

CAPÍTULO I

Inseticidas Neonicotinóides: uma ameaça aos corpos hídricos brasileiros

*Lucas Gonçalves Queiroz¹, Daniel C. V. R. Silva², Teresa C.B. Paiva¹

¹Programa de Pós-graduação em Biotecnologia Industrial, Escola de Engenharia de Lorena, Universidade de São Paulo, Lorena, São Paulo

²Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará, Instituto de Estudos do Xingu, São Félix do Xingu, Pará

*lucasgoncalvesqueiroz@gmail.com

<https://doi.org/10.4322/978-65-86819-07-6-01>

RESUMO

O principal modelo agrícola adotado no Brasil é baseado no uso de uma grande quantidade de agrotóxicos com o intuito de eliminar pragas e aumentar a produção de alimentos. Os neonicotinóides constituem o grupo de inseticidas mais vendido no Brasil e o intenso uso destes compostos tem resultado na contaminação de ambientes adjacentes às áreas agrícolas, causando prejuízos a grupos de organismos não-alvo presentes nestes ecossistemas. Nos últimos anos, os inseticidas neonicotinóides imidacloprido e acetamiprido têm sido detectados em ecossistemas aquáticos brasileiros e seus efeitos sobre organismos aquáticos têm sido avaliados a fim de elucidar os impactos causados pela contaminação de corpos hídricos. Os neonicotinóides são capazes de causar alterações comportamentais, reprodutivas, fisiológicas, citogenéticas, podendo ainda levar à morte determinadas populações de organismos aquáticos. Embora existam muitas evidências da presença de neonicotinóides em corpos hídricos brasileiros e de seus malefícios a comunidade aquática, a legislação brasileira ainda não estabelece limites para estes compostos, o que dificulta o controle e monitoramento destes compostos.

Palavras-chave: Agrotóxicos; Imidacloprido; Acetamiprido; Poluição hídrica; Ecotoxicologia aquática

O USO DE AGROTÓXICOS NO BRASIL

Os agrotóxicos, também denominados pesticidas, defensivos agrícolas, praguicidas ou biocidas, são compostos químicos utilizados pela agricultura para eliminar, repelir ou controlar organismos que possam trazer prejuízos para a produção de alimentos (Gomez et al. 2020).

Do ponto de vista econômico, o uso de pesticidas baseia-se no aumento da produção do cultivo, melhoria na qualidade da produção e a redução do custo em mão-de-obra e energia. A nível mundial estima-se que a agricultura utilize anualmente cerca de 2,5 milhões de toneladas de ingrediente ativo de agrotóxicos, o que faz com que estes produtos sejam considerados componentes fundamentais para o aumento da produção agrícola (Fenner et al. 2013; Chen et al. 2018).

A Revolução Verde e o desenvolvimento tecnológico associado a ela resultou em um aumento considerável na produtividade agrícola de muitos países, incluindo o Brasil, cujo principal modelo agrícola adotado na década de 1970 deu prioridade ao uso intensivo de equipamentos agrícolas, fertilizantes e agrotóxicos, o que resultou em um aumento no desempenho econômico do setor (Soares and Porto 2009; Mueller and Mueller 2016).

Na última década, o mercado brasileiro de agrotóxicos expandiu rapidamente (190%) num ritmo de crescimento maior que o dobro do apresentado pelo mercado global (93%), o que coloca o Brasil em primeiro lugar no ranking mundial, desde 2008 (Rigotto et al. 2014; Albuquerque et al. 2016).

De acordo com o Boletim de Vendas de Agrotóxicos do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA, 2019), no ano de 2018 foram vendidas no Brasil aproximadamente 550 mil toneladas de ingrediente ativo de agrotóxicos, o que corresponde a um aumento de aproximadamente 338% em relação ao ano 2000, quando foi iniciado este levantamento (Fig. 1). Os dados de vendas referentes aos anos de 2007 e 2008 não foram sistematizados pelo IBAMA.

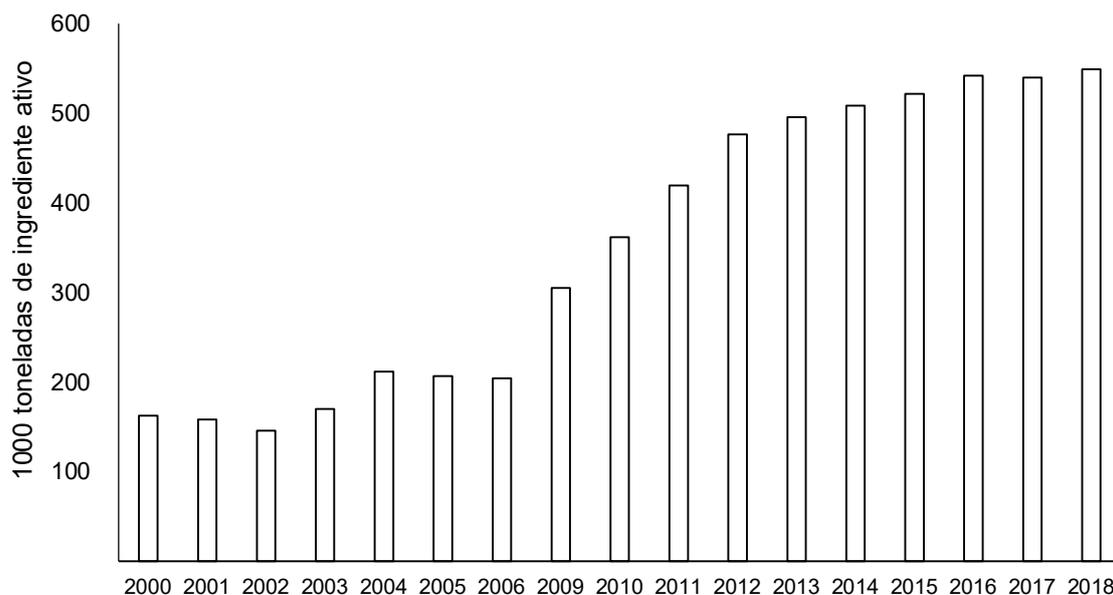


Fig. 1. Consumo de ingredientes ativos de agrotóxicos no Brasil entre os anos de 2000 e 2018. Fonte: IBAMA, 2019.

Dentre as principais classes de agrotóxicos mais vendidas no ano de 2018, os herbicidas, fungicidas e inseticidas, representaram respectivamente 61,69, 13,35 e 10,43% do mercado brasileiro.

De acordo com o Relatório Consolidado de Ingredientes Ativos do Ministério da Agricultura (2017), existem inseticidas de diferentes grupos químicos registrados, como: organofosforados, metilcarbamatos, piretróides, benzoilureia e neonicotinóides. Este último grupo tem se destacado no mercado global devido as suas propriedades, que o torna uma ótima opção comercial para a eliminação de insetos causadores de prejuízos em uma grande variedade de lavouras.

INSETICIDAS NEONICOTINÓIDES

Na década de 90, o mercado global de inseticidas era dominado pelos compostos organofosforados, carbamatos e piretróides. Contudo, a resistência das pragas, a preocupação com a exposição cumulativa de trabalhadores e as evidências de que o desenvolvimento neural prejudicado em crianças poderia estar associado a estas substâncias, levaram ao desenvolvimento de uma nova classe de pesticidas: os neonicotinóides (Eskenazi et al. 1999).

Os neonicotinóides constituem um grupo de inseticidas desenvolvidos a partir da molécula de (S)-(-)-nicotina isolada como um alcaloide de espécies do gênero *Nicotiana* sp. (Fig. 2). Esta molécula era utilizada como inseticida e aplicada sobre as culturas como extrato aquoso das folhas de tabaco. Entretanto, devido à elevada toxicidade em mamíferos e limitada eficiência como inseticida, a (S)-(-)-nicotina deixou de ser amplamente utilizada e passou a servir como base para estudos que visavam desenvolver novas moléculas com o mesmo mecanismo de ação (Jeschke et al. 2013).

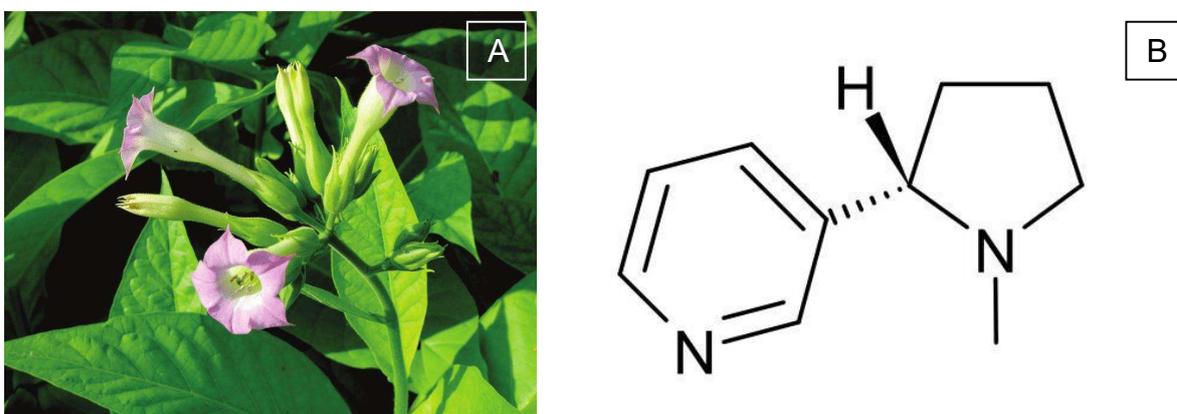


Fig. 2. *Nicotiana tabacum* (A) e estrutura molecular da molécula de (S)-(-)-nicotina (B) isolada de espécies do gênero *Nicotiana* sp. Fonte: A: Chase et al. (2018).

Os neonicotinóides foram desenvolvidos e registrados no início da década de 1990 e o imidacloprido (IMI) foi o primeiro composto neonicotinóide comercializado em 1991 (Jeschke and Nauen 2008). Devido ao sucesso comercial do imidacloprido, outros pesticidas desenvolvidos a partir da molécula de (S)-(-)-nicotina foram criados, como: nitempiram, acetamiprida, tiametoxam, tiaclopride, clotianidina e dinotefuran (Fig. 3). Atualmente, os neonicotinóides representam a classe de pesticidas mais vendida no mercado global (Jeschke et al. 2010; Sgolastra et al. 2020).

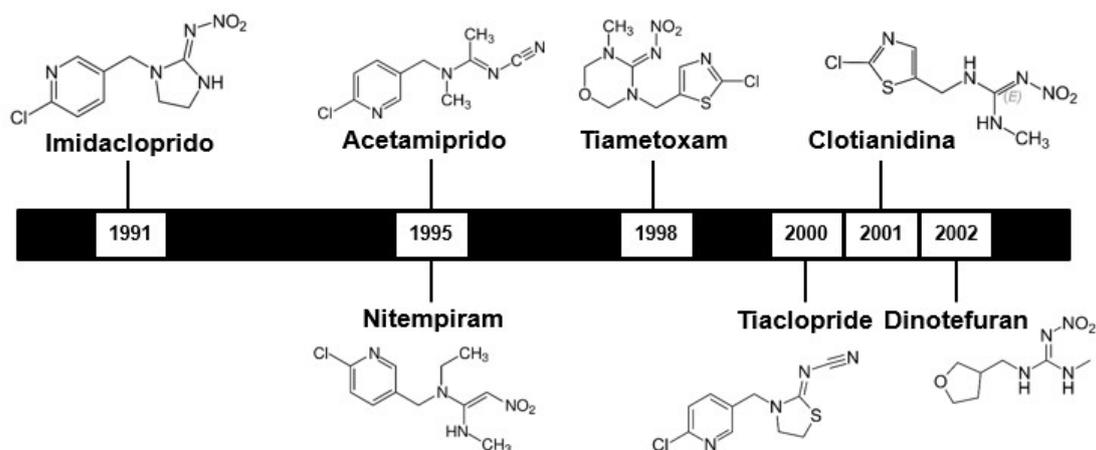


Fig. 3. Principais inseticidas neonicotinóides e ano de introdução no mercado.

Este grupo de compostos é amplamente utilizado para eliminar insetos que podem causar danos às culturas. Além disso, podem ser utilizados na medicina veterinária para controle de pulgas, carrapatos e vermes em animais domésticos ou ainda como pesticida para controle de pragas domésticas (Pisa et al. 2015).

Em 2008, os neonicotinóides representavam 25% do mercado global de inseticidas e 80% do mercado de sementes tratadas. Atualmente, o uso deste grupo de pesticidas é registrado para mais de 140 culturas em mais de 120 países (Jeschke et al. 2010; Simon-Delso et al. 2015; Lu et al. 2020).

Estes inseticidas apresentam elevada eficiência, pois são eficazes em baixas doses, proporcionam controle a longo prazo, oferecem elevado grau de segurança para a colheita e podem ser aplicados sobre um grande número de culturas utilizando diferentes métodos (Anderson et al. 2015; Morrissey et al. 2015).

Outra característica que justifica o sucesso comercial destes compostos está na capacidade de atuar sobre um grande número de espécies de insetos que podem trazer prejuízos para as culturas. As principais famílias de insetos incluem Aphidae, Aleyrodidae, Cicadellidae, Chrysomelidae, Elateridae, Fulgoroidea e Pseudodoccidae (Simon-Delso et al. 2015).

Os pesticidas neonicotinóides atuam sobre o sistema nervoso de insetos, mais especificamente como agonistas de receptores nicotínicos de acetilcolina (nAChRs), responsáveis pela neurotransmissão pós-sináptica (Fig. 4). Outros grupos de inseticidas também atuam sobre estes receptores, porém, os neonicotinóides foram os primeiros pesticidas em que a seletividade pode ser atribuída a uma elevada afinidade por estes receptores (Matsuda et al. 2001).

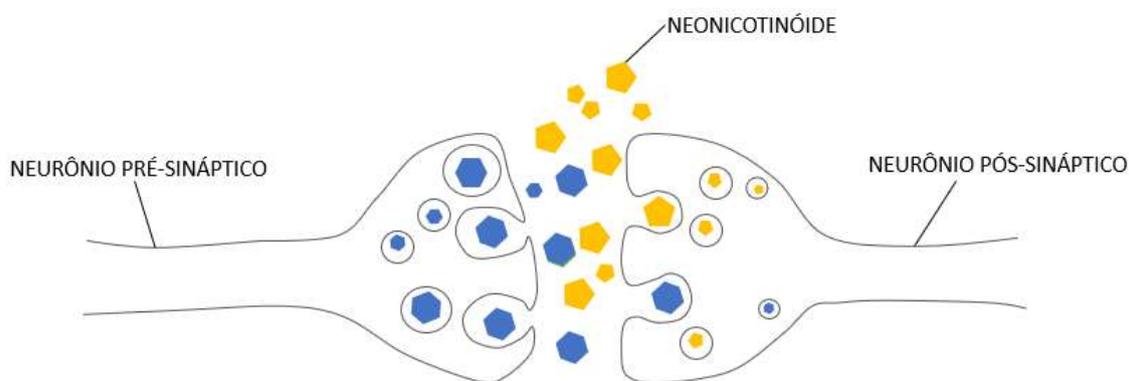


Fig. 4. Mecanismo de ação dos neonicotinóides no sistema nervoso de insetos.

Esta seletividade aos receptores de insetos é resultado das interações eletronegativas dos compostos em sub-sítios específicos para nAChRs de insetos, não encontrados nos receptores equivalentes de vertebrados. A ligação dos neonicotinóides ao nAChRs resulta em toxicidade com efeitos no sistema nervoso central similares aos da nicotina, que se manifestam como uma excitação incomum, espasmos corporais, paralisia e morte (Yamamoto and Casida 1999; Anderson et al. 2015; Wang et al. 2020).

Devido à elevada eficiência deste grupo de inseticidas, pesquisadores têm buscado novas moléculas que apresentem o mesmo modo de ação. Assim, a medida que as pragas tornarem-se resistentes aos produtos disponíveis no mercado, estas novas moléculas poderão substituí-los (Zhang et al. 2017).

USO DE INSETICIDAS NEONICOTINÓIDES NO BRASIL

De acordo com o Relatório de Vendas de Ingredientes Ativos por UF, disponibilizado pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA (2019), os inseticidas neonicotinóides mais vendidos no Brasil são o Imidacloprido e o Acetamiprido.

O imidacloprido (IMI) (1-(6-chloro-3-pyridylmethyl)-N-nitroimidazolidin-2-ylideneamine) apresenta fórmula molecular $C_9H_{10}ClN_5O_2$ com fórmula estrutural apresentada na Fig. 5 (Simon-Delso et al. 2015; Xia et al. 2016).

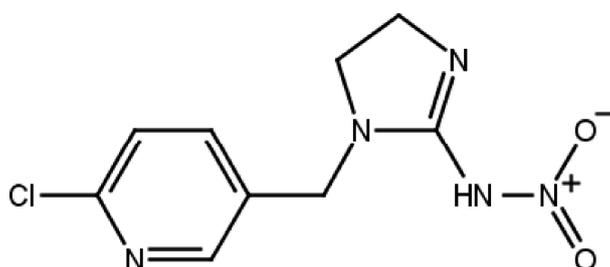


Fig. 5. Fórmula estrutural da molécula de imidacloprido (IMI).

Segundo o relatório, no ano de 2018, as vendas de imidacloprido no Brasil atingiram 10.021,22 toneladas do ingrediente ativo (Fig. 6), um valor 7 vezes maior que o registrado em 2009 (1.399,15 toneladas), quando o levantamento foi iniciado. Os estados que apresentaram maior consumo deste pesticida em 2018 foram Mato Grosso (18,82%) e São Paulo (16,06%) (Fig. 7).

De acordo com o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA, 2019), 37 produtos permitidos para comercialização no Brasil levam o IMI em sua composição. Estes produtos podem ser aplicados em diferentes tipos de culturas, sendo capazes de combater uma grande diversidade de pragas (Tab. 1) a partir de diferentes modalidades de emprego, como aplicação terrestre, foliar, tratamento de sementes e aplicação no tronco.

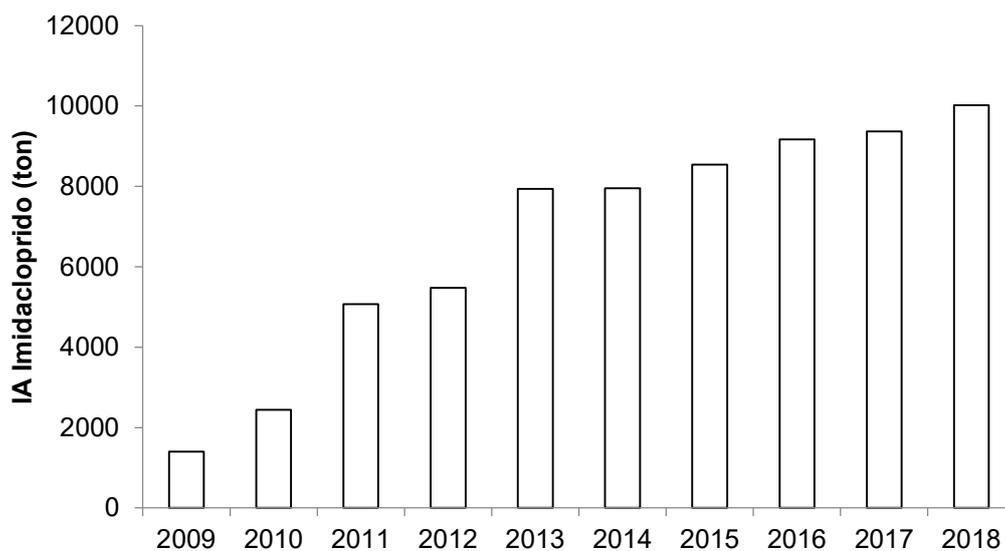


Fig. 6. Valores anuais, em toneladas, do ingrediente ativo Imidacloprido (IMI) comercializado no Brasil entre 2009 e 2018.

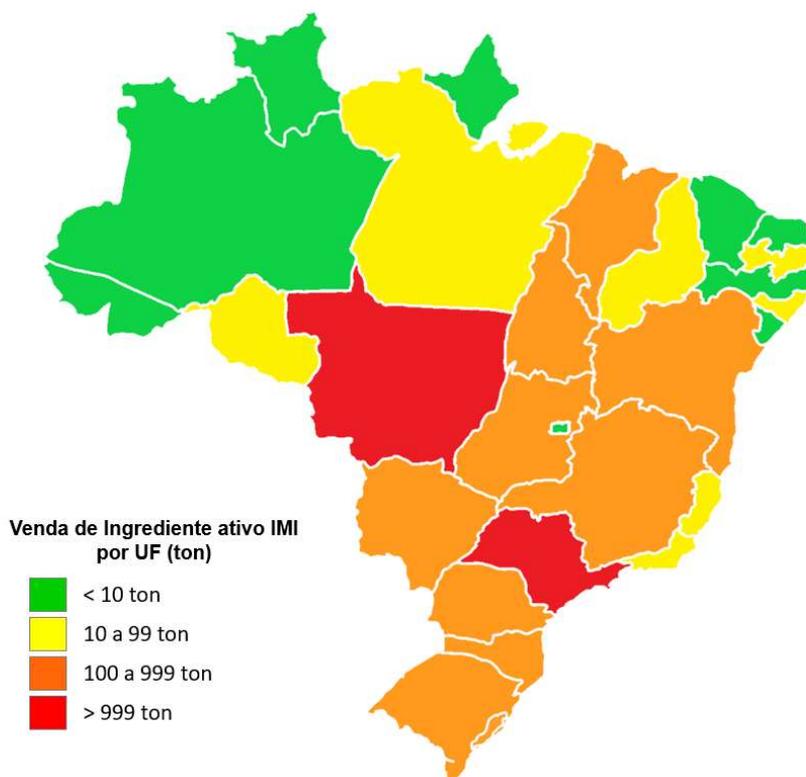


Fig. 7. Venda de ingrediente ativo imidacloprido (IMI) por Unidade Federativa (UF) em 2018 em toneladas (ton).

Tab. 1. Principais culturas em que o pesticida neonicotinóide imidacloprido (IMI) pode ser aplicado e as pragas associadas a essas culturas.

Cultura	Pragas
Abacaxi	Cochonilha-do-abacaxi (<i>Dysmicoccus brevipes</i>); Cupim-de-montículo (<i>Syntermes molestus</i>)
Abóbora	Mosca-branca (<i>Bemisia tabaci</i> raça B); Tripes (<i>Thrips palmi</i>); Pulgão-do-algodoeiro (<i>Aphis gossypii</i>)
Alface	Pulgão-da-alface (<i>Dactynotus sonchi</i>); Mosca-branca (<i>Bemisia tabaci</i> raça B)
Algodão	Pulgão-do-algodoeiro (<i>Aphis gossypii</i>); Tripes (<i>Frankliniella schultzei</i>)
Alho	Tripes (<i>Thrips tabaci</i>)
Batata	Pulgão-verde (<i>Myzus persicae</i>); Tripes (<i>Thrips palmi</i>)
Berinjela	Tripes (<i>Thrips palmi</i>); Mosca-branca (<i>Bemisia tabaci</i> raça B); Pulgão-verde (<i>Myzus persicae</i>)
Cana-de-açúcar	Cigarrinha-vermelha (<i>Mahanarva fimbriolata</i>); Cupins (<i>Heterotermes tenuis</i>);
Cebola	Tripes (<i>Thrips tabaci</i>)
Citros	Minadora-das-folhas (<i>Phyllocnistis citrella</i>); Cochonilha-de-placa (<i>Orthezia praelonga</i>); Cochonilha-pardinha (<i>Selenaspidus articulatus</i>); Pulgão-preto (<i>Toxoptera citricida</i>); Cigarrinha-da-cvc (<i>Oncometopia facialis</i>); Cochonilha-escama-farinha (<i>Pinnaspis aspidistrae</i>); Cochonilha-verde (<i>Coccus viridis</i>); Cochonilha-cabeça-de-prego (<i>Chrysomphalus ficus</i>); Psilídeo (<i>Diaphorina citri</i>)
Couve	Mosca-branca (<i>Bemisia tabaci</i> raça B); Pulgão-da-couve (<i>Brevicoryne brassicae</i>)
Eucalipto	Cupim-de-montículo (<i>Syntermes molestus</i>); Cupim-de-chifre (<i>Cornitermes bequaerti</i>); Vespa-da-galha (<i>Leptocybe invasa</i>)
Feijão	Cigarrinha (<i>Empoasca kraemeri</i>); Mosca-branca (<i>Bemisia tabaci</i> raça B); Vaquinha-verde-amarela (<i>Diabrotica speciosa</i>)
Fumo	Broca-do-fumo (<i>Faustinus cubae</i>); Pulgão-verde (<i>Myzus persicae</i>); Lagarta-rosca (<i>Agrotis ipsilon</i>)
Melancia	Mosca-branca (<i>Bemisia tabaci</i> raça B); Tripes (<i>Thrips palmi</i>); Pulgão-do-algodoeiro (<i>Aphis gossypii</i>)

Pinus	Pulgão-do-pinus (<i>Cinara atlantica</i>)
Tomate	Mosca-branca (<i>Bemisia tabaci</i> raça B); Pulgão-verde (<i>Myzus persicae</i>); Trips (<i>Thrips palmi</i>)

(MAPA, 2019)

O segundo neonicotinóide mais comercializado no Brasil, o Acetamiprido (ACE) ((E)-N-[(chloro-3-pyridylmethyl)-N'-cyano-N methylethanimidamide) possui fórmula molecular $C_{10}H_{11}ClN_4$ com fórmula estrutural apresentada na Fig. 8.

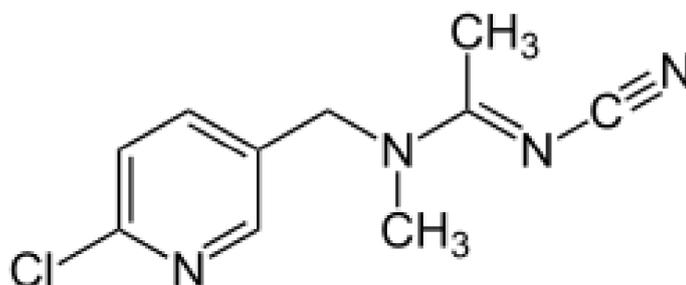


Fig. 8. Fórmula estrutural do acetamiprido.

No ano de 2018, as vendas de ACE no Brasil atingiram 1.065,12 toneladas do ingrediente ativo (IBAMA, 2019) (Fig. 9), um consumo nove vezes menor que o de IMI. Os estados que apresentaram maior consumo deste pesticida foram Mato Grosso (35,62%) e Bahia (13,15%) (Fig. 10).

Até o final de 2019, 33 produtos permitidos para comercialização no Brasil levam o ACE em sua composição. Além disso, o ACE também é utilizado para eliminar uma grande quantidade de pragas (Tab. 2).

Como observado, o Estado do Mato Grosso é o principal consumidor de inseticidas neonicotinóides do país. Considerando os todos ingredientes ativos listados no Relatório de Vendas de Ingredientes Ativos de 2018, o Mato Grosso é considerado o maior consumidor em 43,5% dos 85 agrotóxicos. Isto se deve, sobretudo, ao fato de que houve um grande desenvolvimento da

fronteira agrícola da região Centro-Oeste do Brasil, fazendo com que a agricultura se tornasse o seu principal setor econômico.

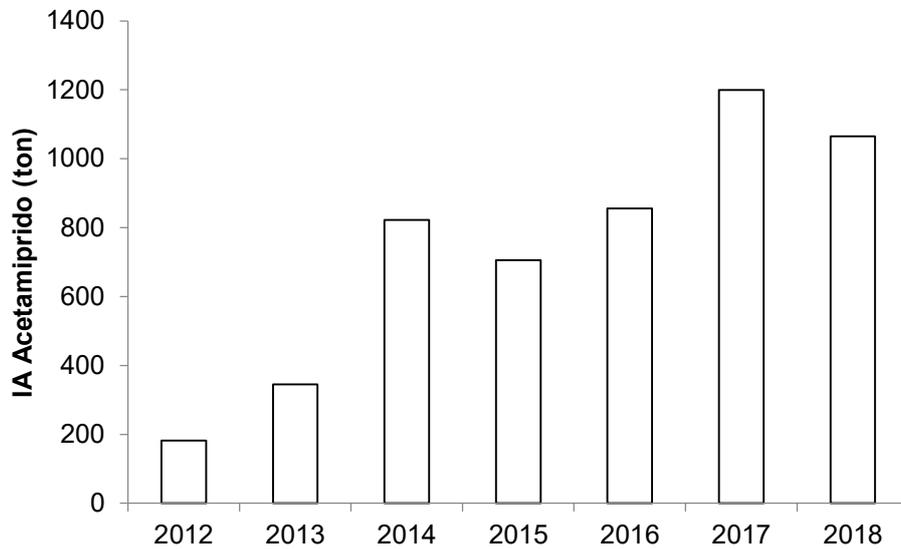


Fig. 9. Valores anuais, em toneladas, do ingrediente ativo Acetamiprido (ACE) comercializado no Brasil entre 2012 e 2018.

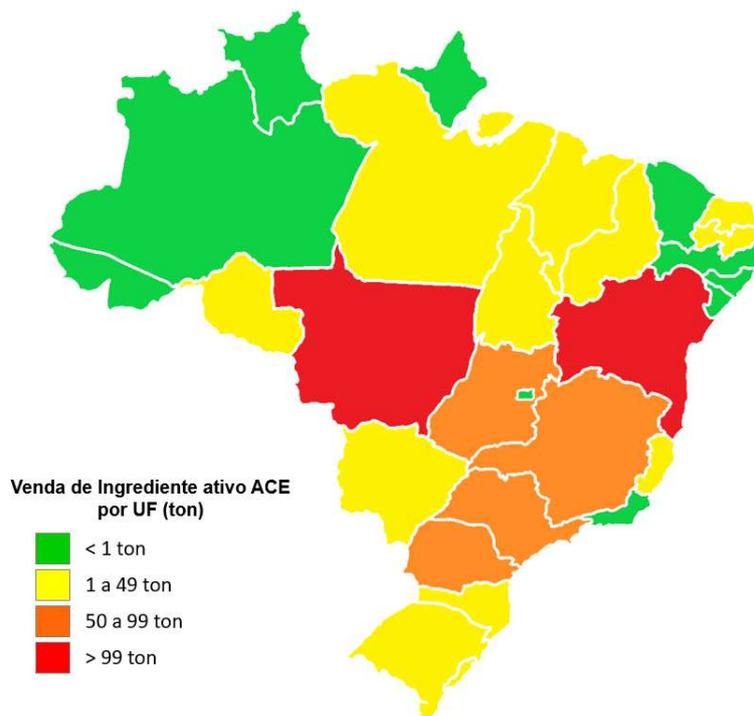


Fig. 10. Venda de ingrediente ativo acetamiprido (ACE) por Unidade Federativa (UF) em 2018 em toneladas (ton).

Tab. 2. Principais culturas em que o pesticida neonicotinóide acetamiprido (ACE) pode ser aplicado e as pragas associadas a essas culturas.

Cultura	Pragas
Algodão	Pulgão-do-algodoeiro (<i>Aphis gossypii</i>)
Batata	Pulgão-verde (<i>Myzys persicae</i>)
Cevada	Pulgão-dos-cereais (<i>Rhopalosiphum maidis</i>); Pulgão-da-folha (<i>Metopolophium dirhodum</i>)
Feijão	Mosca-branca (<i>Bemisia tabaci</i> raça B); Cigarrinha-verde (<i>Empoasca kraemeri</i>)
Maçã	Mosca-das-frutas (<i>Anastrepha fraterculus</i>); Mariposa-oriental (<i>Grapholita molesta</i>)
Mamão	Cochonilha (<i>Aonidiela comperei</i>), Cigarrinha (<i>Empoasca</i> spp.)
Melão	Mosca-branca (<i>Bemisia tabaci</i> raça B); Pulgão-das-inflorescências (<i>Aphis gossypii</i>)
Melancia	Mosca-branca (<i>Bemisia tabaci</i> raça B); Pulgão-das-inflorescências (<i>Aphis gossypii</i>)
Milho	Pulgão-dos-cereais (<i>Rhopalosiphum maidis</i>)
Pinhão Manso	Cigarrinha-verde (<i>Empoasca</i> spp.)
Soja	Mosca-branca (<i>Bemisia tabaci</i> raça B)
Tomate	Pulgão-verde (<i>Myzus persicae</i>); Tripes (<i>Frankliniella schultzei</i>); Mosca-branca (<i>Bemisia tabaci</i> raça B), Tripes (<i>Thrips palmi</i>)
Trigo	Pulgão-da-folha (<i>Metopolophium dirhodum</i>); Pulgão-da-espiga (<i>Sitobion avenae</i>)

(MAPA, 2019)

RISCO AMBIENTAL DE INSETICIDAS NEONICOTINÓIDES

Nas décadas seguintes ao lançamento dos neonicotinóides foi observado um declínio significativo das populações de abelhas em todo o mundo. Inicialmente, os pesquisadores sugeriram que diferentes fatores poderiam estar associados como parasitas, infecções virais e bacterianas, perda de hábitat ou ainda uma combinação destes fatores (Fitzpatrick et al.

2007; Dainat et al. 2012). Além destes, havia também a suspeita de que algum composto químico pudesse estar envolvido.

Em 2010, a Comissão Europeia, em um comunicado ao Parlamento Europeu e o Conselho sobre saúde das abelhas (Comissão Europeia, 2010) divulgaram o seguinte:

“Na última década, vários problemas afetaram o setor apicultor em diferentes países do mundo. Em particular, nos últimos anos, houve vários relatos de aumento da mortalidade em abelhas na União Europeia e em outros lugares. Isso causou sérias preocupações em todo o mundo, mas os estudos científicos não foram capazes de determinar a causa exata ou a extensão dessas crescentes mortalidades. No entanto, a saúde das abelhas está ligada a diferentes fatores naturais (bacteriano, viral, parasitário etc.); disponibilidade de tratamentos adequados; espécies invasoras; e mudanças ambientais. Outros fatores a serem considerados incluem o uso de pesticidas na agricultura. Pelo menos, a fim de esclarecer se e em que medida eles podem desempenhar um papel na saúde das abelhas”.

Nos anos seguintes, estudos demonstraram que os neonicotinóides desencadearam efeitos negativos sobre o comportamento, reprodução e o sucesso das colônias de abelhas (Vanbergen et al. 2013; Woodcock et al. 2016). Estas informações causaram preocupação da comunidade científica, uma vez que as abelhas possuem grande importância tanto no ponto de vista ambiental, na manutenção dos ecossistemas, como econômico, na produção alimentar.

Em 2017, após a publicação de dados que demonstravam os impactos que os neonicotinóides causavam em abelhas, a Comissão Europeia apresentou uma proposta que limitava ainda mais a utilização dos pesticidas imidacloprido, clotianidina e tiametoxam. O acordo definiu que estas substâncias fossem banidas em áreas externas, sendo utilizadas somente em estufas permanentes. Além disso, diversos estudos ainda tem sido realizados a fim de compreender os efeitos destes compostos e assim implementar medidas

necessárias para a preservação das abelhas (Domenica et al. 2017; Chandran et al. 2018).

Quanto ao rigor em relação ao uso destes compostos, o Brasil segue na contramão. Em 2012, baseado na preocupação mundial sobre os impactos destes compostos em abelhas, o IBAMA anunciou a reavaliação dos inseticidas tiametoxam, clotianidina e imidacloprido, porém até o segundo semestre de 2019 os processos não foram concluídos. Outro agravante é que durante o primeiro semestre de 2019, o Ministério da Agricultura liberou registros de 10 novos produtos com inseticidas neonicotinóides em sua composição no mercado brasileiro. Destes, 1 possuía o acetamiprido como ingrediente ativo, 2 possuíam o tiametoxam e 7 levavam o imidacloprido em sua composição. Além disso, a Resolução nº 1.129 de 26 de abril de 2019 incluiu à monografia do ingrediente ativo imidacloprido o emprego domissanitário para produtos de baixo volume (3,0%), destinando o uso deste composto em residências.

O potencial poluidor dos neonicotinóides é alto, uma vez que apresentam elevada solubilidade, persistência no ambiente aquático e são susceptíveis ao transporte, podendo atingir áreas adjacentes e corpos hídricos próximos às lavouras (Armbrust and Peeler 2002; Hilton et al. 2016; Batikian et al. 2019; Saggiaro et al. 2019). Assim, a movimentação destes pesticidas para outros ambientes representa um grande risco para organismos presentes nestas áreas, uma vez que já tem sido demonstrado que estes compostos podem causar impactos na estrutura da comunidade biótica de organismos não-alvo.

NEONICOTINÓIDES NOS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS

O uso indiscriminado juntamente com o aumento no consumo ao longo dos últimos anos tornou ambientes adjacentes, como corpos hídricos, mais susceptíveis à contaminação por estes pesticidas. Atualmente, a poluição por pesticidas é considerada um dos principais fatores associados ao declínio biodiversidade de invertebrados em todo o mundo (Sgolastra et al. 2020), podendo ainda comprometer o abastecimento público (Lu et al. 2020).

Até o momento, a maioria das informações sobre os efeitos da exposição de organismos não-alvo aos compostos neonicotinóides estão

relacionadas aos organismos terrestres, principalmente às abelhas (Botías et al. 2016). Este enfoque se deve, principalmente, ao fato de que as abelhas são responsáveis pela polinização de diferentes culturas e pela suspeita de que os neonicotinóides podem ter alguma influência sobre a redução das populações de abelhas (Van der Sluijs et al. 2013; Lu et al. 2020). Entretanto, nos últimos anos, estudos têm apontado que organismos aquáticos também estão susceptíveis à exposição por este grupo de inseticidas.

O impacto de pesticidas sobre organismos aquáticos depende de uma série de fatores ambientais, como a composição e a estrutura da comunidade, além das propriedades físico-químicas apresentadas pelo composto, incluindo solubilidade em água, degradação e adsorção do solo. Neste aspecto, os neonicotinóides são agrotóxicos com elevado risco para o compartimento aquático, uma vez que possuem grande probabilidade de serem arrastados para corpos hídricos após eventos de precipitação pluviométrica (Hayasaka et al. 2012; Hernández-Moreno et al. 2019). Os incipientes contidos na formulação dos produtos comerciais, como surfactantes, podem ainda facilitar o arraste do inseticida pelo escoamento superficial (Gupta et al. 2002). Outra via de entrada de pesticidas no ambiente aquático está associada à deposição atmosférica após a pulverização sobre as lavouras, ou ainda devido ao arraste de poeira contaminada para corpos hídricos próximos das áreas de cultivo (Hayasaka et al. 2012; Pisa et al. 2015; Raby et al. 2018; de Souza et al. 2020) (Fig. 11).

Os padrões de entrada de pesticidas consistem tipicamente em um curto período de alta concentração química, seguido por um declínio na concentração devido à diluição, degradação e destinação de parte destes compostos para o ar ou sedimentos. Neste contexto, elevadas concentrações podem causar efeitos tóxicos agudos resultando em mortalidade de indivíduos dentro de uma comunidade (Hayasaka et al. 2012). Por outro lado, em baixas concentrações, onde não são observados efeitos como mortalidade e imobilidade, estes compostos podem apresentar efeitos subletais, influenciando no desenvolvimento, reprodução, comportamento e nas funções fisiológicas de organismos aquáticos (Van Dijk et al. 2013).

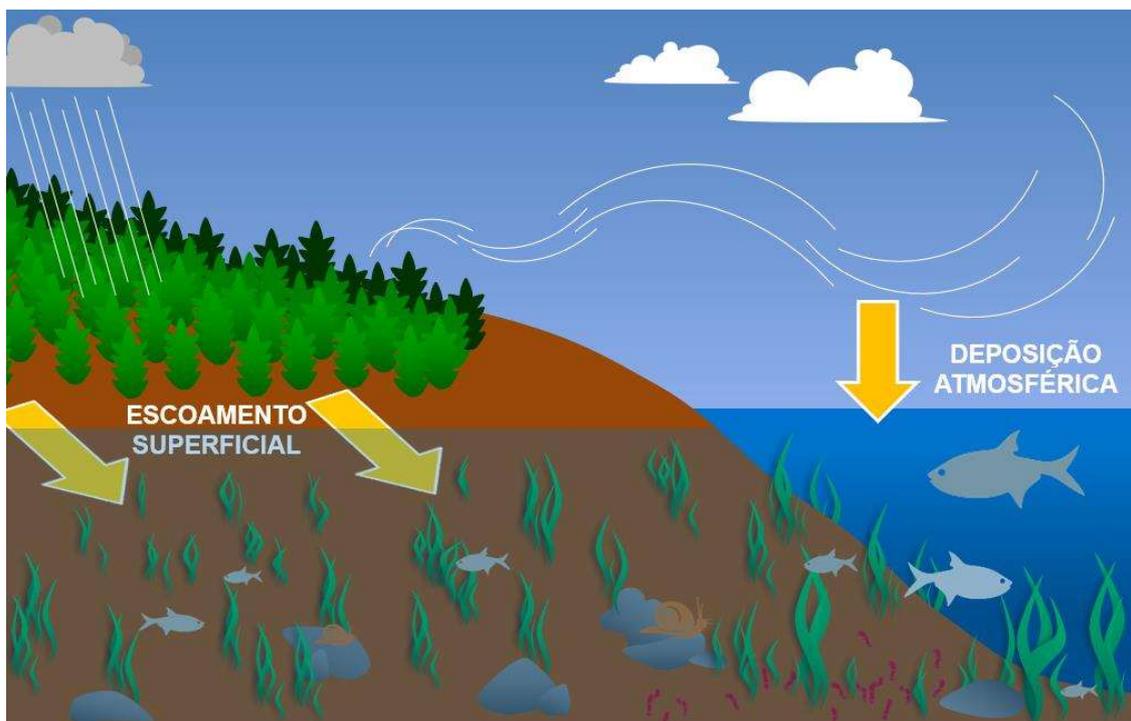


Fig. 11. Vias de contaminação por inseticidas neonicotinóides.

Estudos têm apontado que a presença de neonicotinóides em corpos hídricos está associada à redução da biodiversidade destes ambientes, afetando espécies e populações de animais não-alvo em águas superficiais contaminadas (Morrissey et al. 2015; Botías et al. 2016; Chandran et al. 2018). Diferentes efeitos sobre organismos aquáticos não-alvo têm sido reportados, como alteração nos hábitos alimentares (Pestana et al. 2009), reprodução (Böttger et al. 2013), danos genéticos, redução da resposta imune e alterações celulares (Hong et al. 2018).

CONTAMINAÇÃO DE CORPOS HÍDRICOS BRASILEIROS POR INSETICIDAS NEONICOTINÓIDES

Na maioria dos países ainda há uma escassez de dados quanto ao monitoramento ambiental para neonicotinóides em corpos hídricos. Embora estudos realizados em diferentes países têm reportado a presença de IMI em águas superficiais ao redor do mundo em concentrações que variaram de 0,001 a 320,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Morrissey et al. 2015). Os procedimentos analíticos utilizados para detecção destes compostos exigem equipamentos bastante sensíveis, o que torna a quantificação de compostos um estudo caro e

inacessível em muitos casos. Além disso, estas análises podem ser ineficazes em concentrações mais baixas do que as já reportadas na literatura.

A Agência de Proteção Ambiental dos EUA (EPA, 2018) determinou valores de referência de IMI para proteção de invertebrados aquáticos, sendo o limite de $0.38 \mu\text{g.L}^{-1}$ para efeito agudo e $0.010 \mu\text{g.L}^{-1}$ para efeito crônico. Entretanto, as concentrações encontradas em corpos hídricos frequentemente excedem estes valores (Fig. 12). De acordo com Miranda et al. (2011), o risco ambiental do IMI em corpos hídricos é classificado como muito alto tanto para efeitos a curto e longo prazo.

No Brasil, estudos têm apontado a presença do IMI na microbacia de Agudo-RS, onde existem áreas com plantações de fumo que utilizam este pesticida no combate a pragas. Bortoluzzi et al. (2006) encontraram concentrações entre $0,38$ e $2,18 \mu\text{g.L}^{-1}$ de IMI em amostras de água superficial da microbacia coletadas em áreas próximas às plantações de fumo. Sequinatto et al. (2013), nos anos de 2005 e 2006, avaliaram a presença do inseticida na água de riachos e também em águas de poços artesianos utilizados pela comunidade local para abastecimento, onde encontraram $0,13$ e $1,66 \mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente. Becker et al. (2009), por sua vez, encontraram valores entre $0,67$ e $3,65 \mu\text{g.L}^{-1}$ em trechos com baixa e elevada atividade antrópica, respectivamente.

Sposito et al. (2018) avaliaram a presença de imidacloprido em dois rios da bacia do rio Paraná, no estado do Mato Grosso do Sul e encontraram o composto em 33,3% das amostras coletadas no rio Dourados, em concentrações que variaram de $0,021$ a $0,030 \mu\text{g.L}^{-1}$ e em 100% das amostras coletadas no rio Brilhante, com concentrações entre $0,016$ e $0,054 \mu\text{g.L}^{-1}$.

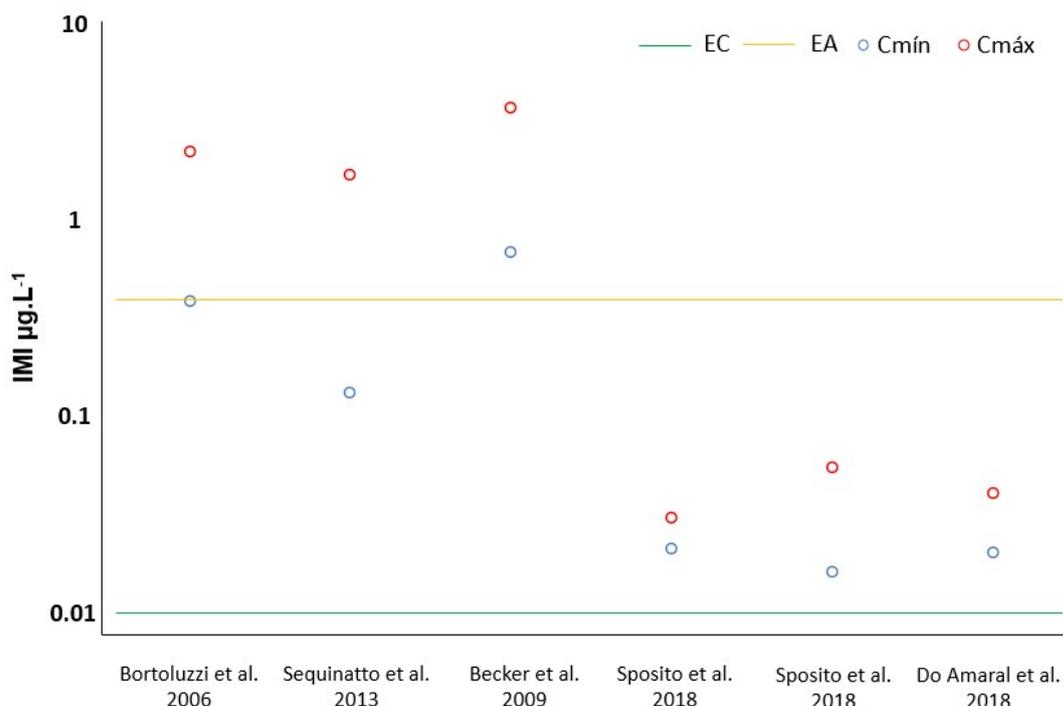


Fig. 12. Concentrações mínimas (Cmín) e máximas (Cmáx) de imidacloprido (IMI) determinados em águas superficiais do Brasil. Valores de efeito crônico (EC) e agudo (EA) estabelecidos pela EPA EUA (2018) estão apresentados na figura.

No reservatório de Passo Real, que constitui a bacia hidrográfica do rio Jacuí no Rio Grande do Sul, foram encontradas concentrações de IMI entre 0,02 e 0,04 µg.L⁻¹. Este reservatório está localizado em uma área com intenso uso agrícola caracterizado pelo plantio de soja, trigo, milho e canola (do Amaral et al. 2018).

Embora o Estado do Mato Grosso seja o principal consumidor de IMI do país, não foram encontrados na literatura trabalhos que quantificaram o composto em águas superficiais do Estado.

Quanto ao ACE, a EPA (2018) determinou valores de 10,0 µg.L⁻¹ para efeito agudo e 2,1 µg.L⁻¹ para efeito crônico. Assim como o IMI, as concentrações de ACE encontrado em corpos hídricos também tem excedido os limites estabelecidos.

O acetamiprido também foi encontrado em águas superficiais do Brasil. Ao avaliar amostras de água coletadas próximo à nascente do rio São Lourenço no Mato Grosso (Ribeiro et al. 2013) detectaram 23,61 µg.L⁻¹, ou seja, valor acima do estabelecido pela EPA. A presença do composto na área

de cabeceira demonstra a vulnerabilidade deste corpo hídrico à contaminação e a necessidade de se recuperar a sua vegetação ciliar.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O Brasil encontra-se diante de um grande desafio, o de implementar uma agenda de pesquisa multidisciplinar capaz de trazer avanços na compreensão da problemática do uso de agrotóxicos no país do ponto de vista ambiental, econômico e social. Este desafio é de grande complexidade, pois se trata de uma temática multidimensional, no qual os setores envolvidos possuem divergências sobre a percepção dos benefícios e malefícios atribuídos ao uso de agrotóxicos.

O fato de que os inseticidas neonicotinóides têm sido encontrados em águas superficiais indica que este tipo de poluição requer atenção da comunidade científica, a fim de determinar os reais impactos sobre o ecossistema aquático, e do poder público brasileiro, visando estabelecer políticas públicas que contribuam para o controle destes compostos químicos no meio ambiente. No Brasil, a Resolução CONAMA 357/05, que estabelece limites máximos para poluentes em águas superficiais, não contempla os inseticidas neonicotinóides, dificultando assim o monitoramento e o controle da emissão destes poluentes.

As pesquisas sobre a ocorrência de inseticidas neonicotinóides em corpos hídricos brasileiros são ainda escassas, o que dificulta a compreensão dos riscos que estes compostos oferecem aos ecossistemas. Deste modo, o desenvolvimento de estudos que busquem informações sobre os impactos dos neonicotinóides em corpos hídricos pode contribuir significativamente para o desenvolvimento sustentável, assegurando a proteção da biodiversidade aquática e o abastecimento público, além de permitir uma gestão sustentável destes recursos nas próximas décadas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Albuquerque, A.F., Ribeiro, J.S., Kummrow, F., Nogueira, A.J.A., Montagne, C.C., Umbuzeiro, G.A. 2016. Pesticides in Brazilian freshwaters: A critical review. *Environ Sci Process Impacts*. 18(7):779–787. doi:10.1039/c6em00268d. <http://dx.doi.org/10.1039/C6EM00268D>.

Amaral, A.M.B., Lima, C.G.J., Weimer, G.H., Marins, A.T., Loro, V.L., Zanella, R. 2018. Seasonal implications on toxicity biomarkers of *Loricariichthys anus* (Valenciennes, 1835) from a subtropical reservoir. *Chemosphere*. 191:876–885. doi:10.1016/j.chemosphere.2017.10.114.

Anderson, J.C., Dubetz, C., Palace, V.P. 2015. Neonicotinoids in the Canadian aquatic environment: A literature review on current use products with a focus on fate, exposure, and biological effects. *Sci Total Environ*. 505:409–422. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.09.090.

Armbrust, K.L., Peeler, H.B. 2002. Effects of formulation on the run-off of imidacloprid from turf. *Pest Manag Sci*. 58(7):702–706. doi:10.1002/ps.518.

Batikian, C.M., Lu, A., Watanabe, K., Pitt, J., Gersberg, R.M. 2019. Temporal pattern in levels of the neonicotinoid insecticide, imidacloprid, in an urban stream. *Chemosphere*. 223:83–90. doi:10.1016/j.chemosphere.2019.01.165. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.165>.

Becker, A.G., Moraes, B.S., Menezes, C.C., Loro, V.L., Santos, D.R., Reichert, J.M., Baldisserotto, B. 2009. Pesticide contamination of water alters the metabolism of juvenile silver catfish, *Rhamdia quelen*. *Ecotoxicol Environ Saf*. 72(6):1734–1739. doi:10.1016/j.ecoenv.2009.01.006.

Bortoluzzi, E.C., Rheinheimer, D.S., Gonçalves, C.S., Pellegrini, J.B.R., Zanella, R., Copetti, A.C.C. 2006. Contaminação de águas superficiais por agrotóxicos em função do uso do solo numa microbacia hidrográfica de Agudo, RS. *Rev Bras Eng Agrícola e Ambient*. 10(4):881–887. doi:10.1590/S1415-43662006000400015.

Botías, C., David, A., Hill, E.M., Goulson, D. 2016. Contamination of wild plants near neonicotinoid seed-treated crops, and implications for non-target insects. *Sci Total Environ*. 566–567:269–278. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.05.065.

Böttger, R., Feibicke, M., Schaller, J., Dudel, G. 2013. Effects of low-dosed imidacloprid pulses on the functional role of the caged amphipod *Gammarus roeseli* in stream mesocosms. *Ecotoxicol Environ Saf*. 93:93–100. doi:10.1016/j.ecoenv.2013.04.006.

Chandran, N.N., Fojtova, D., Blahova, L., Rozmankova, E., Blaha, L. 2018. Acute and (sub)chronic toxicity of the neonicotinoid imidacloprid on *Chironomus riparius*. *Chemosphere*. 209:568–577. doi:10.1016/j.chemosphere.2018.06.102.

Chase, M.W., Christenhusz, M.J.M., Conran, J.G., Dodsworth, S., Medeiros, A.F.N., Felix, L.P., Fay, M.F. 2018. Unexpected Diversity of Australian Tobacco

Species (*Nicotiana* Section *Suaveolentes*, *Solanaceae*). *Curtis's Bot Mag.* 35(3):212–227. doi:10.1111/curt.12241.

Chen, Y., Yu, K., Hassan, M., Xu, C., Zhang, B., Gin, K.Y.H., He, Y. 2018. Occurrence, distribution and risk assessment of pesticides in a river-reservoir system. *Ecotoxicol Environ Saf.* 166(September):320–327. doi:10.1016/j.ecoenv.2018.09.107.

Dainat, B., Evans, J.D., Chen, Y.P., Gauthier, L., Neumann, P. 2012. Predictive markers of honey bee colony collapse. *PLoS One.* 7(2). doi:10.1371/journal.pone.0032151.

Van Dijk, T.C., Van Staalduinen, M.A., Van Der, S.J.P. 2013. Macroinvertebrate decline in surface water polluted with imidacloprid. *PLoS One.* 8(5). doi:10.1371/journal.pone.0089837.

Domenica, A., Maria, A., Stefania, B., Alessio, I., Alberto, L., Tunde, M., Rachel, S., Csaba, S., Benedicte, V., Alessia, V. 2017. Neonicotinoids and bees: The case of the European regulatory risk assessment. *Sci Total Environ.* 579:966–971. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.10.158. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.158>.

Eskenazi, B., Bradman, A., Castorina, R. 1999. Exposures of children to organophosphate pesticides and their potential adverse health effects. *Environ Health Perspect.* 107 Suppl(February):409–419. doi:10.1289/ehp.99107s3409.

Fenner, K., Canonica, S., Wackett, L.P., Elsner, M. 2013. Evaluating pesticide degradation in the environment: Blind spots and emerging opportunities. *Science (80-).* 341(6147):752–758. doi:10.1126/science.1236281.

Fitzpatrick, Ú., Murray, T.E., Paxton, R.J., Breen, J., Cotton, D., Santorum, V., Brown, M.J.F. 2007. Rarity and decline in bumblebees - A test of causes and correlates in the Irish fauna. *Biol Conserv.* 136(2):185–194. doi:10.1016/j.biocon.2006.11.012.

Gomez, S.D., Bustos, P.S., Sánchez, V.G., Ortega, M.G., Guiñazú, N. 2020. Trophoblast toxicity of the neonicotinoid insecticide acetamiprid and an acetamiprid-based formulation. *Toxicology.* 431(December 2019):152363. doi:10.1016/j.tox.2020.152363. <https://doi.org/10.1016/j.tox.2020.152363>.

Gupta, S., Gajbhiye, V., Agnihotri, N. 2002. Leaching behaviour of imidacloprid formulations in soil, *Bull. Environ Contam Toxicol.* 68(July 2001):502–508. doi:10.1007/s00128-001-0283-8.

Hayasaka, D., Korenaga, T., Suzuki, K., Saito, F., Sánchez-Bayo, F., Goka, K. 2012. Cumulative ecological impacts of two successive annual treatments of imidacloprid and fipronil on aquatic communities of paddy mesocosms. *Ecotoxicol Environ Saf.* 80:355–62. doi:10.1016/j.ecoenv.2012.04.004. [accessed 2015 Sep 14]. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0147651312001121>.

Hernández-Moreno, D., Blázquez, M., Andreu-Sánchez, O., Bermejo-Nogales,

A., Fernández-Cruz, M.L. 2019. Acute hazard of biocides for the aquatic environmental compartment from a life-cycle perspective. *Sci Total Environ.* 658:416–423. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.12.186. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.186>.

Hilton, M.J., Jarvis, T.D., Ricketts, D.C. 2016. The degradation rate of thiamethoxam in European field studies. *Pest Manag Sci.* 72(2):388–397. doi:10.1002/ps.4024.

Hong, X., Zhao, X., Tian, X., Li, J., Zha, J. 2018. Changes of hematological and biochemical parameters revealed genotoxicity and immunotoxicity of neonicotinoids on Chinese rare minnows (*Gobiocypris rarus*). *Environ Pollut.* 233:862–871. doi:10.1016/J.ENVPOL.2017.12.036.

Jeschke, P., Nauen, R. 2008. Neonicotinoids - from zero to hero in insecticide chemistry. *Pest Manag Sci.* 64:1084–1098. doi:10.1002/ps.1631.

Jeschke, P., Nauen, R., Beck, M.E. 2013. Nicotinic acetylcholine receptor agonists: A milestone for modern crop protection. *Angew Chemie - Int Ed.* 52(36):9464–9485. doi:10.1002/anie.201302550.

Jeschke, P., Nauen, R., Schindler, M., Elbert, A. 2010. Overview of the Status and Global Strategy for Neonicotinoids (dagger). *J Agric Food Chem.*(July):1–7. doi:10.1021/jf101303g.

Lu, C., Lu, Z., Lin, S., Dai, W., Zhang, Q. 2020. Neonicotinoid insecticides in the drinking water system – Fate, transportation, and their contributions to the overall dietary risks. *Environ Pollut.* 258:113722. doi:10.1016/j.envpol.2019.113722. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113722>.

Matsuda, K., Buckingham, S.D., Kleier, D., Rauh, J.J., Grauso, M., Sattelle, D.B. 2001. Neonicotinoids: Insecticides acting on insect nicotinic acetylcholine receptors. *Trends Pharmacol Sci.* 22(11):573–580. doi:10.1016/S0165-6147(00)01820-4.

Miranda, G.R.B., Raetano, C.G., Silva, E., Daam, M.A., Cerejeira, M.J. 2011. Environmental fate of neonicotinoids and classification of their potential risks to hypogean, epygean, and surface water ecosystems in Brazil. *Hum Ecol Risk Assess.* 17(4):981–995. doi:10.1080/10807039.2011.588159.

Morrissey, C.A., Mineau, P., Devries, J.H., Sanchez-Bayo, F., Liess, M., Cavallaro, M.C., Liber, K. 2015. Neonicotinoid contamination of global surface waters and associated risk to aquatic invertebrates: A review. *Environ Int.* 74:291–303. doi:10.1016/j.envint.2014.10.024.

Mueller, B., Mueller, C. 2016. The political economy of the Brazilian model of agricultural development: Institutions versus sectoral policy. *Q Rev Econ Financ.* 62:12–20. doi:10.1016/j.qref.2016.07.012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.qref.2016.07.012>.

Pestana, J.L.T., Alexander, A.C., Culp, J.M., Baird, D.J., Cessna, A.J., Soares,

A.M.V.M. 2009. Structural and functional responses of benthic invertebrates to imidacloprid in outdoor stream mesocosms. *Environ Pollut.* 157(8–9):2328–2334. doi:10.1016/j.envpol.2009.03.027.

Pisa, L.W., Belzunces, L.P., Bonmatin, J.M., Downs, C.A., Goulson, D., Kreuzweiser, D.P., Krupke, C., Liess, M., Mcfield, M., Morrissey, C.A., et al. 2015. Effects of neonicotinoids and fipronil on non-target invertebrates. *Environ Sci Pollut Res.* 22:68–102. doi:10.1007/s11356-014-3471-x.

Raby, M., Nowierski, M., Perlov, D., Zhao, X., Hao, C., Poirier, D.G., Sibley, P.K. 2018. Acute toxicity of 6 neonicotinoid insecticides to freshwater invertebrates. *Environ Toxicol Chem.* 37(5):1430–1445. doi:10.1002/etc.4088.

Ribeiro, A.C.A., Carvalho Dores, E.F.G., Amorim, R.S.S., Lourencetti, C. 2013. Resíduos de pesticidas em águas superficiais de área de nascente do rio São Lourenço-MT: Validação de método por extração em fase sólida e cromatografia líquida. *Quim Nova.* 36(2):284–290. doi:10.1590/S0100-40422013000200015.

Rigotto, R.M., Vasconcelos, D.P., Rocha, M.M. 2014. Pesticide use in Brazil and problems for public health. *Cad Saude Publica.* 30(7):1360–1362. doi:10.1590/0102-311XPE020714.
http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-311X2014000701360&lng=en&nrm=iso&tlng=en.

Saggiaro, E.M., Espírito Santo, D.G., Sales Júnior, S.F., Hauser-Davis, R.A., Correia, F.V. 2019. Lethal and sublethal effects of acetamiprid on *Eisenia andrei*: Behavior, reproduction, cytotoxicity and oxidative stress. *Ecotoxicol Environ Saf.* 183(August):109572. doi:10.1016/j.ecoenv.2019.109572. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109572>.

Sequinatto, L., Reichert, J.M., Santos, D.R., Reinert, D.J., Copetti, A.C.C. 2013. Occurrence of agrochemicals in surface waters of shallow soils and steep slopes cropped to tobacco. *Quim Nova.* 36(6):768–772. doi:10.1590/S0100-40422013000600004.

Sgolastra, F., Medrzycki, P., Bortolotti, L., Maini, S., Porrini, C., Simon-Delso, N., Bosch, J. 2020. Bees and pesticide regulation: Lessons from the neonicotinoid experience. *Biol Conserv.* 241(November 2019):108356. doi:10.1016/j.biocon.2019.108356. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108356>.

Simon-Delso, N., Amaral-Rogers, V., Belzunces, L.P., Bonmatin, J.M., Chagnon, M., Downs, C., Furlan, L., Gibbons, D.W., Giorio, C., Girolami, V., et al. 2015. Systemic insecticides (Neonicotinoids and fipronil): Trends, uses, mode of action and metabolites. *Environ Sci Pollut Res.* 22(1):5–34. doi:10.1007/s11356-014-3470-y.

Van der Sluijs, J.P., Simon-Delso, N., Goulson, D., Maxim, L., Bonmatin, J.M., Belzunces, L.P. 2013. Neonicotinoids, bee disorders and the sustainability of pollinator services. *Curr Opin Environ Sustain.* 5:293–305.

doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2013.05.007>.

Soares, W.L., Porto, M.F.S. 2009. Estimating the social cost of pesticide use: An assessment from acute poisoning in Brazil. *Ecol Econ.* 68(10):2721–2728. doi:10.1016/j.ecolecon.2009.05.008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.05.008>.

Souza, R.M., Seibert, D., Quesada, H.B., Jesus Bassetti, F., Fagundes-Klen, M.R., Bergamasco, R. 2020. Occurrence, impacts and general aspects of pesticides in surface water: A review.

Sposito, J.C.V., Montagner, C.C., Casado, M., Navarro-martín, L., Julio, C. 2018. Emerging contaminants in Brazilian rivers: Occurrence and effects on gene expression in zebra fish (*Danio rerio*) embryos. *Chemosphere.* 209:696–704. doi:10.1016/j.chemosphere.2018.06.046.

Vanbergen, A.J., Garratt, M. P., Vanbergen, A.J., Baude, M., Biesmeijer, J.C., Britton, N.F., Brown, M.J.F., Brown, M., Bryden, J., Budge, G.E., et al. 2013. Threats to an ecosystem service: Pressures on pollinators. *Front Ecol Environ.* 11(5):251–259. doi:10.1890/120126.

Wang, H., Lu, Z., Li, M., Fang, Y., Qu, J., Mao, T., Chen, J., Li, F., Sun, H., Li, B. 2020. Responses of detoxification enzymes in the midgut of *Bombyx mori* after exposure to low-dose of acetamiprid. *Chemosphere.* 251:126438. doi:10.1016/j.chemosphere.2020.126438. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126438>.

Woodcock, B.A., Isaac, N.J.B., Bullock, J.M., Roy, D.B., Garthwaite, D.G., Crowe A, Pywell, R.F. 2016. Impacts of neonicotinoid use on long-term population changes in wild bees in England. *Nat Commun.* 7:1–8. doi:10.1038/ncomms12459. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms12459>.

Xia, X., Xia, X., Huo, W., Dong, H., Zhang, L., Chang, Z. 2016. Toxic effects of imidacloprid on adult loach (*Misgurnus anguillicaudatus*). *Environ Toxicol Pharmacol.* 45:132–139. doi:10.1016/J.ETAP.2016.05.030.

Yamamoto, I., Casida, J.E. 1999. Nicotinoid Insecticides and the Nicotinic Acetylcholine Receptor. 1^a. Yamamoto I, Casida JE, editors. Springer.

Zhang, D-D., Cui, S-X., Xu, Z-P., Li, D-M., Tian, Z-Z. 2017. Synthesis and insecticidal activities of novel bridged-neonicotinoids. *Chinese Chem Lett.* doi:10.1016/j.ccllet.2017.05.002. <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1001841717301742>.

Comissão Europeia, 2010. Communication from the Commission to the European Parliament and the Council on Honeybee Health, COM(2010) 714 Final.