal (2020) a toxicidade reprodutiva é um perigo associado a algumas substâncias químicas, que interferem de alguma forma na reprodução normal. Os pesticidas podem afetar adversamente a função sexual e a fertilidade de homens e mulheres adultos e/ou causar toxicidade no desenvolvimento das gerações futuras.

Pesquisas confirmam que os agricultores raramente usam equipamentos de proteção individual (EPIs) adequados ao manusear, misturar e aplicar pesticidas (RIBEIRO et al., 2012; LERMEN et al., 2018). Silva et al. (2016) entrevistaram trabalhadores rurais portadores de neoplasia do sistema digestório, os quais trabalhavam com vários tipos de pesticidas. Grande parte dos entrevistados relataram não fazer uso de EPIs. Esta descoberta aumenta as preocupações atuais sobre a saúde e consequências do consumo de pesticidas para os trabalhadores agrícolas.

Paumgartten (2020) comenta em sua revisão sobre os impactos dos pesticidas na saúde humana, através de envenenamentos agudos, intoxicação e auto envenenamento (suicídio), exposição a pesticidas e biomarcadores de efeitos na saúde e, exposição a pesticidas e condições a longo prazo. A maioria das referências citadas por Paumgartten (2020) são pesquisas realizadas no Brasil, o que traz uma noção a respeito dos efeitos dos pesticidas nos agricultores e população brasileira, além dos diversos riscos associados ao uso de pesticidas no país, um dos maiores consumidores de pesticidas do mundo.

A revisão de Rani et al. (2021) se deteve ao uso dos pesticidas e de como estes afetam negativamente os trabalhadores agrícolas que entram em contato direto com estas substâncias e, desencadeiam conflitos sociais quando empregados sem medidas de segurança. Na revisão, os autores discutem detalhadamente a vasta classificação de pesticidas utilizados mundialmente, seus mecanismos de ação e seus efeitos adversos tanto ao ser humano como ao meio ambiente, pois perturbam a biodiversidade e a exposição direta ou indireta contínua pode causar sérias ameaças à saúde humana. Comentam também sobre o futuro, que será necessário desenvolver ideias inovadoras para a agricultura atual, que sejam capazes de diminuir o uso de pesticidas. Algumas técnicas já foram relatadas para a remediação de pesticidas no ambiente contaminado, como absorção, biorremediação e oxidação avançada, também comentadas na revisão de Rani et al. (2021).

O mel, assim como outras fontes alimentares, deve estar livre de qualquer contaminação

química ou biológica para ser seguro para consumo humano. A composição do mel depende, principalmente das fontes de vegetais das quais ele é derivado, mas também de diferentes fatores, como solo, a espécie da abelha, o estado fisiológico das colônias, o estado de maturação do mel e às condições meteorológicas durante a colheita (NOGUEIRA-NETO, 1997). É sabido que os pesticidas podem ser usados no tratamento de pragas na colmeia durante a colheita do mel, resultando em uma possível rota de contaminação (KUJAWSKI; NAMIESNIK, 2011). Existem dois tipos de contaminação por pesticidas, a forma indireta, a qual acontece quando apiários são construídos próximos às áreas de aplicação desses compostos químicos na lavoura da “circunvizinhança” e, a contaminação direta, que acontece pelo meio ambiente, as substâncias são resistentes e cumulativas, permanecendo por um tempo x nos solos, água e plantações. As abelhas podem ser biocarregadores e biodissipadores de pesticidas, assim, interferindo nas colônias e contaminando mel e outros produtos apícolas (ARAÚJO, 2004). A contaminação do mel acontece de forma indireta podendo ocorrer durante a aplicação de pesticidas na agricultura, através do solo, ar, água e néctar das flores coletadas pelas abelhas operárias para produção do mel. Os produtos químicos podem ser transportados para a colmeia através dos corpos das abelhas ou pela forragem e, conseqüentemente, contaminar o mel e outros produtos apícolas (TETTE et al., 2016).

A legislação brasileira pouco se refere à concentração de pesticidas nos alimentos, quando se leva em conta o setor da apicultura, estes esforços são concentrados na determinação dos resíduos de acaricidas, utilizados no controle do ácaro parasítico que mais afeta as colônias de abelhas (RUFFINENGO, 2005). Focalizados nos pesticidas usados para a proteção de plantações e introduzidos em colmeias pelas abelhas e por ceras contaminadas (BROWN et al., 2005; ABRASCO, 2015), altas concentrações de pesticidas podem levar a efeitos adversos as abelhas e, produção de mel impróprio para consumo humano.

O excesso de morbidade e mortalidade atribuível aos pesticidas permanece indefinido, assim como a carga de doenças associadas ao seu uso extensivo na agricultura (PAUMGARTTEN, 2020). A aplicação de regulamentações restritas sobre o uso de EPIs e a melhoria dos programas de extensão agrícola e rural são intervenções imprescindíveis e eficazes na redução do risco de contaminação de pesticidas à saúde pública e a preservação de polinizadores.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esta revisão destacou a importância das abelhas como polinizadores naturais. O atual declínio dos polinizadores é preocupante, devido as inúmeras consequências apresentadas pelo

uso excessivo de pesticidas. O uso de pesticidas vêm aumentando nas últimas décadas, embora tragam benefícios para a agricultura, muitos deles chegam a uma destinação distinta da espécie-alvo, ocasionando contaminação e bioacumulação no meio ambiente, água e alimentos. O contato de pesticidas, mesmo em baixas concentrações, pode ser extremamente prejudicial à saúde humana. Portanto, os riscos à segurança alimentar decorrente do uso destes agroquímicos são motivos constantes de preocupação em todo o mundo. Intervenções são necessárias para a redução do risco à saúde pública e dos polinizadores.

REFERÊNCIAS

ABRASCO. Dossiê ABRASCO: um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde. - Rio de Janeiro: EPSJV; São Paulo: Expressão Popular, 2015.

AL NAGGAR, Y. et al. Organophosphorus insecticides in honey, pollen and bees (*Apis mellifera* L.) and their potential hazard to bee colonies in Egypt. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 114, p. 1–8, 2015.

ALIMOGLU, G. et al. Monofloral and polyfloral bee pollens: Comparative evaluation of their phenolics and bioactivity profiles. **Lwt**, v. 142, n. August 2020, 2021.

ANDRIONE, M. et al. Neonicotinoid-induced impairment of odour coding in the honeybee. **Scientific Reports**, v. 6, n. November, p. 1–9, 2016.

ANJUM, S. I. et al. Composition and functional properties of propolis (bee glue): A review. **Saudi Journal of Biological Science**, v.26, n.7, p.1695-1703, 2019.

ARAÚJO, A. B., FÉLIX, E.P., BRITO, N.M., et al. Interação dos pesticidas no meio ambiente. In: ESPÍNBDOLA, E. L. G., WENDLAND, E.(Org). *Bacia Hidrográfica: diversas abordagens em pesquisa*. São Paulo 2004.

BAIN, C. et al. ‘Superweeds’ or ‘survivors’? Framing the problem of glyphosate resistant weeds and genetically engineered crops. **Journal of Rural Studies**, v. 51, p. 211–221, 2017.

BALBUENA, M. S. et al. Effects of sublethal doses of glyphosate on honeybee navigation. **Journal of Experimental Biology**, v. 218, n. 17, p. 2799–2805, 2015.

BARASCOU, L. et al. Pesticide risk assessment in honeybees: Toward the use of behavioral and reproductive performances as assessment endpoints. **Chemosphere**, v. 276, 2021.

BAŠA ČESNIK, H.; KMECL, V.; VELIKONJA BOLTA, Š. Pesticide and veterinary drug residues in honey - validation of methods and a survey of organic and conventional honeys from Slovenia. **Food Additives and Contaminants - Part A Chemistry, Analysis, Control, Exposure and Risk Assessment**, v. 36, n. 9, p. 1358–1375, 2019.

BATISTA, A. C. et al. Is a strobilurin fungicide capable of inducing histopathological effects on the midgut and Malpighian tubules of honey bees? **Journal of Apicultural Research**, v. 59, n. 5, p. 834–843, 2020.

BEN MUKIIBI, S. et al. Organochlorine pesticide residues in Uganda's honey as a bioindicator of environmental contamination and reproductive health implications to consumers. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 214, 2021.

BENBROOK, CHARLES, M. Trends in glyphosate herbicide use in the United States and globally. **Environmental Sciences Europe** volume, v. 28, n. 3, 2016.

BRASIL, PORTARIA Nº 518, Normas de Qualidade da água para consumo humano, de 25 de março de 2004. Disponível em: http://189.28.128.100/dab/docs/legislacao/portaria518_25_03_04.pdf, 2004.

BROWN, P. M.; TURNBULL, G.; CHARMAN, S. et al.. Analytical Methods Used in the United Kingdom Wildlife Incident Investigation Scheme for the Detection of Animal Poisoning by Pesticides. **Journal of AOAC International**. v.88, n.1, p.204-220, 2005.

BRUCKMAN, D.; CAMPBELL, D. R. Floral neighborhood influences pollinator assemblages and effective pollination in a native plant. **Oecologia**, v. 176, n. 2, p. 465–476, 2014.

CALATAYUD-VERNICH, P. et al. Pesticide residues in honey bees, pollen and beeswax: Assessing beehive exposure. **Environmental Pollution**, v. 241, p. 106–114, 2018.

CAMPBELL, J. B. et al. The fungicide Pristine® inhibits mitochondrial function in vitro but not flight metabolic rates in honey bees. **Journal of Insect Physiology**, v. 86, p. 11–16, 2016.

CARVALHO, F.P. Pesticides, environment, and food safety. **Food and Energy Security**, v.6,p.48-60, 2017.

COLWELL, M. J. et al. Honey bee-collected pollen in agro-ecosystems reveals diet diversity, diet quality, and pesticide exposure. **Ecology and Evolution**, v. 7, n. 18, p. 7243–7253, 2017.

CULLEN, M. G. et al. Fungicides, herbicides and bees: A systematic review of existing research and methods. **PLoS ONE**, v. 14, n. 12, p. 1–17, 2019.

CUNHA, Fernando da. Mel de *Apis mellifera* como bioindicador de resíduos de pesticidas. 2016. 61 f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Marechal Cândido Rondon, 2016.

D'AMATO, C.; TORRES, J.P.M.; MALM, O. DDT (Dicloro Difenil Tricloroetano): Toxicidade e contaminação ambiental - Uma revisão. **Química Nova**, v. 25, n. 6, p.995-1002, 2002.

DA COSTA DOMINGUES, C. E. et al. Fungicide pyraclostrobin affects midgut morphophysiology and reduces survival of Brazilian native stingless bee *Melipona scutellaris*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 206, n. October, 2020.

DALLA VILLA, R. et al. Dissipation of DDT in a heavily contaminated soil in Mato Grosso, Brazil. **Chemosphere**, v. 64, n. 4, p. 549–554, 2006.

DE MORAIS, C. R. et al. Ecotoxicological effects of the insecticide fipronil in Brazilian native stingless bees *Melipona scutellaris* (Apidae: Meliponini). **Chemosphere**, v. 206, p. 632–642, 2018.

DECOURTYE, A.; HENRY, M.; DESNEUX, N. Environment: Overhaul pesticide testing on bees. **Nature**, v. 497, n. 7448, p. 188, 2013.

DUKE, S. O.; POWLES, S. B. Glyphosate: a once-in-a-century herbicide. **Pest Management Science**, v. 64, n. 4, p. 319–325, 2008.

EL AGREBI, N. et al. Honeybee and consumer's exposure and risk characterisation to glyphosate-based herbicide (GBH) and its degradation product (AMPA): Residues in beebread, wax, and honey. **Science of the Total Environment**, v. 704, p. 1–9, 2020.

EL-NAHHAL, Y. Pesticide residues in honey and their potential reproductive toxicity. **Science of the Total Environment**, v. 741, 2020.

EMBRAPA. Soja em números (Safrá 2019/2020). Disponível em: <<https://www.embrapa.br/soja/cultivos/soja1/dados-economicos>>, 2020.

FAIRBROTHER, A.; PURDY, J.; ANDERSON, T.; FELL, R. Risks of neonicotinoid insecticides to honeybees. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.33, n.4, p.719-731, 2014.

FARDER-GOMES, C. F. et al. Acute exposure to fipronil induces oxidative stress, apoptosis and impairs epithelial homeostasis in the midgut of the stingless bee *Partamona helleri* Friese (Hymenoptera: Apidae). **Science of the Total Environment**, v. 774, 2021.

FRANKE, A. A.; LI, X.; SHVETSOV, Y.B.; LAI, J.F. Pilot study on the urinary excretion of the glyphosate metabolite aminomethylphosphonic acid and breast cancer risk: The Multiethnic Cohort study. **Environmental Pollution**, v. 277, 116848, 2021.

G1, **Governo autoriza o registro de 27 genéricos usados na formulação de agrotóxicos.** Disponível em: <<https://g1.globo.com/economia/agronegocios/noticia/2021/03/08/governo-autoriza-o-registro-de-27-genericos-usados-na-formulacao-de-agrotoxicos.ghtml>>, 2021b.

G1, **Número de agrotóxicos registrados em 2020 é o mais alto da série histórica; maioria é genérico, diz governo.** Disponível em: <<https://g1.globo.com/economia/agronegocios/noticia/2021/01/14/numero-de-agrotoxicos-registrados-em-2020-e-o-mais-alto-da-serie-historica-maioria-e-produto-generico.ghtml>>, 2021a.

G1. **Governo alemão aprova projeto de lei que pode banir o uso do glifosato até 2024.** Disponível em: <Governo alemão aprova projeto de lei que pode banir o uso do glifosato até 2024>, 2020.

GASTIAZORO, M. P. et al. Glyphosate induces epithelial mesenchymal transition-related changes in human endometrial Ishikawa cells via estrogen receptor pathway. **Molecular and Cellular Endocrinology**, v. 510, n. February, 2020.

GONALONS, C. M.; FARINA, W. M. Impaired associative learning after chronic exposure to pesticides in young adult honey bees. **Journal of Experimental Biology**, v. 221, n. 7, 2018.

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

GRIGORI, P. **México proíbe herbicida glifosato e outros países do continente limitam seu uso.** Disponível em: <<https://apublica.org/2021/01/mexico-proibe-herbicida-glifosato-e-outros-paises-do-continente-limitam-seu-uso/2021>>, 2021.

HEARD, T. A. The role of stingless bees in crop pollination. **Annual Review of Entomology**, v. 44, n. 131, p. 183–206, 1999.

HENRY, M. et al. A Common Pesticide Decreases Foraging Success and Survival in Honey Bees. **SCIENCE**, v. 336, n. 6079, p. 348–350, 2012.

HERBERT, L. T.; VÁZQUEZ, D.E.; ARENAS, A.; FARINA, W.M. Effects of field-realistic doses of glyphosate on honeybee appetitive behaviour. **Journal of Experimental Biology**, v.217, p.3457-3464, 2014.

JOBIM, P.F.C.; NUNES, L.N.; GIUGLIANI, R.; CRUZ, I.B.M. Existe uma associação entre mortalidade por câncer e uso de agrotóxicos? Uma contribuição ao debate. **Ciência & Saúde Coletiva**, v.15, n.1, p.277-288, 2010.

JUAN-BORRÁS, M.; DOMENECH, E.; ESCRICHE, I. Mixture-risk-assessment of pesticide residues in retail polyfloral honey. **Food Control**, v. 67, p. 127–134, 2016.

KAH, M.; WALCH, H.; HOFMANN, T. Environmental fate of nanopesticides: Durability, sorption and photodegradation of nanoformulated clothianidin. **Environmental Science: Nano**, v. 5, n. 4, p. 882–889, 2018.

KAMMOUN, S. et al. Ultra-trace level determination of neonicotinoids in honey as a tool for assessing environmental contamination. **Environmental Pollution**, v. 247, p. 964–972, 2019.

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, 2007.

KUJAWSKI, M.W.; NAMIESNIK, J. Levels of 13 multi-class pesticide residues in Polish honeys determined by LC-ESI-MS/MS. **Food Control**, v.22, n.6, p.914-919, 2011.

KURENBACH, B. et al. Sublethal exposure to commercial formulations of the herbicides dicamba, 2,4-dichlorophenoxyacetic acid, and Glyphosate cause changes in antibiotic susceptibility in *Escherichia coli* and *Salmonella enterica* serovar Typhimurium. **mBio**, v. 6, n. 2, p. 1–9, 2015.

LAZARUS, M.; LOVAKOVI, B. T.; BILAND, N. Chemosphere Difference in pesticides , trace metal (loid) and drug residues between certified organic and conventional honeys from Croatia. v. 266, 2021.

LERMEN, J.; BERNIERI, T.; RODRIGUES, I.S.; SUYENAGA, E.S.; ARDENGUI, P.G. Pesticide exposure and health conditions among orange growers in Southern Brazil. **Journal of Environmental Science and Health**, v.53, n.4, p.215-221, 2018.

LIMA, M. A. P. et al. Agrochemical-induced stress in stingless bees: peculiarities, underlying basis, and challenges. **Journal of Comparative Physiology A: Neuroethology, Sensory, Neural, and Behavioral Physiology**, v. 202, n. 9–10, p. 733–747, 2016.

LOPES, C.V.A.; ALBUQUERQUER, G.S.C. Agrotóxicos e seus impactos na saúde humana e

ambiental: Uma revisão sistemática. **Saúde Debate**, v.42, n.117, p.518-534, 2018.

LÓPEZ, S.L.; AIASSA, D.; BENÍTEZ-LEITE, S. et al. Pesticides Used in South American GMO-Based Agriculture: A Review of Their Effects on Humans and Animal Models. **Advances in Molecular Toxicology**, v.6, p.41-75, 2012.

LUDICKE, J. C.; NIEH, J. C. Thiamethoxam impairs honey bee visual learning, alters decision times, and increases abnormal behaviors. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 193, n. December 2019, 2020.

LUGOWSKA, K. The effects of Roundup on gametes and early development of common carp (*Cyprinus carpio* L). **Fish Physiology and Biochemistry**, v.44, p.1109-1117, 2018.

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. 1–20, 2015.

MA, Y. et al. Review of hexachlorocyclohexane (HCH) and dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) contamination in Chinese soils. **Science of the Total Environment**, v. 749, p. 1–10, 2020.

MAIN, A. R. et al. Beyond neonicotinoids – Wild pollinators are exposed to a range of pesticides while foraging in agroecosystems. **Science of the Total Environment**, v. 742, p. 1–8, 2020.

MALAGODI-BRAGA, K. S.; PEIXOTO KLEINERT, A. D. M. Could *Tetragonisca angustula* Latreille (Apinae, Meliponini) be effective as strawberry pollinator in greenhouses? **Australian Journal of Agricultural Research**, v. 55, n. 7, p. 771–773, 2004.

MALHAT, F. M. et al. Residues of organochlorine and synthetic pyrethroid pesticides in honey, an indicator of ambient environment, a pilot study. **Chemosphere**, v. 120, p. 457–461, 2015.

MEFTAUL, I. M. et al. Controversies over human health and ecological impacts of glyphosate: Is it to be banned in modern agriculture? **Environmental Pollution**, v. 263, 2020.

MEFTAUL, I. Md. et al. Controversies over human health and ecological impacts of glyphosate: Is it to be banned in modern agriculture. *Environmental Pollution*, v. 263, 114322, 2021.

MEIKLE, W. G. et al. Sublethal effects of imidacloprid on honey bee colony growth and activity at three sites in the U.S. **PLoS ONE**, v. 11, n. 12, p. 1–22, 2016.

MITCHELL, E. A. D. et al. A worldwide survey of neonicotinoids in honey. **Science**, v. 358, n. 6359, p. 109–111, 2017.

MOORE, L. J. et al. Relative toxicity of the components of the original formulation of Roundup® to five North American anurans. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 78, p. 128–133, 2012.

NEUMANN, P. et al. Micro-drone for the characterization and self-optimizing search of hazardous gaseous substance sources: A new approach to determine wind speed and direction.

International Workshop on Robotic and Sensors Environments, Proceedings, p. 1–6, 2010.

NOGUEIRA-NETO, P. Vida e criação das abelhas indígenas sem ferrão. São Paulo: Nogueirapis, p. 445, 1997.

OLIVEIRA, A. G. et al. Effects of the herbicide Roundup on the epididymal region of drakes *Anas platyrhynchos*. **Reproductive Toxicology**, v. 23, n. 2, p. 182–191, 2007.

PANSERI, S. et al. Occurrence of pesticide residues in Italian honey from different areas in relation to its potential contamination sources. **Food Control**, v. 38, n. 1, p. 150–156, 2014.

PAUMGARTTEN, F.J.R. Pesticides and public health in Brazil. **Current Opinion in Toxicology**, v.22, p. 7-11, 2020.

PENGUE, W. A. Cultivos transgênicos, ¿Hacia dónde fuimos? Veinte años después: La soja en Argentina 1996 - 2016. n. July, p. 68, 2016.

RANI, L. et al. An extensive review on the consequences of chemical pesticides on human health and environment. **Journal of Cleaner Production**, v.283, 124657, 2021.

RIBEIRO, M.G. et al. Occupational safety and health practices among flower greenhouses workers from Alto Tietê region (Brazil). **Science of The Environment**, v.416, p.121-126, 2012.

RODRÍGUEZ LÓPEZ, D. et al. Evaluation of pesticide residues in honey from different geographic regions of Colombia. **Food Control**, v. 37, n. 1, p. 33–40, 2014.

RUFFINENGO, S.; EGUARAS, M.; FLORIS, I. et al.. LD50 and repellent effects of essential oils from Argentinian wild plant species on *Varroa destructor*. **Journal of Economic Entomology**. v.98, p.651, 2005.

RUIZ-TOLEDO, J. et al. Organochlorine pesticides in honey and pollen samples from managed colonies of the honey bee *Apis mellifera linnaeus* and the stingless bee *Scaptotrigona mexicana* Guérin from southern, Mexico. **Insects**, v. 9, n. 2, p. 1–18, 2018.

SÁNCHEZ-BAYO, F. et al. Are bee diseases linked to pesticides? -A brief review. **Environment International**, v.89, p.7-11, 2016.

SANTOS, S. B. et al. Pollination of tomatoes by the stingless bee *Melipona quadrifasciata* and the honey bee *Apis mellifera* (Hymenoptera, Apidae). **Genetics Research - Including Molecular Genetics**, v. 30, n. 8, p. 751–757, 2009.

SEGATTO, M.M. et al. Residential and occupational exposure to pesticides may increase risk for cutaneous melanoma: a case–control study conducted in the south of Brazil. **International Journal of Dermatology**, .54, p.527-538, 2015.

SFORCIN, J. M. Biological Properties and Therapeutic Applications of Propolis. **Phytotherapy Research**, v. 30, n. 6, p. 894–905, 2016.

SHIMSHONI, J. A. et al. Pesticide distribution and depletion kinetic determination in honey and beeswax: Model for pesticide occurrence and distribution in beehive products. **PLoS ONE**, v. 14, n. 2, p. 1–29, 2019.

SILVA, A.C. et al. Perfil socioeconômico de Trabalhadores Rurais portadores de neoplasia. **Revista online de pesquisa Cuidado é Fundamental**, v.8, n.3, p.4891-4897, 2016.

SILVINA, N. et al. Neonicotinoids transference from the field to the hive by honey bees: Towards a pesticide residues biomonitor. **Science of the Total Environment**, v. 581–582, p. 25–31, 2017.

SOARES, S. et al. A Comprehensive Review on the Main Honey Authentication Issues: Production and Origin. **Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety**, v. 16, n. 5, p. 1072–1100, 2017.

TETTE, P. A. S. et al. Multiclass method for pesticides quantification in honey by means of modified QuEChERS and UHPLC-MS/MS. **Food Chemistry**, v. 211, p. 130–139, 2016.

THONGPRAKAISANG, S. et al. Glyphosate induces human breast cancer cells growth via estrogen receptors. **Food and Chemical Toxicology**, v. 59, p. 129–136, 2013.

TORRES, A. **O agrotóxico que matou 50 milhões de abelhas em Santa Catarina em um só mês**. Disponível em: <<https://www.bbc.com/portuguese/brasil-49657447#:~:text=Os testes -pagos com recursos,é letal para as abelhas>>.

VILLALBA, A. et al. Influence of land use on chlorpyrifos and persistent organic pollutant levels in honey bees, bee bread and honey: Beehive exposure assessment. **Science of the Total Environment**, v. 713, 2020.

WIEST, L. et al. Multi-residue analysis of 80 environmental contaminants in honeys, honeybees and pollens by one extraction procedure followed by liquid and gas chromatography coupled with mass spectrometric detection. **Journal of Chromatography A**, v. 1218, n. 34, p. 5743–5756, 2011.

WILMART, O. et al. Honey bee exposure scenarios to selected residues through contaminated beeswax. **Science of the Total Environment**, v. 772, 2021.

YASUDA, M. et al. Insecticide Susceptibility in Asian Honey Bees (*Apis cerana* (Hymenoptera: Apidae)) and Implications for Wild Honey Bees in Asia. **Journal of economic entomology**, v. 110, n. 2, p. 447–452, 2017.

YOGUI, G. T. et al. Levels of persistent organic pollutants and residual pattern of DDTs in small cetaceans from the coast of São Paulo, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, n. 10, p. 1862–1867, 2010.

ZHANG, L. et al. Exposure to glyphosate-based herbicides and risk for non-Hodgkin lymphoma: A meta-analysis and supporting evidence. **Mutation Research - Reviews in Mutation Research**, v. 781, n. February, p. 186–206, 2019.

ZHANG, Z. Y. et al. Deltamethrin Impairs Honeybees (*Apis mellifera*) Dancing Communication. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology volume**, v. 78, p. 117–123, 2020.