ネオニコチノイド系農薬の環境リスク：

2013年以降明らかになった証拠のレビュー

2017年6月

GREENPEACE

手のひらいっぱいの死んだハチ（ドイツ）

© Fred Dott / Greenpeace

目次

まえがき 5

要旨 7

ハチに対するリスク 7

環境の健全性に対するより広範なリスク 8

1. 序論ならびに現状 11

2. ネオニコチノイド系農薬への曝露についての証拠 13

2.1 農作物に直接施用されたネオニコチノイド系農薬から非標的生物が受ける曝露のリスク 13

2.2 より広範な環境に残留するネオニコチノイド系農薬から非標的生物が受ける曝露のリスク 19

3. ネオニコチノイド系農薬の動物の健康への影響についての証拠 41

3.1 マルハナバチおよび単独性ハチのネオニコチノイド系農薬に対する感受性 41

3.2 チョウおよびガのネオニコチノイド系農薬に対する感受性 52

3.3 他の陸生無脊椎動物のネオニコチノイド系農薬に対する感受性 56

3.4 水生無脊椎動物のネオニコチノイド系農薬に対する感受性 59

3.5 鳥類およびコウモリ類のネオニコチノイド系農薬に対する感受性 62

3.6 ネオニコチノイド系農薬と他の農薬との相乗作用 67

4. おわりに 72

4.1 科学的理解の進展および2013年の知識ベースとの比較 72

4.2 現在不足している知見と将来の研究 74

4.3 総括 74

参考文献 76

© Susan H Smith / iStockphoto

まえがき

ミツバチや野生のハチ、その他の昆虫などの花粉媒介者は、食料・農業生産において極めて重要な役割を担う。世界の市場で取引される農作物の4分の3は、こうした生物に一定程度依存している[1]。しかし必要不可欠なこれらの昆虫は、いま深刻な危機にひんしている。例えば、野生のマルハナバチ属の中には、大幅に減少して地域または地球上から絶滅したものもある。ほかの花粉媒介者に関して入手可能なデータも、同様の気がかりな状況を示している。

これらの減少は、工業型の農業システムの欠陥を示唆している。数多くの科学情報が示すように、工業型農業は、生物多様性の損失を押し進め、生き物たちが餌を集める生息地を破壊し、雑草や有害生物を駆除するために毒性化学物質に頼ることによって、農業にとってかけがえのない花粉媒介昆虫の未来を脅かしている。

花粉媒介者は日常的に、殺虫剤、除草剤、殺菌剤などの毒性化学物質にさらされている。こうした曝露の影響の全容はまだはっきりとは分かっていない。しかし科学的証拠によって、ある種の殺虫剤が特に、花粉媒介者の健康に直接的な悪影響を与え、それが個々の生物ならびにコロニー（群れ）全体に影響を及ぼすことが示されている。こうした殺虫剤には、いわゆる「ネオニコチノイド系農薬」が数種類とその他の殺虫剤が含まれる[2]。

ネオニコチノイド系殺虫剤は1990年代半ばに、それ以前のもっと有害な物質よりも“安全な”代替品として導入された。主に種子粉衣（コーティング）剤として使用が急速に拡大し、世界で最も広く用いられるタイプの殺虫剤になった。しかし2000年代半ば以降、ネオニコチノイド系農薬が非標的生物に対して、中でも特にミツバチとマルハナバチに対して害を与える可能性があるという懸念が科学者らにより指摘されるようになってきた。

増え続ける一連の科学的証拠に応え、欧州連合（EU）は2013年に、3種類のネオニコチノイド系殺虫剤（イミダクロプリド、クロチアニジン、チアメトキサム）と、もう1種の殺虫剤フィプロニルの一部禁止を採択した。ハチに害をもたらす恐れがあると欧州食品安全機関（EFSA）が確認したいくつもの使用法を、EUが制限したのである。しかしEFSAは、特定の使用法とミツバチ以外の花粉媒介者への影響を評価するには、科学的データが不足していることも認めた[3]。

それ以来、科学界は、社会および政策立案者たちの関心に後押しされ、花粉媒介者の危機を引き起こす特定の農薬の影響などの要因について、さらに高い関心を示すようになった。

グリーンピースは、ネオニコチノイド系殺虫剤の花粉媒介者ならびにより広範な環境に及ぼす影響を調べる科学研究について、2013年以降に論文発表されたものすべてを対象とする大規模なレビューを、この分野の代表的な科学機関の一つである英国サセックス大学に委託した。

このレビューにより、2013年にEFSAが特定したリスクが確認され、さらに花粉媒介者に対するそれ以外のリスクも明らかになりつつあることが示された。新しい研究が特に示すのは、ネオニコチノイド系農薬で処理された作物からだけでなく、「処理」されていないが「汚染」された野生植物からもハチに対する害が生じていることである。最近のデータは、ネオニコチノイド系農薬が環境のいたるところに存在するようになり、水や土壌、自然の植生を汚染していることを物語っている。ネオニコチノイド系農薬が、チョウ類、甲虫類、水生昆虫類など、ハチ以外の多くの野生生物種にとっても重大なリスクをもたらし、食物連鎖の上位への波及的影響も生じ得ることを示す証拠がある。

1. EASAC, 2015, Ecosystem services, agriculture and neonicotinoids. 2. Greenpeace, 2013, Bees in decline.
3. EFSA, 2013, Conclusions on the pesticide risk assessment for bees for the active substances imidacloprid, clothianidin and thiamethoxam. 4. EFSA, 2015, Conclusions on uses other than seed treatments and granules of imidacloprid, clothianidin and thiamethoxam; EFSA, 2016, Conclusions on imidacloprid and clothianidin in the light of confirmatory data submitted.

これらの知見は、ハチに対するリスクに関する先の研究結果を同様に確認するとともに、さらなるリスクを説明したEFSAの最近の結論とも重なるものである[4]。

これらの知見に基づけば、こうした化学物質の使用を続けるのは無責任だといえよう。すでに一部禁止の対象となっている3種類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）は完全に禁止されるべきである。すべての農薬は、使用を許可する規制上の決定が下される前に、ハチへの影響について慎重に審査されるべきである。

有害な化学物質の代わりとして、“安全”と思われていたネオニコチノイド系農薬を使用することは、害虫駆除の持続可能な解決策ではないと認める時が来ている。まず害虫の発生を防ぎ、いったん発生したら害虫から作物を守るための、生態系と共存できる手法の開発と適用に向けて取り組みを強化する必要がある。

化学農薬も合成肥料も使わずに高い生物多様性を維持する生態系農業は、雑草や病害、害虫を抑制する力を強め、生態系の全体的な回復力を高めることが示されてきた[5]。生態系農業へシフトすることは、共通の利益のために花粉媒介者を保護し、これらの生物の貴重な機能を守る唯一の手段である。

マルコ・コンティエロ
（Marco Contiero）
フランツィスカ・アクターバーグ
（Franziska Achterberg）

© Axel Kirchhof / Greenpeace

5. Greenpeace, 2015, Ecological farming. The seven principles of a food system that has people at its heart.

要旨

科学的レビューの実施者：

著者：サセックス大学　トーマス・ウッド（Thomas Wood）、
デイブ・ゴールソン（Dave Goulson）

ネオニコチノイド系農薬が初めて導入されたのは1990年代半ばであり、以来その使用は急速に拡大し、世界で最も広く用いられるタイプの殺虫剤になった。その多くは種子粉衣剤として使用されている。ネオニコチノイド系農薬は水溶性が高いため、種子に少量塗布したものが土壌中の水に接触すると溶解して、成長する植物の根から吸収される。いったん植物の体内に入ると植物全体にわたって浸透し、維管束組織と葉に存在するようになり、植物を草食性昆虫から保護する。このネオニコチノイド系農薬の予防的な使用は、先進国諸国のほとんどの地域で、さまざまな栽培作物に対して極めて広く普及している。

しかし、ネオニコチノイドの有効成分のうち作物が吸収するのは約5％に過ぎず、ほとんどは吸収されずにより広範な環境に分散する。2000年代半ば以降、ネオニコチノイド系農薬が非標的生物に悪影響を与えている可能性があるという懸念を、多くの研究が指摘してきた。特に、ネオニコチノイド系農薬はミツバチの集団的な中毒の発生と関連があり、これを摂取した場合にミツバチとマルハナバチの健康状態に深刻な悪影響を及ぼすことが示された。こうした増え続ける一連の証拠に応えるために、EFSAは、クロチアニジン、イミダクロプリドおよびチアメトキサムの使用とそれらのハチへの影響についてリスク評価を委託された。2013年1月に公表されたEFSAのリスク報告は、ある特定の顕花作物（花をつける作物）におけるこれらの化合物の使用がハチに高いリスクを与えると結論付けた。これらの知見に基づいて、欧州連合はこうした物質の一部使用禁止を2013年5月に採択し、この規制は2013年12月1日に発効した。

本レビューの目的は、ネオニコチノイド系農薬の非標的生物への影響を調べた科学的証拠について、2013年以降に論文発表されたものを収集・要約してまとめ、情報に基づく意思決定に役立てることである。ネオニコチノイド系農薬の野生生物に与える非意図的な影響が国際的に憂慮されているため、この問題はここ3年の間、大きな科学的注目を集めてきた。規制が設けられた理由が、ネオニコチノイド系農薬のハチに対するリスクであったため、当然ながら最近の研究の大部分はこの分類群に焦点が置かれている。

ハチに対するリスク

概括すると、EFSAのリスク評価は、ハチがさまざまな経路で受けるネオニコチノイド系農薬による曝露のリスク、ならびにネオニコチノイド曝露による直接の致死的および亜致死的な影響を扱ったものである。こうした領域のすべてにおいて新たな科学的証拠があり、EFSA報告書と比較した2013年以降の科学的証拠の変化について見解を述べることができる。このプロセスは、EFSAが行ったような、ネオニコチノイド系農薬が引き起こすリスクについての正式な評価を意図するものではない。代わりに、新たな証拠が、ハチが受けているであろうリスクに対する私たちの理解をどのように変えたか、すなわち、2013年に認識されたよりもリスクが低いのか、同程度なのか、高いのかを総括することである。EFSAによる2013年のリスク評価のベースラインを参照すると、各検討分野での進展とそれに伴う当初の評価への影響は、以下のようにまとめることができる。

- 処理された顕花作物の花粉および花蜜による曝露のリスク。EFSA報告書では、種子粉衣としてネオニコチノイド系農薬で処理された顕花作物からの典型的な曝露を計算した。現在、この領域ではかなり多くのデータを入手することができ、新たな研究は概して、算出された曝露値を支持している。EFSAの2013年報告と比べて、顕花作物がハチにもたらす「リスクに変化はない（**Risk Unchanged**）」。
- 花をつけない作物（隠花作物）および開花前の栽培段階でのリスク。花をつけない作物はハチにリスクをもたらさないと考えられていた。花をつけ

ないこれらの作物がハチに直接的なリスクをもたらすことを示す新たな研究はなかった。引き続きこれらの「リスクに変化はない」。

- 農地に処理種子をまくことと、その後の粉塵飛散による曝露のリスク。播種技術の改良にもかかわらず、入手可能な研究は、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曝露の原因であると示唆している。従って、「リスクに変化はない」と考えるのが最も適当である。

- 作物以外の植物のネオニコチノイド系農薬による曝露およびその摂取のリスク。データの不足が確認されていたものの、非標的植物によるネオニコチノイド系農薬の摂取は無視できるであろうと考えられていた。その後、野生植物が広範囲にネオニコチノイド系農薬に曝露していることと、同農薬が花粉、花蜜および葉に存在することを示す多くの研究が発表された。ネオニコチノイド処理された作物から花粉を集めるハチが通常、最も高いネオニコチノイド濃度に曝露すると考え得るが、野生植物から集められる花粉や花蜜にも少なからぬ量のネオニコチノイド系農薬が存在しており、この曝露源は、農作物の開花期よりもはるかに長期にわたる可能性がある。意図的散布の対象以外の植物による曝露は明らかに「より大きなリスク（Greater Risk）」を示している。

- 後作物による曝露のリスク。この問題についてはデータ不足が確認されていた。これについて明確に調査した研究はほとんどないが、ネオニコチノイド系農薬は何年にもわたり土壌中に残留する可能性があることが現在では分かっており、判明している直近の施用から何年も経過した後に作物から検出される場合もあることから、この領域に一定のリスクがあることは確かである。だが、データがほとんど存在しないため、現時点では「リスクに変化はない」とみなされる。

- ネオニコチノイド系農薬の成虫のハチに対する直接的な致死性。ミツバチへの毒性に関する複数の新たな研究が、EFSAの計算値を裏付けている。野生種のハチに対するネオニコチノイドの毒性についてのデータが増えており、メタ分析も概ね同様の結果を示している。個別の種についての言及は重要だが、ネオニコチノイドの致死性については概ね「リスクに変化はない」と考えるべきである。

- ネオニコチノイド系農薬の野生のハチへの亜致死的影響。この影響を評価するための承認された試験法がないため、EFSAによる亜致死的影響の考察には限界があった。データ不足が確認されていた。ネオニコチノイド処理された顕花作物への曝露は、野外条件下で自由に飛行する野生のハチに著しい負の影響を及ぼすことが示されており、野外の現実的なネオニコチノイド濃度を用いた複数の実験室研究により、ハチの採餌能力と健康状態に負の影響が生じることが示され続けている。「より大きなリスク」。

このように、2013年以降に発表された研究は、ネオニコチノイド系農薬が野生のハチおよび管理されたハチに対し、2013年時点の状況に比べて「同程度」から「より大きい」リスクをもたらすことを示している。2013年に実施された当初のリスク評価が顕花作物へのネオニコチノイド系農薬使用の一部禁止を課すのに十分だったこと、また新たな証拠がハチへのリスクの証拠を確認もしくは強化していることを考えれば、現在の科学的証拠が暫定使用禁止措置（モラトリアム）の延長を支持すると結論付け、ほかの用途でのネオニコチノイド系農薬の使用にも一部禁止を広げることを検討すべきだと結論付けるのは論理的である。

環境の健全性に対するより広範なリスク

ハチに関する研究に加え、以前にEFSAが検討しなかった下記の領域においても科学的理解が進んだ。

- ネオニコチノイド系農薬で処理された花をつけない作物は、有益な捕食者の個体群の死亡率を上昇させることによって、非標的生物にリスクをもたらす可能性がある。

- ネオニコチノイド系農薬は数年間農業用土壌に残留し、慢性的な汚染をもたらし、場合によっては徐々に蓄積する可能性がある。

- ネオニコチノイド系農薬は、排水溝、水たまり、池、渓流、河川、一時的な湿地、雪解け水、地下水などのさまざまな水路や水処理施設の流出水で検出され続けている。

- 水生生物のネオニコチノイド系農薬に対する感受性のレビューによれば、多くの水生昆虫種は、規制当局の農薬使用評価で用いられる従来のモデル生物に比べ、これらの化合物に対する感受性が（毒性値として）数桁高い。

- ネオニコチノイド系農薬は、農地付近に生える作物以外の植物の花粉や花蜜、葉に存在することが分かっている。これは、一年生草本の雑草から多年生の木本植生にまで及ぶ。従って、農地の周辺部や生け垣に生息する草食性の非標的昆虫やハチ

Red mason bee (Osmia rufa) female in flight
© Kim Taylor / NPL

以外の花粉媒介者のネオニコチノイド系農薬への曝露が見込まれるだろう。とりわけ懸念されるのは、花粉媒介者の保全を明確に目的として掲げ、農地のすぐ隣に播種された植物がこれに含まれることである。

- 相関研究によれば、3カ国において、農業地域でのネオニコチノイドの使用と、チョウや、ハチおよび食虫性鳥類の個体群指標（population metorics）との間に負の相互関係が示唆された。

全体的に見て、このネオニコチノイド系農薬に関する最近の研究によって、こうした化合物がより広範な環境中をどのように移動し、残留するのかについて、人々の理解がより深くなり続けている。これらの水溶性化合物は、農作物に限らず、使用される農業環境の大部分に浸透し、場合によっては水路や、地中に吸収されずに地表を流れる流去水によって、さらに遠くまで達する。野外の現実的な条件での実験室実験や野外試験は、微量の残留ネオニコチノイド系農薬がさまざまな分類群に致死的・亜致死的影響の双方を及ぼし得ることを引き続き証明している。感受性は分類群によって、何桁にも及ぶ大きな違いがあり、十億分率（ppb）の量でも負の反応を示すものがある一方で、数千ppbでもそうした反応を示さないものもある。クロチアニジン、イミダクロプリド、チアメトキサムのハチへの影響に焦点を当てた2013年発表のこれらのリスク評価に比べ、新たな研究は特に、これらの物質がハチだけでなく多くの非標的生物に対して重大なリスクをもたらすことを明らかにしたという点で、モラトリアムを課すための論拠を固めるものである。ネオニコチノイド系農薬があらゆる種類の作物から、より広範な環境にどのように移動するのかについての科学的知識の向上を考慮すれば、花をつけない作物への使用や農業地域ではない場所での使用がもたらすリスクについての議論は急務である。

© Visuals Unlimited / NPL

01.

序論ならびに現状

ネオニコチノイド系農薬が初めて導入されたのは1990年代であり、以来その使用は急速に拡大し、世界で最も広く用いられるタイプの殺虫剤になった。この普及の拡大は主に2000年代の初頭以後に起きた（図1）。この利用が盛んになったのは、主として種子処理の方法に導入されたことによる。ネオニコチノイド系農薬は水溶性であるため、種子に少量塗布したものが水に接触すると溶解して、成長する植物の根から吸収される。いったん植物の体内に入ると植物全体にわたって浸透し、維管束組織と葉に存在するようになり、植物を食植性昆虫から保護する。このネオニコチノイド系農薬の予防的な使用は極めて広く普及しており、例えば2011年には、米国のトウモロコシ作付面積の79～100％で、ネオニコチノイドの種子粉衣処理が施された(Douglas and Tooker 2015)。

しかし、ネオニコチノイドの有効成分のうち作物が吸収するのは約5％に過ぎず、ほとんどは吸収されずにより広範な環境に分散する。近年、ネオニコチノイド系農薬が非標的生物に与え得る影響についての懸念が、数多くの研究者によって指摘されている。播種機で削られ、粉塵とともに放出されるネオニコチノイド系農薬は、ドイツとイタリアにおけるミツバチの集団的な中毒の発生と関係があったとされており (Pistorius et al. 2009; Bortolotti et al. 2009)、ネオニコチノイド系農薬は農用土壌中や (Bonmatin et al. 2005)、処理作物の花粉や花蜜の中からも見つかっている (Bonmatin et al. 2007)。2012年に論文発表され大きな注目を集めた2件の研究は、花粉および花蜜に含まれるネオニコチノイド系農薬への曝露が、ミツバチの飛行と死亡率に対して (Henry et al. 2012)、ならびにマルハナバチのコロニー形成および女王バチの生産に対して (Whitehorn et al. 2012)、重大な影響を及ぼし得ることを示すものだった。増え続ける一連の研究に応え、農薬の規制監督機関であるEFSAは、最も広く用いられている3種類のネオニコチノイド系農薬（クロチアニジン、イミダクロプリド、チアメトキサム）とそのハチに及ぼすリスクについて、リスク評価を行うよう委託された (EFSA 2013a; 2013b; 2013c)。入手可能な証拠を基に、EFSAは処理作物におけるネオニコチノイド系農薬の使用についてモラトリアムを勧告し、欧州委員会はこれを承認して2013年末に実施に移した。

このモラトリアムはまもなく終わる予定である。明記されたその目的の一つは、後の規制決定に情報を提供するために、ネオニコチノイド系農薬のハチへの影響についてさらに研究が進むのを可能にすることであった。2013年以降、ハチやその他のさまざまな非標的分類群へのネオニコチノイド系農薬の影響を検討する研究が数多く発表されてきた。ネオニコチノイド系農薬の非標的生物への影響に関する大規模なレビューも数多く発表されている。いくつか例を挙げれば、ネオニコチノイドに汚染された粉塵に関する Nuyttens et al. による論文 (2013)、ネオニコチノイド系農薬が花粉媒介者にもたらすリスクに関する Godfray et al. による論文 (2014; 2015)、ネオニコチノイド系農薬の環境中動態と曝露に関する Bonmatin et al. による論文 (2015)、ネオニコチノイド系農薬の非標的陸生生物への影響に関する Pisa et al. による論文 (2015) および Gibbons et al. による論文 (2015)、水生生態系のネオニコチノイド系農薬による汚染とその水生生物への影響に関する Morrissey et al. による論文 (2015) などがある。

本レビューの目的は、2013年以降に発表された、非標的野生生物へのネオニコチノイド系農薬の影響について扱った科学的証拠を検討し（従って飼育されているミツバチは除外する）、1カ所に集めて、情報に基づく意思決定に役立てることである。正式なリスク評価ではないが、特にEFSAのリスク評価で用いられた知識ベースとの比較、ならびにより一般的に2013年当時に知られていた知識ベースとの比較を行う。その結果は、農業環境での将来的なネオニコチノイド系農薬の使用について評価する際に、その使用の及ぼす、より広範な影響を考察する者にとって興味深いものだろう。

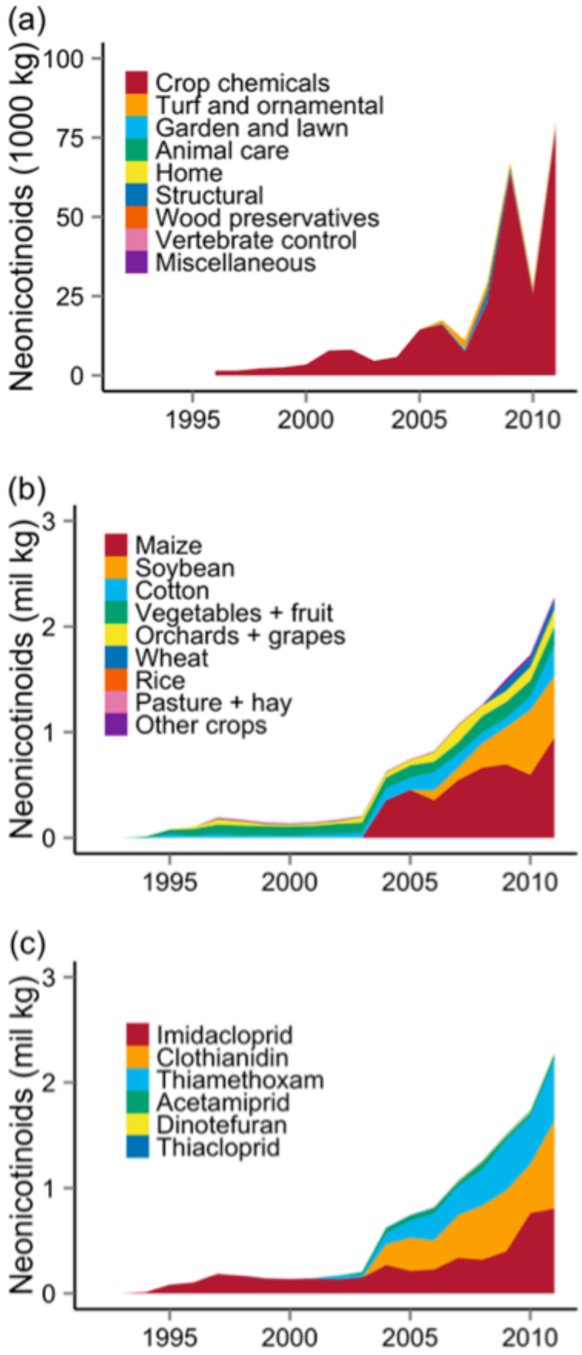

図1． 1992年〜2011年のネオニコチノイド系農薬の出荷量推移（a）製品種類別、(b) 使用作物別、(c) 原体（有効成分）別。（a）で使用したデータはミネソタ州の出荷量に基づく、作物および有効成分別データはアメリカ地質調査所による全米のデータ。Y軸はネオニコチノイド原体の総量を表す（1000Kgまたは100万kg）。Douglas and Tooker による（2015）。

02.

ネオニコチノイド系農薬への曝露についての証拠

2.1 農作物に直接施用されたネオニコチノイド系農薬から非標的生物が受ける曝露のリスク

ネオニコチノイド系農薬は浸透性があるため、農作物に施用されると処理方法（例：種子粉衣、葉面散布、土壌施用）を問わず農作物の細胞内に吸収され、その後は処理植物のあらゆる部位に存在し得る (Simon-Delso et al. 2015)。EFSAの報告 (2103a; 2013b; 2013c) では、ハチがネオニコチノイド系農薬の曝露を受け得る経路をいくつか特定して考察しており、その曝露のリスクは施用量、処理の種類、ならびに農作物の種類に依存する。しかし、こうした経路の範囲と重要性についての知見は十分ではなかった。その後、処理作物からのネオニコチノイド曝露についてさらに実証する研究が数多く発表されている。重要なレビューとして、Nuyttens et al. (2013)、Godfray et al. (2014)、Long and Krupke (2015)、Bonmatin et al. (2015) による論文などがある。

2.1.1 処理された顕花作物の花粉および花蜜による曝露のリスク

EFSA (2013a; 2013b; 2013c) は、30件（クロチアニジン）、16件（チアメトキサム）および29件（イミダクロプリド）の野外研究のデータと、既知の認可されている施用量を用いて、対象作物の花粉および花蜜における予測残留率を計算した（表1）。濃度は一様ではないが、いずれも最大値と最小値の違いは1桁以内にとどまる。花粉中の濃度の方が一貫して花蜜中よりも高い。Godfray et al. (2014) は発表されている研究20件を検討し、処理作物における相加平均の最大値を花蜜では1.9 ppb、花粉では6.1 ppbと算出したが、これはEFSAの調査結果に沿うものだった。

Crop	Pesticide	Residues in pollen (ng/g)		Residues in nectar (ng/g)	
		Minimum	Maximum	Minimum	Maximum
Oilseed rape	Clothianidin	5.95	19.04	5	16
Sunflower	Clothianidin		3.29		0.324
Maize	Clothianidin	7.38	36.88	*n/a*	*n/a*
Oilseed rape	Imidacloprid	1.56	8.19	1.59	8.35
Sunflower	Imidacloprid		3.9		1.9
Maize	Imidacloprid	3.02	15.01	*n/a*	*n/a*
Cotton	Imidacloprid	3.45	4.6	3.45	4.6
Oilseed rape	Thiamethoxam	4.592	19.29	0.648	2.72
Sunflower	Thiamethoxam	2.378	3.02	0.59	0.75
Maize	Thiamethoxam	13.419	21.513	*n/a*	*n/a*

表1．ネオニコチノイド系農薬で処理した花をつける様々な作物の花粉と花蜜中の推定残量に関してEFSAが野外実験のレビューをもとに行った計算の概要

表2．2013年に発表された、開花そして開花前の開花作物に隣接する場所における、自由に飛び回る蜂より集められた花粉と花蜜中のネオニコチノイド系農薬の残量を記録した研究の概要。

対象となった場所で集められたサンプルの結果は太文字でハイライト。

SS = 春播き、WS = 冬播き、US = 播種日不明

Species	Sample type	Samples collected	Nest location	Mean total neonicotinoid concentration (ng/ml or ng/g)	Reference
Apis mellifera	Nectar	2005-2009 (dates unknown)	Adjacent to untreated US OSR fields	<1 (*limit of quantification*)	Pilling **et al.** (2013)
Apis mellifera	Nectar	2005-2009 (dates unknown)	Adjacent to treated US OSR fields	**0.7-2.4** (range of reported median values)	Pilling **et al.** (2013)
Apis mellifera	Nectar	6th May 2014	Adjacent to untreated WS OSR fields	<0.3 (*limit of detection*)	Rolke **et al.** (2016)
Apis mellifera	Nectar	6th May 2014	Adjacent to treated WS OSR fields	**0.68**	Rolke **et al.** (2016)
Apis mellifera	Nectar	10th-14th May 2014	Adjacent to untreated WS OSR fields	<0.3 (*limit of detection*)	Rolke **et al.** (2016)
Apis mellifera	Nectar	10th-14th May 2014	Adjacent to treated WS OSR fields	**0.77**	Rolke **et al.** (2016)
Apis mellifera	Nectar	June 2013 (peak OSR flowering)	Adjacent to untreated SS OSR fields	0.1	Rundlöf **et al.** (2015)
Apis mellifera	Nectar	June 2013 (peak OSR flowering)	Adjacent to treated SS OSR fields	**10.3**	Rundlöf **et al.** (2015)
Bombus terrestris	Nectar	June 2013 (peak OSR flowering)	Adjacent to untreated SS OSR fields	0	Rundlöf **et al.** (2015)
Bombus terrestris	Nectar	June 2013 (peak OSR flowering)	Adjacent to treated SS OSR fields	**5.4**	Rundlöf **et al.** (2015)
Apis mellifera	Pollen	2005-2009 (dates unknown)	Adjacent to untreated maize fields	<1 (*limit of quantification*)	Pilling **et al.** (2013)
Apis mellifera	Pollen	2005-2009 (dates unknown)	Adjacent to treated maize fields	**1-7** (range of reported median values)	Pilling **et al.** (2013)
Apis mellifera	Pollen	2005-2009 (dates unknown)	Adjacent to untreated US OSR fields	<1 (*limit of quantification*)	Pilling **et al.** (2013)
Apis mellifera	Pollen	2005-2009 (dates unknown)	Adjacent to treated US OSR fields	**<1-3.5** (range of reported median values)	Pilling **et al.** (2013)
Apis mellifera	Pollen	First two weeks of July 2012	Located in untreated SS OSR fields	0.24	Cutler **et al.** (2014)
Apis mellifera	Pollen	First two weeks of July 2012	Located in treated SS OSR fields	**0.84**	Cutler **et al.** (2014)

Species	Sample type	Samples collected	Nest location	Mean total neonicotinoid concentration (ng/ml or ng/g)	Reference
Apis mellifera	Pollen	June 2013 (peak OSR flowering)	Adjacent to untreated WS OSR fields	<0.5 (*limit of detection*)	Rundlöf ***et al***. (2015)
Apis mellifera	Pollen	June 2013 (peak OSR flowering)	Adjacent to treated WS OSR fields	**13.9**	Rundlöf ***et al***. (2015)
Apis mellifera	Pollen	May to September 2011	Non-agricultural area	0.047	Long and Krupke (2016)
Apis mellifera	Pollen	May to September 2011	Adjacent to untreated maize fields	0.078	Long and Krupke (2016)
Apis mellifera	Pollen	May to September 2011	Adjacent to treated maize fields	**0.176**	Long and Krupke (2016)
Apis mellifera	Pollen	6th May 2014	Adjacent to untreated WS OSR fields	<0.3 (*limit of detection*)	Rolke ***et al***. (2016)
Apis mellifera	Pollen	6th May 2014	Adjacent to treated WS OSR fields	**0.50**	Rolke ***et al***. (2016)
Apis mellifera	Pollen	10th-14th May 2014	Adjacent to untreated WS OSR fields	<0.3 (*limit of detection*)	Rolke ***et al***. (2016)
Apis mellifera	Pollen	10th-14th May 2014	Adjacent to treated WS OSR fields	**0.97**	Rolke ***et al***. (2016)
Bombus terrestris	Pollen	10th May 2014	Adjacent to untreated WS OSR fields	<0.3 (*limit of detection*)	Rolke ***et al***. (2016)
Bombus terrestris	Pollen	10th May 2014	Adjacent to treated WS OSR fields	**0.88**	Rolke ***et al***. (2016)
Bombus impatiens	Pollen	July to August 2013	Adjacent to untreated maize fields	<0.1 (*limit of detection*)	Cutler and Scott-Dupree (2014)
Bombus impatiens	Pollen	July to August 2013	Adjacent to treated maize fields	**0.4**	Cutler and Scott-Dupree (2014)
Osmia bicornis	Pollen	14th May 2014	Adjacent to untreated WS OSR fields	<0.3 (*limit of detection*)	Rolke ***et al***. (2016)
Osmia bicornis	Pollen	14th May 2014	Adjacent to treated WS OSR fields	**0.88**	Rolke ***et al***. (2016)

2014年以降、ネオニコチノイド処理された顕花作物の花粉および花蜜におけるネオニコチノイド濃度について報告する多くの研究が発表されている。これらの研究結果は、EFSA およびGodfray et al. が報告した濃度にほぼ沿うものになっている。Botías et al. (2015) はチアメトキサムで処理したアブラナにおいて、花粉中に平均濃度3.26 ng/gのチアメトキサム、2.27 ng/gのクロチアニジン、1.68 ng/gのチアクロプリドを確認した。アブラナの花蜜中にも同程度の平均濃度で含有されており、チアメトキサムが3.20 ng/g、クロチアニジンが2.18 ng/g、チアクロプリドが0.26ng/gだった。Xu et al. (2016) はアブラナにおいて平均濃度0.6 ng/gのクロチアニジンを確認した。この研究では花粉試料は採取されなかった。トウモロコシの花粉については、Stewart et al. (2014) がさまざまな種子処理について検出限界 (LOD) である1ng/g から5.9ng/gまでの間にチアメトキサムおよびクロチアニジンの平均濃度を確認している。Xu et al. (2016) はトウモロコシの花粉で平均濃度1.8ng/gのクロチアニジンを確認した。さらに Stewart et al. (2014) は、ダイズの花とワタの花蜜のいずれにも残留したネオニコチノイドがないことを確認した。

2013年以降に論文発表された複数の研究が、処理された顕花作物から近いほどハチのネオニコチノイド系農薬への曝露が増すことを実験で証明する目的で、自由に飛行するハチを用いている（表2）。ミツバチを用いた場合、非処理の顕花作物のすぐ近くに設置された巣に戻る採餌バチから集めた花粉中のネオニコチノイド濃度は0～0.24ng/gであり、これに対して処理された顕花作物のすぐ近くの巣からの花粉では0.84～13.9 ng/gだった。マルハナバチに関する研究例はミツバチよりも少ないため、試料数もずっと少ないが、非処理地域からの花粉中のネオニコチノイド系農薬は0.1 ng/g未満～0.3 ng/g未満であり、これに対して処理地域のすぐ近くに設置された巣では0.4～0.88ng/gだった。単独性ハチが採取した花粉について調べた研究は1件しか得られていないが、これによればツツハナバチ（Osmia bicornis）が採取した花粉の濃度は非処理地域では0.3 ng/g未満、処理地域では0.88 ng/gだった。花蜜に関する結果も同様の傾向を示しているが、得られる研究例は花粉よりも少ない。Rolke et al. (2016) によれば、ミツバチが採取した花蜜の試料のネオニコチノイド濃度は、非処理アブラナ付近の養蜂箱から得たものでは0.3ng/ml未満だったのに対し、ネオニコチノイド処理を施したアブラナ付近の養蜂箱から得たものでは0.68～0.77ng/ml だった。しかし Rundlöf et al. (2015) によれば、非処理アブラナ付近の巣から飛び立ったハチから集めた花蜜では濃度が0～0.1 ng/mlだったのに対し、処理アブラナの付近に設置した巣から飛び立ったハチから集めた花蜜の濃度は、マルハナバチが集めた花蜜では5.4ng/ml、ミツバチが集めた花蜜では10.3 ng/mlだった。

異なる研究間で見られる、ハチが採取する花粉と花蜜のネオニコチノイド濃度のこの一桁にも及ぶばらつきは、かなりの大きな違いである。花粉および花蜜での検出濃度は、おそらく、処理の用量と方法、対象作物、季節、地理的な場所、土壌の種類、気象、試料が採取された時刻などに大きく依存する。農作物の品種が違うだけでも、花粉および花蜜での残留量に大きな違いが生じる場合がある (Bonmatin et al. 2015)。一群のハチから集めた花粉試料は、種類の異なるさまざまな植物に由来し、その多くが作物ではないことから、作物の花粉中の残留ネオニコチノイドは、非処理の、作物以外の花粉によって希釈される。しかし報告されている研究では、より高い濃度でも、Godfray et al. (2014) が算出した花粉で6.1 ng/g、花蜜で1.9 ng/mlという値の１０倍以内の値に収まる。さらにネオニコチノイド系農薬の花粉中および花蜜中の濃度は、すべての事例において、ネオニコチノイド処理された顕花作物付近の地点の方が、非処理農作物付近の地点よりも高かった。ハチのネオニコチノイド系農薬への曝露は、処理された顕花作物に近いほど増すことを、利用可能な証拠が示している。顕花作物における濃度について最近得られた証拠は、EFSA (2013a; 2013b; 2013c) が報告した濃度とほぼ一致している。

2.1.2 花をつけない作物および開花前の栽培段階でのリスク

EFSA の研究では、クロチアニジンが種子粉衣として認可されている一部の農作物は、花をつけないか、開花前に収穫されるか、もしくは花蜜も花粉も作らないため、これらの農作物はこうした経路での曝露により、ハチにリスクをもたらすことはないだろうと述べている。明らかに、花をつけない作物は生産される花粉や花蜜を介した曝露源ではないが、より広範な環境に拡散する可能性のあるネオニコチノイド系農薬の源である（セクション2.2で考察する）。さらに、処理作物は種類を問わず、ほかの生物がネオニコチノイド曝露を受ける経路として追加される。

作物の種類やそれによって決まる種子の大きさにより、ネオニコチノイド処理された種子には1粒当たり0.2～1mgの有効成分が含まれる (Goulson 2013)。Goulson の計算によれば、体重390gの種

子食のヨーロッパヤマウズラが、LD50（訳注：半数致死量：試験動物の50%を死亡させると予測される投与量）に相当する量を摂取するには、トウモロコシ種子なら5粒、テンサイの種子なら6粒、もしくはアブラナの種子なら32粒ほど食べる必要がある。米国環境保護庁（EPA）は、推奨播種密度でまかれた種子の約1%が、脊椎動物の採餌活動の範囲内にあると推定している。Goulsonはこれに基づき、トウモロコシまたはアブラナのまかれた1ヘクタールの広さに、約100羽のヤマウズラがLD50相当量を摂取するのに十分な処理種子が採餌可能な状態で存在すると算出した。ヨーロッパヤマウズラは通常1日に約25gの種子を食べることを考えれば、種子食動物、特に鳥類やほ乳類がネオニコチノイド系農薬を摂取する可能性があるのは明らかである。しかし、処理種子による鳥類の死亡率および亜致死的影響を調べる実験的研究はいくつか行われているものの（セクション3.5を参照）、この経路による全体的な曝露について理解を深めることを目的とした研究は、野外条件下で農地に生息する鳥類が処理種子を摂取することを実証するものも、非処理種子に対する処理種子の相対的な摂取量を数値化するものも入手可能ではない。

植食性昆虫だけでなく植食性の軟体動物も、ネオニコチノイド系農薬で処理された成長途上の苗を捕食する。ネオニコチノイド系農薬の軟体動物に対する有効性は比較的低いため、Douglas et al. (2015) は種子をネオニコチノイド処理したダイズを用い、実験室研究と野外研究により、農業の重要害虫であるナメクジの一種（Derocerasreticulatum）の体内の残留ネオニコチノイドを調べた。野外で採取した、処理ダイズを摂餌したナメクジの試料における総ネオニコチノイド濃度は、12日間の摂餌後に500ng/gにまで達し、平均濃度は100ng/g 超であった。非処理の対照植物を摂餌していたナメクジではネオニコチノイド系農薬は検出されなかった。169日後には、対照群のナメクジからも処理群のナメクジからもネオニコチノイド系農薬は検出されなかった。実験室では、ダイズの苗を摂取したナメクジには、種子処理の強度により6～15%という低い死亡率が生じた。実験室実験で、ダイズの摂餌後のナメクジをオサムシの一種（Chlaenius tricolor）の前に置いた。このオサムシは、農業生態系に存在する代表的な捕食性の甲虫で、ナメクジの重要な捕食者として知られる。ナメクジを摂取したオサムシでは、ネオニコチノイド処理群では61.5%（n=16/26：26匹中16匹）がその後に機能障害の徴候を示し、対照処理群ではそうした徴候を示したものは1匹もいなかった（n=0/28）。機能障害を示した16匹のうち、7匹がのちに死亡した。この研究についてはセクション3.3でも言及する。Szczepaniec et al. (2011)も同様の結果を得ており、ニレの木にイミダクロプリド処理を施すとハダニの一種（Tetranychusschoenei）が大量発生することを確認している。この増加は、捕食者がイミダクロプリドを含有する被食者を摂取した後に、捕食者の死亡率が高くなり、密度が減少したことによってもたらされた。多くの有益な捕食性の無脊椎動物が、ネオニコチノイド系農薬での処理が知られる農作物の害虫を餌としているが、これまでのところ、農業生態系中の作物害虫を直接摂取することによってネオニコチノイド系農薬がこれらの捕食者に伝播するかどうかを評価する研究は、上記のほかにはない。

さらに、開花期以外の時期にある顕花作物も、天敵の個体群に対する潜在的な脅威になり得る。ダイズアブラムシの寄生バチの一種（Aphelinus certus）は、ダイズアブラムシ（Aphisglycines）の重要な寄生天敵である。Frewin et al. (2014)は、対照ダイズおよびネオニコチノイド処理を施したダイズを摂餌する実験室のアブラムシ個体群に、寄生バチを近づけた。寄生バチが寄生した割合は、処理植物のアブラムシの方が非処理植物のアブラムシよりも有意に少なかった。Frewinetal. はこうした影響の考えられる要因について、2つ仮説を立てている。一つは、宿主アブラムシの体内の残留ネオニコチノイドへの曝露によって、未成熟な寄生バチの死亡率が増加した可能性、もしくは寄生と残留物が相まってアブラムシの死亡率が増加した可能性が考えられる。もう一つは、寄生バチが農薬に汚染されたアブラムシに寄生するのを避けているのかもしれない。Aphelinus 属の種は、宿主適性を判断する際に体内鍵物質（internal cue）を用いることが知られており、アブラムシのストレス関連または免疫関連のホルモンを宿主適性の判断に用いている可能性がある。寄生バチを用いる害虫の生物学的防除の重要な要素が、季節初めに捕食寄生者の個体数を増やすことであると考えれば、ネオニコチノイド種子処理による寄生率の低下によって、ダイズアブラムシを防除する寄生バチの能力が損なわれることもあり得る。

ネオニコチノイド処理された花をつけない農作物は、処理種子の直接摂取または苗の摂取による潜在的な曝露経路になっており、捕食性行動を通して一定の害虫防除を提供する益虫をはじめとする、より高次の栄養段階へのネオニコチノイド系農薬の伝播をもたらす可能性がある。EFSA報告書ではネオニコチノイド系農薬のハチ以外の生物への影響を検討していないため、ここで比較を行うことはできない。

2.1.3 農地に処理種子をまくことと、その後の粉塵飛散による曝露のリスク

2013年より前に行われた多数の研究（Godfray et al. 2014は12例を記載）において、種子粉衣において存在するネオニコチノイド系農薬が、農地に種子をまく際に機械で削りとられ、その後に粉塵として放出される場合があることが確認されている。この粉塵には、特定の条件下では最高240,000 ng/gという非常に高濃度のネオニコチノイド系農薬が含まれる場合がある（Nuyttens et al. 2013 によるレビューを参照）。この粉塵との急性接触は、特定の場合においてミツバチの集団的な中毒をもたらし得る（例：Pistorius et al. 2009; Bortolotti et al. 2009）。播種中に生み出される粉塵のネオニコチノイド系農薬の濃度、ならびに空中に放出される全量は、施用量、種子の種類、種子処理の質（粉状のタルクなどの添加を含む）、播種技術および環境条件に依存する。Girolami et al. (2013) は、播種機により発生する粉塵雲は楕円形で、直径が約20メートルであることを示した。虫かごを用いた実験によれば、播種機が1回通り過ぎるだけで、その中にいるミツバチをすべて殺すのに十分だった。排気を地面に向けるよう設計された管を用いても、ハチの生存率はあまり上がらなかった。ミツバチからは最高4,000 ng/g、平均で300 ng/gのネオニコチノイド濃度が検出された。未改良の播種機と改良した播種機にさらされたハチで検出された濃度は同程度であった。

Seedcoated cucumber seeds
© ajaykampani / iStockphoto

入手可能な証拠を基に、EFSA報告書 (2013a; 2013b; 2013c) では、舞い上がる粉塵の堆積量はトウモロコシが最大である一方、テンサイ、アブラナ、オオムギの種子から舞い上がる粉塵の堆積量は非常に少ないと結論付けている。その他の作物に関する情報は入手できておらず、また種子の種類がネオニコチノイドの放出を規定する主要因であることを考えれば、これを基にしたその他の作物に関する推定はかなり不確実である。トウモロコシ、アブラナ、穀類の播種時に採餌または近くの作物の間を飛行するハチが受ける高い急性リスクは除外されていない。実際には、この評価は、作物の付近を飛行する採餌ミツバチやその他の花粉媒介者が、（例えば、粉塵との直接的な接触によって）高いリスクにさらされること、また（社会性ハチの場合は）相当量の残留物を巣に運ぶ可能性があることを示している。遠くにいるハチや、播種時に風上で採餌するハチがさらされるリスクはかなり小さいと思われる。上記報告書は、前述の評価が、粉塵への曝露によりミツバチが受ける亜致死的影響の潜在的リスクを評価するものではないと結論付けている。粉塵が舞い上がった後に周辺植物の花蜜に含まれる残留ネオニコチノイドについての情報は得られなかった。

近年、さまざまな種類の改良型播種機が採用されており、播種機から出る空気を土壌に向けることによって、粉塵が舞い上がる現象を最大で95%減らしている（Manzone et al. 2015を参照）。オランダ、フランス、ベルギー、ドイツでは、特定の製品にエアデフレクター（転向装置）を装備することが義務付けられるようになった (Godfray et al. 2014)。Bonmatin et al. (2015) およびLong and Krupke (2015) は、主として2013年4月より前の文献を対象として、播種機から出る汚染された粉塵から花粉媒介者およびその他の非標的生物が受ける曝露に関する既存文献をレビューしている。これらの文献の考察によれば、規制当局の注意にもかかわらず、とりわけ最良の方法で行われていない場合に、舞い上がる粉塵はネオニコチノイドによる環境汚染の原因の可能性があると著者らは結論付けている。

最近の研究でも、播種直後の農地周辺の野生の花の組織からネオニコチノイド系農薬が引き続き検出されている。Stewart et al. (2014) は、トウモロコシ（n=18）、ワタ（n=18）、ダイズ（n=13）がまかれた農地に隣接する周辺部で採取した野生の花全体

から、平均9.6 ng/gのネオニコチノイド濃度を検出した。試料は播種の数日後に採取されたもので（だいたいは3日以内）、濃度が最も高かったのは、チアメトキサム処理種子が前日にまかれたトウモロコシ畑の付近で採取した試料の257 ng/g だった。付近での濃度に関する、作物種ごとの詳細なデータは入手できない。ネオニコチノイドによる種子粉衣をせずにまいた農作物の付近の植物からは試料を採取していない。Rundlöf et al. (2015) は、処理および非処理のアブラナ畑の付近に生育する野生植物の花と葉を、アブラナの播種から2日後に採取した。処理畑付近のネオニコチノイド濃度は、前出の研究よりも低く1.2 ng/gだったが、この数値は、ネオニコチノイド系農薬が検出されなかった対照畑よりも高かった。これは、アブラナ種子に由来する粉塵からの汚染リスクが、トウモロコシ種子からの汚染リスクよりも低いことを示す以前の知見と合致する。

2.1.4　溢液による曝露のリスク

植物の中には、少量の液体（木部樹液）を葉の先やその他の末端部分から分泌するものがあり、これはよく溢液と呼ばれる。論文発表されている6つの研究ならびにEFSAのレビューによれば、溢液から極めて高いネオニコチノイド濃度が確認されており、特に若い植物では花蜜中の濃度よりも4～5桁も高い（Godfray et al. 2014を参照）。EFSA (2013a) は、クロチアニジン濃度717,000 ng/gと、クロチアニジンの急性経口毒性値であるハチ1匹当たり3.8 ngを用いて（セクション3.1.1を参照）、ミツバチがわずか0.005 µl を摂取するだけでLD50 の量に達する、と算出している。ミツバチの働きバチが1日に1.4～2.7 mlの水を運ぶことができることを考えれば、明らかにこの経路による致死的曝露の可能性がある。チアメトキサムとイミダクロプリドに関するリスク評価も同様であった (EFSA 2013b; 2013c)。ただしEFSA報告書は、溢液は頻繁に産出されているもののミツバチが溢液から水を集める様子はまれにしか観察されないことから、リスクは低いとみなすべきだと、実験的試験に基づいて結論付けている。

溢液を介したネオニコチノイド曝露を調べた2013年以降の研究は、ほとんどない。唯一利用可能な研究である Reetz et al. (2015) では、アブラナの溢液中のチアメトキサム濃度を評価し、ミツバチ各個体の蜜胃の残留物を測定している。著者らは、野外で水を集めているミツバチに対象を絞った観察はほとんど不可能であると指摘し、その代わりに、2010年と2011年の秋にアブラナの苗が溢液を産出している時に、処理アブラナの付近に設置された養蜂箱から、戻ってくるミツバチを集めた。アブラナは、子葉期に70～130 ng/ml のクロチアニジンを含む溢液を産出した。436の蜜胃のうち、ネオニコチノイド系農薬が検出されたのは62試料のみであり、濃度は0.1～0.95 ng/ml だった。しかし、行動観察が行われていないため、確信を持って溢液による暴露を示すことは不可能である。なぜならネオニコチノイド系農薬は水域や野生の花の花蜜にも存在するからだ（セクション2.2を参照）。従って、ミツバチやその他の昆虫が溢液との接触を通して、どの程度のネオニコチノイド系農薬を摂取するのか、または別の形で曝露を受けるのかを示す証拠はまだほとんど存在しない。

2.2 より広範な環境に残留するネオニコチノイド系農薬から非標的生物が受ける曝露のリスク

ミツバチの曝露経路を特定するにあたり、EFSA 報告書では、処理作物の畑で生育する、顕花性の耕地雑草の残留ネオニコチノイドの可能性を検討している。作物の種がまかれる時期には農地に雑草は生えておらず、またそれらの物質は処理種子のまわりに濃縮されているため、雑草の根から大量に取り込まれる可能性は低いと考えられることから、この曝露経路は無視できると見なされた。ただし報告書は、顆粒状ネオニコチノイドの施用については、顕花性の耕地雑草による摂取の可能性は除外できないと指摘し、この問題に関するデータ不足を強調している。

ネオニコチノイド系農薬の土壌、水、および野生植物での残留性は、潜在的に深刻な問題である。もしこれらの農薬が農地を取り巻く生息地に侵食することができるとしたら、影響を及ぼし得る生物の範囲は、ただ作物のところにやってくる無脊椎動物よりもはるかに広くなる。こうした農薬が、より広範な環境の中で長期間にわたり残留するとしたら、ネオニコチノイドによる曝露は、処理種子の播種に伴う急性曝露ではなく、むしろ慢性的なものかもしれない。

2013年4月以降、施用後のネオニコチノイド系農薬の残留物の、より広範な環境中での動態について実証する実験データが数多く生み出されている。公表されたレビュー論文の主なものにGoulson による論文 (2013)、Bonmatin et al. による論文 (2015)、および Morrissey et al. による論文 (2015) がある。

2.2.1 ネオニコチノイド系農薬の土壌残留性

種子粉衣により施用されるネオニコチノイド系農薬は対象作物に吸収されるよう意図されているが、吸収されるのは有効成分の1.6～20%にすぎず、大部分は土壌に残る。ごく一部が種子をまく際に発生する粉塵を介して拡散する（セクション2.1.2を参照）。ネオニコチノイド系農薬は土壌に吸着することができ、その強度は種々の要因に依存する。ネオニコチノイド系農薬は水溶性であり（セクション2.2.2を参照）、水が存在すれば土壌から浸出する場合がある。有機物含量の高い土壌では、浸出量は少なく吸着量は多い (Selim et al. 2010)。最近行われた土壌の種類による比較で、Mörtl et al.（2016, 図2）は、クロチアニジンとチアメトキサムが砂質土から容易に浸出することを確認した。粘質土ではネオニコチノイド系農薬の保持率が高かったが、最大の保持率はローム土壌で見られた。これに対応して、残留ネオニコチノイド濃度はローム土壌で最も高かった。

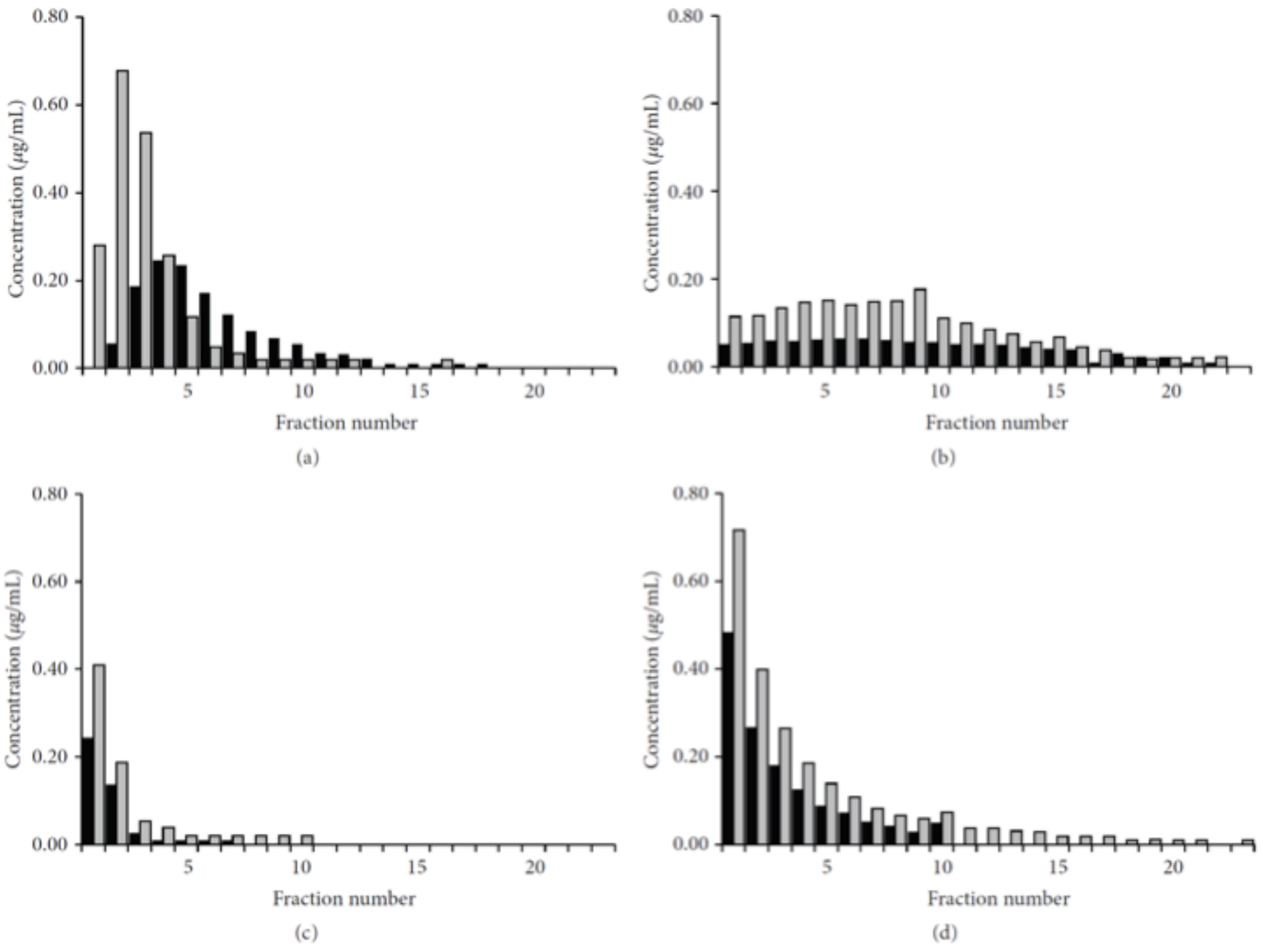

図2. 土壌に吸収される際のクロチアニジンおよびチアメトキサムの浸出プロフィール。クロチアニジン（黒）およびチアメトキサム（灰色）の濃度は、砂 (a)、粘土 (b)、ローム土壌 (c) の各水性溶出液から測定される。軽石層（d）からの浸出液をコントロールとして表記される。浸出10mL画分中の濃度を、画分番号順にμg/mLで示す。M.rtl et al。(2016年)

土壌中のネオニコチノイド系農薬の半減期（DT50、訳注：物質の当初濃度の50%が消失・分解するのに要する期間）を評価した研究はいくつかあるが、これらの研究のほとんどは、ネオニコチノイド系農薬がより広範な生物多様性に及ぼし得る有害な影響について、近年関心が高まる前に実施されたものである。1999年から2013年に実施された野外および実験室の研究から得られているDT50についてGoulson (2013) がレビューしている。報告されているDT50には大きなばらつきがあり、多くはイミダクロプリドでは200〜1000日超、チアメトキサムでは7〜353日、クロチアニジンでは148〜6931日の範囲である。DT50はニトロ置換されたネオニコチノイド系農薬の方が短いようであり、チアクロプリドでは3〜74日、アセタミプリドでは31〜450日である。1年を超えるDT50は、継続的な投入を仮定すると、土壌中でのネオニコチノイドの生物濃縮の可能性を示唆する。しかしこれらの報告値は非常にばらつきが大きい。EFSAの報告書が作成された時点では、継続的なネオニコチノイドの投入を伴う、複数年にわたるネオニコチノイドの土壌蓄積を評価する野外研究で、利用可能なものは1件しかなかった。Bonmatin et al. (2005) はフランスの農地の土壌74試料について、イミダクロプリドの検査を行った。イミダクロプリド濃度は、2年連続で処理を施した土の方が、1回しか処理を施していない土よりも高く、土壌中にイミダクロプリドが蓄積している可能性が示唆された。しかし、この研究では最大で2年処理した土壌しか調べていないため、残留物が増え続けるかどうかは明らかでない。2013年には2つの研究が終了しているが、その情報は広く行き渡らなかった。この研究はバイエル社が行ったもので、6年間にわたり、英国の

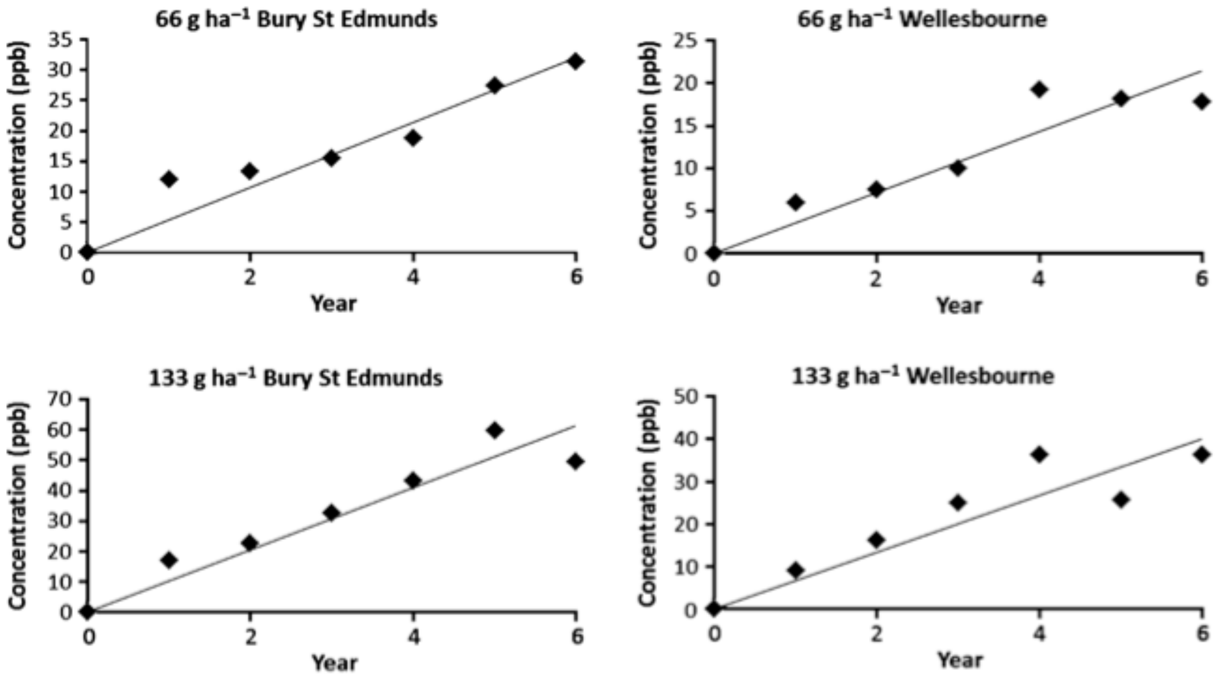

図3. 種子処理された冬コムギを毎年（1991-1996）秋に播種した土壌で検出されたイミダクロプリドのレベル。両研究とも調査場所はイングランド東部に位置する。処理の割合は有効成分で、それぞれ56/haおよび112g/haであった最初の年以外は66g/haと133g/haだった。データは Placke（1998a)、Goulson (2013年) による。

種子処理をしたオオムギ (Placke 1998a)、ならびにドイツの果樹園の土壌へのスプレー散布 (Placke 1998b) について、土壌中のイミダクロプリド濃度を評価している。Goulson (2013) はこのデータを検討し、これらの研究は土壌中のネオニコチノイド系農薬の経時的な蓄積を示すと主張し（図3）、濃度は約5年後に横ばい状態になり始める可能性が多少見られるとしている。しかし、試験が6年目を最後に終了していることから、濃度がその後も上昇したかどうかは明らかでない。

2013年以降、農用土壌中のネオニコチノイド濃度を測定する研究、実際の環境の土壌中のネオニコチノイド系農薬のDT50を測定する研究、広範な野外試験および野外サンプリングにより土壌中の蓄積量を測定する研究がいくつか発表されている。野外の現実的なネオニコチノイド試料のデータを表3にまとめた。Jones et al. (2014) は、英国の6郡18カ所の畑から得た、中央および辺縁部の土壌試料におけるネオニコチノイド濃度を測定した。試料は2013年春に、作物の播種前に採取された。イミダクロプリド（範囲は0.09未満〜10.7 ng/g）、クロチアニジン（範囲は0.02未満〜13.6 ng/g）およびチアメトキサム（範囲は0.02未満〜1.5 ng/g）が検出された。畑の中央の方が、畑の辺縁部よりも残留濃度が高かった（イミダクロプリドの平均は辺縁部の0.76 ng/gに対して1.62 ng/g、クロチアニジンの平均は0.84 ng/gに対して4.89 ng/g、チアメトキサムの平均は0.05 ng/gに対して0.40 ng/g）。過去3年間施用されていないネオニコチノイド系農薬（主にイミダクロプリド）が18のうち14の畑で検出された。Limay-Rios et al. (2015) は2013年と2014年の春に、カナダのオンタリオ州の農地25カ所から農作物播種前に採取した土壌試料を分析し、平均濃度3.45 ng/gのクロチアニジンと0.91 ng/gのチアメトキサム、合計で平均4.36 ng/gのネオニコチノイド濃度を確認しており、これはJones et al. (2014) の研究結果と類似している。

Botías et al. (2015) は2013年夏、農作物の播種から10カ月後に、冬まきアブラナの畑7カ所および冬まきコムギの畑5カ所から採取した土壌試料を分析した。試料は畑の中央（アブラナのみ）および畑の辺縁部（アブラナおよび冬コムギ）から採取した。イミダクロプリド（範囲は0.07以下〜7.90 ng/g)、クロチアニジン（範囲は0.41〜28.6 ng/g）、チアメトキサム（範囲は0.04以下〜9.75 ng/g）、およびチアクロプリド（範囲は0.01以下〜0.22 ng/g）が検出された。アブラナ畑の中央の方が、アブラナ畑の辺縁部よりも残留濃度が高かった（イミダクロプリドの平均は辺縁部の1.92 ng/gに対して3.03 ng/g、クロチアニジンの平均は6.57 ng/gに対して13.28 ng/g、チアメトキサムの平均は0.72 ng/g に対して3.46 ng/g、チアクロプリドの平均は0.01 ng/g以下に対して0.04 ng/g）。これらの値は、Jones et al. (2014) およびLimay-Rios et al. (2015) による測定値よりも高いが、最も差異の大きいものでも1桁の範囲内となっている。

Hilton et al. (2015) は、1995年から1998年に実施された18の実用化試験から得られた、それまでは非公開だったデータを発表した。そのデータは、裸地土壌、草地、ならびにさまざまな農作物（ジャガイモ、エンドウマメ、春オオムギ、冬オオムギ、ダイズ、冬コムギ、トウモロコシ）に対するチアメトキサムの施用に関するものである。チアメトキサムのDT50の範囲は7.1〜92.3日であり、幾何平均は31.2日（相加平均は37.2日）だった。種々の施用法および環境条件のすべてにわたり、チアメトキサム濃度は1年以内に、当初濃度の10%未満に減少した。de Perre et al. (2015) は、2011年と2013年の春に播種されたクロチアニジン処理トウモロコシについて、土壌中のクロチアニジン濃度を2011年から2013年にかけて測定した。トウモロコシの種子は、1粒当たり0.25 mgおよび0.50 mgの種子粉衣を施して播種された（図4）。低めの濃度で種子粉衣をしたものでは、土壌中のクロチアニジン残留物の幅は、播種前の約2 ng/gから播種直後の6 ng/gまでだった。高めの濃度での種子粉衣では、クロチアニジン残留物の平均の幅は、播種前の2 ng/gから播種直後の11.2 ng/gまでだった。de Perre et al. (2015) は、1粒当たり0.5 mgの種子処理でのクロチアニジンのDT50を164日と算出した。1粒当たり0.25 mgという低めの濃度での処理では、DT50は955日と算出されたが、このモデルによって説明されるデータの割合は、1粒当たり0.5 mgのモデルに比べてかなり少ない。

Schaafsma et al. (2016) は2013年と2014年に、カナダのオンタリオ州のトウモロコシ畑におけるクロチアニジンのDT50を算出した（これにはSchaafsma et al. (2015) で論文発表したデータも含まれる）。土壌試料は、春に、播種前の18カ所の畑から採取した。ネオニコチノイドの平均濃度（クロチアニジンとチアメトキサムの総計）は、2013年では4.0 ng/g、2014年では5.6 ng/gだった。観察された残留物ならびに播種時のトウモロコシ処理種子を通じて再び施用された充填量を用いると、2013年に調査した畑のDT50推定値は0.64年（234日）、2014年に調査した畑のDT50予測値は0.57年（208日）だった。両年ともに調査を実施した畑のDT50は0.41年（150日）と算出された。Schaafsma et al. は、

表３. 2013年以降に行われた農業土壌におけるネオニコチノイド濃度の研究概要

Sample size (fields)	Country	Year(s) studied	Samples collected	Previously cropped with	Mean neonicotinoid concentration (ng/g) Imidacloprid	Clothianidin	Thiamethoxam	Reference
28	USA	2012	Spring, pre-planting	Various	4.0	3.4	2.3	Stewart et al. (2014)
18	UK	2013	Spring	Various	1.62	4.89	0.4	Jones et al. (2014)
25	Canada	2013 and 2014	Spring, pre-planting	Maize		3.45	0.91	Limay-Rios et al. (2015)
7	UK	2013	Summer, with crop (10 months post planting)	Oilseed rape	3.03	13.28	3.46	Botías et al. (2015)
3	USA	2011 to 2013	Continuously	Maize and soybean		2.0-11.2		de Perre et al. (2015)
50	USA	2012 and 2013	Summer, with crop	Maize		7.0		Xu et al. (2016)
27	Canada	2012 to 2014	Summer, with crop	Oilseed rape		5.7		Xu et al. (2016)
35	Germany	2013	Autumn, pre-planting	Various		2.1		Heimbach et al. (2016)

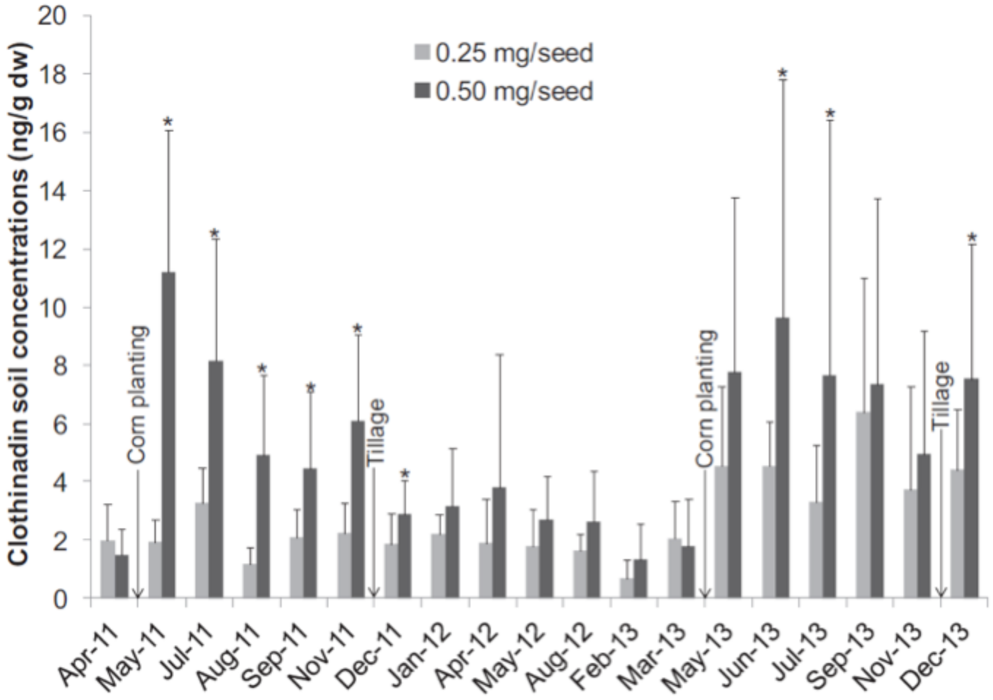

図4. 2011年から2013年の間で、トウモロコシ種子粉衣濃度（それぞれクロチアニジン 0.25%および0.50mg/種子）に対するクロチアニジン土壌濃度の中央値。クロチアニジンの土壌への投入の契機となるためトウモロコシの植え付けを記載、耕作の時期等も合わせて記載。* は、一回の検体採取において、両者の種子粉衣濃度が大幅に違う場合を示す。（2011年4月から2013年3月まで、種子ひとつあたり0.25mg /種子および0.50mg /種子に対して、t test、$p \leq 0.05$、n＝13および n＝17である。2013年5月以降は両方の種子処理率はn＝15である）。Perre ら (2015) による。
注 - 未処理の大豆は2012年に播種された。

カナダにおけるトウモロコシ栽培に現在のペースでネオニコチノイドの施用を行えば、ネオニコチノイド系農薬の土壌残留物は6 ng/g未満で横ばい状態に達するだろうと結論付けている。

Schaafsma et al. は同じ方法によりPlacke（1998a; 1998b; 表4）のデータを用いてイミダクロプリドのDT50も算出しており、0.57年（208日）という非常に類似するDT50を得ている。Schaafsma et al. は、Plackeの研究はネオニコチノイドによる種子処理を繰り返し行った後にネオニコチノイド濃度が横ばい状態に達することを示すものだと主張している。しかし、観察された濃度は高いため、6年後に横ばい状態に達したとしても、土壌中のネオニコチノイド系農薬の平均濃度は約30 ng/gになると思われる（表4）。

Xu et al. (2016) は、2012年から2013年にかけて米国中西部のトウモロコシ生産地50カ所から得られた土壌試料、ならびに2012年、2013年および2014年にカナダ西部のアブラナ生産地27カ所から得られた土壌試料を分析した。試料は播種後に採取されたが、正確にどれくらい後かは明らかでない。クロチアニジン処理種子が2～11年間播種されていた、米国中西部のトウモロコシ生産地における土壌中のクロチアニジン平均濃度は7.0ng/gであり、90パーセンタイル値13.5 ng/gだった。Xu et al. はこの平均濃度が、クロチアニジン0.25 mgで処理したトウモロコシ種子を1回利用した場合に予測される理論上の土壌濃度（6.3 ng/g）に類似すると主張している。土壌中のクロチアニジン濃度は4年後に横ばい状態に達するようであるが（図5a）、処理歴が4年以上の地点の試料数は、処理歴が4年未満の地点の数

Field	Observed imidacloprid concentration (ng/g)	Half-life (years)
Barley_66_1	31.4	0.74
Barley_133_1	49.4	0.63
Barley_66_2	17.8	0.53
Barley_133_2	36.3	0.54
Orchard_1	23.3	0.48
Orchard_2	34.5	0.59
Orchard_3	23.1	0.47
Mean ± Standard Error	30.8	0.57 ± 0.04

表4. ドイツの果樹園および英国の冬のオオムギ圃場におけるイミダクロプリドおよび推定消失率（半減期）の観察された濃度。 Placke（1998a、1998b）によるデータ。半減期は、予測値と測定値が等しくなるまで、半減期を段階的に変化させて反復計算した。Schaafsma ら（2016年）による。

よりもかなり少ない。アブラナ生産地では、クロチアニジンの平均濃度は5.7 ng/gであり、90パーセンタイル値は10.2 ng/gだった。これも、種子1 kg当たり4gのクロチアニジンで処理したアブラナ種子を1回利用した場合の理論上の土壌濃度（6.7 ng/g）に類似する（図5b）。アブラナの試料採取地点のクロチアニジン処理歴は同一ではないものの、利用の程度は4年の間かなり安定していたようである。参考までに、アブラナ種子1 kg当たりクロチアニジン10 gというのが、最近の野外試験では最も一般的な施用量である（Elado による種子粉衣、セクション3.1.2.1を参照）。

現在入手可能な一連の証拠から示されるのは、処理種子がまかれてから1年以上経過しても、検出可能な濃度のネオニコチノイド系農薬が農用土壌中に存在することであり、ネオニコチノイドの残留性が農業の1年周期を超えるレベルであることをはっきりと証明している。さらに、最近使用されていないことが分かっているネオニコチノイド系農薬が、最後に施用されてから数年経ってもまだ土壌中に残っている場合がある。利用可能なデータが示すのは、施用された全ネオニコチノイド系農薬の一部は毎年、土壌中に残り得るものであり、また、実際に残るものの、十分に分解されるように見受けられ、つまり、いつまでも蓄積（生物蓄積）し続けるのでなく、2〜6年間施用を繰り返した後に横ばい状態に達するということである。しかしこれらの研究は、全体的にみると、毎年ネオニコチノイド処理をした種子をまくことにより、クロチアニジンでは3.5〜13.3 ng/g、チアメトキサムでは0.4〜4.0 ng/gの範囲で慢性的なレベルのネオニコチノイドによる土壌汚染が生じることも示している。これは土壌に生息する生物に対する持続的な曝露源となり、より広範な環境にネオニコチノイドが運ばれる源となると考えられる。

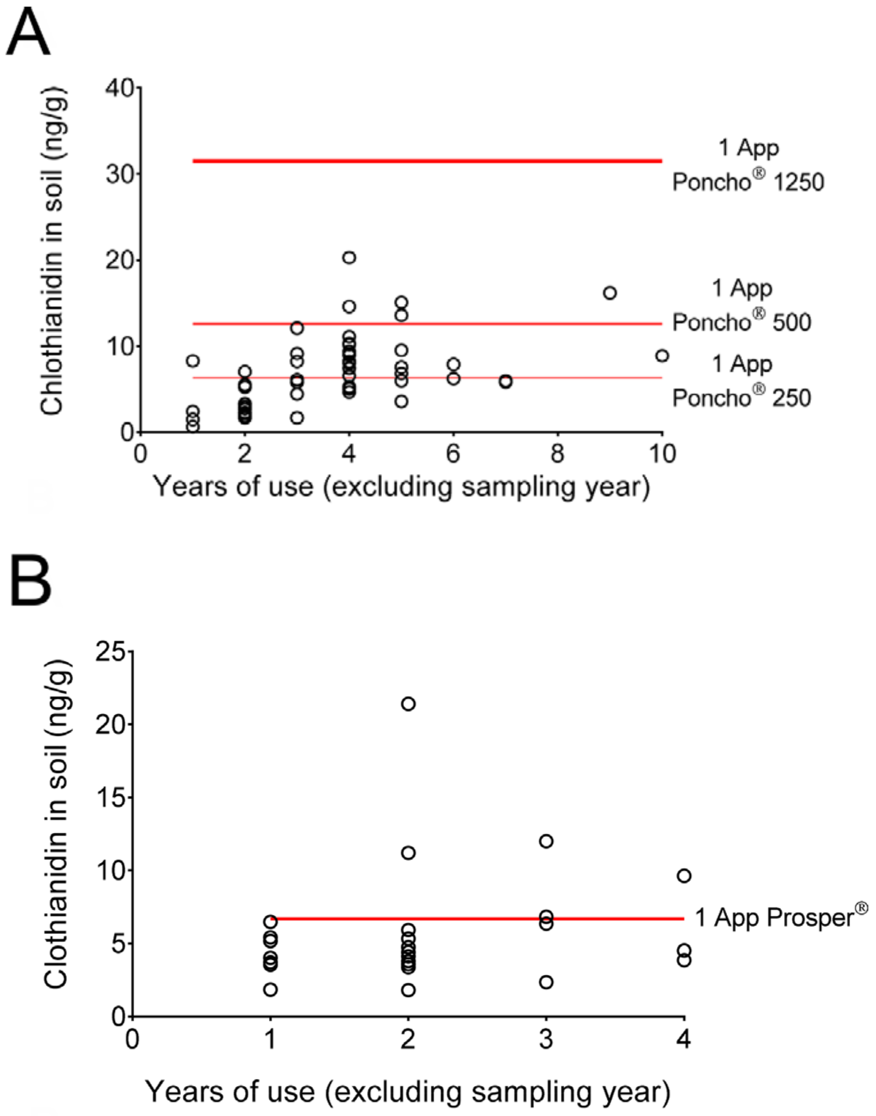

図5.（a）長年クロチアニジンが使用されたトウモロコシ畑における土壌中のクロチアニジン濃度の比較。赤線は、3種のクロチアニジン製剤でそれぞれ一回処理された種子からの理論濃度を示す。（b）菜種栽培農地としてクロチアニジンが長年使用されてきた土壌中のクロチアニジン濃度の比較。赤線は、クロチアニジンで一回処理された種子からの理論濃度を示す。Xuら (2016年) による。

2.2.2 ネオニコチノイド系農薬の水中での残留性ならびに水域系の汚染をもたらす移動メカニズム

ネオニコチノイド系農薬は水溶性であり、これは、ネオニコチノイド系農薬が、農作物によって吸収され得る浸透性農薬として効果的に機能するために必要な特性である。ネオニコチノイド系農薬の水溶解度は、大気温度や水のpHなどの局所的な条件、ならびにネオニコチノイド系農薬の使われ方（顆粒、種子粉衣、播種時に舞い上がる粉塵としてなど）によって異なる (Bonmatin et al. 2015)。標準状態（20℃、pH 7）でのネオニコチノイドの水溶解度は、チアクロプリドの184 mg/L（中程度）からニテンピラムの590,000 mg/L（高）までさまざまである (PPDB 2012)。クロチアニジン、イミダクロプリド、チアメトキサムの数値はそれぞれ340 mg/L（中程度）、610 mg/L（高）、4,100 mg/L（高）である。対照的にフィプロニルの溶解性は、同じ条件下で2～3桁低く3.78 mg/Lである。

ネオニコチノイド系農薬は水によく溶けるため、より広範な環境中の水域に移っていき、水生生物をリスクにさらすのではないかという懸念が指摘された。2015年までに得られていた証拠を、Bonmatin et al. (2015)とMorrissey et al. (2015)が検討している。全体として、ネオニコチノイド系農薬は模擬環境条件下で容易に水中に浸出する (Gupta et al. 2008; Tisler et al. 2009)。ネオニコチノイド系農薬はいくつかの異なる経路を通って川などの水路に移ることが確認されている。こうした経路には、地下水への直接浸出とこれに続く地表水への流出、処理植物体の水路中での腐敗、ならびに処理種子の播種時の粉塵、処理種子または散布による飛散物の水との直接的な接触などがある (Krupke et al. 2012; Nuyttens et al. 2013)。この汚染の大半は、激しい降雨のあとに地中に吸収されずに地表を流れる流去水によって生じると考えられている (Hladik et al. 2014; Sánchez-Bayo and Hyne 2014; Main et al. 2016)。流去水は、土壌中の有機物含有量が低い場所や急勾配の傾斜地では特に激しくなる (Goulson 2013)。

播種の季節ならびにその直後の降雨が、ネオニコチノイドが水に移行する主要メカニズムになっているようだが、カナダのプレーリーの湿地帯では、播種前の早春の時期に検出可能な濃度のネオニコチノイド系農薬を確認することができる (Main et al. 2014)。Main et al. (2016) は、アブラナ（ネオニコチノイド系農薬で処理されたキャノーラ）またはオーツムギ（非処理）のいずれかの栽培に使用されていた農地付近の湿地16カ所から得た雪、春の雪解け水、粒子状物質、ならびに湿地の水を分析した。その結果、雪解け水の試料はすべてクロチアニジンとチアメトキサムに汚染されており、その範囲は0.014～0.633 μg/Lだった（1 μg/L = 1 ppb）。雪解け水の汚染濃度は、前年にネオニコチノイド処理したアブラナがまかれた農地の付近の方が高かった（平均0.267 μg/L）。しかし、前年にネオニコチノイド処理をしていないオートムギがまかれた農地でもほぼ同レベルの汚染が見られた（平均0.181 μg/L）。処理アブラナと非処理オートムギは、年ごとに輪作されることが多く (Main et al. 2014) また前年に処理作物をまいた農地と非処理作物をまいた農地からの雪解け水に含まれるネオニコチノイド濃度の差が小さいことから、ネオニコチノイド系農薬は土壌中に何年にもわたり残留することが示唆される（セクション2.2.2を参照）。この研究から得られた知見は、土壌粒子に結合していたネオニコチノイドの有効成分が、春の凍結・融解のサイクルによって浸食されることを示している。通常の降雨に加えてこの移行経路が証明されたことにより、作物の主要な播種期以外の時期にもネオニコチノイド系農薬がより恒常的に水に移行していることが示唆される。

ネオニコチノイド系農薬の水生生息地に及ぼす影響は、水生生息地中での残留性に依存する。イミダクロプリド、チアメトキサムおよびクロチアニジンの水中での分解について調べた野外および実験室での研究では、条件によって数分から数週間という半減期を報告しており、このうちいくつかは野外では現実的なものではない（Anderson et al. 2015; Lu et al. 2015を参照）。ネオニコチノイド系農薬の水中での分解に関する正式なレビューはなく、既存文献は出版されている査読付き研究論文と灰色文献である政府出版物で、みな異なる手法を用いている。しかし、野外の現実的な条件下でネオニコチノイド分解の測定を試みた研究がいくつかある。Peña et al. (2011) はスペインの廃水および下水中でのチアメトキサム分解を測定し、250〜255 nmの最大吸収を確認した。これは自然光による直接的な光分解に対する強い脆弱性を示唆する。対照水ではチアメトキサムの半減期は18.7時間だった (Peña et al. 2011)。日本の自然光下の水田では、イミダクロプリドの半減期は24.2時間である (Thuyet et al. 2011)。von Gunten et al. (2012) の報告によれば、スイスにおける自然光下での半減期はイミダクロプリドが2時間、アセタミプリドが254時間だった。Lu et al. (2015) は、実験室条件下で、カナダで見られる季節的な変化を模した種々の条件の下で、5種類のネオニコチノイド系農薬の半減期を測定した（表5）。その結果、全季節にわたる光レベルの変化によって、ネオニコチノイドの光分解の速度には7〜8倍の違いがあることが分かった。この結果は、これまでに論文発表されている研究で、ニトロ置換されたネオニコチノイドの半減期が光のレベルによって1日未満〜3日の範囲であるのと大まかには類似している。

これらの査読付き研究論文に加えて、Lu et al. は欧州委員会によるネオニコチノイド系化合物の規制を目的とする研究 (EC 2004a; EC 2004b; EC 2005; EC 2006) との比較を行っている。欧州委員会の研究では、水中での半減期はクロチアニジンが3.3時間、チアメトキサムでは2.3〜3.1日、アセタミプリドでは34日、チアクロプリドでは80日という結果が得られている。これらの研究で用いられた正確な手法は不明であり、一貫性もない（Lu et al. 2015の考察を参照）。それでもやはり、全体的な傾向は、シアノ置換タイプのネオニコチノイド系農薬（アセタミプリドおよびチアクロプリド）の方が、ニトロ置換タイプのネオニコチノイド系農薬（チアメトキサム、クロチアニジンおよびイミダクロプリド）よりも、分解に要する時間が1〜2桁長いことと一致している。最も広く普及しているこれら3種類のネオニコチノイド系農薬の半減期が短いことは、野外条件下で地表水中に遊離しているネオニコチノイド系農薬が、自然光によって数時間から数日で分解されるだろうことを示している。しかし、局地的な環境条件がこれに影響を及ぼす可能性があり、濁度が増すとネオニコチノイドの残留性も高くなる。さらにメソコズム（訳注：mesocosm：実験生態系、人為的に構築された閉鎖生態系）での実験から、チアメトキサムの光分解は8 cmを超える深度では無視できるほどごくわずかであることが分かった (Lu et al. 2015)。この水カラムを通した著しい光の減衰は、ネオニコチノイド系農薬が浅い水域でも光分解から守られる可能性を示唆している。地下水のように光にさらされていない水域では、光分解は起こらない。こうした環境下ではクロチアニジンは分解されにくく、時間とともに蓄積する可能性があるが (Anderson et al. 2015)、これを実証する実験データは乏しい。

Compound	Spring	Summer	Autumn	Winter
Thiamethoxam	0.32	0.20	0.63	1.49
Clothianidin	0.53	0.35	1.23	3.31
Imidacloprid	0.36	0.24	0.83	2.22
Acetamiprid	16.5	9.67	29.7	67.9
Thiacloprid	14.3	8.75	26.6	60.3

表5. 晴れた日の日光による春、夏、秋、冬の50°N緯度における表層水中のネオニコチノイド農薬の推定光分解および半減期（t1 / 2E）（日）。Luら（2015年）による。

2.2.3 水域で確認されるネオニコチノイド汚染濃度

世界の地表水のネオニコチノイド汚染濃度に関する最も包括的なレビューはMorrissey et al. によるもの (2015) だが、Anderson et al. (2015) も参照されたい。Morrisseyは、1998年から2013年の9カ国29例の研究で報告されたネオニコチノイド汚染の平均濃度およびピーク濃度を検討した。研究対象となった水域は、小川、河川、排水溝、地下水、湿地、池、湖、水たまりになった地表水、流去水などである。研究対象の水系は、農地に隣接しているか、もしくは農地から流れ出る水を受けている。このデータセットでは（図6）、地表水のネオニコチノイド平

均濃度の幾何平均は 0.13 µg/L（= 0.13 ppb、研究例 n=19）、地表水のピーク濃度の幾何平均は 0.63 µg/L（=0.63 ppb、研究例 n=27）だった。モニタリングスキームのほとんどがランダム試料を用いたものであるため、ネオニコチノイドが最大量流入する期間の直後に生じる真の最高濃度を過小に報告している可能性がある (Xing et al. 2013)。ピーク濃度は激しい降雨などの急な事象の後に見られることが多く、そのために水域に見られる真の平均濃度および最高濃度を知ることは難しい。

Morrissey et al. (2015) の論文発表以降、多様な水生環境において概して同様のネオニコチノイド汚染濃度を実証する研究がいくつか得られている。農業地域における小規模な研究としては、Schaafsma et al. (2015) がカナダのオンタリオ州のトウモロコシ畑18カ所について、内部および周辺部の地表水（水たまりおよびどぶ）の濃度を測定している。これにより、残留物の相加平均がクロチアニジンは0.002 µg/L（最高値 = 0.043 µg/L）、チアメトキサムは 0.001 µg/L（最高値 = 0.017 µg/L）という結果を得た。Smalling et al. (2015) は米国アイオワ州で、農地に囲まれた湿地6カ所の評価を行い、ネオニコチノイド濃度の相加平均が 0.007 µg/L（最高値 = 0.070 µg/L）という結果を得ている。農地から離れたものでは、Benton et al. (2016) が米国アパラチア山脈南部（害虫駆除を目的としてカナダツガの森にイミダクロプリド処理が施されている地域）の谷川で濃度を測定している。調査対象とした10の谷川のうち7つから、平均濃度 0.067 µg/L のイミダクロプリド（最高値 = 0.379 µg/L）が確認された。de Perre et al. (2015) は、処理トウモロコシ畑の下の地下水におけるクロチアニジン濃度を測定した。平均濃度のデータは入手できないが、濃度は作物の種まきの直後に 0.060 µg/L でピークに達した。

規模の大きい研究としては、Qi et al. (2015) および Sadaria et al. (2016) が廃水処理工場で濃度を測定している。Qi et al. (2015) は、中国の北京市にある廃水処理工場５カ所で、流入水から 0.045〜0.100 µg/L、流出水から 0.045〜0.106 µg/L の濃度のイミダクロプリドを記録した。濃度の相加平均に関するデータは入手できない。Sadaria et al. (2016) は米国各地にある従来型の廃水処理工場13カ所で、流入廃水と流出廃水を評価した。流入廃水における濃度の相加平均は、イミダクロプリドが 0.061 µg/L、アセタミプリドが 0.003 µg/L、クロチアニジンが 0.149 µg/L だった。流出廃水の濃度は、イミダクロプリドが 0.059 µg/L、アセタミプリドが 0.002 µg/L、クロチアニジンが 0.070 µg/L だった。

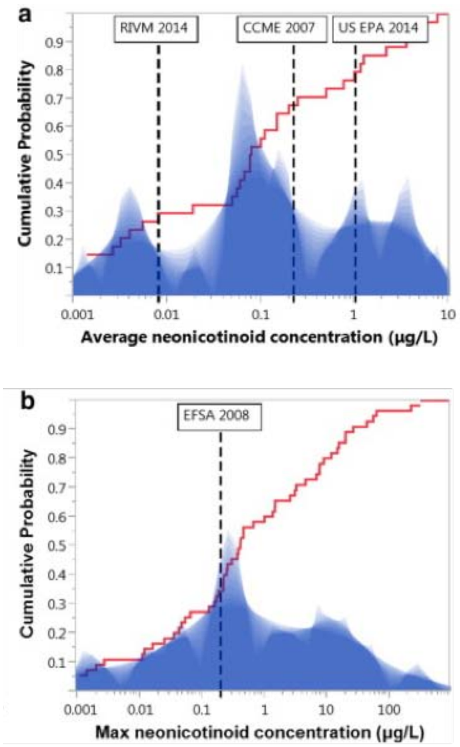

図6． 複数の水質モニタリング調査から a）平均、b）各種のネオニコチノイド濃度の最大値（対数値、µg/ L）作成したシャドウヒストグラム。赤の上昇線は利用可能な地表水モニタリングデータを使った累積分布確立で、得られたネオニコチノイド濃度よりも低いものの確率を表す。縦の破線は、イミダクロプリドの水中の濃度（RIVM 2014：0.0083µg/ L、CCME 2007：0.23µg/L および US EPA 2014：1.05µg/L）または、イミダクロプリド水濃度の最大値（EFSA、2008年：0.2µg/L）の生態学的基準値を示す。Morrissey ら (2015年) の研究より作成。

ネオニコチノイド系農薬に関する全国的な調査も2件、発表されている。Hladik and Kolpin (2016) は米国24州とプエルトリコで38の小川のネオニコチノイド濃度を測定した。5種類のネオニコチノイド系農薬（アセタミプリド、クロチアニジン、ジノテフラン、イミダクロプリド、チアメトキサム）が記録された。サンプリングした小川の53%で少なくとも1種類の化合物が確認され、汚染の相加平均は0.030 µg/L、汚染の中央値は0.031 µg/Lだった。チアクロプリドは記録されなかった。Székács et al. (2015) はハンガリーの水路に関する全国的な調査を行い、クロチアニジン濃度が0.017〜0.040 µg/L、チアメトキサム濃度が0.004〜0.030 µg/Lという結果を得ている。

すべての研究を通して、最も高いネオニコチノイド汚染濃度が確認されたのは農業地域だった。2012年から2014年に実施された、米国全域の小川を対象とする最も包括的な全国規模の調査によれば、クロチアニジンおよびチアメトキサムの汚染（現在の主要な農業用ネネオニコチノイド系農薬）の濃度には、作物の栽培に利用される周辺環境の割合と、有意な正の相関がある (Hladik and Kolpin 2016)。農業地域で最も深刻なネオニコチノイド汚染濃度が報告されているのは栽培作物の近傍にある地表水である。カナダのケベック州では、ネオニコチノイド処理をしたトウモロコシ種子がまかれた畑の近くにある水たまりに、最高濃度55.7 µg/Lのクロチアニジン、63.4 µg/Lのチアメトキサムが含有されていた (Samson-Robert et al. 2014)。オランダでは地表水に最高濃度320 µg/Lのイミダクロプリドが含まれ (van Dijk et al. 2013)、米国テキサス州の農業集中地域にある一時的な湿地には最大濃度225 µg/Lのチアメトキサムおよびアセタミプリドが含まれていた (Anderson et al. 2013)。ハンガリーでは最高濃度10〜41 µg/Lのネオニコチノイドが、初夏の降雨後にできる一時的な浅い水域で確認された (Székács et al. 2015)。より一般的には、カナダ、米国およびオーストラリアにおいて、降雨後に、農地から流れ出る水路で高濃度のネオニコチノイド系農薬が見られた (Hladik et al. 2014, Sánchez-Bayo and Hyne 2014)。繰り返しサンプリングが行われた地点では、ネオニコチノイド濃度が最も高かったのは初夏であり、播種時期の降雨と関連していた (Main et al. 2014; Hladik et al. 2014)。Hladik and Kolpin (2016) は米国のメリーランド州とペンシルベニア州で農業の影響を受ける小川3カ所のネオニコチノイド濃度を測定し、5月の作物播種時期の降雨後に濃度がピークに達することを確認したが、試料数が少ないため正確に統計分析を行うことはできなかった（図7）。

農地からの流去水に加え、都市地域も水域のネオニコチノイド汚染の一因となる。イミダクロプリドの農薬としての使用は減少したが、依然としてさまざまな家庭用商品やペットの衛生に用いられている (Goulson et al. 2013)。Hladik and Kolpin (2016) は、スロープ・クリーク（大部分が都市の流域に囲まれた小川、都市地域39%）、ならびにチャタフーチー川（スロープ・クリークの集水域を含み全体的に都市化の割合が低い、9%）のネオニコチノイド濃度を継続的にモニタリングした。確認された主要なネオニコチノイドはイミダクロプリドで、67の採取試料のうち87%に存在していた（図8）。ジノテフランおよびアセタミプリドが検出される頻度は少なかった。農地から流れ出る水路に関する研究結果と異なり、スロープ・クリークでもチャタフーチー川でも、濃度と流量との間に有意な関係は認められなかった。これは耕地作物の播種期と違い、都市流域ではイミダクロプリドの家庭での使用に明確に決まった時期がないためではないかと、Hladik and Kolpin は述べている。クロチアニジンもチアメトキサムも検出されていないが、これはおそらく、いずれの流域でも農作物が耕作されていないためだと思われる。

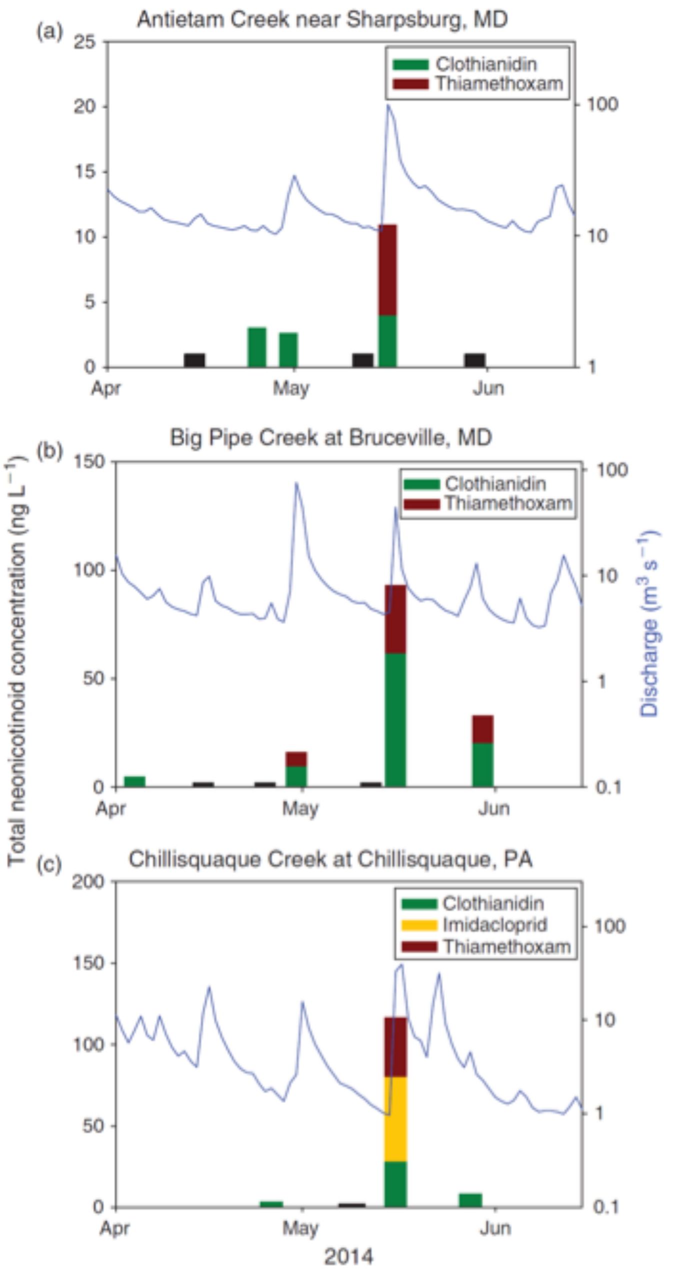

図7．2014年にサンプリングされたチェサピーク湾に流入する3つの水路において採取したサンプルのクロチアニジン、イミダクロプリド、チアメトキサムの濃度とそれぞれの水量。黒い棒は、ネオニコチノイドが検出されなかったサンプルを示す。Hladik と Kolpin (2016年) による。

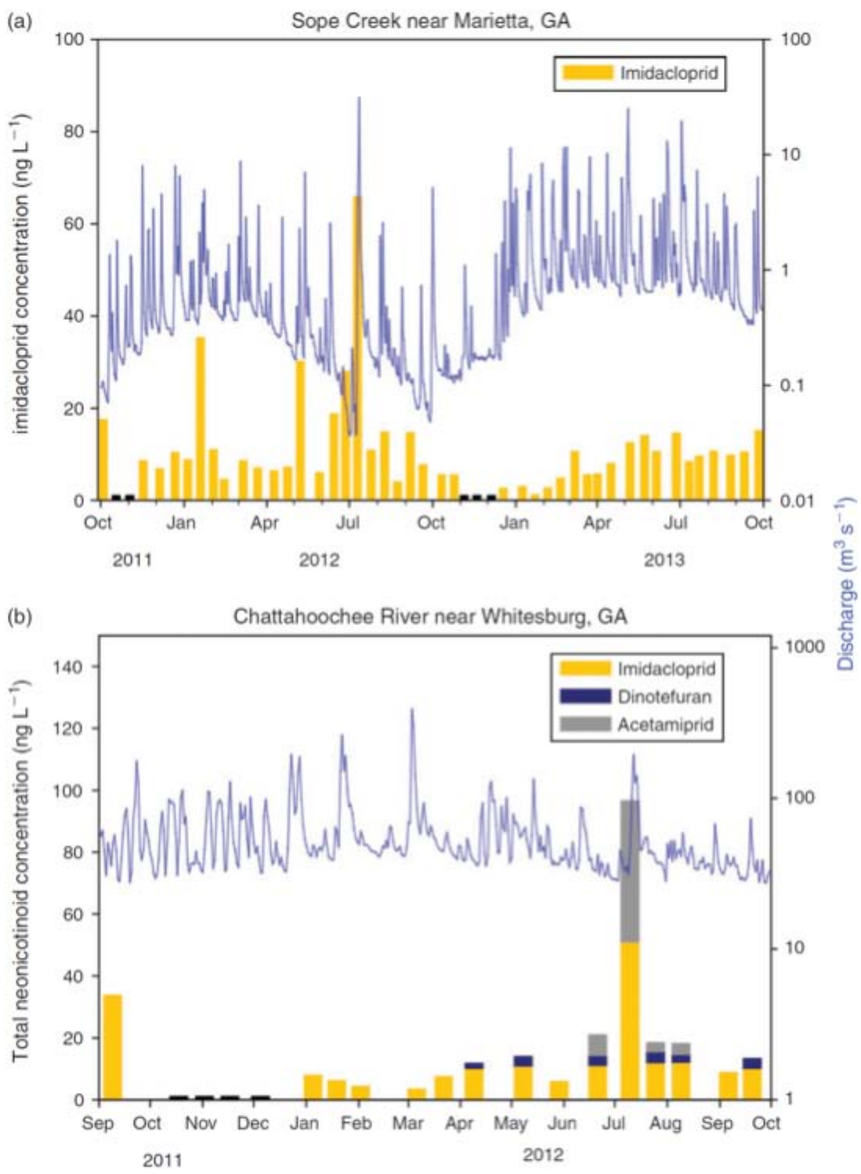

図8.（a）2011年10月から2013年10月の間のイミダクロプリドの濃度と同時期の Sope Creek（都市の大部分を集水している）への排水（b）2011年9月から2012年9月の間のチャタフーチ川への排水におけるイミダクロプリド、ジノテフランおよびアセタミプリドの濃度。黒いの棒は、ネオニコチノイドが検出されなかったサンプルを表す。Hladik と Kolpin（2016年）による。

© Greenpeace / Ángel García

2.2.4 作物以外の植物に含まれるネオニコチノイド系農薬による曝露およびその摂取のリスク

ネオニコチノイド系農薬は水溶性で土壌や水域に残留し得るため、種類を問わず近くに存在するあらゆる野生植物に吸収される可能性がある。2013年4月の時点では、野生植物のネオニコチノイド汚染を実証する実験データはほとんど入手できなかった。EFSA報告書では、農作物の種がまかれる時期には農地に雑草は生えておらず、また、ネオニコチノイド系農薬は処理種子のまわりに集中するため、根から大量に取り込まれる可能性は低いと考えられることから、野生の雑草植物によるネオニコチノイド系農薬の摂取ならびにこれに続く曝露は無視できるとみなされた。農業環境下のその他の野生植物によるネオニコチノイド系農薬の摂取の可能性については言及されなかった。2013年に入手できた唯一の研究であるKrupke et al. (2012) では、ネオニコチノイド処理トウモロコシのまかれた畑の近くに生育するタンポポ（Taraxacum agg.）に1.1～9.4 ng/gのクロチアニジン、ならびに1.0（LOD）未満～2.9 ng/gのチアメトキサムが含まれることを確認していた。この研究では、農薬が花粉中に存在したのか花蜜中に存在したのかについては評価されていない。汚染が植物の外表面に沈着したネオニコチノイドを含む粉塵に由来したのか、ネオニコチノイド系農薬が根から直接吸収されていたのかは明らかでない。後者だったとしたら、汚染は植物組織すべての内部、花粉、花蜜に存在すると予想できる。2013年4月以降、ネオニコチノイド系農薬が農地周辺の野生植物に頻繁に吸収されることを実証する研究が数多く発表されている（表6）。

Botías et al. (2015) は、ネオニコチノイド処理をしたアブラナとコムギがまかれた農地に隣接する周辺部に生育する野生の花の花粉と花蜜を採取した。野生の花54種から花粉試料が集められた。チアメトキサム、イミダクロプリドおよびチアクロプリドがすべて検出された。出現頻度が最も高いネオニコチノイドはチアメトキサムで、濃度のばらつきが非常に大きく、最も高い濃度が確認されたのはハナウド属のHeracleum sphondyliumの86 ng/gおよびヒナゲシ（Papaver rhoeas）の64 ng/gだった。同種の野生の花でも、異なる農地周辺部のものでは汚染濃度にかなりのばらつきがあった。野生の花の花粉中の総ネオニコチノイド汚染の平均濃度は、処理アブラナ畑に隣接する周辺部（濃度15 ng/g）の方が、処理コムギ畑に隣接する周辺部（濃度0.3 ng/g）よりも有意に高かった。ネオニコチノイド系農薬の濃度は、野生植物の花蜜ではずっと低かった。検出されたのはチアメトキサムのみで、平均濃度はアブラナ畑の付近の野生の花で0.1 ng/g、コムギ畑の付近で0.1 ng/g未満だった。

ネオニコチノイド処理作物のすぐ近くに生育する野生植物から直接採取した花粉および花蜜に明確に限定してネオニコチノイド濃度を測定した研究で信頼できるものは、Botías et al. (2015) のみである。Mogren and Lundgren (2016) は、ネオニコチノイド処理トウモロコシの付近にある野生の花5種について、花蜜のネオニコチノイド濃度を評価した。これらの野生種は、花粉媒介者を保護する方策の一環としてまかれたものである。この評価は、花蜜を求めてこれらの花を訪れたミツバチを採取し、蜜胃の内容物を抽出してネオニコチノイド系残留物を分析することにより実現した。一般的にミツバチは、1回の採餌飛行中は非常に忠実に同種の花を訪れるので、報告者らはその花蜜が特定の種を表していると仮定した。この花蜜で確認されたクロチアニジン濃度の平均値は、0.2～1.5 ng/gの範囲であり、野生植物の種間で大きな違いが見られた。Mogren and Lundgren (2016) も、野生の花7種について、葉のネオニコチノイド系残留物を直接検査している。クロチアニジンの摂取量には、異なる植物種間で、また同種の植物の間でも、大きなばらつきがあった（図9）。ヒマワリ（Helianthus annuus）による蓄積が最も高く、濃度は0～81 ng/gであり、ソバ（Fagopyrum esculentum）およびハゼリソウ（Phacelia tanacetifolia）の蓄積濃度は低めで、それぞれ0～52 ng/g、0～33 ng/gだった。Botías et al. (2016) でもこれと同様の大きなばらつきが見られたが、この研究では処理アブラナの農地の周辺部から野生植物45種の葉を試料採取している。総ネオニコチノイド汚染濃度の平均は10 ng/gであり、最も高い濃度が確認されたのはセイヨウトゲアザミ（Cirsium arvense）のチアメトキサム106 ng/gだった。Pecenka and Lundgren (2015) は、クロチアニジン処理トウモロコシの農地の周辺部のオオトウワタ（Asclepias syriaca）に明確に限定してクロチアニジン濃度を調べている。濃度は前出の2つの研究よりも低く、平均濃度が0.58 ng/g、最高濃度は4.02 ng/gだった。

花粉、花蜜、葉の濃度に特定して調べたものではないが、Stewart et al. (2014) およびRundlöf et al. (2015) は、ネオニコチノイド処理をした畑の周辺で採取した野生の花全体の試料から、それぞれ10 ng/g、1ng/gという総ネオニコチノイドの平均濃度

を得ている。セクション2.1.3で述べたように、これらの濃度は、ネオニコチノイドに汚染された粉塵が舞い上がり、周辺植生に付着したことに直接起因する可能性があり、その濃度自体が、汚染された土壌と水の両方またはいずれか一方からネオニコチノイド系農薬が摂取されていることを実証するものではない。

表6．2013年以降に発表された研究の要約は、ネオニコチノイド処理農作物に近い植物の野生の植物組織、花粉および蜜のネオニコチノイド残渣を意味する。Krupke ら（2012年）の研究は参照用に含まれる

Sample size	Vegetation adjacent to	Samples collected	Sample type	Mean neonicotinoid concentration (ng/g)				Reference
				Thiamethoxam	Clothianidin	Imidacloprid	Thiacloprid	
43	Oilseed rape	May-June 2013	Pollen	14.81		0.56	<0.04	Botías et al. (2015)
55	Wheat	May-June 2013	Pollen	0.14		<0.16	<0.04	Botías et al. (2015)
24	Oilseed rape	May-June 2013	Nectar	0.10				Botías et al. (2015)
8	Wheat	May-June 2013	Nectar	<0.10				Botías et al. (2015)
33	Maize	Summer 2014 and 2015	Nectar *		0.2-1.5			Mogren and Lundgren (2016)
40	Maize	June 2014	Foliage		0.4			Pecenka and Lundgren (2015)
50	Maize	July 2014 (1 month after planting)	Foliage		0.69			Pecenka and Lundgren (2015)
100	Oilseed rape	May-June 2013	Foliage	8.71	0.51	1.19		Botías et al. (2016)
375	Maize	Summer 2014 and 2015	Foliage		0.5-13.5**			Mogren and Lundgren (2016)
6	Maize	Summer 2011	Complete flower	1.15	3.75			Krupke et al. (2012)
78	Various	Summer 2012	Complete flower	7.2	1.4	1.1		Stewart et al. (2014)
7	Oilseed rape	April-May 2013 (2 days after sowing)	Complete flowers and foliage		1.2			Rundlöf et al. (2015)
8	Oilseed rape	April-June 2013 (2 weeks after sowing)	Complete flowers and foliage		1.0			Rundlöf et al. (2015)

* Mogren and Lundgren (2016) sampled honeybees foraging on wild plants and directly extracted nectar from their crop. See main body of text for further discussion

** Range of concentrations, data on mean concentrations not available

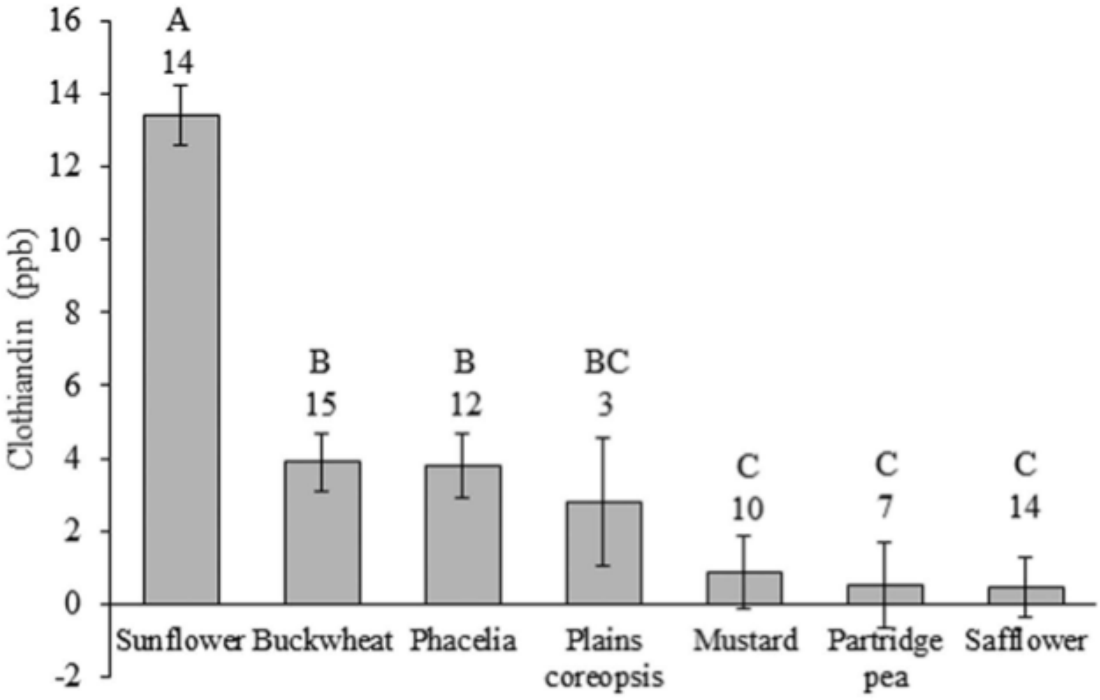

図9. 葉の組織中のクロチアニジンの濃度（平均±SE）。縦棒の上の文字は、各植物種の間での有意差の程度を示し、数字は特定の種が分析された場所-年を示す。Mogren と Lundgren（2016年）による。

2013年以降に発表されたすべての研究について、野生植物におけるネオニコチノイド系農薬の平均濃度の範囲は、花全体の試料では1.0～7.2 ng/g、葉の試料では0.4～13.5 ng/g、花蜜の試料では0.1未満～1.5 ng/g、花粉試料では0.04未満～14.8 ng/gである。利用可能な研究の数が限られているため、直接処理を施される作物の濃度との比較は難しい。しかし大まかに言えば、処理を施した作物自体に見られる濃度に匹敵する（セクション2.1.1を参照）。

2013年の時点では、ミツバチが作物からネオニコチノイドに汚染された花粉を集めることは知られていたが、それが、野生植物からの汚染されていない花粉によってどの程度薄められるかは分かっていなかった。Krupke et al. (2012) は、ミツバチが採取した花粉でのクロチアニジンおよびチアメトキサムの濃度に0～88 ng/gという幅があり、トウモロコシ（研究対象地域の主要な処理作物）から集めた花粉の割合も2.6～82.7%とかなりばらつきがあることを確認した。採取されたトウモロコシ花粉の割合と総ネオニコチノイド濃度との間に相関は見られなかった。野生植物の汚染についての不確実性を考慮すれば、花粉や花蜜による全季節を通した長期の慢性的なネオニコチノイド曝露については明らかでなかった。ハチが採取した花粉中のネオニコチノイド系農薬濃度の測定、ならびに花粉を構成する花粉粒の顕微鏡による識別により、季節を通した主要なネオニコチノイド汚染源の特定を試みる研究がいくつか行われている。これらの研究はそのほとんどが、ミツバチが採取した花粉をモデルに用いている。これは花粉採取器が、対象地に移動できる養蜂箱に容易に収まるためである。表7に各研究の概要を示す。ほとんどの研究がミツバチを用い、ネオニコチノイド処理作物と非処理作物のすぐそばに養蜂箱を設置している。セクション2.1.1でまとめたように、処理作物の近くに置かれたハチはネオニコチノイド系農薬濃度の高い花粉を採取した (Cutler et al. 2014; Rundlöf et al. 2015; Long and Krupke 2016; Rolke et al. 2016)。急性汚染の濃度が最も高かったのは、採取される作物花粉の割合が高い場合だった。Pohorecka et al. (2013) は、処理トウモロコシの畑付近の養蜂箱から採取した花粉試料（73.7%が野生の花の花粉）で、平均27.0 ng/gのクロチアニジン濃度を確認した。Rundlöf et al. (2015) は、

処理アブラナ畑付近の養蜂箱から採取した花粉試料（37.9%が野生の花の花粉）で平均13.9 ng/gのクロチアニジン濃度を確認した。非処理アブラナ畑付近の養蜂箱に集められた花粉は、野生の花の花粉の割合が47.4%で、検出可能な濃度のネオニコチノイド系農薬は認められなかった（0.5 ng/g未満）。

ハチが採取する野生の花の花粉の割合が高い場所では、ネオニコチノイド濃度は低めだった。Botías et al. (2015) は、アブラナの開花がピークの時期ならびにその2カ月後に花粉中のネオニコチノイド濃度を測定した。開花のピーク時期には、ミツバチは花粉の91.1%を野生の花から、8.9%をアブラナから採取し、総ネオニコチノイド濃度は3.09 ng/gだった。その後の期間では、花粉は100%野生の花から採取され、総ネオニコチノイド濃度は0.20 ng/gだった。Cutler et al. (2014) も、開花ピーク時期の7月の2週間に、処理および非処理のアブラナの付近にある養蜂箱からミツバチの花粉を試料採取している。ミツバチが採取した作物の花粉は少なく、処理畑の付近の方が非処理畑に比べてネオニコチノイド汚染の濃度は高いことが確認された（処理畑では野生の花の花粉の割合が1週目9.0%、2週目45.2%、濃度0.84 ng/gに対して、非処理畑では野生の花の花粉の割合が1週目15.1%、2週目62.5%、濃度0.24 ng/g）。Long and Krupke (2016) はより長期間にわたり、研究対象地域の顕花作物であるトウモロコシの開花期に当たる5月〜9月にデータを収集した。すべての地点において野生の花から採取される花粉の割合が高かった。平均ネオニコチノイド濃度は農業が行われていない地点で最も低く（93.9%が野生の花の花粉、濃度0.047 ng/g）、非処理作物の栽培地点ではこれよりも高く（95.8%が野生の花の花粉、濃度0.078 ng/g）、処理作物の栽培地点が最も高かった（95.3%が野生の花の花粉、濃度0.176 ng/g）。Alburaki et al. (2015および2016) は、ミツバチが大部分の花粉を野生の花から集める場合にはネオニコチノイド系農薬濃度が低く、花粉量の99%が野生の花からの場合には検出されないこと、ならびに花粉量の93.5%が野生の花からの場合の平均ネオニコチノイド濃度が0.04 ng/gであることを確認した。

マルハナバチが採取した花粉中のネオニコチノイド濃度を測定し、野生の花から採取した花粉の割合を定量した研究で利用可能なものは2例しかない。Cutler and Scott-Dupree (2014) は、マルハナバチの一種Bombus impatiensの巣をネオニコチノイド処理トウモロコシおよび非処理トウモロコシの畑のすぐ近くに置いた。マルハナバチがトウモロコシから採取した花粉は1%未満と非常に少なく、これはミツバチがトウモロコシの開花期に多量のトウモロコシ花粉を採取することがあるのとは対照的だった（Krupke et al. 2012; Pohorecka et al. 2013。ただしAlburaki et al. 2015; 2016; Long and Krupke 2016も参照）。残留ネオニコチノイドの濃度は低く、非処理畑では0.1 ng/g未満、処理畑では0.4 ng/gだった。これに対して、David et al. (2016) はセイヨウオオマルハナバチ（B. terrestris）の巣を処理アブラナの畑の付近に5つ設置した。アブラナはマルハナバチが好む花粉を付ける作物である。6月の終わりに巣の貯蔵庫から花粉の試料採取を行った。マルハナバチは平均で野生の花の花粉を68.1%、アブラナの花粉を31.9%採取した。

この花粉から平均濃度18 ng/gのチアメトキサムと平均濃度2.9 ng/gのチアクロプリドが確認された。これらの濃度は、同年に同じ対象地域でミツバチが採取した花粉から確認された濃度（総ネオニコチノイド系農薬濃度3.09 ng/g）よりもはるかに高い。もっともミツバチの場合は野生の花から採取した花粉の割合がずっと大きかった（91.9%）(Botías et al. 2015)。花粉の採取源に基づいて、マルハナバチが採取した花粉のネオニコチノイド濃度を評価した研究がほかにはほとんどないため、比較は容易ではない。Rolke et al. (2016) はセイヨウオオマルハナバチ（B. terrestris）のコロニーを処理アブラナの畑のすぐ近くに配置し、戻ってくるマルハナバチから直接採取した花粉中のクロチアニジン濃度が 0.88 ng/gとずっと低いことを確認したが、この花粉の採取源は明らかでない。しかし、David et al.が確認した濃度は、Pohorecka et al. (2013) が報告した濃度よりも低く、Rundlöf et al. (2015) が報告した濃度の2倍以内である。Pohorecka et al. (2013) とRundlöf et al. (2015) はミツバチが採取した花粉からそれぞれ27.0ng/g、13.9ng/gというネオニコチノイド濃度を確認しており、いずれの試料でも農作物の花粉の割合が高かった。

総じてこれらの研究は、全花粉摂取量の4分の1を超える量が作物に由来する場合に、ネオニコチノイド処理を施した、昆虫を誘引する顕花作物の開花期に最も高い急性曝露（0.84〜27.0 ng/g）が生じることを示している。報告値には、農作物の種類、試料採取の時期、ネオニコチノイド種子粉衣の当初の強度、ならびに採取された野生の花の花粉の割合によって、2桁に及ぶばらつきがある。野生の花の花粉中のネオニコチノイド濃度を明確に測定した研究が1件しかないため、野生の花の花粉中のネオニコチノイド系農薬の濃度が常に、農作物の花粉よりも高いか、あるいは低いかを判断するのは難しい。

表７. 自由に飛び回る蜂によって採取された花粉中のネオニコチノイド残量の中央値を記録した2013年以降の研究の要約。Krupkeら（2012年）の研究および本レポート2.1.1の研究を参照のために含めた。SS = 春播き、WS = 冬播き、US = 不明瞭な播種日

Species	Sample type	Samples collected	Nest location	Proportion of pollen collected from wildflowers	Mean total neonicotinoid concentration (ng/g)	Reference
Apis mellifera	Pollen	Summer 2011	Adjacent to treated maize fields	55.5	9.71	Krupke et al. (2012)
Apis mellifera	Pollen	July to August 2011 and July 2012	Adjacent to treated maize fields	73.7	27.0	Pohorecka et al. (2013)
Apis mellifera	Pollen	April to May and June to September 2012	Adjacent to treated fields (various crops, 180 m mean distance)	Data not collected	<1.0 (limit of detection)	Stewart et al. (2014)
Apis mellifera	Pollen	First two weeks of July 2012	Located in untreated SS OSR fields	15.1 (week 1) to 62.5 (week 2)	0.24	Cutler et al. (2014)
Apis mellifera	Pollen	First two weeks of July 2012	Located in treated SS OSR fields	9.0 (week 1) to 45.2 (week 2)	0.84	Cutler et al. (2014)
Apis mellifera	Pollen	August to early September 2012	Adjacent to treated and untreated maize fields	c.99	None detected	Alburaki et al. (2015)
Apis mellifera	Pollen	June 2013 (peak OSR flowering)	Adjacent to treated WS OSR fields	91.1	3.09	Botías et al. (2015)
Apis mellifera	Pollen	August 2013	Adjacent to treated WS OSR fields	100.0	0.20	Botías et al. (2015)
Apis mellifera	Pollen	June 2013 (peak OSR flowering)	Adjacent to untreated SS OSR fields	47.4	<0.5 (limit of detection)	Rundlöf et al. (2015)
Apis mellifera	Pollen	June 2013 (peak OSR flowering)	Adjacent to treated SS OSR fields	37.9	13.9	Rundlöf et al. (2015)
Apis mellifera	Pollen	Late July to September 2013	Adjacent to treated and untreated maize fields	93.5	0.04	Alburaki et al. (2016)
Apis mellifera	Pollen	May to September 2011	Non-agricultural area	93.9	0.047	Long and Krupke (2016)
Apis mellifera	Pollen	May to September 2011	Adjacent to untreated maize fields	95.8	0.078	Long and Krupke (2016)
Apis mellifera	Pollen	May to September 2011	Adjacent to treated maize fields	95.3	0.176	Long and Krupke (2016)

Species	Sample type	Samples collected	Nest location	Proportion of pollen collected from wildflowers	Mean total neonicotinoid concentration (ng/g)	Reference
Apis mellifera	Pollen	2005-2009 (dates unknown)	Adjacent to untreated maize fields	Data not collected	<1 (limit of quantification)	Pilling et al. (2013)
Apis mellifera	Pollen	2005-2009 (dates unknown)	Adjacent to treated maize fields	Data not collected	1-7 (range of reported median values)	Pilling et al. (2013)
Apis mellifera	Pollen	2005-2009 (dates unknown)	Adjacent to untreated US OSR fields	Data not collected	<1 (limit of quantification)	Pilling et al. (2013)
Apis mellifera	Pollen	2005-2009 (dates unknown)	Adjacent to treated US OSR fields	Data not collected	<1-3.5 (range of reported median values)	Pilling et al. (2013)
Apis mellifera	Pollen	6th May 2014	Adjacent to untreated WS OSR fields	Data not collected	<0.3 (limit of detection)	Rolke et al. (2016)
Apis mellifera	Pollen	6th May 2014	Adjacent to treated WS OSR fields	Data not collected	0.50	Rolke et al. (2016)
Apis mellifera	Pollen	10th-14th May 2014	Adjacent to untreated WS OSR fields	Data not collected	<0.3 (limit of detection)	Rolke et al. (2016)
Apis mellifera	Pollen	10th-14th May 2014	Adjacent to treated WS OSR fields	Data not collected	0.97	Rolke et al. (2016)
Bombus terrestris	Pollen	June 2013 (peak OSR flowering)	In urban areas (average 1600 m from treated WS OSR)	Data not collected	6.5	David et al. (2016)
Bombus terrestris	Pollen	June 2013 (peak OSR flowering)	In farmland (average 590 m from treated WS OSR)	68.1	21.2	David et al. (2016)
Bombus impatiens	Pollen	July-August 2013	Adjacent to untreated maize fields	99.35	<0.1 (limit of detection)	Cutler and Scott-Dupree (2014)
Bombus impatiens	Pollen	July-August 2013	Adjacent to treated maize fields	99.35	0.4	Cutler and Scott-Dupree (2014)
Bombus terrestris	Pollen	10th May 2014	Adjacent to untreated WS OSR fields	Data not collected	<0.3 (limit of detection)	Rolke et al. (2016)
Bombus terrestris	Pollen	10th May 2014	Adjacent to treated WS OSR fields	Data not collected	0.88	Rolke et al. (2016)
Osmia bicornis	Pollen	14th May 2014	Adjacent to untreated WS OSR fields	Data not collected	<0.3 (limit of detection)	Rolke et al. (2016)
Osmia bicornis	Pollen	14th May 2014	Adjacent to treated WS OSR fields	Data not collected	0.88	Rolke et al. (2016)

しかし、ネオニコチノイド処理が行われる農業地域でハチを引きつける農作物の主な開花期以外の時期にミツバチが餌とする花粉を調べた場合、または顕花作物が特定のハチの種が好まないものである場合には、一般にネオニコチノイド濃度は低く、野生の花の花粉が餌とする花粉の95.3～100%を占める場合には0.04～0.40 ng/gである (Cutler and Scott-Dupree 2014; Botías et al. 2015; Long and Krupke 2016; Alburaki et al. 2016)。急性曝露は、農作物花粉を一定量含む花粉の摂取によるところが最も大きいが、ミツバチはすべての季節を通して花粉を集めるため、ネオニコチノイド系農薬による曝露の総量は、主として野生の花の濃度によって決まる可能性がある。Botías et al. (2015) は、6月から8月にかけて採取された花粉を基に、花粉に含まれるネオニコチノイド系農薬全体の97%が野生の花に由来すると計算した。農業地域の周辺に生える作物以外の植物は、ネオニコチノイド曝露をもたらす追加的かつ慢性的な要因である。

2.2.5 後作物による曝露のリスク

後作物［訳注：ある作物を収穫したあとの田畑に栽培する作物］によるネオニコチノイド曝露のリスクは、知識が不足している重要な事項としてEFSA報告書で指摘された。利用可能な研究により、後作物に含まれる残留物は定量下限値を下回ることが示唆されたが、データセットは十分ではなかった。過去にネオニコチノイド処理農作物の栽培に使用されていた土壌で栽培された、非処理農作物のネオニコチノイド濃度を明確に調べた研究は、2013年以降ほとんど行われていない。これはほとんどの農作物が、毎年新たなネオニコチノイド系農薬を施用してまかれるからである。しかし、具体的なネオニコチノイドの成分が変わった場合には、その分析は可能である。Botías et al. (2015; 2106) は、チアメトキサム処理されたアブラナのネオニコチノイド濃度を分析した。その農地では少なくとも過去2年間、クロチアニジン処理をした穀類が栽培されていた。イミダクロプリドは過去3年間、使用されていなかった。アブラナの花粉と葉にそれぞれ3.15 ng/g、1.04 ng/gのチアメトキサム、1.90 ng/g、2.91 ng/gのクロチアニジン、0 ng/g、0.23 ng/gのイミダクロプリドが含まれていることが確認された。クロチアニジンはチアメトキサムの代謝生成物として生産され得るため、検出された残留物の起源について論評することはできない。イミダクロプリドは花粉試料には存在せず、最後に農業使用されたことが分かっている時期から時間が経っていることを反映していた。これらの化合物が何年も土壌中に残留し得ることを考えれば、後作物による曝露レベルは、大まかに言えば、最後の施用からの期間、ならびに土壌中のネオニコチノイドの残留性を決定するその他の要素に依存するだろう（セクション2.2.1を参照）。しかし、イミダクロプリドが葉の試料に存在していたことが示すように、後作物は少なくとも2年前の施用から残るネオニコチノイド系農薬の残留物を摂取することがある。ネオニコチノイド系農薬が農地周辺の一年生、多年生および木本の植物に存在すること（セクション2.2.4を参照）、ならびにネオニコチノイド系農薬の土壌中および水中における中期的な残留性（セクション2.2.2および2.2.3を参照）を考えれば、後作物による曝露のリスクは農業環境下の一般的な植生について報告されているレベルに類似する可能性がある。ただしこの領域は、より明示的な研究を必要とする。

03.

ネオニコチノイド系農薬の動物の健康への影響についての証拠

3.1 マルハナバチおよび単独性ハチのネオニコチノイド系農薬に対する感受性

3.1.1 ネオニコチノイド系農薬の野生の成虫のハチに対する直接的な致死性

ネオニコチノイド系農薬のハチに対する毒性に関する研究は、ほとんどがミツバチ（Apis mellifera）について実施されたものである。Cresswell (2011) は、2010年までに実施された14の研究をメタ分析により検討し、イミダクロプリドの急性経口毒性は、48時間LD50がハチ1匹当たり4.5 ngであると結論付けた。EFSAの研究 (2013a; 2013b; 2013c) では、査読を受けた研究ならびに公開されていない非公式の研究（Godfray et al. 2014に要約されている）を含め、急性経口毒性に関する2013年までの既存研究を検討した。これらの分析から、イミダクロプリドではハチ1匹当たり3.7 ng、クロチアニジンでは3.8 ng、チアメトキサムでは5.0 ngというLD50が得られた。EFSAはミツバチの急性接触毒性に関してもこれに相当するLD50を算出し (2013a; 2013b; 2013c)、イミダクロプリドではハチ1匹当たり81 ng、クロチアニジンでは44 ng、チアメトキサムでは24 ngとしている。

ただしEFSA報告書では、ミツバチ以外のハチへのネオニコチノイド系農薬の影響についての知識の不足が強調された。Arena and Sgolastra (2014) は、ハチの農薬感受性をミツバチの感受性と比較したメタ分析を実施した。同分析は、6つの化合物系統（あるいは分類群）に属する53の農薬を対象とする47研究のデータを合わせたものであり、18種のハチ（とミツバチ〈A. mellifera〉）を対象とする合計150の事例研究を伴う。ArenaとSgolastraは、種a（ミツバチ〈A. mellifera〉）と種s（ミツバチ〈A. mellifera〉以外）の致死量の間の感受性比R（R = LD50a/LD50s）を計算した。1よりも大きい比率は、ミツバチ（A. mellifera）よりもその他のハチの方が選択された農薬に対する感受性が高いことを示し、逆に1よりも小さい比率は、ミツバチ（A. mellifera）よりもその他のハチの方が選択された農薬に対する感受性が低いことを示す。感受性比（あるいは相対値）は非常にばらつきが大きく、その幅は0.001～2,085.7だったが、すべての農薬に関する感受性の中央値は0.57と計算され、概してミツバチ（A. mellifera）はその他のハチよりも農薬に対する感受性が高いことが示唆された。感受性比は大多数の事例（95%）において10未満だった。

すべてのネオニコチノイド系農薬（アセタミプリド、イミダクロプリド、チアクロプリドおよびチアメトキサム）、かつ急性接触および急性経口毒性の両方に関するデータを合わせると、9種のハチ（とミツバチ〈A. mellifera〉）を対象とする9の研究が確認された。これらの研究から示される感受性比の中央値は1.045で、これは分析された農薬の系統すべての中で最も高い中央値である。相対的にその他のハチに対する毒性が最も高いネオニコチノイド系農薬はシアノ置換タイプのネオニコチノイド系農薬であるアセタミプリドおよびチアクロプリドであったと同時に、これらは、ニトロ置換タイプのネオニコチノイド系農薬であるイミダクロプリドおよびチアメトキサムに比べ、ミツバチに対する毒性は低い。

© Axel Kirchhof / Greenpeace

モラトリアムの対象となる農薬（アセタミプリドとチアクロプリドを除き、フィプロニルを含む）を選択し、かつ急性接触および急性経口毒性の両方を含めると、10種のハチ（とミツバチ〈A. mellifera〉）を対象とする12の研究が確認された。これらの研究から示される感受性比の中央値は0.957であり、すべてのネオニコチノイド系農薬について算出された感受性比に近い数字だった。ミツバチとの感受性差が最も大きかった種群は、ハリナシミツバチ（ミツバチ科：オオハリナシミツバチ族〈Meliponini〉）である。感受性比が10を超えたのは、ハリナシミツバチ属のScaptotrigona posticaへのフィプロニルの急性接触による影響（24倍）、オオハリナシミツバチ属のMelipona scutellarisへのフィプロニルの急性接触による影響（14倍）、ならびにカベハリナシ属のNannotrigona perilampoidesへのチアクロプリドの急性接触の影響（2,086倍）の3例だけだった。ハリナシミツバチは主に赤道付近に生息し、新熱帯区で最も高い多様性が見られる。欧州で存在が確認されている種はない (Nieto et al. 2014)。対照的に、セイヨウオオマルハナバチ（B. terrestris）の研究では一貫して低い感受性比が報告されており、その値は0.005〜0.914で中央値は0.264である。セイヨウオオマルハナバチ（B. terrestris）は欧州に広く分布しており、野生のハチへのネオニコチノイド系農薬の影響を評価するミツバチ属以外のモデル系として、最も一般的に用いられている（セクション3.1.2を参照）。ハチの体重の違いがこうした種間差の要因であり、農薬感受性と体の大きさには逆相関があるという意見がある (Devilliers et al. 2003)。しかしこれは一貫して実証されているものではなく、例えばアルカロイドに富む花蜜の摂餌に対する種レベルでの適応 (Cresswell et al. 2012)、残留ネオニコチノイドを体内から排除する能力の差 (Cresswell et al. 2014) などその他のメカニズムも提唱されている。利用できるデータが限られているため、Arena と Sgolastra はこうした主張の説得力について考察することができなかった。

Spurgeon et al. (2016) は、ミツバチ、マルハナバチの一種であるセイヨウオオマルハナバチ（B. terrestris）、ならびに単独性ハチの一種であるツツハナバチ（O. bicornis）に対するクロチアニジン毒性について、さまざまな計算を行った。急性経口毒性は、ミツバチでは48時間、96時間、および240時間のLD50がそれぞれハチ1匹当たり14.6 ng、15.4 ng、11.7 ngだった。セイヨウオオマルハナバチ（B. terrestris）では対応する値がそれぞれハチ1匹当たり26.6 ng、35 ng、57.4 ngだった。ツツハナバチ（O. bicornis）では対応する値がそれぞれハチ1匹当たり8.4 ng、12.4 ng、28.0 ngだった。これらの研究結果は概してArenaとSgolastraの研究結果に沿うものであり、セイヨウオオマルハナバチ（B. terrestris）の方がミツバチ（A. mellifera）よりもすべての時点で感受性が低く、ツツハナバチ（O. bicornis）は240時間の時点でミツバチ（A. mellifera）よりも感受性が低かった。

Sgolastra et al. (2016) は同じ3種のハチについて、クロチアニジンに対する相対感受性差を24～96時間の範囲で計算した。ミツバチ（A. mellifera）とセイヨウオオマルハナバチ（B. terrestris）では24時間後に、ツツハナバチ（O. bicornis）では72時間後にLD50の最大値が得られた。これらの時点では、3種のうちでツツハナバチ（O. bicornis）の感受性が最も高く、LD50の測定値はミツバチ（A. mellifera）ではハチ1匹当たり1.68 ng、体重1 g当たり19.08 ng、セイヨウオオマルハナバチ（B. terrestris）ではハチ1匹当たり3.12 ng、体重1g 当たり11.90 ngだったのに対して、ツツハナバチ（O. bicornis）ではハチ1匹当たり1.17 ng、体重1g当たり9.47 ngだった。これらの結果は、Spurgeon et al. が算出した値に沿うものであり（240時間の値を除く）、感受性の高さは、ツツハナバチ（O. bicornis）＞ミツバチ（A. mellifera）＞セイヨウオオマルハナバチ（B. terrestris）の順にならぶ。これらの研究は共に、体の小さい種がネオニコチノイド系農薬に対してより高い感受性を示すという見解を支持するものである [訳注：体サイズが最も小さいのはツツハナバチ]。

欧州では約2,000種のハチが知られている。これらの種の生態、行動、生態環境はどれもみなミツバチとは異なる。従って、相対的感受性が非常に多様であることを考えれば、19種のハチについて入手可能な限られた毒性学的データを基に、より広範な欧州の動物相へのネオニコチノイド系農薬の影響を推定することには困難が伴う。現在入手可能なデータから、直接的な死亡率という点では、野生のハチのネオニコチノイド系農薬に対する感受性はミツバチと比べて同等から若干弱めであることが示されている。しかし、個々の種、属、科を考慮すれば、注意が必要である、何故なら、各分類群には個体レベルでの感受性変異も存在するからである。欧州の野生のハチのほとんどがミツバチよりも小さいため、ハチ1匹当たりという単位ではミツバチよりも強い感受性を示す可能性がある。全般的に、ミツバチのネオニコチノイド感受性の指標を用い続けるのは、野生のハチ群のネオニコチノイド系農薬に対する直接的な感受性を測る代用法として妥当だと思われるが (Arena and Sgolastra 2014)、農業環境に存在する多様なハチ種を網羅するためには、この領域でさらなる研究が必要とされる。

3.1.2 ネオニコチノイド系農薬の野生のハチへの亜致死的影響

2013年の時点では、ネオニコチノイド系農薬の亜致死的影響を調べる研究で利用可能なものはいくつかあったが、その大半は実験室条件でミツバチをモデル生物として用いたものだった。Blacquière et al. (2012) は、特に亜致死的影響に焦点を当てて、1995年から2011年に論文発表されたハチに対するネオニコチノイドの副次的作用の研究をレビューしている。これによれば、多くの実験室研究がハチの採餌行動ならびに学習・記憶能力へのネオニコチノイド系農薬の致死的および亜致死的影響を説明しているものの、野外の現実的な用量による野外研究では影響は認められなかった。欧州連合でのネオニコチノイドのモラトリアムの出発点として、またその後の実施にも大きく貢献した2つの主要な研究が論文発表されたのは、このレビューの後の2012年である。

Henry et al. (2012) は20 µl ショ糖溶液に含まれる1.34 ngのチアメトキサム（LD50の27％に相当、セクション3.1.1を参照）をミツバチの働きバチに急性投与し、その後、巣から1km離れた場所で放して帰巣率を測定した。投与を受けたハチが巣に戻る確率は、対照ハチに比べて有意に低かった。Whitehorn et al. (2012) は、ネオニコチノイド処理を施したアブラナを採餌するハチに予想される間欠曝露を模倣する目的で、実験室においてセイヨウオオマルハナバチ（B. terrestris）のコロニーを、2種類の濃度のネオニコチノイド処理を施した花粉（6 ng/g、12 ng/gおよびコントロール（無農薬））および花蜜（0.7 ng/g、1.4 ng/gおよびコントロール（無農薬））に2週間曝露させた後に、野外に移して6週間にわたり単独で採餌させた。2種類のネオニコチノイド処理群のハチの成長は有意に遅く、対照コロニーと比べると、新女王バチの誕生数は85％減少した。

この2つの研究はいずれも、野生のハチが野外で曝露すると考えられるネオニコチノイド濃度よりも高い濃度を用いたことを批判された（Godfray et al. 2014, Carreck and Ratnieks 2014を参照）。Henry et al. が用いた 20 µl ショ糖溶液中にチアメトキサム1.34 ngという含量は濃度換算すると67 ng/gである。アブラナの花蜜において推定されるチアメトキサムの最高濃度2.72 ng/g（セクション2.1.1を参照）を用いると、この量を取るのにミツバチは花蜜を0.49 gも摂取しなければならない。一般的にミツバチは1回の採餌飛行で25〜40 mg（0.025〜0.040 g）の花蜜を運び、これはHenry et al. が用いたほどの高用量を取るのに必要な量の約10%である。その上、ミツバチの働きバチは巣箱でこの花蜜を吐き戻すため、総摂取量は運んだ総量のほんの一部だと思われる。従って、Henry et al. の研究結果が現実世界の状況を反映する可能性は極めて低い。

Whitehorn et al. が用いた花粉と花蜜の濃度は野外の現実的な濃度にずっと近く、低濃度処理のものはアブラナの花粉および花蜜に推定されるイミダクロプリドの最高濃度の範囲内である（セクション2.1.1を参照）。しかし、現実世界では別の汚染されていない採餌源があるため、ハチが処理を施された花粉と花蜜しか摂取せざるをえないという実験の設定が現実的でないと批判された。農作物と野生の花の花粉の両方における残留物を測定し、ハチが採取した花粉の由来を評価した研究では（セクション2.2.4を参照）、野生のハチが採取した花粉のネオニコチノイド濃度の測定値は0.84〜27.0 ng/gであり、開花がピークの時期はこの花粉の相当な割合が作物から採取されている。アブラナの開花がピークの時期にマルハナバチの巣から抽出した花粉は、都市地域では6.5 ng/g、農村地域では21.2 ng/gのネオニコチノイド濃度を含んでいたが、試料採取した巣の数（3および5）は少なかった。しかし、マルハナバチから直接採取した花粉における濃度を測定したその他の研究では、1 ng/g未満という濃度が確認されているため、野生のマルハナバチが本当はどの程度のネオニコチノイド曝露を受けるのかをめぐっては、まだ明瞭ではない。これらの濃度に基づけば、Whitehorn et al. の結果は、Henry et al.の研究結果よりも実際の環境の状況に近いと思われる。

2013年の4月より後に、ネオニコチノイド系農薬のハチへの亜致死的影響について、ミツバチ個体およびミツバチコロニーの健康状態の指標（コロニーの発達、越冬の成功、有性生殖を行う個体の生産など）に関する研究が数多く行われた。この研究は本レビューの範疇を超えるが、最近の重要な論文には Pilling et al. (2013)、Cutler et al. (2014a)、Rundlöf et al. (2015)、Dively et al. (2015) などがあり、これらすべての論文で、コロニーレベルでのネオニコチノイド系農薬の影響は限定的もしくは無視できるとしている。2011年より前に行われた13件の実験室および準野外での研究のメタ分析を行ったCresswell (2011) も参照されたい。個々のハチの体長の違い、ならびに何千という働きバチを有するコロニーを形成するミツバチの社会的行動を考えれば、ミツバチの研究結果を野生のハチに当てはめて解釈するのは困難が伴うと、多数の論文著者が指摘している。

3.1.2.1　コロニーの発達および繁殖成功度への影響

マイクロコロニーを用いてネオニコチノイド系農薬のマルハナバチへの影響を調べる研究がいくつか行われている。マイクロコロニーは、女王バチを含むコロニーからマルハナバチの働きバチを取り出し、新しい巣箱に分離した小群である。これらの働きバチは、女王バチが不在のため、自らの子（雄）を育て始める。従ってマイクロコロニーは、ハチの死亡率ならびに幼虫の養育行動と繁殖成功度への農薬の影響を調べる試料数を増やすのに役立つ。

Elston et al. (2013) は、「野外の現実的な」量として1 ng/g、「野外で最大」の量として10 ng/gのチアメトキサムを、ペースト状の花粉および砂糖溶液に加え、セイヨウオオマルハナバチ（B. terrestris）の働きバチ3匹のマイクロコロニーに28日間与えた。チアメトキサム処理を施したマイクロコロニーでは、いずれも対照コロニーに比べてショ糖溶液の摂取量が有意に少なかった。働きバチの死亡率への影響はなかったが、10 ng/gのチアメトキサムを与えられたコロニーでは営巣活動が減少し、卵と幼虫の産出数が有意に少なくなった。28日間の実験期間中に幼虫が1匹も生まれなかったのは、チアメトキサム10 ng/g処理群だけだった。

Laycock et al. (2014) は、最高98 ng/gまでの範囲の濃度でチアメトキサム処理をしたショ糖溶液を、セイヨウオオマルハナバチ（B. terrestris）の働きバチ4匹のマイクロコロニーに与えた。花粉のチアメトキサム処理は行わなかった。砂糖溶液の摂取量は39 ng/g および 98 ng/g処理で有意に減少した。働きバチの死亡率は最高投与量の 98 ng/gでのみ上昇した。働きバチの産卵の失敗が有意に多かったのは39 ng/gおよび98 ng/g処理のみであり、0〜16 ng/gの低濃度処理では有意な差は見られなかった。

Bees on a honeycomb in Germany
© Fred Dott / Greenpeace

この2つの研究の結果は、概して2013年より前に得られていた知見に沿うものである。Mommaerts et al. (2010) は、最高100 ng/gまでの濃度でチアメトキサム処理をしたショ糖溶液にセイヨウオオマルハナバチ（B. terrestris）のマイクロコロニーを曝露させた。濃度100 ng/gではハチ幼虫の繁殖は減少したが、10 ng/g 処理では検知できる影響はなかった。Elston et al.とLaycock et al. の研究結果に見られる相違は、Elston et al.ではショ糖溶液だけでなく花粉もチアメトキサムで処理したという事実によって部分的に説明できるかもしれない。Laycock et al.は、98 ng/gの濃度で働きバチの死亡率が高くなることを確認したが、そのような濃度は通常、野外で遭遇するものではないため、関連性は乏しい。

Scholer and Krischik (2014) は、マルハナバチの一種B. impatiensの、温室内の女王バチを含むコロニーを、0 ng/g、10 ng/g、20 ng/g、50 ng/gおよび100 ng/gのイミダクロプリド処理およびクロチアニジン処理を施したショ糖シロップに11週間曝露させた。クロチアニジンとイミダクロプリドのいずれにおいても、50 ng/gおよび100 ng/gの処理では6週間後に、20 ng/gの処理では11週間後に、女王バチの死亡率が有意に上昇した。驚いたことに、働きバチの数、新女王バチの誕生数のいずれにも有意な影響は見られなかったが、これは一つにはどの処理においても新女王バチの誕生数が非常に少なかったことによる（平均で1コロニー当たり4匹）。10 ng/gを超えるイミダクロプリド、および20 ng/gを超えるクロチアニジンの処理を施したコロニーでは、研究期間中の重量増加が有意に少なかった。20 ng/g以上というネオニコチノイド濃度は非常に高く、実際の環境中ではハチが一貫して長期にわたり遭遇することはないと思われる。それゆえに、環境での女王バチの死亡率は、現在観察されているネオニコチノイド濃度による著しい影響を受ける可能性は低い。

ネオニコチノイド処理を施された一斉開花性作物が、野生のハチのコロニーの発達ならびに繁殖成功度に与える影響を調べる野外研究も、2013年以降にいくつか発表されている。Cutler and Scott-Dupree (2014) はカナダのオンタリオ州で、花粉が飛散する時期に、マルハナバチの一種B. impatiensのコロニーをトウモロコシ畑の付近に配置した。ネオニコチノイド処理をした通常の畑4カ所と、非処理の有機栽培畑4カ所を用いた。コロニーは、大量の花粉が飛散した初日に、各畑の付近に配置した。5～6日そのまま放置してから、半自然生息地に移して30～35日間置き、その後に凍結した。処理トウモロコシのすぐ近くに配置したコロニーで生まれた働きバチの数は、有機栽培畑のすぐ近くに配置されたコロニーよりも有意に少なかった。その他の指標（コロニーの重量、蜂蜜および花粉の貯蔵場所、幼虫巣房、働きバチの体重、オスおよび新女王の数と体重）には、どれも有意な差はなかった。マルハナバチがトウモロコシから採取した花粉は1％未満であり（セクション2.2.4を参照）、採取した花粉中の残留ネオニコチノイドの濃度は、処理畑付近で採餌するハチで 0.4 ng/g、有機栽培畑付近のハチではLOD（検出限界）より低い値だった。マルハナバチが採取するトウモロコシ花粉の量が非常に少ないのはよく知られていることを考えれば、この研究の妥当性は不明である。

Rundlöf et al. (2015) は、クロチアニジン処理アブラナの野生のハチへの影響について詳細な野外試験を行った。スウェーデン南部の全域にわたり、互いに少なくとも4 km離れている16カ所のアブラナ畑を選択し、景観の類似性に基づいて2カ所ずつ対にした。各対のうち1カ所を無作為に選択し、種子1kg当たり10 gのクロチアニジンで処理したアブラナをまき、もう1カ所には種子にネオニコチノイド処理を施さずにまいた。アブラナが開花する1週間前に、各畑のそばに単独性ハチであるツツハナバチ（O. bicornis）の繭27個（雄15、雌12）を配置し、アブラナが開花し始めた日に、各畑のそばにセイヨウオオマルハナバチ（B. terrestris）のコロニー6個を配置した。処理アブラナの付近に配置されたツツハナバチ（O. bicornis）は営巣行動を示さず、幼虫巣房を作り始めなかった。非処理の畑付近のツツハナバチ（O. bicornis）は、研究対象とした畑8カ所のうち6カ所で営巣行動を示した。この営巣開始に見られる差異の原因は不明であり、少ない試料数で確実な結論を導き出すのは難しい。処理アブラナのすぐ近くに配置されたマルハナバチでは、コロニーの発達および繁殖成績は低下した。マルハナバチのコロニーは新しい女王が出現し始めた時点で採取・凍結された。なおその時期はコロニーによって7月7日～8月5日の間であった。女王ならびに働きバチ・雄の繭の数を数えた。凍結時点では、処理アブラナ畑のすぐそばに配置されたコロニーに存在する女王ならびに働きバチ・雄の繭の数は有意に少なかった。

Sterk et al. (2016) は Rundlöf et al. と類似する野外実験を行った。ドイツ北部で、顕花作物が冬まきのアブラナのみである面積65 km^2 の区域2カ所が選択された。一方の区域では、Rundlöf et al. が用いた種子粉衣と同様に種子1kg当たり10gのクロチアニジンでアブラナが処理された。もう一方の区域は非処理の対照区域とされた。それぞれの区域の各6地点に、セイヨウオオマルハナバチ（B. terrestris）コロニー10個が配置された。コロニーは主要な開花期を含む4月～6月の間、そのままアブラナの付近に放置された。

その後、コロニーは自然保護区に移された。コロニーの重量増、働きバチの産出数、新女王の産出によって測定される再生産性のいずれについても、差異は見られなかった。

同じネオニコチノイド種子粉衣を用いたこの2つの野外研究が著しく異なる結果を得ているのは興味深い。重要な違いは、Rundlöf et al. が春まきのアブラナを用いたのに対し、Sterk et al. は冬まきのアブラナを用いた点である。播種からピーク開花までの時間は、冬まきのアブラナ（8月中旬～5月）の方が、春まきのアブラナ（4月・5月～6月中旬）よりもずっと長い。従って冬まきのアブラナの方が、ネオニコチノイド系農薬が土壌および水中に浸出する時間が長く、作物に吸収される有効成分の存在量が少なくなる。2種類の作物から採取された花粉のネオニコチノイド濃度のオーダーの違い（セクション2.2.4を参照）、ならびに報告されたコロニーの発達および繁殖カーストの個体数の違いは、このことである程度説明がつくかもしれない。もう一つの違いは、Sterk et al. の研究ではアブラナの開花期が終わった後にコロニーを自然保護区（森、湖、未開墾地からなる）に移したことである。この自然保護区で得られる食料は、通常の農業環境で利用できるものより質も高く、量も多かった可能性がある。通常の農業環境にあるマルハナバチのコロニーは、アブラナなどの農作物の開花が終わって以降もそこで採餌を継続しなくてはならず、上記のような経験は一般的なものではない。さらに、Sterk et al. の実験設計上の重要な問題は、処理区と対照区が1つずつしか用いられていないことである。従って、Rundlöf et al. が処理畑と対照畑それぞれ8カ所を用いたのとは対照的に、サイトレベルで本当の意味で複数回にわたる実験を実施していない。なぜこれらの研究からこれほど違う結果が得られたのかを検討する際には、こうした実験設計上の違いを考慮に入れる必要がある。

Henry et al. (2012) および Whitehorn et al. (2013) の研究結果を受けて行われた研究の一つに、英国食品環境研究庁の研究 FERA (2013)がある。同研究は、クロチアニジン、イミダクロプリドのいずれかで処理したアブラナの付近、または非処理の対照の付近に配置されたマルハナバチコロニーを用いた野外試験により構成されている。コロニーはアブラナが開花している間の6～7週間は自由に採餌させておき、その後に非農業地域に移して発達を続けさせた。当初の目的は、3種類の処理におけるコロニーの成長と発達を測定し、これを巣内の備蓄食料から集めたネオニコチノイド濃度と比較することだったが、この研究はいくつかの方法論的な問題について批判を受けた（配置日ならびに当初のコロニーの大きさのばらつき、サイトレベルで複数回にわたる実験が実施されていない点、実験期間中の対照コロニーの残留ネオニコチノイドによる汚染など）。この研究は結局、査読のある学術誌には論文発表されなかったが、マルハナバチコロニーの繁殖成功とネオニコチノイド濃度の間には明白な関係性はないという結論に達している。Goulson (2015) は、線形モデルを用いて、元の研究では異常値として除外されたが統計上の定義では異常値の条件を満たしていないコロニー2つを除外せずに保持して、FERA のデータを分析し直した。この再分析により、花蜜中のクロチアニジン濃度ならびに花粉中のチアメトキサム濃度と、コロニーの重量増ならびに新しい女王バチの産出との間に有意に負の相関があることが確認された。

管理条件下で単独性ハチの繁殖成功度へのネオニコチノイド系農薬の影響を調べた研究で、信頼できるものは1例しかない。Sandrock et al. (2014) は植物の茎に巣を作る単独性ハチの一種であるツツハナバチ（O. bicornis）の実験室個体群を形成した。ハチにはチアメトキサム 2.87 ng/gおよびクロチアニジン0.45 ng/gで処理したショ糖溶液、ならびに非処理花粉が餌として与えられた。雌の成虫の寿命にも体重にも、ネオニコチノイド系農薬の影響はなかった。しかし、処理群のハチでは、実験期間中に完成した巣が22%少なかった。処理群のハチが完成させた巣では、房の総数が43.7%少なく、子の相対的な死亡率が有意に高かった（死亡率は処理群が15%、非処理が8.5%）。全体的に見て、慢性的なネオニコチノイド曝露により、巣1つ当たりの子の出現率は有意に減少し、処理群のハチでは子の産出が47.7%少なかった。この結果は、こうした低濃度の野外の現実的な投与量（3.5 ng/g未満）でのネオニコチノイド系農薬への曝露は、成虫の死亡率を上昇させることはないが、巣をうまく作る能力および子に食料を与える能力への亜致死的影響を及ぼすことを示している。

全体的に見て、2013年以降に発表された研究は、現時点では既存の知見におおむね沿うものであるが、いくつかの重要な領域において理解を深化させている。実験室研究により、マルハナバチの繁殖成績へのネオニコチノイド系農薬の負の影響が、概して高濃度で実証され続けており、再生産性への亜致死的影響が検出された最も低い濃度は10 ng/gである。マルハナバチを用いた野外研究により、ネオニコチノイド処理をした顕花作物への曝露が、曝露の度合いによっては、コロニーの発達および繁殖成績に重大な影響を及ぼし得ることが実証され、信頼できる研究において検知されている残留物の違いは、播種に対する農作物の開花時期、ならびに餌となる汚染されていない植物の有無で説明がつくと思われる。単独性ハチへの影響に関する

理解は Sandrock et al. (2014) の研究結果により、格段に進歩した。同研究は、3.5 ng/gという野外の現実的な濃度で単独性ハチの再生産性に相当な影響があることを示している。この点を実際の環境の条件下で実証する野外研究は限られており、ネオニコチノイド処理を施した区域で営巣活動が行われなかったことを示す Rundlöf et al. (2015) による研究がある。

3.1.2.2 採餌効率への影響

2013年の時点では、ネオニコチノイド系農薬が個々のハチの採餌行動にどのように影響するのか、それがコロニーレベルでの健康に影響するのかについての知見は限られていた。Gill et al. (2012) は、セイヨウオオマルハナバチ（B. terrestris）コロニーを4週間にわたり、巣内のショ糖溶液中のイミダクロプリド10ng/gに曝露させた。コロニーは室内に置かれたが、アクセス管があるので室外で自由に採餌できた。イミダクロプリド曝露を受けたコロニーの発達は遅めだったが、働きバチの採餌行動に重要な影響が見られた。対照コロニーに比べ、イミダクロプリド処理コロニーでは採餌飛行を始める働きバチの数が多く、無事に飛行から戻るたびに持ち帰る花粉の量が少なく、また無事に終えた花粉採餌の飛行時間は有意に長かった。処理を受けた働きバチは花粉を集める頻度も低く、採餌のための往復のうち花粉を集めたのは、対照の働きバチが82%だったのに対し、処理を受けた働きバチでは59%と、28%少なかった。著者らは、こうした濃度でのイミダクロプリドへの曝露が、マルハナバチの働きバチが野外で花粉を集める能力を有意に減少させたと結論付けている。花粉を集める能力が低下したために、イミダクロプリド処理コロニーが集めた花粉の量は対照コロニーよりも少なく、花粉が少ないためにその後の成長が遅くなるという結果になった。この研究の論文発表以降、ネオニコチノイドのマルハナバチの採餌行動への影響を評価する新たな研究がいくつか論文発表された。

Feltham et al. (2014) は0.7 ng/gのイミダクロプリドで処理したショ糖溶液、および6ng/gのイミダ

Lavatera Flower in Germany
© Axel Kirchhof / Greenpeace

クロプリドで処理した花粉に、セイヨウオオマルハナバチ（B. terrestris）のコロニーを2週間曝露させた。これらのショ糖溶液の濃度は、Gill et al. (2012)が用いた10 ng/gよりも一桁低い。コロニーはその後、スコットランドの都市地域に設置された。それぞれの巣の採餌をする働きバチを、その後さらに4週間監視した。花蜜の採取に要する時間も、採取した花蜜の量も、処理コロニーと対照コロニーの働きバチの間で差はなかった。しかし、処理を受けた働きバチが採取した花粉の量は有意に少なく、単位時間当たりにコロニーに持ち帰る花粉は31％少なかった。処理を受けた働きバチは花粉を集める頻度も低く、採餌のための往復のうち花粉を集めたのは、対照の働きバチが65％だったのに対し、処理を受けた働きバチでは41％と、23％少なかった。

Gill and Raine (2014) は Gill et al. (2012) と類似する実験を行い、セイヨウオオマルハナバチ（B. terrestris）コロニーを10 ng/gのイミダクロプリドで処理したショ糖溶液に曝露させながら、室外で自由に採餌できるようにした。マルハナバチのコロニーならびに個々の働きバチを4週間にわたり観察した。著者らの以前の研究結果 (Gill et al. 2012) と同じように、イミダクロプリド処理を受けた働きバチは、4週間の実験期間を通して、採餌飛行を始める回数が有意に増えた。著者らは、この現象は、最初の数週間は個体レベルの急性反応によって（ネオニコチノイド系農薬が神経伝達物質受容体のアゴニストとして作用し、採餌欲求を高める）、実験後期には慢性的なコロニーレベルでの反応によって引き起こされるものと考えられ、これに伴って処理コロニーでは花粉採取に割当てられる働きバチの割合が高くなるだろうと述べている。処理を受けた働きバチの花粉採餌効率は実験期間の進行ともに下がり、1回に採取する花粉の量は4週目に最少を記録した。これは花粉採餌能力へのイミダクロプリドの慢性的な影響を示すものである。これが個々の能力の低下によるものなのか、新たに生まれる働きバチがより長期にわたり曝露されることによるのかは明らかでない。

Stanley et al. (2015) は2.4 ng/gまたは10ng/gのチアメトキサムで処理したショ糖溶液にセイヨウオオマルハナバチ（B. terrestris）のコロニーを13日間曝露させた。コロニーはその後、花粉媒介者を排除するケージに移され、2種類のリンゴの花から自由に採餌できるようにした。10 ng/gの曝露を受けたコロニーのハチは、対照コロニーのハチに比べて、採餌にかける時間が長く、訪れる花の数は少なく、花粉を持ち帰る採餌飛行の割合が低かった。Stanley and Raine (2016) も、10 ng/gのチアメトキサムを含むショ糖溶液にセイヨウオオマルハナバチ（B. terrestris）コロニーを9〜10日間曝露させた。その時点でコロニーを、どこにでもあるミヤコグサ（Lotus corniculatus）2株とシロツメクサ（Trifolium repens）1株の食料が用意された飛行領域に移した。働きバチは個別に放され、花との関わり方が記録された。花粉採餌行動を示す個体数は、処理を受けた働きバチの方が対照の働きバチよりも有意に多かった。しかし、花を効率的に扱うのを学ぶのに要する訪問回数は、対照の働きバチの方が少なかった。

Arce et al. (2016) は、セイヨウオオマルハナバチ（B. terrestris）の巣を樹林草原に5週間配置し、同時に5 ng/gのクロチアニジンで処理したショ糖溶液も与えた。与えたショ糖溶液の量は、実験期間を通して一般的にコロニーが摂取する量の半分にあたると推定された。花粉は与えなかったため、働きバチは自ら採餌して花蜜資源の不足分を補う必要があった。それ以前の論文と対照的に、採餌活動および花粉採取のパターンについてわずかな変化しか検出されなかった。処理の違いによるコロニーの重量増にも、ハチ幼虫の個体数にも、明らかな違いはなかった。しかし実験終了時には、処理コロニーの働きバチ、雄ハチ、新成虫の雌（新女王候補）の数は、対照コロニーに比べて少なかった。

Switzer and Combes (2016) は、マルハナバチの一種 B. impatiensの振動採粉（Sonication）行動へのイミダクロプリド急性経口影響を調べた。振動採粉は、マルハナバチが花にとまり、大きな音を立てて振動させて葯から花粉を揺すり落とす行動である。マルハナバチの働きバチに、10 μLの砂糖溶液中に0 ng、0.0515 ng、0.515 ng、5.15 ngという量のイミダクロプリドを与えた。これらは0 ng/g、5.15 ng/g、51.5 ng/g、515 ng/gに相当する濃度であり、最も多い経口摂取量ではミツバチのLD50の139％に相当する。マルハナバチは一般にミツバチよりも感受性が低いため（セクション3.1.1を参照）、これはマルハナバチにとっては適度な代用値である。ハチはその後にトマト（Solanum lysopersicum）から採餌できるようにして、振動採粉行動を観察した。最も低い投与量であるイミダクロプリド0.0515 ngでは、羽ばたきの頻度、振動採粉の頻度、振動採粉の長さのいずれにも影響は見られなかった。これよりも高い投与量の処理を受けたハチはイミダクロプリドの摂取後はほとんど採餌行動を再開しなかったため、高めの投与量についての分析はできなかった。この研究に用いられたネオニコチノイド濃度ならびに試料数の問題を考えれば、高レベルの曝露によりマルハナバチの花粉採餌行動が損なわれるという点以外に、多くの結論を導き出すのは難しい。

© Holger Weber / Greenpeace

全体的に見てこれらの研究が示すのは、花蜜中の0.7〜10 ng/gという濃度のネオニコチノイド系農薬への曝露が、個体レベルでもコロニーレベルでも、マルハナバチの花粉採取能力に亜致死的影響をもたらし得るということである。この花粉の不足とそれに続く資源ストレスは、直接的に働きバチの死亡率を上昇させなくても、コロニーの発達が鈍り、生殖虫（新女王・オス）の個体の産出が減少する理由を説明するメカニズムとして妥当だと思われる。10 ng/gという高い濃度は、マルハナバチが野外で経験する可能性のある上限であるが、限度内であることを考えれば（セクション2.1.1およびセクション2.2.4を参照）、現代の農業環境下でネオニコチノイド系農薬に曝露する野生のマルハナバチは、花粉採取能力の低下に見舞われ、その後に再生産性（もしくは繁殖成功度）への影響を受ける可能性がある。

3.1.2.3 ハチの免疫システムへの影響

ハチの病気（寄生虫と病原菌の両方）は、近年、管理されたミツバチコロニーの生存に影響を及ぼす主要因として関連付けられている (vanEngelsdorp et al. 2010)。病気による負の影響についての証拠はほとんどがミツバチの研究に基づくものだが、ほとんどの病気はさまざまな種類のハチで発症し得る。例えば、寄生性微胞子虫であるノゼマ原虫（Nosema ceranae）はアジア原産であり、ミツバチの輸出入によって世界中に拡散した。今やノゼマ原虫（N. ceranae）は、欧州と南北アメリカにわたり、4つの異なる属の野生のハチ（Bombu属、Osmia属、Andrena属、Heriades属）から検出されている（Goulson et al. 2015 を参照）。野生のハチと管理されたハチが共用する開花植物は、両者の間に病気が伝染する場となり得る (Graystock et al. 2015)。

Sánchez-Bayo et al. (2016) は、ネオニコチノイド系農薬の使用とハチの病気の発生率および重症度を関連付ける証拠を検討した。2013年より前に、ミツバチにおけるネオニコチノイド曝露と罹患率の上昇との関連をいくつかの研究が実証していた (Vidau et al. 2011; Pettis et al. 2012)。ノゼマ原虫（N. ceranae）に感染したミツバチをイミダクロプリドに曝露すると、ハチ幼虫から除菌する能力が低下し、コロニー内でのノゼマ原虫（N. ceranae）の蔓延が悪化した (Alaux et al. 2010)。さらに、イミダクロプリドまたはフィプロニルの亜致死量への曝露は、免疫関連遺伝子に対する抑制により、ミツバチの働きバチの死亡率を上昇させた (Aufauvre et al. 2014)。Di Prisco et al. (2013) は、亜致死量のクロチアニジンがミツバチの抗ウイルス生体防御に負の作用をもたらすことを確認した。免疫シグナルの活性化を阻害するタンパク質をコードする遺伝子の転写を促進することにより、ネオニコチノイド系農薬は生体防御を低下させ、目に見えないウイルス感染を有するミツバチ体内の翅形態不全ウイルスの複製を促進する。野外レベルでは、ネオニコチノイド処理と、ミツバチヘギイタダニの寄生およびミツバチコロニーにおけるウイルス量との間に正の相関があることが確認されている (Divley et al. 2015; Alburaki et al. 2015)。ネオニコチノイド系農薬の野生のハチの免疫システムへの影響を測定する研究や、ネオニコチノイドの使用に関連する野生のハチの病気の発症率を測定する研究報告で信頼できるものはない。しかし、野生のハチが非常によく似た神経および免疫のシステムを有することを考えれば、ネオニコチノイド系農薬が同様の作用を及ぼし、寄生虫や病原菌に対する野生のハチの感染率を上昇させる可能性は高いと思われる。

3.1.3 ネオニコチノイド系農薬の野生のハチへの個体群レベルでの影響

2013年時点では、ネオニコチノイド系農薬の野生のハチに対する個体群レベルでの影響は何も分かっていなかった。管理された飼育ミツバチの個体群の傾向に関するデータは入手可能だが、野生のハチについてはそうしたデータを入手することはできない。ある研究は、ネオニコチノイド系農薬が野生のハチの個体群の傾向にどのような影響を及ぼすかについて調査を試みた。Woodcock et al. (2016) は、英国全土に分布する野生のハチの出現率に関するデータセットを用いた。データセットは、アマチュアおよびプロの昆虫学者によるハチの目視情報で構成され、おそらく、現存する最も包括的な、国全体のハチ分布のデータベースである。62種の野生のハチを選び、1994年から2011年の18年間にわたる種の分布と持続性を計算した。英国では2002年に初めて、ネオニコチノイドで種子処理されたアブラナが使用されたことから、執筆者らは、アブラナの栽培面積とネオニコチノイド系農薬で処理された当該作物の面積を示す明確な情報を、分布と時間の両面から解析した。62種のハチを、アブラナで採餌した種（n=34）と採餌しなかった種（n=28）の2つのグループに分類した。その後、当該期間における種の持続性と、予想されるネオニコチノイド曝露とを照らし合わせた。18年間にわたり、野生のハチの持続性は、採餌群および非採餌群ともにネオニコチノイドへの曝露との間に有意に負の相関性を示し、アブラナ採餌群はその影響が3倍大きかった。

ハチを、採餌バチまたは非採餌バチと特徴付けることには一つの大きな問題がある。ハチの多くの種は他のハチに寄生する絶対寄生種で、自ら花粉を採餌することはない。過去の研究で観察された花蜜を集める訪花活動に基づいて、数種の寄生バチがアブラナ採餌群（n=2）、および非採餌群（n=12）に分類されていた。非採餌群の寄生バチには、採餌群に属するハチに寄生するものもいる（n=10/28）。これらの種が宿主の個体数に大きく依存することを考慮すれば、この分類は生態学的に意味をなさない。減少が宿主の減少によるのか、直接的な死亡率の増加によるのかを切り離して考えることができないため、分析に追加の交絡因子の問題が生じる。さらに、農地の付近に生息する野生植物に含まれるネオニコチノイド系農薬の存在を考慮すると（セクション2.2.4を参照）、アブラナへの使用量は必ずしも、野生のハチのネオニコチノイドへの実際の曝露を測る真の基準とはいえない。

総括すると、この研究は、ハチの種が、アブラナの種子粉衣としての使用量で測定されるネオニコチノイド系農薬への曝露が高い場所から姿を消す可能性が高まったこと、また、この傾向はアブラナで採餌するとされる種でより顕著であったことを示している。さらなる研究が必要とされるが、これは全国規模でのネオニコチノイド曝露レベルとハチ類の持続性との関係を示唆する重要な相関研究である。

3.2 チョウおよびガのネオニコチノイド系農薬に対する感受性

Pisa et al. (2015) は、ネオニコチノイド系農薬のチョウおよびガ（チョウ目）への影響に関する既存文献をレビューした。ハチとは対照的に、チョウの毒性比較試験はごくわずかしか行われていない。既存調査は、有機農場と一般農場でのチョウの発生量と多様性を比較したものがほとんどである。有機農場にはより多様な種が生息しているが、その具体的な理由は特定できない。例えば、幼虫の餌となる植物および成虫の餌となる花蜜植物の量を減らす除草剤の使用が、（ネオニコチノイド）農薬による直接的な死亡や亜致死ストレスに対して相対的に重要かどうかは不明である。

チョウ目のネオニコチノイド系農薬およびフィプロニルに対する感受性を調査している入手可能な毒物学的研究のほとんどは、農業害虫である9科32種のガについて行われたものである (Pisa et al. 2015)。報告された感受性には種間でかなりのばらつきがあり、ワタの害虫2種のアセタミプリドに対する感受性にはほぼ3倍の開きがある（LC50〈訳注：半数致死濃度：試験生物の50%を死亡させると予想される濃度〉は11,049 ppm と3,798 ppm）。幼虫の発育段階によっても差があり、初齢幼虫の感受性は5齢幼虫の100倍超で、LC50とLC90（訳注：90%致死濃度：試験生物の90%を死亡させると予想される濃度）はそれぞれ 0.84/1.83 ppm、114.78/462.11 ppm である。Botías et al. (2016) は、農業害虫である3種のガのLC50を載せ、クロチアニジンの24時間LC50 は2,400 ppbから186,000 ppbであった。これらは一般的に見て非常に高い数値であり、野生個体群におけるネオニコチノイド抵抗性については複数の事例が存在する（Pisa et al. 2015を参照）。調査対象のガ種の多くは主要農作物の害虫であるため、この数十年で何世代にもわたり複数の農薬に曝露されてきた。そのため、これらのネオニコチノイド系農薬に対する感受性は、害虫ではない野生のチョウ目種の感受性を必ずしも代表するものではない可能性がある。

2013年以降、野生のチョウ目のネオニコチノイド系農薬に対する感受性について調査している信頼できる研究はほとんどない。Pecenka and Lundgren (2015) は、オオカバマダラ（Danaus plexippus）の幼虫に対するクロチアニジンの致死性を評価した。初齢幼虫に36時間にわたり処理葉を食べさせた。LC50は15.63 ng/gと計算された。さらに0.5 ng/gの濃度でも、初齢幼虫の発育に要する時間が長くなり、体長が短くなり体重は減少するという成長への亜致死的影響が測定された。こうした差異は2齢幼虫にまでは続かなかった。Yu et al. (2015) では、カイコ（Bombyx mori）の2齢幼虫にイミダクロプリドとチアメトキサム処理の葉を96時間にわたり食べさせた。LC50はイミダクロプリドが1,270 ng/g、チアメトキサムが2,380 ng/gだった。限られた数の生態学的に異なる種で報告されたネオニコチノイド抵抗性の範囲がこのように広いことは、チョウおよびガのネオニコチノイド系農薬に対する感受性の徹底的な評価が難しいことを意味する。この領域ではさらなる研究が求められる。

野生のチョウおよびガに関する毒性学的データが不足する中、2つの最近の研究が、チョウの個体群の長期データセットを用いて、農業地域でのネオニコチノイド使用の相対的影響を評価した。Gilburn et al. (2015) は、英国チョウ類モニタリングスキーム（UK Butterfly Monitoring Scheme）によるデータを用いた。データは多種多様な生息地のチョウの数で構成され、調査期間は1984年から2012年までである。この期間は、Woodcock et al. (2016、セ

Wall Brown / Wall Butterfly (Lasiommata megera)
basking with wings open on log
© Andy Sands / NPL

クション3.1.3を参照) が、英国の野生のハチの研究で、対照とするために用いた期間である英国の農地にネオニコチノイド系農薬が導入される前の10年という期間よりも長い。ほとんどが広食性（訳注：非常に多くの花を餌資源として利用する種）であり、農業生息地を含むさまざまな生息地に存在する英国の17種のチョウが選択された。各土地の気候条件はチョウの個体群に影響を及ぼす非常に重要な要素であるため、ネオニコチノイド系農薬が使用された英国の地域と、さまざまな気温や気候の変数をモデルに組み入れた。予想通り、チョウの個体群指標に対して、夏の気温は有意に正の相関性を、春の降雨は有意に負の相関性を示した。ネオニコチノイドの使用も、気候の影響の調整後に、チョウの個体群指標と有意に負の相関性が見られた。相関関係のパターンはチョウ種によって異なるが、ほとんど（17種のうちの14種）が負の相関性を示した。ネオニコチノイドの使用が最も盛んだった直近の2000年から2009年には、調査対象17種のうち15 種の個体群が減少傾向を示した。

Forister et al. (2016) は、カリフォルニア州の低地に生息するチョウの個体群について同様の分析を行った。カリフォルニア州北部のある地域の4カ所で、1972年、75年、88年以降（場所により開始年が異なる）、隔週で徒歩により継続的にチョウのモニタリングを実施した。これらの場所は耕作地、半自然、都市の生息地を含む勾配地にある。このデータを用いて、ネオニコチノイドの年間投入量やその他の要素（夏の気温や土地利用の変化など）の影響を検証した。

チョウ種の豊かさの大幅な減少が1997年から見られた（図10a、1997年は統計モデルが割り出した分岐点である）。この地域のネオニコチノイドの使用は1995年に始まり、1997年以降増加している（図10b）。ネオニコチノイドの使用は、チョウ種の豊かさと有意に負の相関性を示し（図10c）、ネオニコチノイド系農薬に対して最も強い負の反応を示したのは小型のチョウだった（図10d）。

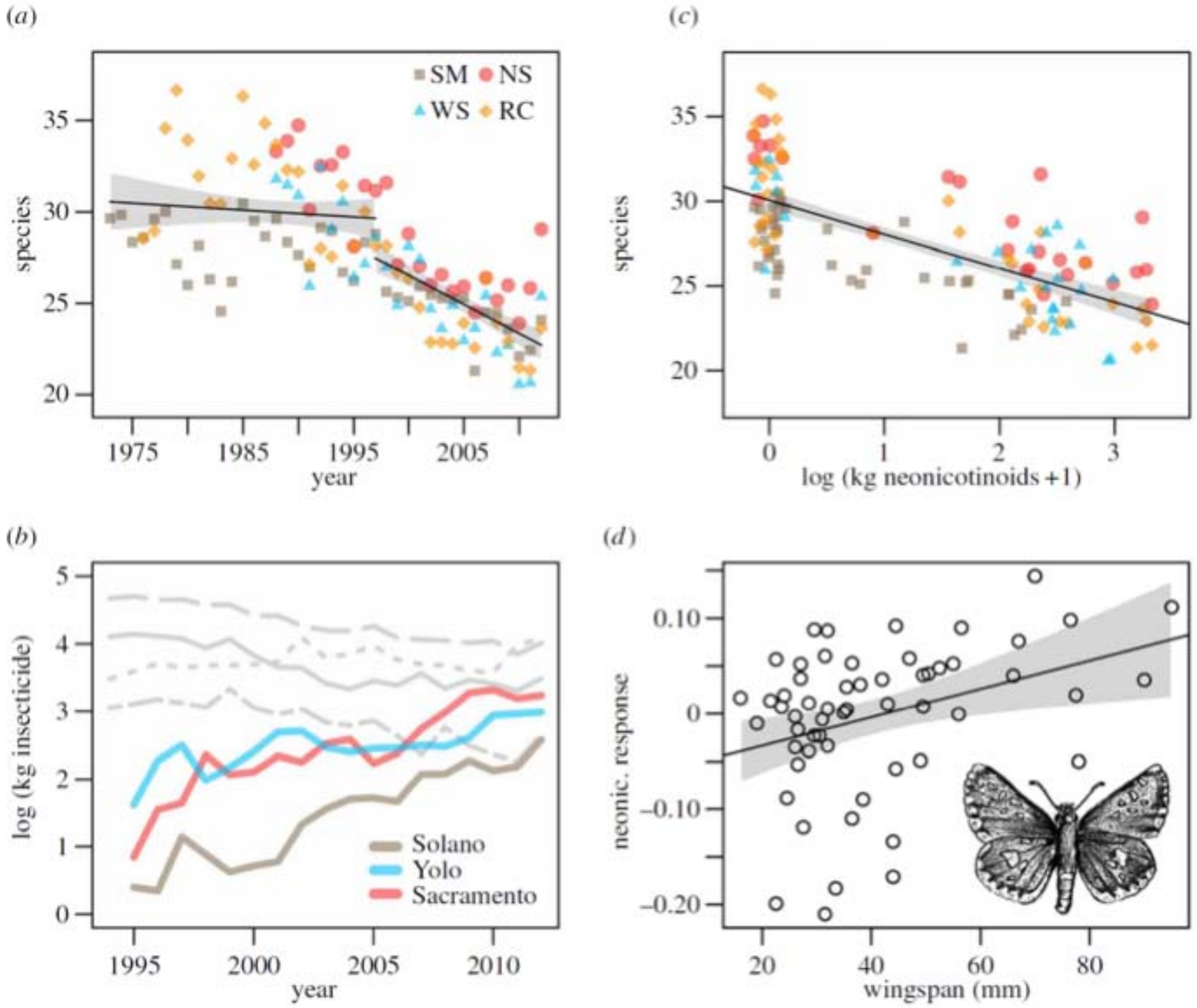

図10. （a）4箇所で観察されたチョウの種類数。（a）および（c）における応答変量は、シャノン多様度指数、すなわち、有効な種数である。（a）のスプラインのノットは1997年である（95% 信頼区間：1990-2001）。（b）調査した郡でのネオニコチノイド農薬散布（カラーの線）、およびネオニコチノイド系ではない最も一般的に利用されるネオニコチノイドでない農薬（灰色の線）の散布。

ネオニコチノイドでない農薬類は、1995年から、有機リン系、カルバメート系、ピレスロイド系および有機塩素系を含め減少している（折れ線は郡平均を示す）。（b）はネオニコチノイドでない農薬が最初に報告された年から始まっており最初の2つのパネルでは対象年の範囲が異なることに留意が必要である。（c）チョウの種数とネオニコチノイドの関係（見やすいように後者のゼロ値をずらして表示している）（d）ネオニコチノイドに対する個々の種の反応を開長（羽根を広げた長さ）から予測した。Y 軸上の負の値は、ネオニコチノイドとの関連が負であることを示す。パネル（a）、（c）、（d）の灰色多角形は95%の信頼区間を示す。Foriste (2016年) らより作成。

これらの分析は共に、あくまでも相関研究であり、ネオニコチノイドの使用量は単に、減少を引き起こしている他の何らかの要因を示す代替パラメーターであるとも考えられる。Gilburn 他は、生息地の劣化や採餌植物の消失がチョウの減少の主な原因であり、農業集約化がこうした生息地の劣化に重要な役割を果たしているのであれば、ネオニコチノイドの使用は農業集約化、ひいては生息地の劣化を示す代用指標なのかもしれないと指摘する。従ってネオニコチノイドの使用には、チョウの減少を引き起こす原因となっている可能性、あるいはまた、チョウ個体群の傾向と強い相関関係にある農業集約化を示す最初の有用かつ定量可能な指標である可能性がある。英国チョウ類モニタリングスキームの調査地域のほとんどが農地そのものにはないことから、Gilburn 他は、ネオニコチノイドの使用が農業集約化の代用指標になっているのではなく、ネオニコチノイド系農薬のより広範な環境への移動（セクション2.2.4を参照）、ならびに農地が個体群を受け入れるシンク（population sinks）の役割を果たしていることが、チョウの減少を引き起こしているのではないかと推測する。この仮説を評価する信頼できるデータは存在しない。

総括すると、最近の研究では、チョウ目は幼虫期のネオニコチノイド系農薬の経口摂取に対して幅広い抵抗性を示すことが明らかになった。成虫期に作物の花蜜などから経口摂取するネオニコチノイド系農薬に対する感受性については入手できるデータはない。長期データセットを用いた2つの相関研究は、ネオニコチノイドの使用とチョウの発生量および種の豊かさの減少との間に強い相関性を示しているが、こうした減少を引き起こす正確なメカニズムを把握するには、実験室および野外でのさらなる研究が必要である。

© Peter Caton / Greenpeace

3.3 他の陸生無脊椎動物のネオニコチノイド系農薬に対する感受性

昆虫種のネオニコチノイドに対する感受性を評価した信頼できる研究のほとんどは、経済的に重要な農作物害虫に焦点を当てている。Pisa et al. (2015) は、ネオニコチノイド系農薬の他の陸生無脊椎動物への影響に関する既存文献をレビューし、Botías et al. (2016) は、1996年から2015年に行われた研究から4つの目（ハチ目、チョウ目、カメムシ目、コウチュウ目）の昆虫24種について報告されたLC50の概要を示した。Pisa et al. (2015) のレビューによれば、アミメカゲロウ目、カメムシ目、ハナアブ科（ハナアブ類）へのネオニコチノイド系農薬の影響に関する2013年以降の研究はなかった。

3.3.1 害虫の天敵の感受性

Douglas et al. (2015) は、実験室分析と野外研究の両方を行い、チアメトキサムで種子処理されたダイズが、農業上の有害生物であるナメクジの一種（Deroceras reticulatum）とその天敵の一つであるオサムシの一種（Chlaenius tricolor）に及ぼす影響を調査した。畑で採取し、生育中のダイズ苗を好きなだけ食べさせたナメクジには、500 ng/gもの総ネオニコチノイド濃度が含まれ、12日間採餌した後の平均濃度は100 ng/gを超えた。実験室では、ダイズ苗を摂取するナメクジの死亡率は種子処理の強度によって6～15%と低かった。実験室条件下では、ネオニコチノイド処理群のナメクジを食べたオサムシの一種（Chlaenius tricolor）の61.5%（n=16/26）が後に機能障害の兆候を示し、対照処理群ではそうした徴候を示したものは1匹もいなかった（n=0/28）。機能障害を示した16匹のうち、7匹がのちに死亡した。野外では、種子処理されたダイズは、ナメクジの潜在的な捕食者の活動密度を31%低下させ、捕食を33%減少させたため、ナメクジの活動密度は67%上昇した。

Douglas 他は、ダイズへのネオニコチノイド系農薬の使用が栄養（段階）カスケード（訳注：食物連鎖を通じて段階的に影響が及ぶこと）を引き起こし、それによりナメクジの捕食者がナメクジそのものよりも大きな影響を受け、その結果、捕食圧が和らぐことでナメクジの個体群が増えると論じている。この栄養段階カスケードの議論は、ニレの木へのイミダクロプリドの散布が、ハダニの一種（Tetranychus schoenei）の大発生を引き起こしたことを突き止めた Szczepaniec et al. (2011) の結果の説明にもなり得る。この増殖は、イミダクロプリドを含有する餌の摂取後に死亡率が上昇した捕食者の密度が低下したことによるものだった。多くの有益な捕食性節足動物は、ネオニコチノイド系農薬で処理されることで知られる農作物害虫を餌としているが、現時点では、農業生態系で作物の害虫を直接摂取することによって、ネオニコチノイド系農薬がこれらの捕食者に移行するかどうかを評価した研究はほかに存在しない。

Frewin et al. (2014) は、イミダクロプリドとチアメトキサムで種子処理されたダイズが、ダイズアブラムシの寄生バチ（Aphelinus certus）に及ぼす影響を調査した。交尾した雌をダイズアブラムシ（Aphis glycines）の個体群とともに、ダイズの葉を入れたシャーレに24時間置いた。その後8日間にわたりシャーレを観察し、アブラムシの生存数、死亡数、幼虫数を記録した。農薬処理の影響は、ダイズアブラムシへの寄生率において有意であり、2種類のネオニコチノイドによる種子処理の間に違いは見られなかった（図11）。Frewin 他は、こうした影響の考えられる原因について2つの仮説を立てている。一つは、宿主アブラムシの体内の残留ネオニコチノイドへの曝露によって、未成熟な寄生バチの死亡率が増加した可能性、もしくは寄生と残留物が相まってアブラムシの死亡率が増加した可能性が考えられる。もう一つは、寄生バチは農薬に汚染されたアブラムシに寄生するのを避けているのかもしれない。Aphelinus 属の種は、宿主適性を判断する際に体内分泌鍵物質（internal cue）を用いることが知られており、アブラムシのストレス関連または免疫関連のホルモンを使って宿主適性の判断に用いる可能性がある。寄生バチを用いる害虫の生物学的防除の重要な要素が、季節初めに捕食寄生者の個体数を増やすことであると考えれば、ネオニコチノイド種子処理による寄生率の低下によって、ダイズアブラムシを防除する寄生バチの能力が損なわれることもあり得る。汚染された宿主から脱出した寄生バチが致死的あるいは亜致死的影響を受けるかは不明だが、影響を受けるとすればこの能力がさらに損なわれる可能性がある。

総括すると、異なる神経受容体を持つためにネオニコチノイド系農薬に対する感受性が比較的低い軟体動物やクモ類などの非昆虫類を捕食する昆虫のように、捕食種の方が被食種よりもネオニコチノイド系農薬に対する感受性が高い場合、有益な天敵個体群への非意図的な負の影響が生じる可能性がある。

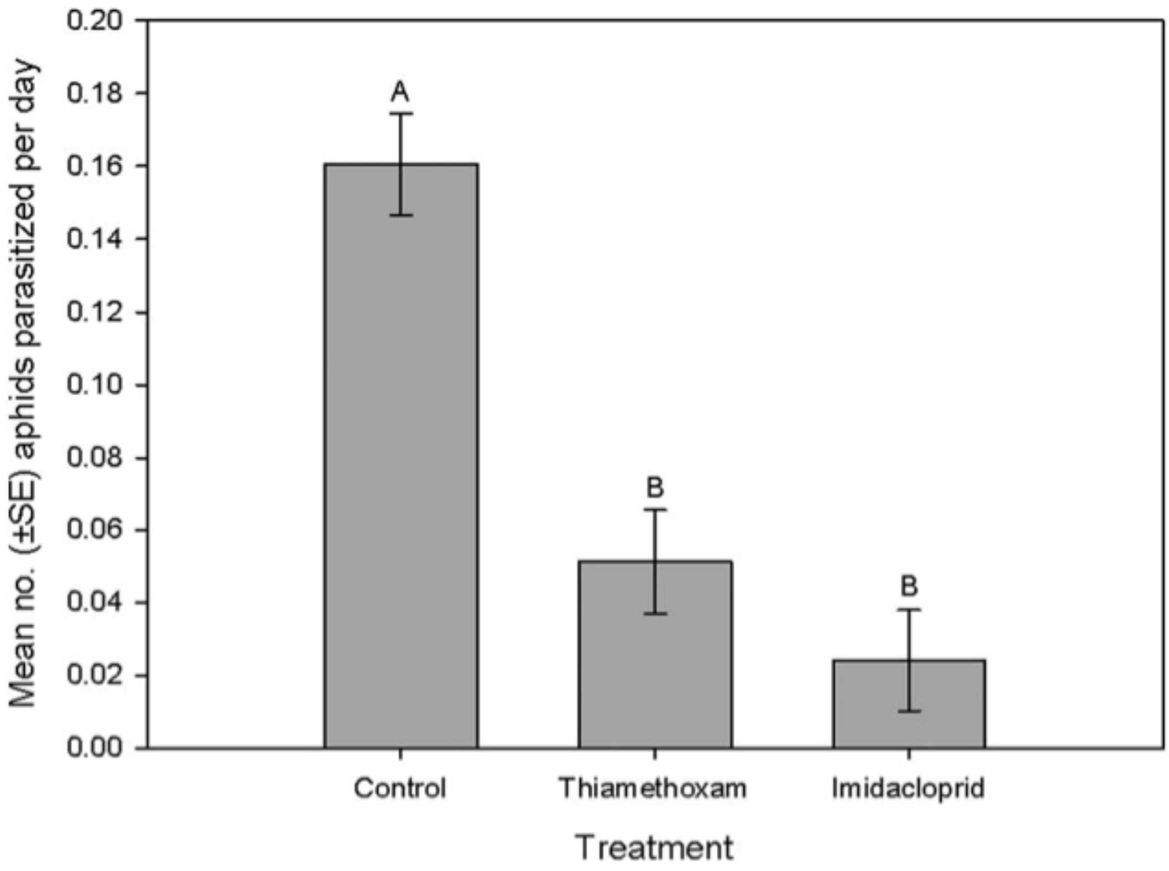

図11. ダイズアブラムシへのAphelinus certus（ツヤコバチ科の寄生バチ）の寄生率（±SE）を調べるために、イミダクロプリドまたはチアメトキサムで処理した種子から育てた大豆で採餌するものと殺虫性の種子処理をされていない大豆（対照）で採餌するもので比較した。同じの文字の付された縦棒は有意な変化がないことを示す。(Tukeyの正当な有意差、$\alpha = 0.05$)、各処理についてn=35である。Frewinら (2014年) の研究より作成。

3.3.2 アリのネオニコチノイド系農薬に対する感受性

ネオニコチノイド系農薬のアリへの影響を考察した信頼できる研究は4編ある。Galvanho et al. (2013) は、菌類病原体の広がりを抑える重要な行動であるグルーミングへの影響を調査するため、ハキリアリの一種（Acromyrmex subterraneus）をイミダクロプリドで処理した。働きアリに1匹当たり10 ng、20 ng、40 ngのイミダクロプリド処理を行った。幅1.6〜2.0 mmの頭蓋を持つ働きアリだけが選ばれた。この大きさは、世界の大半のアリ種に比べると大型である。この大きさのアリの体重はおよそ10〜20 mgなので、アリ1匹（0.015 g）に対して10〜40 ng（666.7〜2,666.7 ng/g）の濃度の有効成分を与えていることになる。この最低投与量はグルーミング行動を有意に抑制するのに十分だった。死亡率は測定されなかったが、以前の研究で、ハキリアリの別の種（Atta sexdens）では、菌類病原体とともに1匹当たり10 ngの同じ濃度でイミダクロプリドに曝露した際、菌類病原体にのみ曝露したアリに比べて死亡率が有意に上昇することが確認されている (Santos et al. 2007)。

Barbieri et al. (2013) では、ヒメアリの一種（Monomorium antarcticum、調査が行われたニュージーランドの固有種）と侵入種のアルゼンチンアリ（Linepithema humile）のコロニーを、ショ糖水に溶かした濃度1.0 µg/ml（1,000 ng/g）のイミダクロプリドに曝露させた。ネオニコチノイドの曝露によって相対的な攻撃性が影響を受け、固有アリ種の侵入アリ種

への攻撃性は弱まり、逆に曝露を受けた侵入アリ種の攻撃性が強まり、結果として生存率は低下した。ヒメアリの繁殖は影響を受けなかったが、ネオニコチノイド系農薬に曝露したアルゼンチンアリの繁殖は、曝露していないコロニーと比較して50%減少した。採餌能力へのネオニコチノイド系農薬曝露の影響は検出されなかった。

Wang et al. (2015a) は、0.01、0.05、0.25、0.50、1.00 μg/ml（10～1,000 ng/g）のイミダクロプリド濃度のショ糖水をヒアリ（Solenopsis invicta）のコロニーに与えた。摂餌、巣穴掘り、採餌への影響が数値化された。10 ng/g の濃度に曝露したアリはショ糖水の摂取が有意に増加し、巣穴掘り行動が増えた。250 ng/g 以上の濃度ではショ糖水の摂取、巣穴掘りおよび採餌行動は有意に抑制された。

Wang et al. (2015b) は、ヒアリ（Solenopsis invicta）の交尾直後の女王アリに濃度 10 ng/g または 250 ng/gのイミダクロプリドを含有する水を与えた。どちらの濃度でも女王アリの死亡率は上昇しなかったが、どちらも女王アリの卵を世話する能力を有意に低下させ、混乱やコロニーの脅威を意味する、光への反応時間が有意に長くなった。Solenopsis 属は、卵をグルーミングし、水分量を維持して卵塊のすばやい移動を可能にする粘着性の物質で卵をコーティングする。250 ng/g の濃度では、卵塊の数が有意に増えた（卵の世話が行き届かず、幼虫の移動に必要な労力が増えることを示す）ことから、女王アリが卵をグルーミングする能力の低下が示唆された。放置された卵はカビが生え、結果的にコロニーの発達が抑制される。10 ng/g の濃度に曝露したコロニーは、対照群と比較して卵塊の数に違いは見られなかった。

これらのアリに関する研究全般において、用いられるネオニコチノイド濃度は一般的に非常に高く、ほとんどの事例で、野外の現実的な条件下で見込まれる曝露率よりもはるかに高い（セクション2.1および 2.2を参照）。野外条件下で遭遇することが合理的に見込まれるであろう濃度10 ng/g では、亜致死的影響はほとんど検知されなかった。ネオニコチノイド系農薬によって生じ得るアリへの影響について理解を深めるために、より低い濃度を用いた実験室および野外でのさらなる研究が必要である。

3.3.3 ミミズのネオニコチノイド系農薬に対する感受性

Pisa et al. (2015) は、ネオニコチノイド系農薬のミミズへの影響に関する既存文献をレビューした。ミミズは昆虫と類似する神経経路を持ち、土壌との直接接触や、ネオニコチノイド系農薬と結合した有機物の摂取、汚染された植物体の摂取を通じてネオニコチノイド系農薬に曝露する可能性が高い (Wang et al. 2012、セクション2.2.1を参照)。13 件の研究で報告されたミミズのネオニコチノイドのLC50は1,500～25,500 ppbまで幅があり、平均値は5,800 ppb、中央値は 3,700 ppbである（Pisa et al. 2015を参照）。繁殖への亜致死的影響を測定した入手可能な研究はさらに少ない。繭産生への負の影響は、ミミズ種とネオニコチノイドの種類によって 300～7,000 ppb の間と測定された。

野外条件下での現実的なミミズのネオニコチノイド曝露に関する入手可能なデータはほとんどない。土壌中のネオニコチノイド濃度は、有機物の組成、施用量および他の要因によって 2～50 ng/g の幅があると考えられるが、粉衣処理された種子のすぐ近くではもっと高い可能性がある（セクション2.2.1を参照）。Douglas et al. (2015) では、チアメトキサムで処理されたダイズ畑に生息するミミズからネオニコチノイド系農薬が検出された。2匹のミミズが、土壌試料の収集中に偶然採取された。2つの試料には、総濃度 54 ppb および 279 ppbのネオニコチノイド（ミミズ1匹当たり約16ngおよび約126 ng に相当）が含まれていることが分かった。チアメトキサムとその代謝産物に加え、2匹のミミズ試料には 25 ppbおよび 23 ppb 濃度のイミダクロプリドが含まれていた。これらが採取された畑は少なくとも過去1年間は、イミダクロプリド処理が行われていなかったため、ネオニコチノイド系農薬は1年超にわたり土壌に残留する可能性があるという証拠がさらに追加された（セクション2.2.1を参照）。採取されたのは生きているミミズのみで、試料サイズが小さかったため、これらが典型的な濃度を示しているのか、それとも実際よりも低く評価しているかは明らかではない。例えば、死亡の原因となる、より高い濃度に曝露されれば、これらのミミズを後に試料採取して残留分析をすることはできない。この領域ではさらなる研究が必要である。

総括すると、これらの研究は、ネオニコチノイド系農薬の非標的生物への負の影響に関する私たちの理解を継続して高めている。調査対象とされた分類群の大半は、ネオニコチノイド系農薬に対する感受性がハチよりも低く、数桁も低い場合もあった。調査対象生物の栄養段階は重要であると考えられる。低次栄養段階の昆虫は食性が絶対的に植食性であるために有害な植物代謝産物に頻繁に接触するという理由から、ネオニコチノイド系農薬の解毒によりうまく対応できるからである。報告された中で最も顕著な影響があったのは捕食性昆虫だった。

3.4 水生無脊椎動物のネオニコチノイド系農薬に対する感受性

水生無脊椎動物へのネオニコチノイド系農薬の急性・慢性作用に関する最も包括的なレビューを行ったのは、Morrissey et al. (2015) である。Goulson (2013)、Mineau and Palmer (2013)、Vijver and van den Brink (2014) に続く研究で、これらを更新した。Morrissey の分析は、査読を受けた研究や政府の研究から、12目（甲殻綱：ヨコエビ目〈試験の11.7%〉、ミジンコ目〈21.0%〉、エビ目〈1.9%〉、ワラジムシ目〈4.2%〉、アミ目〈7.9%〉、カイミジンコ目〈12.6%〉、昆虫綱：ハエ目〈22.9%〉、カゲロウ目〈6.5%〉、カメムシ目〈3.7%〉、ヘビトンボ亜目〈1.9%〉、トンボ目〈1.9%〉、トビケラ目〈3.3%〉）48種の水生無脊椎動物の、イミダクロプリド、アセタミプリド、クロチアニジン、ジノテフラン、チアクロプリド、チアメトキサムへの急性および慢性曝露に関する214の毒性試験を網羅した。LC50 および ED50（訳注：半数影響量：試験生物の50%に影響を与えると予想される投与量）の両方を扱った。ネオニコチノイド系農薬の急性および慢性毒性は、水生無脊椎動物によって大きく異なり、6桁の幅が見られた（図12）。一般的に、昆虫網は甲殻網よりも感受性が高く、とりわけカゲロウ目（カゲロウ）、トビケラ目（トビケラ）、ハエ目（ハエ、最も顕著なのはユスリカ科の小昆虫）の感受性は非常に高かった。

ミジンコ目のオオミジンコ（D. magna）は最も広く用いられる標準試験生物で、214の毒性試験中の34試験（16%）で標準生物となった。その幅広い利用は、試験対象となる市販の化学物質の大半（82%）において、これが国際的な化学業界の標準種としての役割を担っているためである (Sánchez-Bayo 2006)。オオミジンコ（D. magna）のネオニコチノイド系農薬に対する感受性にはかなりの幅があるが、短期LC50またはEC50（訳注：半数影響濃度：試験生物の50%に影響を与えると予想される濃度）の平均値は、試験対象の他のすべての無脊椎動物群よりも少なくとも2〜3桁上回る（図12）。複数の執筆者 (Beketov and Liess 2008など) はこの点を強調し、オオミジンコ（D. magna）のネオニコチノイド系農薬に対する感受性が低いことを考えれば、この種類の殺虫剤に関する試験を行う場合には、ハエ目などの異なるモデル生物が選択されるべきだと主張する。これは Morrissey のレビューに含まれなかったさまざまな水生無脊椎動物のLC50を測定する最新の研究で明らかにされている。de Perre et al. (2015) では、500 μg/Lを超える濃度のクロチアニジンで、オオミジンコ（D. magna）への亜致死影響も致死的影響も認められなかった。対照的に、ユスリカ科の一種（C. dilutus）のEC50は1.85 μg/L、LC50は2.32 μg/Lとなり、前述の結論と一致した（図12）。

Kunce et al. (2015) も、近縁なドブユスリカ（C. riparius）へのネオニコチノイド系農薬の影響を調査した。初齢幼虫をチアクロプリドとイミダクロプリドに、文献で報告された96時間LC50の50%（チアクロプリド2.3 μg/L、イミダクロプリド2.7 μg/L に相当）で曝露させた。3日齢の幼虫をこれらの濃度で1時間かけて半止水曝露させた後、清浄な水に移し、正常に発育させた。チアクロプリドへの1時間の曝露は、幼虫の成虫への生存率を、対照群の94%に対して68%に有意に下げた。だが、イミダクロプリド単独、およびイミダクロプリドとチアクロプリドの併用では観察可能な影響は見られなかった。成虫の産卵レベルの違いは検知されなかった。

Morrissey 他によるレビューとともに、これらの最近の調査は、昆虫の幼虫が水生環境においてネオニコチノイド系農薬に非常に敏感であるという見方を強く支持している。Morrissey 他、0.035 μg/L 超のネオニコチノイドの慢性濃度または0.200 μg/L超の急性濃度は、最も感受性の強い水生無脊椎動物種に影響を及ぼす可能性があると結論付けている。この結論は、Vijver and van der Brink (2014) が示唆したイミダクロプリドの0.013〜0.067 μg/L という値と一致する。欧州および北米の政府規制機関や研究者によって数多くの水質に関する参照値が公表されている（表 8）。これらの調査の大半はイミダクロプリドのみの評価に基づいている。許容できる長期濃度の値は、オランダ (RIVM 2014; Smit et al. 2014) の0.0083 μg/Lから米国の1.05 μg/L まで3桁の幅がある。これらの参照値の計算に用いられた方法論にはかなりの違いがあり、米国環境保護庁（EPA）の値はおそらく、ネオニコチノイド系農薬に対する感受性が相対的に低いとされる種であるオオミジンコ（D. magna）の結果 (Morrissey et al. 2015) に強く依拠していると考えられる。

水生生息地におけるネオニコチノイド系農薬の現在の濃度は、この閾値を日常的に超えている。Morrissey 他は9カ国29件の調査をレビューし、地表水の濃度の幾何平均が 0.130 μg/L（19件の調査中14件、73.6%が閾値 0.035 μg/L 超）であり、地表水のピーク濃度の幾何平均が 0.630 μg/L（27の調査中22件、81.4%が0.200 μg/L超）であることを割り出した。Morrisseyのレビューに含まれていない、2015年以降に発表された研究も、ネオニコチノイドの平均濃度がこの閾値を超えると報告してい

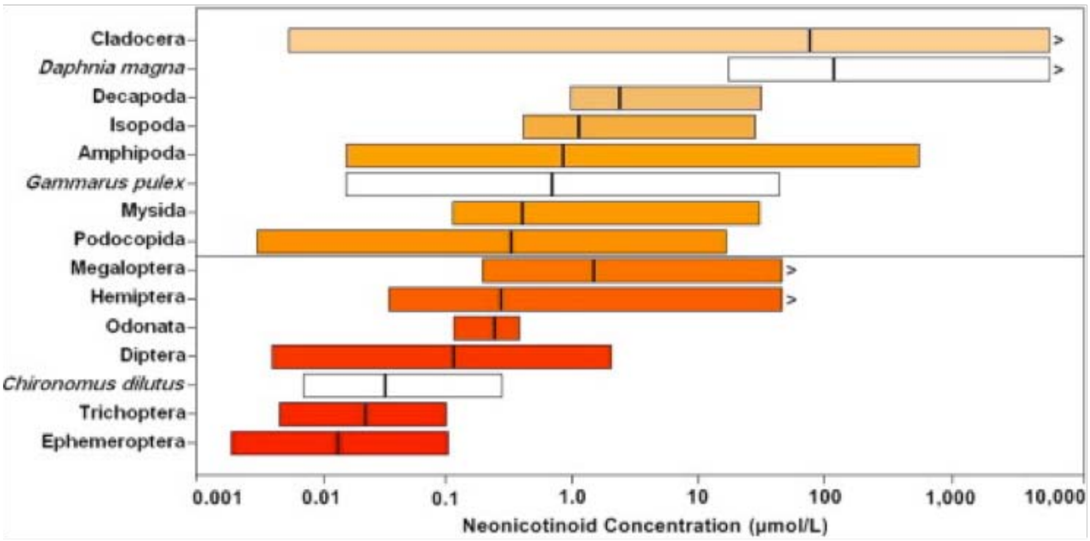

図12. 試験したすべての水生無脊椎生物のネオニコチノイドの毒性の範囲（L [E] C50：μmol/Lで24〜96時間、致死値および致死値を含む）。種による感受性の差異を示すために３つの最も一般的な試験種（白い横棒）であるミジンコ目（オオミジンコ）、端脚類（ヨコエビ属ヨコエビ科）およびハエ目（ユスリカ科）を挙げた。横棒の中の垂直線は、バーの中の垂直線は、試験値の幾何平均を表す。濃度は、異なる種類のネオニコチノイド系農薬の分子量を標準化するために、モル当量μmol/Lで表す。μg/L（ppb）単位の濃度への逆変換はモル濃度に当該ネオニコチノイド化合物のモル重量を乗じることで得られる。Morrisseyら (2015年) の研究より作成。

る（セクション2.2.2を参照）。Qi et al. (2015) およびSadaria et al. (2016) は、中国および米国の処理工場の流入廃水と流出廃水で、閾値を超えるネオニコチノイド系農薬の濃度を検出した。Benton et al. (2015) は、米国アパラチア山脈の小川でイミダクロプリドの平均およびピーク濃度が閾値を超えていることを突き止めた。対照的に、カナダオンタリオ州の耕作地の静水や排水溝 (Schaafsma et al. 2015)、および米国オハイオ州の湿地 (Smalling et al. 2015) では、ネオニコチノイド系農薬の平均濃度は低いことが分かった。de Perre et al. (2015) は、トウモロコシ畑の下を流れる地下水のクロチアニジン濃度が播種直後に 0.060 µg/Lのピーク濃度になることを明らかにした。全国規模の調査では、Hladik and Kolpin (2016) が、米国各地の小川のネオニコチノイド濃度の相加平均が 0.030 µg/Lで、慢性閾値をわずかに下回ることを突き止めた。一方、ピーク濃度は0.425 µg/Lだった。Székács et al. (2015) も、ハンガリーの水路について全国規模の調査を行い、クロチアニジンの濃度が 0.017〜0.040 µg/L、チアメトキサムの濃度が 0.004〜0.030 µg/Lであることを割り出した。10〜41 µg/Lの最高濃度が検出されたのは、初夏の降雨後の一時的な浅い水域でのみだった。

Morrissey の2015年レビューに含まれるものとこれらの最近の研究を合わせると、全調査の 65.3%（26件中17件）でネオニコチノイド平均濃度が慢性影響閾値の 0.035 µg/Lを超え、73.5%（34件中25件）で急性影響閾値の0.200 µg/Lを超えるピーク濃度を報告している。調査対象国の数とその広範な分布（オーストラリア、ブラジル、カナダ、中国、ハンガリー、日本、オランダ、スウェーデン、スイス、米国、ベトナム）は、あらゆる種類の水路が、敏感な水生無脊椎動物に有害とされるネオニコチノイド濃度で幅広く汚染されていることを示している。これは今では世界が抱える慢性的な問題であり、水生昆虫の発生量や、その捕食者である魚類、鳥類、両生類などへの食物供給に著しく影響を及ぼしている可能性がある。

Mayfly (Palingenia longicauda)
on water surface
© Ingo Arndt / NPL

3.5 鳥類およびコウモリ類のネオニコチノイド系農薬に対する感受性

Gibbons et al. (2015) は、ほ乳類、魚類、鳥類、両生類および爬虫類を含む野生脊椎動物へのネオニコチノイド系農薬およびフィプロニルの直接的・間接的影響をレビューした。鳥類11種に関するイミダクロプリド、クロチアニジンおよびフィプロニルのLD50が入手可能である（表9）。これらの化合物の鳥類に対する致死性は、鳥種間でも、農薬の種類間でもかなりのばらつきがある。米国EPA (2012) の毒性分類（表9説明文を参照）を用いると、イミダクロプリドの毒性は中等度から高度、クロチアニジンは事実上無毒から中等度、フィプロニルは事実上無毒から高度と多岐にわたった。

これらの研究対象種の多くは種子食で、播種期直後に、まかれた種子を餌にすることが予想できる。作物の種類やそれによって決まる種子の大きさにより、ネオニコチノイド処理された種子は1粒当たり0.2〜1 mgの有効成

表8．平均（慢性または長期）曝露濃度または最大（急性またはピーク）曝露濃度が比較できる淡水環境におけるネオニコチノイド（このではイミダクロプリド）の生態学的基準値の概要。基準値は降順に記載。Morrissey ら（2015年）による。

Source	Average concentration (µg/L)	Maximum concentration (µg/L)	Justification
EPA (2014) USA	1.05	35.0	Aquatic life benchmark – methodology uncertain
CCME (2007) Canada	0.23		EC15 for the most sensitive of two freshwater species tested with assessment factor of 10 applied
EFSA (2008) European Union		0.2	No Observable Effect Concentration (NOEC) (0.6 µg/L) from a 21 d German microcosm study to which an assessment factor of 1–3 has been applied based on expert deliberations
RIVM (2008) Netherlands	0.067		Maximum permissible concentration (MPC) for long term exposure derived from the lowest NOEC value for chronic toxicity studies with assessment factor of 10 applied
Morrissey et al. (2015)	0.035	0.2	Lower confidence interval of HC5 from SSDs generated using 137 acute (LC50) and 36 chronic (L[E]C50) toxicity tests considering all neonicotinoid compounds weighted and standardized to imidacloprid and all available test species
RIVM (2014) Netherlands (see Smit et al. 2014)	0.0083		Updated MPC for long-term exposure derived from chronic studies using species sensitivity distribution (SSD) approach and Hazard Concentration (HC5) applied to NOEC/LC10/EC10 values with assessment factor of 3 applied
Mineau and Palmer (2013)	0.0086 or 0.029		The higher of two empirically-determined acute–chronic ratios applied to the most sensitive of 8 aquatic species tested to date; or HC5 from SSD applied using NOECs from chronic studies of 7 single species and 1 species assemblage

分を含有し得る。Goulson (2013) は、体重390 gの種子食のヨーロッパヤマウズラがLD50の設定値に相当する量を摂取するには、トウモロコシ種子なら５粒、テンサイの種子なら６粒、もしくはアブラナの種子なら32粒ほどを食べる必要があると計算した。米国環境保護庁は、推奨播種密度でまかれた種子の約１%が、脊椎動物の採餌活動の範囲内にあると推定している。Goulson はこれに基づき、トウモロコシまたはアブラナの種子がまかれた１ヘクタールの広さには、約100羽のヤマウズラがLD50を摂取するのに十分な処理種子が採餌可能な状態で存在すると算出した。ヨーロッパヤマウズラは通常1日約25gの種子を食べることを考慮すれば、種子食鳥類がネオニコチノイド系農薬を摂取する可能性があるのは明らかである。しかし、野外条件下で、農地に生息する鳥類が処理種子を摂取することを実証する研究や、非処理種子に対する処理種子の相対的な摂取量を数値化する研究で入手可能なものはない。この経路によるネオニコチノイドへの全体的な曝露の理解を深めるために、この領域ではさらなる研究が必要である。

表９．イミダクロプリド、クロチアニジンおよびフィプロニルの鳥種の単回（急性）半数致死量（LD50）（mg / kg、ppmに相当）。毒性分類は US EPA (2012年)に従う。PNT：実質的無毒、ST：わずかに有毒であり、MT：中程度に毒性であり、HT：高毒性、VHT：非常に毒性が高い。鳥類では：PNT> 2,000、ST 501-2,000、MT 51-500、HT 10-50、VHT <10。Gibbonsら（2015年）

Species	Pesticide	LD50	Reference
Mallard, Anas platyrhynchos	Imidacloprid	283 (MT)	Fossen (2006)
Grey partridge, Perdix perdix	Imidacloprid	13.9 (HT)	Anon (2012)
Northern bobwhite quail, Colinus virginianus	Imidacloprid	152 (MT)	SERA (2005)
Japanese quail, Coturnix japonica	Imidacloprid	31 (HT)	SERA (2005)
Feral pigeon, Columba livia	Imidacloprid	25-50 (HT)	SERA (2005)
House sparrow, Passer domesticus	Imidacloprid	41 (HT)	SERA (2005)
Canary, Serinus canaria	Imidacloprid	25-50 (HT)	SERA (2005)
Mallard, Anas platyrhynchos	Clothianidin	>752 (ST)	European Commission (2005)
Northern bobwhite quail, Colinus virginianus	Clothianidin	>2,000 (PNT)	Mineau and Palmer (2013)
Japanese quail, Coturnix japonica	Clothianidin	423 (MT)	Mineau and Palmer (2013)
Mallard, Anas platyrhynchos	Fipronil	2,150 (PNT)	Tingle et al. (2003)
Ring-necked pheasant, Phasianus colchicus	Fipronil	31 (HT)	Tingle et al. (2003)
Red-legged partridge, Alectoris rufa	Fipronil	34 (HT)	Tingle et al. (2003)
Northern bobwhite quail, Colinus virginianus	Fipronil	11.3 (HT)	Tingle et al. (2003)
Feral pigeon, Columba livia	Fipronil	>2,000 (PNT)	Tingle et al. (2003)
Field sparrow, Spizella pusilla	Fipronil	1,120 (ST)	Tingle et al. (2003)
Zebra finch, Taeniopygia guttata	Fipronil	310 (MT)	Kitulagodage et al. (2008)

Common (House) sparrow female in spring, England, UK © Nigel Bean / NPL

致死的影響に加え、複数の研究がネオニコチノイド摂取による鳥類への亜致死的影響を特定した（表10）。イエスズメは協調運動障害となって飛べなくなる可能性があり、ウズラとアカアシイワシャコの研究では、DNA断片化と免疫反応の低下がそれぞれ報告されている。これらの亜致死的影響の多くは、致死用量よりも低い濃度で発生する。イミダクロプリド41 mg/kgの1回の経口摂取でイエスズメの死亡を引き起こし、これよりも有意に低い用量（6 mg/kg）で協調運動障害や飛翔不能が誘発されることがある (Cox 2001)。イミダクロプリドはウズラに対して毒性が強く、LD50は 31 mg/kgであるが、1日1 mg/kgだけでも毎日慢性的に摂取すれば、精巣異常、雄のDNA損傷、これらの雄が対照群の雌と交尾する場合には胚の小型化を引き起こすことがある (Tokumoto et al. 2013)。Gibbons らがレビューした研究に加え、ネオニコチノイド摂取による鳥類への影響を評価した研究がもう一つ入手可能である。Lopez-Anita et al. (2015) は、スペインの穀物の作付様式に合わせて秋に25日間、追加で春に10日間、イミダクロプリドで処理したコムギ種子をアカアシイワシャコ（Alectoris rufa）に与えた。1回目の処理には推奨用量率で処理された種子が含まれ、2回目は、餌の20％を処理種子が占める状況を模すために、推奨用量率の20％で処理された種子が含まれた。処理種子には、2回の用量率で0.14～0.7 mg/g濃度のイミダクロプリドが含まれた。この研究で用いられた400 gのアカアシイワシャコは1日におよそ25 gの種子を摂取するため、1日当たり8.8 mg/kgおよび44 mg/kgの摂取が毎日見込まれ、ウズラのLD50を上回った（表9、SERA 2005）。

最高用量のイミダクロプリドは、21日間で成鳥のアカアシイワシャコをすべて死亡させ、最初の死亡は3日目に発生した。低用量および対照群の死亡率は、それぞれ18.7％、15.6％と有意に低かった。高用量ではすべてのアカアシイワシャコが死亡したため、繁殖成功への影響は低用量処理でのみ測定された。対照群に比べて、低用量処理群の雌が1回に産む卵数は有意に減り、最初の産卵までの時間も有意に伸びた。卵の大きさや殻の厚さ、受精卵率、孵化率に違いはなかった。これらの2つのグループ間で雛の生存率、成長率、性比に検知可能な影響は見られなかった。これらの結果は、鳥類のネオニコチノイド摂取の致死的影響（表9）および亜致死的影響（表10）に関するこれまでの知見と一致する。LD50は11.3

～2,000 mg/kg超と2桁の幅があるが、亜致死的影響は、1～53 mg/kgの間の1桁余りのより一貫した用量範囲内で見られる。残された最大の問題は、ネオニコチノイド処理種子による種子食鳥類への実際の曝露率を定量化しているデータが存在しないことである。従って、これらの明確に実証された致死的・亜致死的影響が、野外の野生鳥類個体群に現れるかどうかを判断するのは難しい。

処理種子からのネオニコチノイド系農薬の摂取によって引き起こされる可能性がある亜致死的・致死的影響に加え、鳥類個体群は、餌となる無脊椎動物の減少にも影響を受ける可能性がある。Hallmann et al. (2014) は、1984年以降オランダで運用されてきた、標準化された記録制度である「オランダの一般的繁殖鳥のモニタリングスキーム（Dutch Common Breeding Bird Monitoring Scheme）」の鳥類個体群データを用いた。イミダクロプリド濃度に関するデータをはじめとする地表水の水質測定値も、オランダ全土で定期的に集められている。Hallmann 他は、ネオニコチノイド系農薬が、餌として利用できる無脊椎動物の減少を通じて鳥類個体数

表10. 鳥に対するイミダクロプリド、クロチアニジンおよびフィプロニルの直接影響に関する他の研究。 曝露は急性または慢性のいずれかであり、後者は/日（1日あたり）で示した。全ての試験において、NE（影響なし）とされたものを除いて、所定の用量で有害な影響が見られた。Gibbons ら（2015年）による。

Species	Effect on:	Imidacloprid	Clothianidin	Fipronil	Source and detailed effect
Mallard, Anas platyrhynchos	Reproduction	16 mg/kg/day	>35 mg/kg/day (NE)		Adapted from figures in Mineau and Palmer (2013); various effects on reproduction
Chicken, Gallus gallus domesticus	Growth and development			37.5 mg/kg	Kitulagodage et al. (2011a); reduced feeding and body mass, and developmental abnormalities of chicks
Chicken, Gallus gallus domesticus	Neurobehavioural			37.5 mg/kg	Kitulagodage et al. (2011a); behavioural abnormalities of chicks
Red-legged partridge, Alectoris rufa	Survival	31.9-53.4 mg/kg/day			Lopez-Antia et al. (2013); reduced chick survival at low dose, and reduced adult survival at high dose
Red-legged partridge, Alectoris rufa	Reproduction	31.9 mg/kg/day			Lopez-Antia et al. (2013); reduced fertilisation rate and chick survival
Red-legged partridge, Alectoris rufa	Immunotoxic	53.4 mg/kg/day			Lopez-Antia et al. (2013); reduced immune response
Northern bobwhite quail, Colinus virginianus	Reproduction		>52 mg/kg/day		Adapted from figures in Mineau and Palmer (2013); various effects on reproduction
Northern bobwhite quail, Colinus virginianus	Growth and development	24 mg/kg/daya		11 mg/kgb	aAdapted from figures in Mineau and Palmer (2013); various effects on weight bKitulagodage et al. (2011b); birds stopped feeding so lost weight
Japanese quail, Coturnix japonica	Reproduction	1 mg/kg/day			Tokumoto et al. (2013); testicular anomalies; reductions in embryo length when those males mated with un-dosed females
Japanese quail, Coturnix japonica	Genotoxic	1 mg/kg/day			Tokumoto et al. (2013); increased breakage of DNA in males
House sparrow, Passer domesticus	Neurobehavioural	6 mg/kg			Cox (2001); in-coordination, inability to fly
Zebra finch, Taeniopygia guttata	Reproduction			>1 mg/kg	Kitulagodage et al. (2011a); reduced hatching success

Swallow (Hirundo rustica) feeding chicks on nest build
over light bulb, England, UK
© Stephen Dalton / NPL

の減少を引き起こす可能性があるという仮説を評価するために、2003年から2009年までの地表水のイミダクロプリド濃度と、少なくとも繁殖期に虫を食べる農地鳥類15種の個体群の動向を照らした。局所的な農地鳥類個体群の内的自然増加率（訳注：個体群の潜在的な増加率）の平均は、イミダクロプリド濃度によって有意に負の影響を受けた。個体レベルでは、鳥類15種のうち14種はイミダクロプリド濃度に負の反応を示し、15種のうち6種は有意な負の反応を示した。セクション3.2で前述したように、農業集約化全体の影響とネオニコチノイド系農薬の影響を切り離すことは難しい。Hallmann 他は、土地利用区域や耕作地面積、肥料投入量の変化などの集約化の代用指標の調整を試みているが、イミダクロプリド濃度が有意な負の予測因子であることに変わりはなかった。

ネオニコチノイド処理後の、餌として利用可能な無脊椎動物の変化と、それに伴う鳥群の変化を定量化した唯一入手可能な研究が米国で行われた。Falcone and DeWald (2010) は、米国テネシー州のカナダツガ（Tsuga canadensis）の森林で、ツガカサアブラムシ（Adelges tsugae）を防除するために樹木にイミダクロプリド処理を施した後に、無脊椎動物を測定した。イミダクロプリド処理は、非標的のカメムシ目およびチョウ目の幼虫に有意に負の影響を及ぼした。しかし、処理の有無でこれに伴う食虫鳥類の密度の低下は見られなかった。この研究とHallmann et al. (2014) の結果を直接比較するのは、生態学的条件が非常に異なることから難しい。カナダツガの森林には、食虫鳥類がふんだんに餌を見つけられる非処理区域が十分に存在した可能性がある。世界で最も農業の集約化が進んだ地域の一つであるオランダでは、影響を受けていない半自然の生息地はほとんどなく、ネオニコチノイド使用による利用可能な餌の減少は、より深刻な影響をもたらすだろう。

コウモリ類およびコウモリ個体群へのネオニコチノイド系農薬の影響を測定する研究で、入手可能なものはない。ネオニコチノイドの使用と農地のチョウ個体群の減少傾向との関係は示唆されており (Gilburn et al. 2015; Forister et al. 2016)、ガについては、まだ調査は行われていないものの、チョウとガの生態学的類似性を考慮すれば同様の傾向が進んでいる可能性がある。多くのコウモリ種はガを餌にしているため、ガ個体群の減少は、餌として利用できるものの減少を通じてコウモリ個体群に影響を及ぼす可能性がある。Mason et al. (2014) は、ネオニコチノイドの使用を、米国および欧州での「白い鼻症候群」（真菌の一種〈Geomyces destructans〉が原因）のようなコウモリの病気の発生頻度の増加と関連付けている。彼らは、餌となる昆虫に残留するネオニコチノイドを摂取することが、コウモリ類の免疫系を衰弱させると仮説を立てる。しかし、ガやコウモリ類の残留ネオニコチノイドの存在やこれらの栄養段階における移行、あるいはネオニコチノイドへの曝露がコウモリ類の免疫系を弱め、結果として真菌感染率が上昇していることを証明する証拠は示されていない。Masonらの見解は現時点では根拠がないと考えなければならない。

3.6 ネオニコチノイド系農薬と他の農薬との相乗作用

クロチアニジン、イミダクロプリド、チアメトキサムに関する EFSA (2013a; 2013b; 2013c) のリスク評価は、これらの農薬とそのミツバチへの影響を個別に考察した。野外では、一つの作物に対して複数のネオニコチノイド系農薬やその他の殺虫剤、除草剤や殺菌剤などの他の農薬が広く用いられる。ハチは農薬の複雑な混合物に頻繁に曝露し、米国コロラド州の農業地域で捕獲されたハチからは19の農薬が検出された (Hladik et al. 2016)。ネオニコチノイド系農薬と他の農薬の混合物は、拮抗（作用を弱める）作用、相加（既存の作用を足し合わせるのに等しい）作用、あるいは相乗（掛け合わされる）作用をもたらす可能性が考えられる。Morrissey et al. (2015) は、ネオニコチノイド系農薬と他の農薬の相乗作用のよく知られた事例を簡潔に列挙した。農薬企業が自ら証明した事例もいくつかある。例えば、バイエル社は、クロチアニジンと殺菌剤トリフロキシストロビンの組み合わせが、Phaedon属のハムシの幼虫への殺虫率をクロチアニジン単独の場合に比べて150倍上昇させたことを証明した (Wachendorff-Neumann et al. 2012)。バイエル社の科学者は、濃度 8,000 ppb のチアクロプリド処理および濃度 8,000 ppb のクロチアニジン処理によって、6日後のアブラムシ個体群への殺虫率が 25% および 0% であることを示した。この2つの処理を組み合わせると、殺虫率は98%に上がった (Andersch et al. 2010)。とりわけミツバチに関して、Iwasa et al. (2004) は、チアクロプリドと殺菌剤プロピコナゾールの組み合わせにより、この混合物の毒性が数百倍強まったことを証明した。相乗作用は証明されたが、他の農薬と組み合わせたネオニコチノイド系農薬の環境リスク評価はほとんど行われていない。

2013年以降、多くの研究がネオニコチノイド系農薬の潜在的な相乗作用を調査してきた。その中には、ネオニコチノイド系農薬とエルゴステロール生合成阻害剤（EBI）系殺菌剤（プロピコナゾールを含む）との相互作用、およびそのハチへの影響に焦点を当てたものもいくつかある。Biddinger et al. (2013)は、セイヨウミツバチ（A. mellifera）とコツノツツハナバチ（Osmia cornifrons）を用いて、アセタミプリド、イミダクロプリド、そして（極めて高い濃度を除けば）ハチへの毒性がほとんどない物質である殺菌剤のフェンブコナゾールの接触毒性の相互作用を研究した。通常これらの農薬は、果樹園で使用される製品に一緒に含まれる。用量の範囲は、アセタミプリドとフェンブコナゾールが1対1の割合の混合物でハチ1匹当たり1.38～60 μg、イミダクロプリドとフェンブコナゾールが2対1の割合の混合物でハチ1匹当たり 0.86～983 μgだった。LD50で見ると、アセタミプリドとフェンブコナゾールの混合物の毒性は、アセタミプリド単独の場合に比べてセイヨウミツバチ（A. mellifera）では約5倍、コツノツツハナバチ（Osmia cornifrons）では約2倍強かった。しかし、これらの用量は例外的に高く、例えば、ハチ1匹当たり0.86 μgのイミダクロプリドとフェンブコナゾールの混合物はハチ1匹当たり567.6 ngに相当し、イミダクロプリドのセイヨウミツバチ（A. mellifera）への接触毒性の LD50はハチ1匹当たり 81 ngと計算されている。(セクション3.1を参照)。当然ながら、この用量はこの処理を受けたミツバチの85％を死亡させた。非現実的に高い濃度では、これらの結果の有益性は定かではない。

Thompson et al. (2014) は、いくつかのEBI系殺菌剤（フルシラゾール、プロピコナゾール、ミクロブタニル、テブコナゾール）とさまざまなネオニコチノイド系農薬（クロチアニジン、チアクロプリド、イミダクロプリド、チアメトキサム）の相乗作用をセイヨウミツバチ（A. mellifera）で調査した。各農薬および、ネオニコチノイド1種と殺菌剤1種の混合物を、死亡率を上昇させるのに十分な濃度の範囲で、接触・摂取の両方を介して投与し、ハチを96時間にわたり観察した。死亡率は48時間後の時点以降には有意に上昇しなかったため、LD50は48時間後に計算した。ネオニコチノイドおよび殺菌剤単独の投与は、以前に発表された結果と同様の毒性を示し、いずれの殺菌剤も単独では、ハチ1匹当たり22.4 μg の濃度でも毒性作用を引き起こさなかった。

ネオニコチノイドと殺菌剤の混合物の場合、ネオニコチノイド系農薬は、LD50の計算値、すなわちクロチアニジン、イミダクロプリド、チアメトキサムはハチ1匹当たり 0.035～0.124 μgの間で、チアクロプリド（ハチへの毒性がより低いシアノ置換タイプのネオニコチノイド系農薬、セクション3.3.1を参照）はハチ1匹当たり122.4 μgで用いられた。殺菌剤は、個々の化合物に応じてハチ1匹当たり0.161～0.447 μgの用量で用いられた。これらの値は、英国における作物への承認散布量を基に現実的な最悪の曝露量として割り出されたものである。これらの混合物では、ネオニコチノイドのLD50をネオニコチノイドと殺菌剤の混合物のLD50で割って相乗作用比を計算した。すなわち、その値が1より大きければ混合物の方が毒性が強く、1より小さければ混合物の方が毒性が弱かったことを示している。殺菌剤とチアクロプリド、および殺菌剤とクロチアニジンの混合物は接触毒性の相乗作用はごくわずかで、平均相乗作用比はそれぞれ 0.30と1.07だった。イミダクロプリドおよびチアメトキサムの場合は1.53および2.02と高めだった。経口毒性については、チアクロプリドおよびイミダクロプリドの場合は 0.60および0.48と弱かったが、クロチアニジンおよびチアメトキサムの場合はそれぞれ1.52 および1.31と高めだった。有意な相乗作用を示したのは2つの組み合わせのみで、テブコナゾールとチアメトキサムの接触投与の相乗作用比は 2.59、クロチアニジンとテブコナゾールの経口投与の相乗作用比は1.90だった。

Sgolastra et al. (2016) は、クロチアニジンと殺菌剤プロピコナゾールの相互作用を、セイヨウミツバチ（A. mellifera）、セイヨウオオマルハナバチ（B. terrestris）、ツツハナバチ（O. bicornis）の3種のハチで調査した。各種のハチに、クロチアニジンのLD10用量（それぞれハチ1匹当たり 0.86、1.87および 0.66 ng、より詳細はセクション3.1.1を参照。〈訳注：LD10は10％致死量：試験生物の10％を死亡させると予想される投与量〉）、プロピコナゾールの非致死用量（ハチ1匹当たり7μg）、および2つの処理用量の混合物が投与された。その後、ハチは96時間観察され、死亡率が数値化された。いくつかの相乗作用が見られた。セイヨウミツバチ（A. mellifera）では、最初の2回の時間区分（4時間後および24時間後）で混合物投与に対する死亡率が有意に高まった。混合物投与に対するセイヨウオオマルハナバチ（B. terrestris）の死亡率は、最初の時間区分（4時間後）においてのみ有意に高まった。しかし、ツツハナバチ（O. bicornis）では、クロチアニジンとプロピコナゾールの混合物への曝露によって、死亡率はすべての測定時点で有意に高まった（図13）。

Spurgeon et al. (2016) は Sgolastraらと同様の実験を行い、クロチアニジンとプロピコナゾールの組み合わせによるセイヨウミツバチ（A. mellifera）、セイヨウオオマルハナバチ（B. terrestris）、ツツハナ

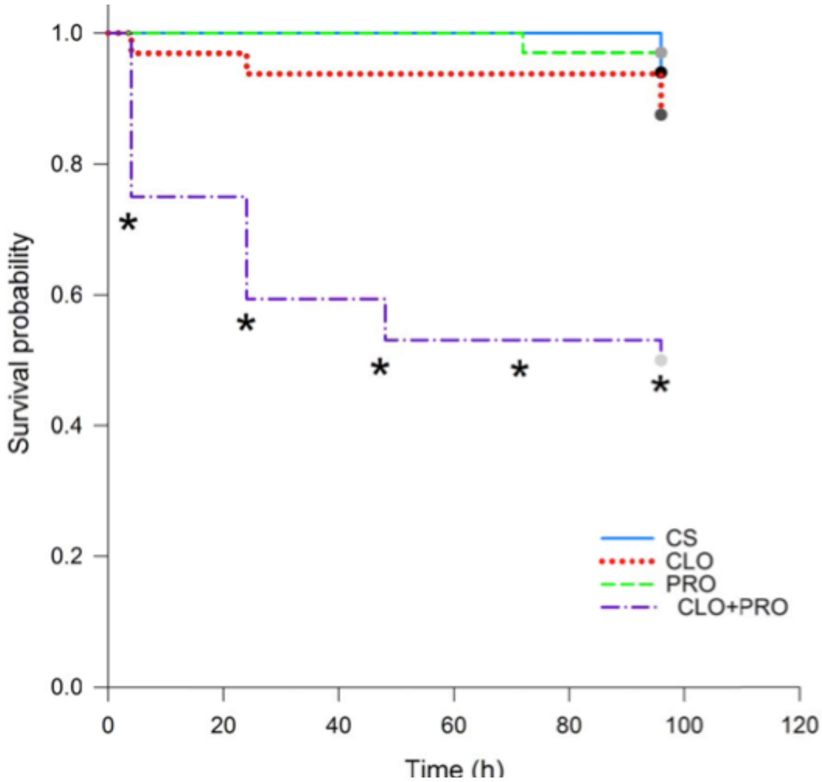

図13. 対照溶液（CS:3%アセトンを含む砂糖水溶液）、クロチアニジン（CLO-0.63ng /ハチ）、プロピコナゾール（PRO-7μg/ハチ）、クロチアニジンとプロピコナゾール（CLO+PRO – 0.63 ng/ハチ +7 μg/ハチ）に曝露した雌オスミア・ビコルニスの生存累積割合。様々な評価時間（4, 24, 48, 72, 96時間）での統計的に有意な相乗効果に*印を付した。

バチ（O. bicornis）への影響を調査した。LD50を計算するため、クロチアニジンの濃度を変化させ、プロピコナゾールの濃度はゼロ用量、低用量、高用量で保持した。低用量は、「EFSA植物防疫製剤に関するパネル（EFSA Panel on Plant Protection Products、2012）」が報告した環境濃度の数値を用い、高用量は、考え得る最悪のシナリオを描くために低用量の10倍にしたが、これらの数値が実際にはどれくらいのものかは明らかではない。48時間、96時間、および240時間での死亡率が定量化された。セイヨウミツバチ（A. mellifera）の場合、LC50はプロピコナゾールの有無にかかわらず常に2倍の範囲内にとどまり、プロピコナゾールの高用量の濃度での明らかな負の傾向は見られなかった。セイヨウオオマルハナバチ（B. terrestris）の場合は、プロピコナゾールと併用したクロチアニジンの LC50は1.5～2倍の範囲で低下した。ツツハナバチ（O. bicornis）では、プロピコナゾールと併用した場合のクロチアニジンのLC50はプロピコナゾールの濃度が高くなるにつれて負の傾向が見られ、最大で2倍低下した。Spurgeon 他は、クロチアニジンとプロピコナゾールの組み合わせによる相乗作用は、セイヨウミツバチ（A. mellifera）はゼロから軽度、セイヨウオオマルハナバチ（B. terrestris）とツツハナバチ（O. bicornis）は軽度から中等度であると結論付けた。

Thompson et al. (2014) は追加の試験で、プロピコナゾールとチアメトキサムの混合物を用いて、殺菌剤の適用用量がネオニコチノイドの毒性を決定付ける重要な要素であることを証明した（表11）。執筆者らは、ネオニコチノイド系農薬と殺菌剤の有意な相乗作用比率が低いのは、殺菌剤の用量が、この相互作用を証明した初期の研究である Iwasa et al. (2004) が用いたハチ1匹当たり10 μgに比べ、0.161～0.447 μgと低く、野外での現実性がより高いからだと主張する。ハチ1匹当たり0.161～0.447 μgという値は、英国における作物への承認散布量を基に現実的な最悪の曝露量として割り出された。しかし、自由に飛行するハチが野外で実際に曝露する正確な殺菌剤の量を証明するデータは不足している。Sgolastra et al. (2016) などの研究は、殺菌剤とネオニコチノイド系農薬のツツハナバチ（O. bicornis）への明らかな相乗作用を示しているが、使用された殺菌剤の用量は、Thompsonらが用いたものより1桁上回る。ハチは常に殺菌剤に曝露しており、ミツバチの集めた花粉、蝋、花蜜からは40種類の殺菌剤が検出されている (Sánchez-Bayo

表11. 接触および経口試験におけるチアメトキサムの容量にたいするプロピコナゾールの比および得られたLD50の比較。
*印は相乗効果が大きく異なることを示す。Thompsonら（2014年）による。

Contact dose propiconazole μg/bee	Ratio fungicide: thiamethoxam contact LD_{50}	Contact LD_{50} thiamethoxam μg/bee	Synergy ratio	Ratio fungicide: thiamethoxam oral LD_{50}	Oral LD_{50} thiamethoxam μg/bee	Synergy ratio
0	-	0.0373	-	-	0.0641	-
0.0224	0.6	0.0288	1.3	0.349	0.0268	2.4
0.224	6	0.0247	1.5	3.49	0.0277	2.3
2.24	60	0.0134	2.8*	34.9	0.0265	2.4
22.4	600	0.0104	3.6*	349	0.00776	8.3*

and Goka 2014)。マルハナバチが集めて巣に蓄えている花粉にも、平均濃度 0.15〜25 ppbの殺菌剤（EBI系殺菌剤 0.15〜17ppb、David et al. 2016）が含まれていることが分かっている。だが、ハチが集めた物質に存在する濃度が、どのようにしてハチの急性および慢性曝露につながるかはほとんど分かっていない。どのくらいの殺菌剤の用量が、ハチが野生で遭遇するであろう実際の状況を表わすのかを現時点で論じるのは不可能である。

ハチに関する研究に加え、Kunce et al. (2015) は、水生のユスリカの一種ドブユスリカ（C. riparius）の発育に対するイミダクロプリド、チアメトキサム、および2つのピレスロイド系殺虫剤、デルタメトリンとエスフェンバレレートの単独・ペア・混合投与での1時間にわたる半止水式曝露の影響を調査した（より詳細な方法および濃度はセクション3.4を参照）。ほとんどの農薬処理は幼虫の生存数を減らしたが、農薬の混合によって有害な影響が相乗的に増幅されるようには見えなかった。Kunce 他は、用いた低用量および曝露時間では、相乗作用・相加作用のリスクは非常に低いと結論付けている。水域生態系での農薬の潜在的相乗作用については一層多くの研究が求められる。

総括すると、これらの研究は、ネオニコチノイド系農薬が殺菌剤と相乗的に作用してハチへの致死性が高まるという見方を支持している。だが、ネオニコチノイド系農薬と殺菌剤双方の投与量や曝露時間、ネオニコチノイドと殺菌剤の化学的分類、曝露後の経過時間はすべて、この関係に影響を与える重要な説明要因である。実験室研究で用いられる殺菌剤の濃度は、相乗作用による致死性を決定付ける最も重要な要素であるように思われる。殺菌剤は、これらの化合物がハチにとって安全であるという想定の下、顕花作物が花を咲かせる期間に定期的に散布される。ネオニコチノイドと殺菌剤の相乗作用がハチ個体群にもたらし得る影響を評価するために、自由に飛行するハチの殺菌剤への実際の曝露量を明確にすべく、この領域ではさらなる研究が必要である。

これまでの研究は農薬間のペアごとの相互作用しか検証してこなかった。農地に生息するハチや他の非標的生物が、すでに検証を試みてきたどの実験手順よりもはるかに複雑な農薬混合物に日常的に曝露していることは明らかである。例えば、ミツバチおよびマルハナバチの備蓄食料には、通常10以上の農薬が含まれている (David et al. 2016など)。科学者や規制当局の主な課題は、ネオニコチノイド系農薬と他の化学物質の複雑な混合物への慢性的な曝露が、野生生物にどのような影響を及ぼすかを理解しようと努めることである。

Beekeeper with a handful of dead bees in Germany
© Fred Dott / Greenpeace

04.

おわりに

4.1 科学的理解の進展および2013年の知識ベースとの比較

クロチアニジン、イミダクロプリド、チアメトキサムに関するEFSA報告書は、これらのネオニコチノイド系農薬がハチに及ぼすリスクに具体的に焦点を当てているため、必然的に対象範囲は狭く、ほぼすべてのデータはセイヨウミツバチ（Apis mellifera）とこれに関連するもので構成されている。本概説の範囲ははるかに広く、より広範な環境でのネオニコチノイドの残留性や多くの非標的生物が受け得る影響に焦点を当てている。そのため、ほとんどの対象領域について2013年より前の既存知識の明確なベースラインが存在せず、EFSA報告書との単純な比較は不可能である。だが、2013年以降の科学的証拠の変化について、EFSA報告書と照らし合わせて見解を述べることは可能である。このプロセスは、EFSAが行った評価のように、ネオニコチノイド系農薬がもたらすリスクの正式な評価であることを意図するものではない。代わりに、本概説の目的は、新たな証拠がハチが受けているであろうリスクに対する私たちの理解をどのように変えたか、すなわち、2013年に認識されたよりもリスクが低いのか、同程度なのか、高いのかを総括することである。EFSAのリスク評価のベースラインを参照すると、各検討領域での進展とそれに伴う当初の評価への影響について、以下のように簡潔にまとめることができる。

- 処理された顕花作物の花粉および花蜜による曝露のリスク。EFSA報告書では、種子粉衣としてネオニコチノイド系農薬で処理された顕花作物による典型的な曝露を計算した。現在、この領域ではかなり多くのデータを入手することができ、新たな研究は概して、算出された曝露値を支持している。EFSAの2013年報告と比べて、顕花作物がハチにもたらす**「リスクに変化はない」**。
- 花をつけない作物および開花前の栽培段階でのリスク。花をつけない作物はハチにリスクをもたらさないと考えられていた。花をつけないこれらの作物がハチに直接的なリスクをもたらすことを示す新たな研究はなかった。引き続きこれらの**「リスクに変化はない」**。
- 農地に処理種子をまくことと、その後の粉塵飛散による曝露のリスク。播種技術の改良にもかかわらず、入手可能な研究は、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曝露の原因であると示唆している。従って、**「リスクに変化はない」**と考えるのが最善である。
- 溢液による曝露のリスク。EFSAの2013年報告では、入手可能な証拠を基にこれを低リスクの曝露経路とみなしている。新たなデータによってこの見解が変わることはなかったため、引き続き**「リスクに変化はない」**。
- 作物以外の植物に含まれるネオニコチノイド系農薬による曝露およびその摂取のリスク。データ不足が確認されたものの、非標的植物によるネオニコチノイド系農薬の摂取は無視できるであろうと考えられていた。その後、野生植物のネオニコチノイド系農薬の広範囲にわたる汚染、同農薬の花粉、花蜜および葉での存在を示す多くの研究が発表された。この曝露源は作物の開花期よりもはるかに長期にわたる可能性がある。ネオニコチノイド処理作物から花粉を集めるハチが通常、最も高いネオニコチノイド濃度に曝露すると考え得るが、野生植物から集められる花粉や花蜜にも少なからぬ量のネオニコチノイド系農薬は存在する。非標的植物による曝露は明らかに**「より大きなリスク」**を示している。
- 後作物による曝露のリスク。この問題についてはデータ不足が確認されていた。これについて明確に調査した研究はほとんどないが、ネオニコチノイド系農薬は何年にもわたり土壌中に残留する可能性があることが現在では分かっており、判明している直近の施用から何年も経過した後に作物から検出される場合もあることから、この領域に一定のリスクがあることは確かである。だが、データがほとんど存在しないため、現時点では**「リスクに変化はない」**とみなされる。
- ネオニコチノイド系農薬の成虫のハチに対する直接的な致死性。ミツバチへの毒性に関する複数の新たな研究が、EFSAの計算値を裏付けている。

野生種のハチに対するネオニコチノイドの毒性についてのデータが増えており、メタ分析も概ね同様の結果を示している。個別の種についての言及は重要だが、ネオニコチノイドの致死性については**「リスクに変化はない」**と概ね考えるべきである。

- ネオニコチノイド系農薬の野生のハチへの亜致死的影響。この影響を評価するための承認された試験法がないため、EFSAによる亜致死的影響の考察には限界があった。データ不足が確認されていた。ネオニコチノイド処理された顕花作物への曝露は、野外条件下で自由に飛行する野生のハチに著しい負の影響を及ぼすことが示されており、野外の現実的なネオニコチノイド濃度を用いた複数の実験室研究により、ハチの採餌能力と健康状態に負の影響が生じることが示され続けている。**「より大きなリスク」**。

このように、2013年以降に発表された研究は、ネオニコチノイド系農薬が野生のハチおよび管理されたハチに対し、2013年時点の状況に比べて「同程度」から「より大きい」リスクをもたらすことを示している。2013年に実施された当初のリスク評価が顕花作物へのネオニコチノイド系農薬使用の暫定使用禁止措置（モラトリアム）を課すには十分だったこと、また、新たな証拠が、ハチへのリスクの証拠を確認もしくは強化していることを考えれば、現在の科学的証拠がモラトリアムの延長を支持すると結論付けることは理にかなっている。

顕花作物へのネオニコチノイド系農薬の使用に加え、2013年以降の研究は、農用土壌や水路、作物以外の植生へのネオニコチノイドの移動、およびこれらにおける残留性を証明してきた。非標的生物に有意に負の影響を及ぼすであろう濃度について評価が行われている場合には、作物以外の数多くの農業生息地において、濃度がこれらの閾値を上回ることが証明されている。

これに関する最も有力な証拠は、農業地域周辺の一時的および恒久的な水域のどちらにも存在する。水生生物へのネオニコチノイド系農薬の影響は定量化が最も簡単なように思われる。野外の現実的な濃度は試料採取によって容易に求めることができ、ネオニコチノイド系農薬がひとたび水域に存在する状態になれば、水生生物はその曝露を制限できないからである。対照的に、ハチのネオニコチノイド系農薬への野外の現実的な曝露を評価するのははるかに難しい。なぜなら、次に挙げる多数の要因によって左右されるからである。それは、顕花作物の種類、従来の餌と比較したそれらの作物の相対的な誘引性、作物の種類、種子粉塵および浸出によってより広い環境に拡散するネオニコチノイドの量、土壌の種類と有機含有量およびそれに伴うネオニコチノイドの有効成分の保持力、周辺植生によるネオニコチノイド系農薬の摂取、1年のさまざまな時期にさまざまな濃度のネオニコチノイド系農薬を含む種々の野生植物から集める花粉や花蜜の割合などで、必ずしもこれらに限定されない。さらに、野生のハチおよび管理されたハチは、飛翔期間や花の選好性、社会構造などの特徴を持ち、それらは、最も一般的に用いられる3種のハチのモデル生物であるセイヨウミツバチ（A. mellifer）、セイヨウオオマルハナバチ（B. terrestris）、ツツハナバチ（O. bicornis）で明確に見ることができるように、ハチ種によって極端に異なる。従って、このような分類群のネオニコチノイド曝露について、完全に正確かつ一貫した測定法を得ることははるかに難しい。

だが、これらの上記要因はどれも重要ではあるが、それでも、さまざまな研究での平均曝露濃度に基づいて考えられる結論を論じることは可能である。これは、ハチの場合と同様に他の分類群についても言えることである。これらの注意すべき点を考慮すれば、2013年以降、新たな研究によって、以下の領域でネオニコチノイド系農薬の非標的生物への影響に関する私たちの理解が大幅に進展していることは明らかである。

- ネオニコチノイド系農薬で処理された花をつけない作物は、有益な捕食者の個体群の死亡率を上昇させることによって、非標的生物にリスクをもたらす可能性がある。
- ネオニコチノイド系農薬は数年間農用土壌に残留し、慢性的な汚染をもたらし、場合によっては徐々に蓄積する可能性がある。
- ネオニコチノイド系農薬は、排水溝、水たまり、池、渓流、河川、一時的な湿地、雪解け水、地下水などのさまざまな水路や水処理施設の流出水で検出され続けている。
- 水生生物のネオニコチノイド系農薬に対する感受性のレビューによれば、多くの水生昆虫種は、規制当局の農薬使用評価で用いられる従来のモデル生物に比べ、これらの化合物に対する感受性が数桁高い。
- ネオニコチノイド系農薬は、農地付近に生える作物以外の植物の花粉や花蜜、葉に存在することが分かっている。これは、一年生草本の雑草から多年生の木本植生にまで及ぶ。従って、農地の周辺

部や生け垣に生息する草食性の非標的昆虫やハチ以外の花粉媒介者のネオニコチノイド系農薬への曝露が見込まれるだろう。とりわけ懸念されるのは、花粉媒介者の保全を明確に目的として掲げ、農地のすぐ隣に播種された植物がこれに含まれることである。

- 相関研究によれば、3カ国において、農業地域でのネオニコチノイドの使用と、チョウや、ハチ、食虫性鳥類の個体群指標との間に関連が示唆された。

4.2 現在不足している知見と将来の研究

2013年以降、ネオニコチノイド系農薬とその非標的生物への影響について多くの研究が行われてきたが、数多くの重要な知見の欠落が存在する。Godfray et al. (2015) が、ネオニコチノイド系農薬と花粉媒介昆虫に関する既存の科学文献のアップデートの中で述べたように、私たちの理解には大きな欠落が生じること、そして重要な（しかし決定的ではない）科学的知見やさまざまな利害関係者の経済的およびその他の利益に与えられる比重によって、異なる政策決定が導き出される可能性があることを忘れてならない。本概説はリスク評価を意図するものではなく、単に、ネオニコチノイド系農薬がもたらす環境リスクに関する私たちの科学的理解の進歩を見直すことを目的としている。

ネオニコチノイド系農薬の非標的生物への影響について、より理解を深めるという観点から、以下の領域ではさらなる研究が必要とされる。

- ネオニコチノイド系農薬のハチへの影響は比較的よく研究されてきたが、大半の分類群についてはデータがほとんど存在しない。害虫ではない植食性の分類群や、農林害虫の重要な天敵については、ネオニコチノイド系農薬に対する感受性はとりわけほとんど解明されていない。
- 研究の進んでいない分類群の、農業・非農業地域でのネオニコチノイドや他の農薬への実際の曝露について、私たちの理解の向上を図り続けなければならない。現実世界の状況と比較するための現実的なベースラインがなければ、ネオニコチノイド系農薬の致死的・亜致死的影響を評価する実験室での研究が示唆するものは不確かである。草食性、土壌生息性、寄生性、捕食性の無脊椎動物および、種子食性、食虫性の陸生脊椎動物に関するデータの不足は顕著である。
- 感受性や曝露に加え、栄養段階を通じたネオニコチノイド系農薬の移行は、その原理を実証する少数の野外研究を除いてはほとんど解明されていない。一部の執筆者は、ネオニコチノイドの直接曝露と高次栄養段階の生物の減少を関連付けたが、これらの主張に関連するデータはほとんどもしくは全く存在しない。
- さまざまな分類群において最近の個体群の減少を証明する長期データセットが存在し、最も顕著な減少はネオニコチノイドの使用と関連している。これらの研究はそれ自体示唆に富むものであるが、分類群における長期にわたる減少の解明を進め、その流れを逆転させたいのであれば、ネオニコチノイド系農薬の影響に対する農業集約化全体の影響を切り離さなければならない。
- ネオニコチノイド系農薬と他の農薬との相乗・相加作用の可能性は、ハチの場合、依然として不明なところが多く、他の非標的分類群へのこれらの影響についてはほとんど分かっていない。この問題を悪化させているのは、農業環境との相互作用に応じて分類群によって受ける用量が異なる可能性があり、構成するさまざまな有効成分への野外の現実的な曝露に関する解明が進んでいないことである。

4.3 総括

ネオニコチノイド系農薬に関する最近の研究によって、こうした化合物がより広い環境中をどのように移動し、残留するのかについて、人々の理解がより深くなり続けている。これらの水溶性化合物は農作物に限らず、使用される環境の大部分に浸透し、場合によっては水路や、地中に吸収されずに地表を流れる流去水によってさらに遠くまで達する。野外の現実的な条件での室内実験や野外試験は、ごくわずかな残留ネオニコチノイドがさまざまな分類群に致死的・亜致死的影響の双方を及ぼし得ることを引き続き証明している。クロチアニジン、イミダクロプリド、チアメトキサムのハチへの影響に焦点を当てた2013年発表のこれらのリスク評価に比べ、新たな研究は特に、これらの物質がハチだけでなく、多くの非標的生物に重大なリスクをもたらすことを明らかにしたという点で、これらの使用に関するモラトリアムを課すための論拠を確固たるものとする。ネオニコチノイド系農薬があらゆる種類の作物から、より広範な環境にどのように移動するのかについての科学的知識の向上を考慮すれば、花をつけない作物への使用や農業地域ではない場所での使用がもたらすリスクについての議論は急務である。

Butterflies on flower in an ecological wheat field
© Peter Caton / Greenpeace

参考文献

- Alburaki, M., Boutin, S., Mercier, P-L., Loubier, Y., Chagnon, M. and Derome, N. (2015) Neonicotinoid-treated Zea mays seeds indirectly affect honeybee performance and pathogen susceptibility in field trials. PLoS One, 10, e0125790
- Alburaki, M., Cheaib, B., Quesnel, L., Mercier, P-L., Chagnon, M. and Derome, N. (2016) Performance of honeybee colonies located in neonicotinoid-treated and untreated cornfields in Quebec. Journal of Applied Entomology, in press
- Alaux, C., Brunet, J.-L., Dussaubat, C., Mondet, F., Tchamitchan, S., Cousin, M., Brillard, J., Baldy, A., Belzunces, L.P. and Le Conte, Y. (2010) Interactions between Nosema microspores and a neonicotinoid weaken honeybees (Apis mellifera). Environmental Microbiology, 12, 774-782
- Andersch, W., Jeschke, P. and Thielert, W. (2010) Combination of methiocarb and one or more compounds selected from thiacloprid, thiamethoxam, acetamiprid, nitenpyram, and dinotefuran; effective animal pests control and for plant seed dressing. Google Patents. United States: Bayer CropScience AG
- Anderson, T.A., Salice, C.J., Erickson, R.A., McMurray, S.T., Cox, S.B. and Smith, L.M. (2013) Effects of landuse and precipitation on pesticides and water quality in playa lakes of the southern high plains. Chemosphere, 92, 84-90
- Anderson, J.C., Dubetz, C. and 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. Science of the Total Environment, 505, 409-422
- Anon (2012) Addendum 7 to the draft assessment report; confirmatory data; imidacloprid. EU Commission
- Arce, A.N., David, T.I., Randall, E.L., Rodrigues, A.R., Colgan, T.J., Wurm, Y. and Gill, R.J. (2016) Impact of controlled neonicotinoid exposure on bumblebees in a realistic field setting. Journal of Applied Ecology, in press
- Arena, M. and Sgolastra, F. (2014) A meta-analysis comparing the sensitivity of bees to pesticides. Ecotoxicology, 23, 324-334
- Aufauvre, J., Biron, D.G., Vidau, C., Fontbonne, R., Roudel, M., Diogon, M., Vigues, B., Belzunces, L.P., Delbac, F. and Blot, N. (2012) Parasite-insecticide interactions: a case study of Nosema ceranae and fipronil synergy on honeybee. Scientific Reports, 2, 326
- Barbieri, R.F., Lester, P.J., Miller, A.S. and Ryan, K.G. (2013) A neurotoxic pesticide changes the outcome of aggressive interactions between native and invasive ants. Proceedings of the Royal Society B, 280, 20132157
- Beketov, M.A. and Liess, M. (2008) Acute and delayed effects of the neonicotinoid insecticide thiacloprid on seven freshwater arthropods. Environmental Toxicology and Chemistry, 27, 461–470
- Benton, E.P., Grant, J.F., Mueller, T.C., Webster, R.J. and Nicholls, R.J. (2016) Consequences of imidacloprid treatments for hemlock woolly adelgid on stream water quality in the southern Appalachians. Forest Ecology and Management, 360, 152-158

- Biddinger, D.J., Robertson, J.L., Mullin, C., Frazier, J., Ashcraft, S.A., Rajotte, E.G., Joshi, N.K. and Vaughn, M. (2013) Comparative toxicities and synergism of apple orchard pesticides to Apis mellifera (L.) and Osmia cornifrons (Radoszkowski). PLoS One, 8, e72587
- Blacquière, T., Smagghe, G., van Gestel, C.A.M. and Mommaerts, V. (2012) Neonicotinoids in bees: a review on concentrations, side-effects and risk assessment. Ecotoxicology, 21, 973-992
- Bonmatin, J-M., Moineau, I., Charvet, R., Colin, M.E., Fleche, C. and Bengsch, E.R. (2005) Behaviour of imidacloprid in fields. Toxicity for honey bees. In: Lichtfouse E, Schwarzbauer J, Robert D (eds). Environmental Chemistry. Springer, Berlin. pp. 483–494
- Bonmatin, J-M., Marchand, P.A., Cotte, J.F., Aajoud, A., Casabianca, H., Goutailler, G. and Courtiade, M. (2007) Bees and systemic insecticides (imidacloprid, fipronil) in pollen: subnano quantification by HPLC/MS/MS and GC/MS. In: Del Re, A.A.M., Capri, E., Fragoulis, T.M. (eds) Environmental fate and ecological effects of pesticide. La Goliardica Pavese, Pavia, Italy, pp. 827–824
- Bonmatin, J-M., Giorio, C., Girolami, V., et al. (2015) Environmental fate and exposure; neonicotinoids and fipronil. Environmental Science and Pollution Research, 22, 35-67
- Bortolotti, L., Sabatini, A.G., Mutinelli, F., Astuti, M., Lavazza, A., Piro, R., Tesoriero, D., Medrzycki, P., Sgolastra, F. and Porrini, C. (2009) Spring honeybee losses in Italy. Julius-Kühn Archiv. In: Proceedings 10th international symposium ICP-BR bee protection group “Hazards of pesticides to bees”, Bucharest, Romania, 8–10 Oct 2008, vol 423, pp 148–152
- Botías, C., David, A., Horwood, J., Abdul-Sada, A., Nicholls, E., Hill, E. and Goulson, D. (2015) Neonicotinoid residues in wildflowers, a potential route of chronic exposure for bees. Environmental Science and Technology, 49, 12731-12740
- Botías, C., David, A., Hill, E. and Goulson, D. (2016) Contamination of wild plants near neonicotinoid seed-treated crops, and implications for non-target insects. Science of the Total Environment, 566-567, 269-278
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) (2007) Canadian Water Quality Guidelines: Imidacloprid. Scientific Supporting Document. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg
- Carreck, N.L. and Ratnieks, F.W. (2014) The dose makes the poison: have “field realistic” rates of exposure of bees to neonicotinoid insecticides been overestimated in laboratory studies? Journal of Apicultural Research, 53, 607-614
- Cox, C. (2001) Insecticide factsheet: imidacloprid. Journal of Pesticide Reform, 21, 15-21
- Cresswell, J.E. (2011) A meta-analysis of experiments testing the effects of a neonicotinoid insecticide (imidacloprid) on honey bees. Ecotoxicology, 20, 149-157
- Cresswell, J.E., Page, C., Uygun, M., et al. (2012) Differential sensitivity of honey bees and bumble bees to a dietary insecticide (imidacloprid). Zoology, 115, 365-371
- Cresswell, J.E., Robert, F-X.L., Florance, H. and Smirnoff, N. (2014) Clearance of ingested neonicotinoid pesticide (imidacloprid) in honey bees (Apis mellifera) and bumblebees (Bombus terrestris). Pest Management Science, 70, 332-337
- Cutler, G.C., Scott-Dupree, C.D., Sultan, M., McFarlane, A.D. and Brewer, L. (2014) A large-scale field study examining effects of exposure to clothianidin seed-treated canola on honey bee colony health, development, and overwintering success. PeerJ, 2, e652

- Cutler, G.C. and Scott-Dupreee, C.D. (2014) A field study examining the effects of exposure to neonicotinoid seed-treated corn on commercial bumble bee colonies. Ecotoxicology, 23, 1755-1763
- David, A., Botías, C., Abdul-Sada, A., Nicholls, E., Rotheray, E.L., Hill, E.M. and Goulson, D. (2016) Widespread contamination of wildflower and bee-collected pollen with complex mixtures of neonicotinoids and fungicides commonly applied to crops. Environment International, 88, 169-178
- Devillers, J., Decourtye, A., Budzinski, H., Pham-Delegue, M.H., Cluzeau, S. and Maurin, G. (2003) Comparative toxicity and hazards of pesticides to APIS and non-APIS bees. A chemometrical study. SAR QSAR Environmental Research, 14, 389-403
- Di Prisco, G., Cavaliere, V., Annoscia, D., Varricchio, P., Caprio, E., Nazzi, F., Gargiulo, G. and Pennacchio, F. (2013) Neonicotinoid clothianidin adversely affects insect immunity and promotes replication of a viral pathogen in honey bees. Proceedings of the National Academy of Sciences, 110, 18466–18471
- Divley, G.P., Embrey, M.S., Kamel, A., Hawthorne, D.J. and Pettis, J.S. (2015) Assessment of chronic sublethal effects of imidacloprid on honey bee colony health. PLoS One, 10, e0118748
- Douglas, M.R. and Tooker, J.F. (2015) Large-scale deployment of seed treatments has driven rapid increase in use of neonicotinoid insecticides and preemptive pest management in U.S. field crops. Environmental Science and Technology, 49, 5088-5097
- Douglas, M.R., Rohr, J.R. and Tooker, J.F. (2015) Neonicotinoid insecticide travels through a soil food chain, disrupting biological control of non-target pests and decreasing soya bean yield. Journal of Applied Ecology, 52, 250-260
- Elston, C., Thompson, H.M. and Walters, K.M. (2013) Sub-lethal effects of thiamethoxam, a neonicotinoid pesticide, and propiconazole, a DMI fungicide, on colony initiation in bumblebee (Bombus terrestris) micro-colonies. Apidologie, 44, 563
- European Commission (EC) (2004a) Review report for the active substance acetamiprid
- European Commission (EC) (2004b) Review report for the active substance thiacloprid
- European Commission (EC) (2005) Review report for the active substance clothianidin
- European Commission (EC) (2006) Review report for the active substance thiamethoxam
- European Food Safety Authority (EFSA) (2008) Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance imidacloprid. European Food Safety Authority Scientific Report. European Food Safety Authority
- European Food Safety Authority (EFSA) (2013a) Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment for bees for the active substance clothianidin. European Food Safety Authority Journal, 11, 3066
- European Food Safety Authority (EFSA) (2013b) Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment for bees for the active substance thiamethoxam. European Food Safety Authority Journal, 11, 3067
- European Food Safety Authority (EFSA) (2013c) Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment for bees for the active substance imidacloprid. European Food Safety Authority Journal, 11, 3068
- de Perre, C., Murphy, T.M. and Lydy, M.J. (2015) Fate and effects of clothianidin in fields using conservation practices. Environmental Toxicology and Chemistry, 34, 258-265

- Falcone, J.F. and DeWald, L.E. (2010) Comparisons of arthropod and avian assemblages in insecticide-treated and untreated eastern hemlock (Tsuga canadensis [L.] Carr) stands in Great Smoky Mountains National Park, USA. Forest Ecology and Management, 260, 856-863
- Feltham, H., Park, K. and Goulson, D. (2014) Field realistic doses of pesticide imidacloprid reduce bumblebee pollen foraging efficiency. Ecotoxicology, 23, 317-323
- Food and Environment Research Agency (FERA) (2013) Effects of neonicotinoid seed treatments on bumble bee colonies under field conditions. Sand Hutton, York YO41 1LZ http://FERA.co.uk/ccss/documents/defraBumbleBeeReportPS2371V4a.pdf
- Forister, M.L., Cousens, B., Harrison, J.G., et al. (2016) Increasing neonicotinoid use and the declining butterfly fauna of lowland California. Biology Letters, 12, 20160475
- Frewin, A.J., Schaafsma, A.W. and Hallett, R.H. (2014) Susceptibility of Aphelinus certus (Hymenoptera: Aphelinidae) to neonicotinoid seed treatments used for soybean pest management. Journal of Economic Entomology, 107, 1450-1457]
- Galvanho, J.P., Carrera, M.P., Moreira, D.D.O, Erthal, M., Silva, C.P. and Samuels, R.I. (2013) Imidacloprid inhibits behavioral defences of the leaf-cutting ant Acromyrmex subterraneus subterraneus (Hymenoptera:Formicidae). Journal of Insect Behavior, 26, 1-13
- Gibbons, D., Morrissey, C. and Mineau, P. (2015) A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and fipronil on vertebrate wildlife. Environmental Science and Pollution Research, 22, 103-118
- Gilburn, A.S., Bunnefeld, N., Wilson, J.M., Botham, M.S., Brereton, T.M., Fox, R. and Goulson, D. (2015) Are neonicotinoid insecticides driving declines of widespread butterflies? PeerJ, 3, e1402
- Gill, R.J., Ramos-Rodriguez, O. and Raine, N.E. (2012) Combined pesticide exposure severely affects individual- and colony-level traits in bees. Nature, 491, 105-108
- Gill, R.J. and Raine, N.E. (2014) Chronic impairment of bumblebee natural foraging behaviour induced by sublethal pesticide exposure. Functional Ecology, 28, 1459-1471
- Girolami, V., Marzaro, M., Vivan, L., Mazzon, L., Giorio, C., Marton, D. and Tapparo, A. (2013) Aerial powdering of bees inside mobile cages and the extent of neonicotinoid cloud surrounding corn drillers. Journal of Applied Entomology, 1-2, 35-44
- Godfray, H.C.J., Blacquière, T., Field, L.M., et al. (2014) A restatement of the natural science evidence base concerning neonicotinoid insecticides and insect pollinators. Proceedings of the Royal Society B, 281, 20140558
- Godfray, H.C.J., Blacquière, T., Field, L.M., et al. (2015) A restatement of the natural science evidence base concerning neonicotinoid insecticides and insect pollinators. Proceedings of the Royal Society B, 282, 20151821
- Goulson, D. (2013) An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. Journal of Applied Ecology, 50, 977-987
- Goulson, D. (2015) Neonicotinoids impact bumblebee colony fitness in the field; a reanalysis of the UK's Food & Environment Research Agency 2012 experiment. PeerJ, 3, e854
- Goulson, D., Nicholls, E., Botías, C. and Rotheray, E.L. (2015) Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides and lack of flowers. Science, 347, 1255957

- Graystock, P., Goulson, D. and Hughes, W.O.H. (2015) Parasites in bloom: flowers aid dispersal and transmission of pollinator parasites within and between bee species. Proceedings of the Royal Society B, 282, 20151371
- Gupta, S., Gajbhiye, V.T. and Gupta, R.K. (2008) Soil dissipation and leaching behavior of a neonicotinoid insecticide thiamethoxam. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 80, 431-437
- Hallmann, C.A., Foppen, R.P.B., van Turnhout, C.A.M., de Krooon, H. and Jongejans, E. (2014) Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. Nature, 511, 341-344
- Henry, M., Beguin, M., Requier, F., et al. (2012) A common pesticide decreases foraging success and survival in honey bees. Science, 336, 348-350
- Hilton, M.J., Jarvis, T.D. and Ricketts, D.C. (2015) The degradation rate of thiamethoxam in European field studies. Pest Management Science, 72, 388-397
- Hladik, M.L., Kolpin, D.W. and Kuivila, K.M. (2014) Widespread occurrence of neonicotinoid insecticides in streams in a high corn and soybean producing region, USA. Environmental Pollution, 193, 189-196
- Hladik, M.L., Vandever, M. and Smalling, K.L. (2016) Exposure of native bees foraging in an agricultural landscape to current-use pesticides. Science of the Total Environment, 542, 469-477
- Hladik, M.L. and Kolpin, D.W. (2016) First national-scale reconnaissance of neonicotinoid insecticides in streams across the USA. Environmental Chemistry, 13, 12-20
- Iwasa, T., Motoyama, N., Ambrose, J.T. and Roe, R.M. (2004) Mechanism for the differential toxicity of neonicotinoid insecticides in the honey bee, Apis mellifera. Crop Protection, 23, 371-378
- Jones, A., Harrington, P. and Turnbull, G. (2014) Neonicotinoid concentrations in arable soils after seed treatment applications in preceding years. Pest Management Science, 70, 1780-1784
- Laycock, I., Cotterell, K., O'Shea-Wheller, T.A. and Cresswell, J.E. (2014) Effects of the neonicotinoid pesticide thiamethoxam at field-realistic levels on microcolonies of Bombus terrestris worker bumblebees. Ecotoxicology and Environmental Safety, 100, 153-158
- Lopez-Antia, A., Ortiz-Santaliestra, M.E., Mougeot, F. and Mateo, R. (2013) Experimental exposure of red-legged partridges (Alectoris rufa) to seeds coated with imidacloprid, thiram and difenoconazole. Ecotoxicology, 22, 125–138
- Lopex-Anita, A., Ortiz-Santaliestra, M.E., Mougeot, F. and Mateo, R. (2015) Imidacloprid-treated seed ingestion has lethal effect on adult partridges and reduces both breeding investment and offspring immunity. Environmental Research, 136, 97-107
- Lu, Z., Challis, J.K. and Wong, C.S. (2015) Quantum yields for direct photolysis of neonicotinoids insecticides in water: implications for exposure to nontarget aquatic organisms. Environmental Science and Technology, 2, 188-192
- Kitulagodage, M., Astheimer, L.B. and Buttemer, W.A. (2008) Diacetone alcohol, a dispersant solvent, contributes to acute toxicity of a fipronil-based insecticide in a passerine bird. Ecotoxicology and Environmental Saftey, 71, 597-600
- Kitulagodage, M,. Buttemer, W.A. and Astheimer, L.B. (2011a) Adverse effects of fipronil on avian reproduction and development: maternal transfer of fipronil to eggs in zebra finch Taeniopygia guttata and in ovoexposure in chickens Gallus domesticus. Ecotoxicology, 20, 653-660

- Kitulagodage, M., Isanhart, J., Buttemer, W.A., Hooper, M.J. and Astheimer, L.B. (2011b) Fipronil toxicity in northern bobwhite quail Colinus virginianus: reduced feeding behaviour and sulfone metabolite formation. Chemosphere, 83, 524-530
- Krupke, C.H., Hunt, G.J., Eitzer, B.D., Andino, G. and Given, K. (2012) Multiple route of pesticide exposure for honeybees living near agricultural fields. PLoS One, 7, e299268
- Kunce, W., Josefsson, S., Örberg, J. and Johansson, F. (2015) Combination effects of pyrethroids and neonicotinoids on development and survival of Chironomus riparius. Ecotoxicology and Environmental Safety, 122, 426-431
- Limay-Rios, V., Forero, G., Xue, Y., Smith, J., Baute, T. and Schaafsma, A. (2015) Neonicotinoid insecticide residues in soil dust and associated parent soil in fields with a history of seed treatment use on crops in southwestern Ontario. Environmental Toxicology and Chemistry, 35, 303-310
- Long, E.Y. and Krupke, C.H. (2015) Intersections between neonicotinoid seed treatments and honey bees. Current Opinion in Insect Science, 10, 8-13
- Long, E.Y. and Krupke, C.H. (2016) Non-cultivated plants present a season-long route of pesticide exposure for honey bees. Nature Communications, 7, 11629
- Main, A.R., Headley, J.V., Peru, K.M., Michel, N.L., Cessna, A.J. and Morrissey, C.A. (2014) Widespread use and frequent detection of neonicotinoid insecticides in wetlands of Canada's Prairie Pothole Region. PLoS One, 9, e92821
- Main, A.R., Michel, N.L., Cavallaro, M.C., Headley, J.V., Peru, K.M. and Morrissey, C.A. (2016) Snowmelt transport of neonicotinoid insecticides to Canadian Prairie wetlands. Agriculture, Ecosystems and Environment, 215, 76-84
- Manzone, M., Balsari, P., Marucco, P. and Tamagnone, M. (2015) Potential external contamination of pneumatic seed drills during sowing of dressed maize seeds. Pest Management Science, 72, 1302-1308
- Mason, R., Tennekes, H., Sánchez-Bayo, F. and Jepsen, P.U. (2014) Immune suppression by neonicotinoid insecticides at the root of global wildlife declines. Journal of Environmental Immunology and Toxicology, 1, 3-12
- Mineau, P. and Palmer, C. (2013) Neonicotinoid insecticides and birds: the impact of the nation's most widely used insecticides on birds. American Bird Conservancy
- Mommaerts, V., Reynders, S., Boulet, J., Besard, L., Sterk, G. and Smagghe, G. (2010) Risk assessment for side-effects of neonicotinoids against bumblebees with and without impairing foraging behaviour. Ecotoxicology, 19, 207-215
- Mogren, C.L. and Lundgren, J.G. (2016) Neonicotinoid-contaminated pollinator strips adjacent to cropland reduce honey bee nutritional status. Scientific Reports, 6, 29608
- Morrissey, C.A., Mineau, P., Devries, J.H., Sánchex-Bayo, F., Liess, M., Cavallaro, M.C. and Liber, K. (2015) Neonicotinoid contamination of global surfacewaters and associated risk to aquatic nvertebrates: A review. Environment International, 74, 291-303
- Mörtl, M., Kereki, O., Darvas, B., Klátyik, S., Vehovszky, A., Gyóri, J. and Székács, A. (2016) Study on soil mobility of two neonicotinoid insecticides. Journal of Chemistry, 2016, 4546584
- Nieto, A., Roberts, S.P.M., Kemp, J., et al. (2014) European Red List of bees. Luxembourg: Publication Office of the European Union

- Nuyttens, D., Devarrewaere, W., Verboven, P. and Foqué, P. (2013) Pesticide-laden dust emission and drift from treated seeds during seed drilling: a review. Pest Management Science, 69, 564-575
- Pecenka, J.R. and Lundgren, J.G. (2015) Non-target effects of clothianidin on monarch butterflies. Science of Nature, 102, 19
- Peña, A., Rodríguez-Liébana, J.A. and Mingorance, M.D. (2011) Persistence of two neonicotinoid insecticides in wastewater, and in aqueous solutions of surfactants and dissolved organic matter. Chemosphere, 84, 464-470
- Pesticide properties database (PPDB) (2012) Pesticide properties database. http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm
- Pettis, J., vanEngelsdorp, D., Johnson, J. and Dively, G. (2012) Pesticide exposure in honey bees results in increased levels of the gut pathogen Nosema. Naturwissenschaften 99, 153-158
- Pilling, E., Campbell, P., Coulson, M., Ruddle, N. and Tornier, I. (2013) A four-year field program investigating long-term effects of repeated exposure of honey bee colonies to flowering crops treated with thiamethoxam. PLoS One, 8, e77193
- Pisa, L.W., Amaral-Rogers, V., Belzunces, L.P., et al. (2015) Effects of neonicotinoids and fipronil on non-target invertebrates. Environmental Science and Pollution Research, 22, 68-102
- Pistorius, J., Bischoff, G., Heimbach, U. and Stähler, M. (2009) Bee poisoning incidents in Germany in spring 2008 caused by abrasion of active substance from treated seeds during sowing of maize. In: Proceedings "Hazards of pesticides to bees—10th international symposium of the ICP-bee protection group". Julius-Kühn Archiv 423:118–126
- Placke, F.J. (1998a) Long-term soil dissipation study with Zelmone 350 FS in Great Britain following deed dressing of winter barley. Draft assessment report (DAR)—public version—Initial risk assessment provided by the rapporteur Member State Germany for the existing active substance imidacloprid. Vol 3, Annex B, B8. European Food Safety Authority, Parma, Italy, pp 637–642
- Placke, F.J. (1998). Long-term soil dissipation study with Confidor 70WG in apple orchards in Germany following spray application. Draft assessment report (DAR)—public version—Initial risk assessment provided by the rapporteur Member State Germany for the existing active substance imidacloprid. Vol 3, Annex B, B8. European Food Safety Authority, Parma, Italy, pp 630–637
- Pohorecka, K., Skubida, P., Semkiw, P., et al. (2013) Effects of exposure of honey bee colonies to neonicotinoid seed-treated maize crops. Journal of Apicultural Science, 57, 199-208
- Qi, W., Singer, H., Berg, M., Müller, B., Pernet-Coudrier, B., Liu, H. and Qu, J. (2015) Elimination of polar micropollutants and anthropogenic markers by wastewater treatment in Beijing, China. Chemosphere, 119, 1054-1061
- Reetz, J.E., Schulz, W., Seitz, W., Spiteller, M., Zühlke, S., Armbruster, W. and Wallner, K. (2015) Uptake of neonicotinoid insecticides by water foraging honey bees (Hymenoptera: Apidae) through guttation fluid of winter oilseed rape. Journal of Economic Entomology, 109, 31-40
- RIVM (2008) Environmental Risk Limits for Imidacloprid. In: Posthuma-Doodeman C.J.A.M. (Ed.), National Institute for Public Health and the Environment Bilthoven, Netherlands
- Rolke, D., Persigehl, M., Peters, B., Sterk, G. and Blenau, W. (2016) Large-scale monitoring of effects of clothianidin-dressed oilseed rape seeds on pollinating insects in northern Germany: residues of clothianidin in pollen, nectar and honey. Ecotoxicology, 25, 1691

- Rundlöf, M., Andersson, G.K.S., Bommarco, R., et al. (2015) Seed coating with a neonicotinoid insecticide negatively affects wild bees. Nature, 521, 77-80
- Sadaria, A.M., Supowit, S.D. and Halden, R.U. (2016) Mass balance assessment for six neonicotinoid insecticides during conventional wastewater and wetland treatment: nationwide reconnaissance in United States wastewater. Science of the Total Environment, 50, 6199- 6206
- Samson-Robert, O., Labrie, G., Chagnon, M. and Fournier, V. (2014) Neonicotinoid-contaminated puddles of water represent a risk of intoxication for honeybees. PLoS One, 9, e108443
- Sánchez-Bayo, F. (2006) Comparative acute toxicity of organic pollutants and reference values for crustaceans. I. Branchiopoda, Copepoda and Ostracoda. Environmental Pollution, 139, 385-420
- Sánchez-Bayo, F. and Hyne, R.V. (2014). Detection and analysis of neonicotinoids in river waters - development of a passive sampler for three commonly used insecticides. Chemosphere, 99, 143-151
- Sánchex-Bayo, F. and Goka, K., (2014) Pesticide residues and bees – a risk assessment. PLoS One, 9, e94482
- Sánchez-Bayo, F., Goulson, D., Pennacchio, F., Nazzi, F., Goka, K. and Desneux, N. (2016) Are bee diseases linked to pesticides? A brief review. Environment International, 89-90, 7-11
- Sandrock, C., Tanadini, L.G., Pettis, J.S., Biesmeijer, J.C., Potts, S.G. and Neumann, P. (2014) Sublethal neonicotinoid insecticide exposure reduces solitary bee reproductive success. Agricultural and Forest Entomology, 16, 119-128
- Santos, A., Oliveira, B.L. and Samuels, R.I. (2007) Selection of entomopathogenic fungi for use in combination with sub-lethal doses of Imidacloprid. Mycopathology, 163, 233-240
- Schaafsma, A., Limay-Rios, V., Baute, T., Smith, J. and Xue, Y. (2015) Neonicotinoid Insecticide residues in surface water and soil associated with commercial maize (corn) fields in southwestern Ontario. PLoS One, 10, e0118139
- Schaafsma, A., Limay-Rios, V., Xue, Y., Smith, J. and Baute, T. (2016) Field-scale examination of neonicotinoid insecticide persistence in soils as a result of seed treatment use in commercial maize (corn) fields in southerwestern Ontario. Environmental Toxicology and Chemistry, 35, 295-302
- Scholer, J. and Krischik, V. (2014) Chronic exposure of imidacloprid and clothianidin reduce queen survival, foraging, and nectar storing in colonies of Bombus impatiens. PLoS One, 9, e91573
- Selim, H.M., Jeong, C.Y. and Elbana, T.A. (2010) Transport of Imidacloprid in soils: miscible displacement experiments. Soil Science, 175, 375-381
- Syracuse Environmental Research Associate (SERA) (2005) Imidacloprid—human health and ecological risk assessment - final report. Report from Syracuse Environmental Research Associates to USDA, Forest Service
- Sgolastra, F., Medrzycki, P., Bortolotti, L., et al. (2016) Synergistic mortality between a neonicotinoid insecticide and an ergosterol-biosynthesis-inhibiting fungicide in three bee species. Pest Management Science, in press
- Simon-Delso, N., Amaral-Rogers, V., Belzunces, L.P., et al. (2015) Systemic insecticides (neonicotinoids and fipronil): trends, uses, mode of action and metabolites. Environmental Science and Pollution Research, 22, 5-34
- Smalling, K.L., Reeves, R., Muths, E., Vandever, M., Battaglin, W.A., Hladik, M.L. and Pierce, C.L. (2015) Pesticide concentrations in frog tissue and wetland habitats in a landscape dominated by agriculture. Science of the Total Environment, 502, 80-90

- Smit, C.E., Posthuma-Doodeman, C.J.A.M., Van Vlaardingen, P.L.A. and De Jong, F.M.W. (2014) Ecotoxicity of imidacloprid to aquatic organisms: derivation of water quality standards for peak and long-term exposure. Human and Ecological Risk Assessment. http://dx.doi.org/10.1080/10807039.2014.964071.
- Spurgeon, D., Hesketh, H., Lahive, E., et al. (2016) Chronic oral lethal and sub-lethal toxicities of different binary mixtures of pesticides and contaminants in bees (Apis mellifera, Osmia bicornis and Bombus terrestris). EFSA supporting publication 2016:EN-1076
- Stanley, D.A., Garratt, M.P.D., Wickens, J.B., Wickens, V.J., Potts, S.G. and Raine, N.E. (2015) Neonicotinoid pesticide exposure impairs crop pollination services provided by bumblebees. Nature, 528, 548-550
- Stanley, D.A. and Raine, N.E. (2016) Chronic exposure to a neonicotinoid pesticide alters the interactions between bumblebees and wild plants. Functional Ecology, 30, 1132-1139
- Sterk, G., Peters, B., Gao, Z. and Zumkier, U. (2016) Large-scale monitoring of effects of clothianidin-dressed OSR seeds on pollinating insects in Northern Germany: effects on large earth bumble bees (Bombus terrestris). Ecotoxicology, 25, 1666-1678
- Stewart, S.D., Lorenz, G.M., Catchot, A.L., et al. (2014) Potential exposure of pollinators to neonicotinoid insecticides from the use of insecticide seed treatments in the mid-southern United States. Environmental Science and Technology, 48, 9762, 9769
- Switzer, C.M. and Combes, S.A. (2016) The neonicotinoid pesticide, imidacloprid, affects Bombus impatiens (bumblebee) sonication behavior when consumed at doses below the LD50. Ecotoxicology, 25, 1150-1159
- Székács, A., Mörtl, M. and Darvas, B. (2015) Monitoring pesticide residues in surface and ground water in Hungary: surveys in 1990–2015. Journal of Chemistry, 2015, 717948
- Szczepaniec, A., Creary, S.F., Laskowski, K.L., Nyrop, J.P. and Raupp, M.J. (2011) Neonicotinoid insecticide imidacloprid causes outbreaks of spider mites on elm trees in urban landscapes. PLoS One, 6, e20018
- Thompson, H.M., Fryday, S.L., Harkin, S. and Milner, S. (2014) Potential impacts of synergism in honeybees (Apis mellifera) of exposure to neonicotinoids and sprayed fungicides in crops. Apidologie, 45, 545-553
- Thuyet, D.Q., Watanabe, H. and Motobayashi, T. (2011) Effect of formulations and treatment methods of nursery boxes applied with insecticide on the behavior of imidacloprid in rice paddy fields. Journal of Pest Science, 36, 9-15
- Tingle, C.C.D., Rother, J.A., Dewhurst, C.F., Lauer, S. and King, W.J. (2003) Fipronil: environmental fate, ecotoxicology and human health concerns. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, 176, 1–66
- Tišler, T., Jemec, A., Mozetic, B. and Trebse, P. (2009) Hazard identification of imidacloprid to aquatic environment. Chemosphere, 76, 907-914
- Tokumoto, J., Danjo, M., Kobayashi, Y., et al. (2013) Effects of exposure to clothianidin on the reproductive system of male quails. The Journal of Veterinary Medical Science, 75, 755-760
- U.S. Environmental Protection Agency (US EPA) (2014) OPP Pesticide Toxicity Database. http://www.epa.gov/oppefed1/ecorisk_ders/aquatic_life_benchmark.htm
- Van Dijk, T.C., Van Staalduinen, M.A. and Van der Sluijs, J.P. (2013) Macro-invertebrate decline in surface water polluted with imidacloprid. PLoS One, 8, e62374
- vanEngelsdorp, D., Speybroeck, N., Evans, J.D., et al. (2010) Weighing risk factors associated with bee Colony Collapse Disorder by classification and regression tree analysis. Journal of Economic Entomology, 103, 1517-1523

- Vidau, C., Diogon, M., Aufauvre, J., et al. (2011) Exposure to sublethal doses of fipronil and thiacloprid highly increases mortality of honeybees previously infected by Nosema ceranae. PLoS One 6, e21550
- Vijver, M.G. and van den Brink, J. (2014) Macro-invertebrate decline in surface water polluted with imidacloprid: a rebuttal and some new analyses. PLoS One, 9, e89837
- von Gunten, K. (2012) Photodegradation and sorption to Na-SAz clay, soil and pollen of the neonicotinoids acetamiprid, clothianidin, imidacloprid and thiacloprid. https://www.yumpu.com/en/document/view/7393414/photodegradation-and-sorption-to-na-sazclay-soil-eth-zurich
- Wachendorff-Neumann, U., Mauler-Machnik, A., Erdelen, C. and Ohtake, H. (2012) Synergistic mixture of trifloxystrobin and imidacloprid. Google patents. United States: Bayer Cropscience AG
- Wang, Y., Wu, S., Chen, L., Wu, C., Yu, R., Wang, Q. and Zhao, X. (2012) Toxicity assessment of 45 pesticides to the epigeic earthworm Eisenia fetida. Chemosphere, 88, 484-491
- Wang, L., Zeng, L. and Chen, J. (2015a) Sublethal effect of imidacloprid on Solenopsis invicta (Hymenoptera: Formicidae) feeding, digging, and foraging behaviour. Environmental Entomology, 44, 1544-1552
- Wang, L., Zeng, L. and Chen, J. (2015b) Impact of imidacloprid on new queens of imported fire ants, Solenopsis invicta (Hymenoptera: Formicidae). Scientific Reports, 5, 17938
- Whitehorn, P.R., O'Connor, S., Wackers, F.L. and Goulson, D. (2012) Neonicotinoid pesticide reduces bumble bee colony growth and queen production. Science, 336, 351-352
- Woodcock, B.A., Isaac, N.J.B., Bullock, J.M., Roy, D.B., Garthwaite, D.G., Crowe, A. and Pywell, R.F. (2016) Impacts of neonicotinoid use on long-term population changes in wild bees in England. Nature Communications, 7, 12459
- Xing, Z.S., Chow, L., Rees, H., Meng, F.R., Li, S., Ernst, B., Benoy, G., Zha, T.S. and Hewitt, L.M. (2013) Influences of sampling methodologies on pesticide-residue detection in stream water. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 64, 208-218
- Xu, T., Dyer, D.G., McConnell, L.L., Bondarenko, S., Allen, R. and Heinemann, O. (2016) Clothianidin in agricultural soils and uptake into corn pollen and canola nectar after multiyear seed treatment applications. Environmental Toxicology and Chemistry, 35, 311-321
- Yu, R.X., Wang, Y.H., Hu, X.Q., Wu, S.G., Cai, L.M. and Zhao, X.P. (2015) Individual and joint acute toxicities of selected insecticides against Bombyx mori (Lepidoptera: Bombycidae). Journal of Economic Entomology, 109, 327-333

GREENPEACE

原題：The Environmental Risks of Neonicotinoid Pesticides：
a review of the evidence post-2013

著者：Thomas Wood and Dave Goulson, Sussex University

英語版ダウンロードリンク:
www.act.gp/2017Neonicotinoid_English

表紙写真 © Alffoto / iStockphoto
レイアウト・デザイン: Juliana Devis
発行：2017年1月
Greenpeace France
13 rue d’Enghien
75010 Paris, France

日本語版製作：国際環境NGO グリーンピース・ジャパン
翻訳監修：五箇公一　国立環境研究所
日本語版発行：2017年6月

国際環境NGO グリーンピース・ジャパン
〒160-0023
東京都新宿区西新宿 8-13-11 NFビル 2F
Tel. 03-5338-9800　Fax. 03-5338-9817

www.greenpeace.org/japan