

PROSPECÇÃO DE ALTERNATIVAS DE CONTROLE QUÍMICO PARA A PRAGA QUARENTENÁRIA AUSENTE *BACTROCERA DORSALIS*

Data de submissão: 27/07/2023

Data de aceite: 01/09/2023

Vera Lucia Ferracini

Embrapa Meio Ambiente
Jaguariúna, São Paulo
<http://lattes.cnpq.br/6614285934767123>

Maria Conceição Peres Young Pessoa

Embrapa Meio Ambiente
Jaguariúna, São Paulo
<http://lattes.cnpq.br/7609273004875279>

Rafael Mingoti

Embrapa Territorial
Campinas, São Paulo
<http://lattes.cnpq.br/3479283038505977>

Giovanna Galhardo Ramos

Bolsista Embrapa Meio Ambiente/
Graduanda Medicina Veterinária-UNIFAJ
(período: março/2020 a julho/2021)
Jaguariúna, São Paulo
<http://lattes.cnpq.br/9267496163655298>

Bárbara de Oliveira Jacomo

Bolsista Embrapa Territorial/Graduanda
Ciências Biológicas-UNICAMP (período:
novembro/2019 a julho/2021)
Campinas, São Paulo
<http://lattes.cnpq.br/9208682264184448>

Marco Antonio Ferreira Gomes

Embrapa Meio Ambiente
Jaguariúna, São Paulo
<http://lattes.cnpq.br/5589120793657544>

Jeanne Scardini Marinho-Prado

Laboratório de Quarentena “Costa Lima”/
Embrapa Meio Ambiente
Jaguariúna- São Paulo
<http://lattes.cnpq.br/8742593129238690>

Tainara Gimenes Damaceno

Bolsista Embrapa Territorial/Graduanda
Geografia- UNICAMP
(período: fevereiro/2020 a
dezembro/2021)
Campinas – São Paulo
<http://lattes.cnpq.br/7865891732563110>

Catarina de Araújo Siqueira

Bolsista Embrapa Territorial/Graduanda
Eng. Ambiental e Sanitária- PUCCamp
(período: fevereiro/2019 a
dezembro/2020)
Campinas – São Paulo
<http://lattes.cnpq.br/1756072292762781>

Beatriz de Aguiar Giordano Paranhos

Embrapa Semiárido
Petrolina, Pernambuco
<http://lattes.cnpq.br/6606136052148527>

RESUMO: Este trabalho apresenta a prospecção de alternativas para o controle químico da praga quarentenária ausente (PQA) *Bactrocera dorsalis* Hendel, 1912

(Diptera: Tephritidae) para apoiar planos de manejo integrado, em caso de sua entrada no Brasil. Vinte e quatro princípios ativos (p.a.) de agrotóxicos utilizados no controle da praga no exterior foram identificados em literatura internacional. O potencial de transporte (lixiviação e escoamento superficial (*runoff*)) de cada p.a. foi avaliado utilizando modelos matemáticos *screening* do Índice de GUS e dos métodos de GOSS e de Cohen. Propriedades físico-químicas de cada p.a. foram recuperadas de literatura e bases de dados. Informações de áreas nacionais com a presença de aquíferos livres, solos porosos e pluviosidades maiores que 250 mm.ano⁻¹ foram obtidas de zoneamento territorial brasileiro já disponibilizado pela Embrapa. O impacto de cada p.a. em abelhas também foi apresentado, assim como p.a. banidos do Brasil, considerando literatura e bases de dados. Os resultados indicaram cautela com 15 p.a., devido ao potencial de lixiviação, e com 12 p.a. devido ao potencial de *runoff* (adsorvidos ao sedimento de solo). Os resultados subsidiam futuras políticas públicas de defesa fitossanitária com foco na PQA *Bactrocera dorsalis* e na sustentabilidade ambiental das áreas agrícolas brasileiras.

PALAVRAS-CHAVE: controle; modelos screening; mosca-das-frutas; praga quarentenária; Brasil.

PROSPECTION OF ALTERNATIVES OF THE CHEMICAL CONTROL FOR THE ABSENT QUARANTINE PEST *BACTROCERA DORSALIS*

ABSTRACT: This work presents the prospection of alternatives for chemical control of the absent quarantine pest (AQP) *Bactrocera dorsalis* Hendel, 1912 (Diptera: Tephritidae) in order to support plans for integrated pest management in the event of its incursion in Brazil. Twenty-four active ingredients (a.i.) of pesticides used for the control of the pest abroad were identified in international literature. The potential for each a.i. transport (leaching and run-off) was evaluated using screening mathematical modellings, such as the GUS index and the GOSS and Cohen methods. The physical-chemical properties of the a.i. were retrieved from literature and databases. Information on areas with the presence of non-confined aquifers, of porous soils, and of pluviosity greater than 250 mm.year⁻¹ was obtained from a Brazilian territorial zoning map already made available by Embrapa. The impact of each a.i. on bees was also presented, as well as the banned a.i. in the Brazil, both according literatures and databases. The results indicated caution with 15 a.i., due to their leaching potential, and with 12 a.i. due to run-off potential (adsorbed to the soil sediment). The results subsidize future public policies of phytosanitary defense focusing on the AQP *Bactrocera dorsalis* and on the environmental sustainability of Brazilian crop areas.

KEYWORDS: control; screening models; fruit flies; Quarantine pest; Brazil.

1 | INTRODUÇÃO

Bactrocera dorsalis Hendel, 1912 (Diptera: Tephritidae) é um inseto-praga exótico, polígrafo, considerado praga quarentenária ausente (PQA) no Brasil, conforme a Portaria SDA nº 617 de 11 de julho de 2022 (BRASIL, 2022). O inseto é uma das 20 espécies de PQA priorizadas para pesquisas, pela Embrapa e Ministério da Agricultura, Pecuária

e Abastecimento (MAPA) (FIDELIS et al., 2018). A prospecção de estratégias de controle (químico, biológico e cultural) já utilizados no manejo da praga no exterior apoia as estratégias preventivas de defesa fitossanitária nacional, em caso de sua entrada no Brasil.

Com atenção ao uso de controle químico, a seleção de agrotóxicos deve ser realizada considerando os **princípios ativos (p.a.)**, ou ingredientes ativos, autorizados pelo país para uso no controle da praga em cultivos-alvo, assim como o local e a tecnologia de aplicação, dado o efeito tóxico desses compostos à saúde humana e ao meio ambiente (GARCIA, 2001; GOMES & PESSOA, 2010; FRIEDRICH et al., 2021; MEDEIROS, ACAYABA & MONTAGNER, 2021). O risco de contaminação de água e solo por transporte de p.a. é intensificado em áreas com a ocorrência de solos porosos, presença de aquíferos livres e pluviosidades anuais igual ou superior a 250 mm.ano⁻¹, onde tais condições favorecem a lixiviação e/ou o escoamento superficial (*run-off*) (SILVA & FAY, 2004; GOMES & PESSOA, 2010). Acrescentam-se as contaminações, diretas e indiretas, de p.a. aos organismos não-alvo (polinizadores, inimigos naturais nativos e agentes de controle biológico) (DEL SARTO, 2003; USA.MS.MDA, 2021). Assim, orientar a seleção de p.a. para uso nas estratégias de controle químico é de fundamental importância (FERRACINI et al., 2020, 2022).

Este trabalho apresenta a prospecção de alternativas para o controle químico da PQA *Bactrocera dorsalis*, considerando seus potenciais de transporte (lixiviação e/ou escoamento superficial (*run-off*)) e de toxicidades a abelhas, e a presença, ou não, de áreas frágeis nacionais, para apoiar planos de manejo integrado, em caso de sua entrada no Brasil.

2 | CONTROLE QUÍMICO E AVALIAÇÃO DE POTENCIAL DE TRANSPORTE POR MODELOS SCREENING

Os p.a. de agrotóxicos já utilizados no exterior para o controle de *B. dorsalis*, bem como seus respectivos parâmetros físico-químicos e toxicidades às abelhas, foram recuperados de bases de dados e/ou literatura técnica nacional e internacional (INCHEM, 1983, 1990, 1992, 2019, 2020, 2022; USA.EPA, 1987, 1994, 1999; EUROPEAN UNION, 1998, 2006, 2010, 2016, 2019, 2020, 2021, 2022; WHO, 2004, 2011, 2016, 2019; LONG, GAN & NETT, 2005; WEBER et al. 2010; MOREIRA et al., 2007; VARGAS et al., 2007; HARPER et al., 2009; JACKSON et al., 2009; CHEN & YE, 2008, 2017; GABER & STEEGER, 2008; AKCA et al., 2009; BRASIL.ANVISA, 2009, 2026, 2022a,b; DEL SARTO, 2009; MILHOME et al., 2009; KANEKO, 2010; ANDRADE et al., 2011; LIN et al., 2011; MONTANHA & PIMPÃO, 2012; UNEP, 2012; KURWADKAR et al., 2013; BOND, BUHL & STONE, 2014; WENZEL & SHEMOTYUK, 2014; DUAVÍ et al., 2015; HALL et al., 2015; LIU et al., 2015, 2019; PARANJAPE et al. 2015; VARGAS, PIÑERO & LEBLANC, 2015; AKAY, 2016; DUARTE et al., 2016; SOARES, FARIA & ROSA, 2017; WEI et al., 2017; KNAPIK, 2018; MANRAKHAN, VENTER & HATTINGH, 2018; SILVA et al., 2018; IICA, 2019; JACOB,

2019; KOLUPAEVA et al. 2019; MARQUES et al, 2019; AGROLINK, 2020a,b; KUMAR, SINGH & NAGARAJAYAH, 2020; EXTOXNET, 1996, 2020, 2021, 2022, 2023; USA. DHHS, 2003; EU.ECHA, 2019, 2020, 2021, 2022; PUBCHEM, 2020, 2021, 2022, 2023; HE et al., 2021; MDA, 2021; PAN_NORTH AMERICA, 2021; PAN, 2021; SAGE PESTICIDES, 2021; PPDB, 2020, 2021, 2022, 2023; CHEMICALBOOK, 2022; SYNGENTA, 2022; UCLA/DAVIS, 2022; FLUORIDE ACTION NETWORK PESTICIDE PROJECT, 2022, 2023).

Vinte e quatro princípios ativos (p.a.) foram identificados, a saber: **abamectina, beta-cipermetrina, carbosulfano, ciantraniliprole, cialotrina, cipermetrina, ciromazina, clorpirifós, ciflutrina, deltametrina, diazinona, diclorvós, endossulfam, espinosade, fenitrotiona, fipronil, formotiom, foxim, fosfina, isazofós, malationa, nalede, quinalfos e tricloρφom**. A avaliação do potencial de transporte desses p.a. foi realizada por modelos *screening*, a saber do Índice de GUS (GUSTAFSON, 1989) e dos métodos de GOSS (GOSS, 1992) e de Cohen et al. (1995) (utilizado pela USA-*Environmental Protection Agency (EPA)*). O **Índice de GUS** requereu a meia-vida do p.a. em solo ($t_{1/2}$ solo, em dias) e o coeficiente de adsorção ao carbono orgânico do solo (Koc, em mL.g⁻¹), para fornecer o índice de GUS e, posteriormente, a classificação do p.a. em “não sofre lixiviação”, “faixa de transição” ou à “provável lixiviação”. O **método de GOSS** demandou, além das informações de GUS, a solubilidade em água (em mg.L⁻¹) do p.a. para classifica-lo quanto ao potencial de transporte associado ao sedimento (solo) ou dissolvido em água. Quando associado ao sedimento, o p.a. apresenta maior risco ao transporte por escoamento superficial por partículas de solo (erosão ou carreamento por chuva). Quando dissolvido em água, existe maior risco ao transporte do p.a. por lixiviação (transportado no perfil vertical do solo) e, assim, atingir camadas mais profundas do solo e, conseqüentemente, lençóis de águas subterrâneas subsuperficiais ou profundos. Por Goss, esses potenciais de transporte são classificados, separadamente, em alto potencial (“A”), médio potencial (“M”) ou baixo potencial (“B”), de acordo com regras (GOSS, 1992). O **método de Cohen et al. (1995)**, conhecido também por método EPA, requereu todas as informações de entrada dos métodos anteriores, acrescidas a constante de Henry (em Pa.m³.mol⁻¹) e a meia vida em água ($t_{1/2}$ água, em dias). As informações utilizadas são apresentadas a seguir (**Tabela 1**). O método de Cohen (EPA) também demandou conhecer áreas com presença de solos porosos, aquíferos livres (não confinados) e de pluviosidades superiores a 250 mm.ano⁻¹, aqui citadas como áreas frágeis. Assim, o zoneamento territorial de áreas aptas a *B. dorsalis*, em pelo menos um mês do ano, em cultivos hospedeiros de abacate, banana, cacau, café, caju, caqui, laranja, limão, tangerina, feijão, goiaba, maçã, mamão, manga, maracujá, melão, melancia ou tomate localizados em áreas frágeis, elaborado pelo Projeto DefesaInsetos (EMBRAPA SEG. 40.18.03.007.00.00), foi utilizado.

Princípio Ativo	Solubilidade em água (ppm-µg/mL-mg/L)	Koc	(mL/g)	KH	(Pam3/mol)	t1/2 solo (dias)	t1/2 água (dias)	Referências
Abamectina	1,21 ; 5,0	5000		2,70E-03	8,0 a 21,0 horas ; 1,0 ; <1,0 a 1,8 ; 28,0		2,4 ; 4,0	EXTOWNET, 2021; IICA, 2019; LIU et al., 2019; WEI et al., 2017; AGROLINK, 2020a; LONG, GAN & NETT, 2005; EU, 1998
Beta-cipermetrina	0,002 ; 1,2E-03	64300		8,1E0-3		13	1	LIU et al., 2019; WEI et al., 2017; THE PPDB, 2021; ANDRADE et al., 2011
Carbosulfano	0,11	9489		0,12 ; 0,124		21	0,5	THE PPDB, 2021; IICA, 2019; MILHOME et al., 2009
Ciantranilprole	14,2	241		1,70E-13		32,4	1,8	SYNGENTA, 2022; THE PPDB, 2021; LIU et al., 2019
Cialotrina	0,004 ; 0,005	120000 ; 180000 ; 80000 a 182000		1,8E-02 ; 1,5E-06 atm ; 1,4E-05 atm		57	7	FLUORIDE ACTION NETWORK PESTICIDE PROJECT, 2022; NIH, 2022; THE PPDB, 2021; IICA, 2019; LIU et al., 2019; KANEKO, 2010
Cipermetrina	4,0E-03 ; 9,0E-03	1,60E+05		2,00E-02		60	14	IPCS-INCHEM, 2022; EXTOWNET, 2021; IICA, 2019; LIU et al., 2019; SOARES, FARIA & ROSA, 2017; MONTANHA & PIMPAO, 2012
Ciromazina	13000	765 (81 a 1800) ; 768 (79 a 1784)		5,8E-09 ; 5,65E-14 atm	9,7 ; 31,8 ; 93 ; 107 ; 142 ; 189 (75 a 284)		14,5 ; 16,0	NIH, 2022; ANVISA, 2020; IICA, 2019; THE PPDB, 2021; EU, 2016
Clorpirifós	1,05	5509 ; 8,2E+04		0,478		27,6 ; 50,0 ; 386,0	21,0 a 75,0	ANVISA, 2022; THE PPDB, 2021; EU-ECHA, 2020; IICA, 2019; SANTOS, 2019; SOARES, FARIA & ROSA, 2017
Ciflutrina	0,003 ; 0,0066	3700 a 33913 ; 123930		2,9E-08 atm ; 5,3E-02	7,0 a 90,0 ; 33 ; 34 ; 56 ; 56 a 63 ; 116 ; 140	3,0 a 7,0 ; 11,0 a 20,0 ; 12,0 ; 25,0 a 117,0 ; 193,0		ANVISA, 2022; NIH, 2022; NPIC, 2022; THE PPDB, 2021; LIU et al., 2019
Deltametrina	0,0002 ; < 0,002	10240000 ; 79000 a 16300000		3,10E-02 ; 5,0E-06 atm		21,0 ; 58,2 ; 100,0	17	NIH, 2022; THE PPDB, 2021; IICA, 2019; LIU et al., 2019; MOREIRA et al., 2007
Diazinona	38,0 ; 40,0 (54,0 a 69,0) ; 60,0	1000 ; 1520 ; 609 ; 40 a 854		6,09E-02 ; 1,4E-06 a 1,13E-07 atm	9,1 (8,0 a 23,0) ; 18,4 (7,5 a 29,3) ; 40,0		138	NIH, 2022; THE PPDB, 2021; LIU et al., 2019; HARPER et al., 2009; WEBER et al., 2006; LONG, GAN & NETT, 2005
Diclorvos	18000	27,5 a 151 ; 50		2,58E-02 ; 5,7E-07 atm		2	1,0 ; 3,5 ; 8,0	NIH, 2022; THE PPDB, 2021; ANVISA, 2020; IICA, 2019; LIU et al., 2019
Endossulfam	0,32 ; 28 ; 32 ; 53	11500 ; 12400 ; 350 a 19953		1,48 ; 6,5E-05 atm	50 ; 39 ; 86 ; 50 a 60 ; 32 ; 150		2,0 a 8,0	NIH, 2022; THE PPDB, 2021; LIU et al., 2019; ANVISA, 2016; LONG, GAN & NETT, 2005
Espinosade	89 ; 7,6	835 ; 143225 ; 16420 ; 34600		1,89E-07		2,37 ; 0,4	16 a 27	THE PPDB, 2021; ANVISA, 2020; IICA, 2019; LIU et al., 2019; SILVA, 2019; EU, 2010; LONG, GAN & NETT, 2005
Fenitrotona	19 ; 14	2000		9,86E-03 ; 9,3E-07 atm	2,7 ; 2,0 a 5,0		1,0 ; 3,33 a 3,65	NIH, 2022; THE PPDB, 2021; LIU et al., 2019; WHO, 2004; IPCS-INCHEM, 1992
Fipronil	3,78 ; 1,9 a 2,4	825 a 6863 ; 214 ; 427 ; 825 ; 1248 ; 2165 ; 3946		2,31E-04 ; 8,42E-10 atm ; 3,7E-05 atm	142 ; 65 ; 6,125 a 9 ; 122 a 128		0,16 a 0,5	NIH, 2022; THE PPDB, 2021; SILVA et al., 2018; JACKSON et al., 2009;
Formotiom	2600	21 ; 150		1,11E-05 ; 1,1E-10		14	0,17 ; < 1,0	NIH, 2022; THE PPDB, 2021; LIU et al., 2019; GARCIA, 2001
Foxim	0,7 ; 1,5	420		4,18E-01	1 ; 6 ; 9 ; 10 ; 11 ; 14		7,2 ; 3,1 ; 26,7	ChemicalBook, 2022; THE PPDB, 2021; ANVISA, 2020; LIU et al., 2019; IICA, 2019; WENZEL & SHEMOTYUK, 2014; IPCS-INCHEM, 1993
Isazofós	69	115,0 ; 91,3 a 385,0		5,27E-02 ; 5,21E-07 atm	2,5 a 48,4 ; 10,0 ; 34,0 ; 40,0		19,0 ; 48,0 ; 85,0	NIH, 2022; THE PPDB, 2021; IICA, 2019
Malationa	130 ; 143 ; 148	1200 a 1800		23,0E-04 ; 1,0E-03	9,0 ; 1,0		0,4	ANVISA, 2022; NIH, 2022; THE PPDB, 2021; IICA, 2019; LIU et al., 2019; SILVA et al., 2018; DIAVI et al., 2015; UNEP, 2012; LONG, GAN & NETT, 2005
Naledo	2000 ; 1500	180 ; 344		6,6 ; 6,5E-05 atm	1		1	NIH, 2022; THE PPDB, 2021; LIU et al., 2019
Quinalfos	17,8	1465		4,70E-03	21		1	NIH, 2022; THE PPDB, 2021; IICA, 2019
Triclorfom	120000	6,0 a 79,0 ; 10,0		4,5E-07 ; 2,2E-011 atm	1,0 a 27,0 ; 18,0		510,0 ; 46 h ; < 30 min	NIH, 2022; THE PPDB, 2021; IICA, 2019; LIU et al., 2019; SILVA et al., 2018;

Tabela 1. Parâmetros físico-químicos dos princípios ativos (p.a.) de agrotóxicos identificados para controle de *Bactrocera dorsalis* e utilizados nos modelos screening.

Os cálculos demandados pelos três modelos foram realizados em planilha Microsoft Excel, elaborada a partir de Ramos, Ferracini & Pessoa (2021) incorporando o método de Cohen (EPA); realizado pelos mesmos autores. Os resultados obtidos (**Tabela 2**) indicaram que em áreas frágeis devem ser evitados o uso de ciantranilprole, ciromazina, clorpirifós, diazinona, diclorvós, endossulfam (banido), espinosade, fenitrotiona, fipronil, formotiom (banido), foxim, isazofós (banido), nalede, quinalfos (banido) e triclorfom (banido), pelo potencial de transporte em água, como também de beta-cipermetrina, carbofurano, cialotrina (não listado entre os autorizados para uso no país), ciflutrina, cipermetrina, ciromazina, clorpirifós, deltametrina, endossulfam (banido), fenitrotiona, fipronil e quinalfos (banido), pelo potencial de transporte associado a sedimentos de solo (**Tabela 2**).

P.A.	GUS	GOSS (SED e DISS)	EPA
Abamectina	NL	SED: B; DISS: B	NL
Beta-cipermetrina	NL	SED: M; DISS: B	NL
Carbosulfano	NL	SED: M; DISS: B	NL
Ciantranilprole	T	SED: B; DISS: A	NL
Cialotrina*	NL	SED: A; DISS: B	NL
Cipermetrina	NL	SED: A; DISS: B	NL
Ciromazina	NL	SED: M; DISS: A	NL
Clorpirifós	NL	SED: A; DISS: A	NL
Ciflutrina	NL	SED: A; DISS: B	NL
Deltametrina	NL	SED: A; DISS: B	NL
Diazinona	NL	SED: B; DISS: M	NL
Diclorvós	NL	SED: B; DISS: M	NL
Endossulfam**	NL	SED: A; DISS: A	NL
Espinosade	NL	SED: B; DISS: M	NL
Fenitrotiona	NL	SED: M; DISS: M	NL
Fipronil	NL	SED: M; DISS: A	NL
Formotiom**	T	SED: B; DISS: M	NL
Foxim	NL	SED: B; DISS: M	NL
Fosfina	Não avaliado	Não avaliado	Não avaliado
Isazofós**	L	SED: B; DISS: A	NL
Malationa	NL	SED: B; DISS: B	NL
Nalede	NL	SED: B; DISS: M	NL
Quinalfos**	NL	SED: M; DISS: M	NL
Triclorfom**	L	SED: B; DISS: M	NL

OBS.: Índice de GUS: NL= Não Lixiviação; T= Transição; L= Potencial Lixiviação; Método de GOSS: Para GOSS-SED= associado a sedimento ou GOSS-DIS= dissolvido em água: B= baixo potencial, M= Médio Potencial e A= Alto Potencial; Método de Cohen et al. (1995) (ou EPA): NL= Não Lixiviação e L= Potencial Lixiviação. *= Não consta na lista de ingredientes ativos de uso autorizado no Brasil (ANVISA, 2022b); ** = Ingrediente ativo banido do Brasil (ANVISA, 2022b)

Tabela 2. Potencial de transporte dos princípios ativos (p.a.) de agrotóxicos para controle de *Bactrocera dorsalis* conforme modelos *screening* de GUS, GOSS e EPA.

Abamectina (*Abamectin*) é do grupo avermectina (AGROFIT, 2023) com uso autorizado no Brasil, para o controle de outras pragas (ANVISA, 2022b). Os resultados obtidos corroboram com a literatura. A instabilidade de abamectina, associada tanto à sua baixa solubilidade em água quanto a forte adsorção do p.a. ao solo, contribuem para limitar sua biodisponibilidade para organismos não-alvo e previnem sua lixiviação para o lençol freático, conforme apontado por Lasota & Dybas (1990), que avaliaram o p.a. em uso agrícola. Milhome et al. (2009) indicaram o potencial de “lixiviação nula” de abamectina, por análise GUS, e o potencial de “não contaminante” quanto ao risco em água superficial, embora sinalizando “intermediário potencial de contaminação”, por análise EPA. O MDA (2021) indicou que abamectina é altamente tóxico às abelhas, corroborando com Basf (2013), que sinalizou o mesmo grau de toxicidade às abelhas expostas a pulverização direta ou aos resíduos do p.a.. Del Sarto (2009) citou, para abelhas *Melipona quadrifasciata* e *Apis mellifera* africanizada, que abamectina. mostrou-se altamente tóxico em exposição por via oral e menos tóxico por via tópica. Mejias & Garrido (2022) apresentaram os métodos analíticos capazes de detectar o p.a. em produtos de abelhas (mel e cera).

Beta-cipermetrina (*Beta-Cypermethrin*) é do grupo piretróide (AGROFIT, 2023) e é autorizado no país para outras pragas (ANVISA, 2022b). Os resultados obtidos ratificam o potencial de transporte do p.a. informado por WHO (2019), que indicou persistência variando de média a alta no solo, onde pode ser considerado imóvel. A mesma fonte reportou que o p.a. é pouco persistente no compartimento aquático, salientando a alta mobilidade de seus metabólitos no solo. Os efeitos tóxicos da exposição de larvas de abelhas *A. mellifera lingustica* e *A. cerana cerana* à Beta-cipermetrina são conhecidos (HE et al., 2021). NIH (2023) indicou a alta toxicidade do p.a. às abelhas melíferas.

Carbosulfano (*Carbosulfan*) é do grupo dos carbamatos e é autorizado no Brasil, para outras pragas (ANVISA, 2022b). O potencial médio associado a sedimento de solo aqui obtido corrobora com Otieno et al. (2010), que ressaltaram elevadas contaminações do p.a. em solos superficiais, com risco de contaminações de barragens e rios por escoamento superficial (*run-off*). Sahoo et al. (1993) relataram que o p.a. é rapidamente metabolizado no ambiente a carbofurano, composto altamente tóxico, como também a 3-hidroxi-carbofurano. A Agência Escocesa de Proteção Ambiental (SEPA) determinou carbosulfano e carbofurano como “*poluentes não-perigosos*”, em listagem de substâncias potencialmente relevantes para a avaliação de qualidade das águas subterrâneas do país (SCOTLAND.SEPA, 2020). Porém, com relação aos metabólitos do p.a. aqui destacados, Berton (2017) sinalizou a presença deste p.a. em amostras de água coletadas na nascente do alto Rio São Lourenço (Campo Verde, MT), indicando seu potencial para contaminações por escoamento superficial ou para água subterrânea. Zhang et al. (2016) também detectaram resíduos de carbosulfano e de 3-hidroxi-carbofurano em solos, ressaltando que os mesmos foram quase indetectáveis em água de arroz irrigado. Sahoo et al. (1993) informaram que carbosulfano degrada mais rapidamente em solo inundado do que em solo

não inundado, o que também foi relatado em solo incubado em temperatura mais alta e em solo alterado com matéria orgânica extra comparado ao solo não alterado (SAHOO et al., 1993). Segundo a EFSA (2006), carbosulfano é tóxico para abelhas. Akca et al. (2009) indicaram a toxicidade aguda de carbosulfano a *A. mellifera*.

Ciantraniliprole (*Cyantraniliprole*) é do grupo antranilamida (AGROFIT, 2023) e autorizado para outras pragas no Brasil (ANVISA, 2022b). Possui relatos de mobilidade na maioria dos solos, com base em baixos coeficientes de adsorção (KOLUPAEVA et al., 2019). O potencial de lixiviação do p.a. também aumenta com o aumento da persistência, que para ele varia dependendo das condições do solo (KOLUPAEVA et al., 2019). Kolupaeva et al. (2019) apontaram que, para os parâmetros de persistência e mobilidade mais conservadores, o índice de GUS do ciantraniliprole indicou provável lixiviação. Porém, em relatos de condições de campo, os mesmos autores citaram que o p.a. foi geralmente encontrado na camada superior do solo, embora pequenas quantidades tenham se deslocado para uma profundidade de até 15 cm da superfície do solo. Kolupaeva et al. (2019) também relataram que o p.a. pode lixiviar para as águas subterrâneas, se usado em áreas de solos permeáveis, sobretudo com o lençol freático raso. Em testes de resíduos e de toxicidade de ciantraniliprole e de seu principal metabólito (“J9Z38”), Zhang et al. (2020) observaram que em solo artificial, embora o p.a. se degradasse mais rapidamente que seu metabólito, ciantraniliprole apresentou maior risco para minhocas quando comparado ao metabólito. Os relatos supracitados confirmam os resultados aqui obtidos pelo índice de GUS, que indicou faixa de transição (T), bem como por GOSS, que indicou alto potencial do p.a. para estar dissolvido em água e médio potencial de estar associado ao sedimento do solo. Ciantraniliprole é altamente tóxico para abelhas (PPDB, 2022) e sua aplicação não é recomendada no período de maior visitação de polinizadores (SYNGENTA, 2021).

Cialotrina (*Cyhalothrin*) é do grupo piretróide e não consta entre os i.a. autorizados no Brasil (ANVISA, 2022b). A literatura indica, com base em seus valores de Koc e de solubilidade em água, que sua mobilidade não é esperada no solo e que, em caso de sua liberação em água, o composto fique absorvido aos sólidos suspensos e sedimentos, sendo, portanto, muito improvável que atinja águas subterrâneas; o mesmo foi relatado para seus produtos de degradação no solo (IPCS.INCHEM, 1990; NIH, 2022). Porém, conforme o local onde é aplicado, pode ser ambientalmente persistente (PPDB, 2023). Os relatos corroboram com os resultados aqui obtidos, dados pelos “NL” obtidos por GUS e EPA e pelo baixo potencial do composto estar dissolvido em água por GOSS, assim como, neste último, pelo alto potencial de encontrar-se associado ao sedimento de solo. A literatura sinaliza os efeitos tóxicos de cialotrina às abelhas (NIH, 2022), indicando a necessidade de atenção especial. Johnson et al. (2010) reportaram ocorrência de cialotrina em amostras de cera, pólen, abelha e mel de apiários, enquanto a PPDB (2023) o sinalizou como altamente tóxico às abelhas. Mejias & Garrido (2022) apresentaram os métodos analíticos capazes de detectar “Cyhalothrin L” em produtos de abelhas (mel e cera).

Cipermetrina (*Cypermethrin*) é do grupo piretróide (AGROFIT, 2023) com uso autorizado no Brasil para o controle de outras pragas (ANVISA, 2022b). Com base nos seus valores de Koc e de solubilidade são esperadas ausência de sua mobilidade no solo e, em caso de liberação em água, que o p.a. fique adsorvido aos sólidos suspensos ou sedimentos (NIH, 2022). Rani, Saini & Kumari (2014) reportaram a baixa mobilidade do p.a. sob condição de umidade saturada, o que indica seu não potencial para contaminar as águas subterrâneas. O sinalizado por esses autores corrobora com os resultados obtidos pelos modelos *screening*. Entretanto, Agência Escocesa de Proteção Ambiental (SEPA) indicou cipermetrina como “*substância perigosa*” para fins de qualidade da água subterrânea (SCOTLAND.SEPA, 2020). A presença de cipermetrina em amostras de cera, pólen, abelha e mel de apiários foi reportada (JOHNSON et al., 2010). Del Sarto (2009), citando Bendahou, Fleche & Bounias (1999) sinalizou o efeito dos piretróides com ação neurotóxica nas abelhas, indicando que em aplicações em campo reduzem o forrageamento. A elevada toxicidade sub-letal do p.a. encontrada em “*beebread*” em apiários da Espanha foi também relatada, sinalizando cipermetrina entre os sete inseticidas prejudiciais às abelhas e outros polinizadores (TIRADO, SIMON & JOHNSTON, 2013). Mejias & Garrido (2022) apresentaram os métodos analíticos capazes de detectar a cipermetrina em produtos de abelhas (mel e cera).

Ciromazina (*Cyromazine*) é do grupo triazinamina (AGROFIT, 2023) com uso autorizado no Brasil para outras pragas (ANVISA, 2022b). Em alguns solos onde o p.a. foi aplicado, o composto apresentou mobilidade moderada; casos onde observados valores mais baixos de seus Koc (NIH, 2022). Em estudo de escoamento em área agrícola, com aplicação de ciromazina no solo via esterco de galinha, o p.a. foi encontrado em águas de escoamento, com suas concentrações aumentando proporcionalmente às taxas de chuva (NIH, 2022). Quando liberado em água, houve indicação de que o p.a. pode ser adsorvido aos sólidos suspensos e aos sedimentos, conforme o Koc do solo local (NIH, 2022). Ciromazina também foi relatado como estável em solo anaeróbico (NIH, 2022). Fernández-Pérez (2007) indicou as percentagens de ciromazina recuperadas em solo, lixiviadas e em grânulos de 1,27 %, 98,50 % e 0,0 %, respectivamente, constatando o alto potencial do p.a. estar dissolvido em água. Esse resultado corrobora com USA.EPA (1994), que indicou que a ciromazina é bastante persistente sob certas condições e que pode atingir a água subterrânea. USA.EPA (1994) também ressaltou que em áreas “*onde os solos são permeáveis e os lençóis freáticos são rasos, podem resultar em contaminação da água subterrânea. A utilização de água de irrigação nessas áreas aumenta a probabilidade de contaminação*”. Fletcher (1985) ressaltou que “*ciromazina e seu principal metabólito (“melamine”) podem persistir no solo e possuem potencial para lixiviar em solos alcalinos e em solos com baixo conteúdo de matéria orgânica. Entretanto a ligação de resíduos às partículas de solo poderá mitigar esse potencial*”. Vê-se, portanto, que em áreas frágeis (solo permeável, pluviosidade e lençóis subterrâneos rasos) a aplicação de ciromazina

não deve ser indicada, dado que essas características favorecem a lixiviação do p.a. junto à tendência de seu alto potencial de estar dissolvido em água e ao seu médio potencial de encontrar-se associado ao sedimento originado do solo, apresentados aqui pelo modelo de GOSS. As ausências de potenciais de lixiviação, assinaladas por GUS e EPA, podem ser explicadas pelo fator de adsorção ao solo exibido para o composto, dado que esse potencial de transporte está altamente dependente do seu valor de Koc no solo. A ciromazina foi citada como praticamente não tóxica às abelhas melíferas, em estudo de toxicidade aguda de contato (NIH, 2022b). Mejias & Garrido (2022) citaram os métodos analíticos para detectar a ciromazina em mel e cera.

Clorpirifós (*Chlorpyrifos*) é do grupo organofosforado (AGROFIT, 2023) com uso autorizado no Brasil para outras pragas (ANVISA, 2022b), onde está entre os mais utilizados (INCA, 2022). Considerando seus altos valores de Koc, quando aplicado no solo são esperadas sua ausência ou baixa mobilidade. Se liberado na água, é previsto que clorpirifós seja adsorvido aos sólidos suspensos e sedimentos (NIH, 2022). De acordo com Rani, Saini & Kumari (2014), clorpirifós apresenta baixa mobilidade sob condição de umidade saturada, indicando ausência de potencial para contaminar as águas subterrâneas. Sua baixa mobilidade no solo também foi observada por Narayanan et al. (2014), que indicaram que em solo normal clorpirifós permanece fortemente adsorvido à superfície do solo, com reduzida mobilidade e, conseqüentemente, baixo potencial à lixiviação. Porém, Narayanan et al. (2014) também indicaram que a fração de argila do solo controla fortemente o comportamento da mobilidade do p.a., indicando que sua lixiviação pode ser fortemente influenciada pela falta de matéria orgânica no solo. Dufilho & Falco (2020) indicaram que ao ser aplicado em solo de textura franco-arenosa o clorpirifós pode apresentar maior percolação da água de irrigação e que ao ser aplicado em solo franco-argiloso o composto apresenta maior potencial para lixiviar. A Escócia (SCOTLAND.SEPA, 2020) determinou clorpirifós como “*substância perigosa*” para qualidade da água subterrânea. Desse modo, a literatura citada corrobora com os resultados aqui obtidos para o p.a.. A alta toxicidade de clorpirifós às abelhas foi apontada por MDA (2021). Johnson et al. (2010) reportaram a ocorrência de clorpirifós em amostras de cera, pólen, abelha e mel de apiários. A presença do p.a. em pólen e em *beebread*, neste último em elevada toxicidade subletal para abelhas, também foram relatadas por Tirado, Simon & Johnston (2013), indicando-o como prejudicial às abelhas e outros polinizadores. Cutler et al. (2014) também relataram que o p.a. é altamente tóxico às abelhas pela exposição por contato direto, citando tratar-se de boas práticas, para redução de impactos em polinizadores, proibir o uso desse composto quando na área de tratamento estiverem presentes abelhas em vôo, culturas em floração ou presença de ervas daninhas, dado que o principal risco de exposição primária às abelhas, segundo os autores, são alimentação e de contato de flores pulverizadas com o produto. Cutler et al. (2014) também relataram que a exposição secundária ao clorpirifós se dá pelo transporte de pólen e néctar para as colmeias, realizado por abelhas forrageiras, as mais

expostas às contaminações. Johansen (1977), apresentando o risco de envenenamento de abelhas a inseticidas, já sinalizava o uso deste p.a. como “*perigoso em qualquer momento em culturas em florescimento*”. Mejias & Garrido (2022) apresentaram os métodos analíticos capazes de detectar “Clorpirifós Etil” e “Clorpirifós Metil” em mel e cera.

A **Ciflutrina** (*Cyfluthrin*) é do grupo piretróide (AGROFIT, 2023) com uso autorizado no Brasil para outras pragas (ANVISA, 2022b). O p.a. é moderadamente persistente em solos e é decomposto pela água ou luz solar. A quebra da ciflutrina ocorre mais rapidamente em solos com alto teor orgânico e em solo sem oxigênio e alto teor de argila. A ciflutrina é imóvel no solo e é pouco provável lixiviar. O movimento através do escoamento não é esperado, a menos que o sedimento também seja movido. A ciflutrina não é facilmente dissolvida em água (HANSON et al., 2018). De acordo com o MDA (2021), o p.a. é altamente tóxico às abelhas, corroborando com. UCLA-DAVIS (2022), que não indica sua aplicação em fase de floração das plantas. Johnson et al. (2010) também informaram a ocorrência de ciflutrina em amostras de cera, pólen, abelha e mel coletadas em apiários. O NPIC (2022) também sinaliza que abelhas são altamente sensíveis ao contato com esse p.a.. Mejias & Garrido (2022) apresentaram os métodos analíticos capazes de detectar a ciflutrina em produtos de abelhas (mel e cera).

Deltametrina (*Deltamethrin*) é do grupo piretróide (AGROFIT, 2023) com uso autorizado no Brasil para outras pragas (ANVISA, 2022b). O alto potencial de transporte por sedimento e baixo potencial de transporte dissolvido em água, assim como a tendência a não lixiviação, obtidos aqui para deltametrina corroboram com Selim & Zhu (2002). Dependendo do tipo e manejo dos solos, bem como da pluviosidade e declividade do terreno local onde o p.a. for aplicado, a ocorrência de carreamento para áreas não-alvo por escoamento superficial (*runoff*) pode ser observada. A PPDB (2023) também assinalou o baixo potencial de lixiviação do p.a.. Porém, a Agência Escocesa de Proteção Ambiental citou deltametrina como “*substância perigosa*” para água subterrânea (SCOTLAND.SEPA, 2020). Deltametrina é considerado altamente tóxico às abelhas (UNEP/POPS/POPRC.8/INF/29, 2012; USA.MS.MDA, 2021; PPDB, 2021, 2023). O p.a. foi detectado em amostras de cera, pólen, abelha e mel coletadas em apiários (JOHNSON et al., 2010). Del Sarto (2009), avaliando a exposição de abelhas *M. quadrifasciata* e *A. mellifera* africanizada a esse p.a., observou que o mesmo é altamente tóxico em exposição por via oral e menos tóxico quando por via tópica. Tirado, Simon & Johnston (2013) o indicam entre os sete p.a. prejudiciais às abelhas e outros polinizadores. Mejias & Garrido (2022) apresentaram os métodos analíticos para detectar o p.a. em mel e cera.

Diazinona (*Diazinon*) é um inseticida de amplo espectro pertencente ao grupo organofosforado, com uso autorizado para outras pragas (ANVISA, 2022b) e entre os mais utilizados no Brasil (INCA, 2022). Os resultados obtidos corroboram com PPDB (2023), que relatam que apesar do baixo risco de lixiviação para águas subterrâneas indicados por suas propriedades químicas, incidentes de contaminação já ocorridos demandam considerá-

lo como potencialmente poluente às águas subterrâneas. Khalijan, Sobhanardakani & Cheraghi (2016) reportaram a ocorrência de resíduos do p.a., acima do nível permitido, em água subterrânea avaliada em 2014 na microbacia de Hamedan-Bahar, localizado na província de Hamedan no Irã, onde existe o aquífero de mesmo nome. Aggarwal et al. (2013) também relataram ocorrências de resíduos de diazinona em água subterrânea de áreas da Califórnia, EUA, onde esses autores ressaltaram que, além da concentração do p.a. utilizada, sua taxa de degradação é também influenciada pelos pH, tipo, incorporação de orgânicos e umidade do solo; porém, com maior influência do pH do solo. A SCOTLAND. SEPA (2020) cita diazinona como “*substância perigosa*” para a qualidade da água subterrânea da Escócia. Assim sendo, corroboram com o aqui indicado por GOSS, que sinalizou médio potencial para o p.a. estar dissolvido em água. Acrescenta-se que amostragens de resíduos de agrotóxicos em poços, realizados em 2020 na Califórnia, reportaram ocorrências de degradado de diazinona (“*2-Isopropyl-6-methyl-4-pyrimidinol*”) em água de poços (CEPA. DPR, 2021). De acordo com o MDA (2021), o diazinona é “*altamente tóxico às abelhas*”, corroborando com Johansen (1977), que indicou o perigo de envenenamento de abelhas pelo p.a. quando utilizada em “*qualquer momento em culturas em florescimento*”. PPDB (2023) também apresenta diazinona como “*altamente tóxico*” às abelhas. Johnson et al. (2010) relataram a ocorrência de diazinona em cera, pólen, abelha e mel coletados em apiários. Mejias & Garrido (2022) apresentaram os métodos analíticos capazes de detectar o p.a. em mel e cera.

Diclorvós (*Dichlorvos*) é do grupo organofosforado com uso autorizado no Brasil para o controle de outras pragas (ANVISA, 2022b). WHO (2016) cita que diclorvós é altamente degradado por atividade microbiana e hidrólise do solo, não sendo adsorvido ao sedimento de solo, corroborando com o baixo potencial em sedimento, aqui obtido por GOSS. O baixo potencial de lixiviação, obtidos por GUS e EPA, corroboram com o apontado pela PPBD (2023), que relatou improvável lixiviação para água subterrânea, de acordo com as propriedades químicas mais utilizadas, também citando ser o p.a. usualmente não persistente em solo e em água. Eades (1991) indicou que o diclorvós pode ser recuperado de amostras de água do mar, persistindo nessas condições por até 9 dias. WHO (2016), citando Gao (2012), mencionou diclorvós presente em 16 reservatórios chineses, amostrados na bacia do rio Haihe, em concentrações variando de 10 a 50 ng/L (média de 26,3 ng/L). WHO (2016), citando Tuncel, Oztas & Erduran (2008), reportou que o produto foi encontrado em cerca de 12 amostras de água superficial de região agrícola da Turquia em concentração mais elevada (322,2 ng/L). Concentrações do p.a. também da ordem de ng/L foram reportadas como presentes em água da chuva de diversos países (WHO, 2016). Assim, apesar de diclorvós apresentar potencial para estar dissolvido em água, corroborando com o aqui indicado pelo médio potencial dissolvido em água (“M”) obtido por GOSS, a WHO (2016) citou não haver necessidade de estabelecer valores diretivos para o p.a. devido às baixas concentrações (sem risco à saúde humana) recuperadas

em fontes de água potável. Contudo, destaca-se que entre as substâncias potencialmente relevantes para a avaliação de qualidade das águas subterrâneas na Escócia, diclorvós é “*substância perigosa*” (SCOTLAND.SEPA, 2020). Diclorvós foi citado como “*altamente tóxico*” às abelhas (PPDB, 2023). Johnson et al. (2010) relataram diclorvós em amostras de mel coletadas em apiários. Mejias & Garrido (2022) apresentaram os métodos analíticos capazes de detectar o diclorvós em mel e cera.

Endossulfam (*Endosulfan*) é do grupo organoclorado e foi banido do Brasil (ANVISA, 2022b). Estudo realizado por Atasoy, Mermut & Yesilnacar (2012) em aquífero não confinado indicou que a persistência moderadamente hidrofóbica desse p.a. pode fazê-lo alcançar a água subterrânea, mesmo em presença de alto conteúdo de argila do solo; o que corrobora com o alto potencial dissolvido em água aqui indicado por GOSS. Weber et al. (2010) citaram que endossulfam pode ser transportado a longas distâncias, com potencial para contaminar locais remotos. Na Escócia, endossulfam é considerado “*substância perigosa*” para avaliação de água subterrânea (SCOTLAND.SEPA, 2020). Seu principal metabólito, o sulfato de endossulfam, já foi detectado no ar e em sedimentos de lagos de montanhas, incluindo regiões remotas, com acentuado aumento na acumulação observada principalmente a partir dos anos 80 (WEBER et al., 2010); corroborando com alto potencial de estar associado a sedimento aqui obtido por GOSS. Os potenciais de contaminação de água subterrânea e superficial, obtidos neste trabalho por GOSS, corrobora com o evidenciado também por Dalvie et al. (2003), que em área agrícola na África do Sul também constataram contaminação de água potável; todas em baixos níveis de resíduos, mas acima do padrão europeu aceitável, contudo sem ultrapassar os níveis de ingestão total na dieta, de acordo com critérios da Reunião Conjunta da OMS/FAO sobre Resíduos de Pesticidas (JMPR). Os mesmos autores relataram que as contaminações de água superficial foram mais frequentes que em água subterrânea, coincidindo principalmente com o uso de irrigação local. Weber et al (2010) indicaram, a partir de registros de monitoramentos atmosféricos, a não ocorrência de diminuições nos níveis de α -endossulfam, principalmente em função de seu uso contínuo. Fava et al. (2005) reportaram que o sulfato de endossulfam (“*endosulfan sulfate*”), o principal metabólito resultante da degradação oxidativa de endossulfam no solo, apresenta potencial para ficar adsorvido ao sedimento do solo com lenta degradação, tendo os autores indicado seu potencial para contaminação de água subterrânea. De acordo com o MDA (2021), o p.a é moderadamente tóxico às abelhas. Johansen (1977) sinalizou “*perigo mínimo*” de envenenamento de abelhas por endossulfam, “*se aplicado durante o início da noite, a noite ou no início da manhã em culturas em florescimento*”. Porém, Johnson et al. (2010) indicaram a ocorrência de endossulfam em cera, pólen, abelha e mel coletados em apiários, apontando o potencial tóxico deste p.a.. Mejias & Garrido (2022) apresentaram os métodos analíticos capazes de detectar o endossulfam em mel e cera. Endossulfam não tem uso autorizado no Brasil (INCA, 2022; ANVISA, 2022b) e foi regulado pela União Europeia (EUROPEAN UNION

REGULATIONS: COMMISSION DELEGATED REGULATION (EU) 2022/643 of 10 February 2022) como produto químico sujeito a proibição de exportação (EC No 204-079-4, CAS No 115-29-7, CN code 2920 30 00), por tratar-se de produto orgânico persistente, conforme anexos da Convenção de *Stockholm sobre Poluentes Orgânicos Persistentes* do PNUMA.

Espinosade (*Spinosa*) é do grupo espinosinas (AGROFIT, 2023), derivado de bactéria *Saccharopolyspora spinosa* (MILES, MAYES & DUTTON, 2002); autorizado no Brasil para outras pragas (ANVISA, 2022). Neste trabalho, o p.a. apresentou baixo potencial de estar associado ao sedimento de solo e médio potencial de estar dissolvido em água, não apresentando potencial para lixiviação, GUS e EPA. Apesar da US-EPA (1999) ter indicado que o produto permanece imóvel em vários tipos de solo, sugerindo ser também pouco improvável lixiviar, estudos mais recentes realizados por Hedia & El-Aswad (2016), avaliando o potencial de adsorção e de lixiviação de espinosade em constituintes húmicos e argilosos de solos egípcios, indicaram que a camada de argila e os constituintes de solos húmicos foram responsáveis pela adsorção do p.a.. Desse modo, esses autores reportaram que o p.a. fica mais adsorvido na fração argila que na fração húmica, como também salientaram que espinosade foi não-resistente em condições aeróbicas e mais resistente em anaeróbicas; indicando, portanto, que sua adsorção e mobilidade no solo são dependentes desses fatores do solo. Hedia & El-Aswad (2016), avaliando o potencial de lixiviação pelo índice de Gus em condições aeróbicas, indicaram um potencial variando de muito baixo a baixo para lixiviação, enquanto em condição anaeróbica, devido aos maiores valores de $t_{1/2}$ dos solos considerados, revelou um potencial de lixiviação moderado. Assim, o apontado por esses autores corrobora com os resultados aqui obtidos. Miles, Mayes & Dutton (2002) indicaram que, quando o produto é aplicado conforme o recomendado, espinosade mostra-se seguro às abelhas (rainha, operárias e ninhada), corroborando com o apresentado por Mayes et al. (2003), que avaliando o efeito de espinosade sobre esses polinizadores indicaram que os resíduos do p.a., secos após cerca de 3 horas da aplicação realizada com *sprays* de baixo e ultrabaixo volumes, não se mostraram agudamente prejudiciais às abelhas. Mayes et al. (2003) também indicaram baixo risco do p.a. para abelhas e de pouco a nenhum efeito na atividade da colmeia e no desenvolvimento da ninhada. Porém, também citaram que a toxicidade das espinosinas ocorre em abelhas apenas quando aplicadas diretamente sobre as mesmas. Por sua vez, Del Sarto (2009) indicou o p.a. como “*altamente tóxico*” às abelhas *M. quadrifasciata* e *A. mellifera* africanizada quando a exposição se dá por via oral e “*menos tóxico*” quando ocorre por via tópica. A ocorrência de espinosade em amostras de pólen coletadas em apiários foi citada por Johnson et al. (2010). Por sua vez, Challa, Firake & Behere (2019), avaliando os efeitos tóxicos do p.a. em abelha melífera da espécie *A. cerana* Fabricius, indicaram que este mostrou-se “*perigoso às abelhas*”, não sendo indicada a pulverização do p.a. especialmente na floração de cultivos. Mejias & Garrido (2022) apresentaram os métodos analíticos capazes de detectar o espinosade em mel e cera.

Fenitrotiona (*Fenitrothion*) é do grupo organofosforado (AGROFIT, 2023) com uso autorizado no Brasil para outras pragas (ANVISA, 2022b). Neste trabalho, o p.a. apresentou médio potencial de estar associado ao sedimento de solo e médio potencial de estar dissolvido em água, sem potencial à lixiviação, por GUS e EPA; este último corroborando com a PPDB (2023), que indicou o p.a. apresentando baixo potencial para lixiviação para água subterrânea, e com o apresentado por Milhome et al. (2009). Segundo o PubChem para o *fenitrothion* (NCBI, 2023), presenças do p.a. em amostras de águas (corrente, rios, lagos, gelo e chuva) foram detectadas, porém em baixas concentrações, predominantemente inferiores a 0,07 ug/L, indicando sua baixa persistência em água. A ocorrência de fenitrotiona em água potável também foi relatada, porém em concentrações bem inferiores aos níveis permitidos para a saúde, por WHO (2011). Fenitrotiona é “*substância perigosa*” para fins de qualidade da água subterrânea na Escócia (SCOTLAND. SEPA, 2020). A presença do p.a. em água, corrobora com o médio potencial do p.a. estar dissolvido em água, aqui sinalizado por GOSS. Acrescenta-se que Pizano (1997) relatou ter detectado a presença de resíduos de fenitrotiona em solo e em água de irrigação por sulcos, em experimento conduzido com tomate estaqueado, resultados que corroboram com os potenciais médios do composto potencialmente vir a estar associado ao sedimento de solo ou dissolvido em água, aqui sinalizados por GOSS. De acordo com a PPDB (2023), o p.a. é “*altamente tóxico*” às abelhas, corroborando com Johnson et al. (2010), que informaram a ocorrência de fenitrotiona em cera e abelhas de amostras coletadas em apiários. Wang, Naito & Nakajima (2012), citando US.EPA (1987), também relataram alta toxicidade de fenitrotiona às abelhas, quando estas foram expostas ao tratamento direto ou aos resíduos secos presentes em folhagens.

Fipronil (*Fipronil*) é do grupo pirazol (AGROFIT, 2023) com uso autorizado no Brasil para outras pragas (ANVISA, 2022b). De acordo com Tingle et al. (2003), o fipronil degrada de forma relativamente lenta em solo e água. Os mesmos autores indicaram que o p.a. é relativamente imóvel no solo e apresenta baixo potencial de lixiviação para água subterrânea. Esses relatos corroboram com o aqui obtido por GOSS, que indicou os potenciais médio do p.a. associado ao sedimento de solo e alto dissolvido em água, e por GUS e EPA, que indicaram não potencial para lixiviação. Tingle et al. (2003) também citaram que o principal metabólito de fipronil, o “*desulfinyl*”, é geralmente mais tóxico e persistente. Tirado, Simon & Johnston (2013) indicaram o fipronil entre os sete p.a. prejudiciais às abelhas e outros polinizadores, corroborando com o apontado pelo MDA (2021), que indicou o p.a. como altamente tóxico às abelhas. Relata-se ocorrência de fipronil em amostras de cera, pólen, abelha e mel, coletadas em apiários (JOHNSON et al., 2010). Os danos deste p.a. às colônias de abelhas foram reportados entre as conclusões do relatório final de proibição do registro do p.a. na Europa (FRIEDRICH et al., 2021). Mejias & Garrido (2022) apresentaram os métodos analíticos que detectam o fipronil em mel e cera.

Formotiom (*Formothion*) é do grupo organofosforado (PPDB, 2023) e é ingrediente

ativo banido do Brasil (ANVISA, 2022b). O potencial do p.a. encontrar-se em faixa de transição para lixiviação, por GUS, e em potencial médio de estar dissolvido em água e baixo de encontrar-se associado a sedimentos de solo, ambos por GOSS, corroboram com Papa et al. (2004), que em avaliação de agrotóxicos aplicados na Bacia de Amu Darya, Uzbequistão, indicaram alto potencial do p.a. para lixiviação. De acordo com a Exttoxnet (1995), formotiom é tóxico às abelhas, sendo que PPDB (2023b) o apresenta como altamente tóxico às abelhas melíferas *Apis spp.*. Mejias & Garrido (2022) citaram os métodos analíticos capazes de detectar o p.a. em mel e cera.

Foxim (*Phoxim*) é do grupo organofosfatos (LEWIS et al., 2023) com uso autorizado no Brasil para outras pragas (ANVISA, 2022b). Liu et al. (2015) citaram que, dependendo da formulação, o p.a. pode ser lixiviado da camada superficial do solo para subsolo, como também apresentar maior persistência do composto e de seus metabólitos no solo. O resultado corrobora com o potencial médio de foxim estar dissolvido em água, obtido por GOSS, e pelos potenciais de não lixiviação, obtidos por GUS e EPA. Lin et al. (2011), avaliando o mecanismo de degradação do p.a. em água de rio, indicaram a importância da radiação UV e dos aumentos de pH e T na aceleração da degradação. Esses autores também citaram condições que favoreceram a ocorrência de foxom (em inglês “*phoxom*”) a partir de foxim. Peng et al. (2015) apresentaram método capaz de detectar com precisão a presença de foxim em amostras de águas (residuais e fluviais). Existem relatos de foxim em amostras de abelhas coletadas em apiários (JOHNSON et al., 2010).

Fosfina (*Phosphine*) é gás utilizado como inseticida fumigante pertencente ao grupo inorgânico (AGROFIT, 2023), com uso autorizado no Brasil para outras pragas (ANVISA, 2022b). De acordo com a PubChem (NCBI, 2023b), a fosfina é um gás altamente tóxico, utilizado na fumigação de grãos armazenados, principalmente, na ração animal e no tabaco armazenado em folha. PubChem (NCBI, 2023b) também cita fumigações realizadas em pós-colheita de *commodities* agrícolas (“*Raw Agricultural Commodities - RACs*”), cujas tolerâncias nos níveis de resíduos do p.a. já foram determinadas. Igualmente informaram que esse gás é ligeiramente solúvel em água e que quando utilizado em vapor pode se espalhar pelo solo e acumular/permanecer em áreas de baixa ventilação, fechadas ou baixas. Desse modo, a mesma fonte sugere que o p.a. pode se ligar ao solo, onde estudos de laboratório já confirmaram a presença de fosfina abaixo da superfície do solo, dependendo do tipo de solo, porém rapidamente absorvida. Não foi possível estimar o potencial de transporte desse p.a. pelos modelos *screening* utilizados.

Isazofós (*Isazofos*) é do grupo organofosforado (PubChem, 2023c) e foi banido do Brasil (ANVISA, 2022b). Aqui, isazofós apresentou potencial de lixiviação, por GUS, e alto potencial dissolvido em água, por GOSS, onde também obteve baixo potencial de encontrar-se adsorvido ao sedimento. Somasundaram et al. (1993) relataram que o pH do solo exerce forte influência na degradação do p.a., sendo mais rápida em solos com altos pH. De acordo com a PPDB (2023a) o p.a. é considerado tóxico às abelhas melíferas *Apis*

spp.

Malationa (*Malathion*) é do grupo organofosforado (AGROFIT, 2023) com uso autorizado no Brasil para o controle de outras pragas (ANVISA, 2022b), e está entre os p.a. mais utilizados no país (INCA, 2022). No ambiente, a malationa pode sofrer biodegradação, hidrólise, fotólise ou degradação por reação com radicais hidroxila. Quando em condições de pH baixo ou baixo teor de matéria orgânica, sua persistência pode durar meses. Investigações sobre contaminação ambiental têm reportado a ausência de malationa em água subterrânea presente em áreas próximas onde foi aplicada por pulverização, indicando um baixo risco de toxicidade na água de beber coletada de água subterrânea (TCHOUNWOU et al., 2015). Esse resultado corrobora com o baixo potencial de lixiviação do p.a. ou dele estar dissolvido em água, ambos aqui sinalizados. Contudo, Berton (2017) constatou a presença de malationa em amostragem de água da nascente do Alto Rio São Lourenço, em Campo Verde/MT, indicando o potencial de transporte do p.a. por escoamento superficial e por lixiviação para água subterrânea. Ressalta-se que um dos metabólitos de malationa, denominado “*malaoxon*”, é formado por monoxigenases, e pode ser até 33 vezes mais tóxico que a molécula original (KNAPIK, 2018). A malationa é “*altamente tóxica*” às abelhas (UNEP/POPS/POPRC.8/INF/29, 2012; USA.MS.MDA, 2021). Johnson et al. (2010) citaram a ocorrência do p.a. em amostras de cera, pólen, abelha e mel coletados de apiários. Porém, Johansen (1977) sinalizou que o risco de envenenamento de abelhas expostas a malationa pode variar de acordo com a formulação do produto aplicado, onde “Malation D” e “Malation ULV” foram apresentados como “*perigosos em qualquer momento em culturas em florescimento*”, “Malation EC” com “*risco mínimo se aplicado durante o início da noite em culturas em florescimento*” e o “Malation G” com “*perigo mínimo em culturas em florescimento*”. Mejias & Garrido (2022) citaram os métodos analíticos capazes de detectar a malationa em mel e cera.

Naleda (*Naled*) é da família dos ésteres organofosforados (grupo dos organofosforado), que atua como um inibidor das enzimas acetilcolinesterase e colinesterase (NIH, 2023), com uso autorizado no Brasil para outras pragas (ANVISA, 2022). NIH (2023) indica que Naleda, em sua forma líquida, pode facilmente penetrar no solo e, assim, contaminar lençóis freáticos e córregos próximos ao local da aplicação. A mesma fonte citou que, apesar de Naleda ter sido detectado poucas vezes em monitoramentos de água subterrânea, realizados em 1995 no estado da Califórnia-USA, as informações sobre as respectivas concentrações verificadas não foram disponibilizadas; o p.a. não foi observado em monitoramentos recentes (CEPA.DPR, 2021). Essas informações corroboram com o potencial de transporte aqui obtido por GOSS, que indicou médio potencial para Naleda estar dissolvido em água e baixo potencial par estar associado ao sedimento do solo. Johansen (1977) informou que o risco de envenenamento de abelhas expostas ao p.a. varia de acordo com a formulação do composto, sendo “Naled D” “*perigoso em qualquer momento em culturas em florescimento*”. Ainda, segundo o mesmo autor, “Naled WP”

apresenta “*perigo mínimo se aplicado durante o início da noite em culturas em florescimento*” e “Naled EC” apresenta “*risco mínimo se aplicado durante o início da noite, a noite ou no início da manhã em culturas em florescimento*”.

Quinalfos (*Quinalphos*) é do grupo organofosforado (LEWIS et al., 2016; PPDB, 2023) e foi banido do Brasil (ANVISA, 2022b). Babu et al. (1998) reportaram a ocorrência de degradação mais rápida do p.a. em solos não-estéreis e em sistemas aquosos, quando comparada àquela observada em solos estéreis nas mesmas condições. Também indicaram, a ocorrência de persistência semelhante em solos com e sem pré-exposição ao p.a.. Babu et al. (1998) relataram a presença do metabólito “*2-hydroxyquinoxaline*”, decorrente de degradação hidrolisada do p.a., em solos sob condições aeróbicas. Porém, para esse metabólito os autores reportaram que maiores quantidades foram recuperadas de aplicações repetidas, provavelmente resultante da acumulação e persistência do composto original no solo; corroborando com o aqui sinalizado pelo potencial médio do p.a. estar associado a sedimentos. Bhattacharyya et al. (2022) citaram a detecção da presença de quinalfos em água de maceração de juta e em peixes, indicando potencial preocupação para com os ecossistemas. O programa de monitoramento de agrotóxicos da zona vulnerável 1 (ZV1), realizado em Portugal para avaliar o impacto da atividade hortícola intensiva na contaminação da água subterrânea, identificou a ocorrência de quinalfos, porém somente detectado qualitativamente (GONÇALVES, SILVA & ALPENDURADA, 2007). Na Escócia, quinalfos é “*substância perigosa*” para avaliação de qualidade da água subterrânea (SCOTLAND.SEPA, 2020). Desse modo, o apresentado pela literatura citada corrobora com o potencial médio de quinalfos encontrar-se dissolvido em água, aqui obtidos por GOSS. Johnson et al. (2010) citaram a ocorrência do p.a. em amostras de abelha e mel coletadas em apiários. Mejias & Garrido (2022) apresentaram os métodos analíticos capazes de detectar o quinalfos em produtos de abelhas (mel e cera).

Triclorfom (*Trichlorfon*) é do grupo organofosforado, também utilizado para o tratamento de parasitoses da piscicultura, conhecido por ser o principal degradado do inseticida metrifonato (“*metrifonate*”) (WHO, 2016). Triclorfom foi banido do Brasil (ANVISA, 2022b). Conforme a Exttoxnet (1996), triclorfom não é fortemente adsorvido às partículas do solo e é prontamente solúvel em água, o que confere ao p.a. sua grande mobilidade em diferentes texturas de solos e, assim, o potencial para contaminar água subterrânea; corroborando com a provável lixiviação, aqui encontrada por GUS, e com o baixo potencial de estar associado ao sedimento de solo e o médio potencial de encontrar-se dissolvido em água, obtidos por GOSS. Para a avaliação de qualidade das águas subterrâneas na Escócia, o triclorfom é “*substância perigosa*” (SCOTLAND.SEPA, 2020). O Exttoxnet (1996) também indicou o p.a. como tendo baixa toxicidade às abelhas. Porém, Johansen (1977) indicou que o triclorfom apresenta “*perigo mínimo*” de envenenamento de abelhas, “*se aplicado durante o início da noite, a noite ou no início da manhã em culturas em florescimento*”. Mejias & Garrido (2022) apresentaram os métodos analíticos capazes de

detectar o triclorfom em produtos de abelhas (mel e cera).

Frente ao exposto, para os p.a. aqui citados como apresentando potencial de transporte médios ou alto, tanto dissolvidos em água quanto associados aos sedimentos de solo, recomenda-se a necessidade de cautela no uso, principalmente em áreas frágeis. Os p.a. banidos e/ou não autorizados não podem ser utilizados no Brasil. Acrescenta-se ainda que, de acordo com Silva et al. (2018), em decorrência do uso prolongado de alguns p.a., aqui analisados, no exterior, já existem relatos de ocorrência de **resistência de algumas populações de *B. dorsalis* ao controle químico**, a saber por: abamectina, beta-cipermetrina, ciantraniliprole, malationa e triclorfom.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos indicaram a necessidade de cautela no uso, principalmente em áreas frágeis, de ciantraniliprole, ciromazina, clorpirifós, diazinona, diclorvós, endossulfam (banido), espinosade, fenitrotiona, fipronil, formotiom (banido), foxim, isazofós (banido), nalede, quinalfos (banido) e triclorfom (banido), pelo potencial de serem transportados dissolvidos em água ou de lixiviar. Com relação ao potencial de transporte por escoamento superficial, adsorvidos aos sedimentos do solo, foram observadas necessidades de cautela no uso de beta-cipermetrina, carbofurano, cialotrina (não consta nos autorizados), ciflutrina, cipermetrina, ciromazina, clorpirifós, deltametrina, endossulfam (banido), fenitrotiona, fipronil e quinalfos (banido). Relato de ocorrência de resistência de populações da praga a abamectina, beta-cipermetrina, ciantraniliprole, malationa e ao triclorfom foi encontrado. As toxicidades dos p.a. avaliados às abelhas sinalizaram que, em sua maioria, estas vem ocorrendo de forma moderada a altamente tóxica. Em havendo necessidade de uso de controle químico, ciromazina, espinosade, malationa e nalede foram citados em condições para serem aplicados, desde que conforme às orientações de aplicações, formulações e épocas/períodos de usos adequados às abelhas. Zoneamentos realizados pelo Projeto DefesaInsetos da Embrapa (EMBRAPA SEG. 40.18.03.007.00.00), sinalizando as áreas aptas à PQA *B. dorsalis* em áreas dos cultivos hospedeiros avaliados presentes, ou não, em áreas frágeis foram disponibilizados para apoiar as estratégias de manejo integrado desta praga, em caso de sua entrada no país. Nesse contexto, pesquisas mais aprofundadas devem ser conduzidas sobre o comportamento dos p.a. com os potenciais de transportes assinalados, considerando as particularidades locais de áreas determinadas como favoráveis à PQA, e para atualizações.

Os resultados obtidos apoiam políticas públicas de defesa fitossanitária nacional com foco na sustentabilidade ambiental de áreas agrícolas do país.

REFERÊNCIAS

AGGARWAL, V.; DENG, X.; TULI, A.; GOH, K.S. Diazinon-chemistry and environmental fate: a California perspective. **Rev Environ Contam Toxicol**. 223, p.107-40, 2013.

AGROLINK. Bula Abamectin Nortox. *online*. 12 fev. 2020a.

AGROLINK. Bula Akito. *online*. 22 mai. 2020b.

AKCA, I.; TUNCER, C.; GÜLER, A.; SARUHAN, I. Residual toxicity of 8 different insecticides on honeybee (*Apis mellifera* Hymenoptera: Apidae). **Journal of Animal and Veterinary Advances**, v.8, n. 3, p. 436-440, 2009.

AKAY, A. E. **Ranking of pesticides according to leaching potentials to groundwater for the selected river basins in Turkey** – Index-based approach. The Graduate School of Natural and Applied Sciences/Middle-East Technical University, Turkey, 2016. 265p. (Thesis of Master of Science).

ANDRADE, A. D.; QUEIROZ, V. T. de; LIMA, D. T. de; DRUMOND, L. C. D.; QUEIROZ, M. E. L. R. de; NEVES, A. A. Análise de risco de contaminação de águas superficiais e subterrâneas por pesticidas em municípios do Alto Paranaíba - MG, **Química Nova**, v. 34, n. 7, 2011.

ATASOY, A. D.; MERMUT, A. R.; YESILNACAR, M. I. Assessing the endosulfan contamination in an unconfined aquifer. **Bull. Environ. Contam. Toxicol.**, v. 88, n.2, p.219-25, 2012.

BABU, G. V. A. K.; REDDY, B. R.; NARASIMHA, G.; SETHUNATHAR, N. Persistence of Quinalphos and occurrence of its primary metabolite in soils. **Bull. Environ. Contam. Toxicol.**, 60, p.724–731, 1998.

BHATTACHARYYA, S.; POI, R.; SEN, M. B.; HAZRA, D. K.; MANDAL, S.; KARMAKAR, R. Long-term profound investigation of Fenoxaprop-p-ethyl and indirect pesticide pollution in jute cropped-environmental ecosystem for dietary and ecological risk assessment. **Research Square**, June, 7th, 2022; 15p.

BERTON, A. **Amostragem instantânea e passiva na análise de pesticidas em água de nascentes do alto do rio São Lourenço em Campo Verde – MT**. Cuiabá, MT: PPG Recursos Hídricos-Pró-Reitoria de Ensino de Pós-Graduação/Universidade Federal do Mato Grosso, 2017. 90p. (Dissertação).

BOND, C.; BUHL, K.; STONE, D. **Pyrethrins General Fact Sheet**; National Pesticide Information Center, Oregon State University Extension Services. 2014. 4p. Disponível em: <http://npic.orst.edu/factsheets/pyrethrins.html>. Acesso em: 21 fev. 2022.

BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). **Lista de ingredientes ativos banidos do Brasil. Atualizada em 04/11/2022**. Disponível em: <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/assuntos/noticias-anvisa/2017/listas-de-ingredientes-ativos-com-uso-autorizado-e-banidos-no-brasil>. Acesso em: 21 jul.2023.

___. MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (MAPA). **AGROFIT- Sistema de Agrotóxicos Fitossanitário**. [Online].

___. MAPA. SECRETARIA DE DEFESA AGROPECUÁRIA (SDA). **Portaria SDA nº 617 de 11 de julho de 2022**. Diário Oficial da União (DOU), n. 130, Seção 1, pg.09-13, de 12/07/2022.

CALIFORNIA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (CEPA). DEPARTMENT OF PESTICIDE REGULATION (DPR). ENVIRONMENTAL MONITORING BRANCH. GROUNDWATER PROTECTION PROGRAM. Sampling for pesticide residues in California well water- 2020 Update, In: **35th Annual Well Sampling Report Pursuant to the Pesticide Contamination Prevention Act**. 2021, 70p.

CHALLA, G.K.; FIRAKE, D.M.; BEHERE, G.T. Bio-pesticide applications may impair the pollination services and survival of foragers of honeybee, *Apis cerana* Fabricius in oilseed brassica. **Environ Pollut.** 249, p.598-609, 2019.

CHEMICAL BOOK, **Phoxim**. 2022.

CHEN, P.; YE, H. Population dynamics of *Bactrocera dorsalis* (Diptera: Tephritidae) and analysis of factors influencing populations in Baoshanba, Yunan, China. **Acta Ecologica Sinica**, v. 26, p.141-147, 2017.

CHEN, P.; YE, H. Relationship among five populations of *Bactrocera dorsalis* based on mitochondrial DNA sequences in western Yunnan, China. **Journal of Applied Entomology**, v.132, p. 530-537, 2008.

COHEN, S. Z.; WAUCHOPE, R. D.; KLEIN, A. W.; EADSPORTH, C. V.; GRANCY, R. Offsite transport of pesticides in water – mathematical models of pesticide leaching and runoff. **Pure and Applied Chemistry**, London, v. 67, p. 2109-2148, 1995.

CUTLER, G. C.; PURDY, J.; GIESY, J. P.; SOLOMON, K. R. Risk to pollinators from the use of chlorpyrifos in the United States. **Rev. Environ. Contam. Toxicol.**, 231, p.219-65. 2014. doi: 10.1007/978-3-319-03865-0_7. PMID: 24723137.

CORNELL UNIVERSITY/ OREGON UNIVERSITY/UNIVERSITY OF IDAHO/ UNIVERSITY OF CALIFORNIA-DAVIS/MICHIGAN STATE UNIVERSITY. (EXTOXNET). The EXTension TOXicology NETwork (**EXTOXNET**). Pesticide Information Profile (PIP). (Pesticide Information Project). Disponível em: <http://extoxnet.orst.edu/pips/> Acessos em: 1996, 2020, 2021, 2022 e 2023.

DALVIE, M.A.; CAIRNCROSS, E.; SOLOMON, A.; LONDON, L. Contamination of rural surface and ground water by endosulfan in farming areas of the Western Cape, South Africa. **Environ. Health.** v.2, n.1., 2003.

DEL SARTO, M. C. L. **Toxicidade de inseticidas para as abelhas *Melipona quadrifasciata* e *Apis mellifera* (Hymenoptera: Apidae)**. Viçosa, MG: Programa de Pós-Graduação em Entomologia/ Universidade Federal de Viçosa, 2009. 64p.

DUARTE, M. L.; ZANCHI, F. B.; NEVES, J. R. D.; COSTA, H. S.; JORDÃO, W. H. C. Vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas no município de Humaitá, Amazonas, Brasil. **Rev. Ambient. Água [online]**. v.11, n.2, p. 402-413, 2016.

DUAVÍ, W. C.; GAMA, A. F.; MORAIS, P. C. V.; OLIVEIRA, A. H. B. de; NASCIMENTO, R. F. do; CAVALCANTE, R. M. Contaminação de ambientes aquáticos por “agrotóxicos urbanos”: o caso dos rios Cocó e Ceará, Fortaleza – Ceará, Brasil. **Química Nova**, v. 38, n. 5, p.622-630, 2015.

DUFILHO, A.C.; FALCO, S. Preferential flow modelling of chlorpyrifos leaching in two arid soils of irrigated agricultural production areas in Argentine Patagonia. **J. Contam. Hydrol.**, 2020 Feb., 229: 103584. doi: 10.1016/j.jconhyd.2019.103584.

EADES, J.F. Persistence of Dichlobenil and Dichlorvos in Water. p. 497-501. In: ANGELETTI, G., BJØRSETH, A. (Eds) **Organic Micropollutants in the Aquatic Environment**. Springer, 1991 Dordrecht.

EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY (EFSA). **EFSA Scientific Report**, n.91, p.1-84, 2006.

EUROPEAN UNION (EU). **Assessment Report Spinosad PT18**. May 2010, 51p. Directive 98/8/EC concerning the placing biocidal products on the market.

EUROPEAN UNION (EU). **Cyromazine Product-type 18 (Insecticides, acaricides and products to control other arthropods)**, Regulation (EU) n.528/2012 concerning the making available on the market and use of biocidal products- Evaluation of active substances, Assessment Report Product-type 18, February, 2016, 68p.

_. **REGULATIONS: COMMISSION DELEGATED REGULATION (EU) 2022/643 of 10 February 2022**, p. L118/14-L118/54, 20.4.2022, Official Journal of European Union.

_. EUROPEAN CHEMICALS AGENCY (ECHA). **Informations on chemicals**. Disponível em: <https://echa.europa.eu/information-on-chemicals> e <https://echa.europa.eu/documents/10162/bb4342c2-64f1-d184-e8d8-334f02842f9b> Acessos em: 2019, 2020, 2021, 2022.

_. EUROPEAN CHEMICAL AGENCY (ECHA). **CHLORPYRIFOS- Draft proposal for listing Chlorpyrifos in Annex A to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants**, October 2020,

_. DIRECTIVE 98/8/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 16 February 1998 concerning the placing of biocidal products on the market. **Official Journal of the European Communities**, 16 February 1998, L 123/1- L 123/63

FAVA, I.; ORRÙ, M. A.; CROBE, A.; BARRA CARACCILO, A.; BOTTONI, P.; FUNARI, E. Pesticide metabolites as contaminants of groundwater resources: assessment of the leaching potential of endosulfan sulfate, 2,6-dichlorobenzoic acid, 3,4-dichloroaniline, 2,4-dichlorophenol and 4-chloro-2-methylphenol, **Microchem. J.**, v.79, p.207-211, 2005.

FERNANDÉZ-PÉREZ, M. Controlled release systems to prevent the agro-environmental pollution derived from pesticide use. **J. Environ. Sci. Health B**, n. 42, p. 857-862, 2007.

FERRACINI, V. L.; PESSOA, M. C. P. Y.; MINGOTI, R.; RAMOS, G. G.; JACOMO, B. de O.; GOMES, M. A. F.; MARINHO-PRADO, J. S.; PARANHOS, B. de A. G. Estratégias prospectivas de uso de controle químico para o manejo sustentável de *Anastrepha curvicauda* em mamão. In.: OLIVEIRA JUNIOR, J. M. B; GALVÃO, L. B. (orgs) **Entomologia: Estudos sobre a biodiversidade, fisiologia, controle e importância médica dos insetos 2**. Ponta Grossa, PR: Atena Editora, 2022, p.14-50 (Capítulo 2).

FERRACINI, V. L.; PESSOA, M. C. P. Y.; MINGOTI, R.; GOMES, M. A. F.; MARINHO-PRADO, J. S.; RAMOS, G. G.; DAMACENO, T. G.; SIQUEIRA, C. de A.; JACOMO, B. de O. **Seleção de produtos químicos para o controle de *Aleurocanthus woglumi* e de *Drosophila suzukii***, Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente/Embrapa Territorial, Relatório Técnico, 20 dez. 2020, 74p. (Projeto DefesaInsetos, enviado DSV/SDA/Mapa).

FIDELIS, E. G.; LOHMANN, T. R.; SILVA, M. L. da; PARIZZI, P.; BARBOSA, F. F. L. (Ed.). **Priorização de pragas quarentenárias ausentes no Brasil**. Brasília, DF: Embrapa, 2018. 510 p.

FLETCHER, C. **Environmental fate review- cyromazine**. 18 jan. 1985, 5p.

FLUORIDE ACTION NETWORK PESTICIDE PROJECT (FAN's Pesticide Project), **Pesticides**, FluorideAlert.org. [online].

FRIEDRICH, K; SILVEIRA, G. R. da; AMAZONAS, J. C.; GURGEL, A. do M.; ALMEIDA, V. E. S. de; SARPA, M. Situação regulatória internacional de agrotóxicos com uso autorizado no Brasil: potencial de danos sobre a saúde e impactos ambientais, **Cadernos de Saúde Pública**, v.37, n.4, 2021.

GARCIA, E. G. **Avaliação das consequências da “Lei dos Agrotóxicos” nas intoxicações e nas classificações toxicológica e de potencial de periculosidade ambiental no período de 1990 a 2000**, São Paulo, SP: Departamento de Saúde Ambiental/Faculdade de Saúde Pública/Universidade de São Paulo (USP), 2001, 202p.

GAO, J. J.; LIU, L.; LIU, X.; LU, J.; HAO, H.; YUAN, H.; ZHOU, H. The organic contamination survey and health risk assessment of 16 source water reservoirs in Haihe River basin. **Water Sci. Technol.**, v.65, n.6, p.998-1006, 2012.

GOMES, M. A. F.; PESSOA, M. C. P. Y. (Ed.). **Planejamento ambiental do espaço rural com ênfase para microbacias hidrográficas: manejo de recursos hídricos, ferramentas computacionais e educação ambiental**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2010. 407 p.

GONÇALVES, C.M.; SILVA, J.C.; ALPENDURADA, M.F. Evaluation of the pesticide contamination of groundwater sampled over two years from a vulnerable zone in Portugal. **J. Agric. Food Chem.**, v.55, n. 15, p.6227-35. 2007.

GOSS, D. W. Screening procedure for soils and pesticides for potential water quality impacts. **Weed Technology**, v.6, n. 3, p. 701-708, 1992.

GUSTAFSON, D. I. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.8, n.4, p. 339-357, 1989.

HALL, K. E.; RAY, C.; KI, S. J.; SPOKAS, K. A.; KOSKINEN, W. C. Pesticide sorption and leaching potential on three Hawaiian soils. **J. Environ. Manage.**, 159, p. 227-234. 2015.

HANSON, W.; STRID, A.; HALLMAN, A.; JENKINS, J. 2018. **Cyfluthrin general fact sheet**. National Pesticide Information Center, Oregon State Univ. Extension Services. Disponível em: npic.orst.edu/factsheets/cyfluthringen.html Acesso em: 01.abr. 2021.

HARPER, B.; LUUKINEN, B.; GERVAIS, J. A.; BUHL, K.; STONE, D. **Diazinon Technical Fact Sheet**; National Pesticide Information Center, Oregon State University Extension Services. Jan., 2009.

HE, Q., YANG, Q., LIU, Q., HU, Z., GAO, Q., DONG, Y., XIAO, J., YU, L. AND CAO, H, The effects of beta-cypermethrin, chlorbenzuron, chlorothalonil, and pendimethalin on *Apis mellifera ligustica* and *Apis cerana cerana* larvae reared in vitro . **Pest management Science**, v. 78, n. 4, p.1407-1416, 2021.

HEDIA, R.M. R.; EL-ASWAD, A. F. Spinosad adsorption on Humic and Clay constituents of Lacustrine Egyptian soils and its leaching potential, **Alex. Sci. Exch.**, v. 37, n.3, 2016.

INSTITUTO NACIONAL DO CÂNCER. INCA. **Agrotóxicos**. Publicado em 20/05/2022, atualizado em 10/11/2022.

INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY (IPCS). **INCHEM**. Pesticide Residues in food/ Environmental Health Criteria. Disponível em: <https://inchem.org> Acessos em: 1987, 1990, 1992, 2019, 2020, 2022.

INSTITUTO INTERAMERICANO DE COOPERAÇÃO PARA A AGRICULTURA (IICA), **Avaliação das consequências econômicas, não comerciais e ambientais da entrada da praga *Bactrocera dorsalis***, 2019. 54p.

JACKSON, D.; CORNELL, C. B.; LUUKINEN, B.; BUHL, K.; STONE, D. **Fipronil Technical Fact Sheet**; National Pesticide Information Center, Oregon State University Extension Services. Jan., 2009.

JACOB, C. R. de O. **Impacto de inseticidas neonicotinoides em abelhas africanizadas e nativas sem ferrão (Hymenoptera: Apoidea)**: toxicidade, alterações na atividade de locomoção e riqueza de espécies em pomares de citros, Piracicaba, SP: ESALQ/USP, 2019. 82p.

JOHANSEN, C. A. Pesticides and pollinators. **Ann. Rev. Entomol.**, n. 22, p.177-192. 1977.

JOHNSON, R. M.; ELLIS, M. D.; MULLIN, C. A.; FRAZIER, M. Pesticides and honey bee toxicity – USA, **Apidologie**, (Review article). INRA/DIB-AGIB/EDP Sciences, 2010. p. 1-20.

KANEKO, H. Pyrethroid chemistry and metabolism. In: **Hayes' Handbook of pesticide Toxicology** (third ed.) 2010.

KHALIJAN, A; SOBHANARDAKANI, S.; CHERAGHI, M. Investigation of diazinon residue in groundwater resources of Hamedan-Bahar Plain in 2014. **Iranian Journal of Research in Environmental Health**, v.2, n.3, p. 203-211, 2016.

KNAPIK, L. F. O. **Ecotoxicidade do inseticida malathion e seus efeitos sobre os biomarcadores ensaio cometa e acetilcolinesterase em *Daphnia***. Dissertação de Mestrado. Curitiba, PR: Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental/ Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2018. p. 45-52.

KOLUPAEVA, V. N.; KOKOREVA, A. A.; BELIKI, A. A.; PLETENEV, P. A. Study of the behavior of the new insecticide cyantraniliprole in large lysimeters of the Moscow State University. **Open Agriculture**, n.4, p. 599-60, 2019.

KUMAR, G.; SINGH, S.; NAGARAJIAH, R. P. K. Detailed Review on Pesticidal Toxicity to Honey Bees and Its Management, IN: RANZ, R. E. R. **Modern Beekeeping** - Bases for Sustainable Production, IntechOpen, February 20th 2020, online (Chapter). DOI: 10.5772/intechopen.91196.

KURWADKAR, S. T. et al. Time dependent sorption behavior of dinotefuran, imidacloprid and thiamethoxam. **J. Environ. Sci. Health B**, v.48, n.4, p.237-242, 2013.

LASOTA, J. A.; DYBAS, R. A. Abamectin as a pesticide for agricultural use. **Proc. of Symposium on Onchocerciasis**, Leiden, The Netherland, v. 59, p. 217- 225, 1990.

LEWIS, K. A.; TZILIVAKIS, J.; WARNER, D.; GREEN, A. An international database for pesticide risk assessments and management. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v.22, n.4, p.1050-1064, 2016. **Atualizado em 19. Jan. 2023**.

LIANG, F.; WU, J. J.; LIANG, G. Q. The first report of the test on the flight ability of oriental fruit fly. **Acta Agriculture University Jiangxi**, v.2, n.1, p. 259-260, 2001.

LIN, B.; YU, Y.; HU, X.; DENG, D.; ZHU, L.; WANG, W. Degradation Mechanisms of Phoxim in River Water, **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, 2011, v. 59,

LIU, H.; ZHANG, D. J.; XU, Y.; WANG, L.; CHENG, D.; QI, Y.; ZENG, L.; LU, Y. Invasion, expansion, and control of *Bactrocera dorsalis* (Hendel) in China. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 18, n.4, p.771-787, 2019.

LIU, L.; LIU, J. ; WANG, Q.; NDAYIRAGIJE, P.; NTAHIMPERA, A.; NKUBAYE, E.; YANG, Q.; LI, Z. Identification of *Bactrocera invadens* (Diptera: Tephritidae) from Burundi, based on morphological characteristics and DNA barcode. **African Journal of Biotechnology**, v.10, n.62, p.13623-13630, 2011.

LIU, Y.; LIN, N. ; MO, R.; SHEN, D.; ZHONG, D.; TANG, F. Environmental behaviors of phoxim with two formulations in bamboo forest under soil surface mulching, **Journal of Environmental Sciences**, v. 35, 17 jun 2015.

LONG, R.; GAN, J.; NETT, M. Pesticide Choice: Best Management Practice (BMP) for Protecting Surface Water Quality in Agriculture, **University of California -Agriculture & Natural Resources (US-ANR)**, publication 8161, 2005. 9p.

MANRAKHAN, A.; VENTER, J.; HATTINGH, V. **Action Plan for the control of the Oriental fruit fly *Bactrocera dorsalis* (Hendel)**. Pretoria, Republic of South Africa: Department of Agriculture, Forestry and Fisheries. 2018. 56p.

MARQUES, J. G. de C.; LYRA, M. R. C. C.; CARVALHO, R. M. C. M. de O.; NASCIMENTO, R. M. do; SILVA, J. A. A. da; MONTENEGRO, S. M. G. L. Comparação entre índices de potencial de lixiviação para agrotóxicos utilizados na Sub-Bacia do Natuba, Vitória de Santo Antão-Pernambuco. **Águas Subterrâneas**, v. 33, n.1, p. 58-67, 2019.

MAYES, M. A.; THOMPSON, G. D.; HUSBAND, B.; MILES, M. M. Spinosad toxicity to pollinators and associated risk. **Rev. Environ. Contam. Toxicol.**, p. 37-71. 2003.

MEDEIROS, J. F. de; ACAYABA, R. D.; MONTAGNER, C. C. A química na avaliação do impacto à saúde humana diante da exposição aos pesticidas. **Química Nova**, v.44, n.5, p. 584-598, 2021.

MEJIAS, E.; GARRIDO, T. Determination of pesticides residues in bee products: An overview of the current analytical methods. In: RANZ, R. E. R. (ed.) **Insecticides: impact and benefits of its use for humanity**. 22 Feb. 2022.

MILES, M.; MAYES, M.; DUTTON, R. The effects of spinosad, a naturally derived insect control agent, to the honeybee (*Apis mellifera*). **Meded Rijksuniv Gent Fak Landbouwkd Toegep Biol Wet.**, v.67, n.3, p. 611-6, 2002.

MILHOME, M. A. L.; SOUSA, D. de O. B. de; LIMA, F. de A. F.; NASCIMENTO, R. F. do. Avaliação da contaminação de águas superficiais e subterrâneas por pesticidas aplicados na agricultura do Baixo Jaguaribe, CE. **Eng. Sanit. Ambient.**, v.14, n.3, p.363-372, 2009.

MINNESOTA DEPARTMENT OF AGRICULTURE (MDA). Pesticides and bee toxicity. Online. 2021. Disponível em: <https://www.mda.state.mn.us/protecting/bmps/pollinators/beetoxicity> Acesso em: 21 out. 2021.

MONTANHA, F. P.; PIMPÃO, C. T. Efeitos tóxicos de piretróides (Cipermetrina e Deltametrina) em peixes- revisão. **Revista Científica Eletrônica de Medicina Veterinária**, ano IX, n.18, 58p., 2012.

MOREIRA, F. R.; HAJI, F. N. P.; COSTA, N. D.; OLIVEIRA, M. D. de. **Cultivo de cebola no Nordeste**, Petrolina, PE: Embrapa Semiárido, Sistema de Produção 3, nov/ 2007.

NARAYANAN, N.; GAJBHIYE, V. T.; GUPTA, S.; MANJIAH, K.M. Leaching behavior of Chlorothalonil, Chlorpyrifos and Pendimethalin in soil: effect of soil organic matter and clay. **Clay Research**, v. 33, n. 1, p.15-25, 2014.

NATIONAL PESTICIDE INFORMATION CENTER (NPIC). Pesticide Fact Sheets. **Disponível em:** <http://npic.orst.edu/npicfact.htm> **Acessos em: 2009, 2022.**

OTIENO, P.O.; LALAH, J.O.; VIRANI, M.; JONDIKO, I.O.; SCHRAMM, K.W. Soil and water contamination with carbofuran residues in agricultural farmlands in Kenya following the application of the technical formulation Furadan. **J. Environ. Sci. Health B**, v.45, n.2, p.137-44, 2010.

PAPA, E.; CASTIGLIONI, S.; GRAMATICA, P.; NIKOLAYENKO, V.; KAYUMOV, O.; CALAMARI, D. Screening the leaching tendency of pesticides applied in the AmuDarya Basin (Uzbekistan). **Water Research**, v.38, p.3485–3494, 2004.

PARANJAPE, K.; GOWARIKER, V.; KRISHNAMURTHY, V. N.; GOWARIKER, S. **The Pesticide Encyclopedia**. Wallingford, Oxfordshire, UK: CABI ed., Feb.20, 2015, 726p.

PENG, G.; LU, Y.; HE, O.; MMEREKI, D.; CHOU, G.; CHEN, J.; TANG, X. Determination of 3,5,6-trichloro-2-pyridinol, phoxim and chlorpyrifos-methyl in water samples using a new pretreatment method coupled with high-performance liquid chromatography, **Journal of Separation Science**, v. 38, n. 24, 2015.

PESTICIDE ACTION NETWORK INTERNATIONAL (PAN). **Pesticide Database**. Disponível em: <https://basedosdados.org/database/pan-pesticide-database> Acesso em: 17 jun. 2021.

PESTICIDE ACTION NETWORK NORTH AMERICA (PAN.NORTH AMERICA) Chemical. Disponível em: <https://www.pesticideinfo.org/> Acesso em: 17 jun. 2021.

PIZANO, M. A. **Resíduos de fenitrothion em frutos, folhas, solo e água de irrigação em cultura estaqueada de tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill.)**. Piracicaba, SP: ESALQ/USP, 1997. 115p. (Tese de Doutorado).

RAMOS, G. G.; FERRACINI, V. L.; PESSOA, M. C. P. Y. Potencial de transporte de agrotóxicos utilizados no controle de *Drosophila suzukii* e *Aleurocanthus woglumi* por modelos screening. In: CONGRESSO INTERINSTITUCIONAL DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 15., 2021. **Anais...** Campinas: IZ, 2021. 12 p. (Resumo Expandido).

RANI, M.; SAINI, S.; KUMARI, B. Leaching behaviour of chlorpyrifos and cypermethrin in sandy loam soil. **Environ. Monit. Assess.**, n.186, p.175–182, 2014.

SAGE PESTICIDES. **Effects toxiques des matières actives**. Quebec, Canada. 2021.

SAHOO, A.; ADHYA, T.K.; BHUYAN, S.; SETHUNATHAN, N. Effect of moisture regime, temperature, and organic matter on soil persistence of carbofuran. **Bull. Environ. Contam. Toxicol.**, v.50, p.29-34, 1993.

SCOTLAND. SCOTTISH ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY (SEPA). **List of groundwater hazardous and non-hazardous substances and their associated concentrations**. Nov, 2020. Available at: https://consultation.sepa.org.uk/circular-economy/78f28f61/user_uploads/list-of-standards-06112020.pdf Acesso em: 02. fev.2022.

SELIM, H. M.; ZHU, H. Retention and mobility of deltamethrin in soils: 2. **Transport. Soil Science**, v. 167, n. 9, p. 580-589, Sep. 2002.

SILVA, C. M. M. de S.; FAY, E. F. (Ed.). **Agrotóxicos e ambiente**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2004. p. 107-143.

SILVA, M. L da; FIDELIS, E. G.; NEGRINI, M.; COLMENARE, Y. C. *Bactrocera dorsalis* (Handel 1912) (Diptera: Tephritidae), 2018. pp. 135-154 (Capítulo 10). IN: FIDELIS, E. G.; LOHEMAN, T. R.; SILVA, M. L. da; PARIZZI, P.; LARANJEIRA, F. F. **Priorização de Pragas Quarentenárias Ausentes no Brasil**, Brasília, DF: Embrapa, 2018. 497 p.

SOARES, D. F.; FARIA, A. M.; ROSA, A. H. Análise de risco de contaminação de água subterrâneas por resíduos de agrotóxicos no município de Campo Novo do Parecis (MT). **Eng. Sanit. e Ambient.**, v.22, n.2, mar/abr 2017 | 277-284.

SOMASUNDARAM, L.; JAYACHANDRAN, K.; KRUGER, E. L.; RACKE, K. D.; MOORMAN, T. B.; DVORAK, T.; COATS, J. R. Degradation of isazofos in the soil environment. **J. Agric. Food Chem.**, v. 41, n. 2, p.313-318, 1993.

SYNGENTA. FORTENZA 600 FS®, 2021, revisado agosto, 2022.

TCHOUNWOU, P. B.; PATLOLLA, A. K.; YEDJOU, C. G.; MOORE, P. D. Environmental Exposure and Health Effects Associated with Malathion Toxicity, Cap. 3. p. 71 - 92. In: LARRAMENDY, M. L.; SOLO, S. **Toxicity and Hazard of Agrochem.**, July 22, 2015.

TINGLE, C.C.; ROTHER, J.A.; DEWHURST, C.F.; LAUER, S.; KING, W.J. Fipronil: environmental fate, ecotoxicology, and human health concerns. **Rev. Environ. Contam. Toxicol.**, n.176, p.1-66. 2003.

TIRADO, R.; SIMON, G.; JOHNSTON, P. **Bee in decline: a review of factors that put pollinators and agriculture in Europe in risk**. Greenpeace research laboratories, Technical report review 01/2013. 2013. 48p.

TUNCEL, S. G.; OZTAS, N. B.; ERDURAN, M. S. Air and groundwater pollution in an agricultural region of the Turkish Mediterranean coast. **J. Air Waste Manage. Assoc.**, v.58, n.9, p.1240-9, 2008.

UNITED KINGDOM. The PPDB. **PPDB**: pesticide properties database. Hatfield: University of Hertfordshire, Disponível em: <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm> Acessado em: 2020, 2021, 2022, 2023.

UNITED NATIONS. UNEP. **UNEP/POPS/POPRC.8/INF/29**, in: Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, 27 November 2012. 144p.

UNITED STATES OF AMERICA (USA).DEPARTMENT OF HEALTH AND HUMAN SERVICES (DHHS). NATIONAL INSTITUTES OF HEALTH (NIH). NATIONAL LIBRARY OF MEDICINE (NLM). **PubChem**. Explore Chemistry. Bethesda, MD: National Center of Biotechnology Information, Disponível em: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov> Acesso em: 2020, 2021, 2022, 2023.

__DEPARTMENT OF HEALTHY AND HUMAN SERVICE (DHHS). **Toxicological profile for pyrethrins and pyrethroids**. Sept., 2003. 328p.

__ ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Pesticide Fact Sheet: Spinosad**, 19 July 1999. 10p.

__ ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). US-EPA **Pesticides Cyromazine** , 1994. 13p. (Reviewed by J. K. Wolf). Disponível em: https://www3.epa.gov/pesticides/chem_search/cleared_reviews/csr_PC-121301_15-Mar-94_a.pdf Acesso em: 14 abr.2022.

__ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Guidance for the Reregistration of Pesticide Products Containing Fenitrothion**. US EPA, Office of Pesticide Programs, Registration Div., Washington, DC. July 1987, 132 p.

__UNIVERSITY OF CALIFORNIA-DAVIS (UCLA/DAVIS). **Pesticide Information- active ingredient Cyfluthrin**. University of California Agriculture & Natural resources, UC-IPM, Statewide Integrated Pest Management Program. 2022.

WENZEL, A.; SHEMOTYUK, L. **EQS DATASHEET - ENVIRONMENTAL QUALITY STANDARD PHOXIM**.

VARGAS, R. I.; PIÑERO, J. C.; LEBLANC, L. An overview of pest species of *Bactrocera* fruit flies (Diptera: Tephritidae) and the integration of biopesticides with other biological approaches for their management with a focus on the Pacific region. **Insects**, v. 6, n.2, p. 297-318. 2015.

VARGAS, R. I.; LEBLANC, L.; PUTOA, R.; EITAM, A. Impact of introduction of *Bactrocera dorsalis* (Diptera: Tephritidae) and classical biological control releases of *Fopius arisanus* (Hymenoptera: Braconidae) on economically important fruit flies in French Polynesia. **J. Econ. Entomol.**, v.100, n.3, p. 670- 679, June 2007.

WEBER, J.; HALSALL, C.J.; MUIR, D.; TEIXEIRA, C.; SMALL, J.; SOLOMON, K.; HERMANSON, M.; HUNG, H.; BIDDLEMAN, T. Endosulfan, a global pesticide: a review of its fate in the environment and occurrence in the Arctic. **Sci. Total Environ.**, 2010 Jul 1, v.408, n.15, p. 2966-84.

WENZEL, A.; SHEMOTYUK, L. **EQS DATASHEET - ENVIRONMENTAL QUALITY STANDARD-PHOXIM**, May 2014. 24p. (Datasheet_Phoxim_EQS_Proposal_May_2014_FKZ 3712 28 232).

WANG, D.; NAITO, H.; NAKAJIMA, T. The Toxicity of Fenitrothion and Permethrin, 2012. p.85-98 (Cap. 4) IN: PERVEEN, F. K.(ed.) **Insecticides- Pest Engineering**, feb. 2012.

WEI, D.; JIANG, M.; DOU, W.; WANG, J. Oriental Fruit Fly *Bactrocera dorsalis* (Hendel). 2017. In: WAN, F. et al. (eds.). **Biological invasions and its management in China**, Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology 11, .p.267-283, 2017.(Chapter 15)

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Dichlorvos in Drinking-water** - Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality, WHO/FWC/WSH/16.44. 2016. 12p.

__ **Guidelines for drinking-water quality management for New Zealand**. V.2. DATASHEETS – Chemical and physical determinants: Part 2.3 Pesticides. p. 324, 2019.

__ **Guidelines for drinking-water quality**, fourth edition. 2011. 541p. Genebra, Suíça.

_ **Fenitrothion in Drinking-water:** Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality, WHO /SDE/WSH/03.04/95, 2004, 14p.

_ INTERNATIONAL PROGRAM ON CHEMICAL SAFETY (IPCS). INTERNATIONAL PEER REVIEWED CHEMICAL SAFETY (**INCHEM**).

ZHANG, C. P.; HE, H. M.; YU, J. Z.; HU, X. Q.; ZHU, Y. H.; WANG, Q. Residues of carbosulfan and its metabolites carbofuran and 3-hydroxy carbofuran in rice field ecosystem in China. **J. Environ. Sci. Health B.**, v.51, n.6, p.351-7, 2016.

ZHANG, X.; WANG, X.; LIU, Y.; FANG, K.; LIU, T. Residue and toxicity of cyantraniliprole and its main metabolite J9Z38 in soil-earthworm microcosms. **Chemosphere**, v.249, June 2020.