

我が国における農薬がトンボ類及び  
野生ハナバチ類に与える影響について

平成 29 年 11 月

農薬の昆虫類への影響に関する検討会

## 目 次

はじめに .....	1
1 海外におけるネオニコチノイド系農薬等に関する規制、リスク評価の状況....	2
(1) 海外におけるネオニコチノイド系農薬等の規制の状況.....	2
(2) ハチに対するリスク評価の状況 .....	7
(3) 規制の効果及び影響 .....	16
2 我が国におけるネオニコチノイド系農薬等のトンボ類及び野生ハナバチ類に 対する影響 .....	18
(1) 農薬のトンボ類への影響に関する調査研究と評価 .....	18
(2) 農薬の野生ハナバチ類への影響に関する調査研究と評価 .....	32
3 我が国におけるネオニコチノイド系農薬等のトンボ類及び野生ハナバチ類に 対する影響の総合評価 .....	43
(1) トンボ類に対する影響の総合評価 .....	43
(2) 野生ハナバチ類に対する影響の総合評価 .....	43
4 我が国において今後必要と考えられる施策 .....	45
(1) トンボ類に関する施策 .....	45
(2) 野生ハナバチ類に関する施策 .....	45
(3) その他生物多様性保全に関する施策 .....	45
おわりに .....	47
参考資料 .....	49

## はじめに

農薬は、農作物、樹木などを病害虫や雑草から守ることを目的とし、その使用においては、農地等から環境中へ飛散、流出することにより、人や環境へ悪影響を及ぼすおそれがあることから、我が国では、農薬取締法（昭和 23 年法律第 82 号）に基づき、人畜に対する安全性や水産動植物への影響等に関する審査を経て農林水産大臣の登録を受けた農薬でなければ、製造や輸入、販売、使用をしてはならないとしている。

こうした中、1992 年に我が国で初めてネオニコチノイド系農薬が登録された。これらは選択性（特定の害虫のみに対して効果を示す）が高く、浸透移行性（根から吸収され、植物体の中を移行することで、これらを摂食した害虫に対し長く効果を示す）の高い農薬という特徴を持ち、従来農薬に比べて人畜への毒性が低く、農業生産の省力化に寄与するとして急速に普及した。2015 年度の殺虫剤（製剤）の出荷量は約 76 千 t (kl) であり、そのうちネオニコチノイド系の製剤は約 11 千 t (kl) で約 14%を占めている（出典：農薬要覧-2016-（一般社団法人日本植物防疫協会）。年度は農薬年度（前年 10 月～当該年 9 月））。

一方、欧米では、ミツバチの大量失踪（いわゆる「蜂群崩壊症候群」（Colony Collapse Disorder : CCD））が問題となり、その原因としてネオニコチノイド系農薬の可能性が指摘され、一部の農薬の使用や新たな登録が制限されることとなり、現在、ミツバチに対するリスク評価が行われているところである。

環境省においても、2014 年度から 2016 年度まで、ネオニコチノイド系、フェニルピラゾール系の農薬を中心に、周辺環境の健全性を指し示す指標となり得るとされるトンボ類に対する影響調査を実施するとともに、環境研究総合推進費により野生ハナバチ類への影響調査への支援を行うなど、科学的知見の集積に取り組み、それらの調査結果が出されたところである。

このため、これらの調査研究結果とともに、国内外の文献等の科学的知見を集積して、横断的、総合的に検討を行い、我が国におけるネオニコチノイド系農薬等のトンボ類及び野生ハナバチ類に与える影響についての科学的な評価を行うこととした。<sup>※</sup>

これらの検討を行うため、環境省水・大気環境局土壌環境課農薬環境管理室の「農薬の生態影響評価等調査業務」を株式会社日本総合研究所が請け負って 2016 年 11 月に「農薬の昆虫類への影響に関する検討会」（座長：五箇公一（国立環境研究所生態リスク評価・対策研究室室長））が設置され、2017 年 10 月までに 6 回の検討を行った。

本報告書は、これまでの検討結果を取りまとめたものである。

※ 本検討会では、農地等で使用された農薬が公共用水域等の環境中へ飛散、流出することにより、トンボ類及び野生ハナバチ類に及ぼす影響を主な評価対象としている。

また、我が国における養蜂家が飼養しているミツバチ（家畜のミツバチ）に対する農薬の影響については、別途、農林水産省において調査、対策が講じられているため、本検討会では評価の対象としていない。

## 1 海外におけるネオニコチノイド系農薬等に関する規制、リスク評価の状況

### (1) 海外におけるネオニコチノイド系農薬等の規制の状況

海外では、ネオニコチノイド系農薬及びフェニルピラゾール系農薬（以下、「ネオニコチノイド系農薬等」という。）の使用を規制し、ハチへの影響を再評価する動きがある。代表的な国・地域におけるネオニコチノイド系農薬等に係る対応についての経緯及び規制の状況を整理した。EUでは使用の規制が行われ、米国、韓国では、新規の登録等の制限が行われている。また、カナダ、オーストラリアでは特に使用や登録の制限は行われていない。詳細は以下のとおりである。

#### ① EU

##### (経緯)

フランスでは、1990年代半ばに養蜂家がミツバチの異変を訴え、公的機関の研究により、ヒマワリの花蜜と花粉からイミダクロプリドが検出されたことから、予防原則に則りヒマワリの種子に対する同剤の使用を禁止した。また、ドイツでは、2008年春にミツバチの大量死が発生し、トウモロコシの種子処理に用いられたクロチアニジンとの関係が疑われたことから、原因の究明を待たずに、クロチアニジン、チアメトキサム、イミダクロプリドを有効成分とする8つの種子処理剤を一時的に禁止する措置を取るなど、規制が行われるようになった。

このように、EU加盟国ではネオニコチノイド系農薬のイミダクロプリド、クロチアニジン、チアメトキサムの一時的な使用中止措置が執られていること、また、フェニルピラゾール系農薬のフィプロニルを含むネオニコチノイド系農薬等のミツバチへの影響に関する研究の進展を踏まえ、欧州委員会では加盟国に対し、2010年、委員会指令2010/21/EU (EU, 2010)により、必要に応じ、上記3成分とフィプロニルを含む農薬の承認の内容を修正することを要求した。

また、欧州委員会は、欧州食品安全機関 (European Food Safety Agency: EFSA) に対し、特にハチへの影響が大きいと考えられた種子処理及び粒剤に使用されるネオニコチノイド系農薬等のハチへの影響に関する既存のリスクアセスメントのレビュー等を要請した (イミダクロプリド、クロチアニジン、チアメトキサム：2012年4月、フィプロニル：2012年8月)。これを受け、EFSAでは、2013年1月にイミダクロプリド、クロチアニジン、チアメトキサムの種子処理のリスクを指摘した。さらに、同年5月に、EFSAはフィプロニルの種子処理のリスクを指摘した。

##### (規制)

EUでは、委員会規則No 485/2013 (EU, 2013) およびNo 781/2013 (EU, 2013)により、ハチに対する影響のために農薬登録の要件を満たせなくなったため、委員会指令2006/41/EC、2007/6/EC、2007/52/EC、2008/116/ECに基づく農薬登録を修正するとし、以下のとおり使用規制を行うとともに、規制開始後2年以内に新たな科学的知見に基づく規制の見直しを開始するとした。

対象農薬	規制の内容	規制の開始
【ネオニコチノイド系】 イミダクロプリド クロチアニジン チアメトキサム	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ トウモロコシ以外の1月から6月に播種する穀物（小麦、大麦、稲等）の種子処理、土壌処理、茎葉散布は禁止</li> <li>・ トウモロコシ以外の7月から12月に播種する穀物（小麦、大麦、稲等）の茎葉散布は禁止</li> <li>・ 種実を利用する作物（トウモロコシ、菜種、果菜、果樹等）について、種子処理、土壌処理、茎葉散布の使用を禁止（施設内で栽培される場合や開花が終わった後の野外での茎葉散布は可能）</li> <li>・ 使用は農家等による職業的使用に限定</li> </ul>	2013年12月
【フェニルピラゾール系】 フィプロニル	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 施設内で栽培される作物及び開花期前に収穫が行われるネギ、タマネギ、アブラナ属の野外での使用（種子処理）以外の使用は禁止</li> </ul>	2014年3月

出典：EU「COMMISSION IMPLEMENTING REGULATION (EU) No 485/2013」、EU「COMMISSION IMPLEMENTING REGULATION (EU) No 781/2013」、農林水産省「農薬による蜜蜂の危害を防止するための我が国の取組（2016.11月改訂）」を基に作成

## ② 米国 (経緯)

米国では、2000年代半ばに複数の養蜂家が高い割合(30-90%)でミツバチの巣が失われていることを訴えたことから、米国農務省(U.S. Department of Agriculture: USDA)は、2007年に関係政府機関と科学者の代表者で構成する CCD Steering Committeeを組織し、調査を開始した。同時期に米国科学アカデミーは、「Status of Pollinators in North America」(National Research Council, 2007)を発表し、

- ・ 管理下にあるミツバチの長期的集団動向は明らかに下降傾向であり、寄生虫と病原体の感染が明らかに影響していること
- ・ 野生ハチを始めとする野生の花粉媒介者の長期的集団動向も下降傾向であるが、基礎的な知見が不足しており、減少要因を確定することは困難であること等を明らかにした。

上記の Steering Committee もミツバチの健康について、ストレスや病原体、寄生ダニ等の影響を示唆する包括的な報告書を2013年に発表した(USDA, 2013)。また、オバマ大統領は2014年に Pollinator Health Task Force を設立し、農薬のラベル

表記<sup>1</sup>等による農薬のハチへの暴露軽減策を発表した。

### (規制)

米国では米国環境保護庁 (The United States Environmental Protection Agency: EPA) による農薬の使用の規制は行われていないが、新たな農薬の登録や登録の拡大については以下のような制限 (USEPA, 2015) が行われている。

対象農薬	規制の内容	規制の開始
【ネオニコチノイド系】 イミダクロプリド クロチアニジン チアメトキサム ジノテフラン	再評価の中でミツバチへの影響に関する新たなデータが提出され、再評価が終了するまでの間は、野外における新たな使用方法等の承認を行わない (具体的には以下のとおり) <ul style="list-style-type: none"> <li>・ 使用方法の新規追加・修正 (適用作物の拡大を含む)</li> <li>・ 空中散布や土壌散布、剤型の著しい変更等の使用方法の変更</li> <li>・ 試験での使用</li> <li>・ 新たな地域特殊需要での登録</li> </ul>	2015年4月

出典: EPA 「April 02, 2015 Letter to Registrants Announcing New Process for Handling New Registrations of Neonicotinoids」を基に作成

### ③ カナダ

#### (経緯)

カナダでは、2012年に複数の州で多数のミツバチが死亡したという報告があり、カナダ保健省病害虫管理規制局 (Health Canada's Pest Management Regulatory Agency: PMRA) では、これらがトウモロコシの播種と同時期に発生したことから調査を開始した。その結果、2013年にトウモロコシの種子処理に用いられた殺虫剤がハチの消失に大きく関係していることが示唆され、種子処理された種子の播種時に発生した塵に含まれた農薬によるものと考えられた。このことから、PMRAは花粉媒介者保護のための種子処理リスクの低減策 (粉立ち抑制等) 等の適切な管理方法<sup>2</sup>を2015年3月に公表 (Health Canada, 2015) する一方、同年から米国 EPA と共同で、イミダクロプリド、チアメトキサム、クロチアニジンの再評価を行うこととした。これに基づき、2016年1月にはイミダクロプリドの花粉媒介者へのリスク評価案 (PMRA, 2016) を公表、パブリックコメントを行った。これによると、

- ・ 茎葉散布によるミツバチのリスクは、現在のラベル表示によってリスクは低い

<sup>1</sup> EPA “August 15, 2013 Letter to Registrants on Pollinator Protection Labeling” においてラベルにおける、花粉媒介者保護のための記載欄の設置、使用方法欄の花粉媒介者に関する記述の記載位置、ハチ・花粉媒介者に関する用語の指定がなされている。

<sup>2</sup> 取組として、養蜂家とコミュニケーションを取ること、送粉者の生息地に留意し粉末飛散を減らすよう特に注意すること、適切な播種時の潤滑剤を用いる等により播種機の粉末発生を抑えること等が示されている。

と予想される

- ・ 土壌散布によるミツバチのリスクは、一部の作物を除き、リスクが無いかまたは最少であったが、トマトおよびイチゴでは、特定の使用量あるいは特定の土壌では潜在的なリスクが特定された
- ・ 種子処理によるミツバチのリスクは同定されなかったとしている。

#### (規制)

カナダでは、ハチへの影響を理由とするネオニコチノイド系農薬等の国レベルの規制は行われていない。なお、2016年11月から2017年2月にパブリックコメントが行われた花粉媒介者以外に関するリスク評価書 (Health Canada, 2016) において、水生生物へのリスクを減らすことを目的として、3～5年後にイミダクロプリドの農業使用とその他の野外使用の大部分について段階的に廃止することを PMRA は提案している。

オンタリオ州は、2015年にネオニコチノイド系農薬 (イミダクロプリド、チアメトキサム、クロチアニジン) で処理されたトウモロコシ及び大豆の種子の販売及び使用については、一部の例外を除き、害虫が発生したときにのみ使用可能とする通知を発出した。

### ④ オーストラリア

#### (経緯)

オーストラリアではミツバチの減少は起きていないものの、欧米でのミツバチに対するネオニコチノイド系農薬の影響の懸念からオーストラリアの養蜂家にも不安が生じていることを背景に、オーストラリア農薬・動物用医薬品局 (The Australian Pesticides and Veterinary Medicines Authority: APVMA) はミツバチに対するネオニコチノイド系農薬のリスクに関する文献レビューを2012年に開始し、2014年に報告 (APVMA, 2014) を発表した。これによると、

- ・ ネオニコチノイド系農薬だけではなく、他の殺虫剤もミツバチにとっては有害である
- ・ ネオニコチノイド系農薬はヒトへの毒性が低いなどのメリットがあり、農業環境リスクを減らしてきた

としつつ、ミツバチの重要性については認識しており、引き続き研究状況を注視していくとしている。

また、APVMAは2016年に、「オーストラリアでは農薬について堅固な科学的評価を実施しており、ネオニコチノイド系農薬は指定された使用方法を遵守すれば安全である」「現状の科学的根拠に基づき、ネオニコチノイド系農薬に関する公式見直しは提案されない」との見解を発表 (APVMA, 2016) した。

#### (規制)

オーストラリアでは、現在のところ国レベルでの規制は行われておらず、また、州レベルで規制を行っているという情報も確認されていない。

## ⑤ 韓国

### (経緯)

韓国では、農薬管理法において、「国際機関や欧米等先進国で問題として取り上げられた農薬については早期に検討し、規制措置を行うことができる」と定めているため、EU でのネオニコチノイド系農薬（イミダクロプリド、クロチアニジン、チアメトキサム）の規制を受け、韓国国内でネオニコチノイド系農薬のミツバチへの影響を見るためのフィールドテストを行っているが、これまでのところ、ネオニコチノイド系農薬の影響を科学的に特定するには至っていない。

しかしながら、韓国の農薬管理法では、海外の規制当局が規制を行っている農薬については自国でも規制することも可能としていることから、これを根拠としてイミダクロプリド、クロチアニジン、チアメトキサム、ジノテフランの登録に関する規制を行っている。

AGROCHEMICALS CONTROL ACT (Amended Act No.9658, May 8, 2009)

CHAPTER III REGISTRATION, ETC. OF AGROCHEMICALS

Article 14 (Ex Officio Revocation, etc. of Registration of Agrochemical Items)

(2) Where it is deemed that agrochemical items registered fall under any of the following subparagraphs even though they are used in compliance with directions given in the application for registration, the Administrator of Rural Development Administration may modify matters of registration or revoke registration of such agrochemical items or take measures for restriction manufacturing, export and import, or supply thereof (hereinafter referred to as "measures for restrictions") following the procedures for deliberation as prescribed by Presidential Decree:

1. Where they fall under any of Article 9 (3) 2 through 8;

2. Where it is proved by an international organization or such that the relevant items are likely to cause serious danger and harm.

### (規制)

韓国では、イミダクロプリド、クロチアニジン、チアメトキサム、ジノテフランの新たな製剤の登録や対象作物の変更を制限している。

また、農薬管理法に基づく規制にあたり、EU の規制状況と韓国国内での影響等の実態を踏まえ、登録済みの農薬のうちミツバチに影響があると考えられるものについては、ミツバチが活動する開花期の使用を制限するようラベルに表示するほか、果樹園での散布農薬・時期について養蜂家への連絡体制を作る措置を取っている。



## (2) ハチに対するリスク評価の状況

EU、米国、カナダ、オーストラリアでは、農薬の登録審査時の生態影響評価としてハチを対象としたリスク評価を実施しているが、EU、米国、カナダでは、最新の科学的知見に基づき、ネオニコチノイド系農薬等のハチへの影響に関するリスクの再評価を行っている。また、「生物多様性及び生態系サービスに関する政府間科学政策プラットフォーム」(Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services: IPBES)においても、花粉媒介者の現状や変化要因等について世界中の科学者・専門家による科学的知見のレビューが行われている。これらの内容は以下のとおりである。

### ① EU

EFSA では、植物防疫剤の販売に関する委員会規則 No 1107/2009 に基づき、農薬を登録する際に提出されているデータ、最新の科学的知見等についてミツバチに対するリスクの再評価を行っている。

2013年に発出したイミダクロプリド、クロチアニジン、チアメトキサムの使用規制の前には、これらの農薬の種子処理及び粒剤使用に関するリスク評価結果を公表している。また、使用規制の開始後に実施しているリスク評価においては、ミツバチのリスクに関する新たな科学的知見を提出するよう加盟国政府や農薬メーカー等に幅広く要請し、これらのデータを基に、2015年8月には、種子処理・粒剤使用以外の全ての使用方法によるリスク評価の結果を公表している(参考2)。なお、種子処理・粒剤使用に関するリスク評価の更新は、当初、2017年1月に公表予定としていたが、データが多量であるため、2017年11月30日まで延期、さらに、2018年2月に確定する予定であるとして再延期している(EFSA, 2017)。

フィプロニルについては2013年の種子処理に関するリスク評価結果が公表されている。その後、新たな科学的知見を提出するよう加盟国政府や農薬メーカー等に幅広く要請し、リスク評価の見直しを進めていたが、申請者から登録更新のための申請が行われず、2017年9月30日でEUでの農薬としての登録が失効したことから、評価は行われない見込みである(EC, 2017)。

EUにおける農薬（有効成分）の評価・規制動向

農薬（有効成分）	経過		
<p>【ネオニコチノイド系】 イミダクロプリド クロチアニジン チアメトキサム</p>	<p>2013/1/16</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>● ハチに対する種子処理及び粒剤使用に関するリスク評価の結果を公表</li> </ul>	<p>2013/4/29</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>● ECにおいて規制が決定</li> <li>● 2013年12月1日より、一部の作物について土壌処理、種子処理、茎葉散布を制限</li> </ul>	<p>2015/8/26</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>● 種子処理と粒剤使用以外の全ての使用方法によるハチへのリスク評価の結果を公表</li> <li>● 種子処理と粒剤使用のリスク評価についても2017年1月までに公表予定（2017年11月30日まで延期）</li> </ul>
<p>【フェニルピラゾール系】 フィプロニル</p>	<p>2013/5/27</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>● ハチに対する種子処理に関するリスク評価の結果を公表</li> </ul>	<p>2013/7/16</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>● ECにおいて規制が決定</li> <li>● 2014年3月1日より、一部の作物について種子処理を制限</li> </ul>	<p>2015/9/1～2016/1/15</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>● フィプロニルの使用によるハチへのリスクに関するデータを募集</li> </ul> <p>2016/3/31</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>● 4つの異なる情報源から17件の情報提供があり、今後これらを基にレビューを行うと発表</li> </ul> <p>2017/9/30</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>● フィプロニルのEUにおける登録が失効</li> </ul>

EUにおける農薬（有効成分）のリスク評価結果概要

<p>農薬（有効成分） 使用方法 （評価年）</p>	<p>【ネオニコチノイド系】 イミダクロプリド クロチアニジン チアメトキサム</p>	<p>【フェニルピラゾール系】 フィプロニル</p>
<p>種子処理・粒剤使用 【フィプロニルについては種子処理のみ】 （2013）</p>	<p>種子処理により一部の作物について</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>● 粉末飛散の暴露による急性リスクがある。</li> <li>● 花粉・花蜜による急性リスクがある</li> </ul>	<p>種子処理によりトウモロコシについて</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>● 粉末飛散の暴露による急性リスクがある。</li> </ul>
<p>種子処理・粒剤使用以外の 全ての使用方法 （2015）</p>	<p>一部の作物について</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>● ミツバチ、マルハナバチに高いリスクがある。</li> </ul>	<p>（適用なし）</p>

EUにおける茎葉散布の評価結果（2015）

イミダクロプリド	クロチアニジン	チアメトキサム											
<ul style="list-style-type: none"> <li>● 開花前ないし開花中の作物への農薬使用について、処理した植物から採集を行ったミツバチとマルハナバチに高いリスク。</li> <li>● リスク緩和策を実施するか、開花雑草がないことが確認できない限り、農薬が使用された農地の雑草に採集に来たミツバチやマルハナバチに高いリスク。</li> <li>● 多くの登録された使用方法において、ほ場周縁と隣接する作物について、ミツバチとマルハナバチに高いリスク（一部はリスク緩和可能）。</li> <li>● 一部の非誘因常緑植物をのぞき、後作物（succeeding crops）について、ミツバチとマルハナバチに高いリスクがあることが示唆された。</li> <li>● 作物への農薬使用、ほ場周縁・隣接する作物への使用で、リスクが高いとされたものは以下のとおり。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 開花終了後の果樹への使用について、ほ場周縁と隣接する作物においてミツバチに高いリスク。後作物についても、高いリスク。</li> <li>● ジャガイモについては、開花前、開花中の散布において、ミツバチへの高いリスク。後作物についても、高いリスク。</li> <li>● 観賞植物について、ミツバチへの高いリスク。ほ場周縁と隣接する作物においてミツバチに高いリスクが示され、後作物についても高いリスク。</li> <li>● マルハナバチと単独性ハチについて、開花後の農薬使用を除き、すべての使用方法で高いリスクが排除できなかったものの、リスクアセスメントは終了していない。</li> <li>● 作物への農薬使用、ほ場周縁・隣接する作物への使用で、リスクが高いとされたものは以下のとおり。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>● 開花前ないし開花中の作物への農薬使用について、処理した植物から採集を行ったミツバチとマルハナバチに高いリスク。</li> <li>● リスク緩和策を実施するか、開花雑草がないことが確認できない限り、農薬が導入された農地の雑草に採集に来たミツバチやマルハナバチに高いリスク。</li> <li>● 多くの登録された使用方法において、ほ場周縁と隣接する作物について、ミツバチとマルハナバチに高いリスク（一部はリスク緩和可能）。</li> <li>● 一部の常緑作物（キウイ、オリーブ、バナナ等）を除き、茎葉散布によって、後作物について、ミツバチとマルハナバチに高いリスクがあることが示唆された。</li> <li>● 作物への農薬使用、ほ場周縁・隣接する作物への使用で、リスクが高いとされたものは以下のとおり。</li> </ul>											
<table border="1"> <tr> <td data-bbox="225 1406 363 1480">ミツバチ</td> <td data-bbox="363 1406 598 1480" rowspan="2">耕地作物、果樹、ホップ、観賞植物</td> </tr> <tr> <td data-bbox="225 1480 363 1572">マルハナバチ</td> </tr> </table>	ミツバチ	耕地作物、果樹、ホップ、観賞植物	マルハナバチ	<table border="1"> <tr> <td data-bbox="651 1368 783 1487">ミツバチ</td> <td data-bbox="783 1368 997 1487">柑橘以外の果樹、ジャガイモ、観賞植物</td> </tr> <tr> <td data-bbox="651 1487 783 1572">マルハナバチ</td> <td data-bbox="783 1487 997 1572">—</td> </tr> </table>	ミツバチ	柑橘以外の果樹、ジャガイモ、観賞植物	マルハナバチ	—	<table border="1"> <tr> <td data-bbox="1023 1435 1161 1487">ミツバチ</td> <td data-bbox="1161 1435 1385 1487">果樹、観賞植物</td> </tr> <tr> <td data-bbox="1023 1487 1161 1572">マルハナバチ</td> <td data-bbox="1161 1487 1385 1572">耕地作物、果樹、ホップ、観賞植物</td> </tr> </table>	ミツバチ	果樹、観賞植物	マルハナバチ	耕地作物、果樹、ホップ、観賞植物
ミツバチ	耕地作物、果樹、ホップ、観賞植物												
マルハナバチ													
ミツバチ	柑橘以外の果樹、ジャガイモ、観賞植物												
マルハナバチ	—												
ミツバチ	果樹、観賞植物												
マルハナバチ	耕地作物、果樹、ホップ、観賞植物												

**(参考)EUにおけるリスク評価の方法**

○イミダクロプリド、クロチアニジン、チアメトキサムの種子処理及び粒剤使用のリスク評価（2013年）

以下の観点で評価を試みているが、最終的には、データ不足のため、種子処理の粉末飛散による隣接植物への汚染及び浸透移行による花蜜・花粉への残留について、成虫に対する急性毒性についてのみを実施している。

暴露ルート	毒性評価
(種子処理) ・ 粉末飛散による隣接植物への汚染 ・ 浸透移行による花蜜・花粉への残留 ・ 浸透移行による排水への残留 (粒剤使用) ・ 粉末飛散による隣接植物への汚染	(成虫) ・ 急性接触毒性 ・ 急性経口毒性 ・ 慢性経口毒性 (幼虫) ・ 慢性経口毒性 (代謝産物) ・ 急性経口毒性

※イミダクロプリドの粉末飛散による隣接植物への汚染を通じたリスク評価（Tier1）の方法の例

- ①登録済み農薬情報から、有効成分の投下量の最大値と最小値を設定。
- ②隣接する植物への付着率を①に掛け、ほ場外での付着量を算出。（ほ場内で散布した農薬が全てほ場外に流出（暴露）したと仮定）
- ③②で算出した付着量を暴露量とし、Hazard Quotient(HQ :暴露量/毒性値)を算出。  
(HQ>50でリスクありと判断)

なお、付着率は、EFSA（ECとEU加盟国の有識者）が定めたEFSAのガイダンス（EFSA, 2013）EFSAによる。同文書はドラフトの状態である。

○イミダクロプリド、クロチアニジン、チアメトキサムの種子処理及び粒剤使用以外の全ての使用方法（茎葉散布等種子処理及び粒剤使用以外のすべての使用方法・2015年）のリスク評価

以下の観点からの評価を試みている。

暴露ルート	毒性評価
(茎葉散布) ・ 農薬散布された作物からの花蜜・花粉の採集 ・ 農薬散布されたほ場における雑草からの蜜・花粉の採集 ・ 隣接する作物からの花蜜・花粉の採集 ・ ほ場周辺からの蜜・花粉の採集 ・ 一年生作物の後作物ないし永年作物からの翌年の蜜・花粉の採集 (灌漑等のその他手法) ・ 農薬散布された作物からの花蜜・花粉の採集 (表層水への混入) ・ 水の消費	(成虫) ・ 急性接触毒性 ・ 急性経口毒性 ・ 慢性経口毒性 (幼虫) ・ 慢性経口毒性

※茎葉散布における経口暴露のリスク評価 (Tier1) の方法の例

- ① 登録済み農薬情報から、有効成分の投下量の最大値と最小値を設定。
- ② 暴露ルートごとにシミュレーションモデルによって暴露量を推定するためのパラメーター (飛散による暴露率、花蜜・花粉への残留による暴露率) を算出。
- ③ ②で算出したパラメーターを①に掛けることで暴露量を算出し、Exposure-Toxicity ratio (ETR:暴露量/毒性値) を算出。(ETR>50 でリスクありと判断)

なお、シミュレーションモデルは、EFSA (EC と EU 加盟国の有識者) が定めた EFSA のガイダンス (EFSA, 2013) による。同文書は 2017 年 8 月時点で最終版となっていない。

## ② 米国

米国では、連邦殺虫剤・殺菌剤・殺鼠剤法 (The Federal Insecticide, Fungicide, and Rodenticide Act: FIFRA) に基づく定期的な再評価をイミダクロプリドについては 2008 年から、クロチアニジン、チアメトキサム、ジノテフランについては 2011 年から実施している。

米国における農薬 (有効成分) の再評価作業計画

農薬 (有効成分)	審査作業期間	作業計画
イミダクロプリド	2008-2018 年	<ul style="list-style-type: none"> <li>● ポリネーターのみの予備リスク評価 (2016 年 1 月) ⇒ パブリックコメントの結果 (2017 年 1 月)</li> <li>● ポリネーターの潜在的初期影響緩和策 (2017 年 1 月)</li> <li>● ポリネーターに関するリスク評価の更新及び残りの生態リスク評価に関するパブリックコメント (2018 年)</li> </ul>
クロチアニジン	2011-2018 年	<ul style="list-style-type: none"> <li>◆ ポリネーターのみの予備リスク評価 (2017 年 1 月) ⇒ パブリックコメント開始 (2017 年 5 月)</li> <li>◆ ポリネーターの潜在的初期影響緩和策 (2017 年 1 月)</li> <li>◆ ポリネーターに関するリスク評価の更新及び残りの生態リスク評価に関するパブリックコメント (2018 年)</li> </ul>
チアメトキサム		
ジノテフラン		

これまでに公表され、パブリックコメントを実施したイミダクロプリド、クロチアニジン、チアメトキサム、ジノテフランのミツバチへのリスク評価案の概要は以下の通りである (参考 3)。なお、これらすべての農薬について、花粉媒介者に関するリスク評価の更新は 2018 年に予定されている。

イミダクロプリド、クロチアニジン、チアメトキサム、ジノテフランの  
ミツバチへのリスク評価案の概要

イミダクロプリド	クロチアニジン チアメトキサム	ジノテフラン												
<p>◆ 全ての作物と散布方法について</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・ ほ場内での暴露量はリスク留意レベル (LOC) を超過。</li> <li>・ ほ場内の暴露が想定されない場合においても、ほ場外へのドリフトによりリスクあり。</li> </ul> <p>◆ 下記について、ほ場内の暴露リスクは低いと判断された。</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・ ミツバチを誘引しない作物</li> <li>・ 開花前に収穫するもの</li> <li>・ Tier 制による評価の結果リスクが低いと判断されたもの</li> </ul> <p>◆ 下記について、ハチ個体とともに、蜜または蜜と花粉の両方でリスクが示された。</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・ 柑橘及びワタ</li> </ul> <p>◆ ミツバチに対してリスクが高いとされたものは以下のとおり。</p> <table border="1" data-bbox="288 1368 628 1525"> <tr> <td>茎葉 散布</td> <td>柑橘 (オレンジ)、油糧種子 (ワタ)</td> </tr> <tr> <td>土壌 散布</td> <td>油糧種子 (ワタ)</td> </tr> </table>	茎葉 散布	柑橘 (オレンジ)、油糧種子 (ワタ)	土壌 散布	油糧種子 (ワタ)	<p>◆ クロチアニジン・チアメトキサムについて</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・ 農場内 (on-field) における種子処理は十分な確からしさを持っておりリスクは低い。</li> <li>・ 農場内におけるワタの茎葉散布は十分な確からしさを持っておりリスクあり。</li> <li>・ トウモロコシの種子の播種時の粉末 (dust) が離れたエリアに運ばれる可能性あり。</li> </ul> <p>◆ チアメトキサムについて</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・ 農場内におけるウリ科、核果類、ベリー類、小型の果物の茎葉散布は潜在的なリスクあり。</li> <li>・ 農場内における柑橘類の土壌散布は潜在的なリスクあり。</li> </ul> <p>◆ ミツバチに対してリスクが高いとされたものは以下のとおり。</p> <p>【クロチアニジン】</p> <table border="1" data-bbox="660 1402 1000 1480"> <tr> <td>茎葉 散布</td> <td>油糧種子 (ワタ)</td> </tr> </table> <p>【チアメトキサム】</p> <table border="1" data-bbox="660 1554 1000 1744"> <tr> <td>茎葉 散布</td> <td>ウリ科野菜、核果類、ベリー類、小型の果物、油糧種子 (ワタ)</td> </tr> <tr> <td>土壌 散布</td> <td>柑橘</td> </tr> </table>	茎葉 散布	油糧種子 (ワタ)	茎葉 散布	ウリ科野菜、核果類、ベリー類、小型の果物、油糧種子 (ワタ)	土壌 散布	柑橘	<p>◆ 16 適用農作物グループ中、9 グループでハチ類への高いリスク。</p> <p>◆ 以下の仮定・不確実性が残っている。</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・ ミツバチはジノテフランに対する全てのハチ試験を代替可能と仮定。</li> <li>・ 花粉と花蜜がハチの主要な暴露経路。</li> <li>・ 推定暴露濃度モデル (EECs) は、成虫・幼虫の個体への暴露を保守的に推定、暴露を過大に見積もっている可能性。</li> <li>・ ハチの個体に対するリスクを評価する際、花粉と花蜜は暴露経路となる可能性が同等と仮定。</li> <li>・ 既知のハチ個体に対するリスクから推定されたコロニーレベルのリスクは不確実。</li> <li>・ 農場外におけるリスクは、送粉者が好む作物の開花期を仮定している。</li> <li>・ 試験作物の花粉や花蜜への残留に影響する時間的・空間的要因を完全に把握していない可能性。</li> </ul> <p>◆ ミツバチに対してリスクが高いとされたものは以下のとおり。</p> <table border="1" data-bbox="1043 1576 1383 1863"> <tr> <td>茎葉 散布</td> <td>塊根・球茎の野菜、果菜類、核果類、small fruit vine climbing (キウイフルーツを除く)、ベリー類 (イチゴを除く)、木の実類 (tree nuts)、ワタ</td> </tr> </table>	茎葉 散布	塊根・球茎の野菜、果菜類、核果類、small fruit vine climbing (キウイフルーツを除く)、ベリー類 (イチゴを除く)、木の実類 (tree nuts)、ワタ
茎葉 散布	柑橘 (オレンジ)、油糧種子 (ワタ)													
土壌 散布	油糧種子 (ワタ)													
茎葉 散布	油糧種子 (ワタ)													
茎葉 散布	ウリ科野菜、核果類、ベリー類、小型の果物、油糧種子 (ワタ)													
土壌 散布	柑橘													
茎葉 散布	塊根・球茎の野菜、果菜類、核果類、small fruit vine climbing (キウイフルーツを除く)、ベリー類 (イチゴを除く)、木の実類 (tree nuts)、ワタ													

(参考) 米国におけるリスク評価の方法

暴露ルート	毒性評価
(茎葉散布) ・ 接触による直接暴露 ・ 花粉・花蜜への移行 (土壌散布) / (種子処理) / (樹木の穿入孔への散布) ・ 花粉・花蜜への移行	(成虫) ・ 急性接触毒性 ・ 急性経口毒性 ・ 慢性経口毒性 (幼虫) ・ 急性経口毒性 ・ 慢性経口毒性 (代謝産物) ・ 急性経口毒性

※茎葉散布における経口・接触暴露のリスク評価 (Tier1) の方法の例

ガイダンス (USEPA et al., 2014) で指定され、シミュレーションモデルとして USEPA より提供されている Bee Rex により以下の手順で算出する。

- ① 農薬の投下率と投下方法を実態に合わせて設定。
- ② 取得した毒性データを設定。
- ③ ①の設定値、成虫及び幼虫の花粉・花蜜の消費量に関する既存研究から設定された推定値により、環境予測濃度 (estimated environmental concentrations: EEC) を算出。
- ④ ②③より Risk Quotients (RQ: EEC/毒性値) を算出。
- ⑤ 政策的に決定された Levels of Concern (LOC) と RQ を比較。RQ>LOC でリスクありと判断。(LOC:急性毒性は 0.4、慢性毒性は 1.0)

③ カナダ

カナダでは、病虫害防除資材法 (Pest Control Products Act) により、環境リスク等の評価に変更があった場合には PMRA が再評価を開始することができることとなっている。

同法に基づくイミダクロプリドのミツバチへの影響に関する再評価結果案の概要 (2016年1月) は以下のとおりである。

使用方法	評価の概要
茎葉散布	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 茎葉散布のリスクは散布時期により異なる。現在のラベルの指示 (開花期の散布を避ける等) はリスクを最小化するのに役立つ。</li> <li>・ 開花期の茎葉散布は、現在の表示による制限により、ミツバチに対するリスクは低いと予想される。</li> <li>・ カナダにおけるミツバチを誘引する作物での残留情報を蓄積することが、開花前の茎葉散布のリスク評価を精緻化する上で役立つだろう (ミツバチを誘引する果樹等で開花前の茎葉散布は禁止されている)。</li> <li>・ 開花期後の果樹や樹木や農作物への散布はミツバチのリスクとはならない。</li> </ul>

土壌散布	・ 一部の作物を除き、リスクがないかまたは最少であったが、トマト及びイチゴでは、特定の使用量及び特定の土壌では潜在的なリスクが特定された。
種子処理	・ 種子処理によるミツバチのリスクは同定されなかった。

なお、クロチアニジン及びチアメトキサムに関するミツバチへの影響に関する再評価結果は2017年12月に公表される予定（PMRA, 2016）である。

#### ④ オーストラリア

オーストラリアでは、農薬・動物用医薬品法（Agricultural and Veterinary Chemicals Code Act 1994）に基づき農薬の登録を行っている。

現状ではハチ等の花粉媒介者に関する登録済み農薬の再評価は行っていないものの、種子処理、土壌散布、茎葉散布にかかる海外の規制やリスク評価、科学的知見等について定性的に評価している。

ミツバチの健康とネオニコチノイド系農薬の使用に関する報告の概要（2014年APVMA）は以下のとおりである。

- ・ オーストラリアでは野生のミツバチコロニーが多く、花粉媒介における管理されたミツバチの役割はあまり重要ではない。
- ・ オーストラリアの養蜂業は、ハチミツ生産から花粉媒介に大きくシフトしてきている。
- ・ ネオニコチノイドはもちろんミツバチにとって有害であるが、それは他の殺虫剤でも同様。ネオニコチノイドはヒトに対する毒性が低いことなど多くのメリットがある。全体としてはネオニコチノイドの導入は農業環境リスクを減らすことになった。
- ・ オーストラリアでは1990年代半ばからネオニコチノイドの使用は増加してきたがミツバチは減少していない。ただしミツバチの重要性は認識しているため、研究状況の監視は継続する。
- ・ 次のステップとして、ネオニコチノイド系農薬だけでなく、殺虫剤を使用することによるミツバチへのリスク管理を推進する（既存のデータ要求で亜致死的影响を評価する上で科学的に十分か、ラベルの警告文に整合性・妥当性があるか）。
- ・ また、詳細な科学評価の実施、特にAPVMAと同じく規制当局である環境部門との連携により、農薬使用に伴うミツバチあるいはその他の昆虫の花粉媒介者に対するリスクを軽減する規制オプション（例：ネオニコチノイド系農薬の再評価あるいはラベル記載の強化）もありうる。

#### ⑤ IPBES

2012年4月に設立されたIPBESは、生物多様性と生態系サービスに関する動向を科学的に評価し、科学と政策のつながりを強化する政府間組織であり、科学的評価、能



力開発、知見生成、政策立案支援の4つの機能を柱として活動している。

IPBES では、食料生産や生活の質に貢献する動物による花粉媒介について評価するために、花粉媒介者、花粉媒介及び食料生産に関する科学論文等の知見を分析し、2016年2月の総会においてアセスメントレポート及び政策決定者向けサマリー（IPBES, 2016）として取りまとめた。

特に花粉媒介者の現状及び農薬が花粉媒介者に及ぼすリスクについての評価結果は以下のとおりであり、序文ではネオニコチノイド系殺虫剤が花粉媒介者に影響を及ぼすことを最新の証拠で示す一方で、相反する証拠があるとし、依然として解明しなければならない重大な科学的不確実性が存在しているとしている。

○ 花粉媒介者の現状

- ・ データ不足のため一般化することはできなかったものの、北西ヨーロッパおよび北米において野生の花粉媒介者の減少が記録されている。
- ・ 飼育下のセイヨウミツバチの巣数は、世界的に過去50年間で増加しているが、同時期の欧州数カ国および北米では減少が記録されている。
- ・ 花粉媒介昆虫に特化した世界的な評価は存在しないが、地域や国レベルでの評価では、ハナバチ (bees) やチョウ (butterflies) への脅威のレベルが高いとされている。

○ 農薬が花粉媒介者に及ぼすリスク

- ・ 花粉媒介者は、土地利用の変化、集約的農業管理及び農薬の使用、環境汚染、侵略的外来種、病原体、気候変動などの直接的要因に脅かされており、花粉媒介者の減少を、直接的要因の一つ又はその複合要因と明確に関連付けることは、データの入手可能性や複雑性から難しいが、これらの要因は、しばしば花粉媒介者に負の影響を与えることが個別事例において示唆されている。
- ・ 農薬が花粉媒介者に及ぼすリスクについて、
  - 野外における実際の暴露レベルによる影響を評価した研究結果には影響ありとする結果と影響無しとする結果がある。
  - 農薬暴露の昆虫個体への亜致死作用が、飼育ハナバチや野生花粉媒介者のコロニーや個体群にどのように影響するのか、特に長期的影響については、未解明のままである。
  - ネオニコチノイド系殺虫剤に注目した最近の研究により、管理下のハナバチに対する致死・亜致死作用に関する証拠と花粉媒介への影響に関する何らかの証拠が明らかにされている。
  - 野外における実際の暴露による最近の研究により、野生の花粉媒介者の生存及び繁殖に対するネオニコチノイドの影響を示す証拠が得られている。本研究と、その他の研究により得られた飼育ミツバチのコロニーへの影響に関する証拠は、矛盾している。

### (3) 規制の効果及び影響

EU では 2013 年からイミダクロプリド、クロチアニジン、チアメトキサム及びフィプロニルの使用について、また、米国では 2015 年からイミダクロプリド、クロチアニジン、チアメトキサム及びジノテフランの新規登録や使用方法の拡大等について規制を行っているが、これらのネオニコチノイド系農薬等の規制による効果やミツバチの変化に関する学術的な論文等は見つかっていない。

一方、生産現場における生産コストや収量への影響については以下のような報告がある。

- ・ イングランドにおいて、2015 年のナタネの生産量が前年対比 8 % 減となった。減少の理由の一つは害虫問題であり、対策として主にピレスロイド系の殺虫剤が用いられ、農薬の使用量が 2.5 倍に増加するとともに、害虫による減収のため植え付けを放棄された農地があることも確認された。農家の経済的な影響は、代替農薬の使用、穀物のロス、植え直し等で 2200 万ポンド (3300 万ドル) に及ぶ。
- ・ 2016 年のナタネ生産面積は前年対比で 13% 減少し、害虫被害が最も多かったサフォーク州で 16% の収量の減少となった。農家の経済的な影響は 2016 年には 1,840 万ポンドとなっている。

出典: Rural Business Research “An interim impact assessment of the neonicotinoid seed treatment ban on oilseed rape production in England”

Rural Business Research “A further investigation into the impact of the ban on neonicotinoid seed dressings on oilseed rape production in England, 2015-16”<sup>1</sup>

- ・ EU において、ネオニコチノイド系農薬の禁止規制による主要な 3 つの影響は、① 4 % の生産ロス (9.12 万トンの減収)、② 平均 6.3% の品質低下、③ 生産段階で 1 ヘクタール当たり 0.73 回の茎葉散布の追加があり、ネオニコチノイド系農薬の禁止により、EU におけるナタネ農業において、年間約 9 億ユーロのコスト増となっている。

出典: HFFA Research GmbH “Banning neonicotinoids in the European Union: An ex-post assessment of economic and environmental costs”<sup>2</sup>

また、2017 年 1 月に、EC science and knowledge service Joint Research Centre<sup>3</sup> の研究者であるキャセージ氏は、EU 加盟国 7 カ国において、ネオニコチノイド系農薬等の規制以前にこれらの規制対象農薬を使っていた生産者を対象に、病害虫管理の変化等について調査を行った結果の報告 (Kathage, 2017)<sup>4</sup> をしている。

<sup>1</sup> Rural Business Research: イングランドの農地、環境、農村ビジネスを専門とした調査機関。ケンブリッジ大学等の複数の大学の研究者で構成される。

<sup>2</sup> HFFA Research GmbH: 農業分野を専門としたドイツの民間調査会社。バイエルやネスレ等の民間企業から支援を受けている。

<sup>3</sup> EC の調査研究機関であり、EU の政策を科学面で支援する役割を持つ。

<sup>4</sup> 本報告は EC の公式見解ではなく、また、科学論文となって公表されたものではない。また、有用昆虫数の推移については生産者の感覚によるものである。

## ネオニコチノイド系及びフィプロニル規制後の病害虫管理

国	フランス	スペイン	イタリア	チェコ	ドイツ	イギリス	ハンガリー	スペイン
作物	トウモロコシ	トウモロコシ	トウモロコシ	アブラナ	アブラナ	アブラナ	ヒマワリ	ヒマワリ
種子処理の変化	チアオキサム ⇒チアクロプリド	クロチアニジン ⇒チアクロプリド	変化なし (EUの規制前から 使用なし)	チアオキサム ⇒なし	クロチアニジン ⇒なし	チアオキサム ⇒なし	チアオキサム ⇒なし	フィプロニル ⇒テフルトリン (合成ピレストロイ ド系)
土壌、茎葉散布の 変化	ピレスロイドが増 加(農家の25% ⇒55%)	変化なし (EUの規制前から 使用なし)	クロチアニジン ⇒テフルトリン(合 成ピレストロイ ド系)	ピレスロイドが増 加(農家の80% ⇒95%) 有機リンが増加 (農家の65% ⇒75%)	ピレスロイドが増 加(農家の65% ⇒85%)	ピレスロイドが増 加(農家の60% ⇒95%)	ピレスロイドが増 加(農家の65% ⇒85%) ネオニコチノイド (EUの規制対象 外)が増加(農家 の0%⇒20%)	変化なし (EUの規制前から 使用なし)
散布回数の変化	増加	増加	変化なし	増加	増加	増加	増加	変化なし
その他の変化	スカウティング調 査の増加(農家の 20%)	変化なし	播種時期の早期 化(農家の20%)	スカウティング調 査の増加(農家の 55%)	スカウティング調 査の増加(農家の 65%) 播種密度の増加 (農家の45%) 播種時期の晩期 化(農家の45%)	スカウティング調 査の増加(農家の 25%) 播種時期の早期 化(農家の60%) 物理的防除の増 加(農家の30%)	播種密度の増加 (農家の25%) 物理的防除の増 加(農家の20%)	変化なし
作業時間の変化	増加(農家40%)	増加(農家40%)	変化なし	増加(農家75%)	増加(農家95%)	増加(農家80%)	増加(農家75%)	増加(農家20%)
コストの変化	増加(農家60%)	増加(農家60%)	変化なし	増加(農家80%)	増加(農家85%)	増加(農家85%)	増加(農家75%)	増加(農家30%)
種子処理効果の 変化	チアクロプリドは効 果が低い (農家の60%)	チアクロプリドは効 果が低い (農家の80%)	-	-	-	-	-	テフルトリンは効 果が低い (農家の45%)
害虫圧の変化	増加(農家30%)	増加(農家60%)	変化なし	増加(農家60%)	増加(農家70%)	増加(農家60%)	増加(農家55%)	変化なし
有用昆虫の推移	変化なし	変化なし	変化なし	変化なし	変化なし	変化なし	変化なし	変化なし

出典: Kathage, J. "Pest management after neonicotinoid and fipronil restrictions"

## 2 我が国におけるネオニコチノイド系農薬等のトンボ類及び野生ハナバチ類に対する影響

海外におけるネオニコチノイド系及びフェニルピラゾール系農薬（以下、「ネオニコチノイド系農薬等」という。）の規制の動きに鑑み、環境省では、2014年度から、周辺環境の健全性を指し示す指標となり得るとされるトンボ類に対するネオニコチノイド系農薬等の影響調査を実施するとともに、環境研究総合推進費により野生ハナバチ類への影響調査への支援を行うなど、科学的知見の集積に努めているところである。

2016年度末に研究結果が出されたことから、これらを基に評価を行った。

検討対象とした環境省事業による調査研究は次のとおりである。

### ○農薬のトンボに対する影響評価

- ・農薬による水田生物多様性影響の総合的評価手法の開発

（環境研究総合推進費：国立環境研究所、東京農工大学、愛媛大学  
／2013～2015年度）

- ・農薬の環境影響調査業務（環境省請負業務：国立環境研究所／2014～2016年度）

- ・農薬の湖沼等残留実態調査委託業務

（環境省委託業務：平成理研株式会社等／2014～2016年度）

### ○農薬の野生ハナバチに対する影響評価

- ・ネオニコチノイド農薬による陸域昆虫類に対する影響評価研究

（環境研究総合推進費：千葉大学、国立環境研究所、森林総合研究所  
／2014～2016年度）

（参考：調査研究に用いられた農薬の分類）

ネオニコチノイド系	アセタミプリド、イミダクロプリド、クロチアニジン、ジノテフラン、チアクロプリド、チアメキサム、ニテンピラム
フェニルピラゾール系	フィプロニル、エチプロール
有機リン系	フェントロチオン(MEP)、ダイアジノン、ジメトエート
カーバメート系	フェノブカルブ(BPMC)、ベンフラカルブ、カルバリル(NAC)
ピレスロイド系	エトフェンプロックス、シラフルオフエン
ネライストキシン系	カルタップ
ジアミド系	クロラントラニリプロール

### (1) 農薬のトンボ類への影響に関する調査研究と評価

#### ① 本調査研究以外でのこれまでの知見

平成 26(2014)年度環境省請負業務「農薬の環境影響調査業務」では、ネオニコチノイド系農薬等のトンボ類に対する影響について、過去の文献等を整理している。

その結果、

- ・アキアカネやノシメトンボに関してはネオニコチノイド系農薬等が使用されはじめた1990年代から顕著な減少傾向を示すデータがあり、このため、ネオニコチノ

イド系農薬等がトンボ類の減少傾向の原因である可能性を指摘するものの、水田の中干しのための落水といった栽培管理に伴う影響や、ほ場整備などといった環境の変化による影響の可能性を否定する結果も見当たらないことから、アキアカネやノシメトンボの減少要因がネオニコチノイド系農薬等の使用であるかは明らかではない。

- ・ 我が国のネオニコチノイド系農薬等のトンボ類に対する毒性値として妥当と考えられるものは見当たらない。

とされている。

このほかに、我が国の環境中におけるネオニコチノイド系農薬等のトンボ類への影響を示唆する知見やリスク評価を行うに当たり活用できる論文はないか、今回改めて調査を行ったが、新たな知見は確認されなかった（参考5）。

上記調査研究では、模擬（実験）生態系としての水田メソコズムを用い、農薬の生物群集への影響を評価する手法の開発や水田周辺の環境中におけるトンボ類への農薬の影響等に関する調査が行われている。この中で、農薬のトンボ類への影響に関する結果が得られており、その内容について、検討会において以下のとおり評価を行った。

## ② 本調査研究による新たな知見

### （ア） 水田メソコズムにおける3年間の連続施用による農薬成分の水中及び土壌中濃度

#### 【研究の目的及び概要】

模擬（実験）生態系として水田メソコズムを用い、ネオニコチノイド系農薬等の浸透移行性殺虫剤による水田内の生物群集構造に及ぼす影響を評価するため、フィプロニル、クロチアニジン、クロラントラニリプロールを施用した試験区において各農薬の水中濃度・土壌中濃度を測定した。

#### 【研究結果】

いずれの剤も、水中濃度は投入直後に最高濃度を示し、その後経時的に濃度低下が見られた。フィプロニルの水中濃度は、シーズン後半に検出限界以下まで低下したものの、クロチアニジン及びクロラントラニリプロールはその後水中から成分が検出された。また、いずれの剤も土壌中濃度は、2、3年目には投入前から残留が見られ、調査終了まで濃度低下が認められず、その傾向はクロラントラニリプロールで特に顕著であった。

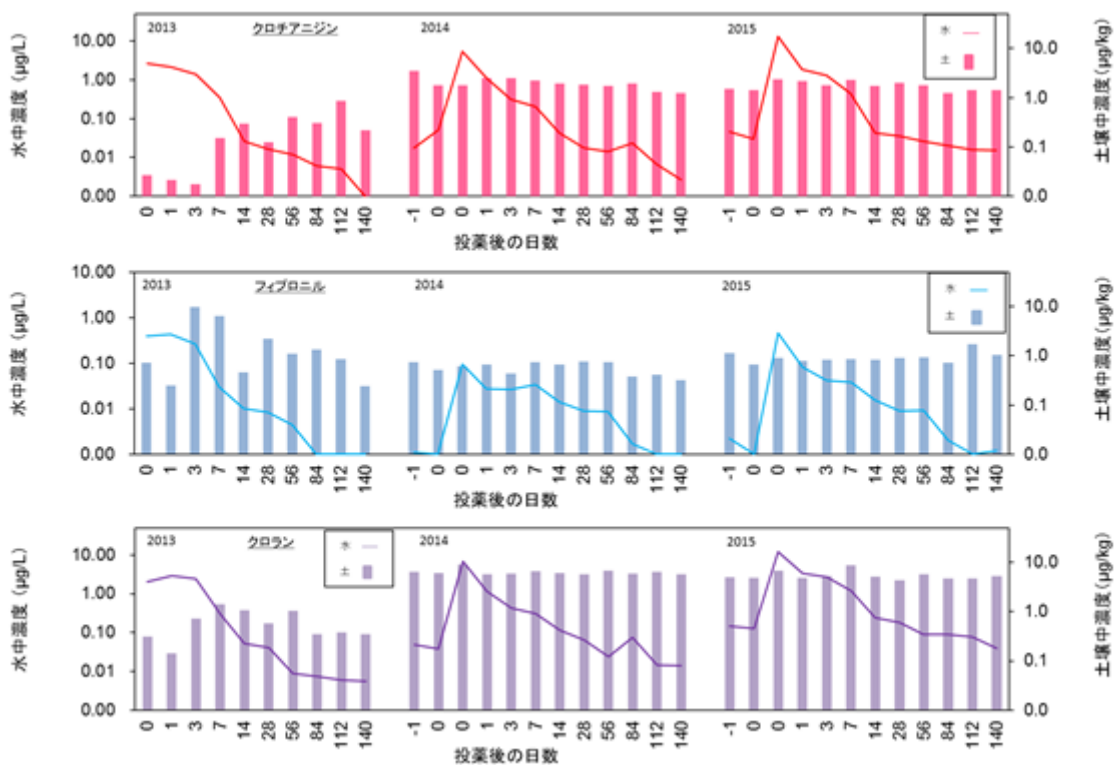


図1 各薬剤施用区における水中及び土壌中残留濃度の推移

出典：「農薬による水田生物多様性影響の総合的評価手法の開発」成果報告書

### (イ) 水田メソコズム中の生物動態への農薬の影響

#### 【研究の目的及び概要】

模擬（実験）生態系として水田メソコズムを用い、ネオニコチノイド系農薬等の浸透移行性殺虫剤による水田内の生物群集構造に及ぼす影響を評価するため、フィプロニル、クロチアニジン、クロラントラニプロールを施用した試験区（①と同じ）において発生するトンボ類等の動態を測定した。

#### 【研究結果】

毎年度フィプロニル、クロチアニジン、クロラントラニプロールを連続施用した結果、これらの農薬のうちフィプロニル施用区の3年目では、アキアカネ、ショウジョウトンボ、シオカラトンボは羽化数がほぼゼロになり、影響が顕著であった。

#### 【評価】

水田メソコズム内でのフィプロニル、クロチアニジン、クロラントラニプロールの3年間連続施用によるトンボ群集への影響は、フィプロニルが最も強いと考えられる。

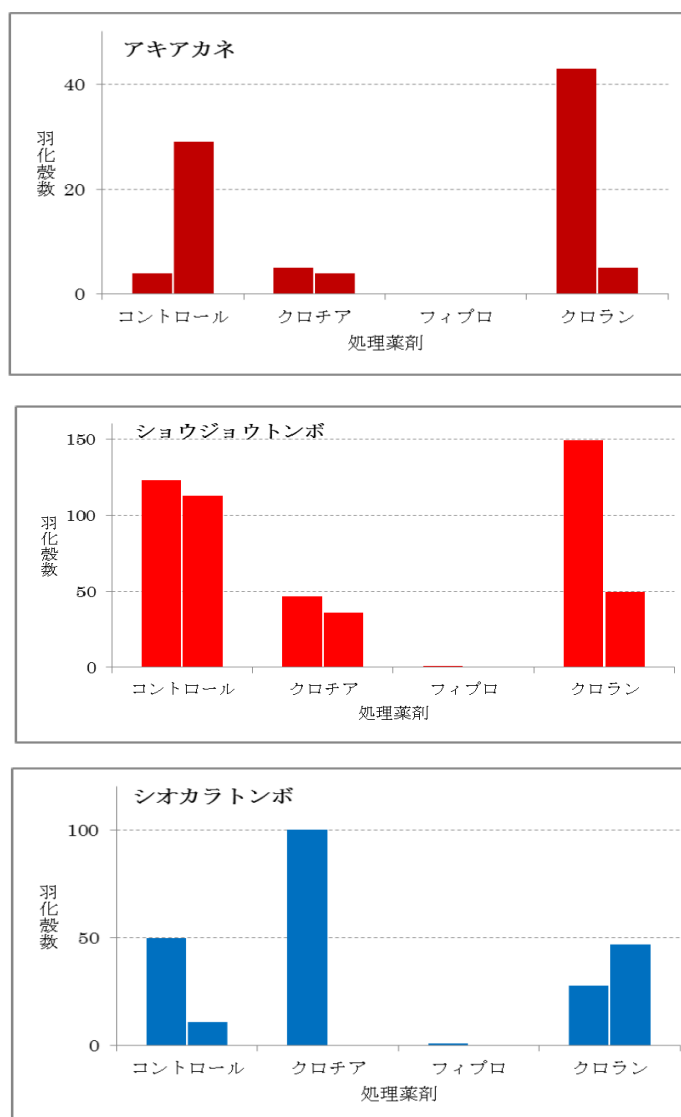


図2 3年目試験における各農薬施用区からの主なトンボ類羽化総数

(注) 各試験区とも2連を設けて実施し、グラフはそれぞれの連ごとの羽化総数を示す。  
 出典：「農薬による水田生物多様性影響の総合的評価手法の開発」成果報告書

### (ウ) 水田メソコズムでの農薬影響に対する生物調査における指標種の検討と選定

#### 【研究の目的及び概要】

水田生物多様性の総合影響評価システムを開発するために、水田メソコズム試験のデータ等を基に統計解析を行った。その一環として、フィプロニル、クロチアニジン、イミダクロプリド、クロラントラニリプロール施用区における生物種の相対変化率\*から、各農薬の影響評価を行う際の指標種候補の選定を行った。

※相対変化率

$$= \frac{\text{(薬剤処理圃場における年間カウント数 - 対照区における年間カウント数)}}{\text{(対照区における年間カウント数)}}$$

【研究結果】

フィプロニル、クロチアニジン、イミダプロプリド、クロラントラニリプロールの生態影響を見るための指標種候補として、一貫して強い負の影響があるもの、必ずしも影響が一貫していないが平均的に中程度の影響があるもの等としていくつかの生物種が選定され、トンボ類については、フィプロニルでシオカラトンボとショウジョウトンボが、イミダクロプリドでショウジョウトンボが指標種候補として考えられた。

【評価】

水田メソコズム試験結果を統計解析すると、トンボ類の中でフィプロニルは、シオカラトンボ及びショウジョウトンボの幼虫（ヤゴ）の個体数を一貫して大きく減少させる影響を及ぼし、イミダクロプリドは、ショウジョウトンボの幼虫の個体数を概ね一貫して減少させる影響を及ぼすと考えられる。

表1 フィプロニル施用区における種ごとの相対変化率

生物種	平均	2011年	2011年	2012年	2012年	2013年	2013年	2014年	2014年	2015年	2015年	標準偏差
シオカラトンボ若虫	-0.96	-0.93	-0.71	-1.00	-1.00	-0.91	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	0.09
ショウジョウトンボ若虫	-0.89	-1.00	-0.98	-0.95	-0.99	-0.81	-0.75	-0.47	-1.00	-0.95	-1.00	0.17
イトミミズ	-0.60	-0.29	-0.63	-0.95	-0.72	-1.00	0.03	-0.89	-1.00	-1.00	0.43	0.35
ナメラカハシミジンコ	-0.36	1.00	0.06	1.00	-1.00	-0.62	-0.97	-0.38	-0.87	-0.86	-0.99	0.76
コミズムシsp成虫	-0.30	-0.60	-0.20	0.55	1.00	-0.33	0.00	-0.96	-0.43	-1.00	-1.00	0.62
キベリヒラタガムシ成虫	-0.29	-0.58	-0.68	0.90	0.02	0.20	-0.33	-0.88	-0.92	-0.33	-0.33	0.55
ケンミジンコsp.1	-0.29	-0.62	1.00	0.37	-0.62	-0.42	0.30	-0.69	-0.79	-0.61	-0.84	0.59
ホソタマミジンコ	-0.28	-0.67	-0.48	0.78	-0.28	0.21	-0.69	-1.00	-1.00	0.32	0.00	0.59
ユスリカ幼虫	-0.21	-0.88	-0.63	1.00	-0.82	-0.65	-0.42	0.02	-0.63	0.76	0.17	0.65
ゴミマルカイミジンコ属	-0.07	-0.46	-0.36	0.93	0.25	-0.95	-0.28	0.90	-0.92	0.05	0.12	0.65
イボカイミジンコ属	0.05	-0.65	-0.03	1.00	-0.43	0.16	1.00	1.00	0.10	-0.72	-0.92	0.66
ホソナガカイミジンコ属	0.10	0.25	1.00	0.12	0.13	-0.44	1.00	0.03	-0.60	-0.52	0.03	0.56
コカゲロウ spp若虫	0.11	0.79	1.00	-0.51	-0.66	-0.61	-0.43	0.18	0.40	1.00	-0.02	0.66
アオモンイトトンボ若虫	0.13	0.25	1.00	-0.82	-0.74	-0.49	-0.49	0.67	0.34	0.63	1.00	0.64
ミギワバエ幼虫	0.32	1.00	0.27	0.94	1.00	0.14	0.80	-0.73	-0.44	1.00	-0.74	0.63
チビゲンゴロウ成虫	0.39	0.57	1.00	1.00	0.68	0.71	0.71	-0.46	-0.46	1.00	-0.79	0.55
シカクカイミジンコ属	0.48	1.00	-0.70	1.00	0.00	1.00	0.20	1.00	0.08	1.00	0.16	0.60

出典：「農薬による水田生物多様性影響の総合的評価手法の開発」成果報告書を基に作成



表2 イミダクロプリド施用区における種ごとの相対変化率

	平均	2011年	2011年	2012年	2012年	標準偏差
イトミミズ	-0.85	-0.74	-0.95	-0.83	-0.86	0.09
ショウジョウトンボ若虫	-0.60	-0.71	-0.77	-0.61	-0.32	0.20
シカクカイミジンコ属	-0.48	-0.79	-0.74	0.01	-0.40	0.37
コカゲロウspp若虫	-0.26	0.26	0.15	-0.85	-0.60	0.55
イボカイミジンコ属	-0.20	-0.13	-0.34	0.33	-0.64	0.41
シオカラトンボ若虫	-0.15	-0.43	-0.86	1.00	-0.30	0.80
ユスリカ幼虫	-0.14	-0.65	-0.08	1.00	-0.82	0.82
コミズムシsp成虫	-0.07	0.73	1.00	-1.00	-1.00	1.08
ミギワバエ幼虫	-0.04	0.06	-1.00	0.11	0.68	0.70
ナメラカハシミジンコ	0.01	0.13	-0.43	0.26	0.09	0.31
アオモンイトトンボ若虫	0.03	0.20	0.80	-0.69	-0.18	0.63
ホソタマミジンコ	0.07	-0.42	-0.60	1.00	0.28	0.73
チビゲンゴロウ成虫	0.16	0.30	0.30	0.03	0.01	0.16
ホソナガカイミジンコ属	0.16	-0.12	-0.66	1.00	0.43	0.71
ケンミジンコsp.1	0.17	0.00	0.14	1.00	-0.46	0.61
キベリヒラタガムシ成虫	0.44	1.00	-0.37	1.00	0.15	0.67
ゴミマルカイミジンコ属	0.69	0.69	1.00	1.00	0.06	0.44

出典：「農薬による水田生物多様性影響の総合的評価手法の開発」成果報告書を基に作成

## (エ) トンボの幼虫（ヤゴ）に対する急性毒性

### 【研究の目的及び概要】

ネオニコチノイド系農薬等のトンボ類に対する毒性データを収集するため、農薬取締法テストガイドライン及びOECDテストガイドラインを参考にトンボの幼虫に対する急性遊泳阻害試験を実施し、半数影響濃度 EC<sub>50</sub> を算出した<sup>1</sup>。

### 【研究結果】

アキアカネ及びアオモンイトトンボの幼虫の48時間 EC<sub>50</sub> を算出した結果、アキアカネ、アオモンイトトンボの幼虫ともに、ネオニコチノイド系に比べ、ピレスロイド系、フェニルピラゾール系、有機リン系で高い毒性を示した。

### 【評価】

トンボの幼虫を対象とした標準的な試験法は未確立であるものの、オオミジンコの急性遊泳阻害試験方法を基にしたトンボの幼虫の急性遊泳阻害試験を行った結果、ネオニコチノイド系に比べ、ピレスロイド系、フェニルピラゾール系、有機リン系の表3～表5に示す農薬は、アキアカネ及びアオモンイトトンボに対し、より高い毒性を示すものと考えられる。

水生昆虫であるトンボの幼虫とユスリカの幼虫とで農薬による急性影響を比べた場合、ユスリカの幼虫の方の感受性が高い傾向にあり、試験方法も確立していることから、水生昆虫への急性影響を評価するには、ユスリカの幼虫がより適していると考えられる。

<sup>1</sup> 詳しい試験方法は「平成28(2016)年度農薬の環境影響調査業務」報告書を参照

表3 アキアカネの幼虫による農薬の毒性調査結果

農 薬		コントロール非影響個体率 (%)		48時間EC <sub>50</sub> (μg/L)	
農薬系統	農薬名	飼育水のみ	アセトン0.1%	EC50	標準誤差
ネオニコチノイド	イミダクロプリド	97 (n=30)	100 (n=30)	1,100	110
	アセタミプリド	100 (n=30)	97 (n=30)	150	25
	ニテンピラム	100 (n=30)	100 (n=30)	3,300	360
	チアクロプリド	100 (n=30)	97 (n=30)	620	140
	チアメキサム	97 (n=30)	100 (n=30)	79	11
	クロチアニジン	100 (n=30)	97 (n=30)	110	18
	ジノテフラン	100 (n=30)	100 (n=30)	1,300	200
フェニルピラゾール	フィプロニル	100 (n=15)	93 (n=15)	8.1	0.96
有機リン	フェントロチオン	97 (n=30)	100 (n=30)	3.6	0.61
カーバメート	フェノプカルブ	100 (n=30)	97 (n=30)	140	14
	ベンフラカルブ	100 (n=30)	97 (n=30)	6.3	0.35
ピレスロイド	エトフェンプロックス	100 (n=30)	97 (n=30)	8.0	1.1
	シラフルオフエン	100 (n=30)	97 (n=30)	16	2.5
ネライストキシシン	カルタップ	100 (n=29)	100 (n=25)	86	16
ジアミド	クロラントラニリプロール	100 (n=30)	97 (n=30)	2,200* (>2,000)	130
* 外挿値					

(注) 有効数字は2桁とした。

出典：「平成 28 (2016) 年度農薬の環境影響調査業務報告書」を基に作成

表4 アオモンイトトンボの幼虫による農薬の毒性調査結果

農 薬		コントロール非影響個体率 (%)		48時間EC <sub>50</sub> (μg/L)	
農薬系統	農薬名	飼育水のみ	アセトン0.1%	EC50	標準誤差
ネオニコチノイド	イミダクロプリド	96 (n=25)	96 (n=25)	110	12
	アセタミプリド	92 (n=25)	96 (n=25)	340	46
	ニテンピラム	92 (n=25)	93 (n=15) *	550	72
	チアクロプリド	96 (n=25)	100 (n=25)	130	16
	チアメキサム	96 (n=25)	96 (n=25)	1,400	200
	クロチアニジン	92 (n=25)	93 (n=15) *	120	15
	ジノテフラン	92 (n=25)	93 (n=15) *	520	92
フェニルピラゾール	フィプロニル	96 (n=25)	100 (n=25)	1.8	0.21
有機リン	フェントロチオン	95 (n=60)	98 (n=50)	7.9	0.24
カーバメート	フェノプカルブ	96 (n=25)	96 (n=25)	44	4.8
	ベンフラカルブ	93 (n=30)	100 (n=30)	28	2.0
ピレスロイド	エトフェンプロックス	100 (n=30)	100 (n=20)	0.65	0.05
	シラフルオフエン	100 (n=30)	100 (n=30)	8.2	1.8
ネライストキシシン	カルタップ	97 (n=30)	- **	1,100	170
ジアミド	クロラントラニリプロール	100 (n=26)	100 (n=30)	910	170
*一部、実施していない試験日がある。 **カルタップは試験にアセトンを用いなかった。					

(注) 有効数字は2桁とした。

出典：「平成 28 (2016) 年度農薬の環境影響調査業務報告書」を基に作成

表5 トンボの毒性値と水産動植物の被害防止に係る農薬登録保留基準値等との比較

農薬		トンボの48時間EC <sub>50</sub> ( $\mu\text{g/L}$ )		実態調査の水質実測値 の最大値( $\mu\text{g/L}$ )		ユスリカ幼虫の 48時間EC <sub>50</sub>	水産動植物登録保留 基準値	
農業系統	農薬名	アオモン イトトンボ	アキアカネ	H27	H28	$\mu\text{g/L}$	$\mu\text{g/L}$	生物種
ネオニコチノ イド	イミダクロプリド	110	1100	0.019	0.010	20	(1.9)	(ユスリカ)
	アセタミプリド	340	150	0.001	0.044	-	5.7	ヌカエビ
	ニテンピラム	550	3,300	<0.001	0.0035	110	(11)	(ユスリカ)
	チアクロプリド	130	620	<0.001	<0.001	11	(3.6)	(ユスリカ)
	チアメキサム	1,400	79	0.163	0.047	35	3.5	ユスリカ
	クロチアニジン	120	110	0.053	0.055	28	2.8	ユスリカ
	ジノテフラン	520	1,300	4.26	6.03	36	(12)	(ユスリカ)
フェニルピラ ゾール	フィプロニル	1.8	8.1	0.005	0.048	0.24	(0.024)	(ユスリカ)
有機リン	フェントロチオン	7.9	3.6	<0.01	<0.01	-	-	-
カーバメート	フェノブカルブ	44	140	0.009	0.038	-	1.9	オオミジンコ
	ペンフラカルブ	28	6.3	<0.01	<0.01	-	0.99	オオミジンコ
ピレスロイド	エトフェンプロックス	0.65	8.0	0.02	0.021	-	0.67	ニジマス
	シラフルオフェン	8.2	16	<0.01	<0.01	-	0.067	オオミジンコ
ネライストキ シン	カルタップ	1,100	86	<0.5	<0.5	-	-	-
ジアミド	クロラントラニリブ ロール	910	2,200	0.091	0.24	-	2.9	オオミジンコ

\*出典：農薬小委員会資料

(注1) 水産動植物登録保留基準値欄の括弧内は中央環境審議会農薬小委員会で評価中のもの。

(注2) 有効数字は2桁とした。

出典：「平成28(2016)年度農薬の環境影響調査業務報告書」、「中央環境審議会農薬小委員会資料」を基に作成

### (オ) トンボの幼虫(ヤゴ)の急性毒性値と環境中予測濃度(PEC)との比較

#### 【研究の目的及び概要】

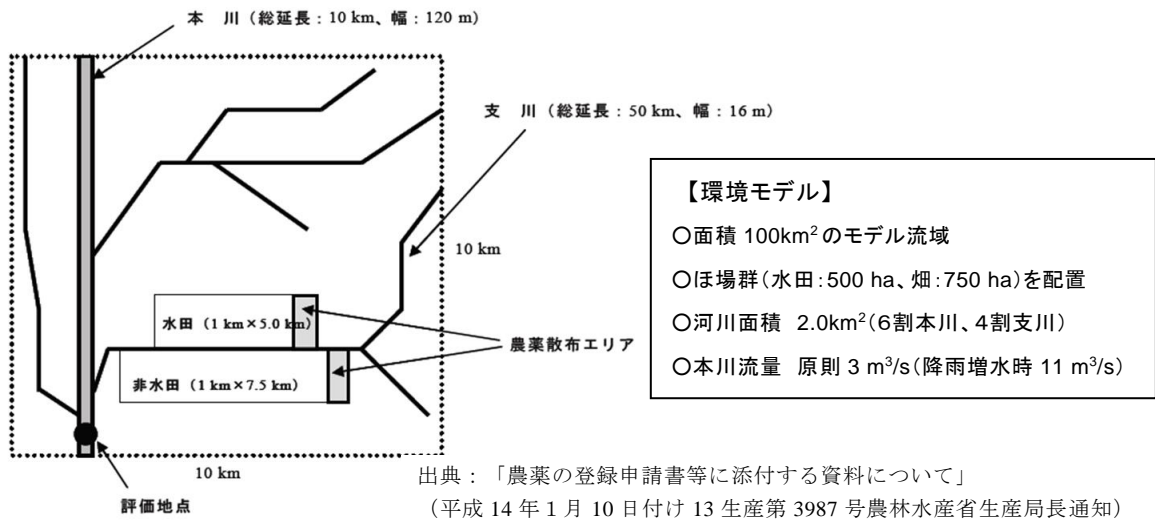
アキアカネ及びアオモンイトトンボの幼虫に対するネオニコチノイド系農薬等の毒性値(48時間EC<sub>50</sub>)から、トンボ類に対する影響を考察するため、農薬がほ場から公共用水域に流入した後の環境中予測濃度(PEC)との比較を行い、急性影響が生じる可能性について検討した。

#### 【研究結果】

環境省委託業務「平成26(2014)年度農薬水域生態リスクの新たな評価手法確立事業」において試算された農薬の普及率を考慮した各種農薬の水田PEC(水田で使用され、公共用水域に流入した農薬を対象とした環境中予測濃度)のTier2(第2段階：一部実測データを活用して算出する実態により近い試算値)の値と比較して、48時間EC<sub>50</sub>は100倍以上高い結果となった。ただし、上記の2015年度業務で試算された農薬の地域別普及率を考慮した水田PECのTier2の値の中に、アキアカネ、アオモンイトトンボともに、フェノブカルブとフェントロチオンで48時間EC<sub>50</sub>を超える値が算出されていることから、状況によってはこれらの農薬は急性影響を生じる可能性が否定できない。一方、ネオニコチノイド系等の他の農薬に関しては、急性影響を生じる可能性は低いと考えられた。

(参考) 環境中予測濃度 (PEC)

下図のような環境モデルを想定し、評価地点での濃度を算出している。



【評価】

水田周辺で農薬がトンボの幼虫に対し急性影響を及ぼす可能性は低いと考えられるが、地域別の農薬使用量等を勘案して算出した PEC では、一部の農薬についてトンボの幼虫への急性影響が懸念されるものが見られることから、特定の農薬の使用量が多い地域の流域では環境中濃度が高まり、トンボの幼虫に対し急性影響を及ぼす可能性があるため、地域で使用農薬に偏りが無いかどうかを注意することが必要であると考えられる。

農薬によっては、低濃度であっても長く底質（水の底の土壌）に留まるものもあることから、底質での生育が長いトンボの幼虫に対する農薬の影響を見るには、慢性的な長期暴露による影響評価の検討も必要と考えられる。

表 6 アキアカネ及びアオモンイトトンボの幼虫の EC<sub>50</sub> と水田 PEC (Tier2) との比較

農薬系統	農薬名	アキアカネ 48時間EC <sub>50</sub> (μg/L)	アオモンイトトンボ 48時間EC <sub>50</sub> (μg/L)	PEC (Tier2) (μg/L)
ネオニコチノイド系	イミダクロプリド	1,100	110	0.022
	クロチアニジン	110	120	0.000068
	ジノテフラン	1,300	520	0.66
	チアクロプリド	620	130	0.054
	チアメトキサム	79	1,400	0.051
	ニテンピラム	3,300	550	0.00090
フェニルピラゾール系	フィプロニル	8.1	1.8	0.0017
カーバメート系	ベンフラカルブ	6.3	28	0.00062
ピレスロイド系	エトフェンブロックス	8.0	0.65	0.00011

(注1) 水田 PEC (Tier2) は、環境省委託事業「平成 26(2014)年度農薬水域生態リスクの新たな評価手法確立事業」より

(注2) 有効数字は 2 桁とした。

出典：「平成 28(2016)年度農薬の環境影響調査業務報告書」を基に作成

表7 アキアカネ及びアオモンイトトンボの幼虫の EC<sub>50</sub> と  
地域別水田 PEC (Tier2:2005 年及び 2010 年) の最大値との比較

農業系統	農業名	アキアカネ 48時間EC <sub>50</sub> (μg/L)	アオモンイトトンボ 48時間EC <sub>50</sub> (μg/L)	地域別水田PEC(Tier2)の 最大値(μg/L) 2005年及び2010年
ネオニコチノイド系	イミダクロプリド	1,100	110	1.0
	クロチアニジン	110	120	0.0061
	ジノテフラン	1,300	520	18
	チアクロプリド	620	130	15
	チアトキサム	79	1,400	1.2
	ニテンピラム	3,300	550	0.0000035
フェニルピラゾール系	フィプロニル	8.1	1.8	0.057
有機リン系	フェントロチオン	3.6	7.9	3.8
カーバメート系	フェノプカルブ	140	44	70
	ベンフラカルブ	6.3	28	0.0048
ピレスロイド系	エトフェプロックス	8.0	0.65	0.0022
	シラフルオフェン	16	8.2	0.14
ネライストキシン系	カルタップ	86	1,100	0.011
ジアミド系	クロラントラニリプロール	2,200	910	0.0049

(注1) 1990年、1995年、2000年の地域別水田 PEC (Tier2) の値では、フェントロチオン及びフェノプカルブについてアキアカネ、アオモンイトトンボの幼虫の EC<sub>50</sub> を超過する地点が見られたが、それと比較して表7 (2005年及び2010年) では改善してきていると言える。

(注2) 有効数字は2桁とした。

出典：「平成28(2016)年度農薬の環境影響調査業務報告書」及び「平成27(2015)年度農薬水域生態リスクの新たな評価手法確立事業」で得られたデータを基に作成

## (カ) トンボ類の生息と農薬濃度との関係

### 【研究の目的及び概要】

トンボ類の地域ごとの生息実態を把握するとともに、環境中の農薬濃度のトンボ類の個体数に与える影響が統計的に有意かどうかを調べるため、全国13地点において、トンボ類の成虫と幼虫の個体数、水田周辺のため池及び水路における水中及び底質中の農薬の濃度、調査地周辺環境の定量的調査を行い、これらのデータから GLMM (一般化線形混合モデル) による解析を行った。

### 【研究結果】

全国13地点の水田周辺のため池及び水路において水中及び底質中の農薬の濃度を測定した結果、定性的には残留農薬の多い地域でトンボ類が少ない傾向が示されるものの、統計的に有意な差は得られなかった。慣行農法と有機農法を行う場がそれぞれ集まる地点で比較しても、農薬の残留状況に目立った差は見られず、トンボ類の生息について一貫した傾向は見られなかった。

また、トンボ類の成虫及び幼虫の生息種数・個体数、周辺の植生・土地利用区分を数値化して GLMM 解析した結果では、結果に一貫した傾向は見られず、トンボ類の生息状況に特に大きな影響を及ぼす薬剤の系統は明確ではないという結果になっ

た。

### 【評価】

近年行われた複数の地点での比較の結果では、データが不足していることもあり、水田周辺の水中及び底質（水の底の土壌）中の残留農薬がトンボ類の生息に影響を及ぼしていることを示す明確な知見は得られていない。

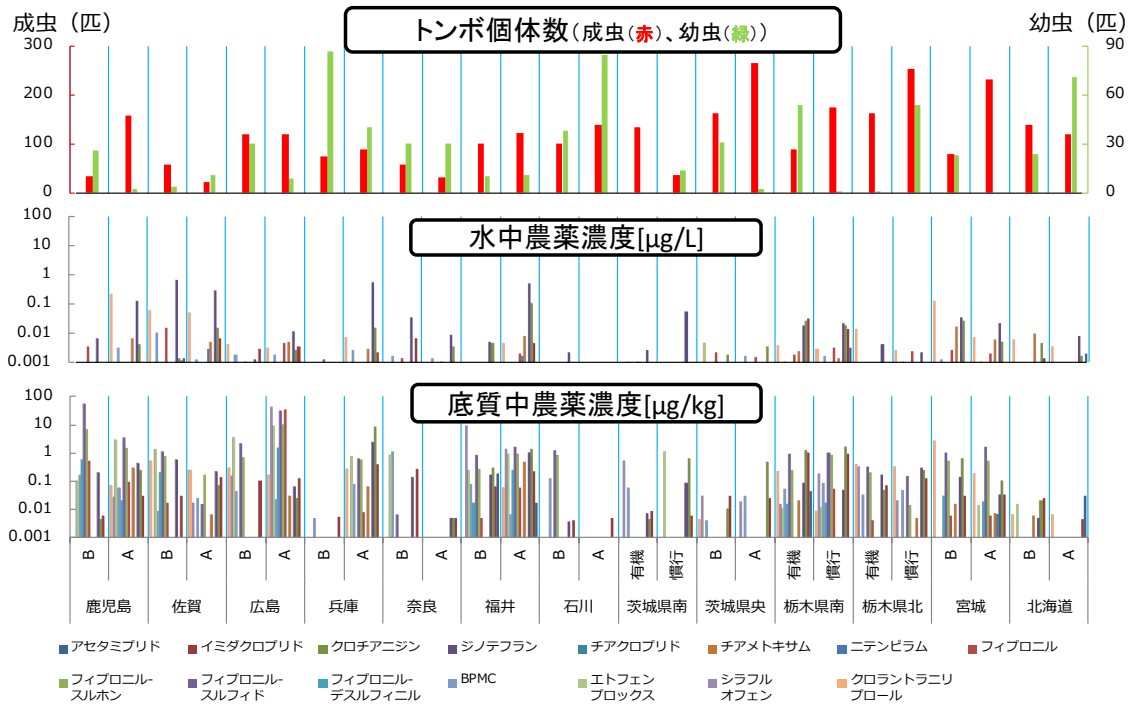


図3 全国13地点におけるトンボ類の生息状況及び残留農薬濃度の測定結果

出典：「平成28(2016)年度農薬の環境影響調査業務報告書」を基に作成

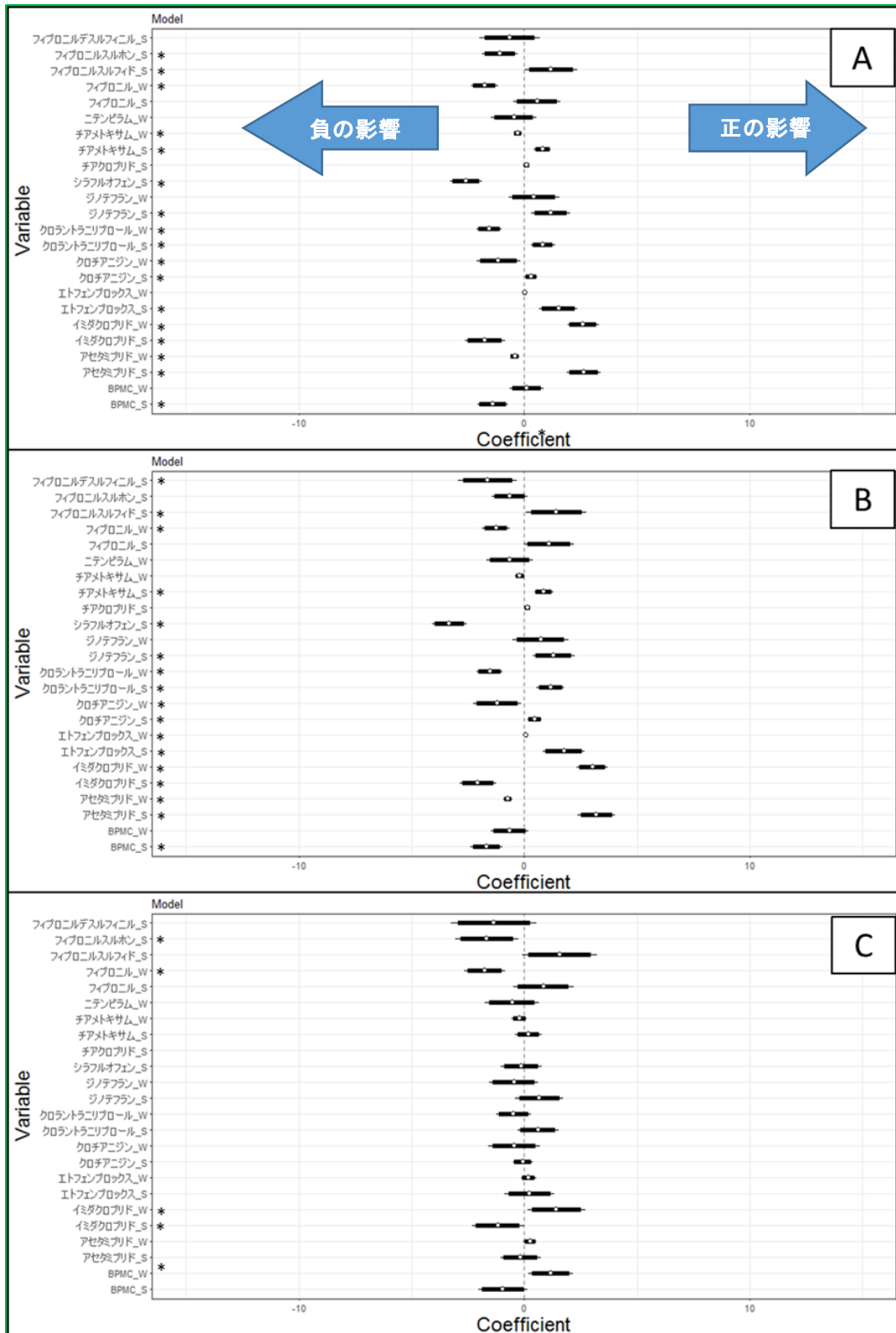


図4 トンボ類の生息状況と農薬濃度の相関関係のGLMM解析結果  
(農薬濃度がトンボ類の生息状況に与える影響を分析)

(方法) モデルに農薬濃度のみを組み込んで解析

- ・目的変数：総個体数 (A)、トンボ成虫個体数 (B)、幼虫個体数 (C)
- ・説明変数：底質中(S)・水中(W)残留農薬濃度



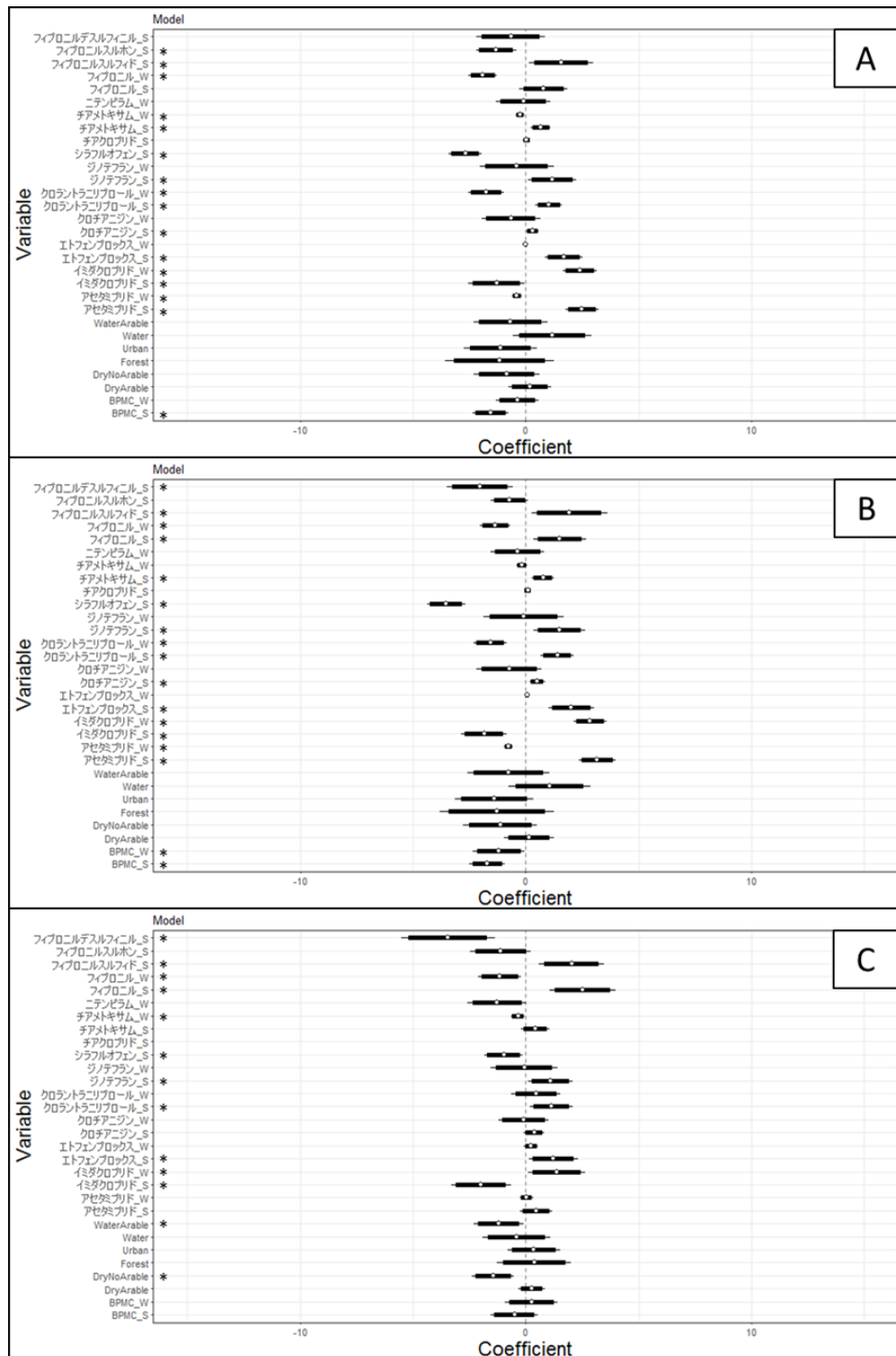


図5 トンゴ類の生息状況と農薬濃度の相関関係の GLMM 解析結果  
(農薬濃度と周辺の土地利用状況(環境要因)を考慮)

WaterArable:農業水面(水田、ハス田)	Water:非農業水面(河川、湖沼、ため池)
Urban:民家等、Forest:山林	DryNoArable:非農業陸地(草地や河川敷等)
DryArable:農業陸地(畑、果樹園等)	

(方法) 周辺土地利用状況を解析に加えることで、モデルの予測力を改善。

- ・目的変数: 総個体数 (A)、トンゴ成虫個体数 (B)、幼虫個体数 (C)
- ・説明変数: 底質中(S)、水中(W)残留農薬濃度、周辺土地利用状況(面積を変数として利用)



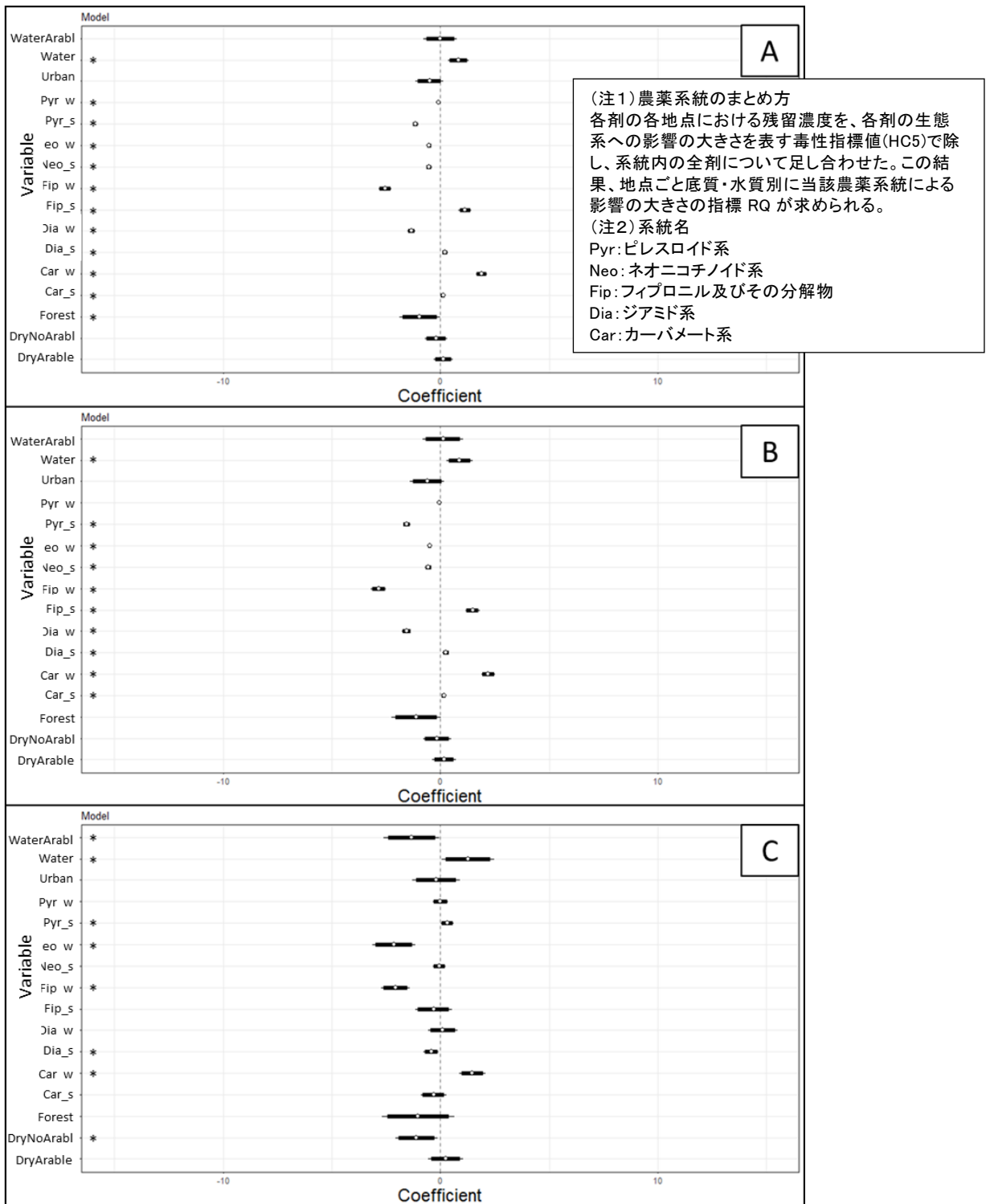


図6 トンボ類の生息状況と農薬濃度の相関関係の GLMM 解析結果

(周辺の土地利用状況(環境要因)を考慮し、農薬系統をまとめて評価)

(方法) 説明変数を減少させることにより、有意でない変数を誤って有意と推定することを回避するとともに、農薬系統ごとの傾向を検出することを試みた。

- ・目的変数: 総個体数(A)、トンボ成虫個体数(B)、幼虫個体数(C)
- ・説明変数: 農薬系統ごとの底質中(S)・水中(W)残留農薬濃度、周辺土地利用状況(面積を変数として利用)

図4～6 出典: 「平成28(2016)年度農薬の環境影響調査業務報告書」(一部加筆)

## (2) 農薬の野生ハナバチ類への影響に関する調査研究と評価

### ① 本調査研究以外でのこれまでの知見

以下は農薬の野生ハナバチ類への影響を評価する上で参考となる知見として、野生以外のハナバチ類に関する知見を含む。

#### (ア) 文献調査

環境省環境研究総合推進費「ネオニコチノイド農薬による陸域昆虫類に対する影響評価研究」では、ネオニコチノイド系農薬等のミツバチやマルハナバチ等に関する文献調査を行っている。

その結果、

- ・ 養蜂群数（コロニー数）は、我が国においてもネオニコチノイド系農薬が上市された以降も増加している。
- ・ マルハナバチの急性毒性試験から、ネオニコチノイド系農薬及びフィプロニルはいずれもマルハナバチに対し高い毒性を示す。
- ・ 我が国では、具体的な個体群の動態データが乏しく、農薬による生態リスク評価が進んでいない。
- ・ ニホンミツバチに対する毒性試験データはほぼ存在しない。
- ・ セイヨウミツバチでの試験ではネオニコチノイド系農薬であっても農薬の種類により毒性が異なり、アセタミプリドとチアクロプリドについては低毒性が指摘されている。
- ・ 我が国のセイヨウミツバチの事例では、ジノテフラン及びクロチアニジンの実用薬量の10倍～100倍に希釈した濃度で投与した結果、コロニーに異常が生じるという報告があるが、野外環境中で報告されている値を上回るものであり、濃度を再検討し、ネオニコチノイド系農薬以外の薬剤を含め、環境中暴露による影響を検証する必要がある。

とされている。

このほかに、我が国の環境中におけるネオニコチノイド系農薬等の野生ハナバチ類への影響を示唆する既存知見やリスク評価を行うに当たり活用できる論文はないか、今回改めて調査を行ったが、新たな知見は確認されなかった（参考6）。

#### (イ) 農林水産省の蜜蜂被害事例調査（参考）

欧米では、いわゆる「蜂群崩壊症候群」（CCD）が問題となっており、原因として、病気、ダニ、農薬その他の可能性が指摘されている。我が国では CCD の事例は報告されていないが、家畜のミツバチ（主としてセイヨウミツバチ）が減少する事例が起きており、それらの事例と原因との関係について十分なデータが把握されていなかった。そのため、農林水産省は、国内外で関心の高い農薬とミツバチ被害発生との関連性を把握し、事故の発生要因を考慮した被害軽減対策の検討に資するため、2013年度から3年間、農薬の関与が疑われるミツバチの全国の被害事例について調査を行った。

その結果、

- ・ 各年の被害事例数は、50～79件で、被害のあった巣箱の数は、いずれの年も全国の巣箱数の1%未満であった。

- 被害の規模は、いずれの年も、比較的小規模な被害事例が多くを占めていたが、1箱当たりの最大死虫が1万件を超える被害も年3～4件報告された。被害の発生は水稲のカメムシ防除の時期に多く、巣箱の周辺で採取された死虫から検出された殺虫剤の多くは水稲のカメムシ防除に使用可能なものであった。このことから、報告された事例における被害の原因は、水稲のカメムシ防除に使用された殺虫剤にミツバチが直接暴露したことによる可能性が高いと考えられた。ただし、どの殺虫剤がミツバチの被害を発生させているのか特定することはできなかった。
- 被害減少のための対策としては、農薬使用者と養蜂家の間の情報共有、養蜂家の行う巣箱の設置場所の工夫・退避、農薬使用者が行う農薬の使用の工夫（ミツバチが浴びにくい粒剤の使用など）が有効である。

とされ、毎年、被害件数及び都道府県毎の対策の有効性の検証の把握を行うとともに、引き続き、国内外の知見を収集、効果的な被害軽減対策を確立する等のために必要な調査研究を実施するとしている。

### (ウ) その他（参考）

国際環境 NGO グリーンピースがまとめた「ネオニコチノイド系農薬の環境リスク」（日本語版 2017年6月）においては、2013年以降に出された論文について、英国のサセックス大学トーマス・ウッド氏及びデイブ・ゴールソン氏がハチに対するリスク等についてのレビューを行っている。レビューの対象論文は海外のものであり、農薬の使用状況等は我が国と異なるが、

- 播種技術の改良にもかかわらず、粉塵が舞い上がる状況は続いており、粉塵飛散はいまだに急性暴露の原因であると示唆している。
- 野生植物が広範囲にネオニコチノイド系農薬に暴露していることと、同農薬が花粉、花蜜及び葉に存在することが示されている。
- ネオニコチノイド系農薬で処理された頭花作物への暴露は、野外条件下で自由に飛行する野生のハチ類に著しい負の影響を及ぼすことが示されている。

などとまとめている。

## ② 本調査研究による新たな知見

ネオニコチノイド系農薬等のセイヨウミツバチへの影響に関する報告は多いが、本検討会では、我が国の野生ハナバチ類への影響を検討するため、ニホンミツバチやマルハナバチを用い、急性毒性やコロニーへの影響の解明を試みた調査研究から得られた結果について、評価を行った。

なお、以下の急性毒性試験においては、トラマルハナバチは野生個体を、クロマルハナバチは市販個体を、ニホンミツバチは飼養個体※を用い、コロニー試験においては、マルハナバチは市販コロニーを、ニホンミツバチは飼養コロニー※をそれぞれ用いている。

※：飼養コロニーとは野外から採取したニホンミツバチを人工巣箱で飼養したもので、飼養個体とは飼養コロニーから生まれた個体のこと。

## (ア) 急性接触毒性試験による昆虫類の種の感受性差

### 【研究の目的及び概要】

ネオニコチノイド系農薬等の浸透移行性殺虫剤と有機リン剤、カーバメート剤等の従来薬剤との陸域昆虫への影響の違いを明らかにするため、これらの農薬 14 種類について、ハチ類を含む陸域節足動物 24 種に対する接触毒性試験<sup>1</sup>を実施し、半数致死量 LD<sub>50</sub> を算出した（トラマルハナバチ、クロマルハナバチ、ニホンミツバチ、セイヨウミツバチの LD<sub>50</sub> で他の研究におけるデータのあるものはその結果を活用）。また、これらの結果を基に種の感受性分布曲線（SSD）を作成し、生物種間の感受性の違い及び農薬間の生態影響の違いを明らかにした。

## ア) 種の感受性分布曲線における農薬間の比較

### 【研究結果】

ネオニコチノイド系のイミダクロプリド、クロチアニジン、チアメトキサム、アセタミプリド、ジノテフラン、フェニルピラゾール系のフィプロニルは従来薬剤より陸域昆虫類に対する毒性が高いが、SSD の傾きが緩やかなことから、選択性が高く、大きく影響を受ける種とほとんど影響を受けない種に分かれる傾向があった。

### 【評価】

農薬に対する陸域昆虫種ごとの感受性差を見ると、有機リン系等の従来薬剤と比較し、ネオニコチノイド系ではやや大きな差が、フェニルピラゾール系では大きな差が見られる。このため、急性毒性の評価に当たっての試験生物種の選定等には注意が必要と考えられる。

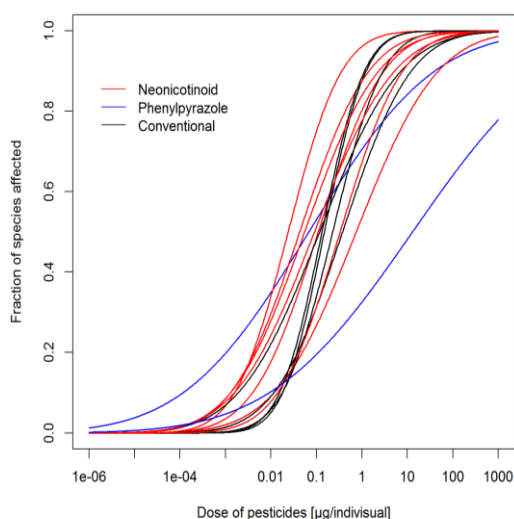


図7 ネオニコチノイド系、フェニルピラゾール系、従来薬剤の SSD

出典：「ネオニコチノイド農薬による陸域昆虫類に対する影響評価研究」より得られたデータ

<sup>1</sup> 詳しい試験方法は、「ネオニコチノイド農薬による陸域昆虫類に対する影響評価研究」を参照

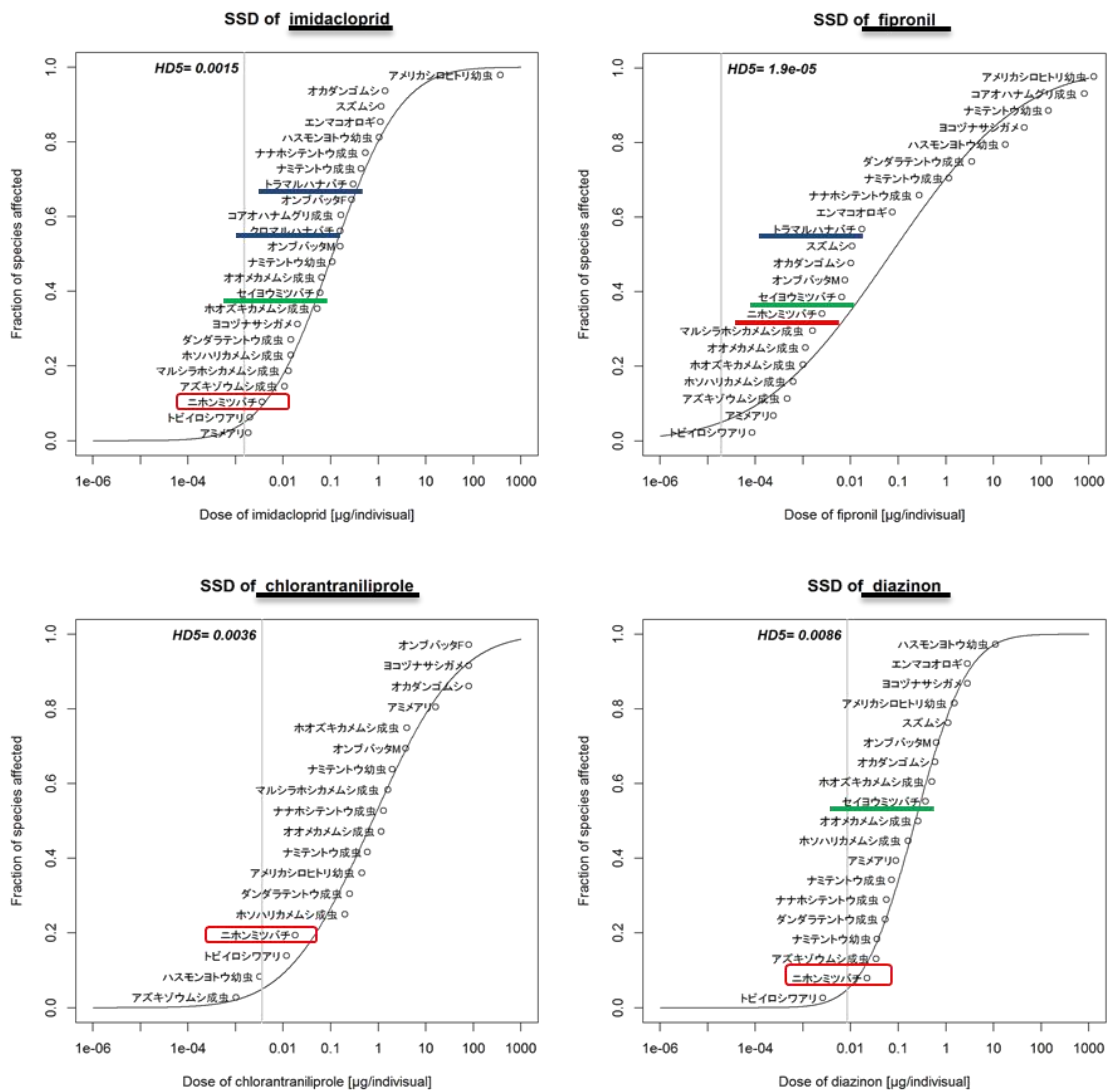
## イ) ハナバチにおける種の感受性差の比較

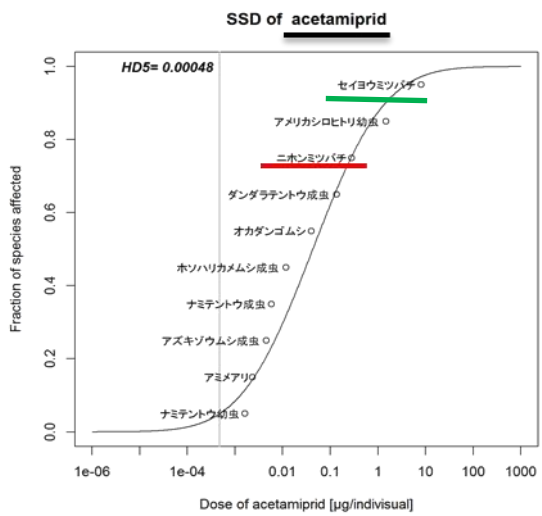
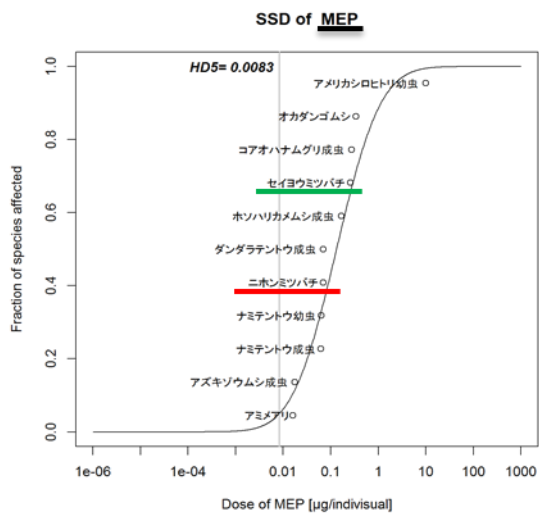
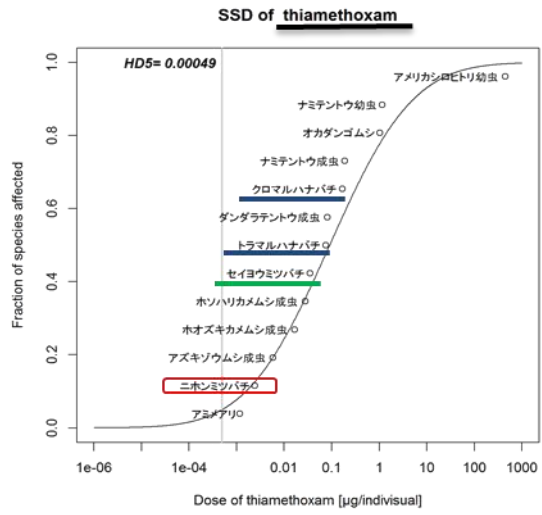
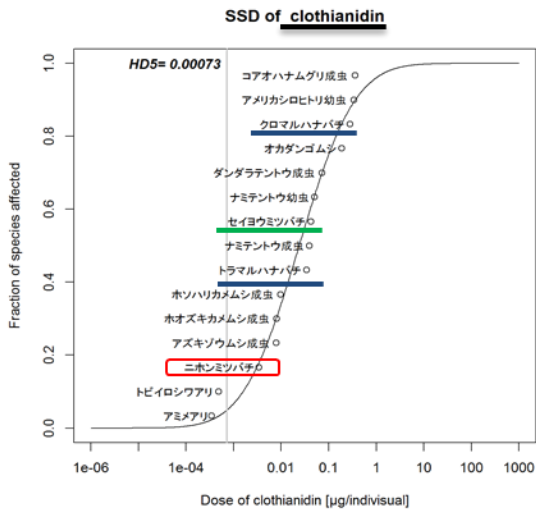
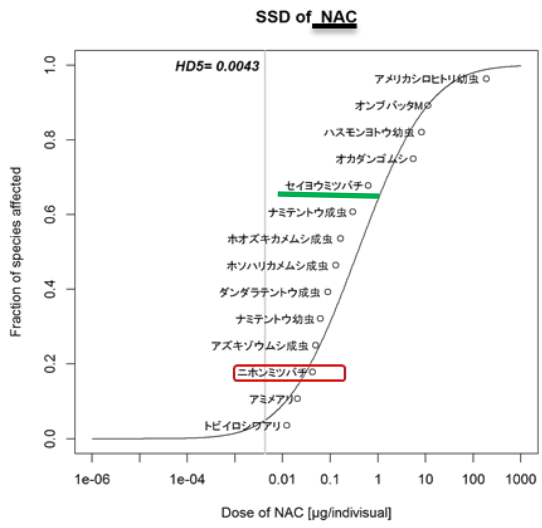
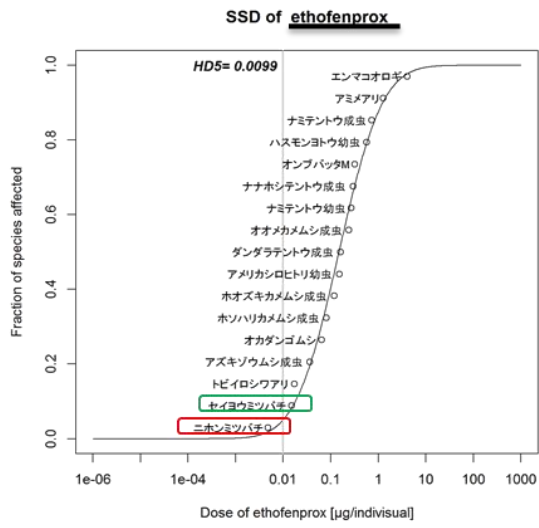
### 【研究結果】

SSD 分析の結果、薬剤の影響を受ける種の 20%以下にプロットされる種（感受性が高い種）の中にニホンミツバチとセイヨウミツバチがあったが、トラマルハナバチとクロマルハナバチはなかった。

### 【評価】

調査を行った農薬の接触暴露に対する感受性は、ニホンミツバチ、セイヨウミツバチ、マルハナバチの中ではニホンミツバチが最も高い。





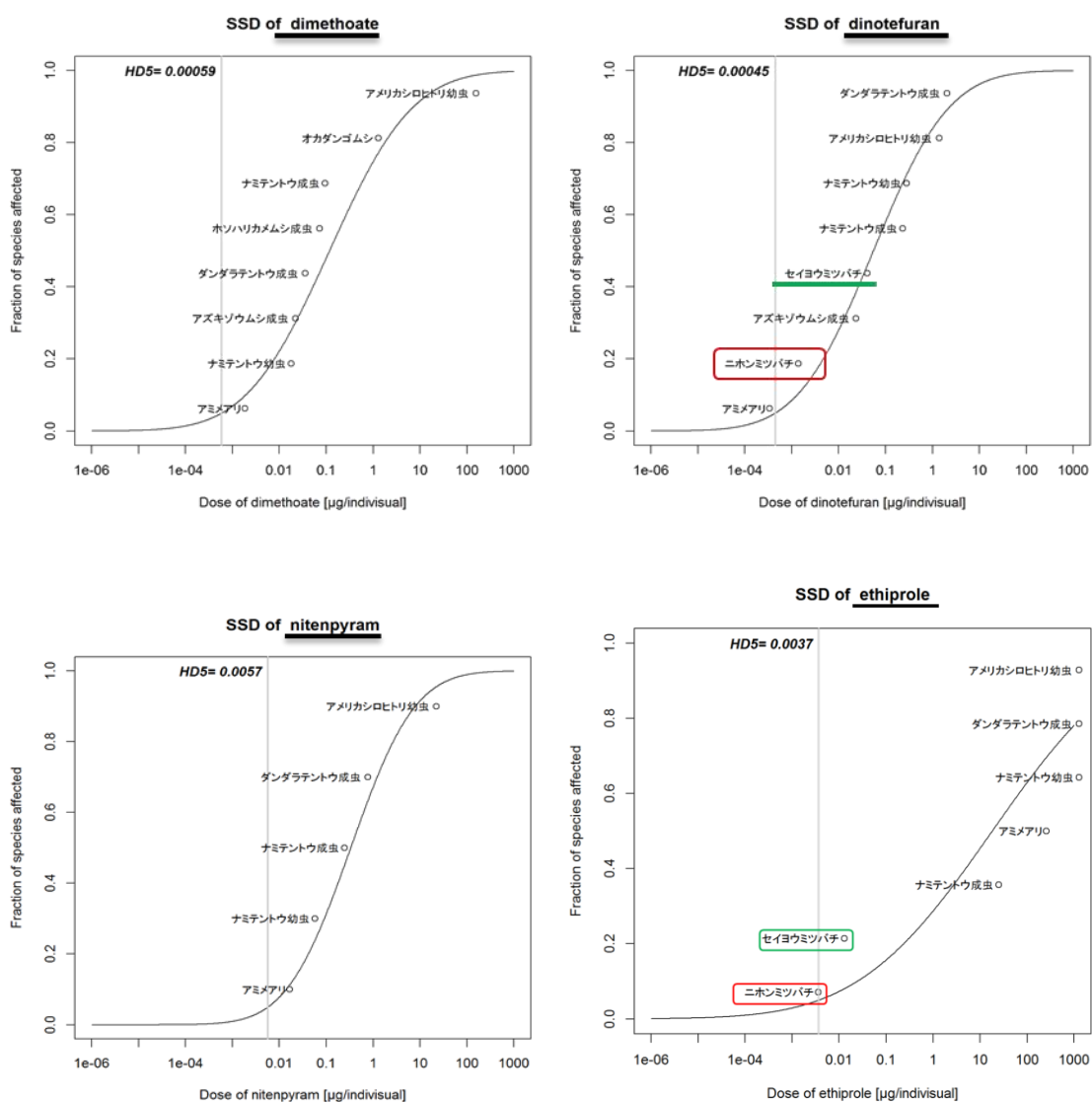


図 8 各薬剤における種の感受性分布 (SSD)

出典：「ネオニコチノイド農薬による陸域昆虫類に対する影響評価研究」より得られたデータ

(イ) マルハナバチへの急性接触及び経口毒性試験

【研究の目的及び概要】

ネオニコチノイド系農薬等のマルハナバチに対する生態リスク評価を行うため、マルハナバチのワーカー個体による室内急性毒性試験として接触毒性試験及び経口毒性試験を実施し LD<sub>50</sub> を算出し、セイヨウミツバチとの感受性の違いを調査した<sup>1</sup>。

<sup>1</sup> 詳しい試験方法は、「ネオニコチノイド農薬による陸域昆虫類に対する影響評価研究」を参照

【研究結果】

マルハナバチへのイミダクロプリド、クロチアニジン、チアメトキサム、フィプロニルの急性の接触毒性、経口毒性は、セイヨウミツバチと同程度であり、また、時間の経過とともに毒性の発現が強くなった。

【評価】

マルハナバチに対するイミダクロプリド、クロチアニジン、チアメトキサム、フィプロニルの急性の接触毒性及び経口毒性はセイヨウミツバチと同程度と考えられる。

表 7 マルハナバチの急性接触・経口毒性試験による LD<sub>50</sub>

接触試験LD <sub>50</sub>			経口試験LD <sub>50</sub>		
	トラマル	クロマル		トラマル	クロマル
イミダクロプリド (0.081)	0.296 0.0973	0.159 0.140	イミダクロプリド (0.037)	140 0.469	3.90 0.493
クロチアニジン (0.04426)	0.0344 0.0287	(0.282) (0.282)	クロチアニジン (0.00379)	0.00336 0.00305	0.00738 0.00738
チアメトキサム (0.024)	0.0756 0.0719	0.166 0.136	チアメトキサム (0.005)	0.00512 0.00512	0.0224 0.0224
フィプロニル (0.00593)	0.0171 0.00946	— (0.152)	フィプロニル (0.00417)	0.00812 0.00521	0.0125 0.00740

上段: 48h  
下段: 72h

(注) 薬剤名の下括弧の数値はセイヨウミツバチ48hLD<sub>50</sub>の値  
単位は全てμg/bee

出典: 「ネオニコチノイド農薬による陸域昆虫類に対する影響評価研究」より得られたデータ

(ウ) クロマルハナバチのコロニーを用いたハウス内繁殖影響試験

【研究の目的及び概要】

イミダクロプリドのマルハナバチのコロニーへの影響を調べるため、クロマルハナバチ市販コロニーを用い、ハウス内で餌の花粉（ベイト花粉）の摂取を通じたコロニーレベルでの繁殖影響試験<sup>1</sup>を行った。

【研究結果】

1年目の試験では、ベイト花粉中のイミダクロプリドの濃度が200ppbで1ヶ月間の花粉消費量が半減し（対象区 56.3g → イミダクロプリド処理区 28.3g）、1ヶ月後の巣内構造は卵数がゼロとなり、新女王及びオスが生産されなかった。20ppbでは、死亡幼虫が有意に増加した。

また、2年目の試験でも、ハチの活動期に実施した試験では、200ppbのイミダクロプリド処理区では、無処理区と個体数に差はないが、1年目と同様に、オス及び

<sup>1</sup> 詳しい試験方法は、「ネオニコチノイド農薬による陸域昆虫類に対する影響評価研究」を参照



新女王の出現がなく、20ppb ではオスの出現がなかった。また、200ppb では、生存総個体数が少なく、生存幼虫数が少なかったのに対し、20ppb では生存総個体数、生存幼虫数に差は認められなかった。

【評価】

クロマルハナバチは、巣に持ち帰る花粉中のイミダクロプリドが環境中濃度※の20ppb（暴露期間中の農薬原体持ち帰り量  $0.69 \mu\text{g}$ （1ヶ月間）、 $1.45 \mu\text{g}$ （40日間））で巣内構造に変化が見られることから、この濃度では次世代の生産に影響する可能性がある。

※海外文献による環境中での高濃度の事例を考慮して設定

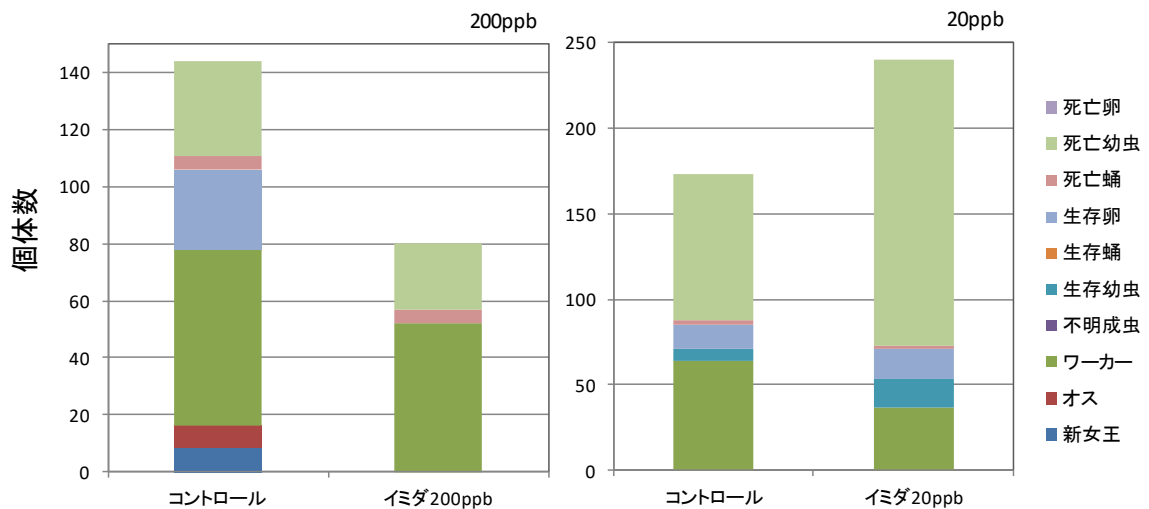


図9 イミダクロプリドのハウス内コロニーレベル繁殖影響試験における1ヶ月後のクロマルハナバチの巣内構造（1年目）

出典：「ネオニコチノイド農薬による陸域昆虫類に対する影響評価研究」より得られたデータ

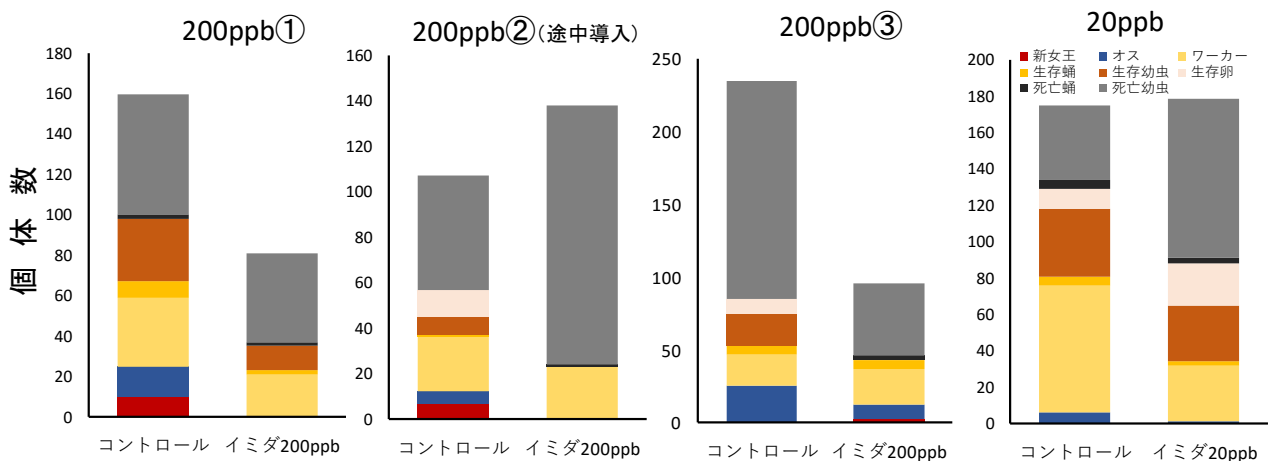


図10 イミダクロプリドのハウス内コロニーレベル繁殖影響試験における40日後のクロマルハナバチの巣内構造（2年目）

出典：「ネオニコチノイド農薬による陸域昆虫類に対する影響評価研究」より得られたデータ

## (エ) ニホンミツバチの個体レベルの急性接触毒性試験

### 【研究の目的及び概要】

浸透移行性殺虫剤の野生ニホンミツバチに対する影響と有機リン剤等の従来薬剤との影響の違いを明らかにするため、野生ニホンミツバチのワーカー個体による室内急性毒性試験として接触毒性試験を実施し、感受性の違いを調査した<sup>1</sup>。

### 【研究結果】

試験に用いた農薬の LD<sub>50</sub> は、ニホンミツバチの方がセイヨウミツバチよりも低い傾向を示した。

対象農薬のニホンミツバチに対する LD<sub>50</sub> の最大と最小は、いずれもネオニコチノイド系薬剤から得られた。

### 【評価】

農薬の急性接触毒性において、ニホンミツバチの毒性値（48 時間 LD<sub>50</sub>）は、文献データから得られるセイヨウミツバチの毒性値と比較すると 2.6～29 倍程度の差があり、ニホンミツバチの感受性はセイヨウミツバチと比べて高い傾向にある。また、ニホンミツバチの感受性は、ネオニコチノイド系農薬の種類によって大きく異なる。

表 8 ニホンミツバチとセイヨウミツバチに対する各種農薬の LD<sub>50</sub> (48 時間)

Class	Chemicals	Slope ± SE	Intercept ± SE	LD <sub>50</sub> (µg/bee)		Goodness of fit test			LD <sub>50</sub> <sup>c</sup> (µg/bee)
				Estimate	95% CI	df	Likelihood ratio $\chi^2$	P	
Neonicotinoid	Acetamiprid	0.942 ± 0.247	0.523 ± 0.256	0.278	0.060–1.041	19	59.24	<0.001	8.09
	Imidacloprid	2.09 ± 0.47	5.098 ± 1.23	0.0036	0.0018–0.0077	15	11.31	0.73	0.06
	Clothianidin	8.00 ± 1.97	19.71 ± 4.85	0.0034	0.0029–0.005	13	8.43	0.81	0.042
	Dinotefuran	0.91 ± 0.30	2.60 ± 0.86	0.0014	0.0001–0.001	17	83.53	<0.001	0.041
	Thiamethoxam	3.47 ± 0.66	9.08 ± 1.68	0.0024	0.0018–0.0031	17	25.45	0.085	0.035
Phenylpyrazole	Fipronil	3.96 ± 0.94	10.31 ± 2.45	0.0025	0.0017–0.0036	18	30.95	0.029	0.0065
Organophosphorus	Diazinon <sup>a</sup>	23.93 ± 3828.0	39.5 ± 6503.7	0.022	–	20	27.43	0.12	0.37
	Fenitrothion	2.52 ± 0.80	2.92 ± 0.85	0.069	0.03–0.10	23	37.16	0.03	0.26
Anthranilic diamide	Chlorantraniliprole <sup>b</sup>	2.66 ± 0.82	4.67 ± 1.41	0.018	0.007–0.03	16	36.3	0.003	–
Synthetic pyrethroid	Ethofenprox	1.09 ± 17.2	2.52 ± 13.34	0.0048	–	20	45.46	<0.001	0.015
Carbamate	Carbaryl <sup>d</sup>	22.6 ± 9160.8	31.1 ± 12337	0.042	–	9	20.6	0.015	0.63

The 95% confidence interval was not calculated for diazinon, ethofenprox, and carbaryl treatment, because the index of significance for potency estimation exceeded 0.5.

<sup>a</sup> The model is uncertain, as SE of slope is too large.

<sup>b</sup> Finney Equivalent was used to calculate the CI.

<sup>c</sup> LD<sub>50</sub> values of *A. mellifera* were obtained from the ECOTOX (<http://cfpub.epa.gov/ecotox/>) and AgriTox databases (<http://www.agritox.anses.fr/index.php>, accessed 10 December 2015).

出典: Yasuda M, Sakamoto Y, Goka K, Nagamitsu T, Taki H, (2017) Insecticide susceptibility in Asian honey bees *Apis cerana* and implications for wild honey bees in Asia. *Journal of Economic Entomology*, 110:447–452.

<sup>1</sup> 詳しい試験方法は、「ネオニコチノイド農薬による陸域昆虫類に対する影響評価研究」を参照

## (オ) ニホンミツバチのコロニーに対する暴露試験

### 【研究の目的及び概要】

実環境での浸透移行性殺虫剤の野生ニホンミツバチのコロニーへの低濃度暴露の影響評価を行うため、野生ニホンミツバチのコロニーを用い、飼育環境下における人工飼料の摂食を通じたコロニーに対する低濃度暴露試験を実施した。

### 【研究結果】

現実の農薬散布による花粉からの残留農薬の摂食を想定したニホンミツバチのコロニー試験では、ネオニコチノイド系のジノテフラン（301.8ng/g）区、非ネオニコチノイド系のエトフェプロックス（25.4ng/g）区は、無処理区と比較してコロニーの生存率等に明確な差は見られなかった。

### 【評価】

ニホンミツバチのコロニーにおいて、水田で使用される代表的な農薬であるジノテフラン、エトフェプロックスを環境中濃度\*で混合した飼料を与えても、それらの農薬を混合しなかった場合と比較して、有意な影響は認められなかった。

※我が国においてセイヨウミツバチが巣に持ち帰る花粉中濃度の調査で得られた最大の濃度

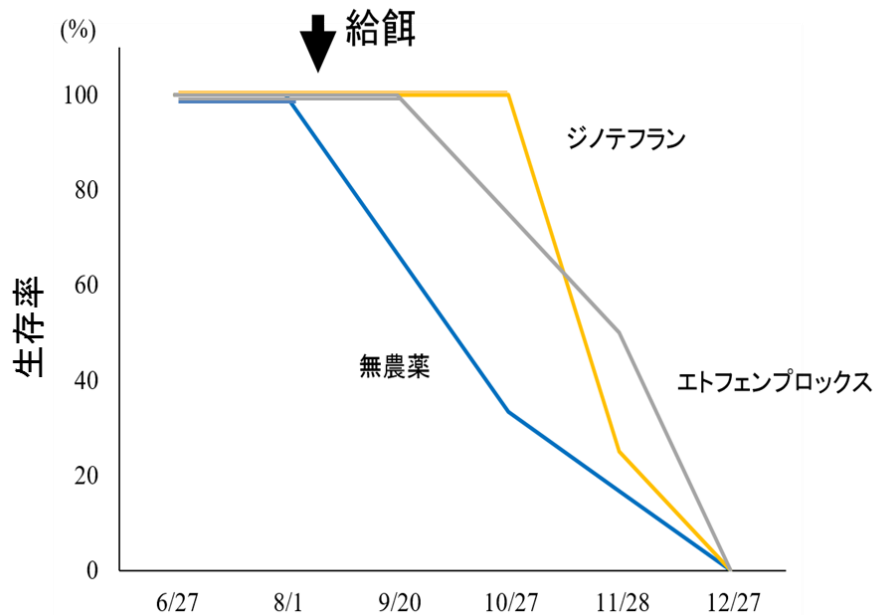


図 11 ニホンミツバチのコロニーにおける巣生存率の経時変化

出典：「ネオニコチノイド農薬による陸域昆虫類に対する影響評価研究」より得られたデータ

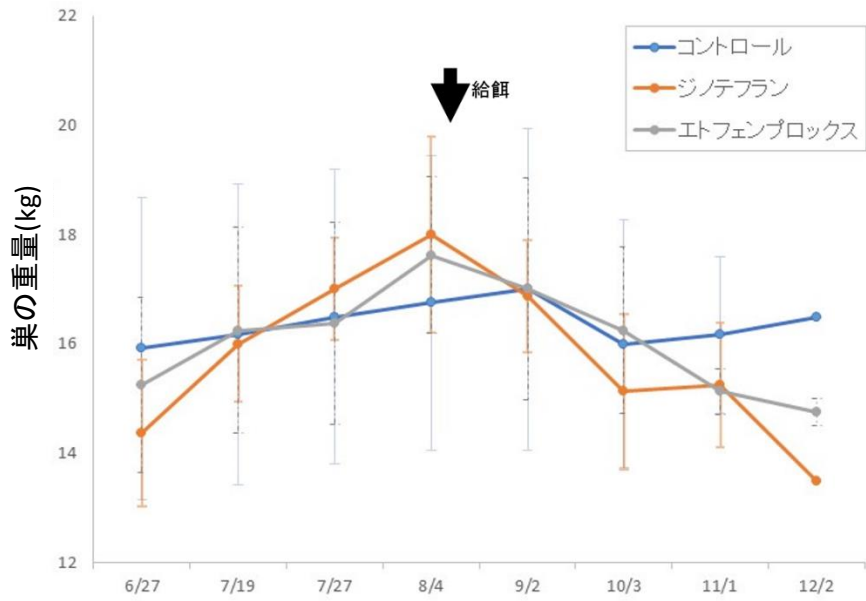


図 12 ニホンミツバチのコロニーにおける巣重量の経時変化

出典：「ネオニコチノイド農薬による陸域昆虫類に対する影響評価研究」より得られたデータ

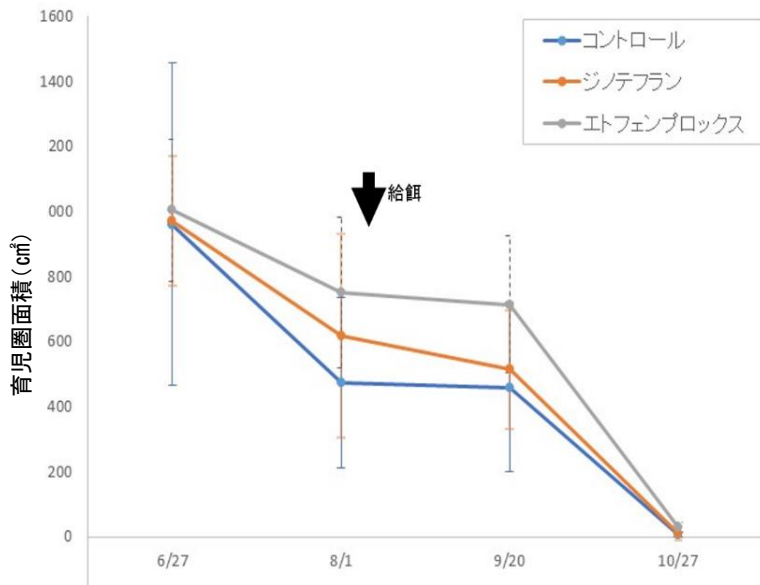


図 13 ニホンミツバチのコロニーにおける育児圏面積の経時変化

出典：「ネオニコチノイド農薬による陸域昆虫類に対する影響評価研究」より得られたデータ

### 3 我が国におけるネオニコチノイド系農薬等のトンボ類及び野生ハナバチ類に対する影響の総合評価

1、2及び参考資料に示した環境省事業によるこれまでの研究結果、国内外の知見、海外での評価状況等を踏まえ、現時点の我が国におけるネオニコチノイド系農薬等のトンボ類及び野生ハナバチ類に対する影響について科学的な総合評価を行い、以下のとおり取りまとめた。

#### (1) トンボ類に対する影響の総合評価

- ① 我が国では、ネオニコチノイド系農薬等が使用されはじめた1990年代から一部のトンボ類の顕著な減少傾向を示すデータがあるため、ネオニコチノイド系農薬等の使用がトンボ類の減少要因である可能性が指摘されているが、水田の落水やほ場整備等の環境の変化が主要因である可能性もあることから、ネオニコチノイド系農薬等の使用が減少要因であるかどうかは明らかではない。
- ② ネオニコチノイド系農薬のトンボ類への急性影響については、幼虫（ヤゴ）の急性遊泳障害試験により、ネオニコチノイド系に比べ、エトフェンプロックスとシラフルオフェン（ピレスロイド系）、フィプロニル（フェニルピラゾール系）、フェニトロチオン（有機リン系）で高い毒性を示すことが明らかとなった。他方、農薬に対する感受性は、トンボの幼虫に比べ、標準的な試験方法が確立されているユスリカの幼虫の方が高い傾向にあることが明らかとなった。
- ③ 実験用の模擬水田内で3年間連続施用した場合に、トンボ類の生息に著しい影響を及ぼすことを示す農薬（フィプロニル）があるという知見が得られた。他方、実環境中における水田周辺の水中及び底質中の残留農薬に関する調査結果では、ネオニコチノイド系農薬等がトンボ類の生息に影響を及ぼし得ることを示す明確な知見は得られていない。
- ④ 農薬によっては、低濃度であっても長く底質に留まるものもあることから、底質での生育が長いトンボの幼虫に対する農薬の影響を見るには、慢性的な長期暴露による影響評価の検討も必要である。

#### (2) 野生ハナバチ類に対する影響の総合評価

- ① 欧米等では、対象作物や使用方法によっては、一部のネオニコチノイド系農薬等でミツバチやマルハナバチに対し、高いリスクを示すとされたものがある。  
しかしながら、これまでの知見では、我が国で環境中における農薬の野生ハナバチ類への影響は確認されていない。また、野生ハナバチ類に対する農薬の暴露量の把握が十分ではないため、現時点では、農薬の野生ハナバチ類に対するリスク評価を行うことはできなかった。
- ② 個体への影響については、マルハナバチとセイヨウミツバチとを比較すると、イミダクロプリド、クロチアニジン、チアメトキサム及びフィプロニルによる急性の接触毒性及び経口毒性は同程度と考えられる。

- ③ ニホンミツバチとセイヨウミツバチを比較すると、ネオニコチノイド系農薬等の急性接触毒性はニホンミツバチの方が高い傾向にある。ただし、感受性はネオニコチノイド系農薬の種類により大きく異なる。急性経口毒性については、ニホンミツバチに対する知見がないため、比較を行うことはできなかった。
- ④ コロニーレベルでの繁殖への影響については、環境中の農作物の花粉中に残留しうる濃度のイミダクロプリドにより、クロマルハナバチのコロニー内構造に変化が見られ、次世代の生産に影響する可能性が示唆された。今後、野生ハナバチ類への影響を評価するには、個体への影響のほか、コロニーへの影響を調べることも重要であり、環境中においてどれだけの量の農薬に野生ハナバチ類のコロニーが暴露されるかの知見の集積が必要である。

#### 4 我が国において今後必要と考えられる施策

3で行った総合評価の結果を踏まえ、今後、我が国の環境中における農薬のトンボ類及び野生ハナバチ類に対する影響に対応するためには、以下の施策に取り組む必要があると考えられる。

##### (1) トンボ類に関する施策

- 水田周辺の環境中における農薬のトンボ類に対する影響について、引き続き知見の集積を進める。
- 現行の農薬登録制度の下での水産動植物の急性影響評価において、トンボの幼虫に対するこれまでの毒性データに基づき、トンボの幼虫よりも感受性の高い傾向にあるユスリカの幼虫を導入し、農薬登録保留基準値の設定及び改正を行っていることは、トンボ類の保全にも資することから、引き続きユスリカ幼虫試験により適切な基準値の設定に取り組む。
- 特定の農薬の使用量が多い地域の流域では水田周辺の環境中濃度が高まり、トンボの幼虫に対し急性影響を及ぼす可能性があるため、地域で使用する農薬の種類及び使用時期が集中しないよう注意・指導を進める。
- 農薬によっては、低濃度であっても長く底質に残留するものもあることから、底質での生育が長い生物に対する農薬の影響を見るための慢性的な長期暴露による影響評価の検討を進める。

##### (2) 野生ハナバチ類に関する施策

- ニホンミツバチの急性経口毒性試験に取り組み、花粉等に残留した農薬の影響を明らかにするとともに、これまでに世界で広く飼養され、比較的知見の集積が進んでいるセイヨウミツバチと比較できるよう、さらなる知見の集積を進める。
- ニホンミツバチ及びマルハナバチに対する農薬の暴露実態を解明するため、農薬の花粉等への残留量、個体への付着量、コロニー内への蓄積量等を調査し、農薬の種類毎の暴露量の算出手法の開発に取り組む。
- 野生ハナバチ類に対するリスク評価手法について、農林水産省が実施するセイヨウミツバチに対するリスク評価との関係を整理し、国際標準との調和にも留意しつつ検討を進める。

##### (3) その他生物多様性保全に関する施策

- 里地里山や田園地域は、持続的な農林業の営みを通じて、多様な動植物が生息・生育する生物多様性が豊かな空間として存在するが、農薬・肥料の不適切な使用や、経済性や効率性のみを重視した工法による事業を実施した場合には、生物多様性への影響が懸念されるほか、耕作放棄地の増加などアンダーユースにより、里地里山の古くから身近に見られた生物が減少していることが、生物多様性の劣化として問題視されている。「生物多様性国家戦略 2012-2020」では、安全で良質な食料の供給はもと

より、健全な生物多様性を擁する自然環境を国民に提供できるよう、生物多様性の保全をより重視した農業生産及び里地里山の整備・保全を推進することを基本戦略の一つとしている。この基本戦略の推進に資するよう、ほ場の外の環境への影響のみならず、ほ場内における生物多様性の保全にも配慮した生産管理技術の構築を目指し、より生態リスクの低い農薬の選定や使用方法等、農薬についても生態リスク管理手法の検討に取り組む。

- トンボ類の生息における水田の位置付けは、湖沼等の代替湿地としてライフサイクルを完結するための重要な生息環境となってきた。水田に依存したトンボ類の保全を図るため、ビオトープ等の保全エリアの構築や水田における農薬の使用手法の検討などについて、地域住民と生産者の合意の下で取組を進める。
- 野生ハナバチ類の保全には、餌となる植物資源の多様性保全が不可欠な要素であることから、農薬使用のない耕作放棄地などを有効利用した蜜源の創出等による地域における柔軟な土地利用の取組や、水田や畑の周辺に自生する顕花植物の開花期に農薬が飛散・浸透することを低減するための使用手法の開発を進める。



## おわりに

本報告書は、我が国におけるネオニコチノイド系農薬等のトンボ類及び野生ハナバチ類に与える影響について、環境省のこれまでの調査研究結果とともに、国内外の文献等の科学的知見を基に総合的に評価を行い、今後必要と考えられる施策について検討することを目的として、農薬及びその環境への影響等に関する専門家で構成する「農薬の昆虫類への影響に関する検討会」において6回にわたり検討し、取りまとめたものである。

欧米では、ミツバチの減少が問題となり、その原因の一つとしてネオニコチノイド系農薬の使用が考えられ、これまでの試験データとリスク評価によりミツバチに対するリスクが高いとされた農薬については暫定的な規制措置が講じられている。

我が国においても、トンボ類やミツバチの減少に関する情報があり、本検討会でも農薬がトンボ類や野生ハナバチ類に影響を与えることを示唆するいくつかの知見は得られたものの、ネオニコチノイド系農薬等の使用が我が国の環境中でのトンボ類や野生ハナバチ類の生息に影響を及ぼしているかどうかについては、我が国での農薬の使用方法が欧米と異なること、農薬以外にもこれらの生息に影響を与える要因があること、野生ハナバチ類に対する農薬の暴露量の把握が十分ではないことなども考慮して総合的に見ると、これまでの科学的知見からは明らかではないとの結論に至った。

従来の農薬に比べ人畜や魚類等への影響が小さいとされるネオニコチノイド系農薬等ではあるが、トンボ類や野生ハナバチ類といった非標的生物への影響についての懸念があることから、引き続き知見の集積を進めつつ、農薬の使用によるこれら生物への影響が軽減されるようその使用方法に配慮するとともに、より影響の小さい農薬の開発、普及が望まれるところである。

また、陸域等の非標的生物への影響が懸念される中で、我が国の農薬登録制度における生態影響に係るリスク評価の仕組みが、水産動植物以外への影響を考慮するようになっていないことから、早急に技術的、制度的な整備を進めていくことも必要である。

今回の検討は、ほ場で使用される農薬が環境中に飛散、流出することによるトンボ類や野生ハナバチ類への影響を評価したものであるが、今後必要と考えられる施策の中では、「生物多様性国家戦略 2012-2020」を踏まえ、地域の取組として生物の保全エリアの構築やほ場内での生物多様性の保全に配慮した農薬の使用等に係る検討にも言及した。

我が国の水田や畑の中は多様な生物を育む場としての機能も有していることから、例えば、基幹的に同じ農薬を毎年広く使用するのではなく、害虫の発生状況に応じたきめ細かな農薬の使用、あるいは非標的生物への影響が少ない農薬の選定等の取組事例もある。このような地域の創意工夫と新たな知識や技術を活かした取組を拡大することにより、安全な食料の生産、持続的な農業の発展、農村の活性化と併せて、より豊かな生物多様性が確保されることを期待したい。

