

生活環境動植物に係る農薬登録基準の設定について
(第一次答申)

平成31年2月7日
中央環境審議会

目 次

第1	経緯.....	1
第2	農薬の生態影響評価に係るこれまでの取組.....	1
1	我が国における取組.....	1
(1)	水産動植物に対する農薬の影響評価の取組.....	1
(2)	水産動植物以外の動植物に対する農薬の影響評価に関する知見の集積.....	2
(3)	農林水産省におけるリスク管理.....	3
2	海外における取組.....	3
(1)	欧米の取組.....	3
(2)	OECD の取組.....	4
第3	生活環境動植物に係る農薬登録基準の設定方法.....	4
1	生活環境動植物に係る評価対象動植物の選定.....	4
(1)	基本的考え方.....	4
(2)	評価対象動植物.....	5
2	評価対象動植物ごとの農薬登録基準の設定方法.....	6
(1)	水域の生活環境動植物.....	6
(2)	陸域の生活環境動植物.....	6
第4	生活環境動植物に係る農薬登録基準の内容.....	7
(1)	昭和46年農林省告示第346号（以下「基本告示」という。）第3号及び備考関係.....	7
(2)	基本告示第3号に規定する「環境大臣の定める基準」関係.....	8
第5	今後の課題.....	9
	(別紙1) 生活環境動植物に係る農薬登録基準の設定における藻類、水草等の取扱いについて.....	11
	(別紙2) 生活環境動植物に係る農薬登録基準の設定における鳥類の取扱いについて.....	20
	参考資料.....	35

第1 経緯

平成30年6月15日に農薬取締法の一部を改正する法律（平成30年法律第53号。以下「改正法」という。）が公布され、農薬の動植物に対する影響評価の対象が、従来の水産動植物から、陸域を含む生活環境動植物（その生息又は生育に支障を生ずる場合には人の生活環境の保全上支障を生ずるおそれがある動植物をいう。）に拡大された。この規定は平成32年4月1日に施行される（参考1）。

このため、これまでの水産動植物に係る農薬登録保留基準（平成30年12月1日からは農薬登録基準）に代わり、生活環境動植物に係る農薬登録基準を定める必要がある。その際には、評価対象動植物を新たに選定するとともに、毒性試験（試験生物種の選定を含む）、ばく露評価及びリスク評価の方法を検討し、農薬登録申請者等に対する周知期間を勘案して、これらを早期に示す必要がある。

第2 農薬の生態影響評価に係るこれまでの取組

1 我が国における取組

（1）水産動植物に対する農薬の影響評価の取組

農薬取締法（昭和23年法律第82号）の下での農薬登録制度では、病虫害・雑草防除等の効果があり、人の健康や環境に対して安全と認められたものだけを農薬として登録し、製造・販売・使用ができるようにしている。農薬登録の際に実施する生態影響評価については、これまで以下のとおり導入、検討を進めてきた。

1）魚毒性による評価の導入

戦後、水稻を中心とした農薬の開発、普及が進む中で、水田から河川に流出した農薬による水産動植物への被害が発生したことから、昭和38年の農薬取締法の改正により、農薬登録審査において水産動植物に対する影響評価を行うことが盛り込まれ、「水田使用農薬であって、コイに対する48時間LC₅₀（半数致死濃度）が0.1ppm以下¹で、かつコイに対する毒性の消失日数が7日以上であること」等を登録保留基準として定め、魚毒性の強い農薬を規制した。

2）生態リスクによる評価の導入

それまでの魚毒性のみによる評価では、農薬の水産動植物に対する影響評価としては不十分であるとして、諸外国におけるリスク評価の状況も踏まえ、平成17年から、①魚類のほか、甲殻類等と藻類を評価対象に追加、②評価において毒性値とともに環境中での農薬のばく露量を考慮、③水田のほか、畑や果樹園等で使用される農薬を評価対象に追加し、個々の農薬の毒性値と環境中の予測濃度とを比較して、環境中予測濃度（PEC：Predicted Environmental Concentration）が毒性値を超える場合には登録を保留する制度に変更した²（参考2）。

¹ 10a当たりの有効成分投下量>0.1kgの場合には、（コイに対する48時間のLC₅₀（ppm））／（10a当たりの有効成分投下量（kg））が1以下

² 「水産動植物に対する毒性に係る登録保留基準の改定について」（平成15年1月30日 第6回農業

3) ユスリカ幼虫試験の導入

ネオニコチノイド系等の殺虫剤では、甲殻類等の種によって感受性の差が大きいことが判明し、従来のミジンコを用いる試験ではリスクを過小評価してしまう可能性が示唆された。このため、平成 28 年度からこれらの殺虫剤については、感受性の高い水生昆虫であるユスリカ幼虫を用いる毒性試験の提出を求め、また、平成 30 年度からは、全ての新規登録を申請する殺虫剤を対象にユスリカ幼虫試験を義務付け、登録保留基準値の見直し、設定を進めている³。さらに、改正法に基づく再評価制度が新たに導入されることから、新規登録に加えて再評価の対象となる全ての殺虫剤についてユスリカ幼虫試験の提出を義務付けることとしたところである。

(2) 水産動植物以外の動植物に対する農薬の影響評価に関する知見の集積

1) 農薬の陸域における生態影響評価に関する検討

環境省は、平成 10 年 2 月に「農薬生態影響評価検討会」を設置し、農薬の生態影響評価の在り方について、陸域を含めた技術的な検討を開始した(参考 3)。

この検討会報告を踏まえ、陸域動植物の被害事故等の情報や、海外における評価手法等について調査を行い、平成 16 年 3 月に取りまとめを行った⁴。その後も調査を進め、平成 20 年度からはリスク評価技術を開発するための検討を始め、その取組の中で、高次消費者としての生態的地位、農薬の非標的生物、既存情報の有無などの観点から、鳥類を評価対象としたリスク評価手法を開発することとして、平成 25 年 5 月に「鳥類の農薬リスク評価・管理手法マニュアル」(以下「鳥類マニュアル」という。)を作成・公表し、農薬メーカーにおける自主的な活用を促している。

2) ネオニコチノイド系農薬等の陸域における生態影響評価に関する検討

近年、欧米等ではミツバチの減少が問題となり、原因としてネオニコチノイド系農薬に疑いがあるとして規制の動きがある中で、我が国においても農薬により野生のハチやトンボが減少しているのではないかという声があることから、農薬の野生のハチとトンボに対する影響に関する調査研究を進めている。平成 29 年 11 月には、「我が国における農薬がトンボ類及び野生ハナバチ類に与える影響について(農薬の昆虫類への影響に関する検討会報告書)」が取りまとめられた。報告書では、検討会の提言として、「野生ハナバチ類に対するリスク評価手法について、農林水産省が実施するセイヨウミツバチに対するリスク評価との関係を整理し、国際標準との調和にも留意しつつ検討を進める」とされており、調査検討

資料審議会農薬分科会資料 11 参考 1)

³ 「環境大臣が定める水産動植物の被害防止に係る農薬登録保留基準の設定における種の感受性差の取扱いについて(案)」(平成 28 年 3 月 3 日 中央環境審議会土壌農薬部会農薬小委員会(第 50 回)資料 4)

⁴ 「農薬による陸域生態影響評価技術開発調査に関する報告書」(平成 16 年 3 月 社団法人日本植物防疫協会)

を進めている。

3) 農薬の水域における生態影響評価に関する検討

これまで、水域における生態影響評価については、水産動植物を対象とし、一次生産者では藻類に対する影響評価を行い、推奨試験種として緑藻のムレミカヅキモを用いてきた。しかしながら、これまでの調査により、農薬の種類によっては、他の種類の藻類や維管束植物である水草の感受性の方が高い場合も相当程度あることが示唆されたため、環境省では、平成 28 年度以降も藻類、水草等の感受性差に係る知見を収集し、また、29 年度には水環境における水草の生息実態を調査した。その結果、除草剤では、藻類に比べ水草に高い感受性を示すものがあることが判明し、また、水草は、魚類、甲殻類等の産卵場、餌資源及び生息場として利用されることを確認した。

(3) 農林水産省におけるリスク管理

農林水産省では、農薬登録申請時に、水産動植物への影響に関する試験以外にも、鳥類、ミツバチ、蚕、天敵昆虫等の有用生物に対する急性影響試験成績の提出を求めている。これらに対する毒性が強い農薬については、製品のラベルに、影響の回避に関する注意事項を記載し、農薬の安全な取扱いを求めている。

表 1 農薬登録申請に必要な水産動植物以外の有用生物への影響に関する試験成績

生物	試験の内容
鳥類	<ul style="list-style-type: none">・ 強制経口投与試験・ 混餌投与試験
ミツバチ	<ul style="list-style-type: none">・ 急性経口毒性試験又は急性接触毒性試験・ 急性毒性試験の結果、強い毒性が認められる場合には、ほ場での影響試験
蚕	<ul style="list-style-type: none">・ 急性経口投与試験・ 急性経口投与試験の結果、強い毒性が認められる場合には、残毒試験（被験物質を散布した桑葉を蚕に摂食させ残毒期間を経時的に調査）
天敵昆虫等	<ul style="list-style-type: none">・ 天敵昆虫等（捕食昆虫類、寄生蜂類、クモ目、捕食性ダニ類等）に対する急性毒性試験・ 急性毒性試験の結果、強い毒性が認められる場合には、ほ場での影響試験

2 海外における取組

(1) 欧米の取組

欧州においては欧州食品安全機関（EFSA : European Food Safety Agency）が、農薬の環境への影響評価について、非標的生物種、生物多様性、生態系に受け入

れ難い影響を生じさせないことを目的として、陸域では鳥類、ほ乳類、ハチ類、その他の節足動物、ミミズ、土壌微生物、土壌生物、非標的植物、水域では、魚類、無脊椎動物（甲殻類等）、藻類、水草の毒性試験成績を要求し、ばく露量との比較によりリスク評価を行っている（参考4）。

一方、米国においては米国環境保護庁(EPA:The United States Environmental Protection Agency)が、農薬の環境への影響評価について、環境への不合理な悪影響を生じさせないことを目的として、陸域では鳥類、ほ乳類、花粉媒介昆虫（ミツバチ等）、非標的植物、水域では、魚類、無脊椎動物（甲殻類等）、藻類、水草の毒性試験成績を要求し、ばく露量との比較によりリスク評価を行っている（参考4）。

（2）OECDの取組

OECD（Organisation for Economic Co-operation and Development：経済協力開発機構）では、農薬を含む化学物質の評価のための試験成績の作成手順（テストガイドライン）の国際的な標準化に取り組んでおり、試験成績の妥当性の確保、国際的な試験成績の受け入れの促進、不必要な動物実験の回避等に貢献している。生態影響に関するテストガイドラインとしては平成31年1月16日現在において、46種類のテストガイドラインが策定されている。また、試験成績の信頼性の確保のため、優良試験所基準(GLP：Good Laboratory Practice)の設定、農薬の評価に必要な試験成績の提出に関する様式（ドシエ）の調和等を行っている（参考5）。

第3 生活環境動植物に係る農薬登録基準の設定方法

1 生活環境動植物に係る評価対象動植物の選定

（1）基本的考え方

生活環境動植物に係る農薬登録基準を設定するためには、評価対象動植物を選定するとともに、必要な試験方法を明らかにする必要がある。生活環境動植物に係る評価対象動植物の選定に当たっては、人の生活に密接に関係する動植物を対象として、我が国における評価手法に関する知見の集積状況や海外における評価の状況等を踏まえるとともに、改正法に係る国会の附帯決議において「リスク評価手法の早急な確立」と「農薬メーカーの負担への配慮」が指摘されていることを考慮する必要がある（参考6）。

このため、既に毒性試験方法が確立され、国内外での既存の試験成績の活用が期待できるものとして、これまでの国内での知見の集積状況と諸外国における評価状況を踏まえ、

- ・ 諸外国で既に評価に取り入れられているもの
- ・ 我が国において、これまで農薬登録申請時に毒性試験成績が提出されているもの

のうち、

- ・国際的な標準との調和を図る観点からも、評価対象動植物の評価に用いることができる試験方法が OECD 等による公的なテストガイドラインとして確立されているもの

の中から優先的な評価対象動植物を選定する。

また、リスク評価を行う上で導入が望ましいと考えられる評価対象動植物や毒性試験方法のうち更に調査検討に時間を要するものは、優先的に進めるものとは分け、引き続き必要な検討を進めることとする。

他方、評価対象動植物に関するばく露評価及びリスク評価の方法については、諸外国の評価方法を参考にしつつ、我が国における自然条件や農薬の使用実態等を踏まえ、検討を進める。

(2) 評価対象動植物

(1) の基本的考え方及びこれまでの水産動植物に係る農薬登録基準の設定方法を踏まえ、当面、以下の動植物を対象としてそれぞれの農薬登録基準を設定することが適当である。

1) 水域の生活環境動植物としては、魚類、甲殻類等、藻類を評価対象とする他、魚類、甲殻類等の産卵や生息の場として重要であり、一次生産者の藻類とは農薬による感受性が異なる「水草」について、諸外国で既にリスク評価に取り入れられ、試験方法が OECD テストガイドラインとして確立されていることから、これを新たに評価対象動植物に加え、これらをまとめて「水域の生活環境動植物」としてリスク評価を行い、農薬登録基準を設定する。

2) 陸域の生活環境動植物としては、「鳥類」について、農薬の残留した餌等を通じたばく露により被害が生じるリスクが想定されることから、諸外国では既にリスク評価に取り入れられ、我が国でも、これまで農林水産省において、農薬の経口投与試験成績等の提出が求められてきた。また、環境省において、既に「鳥類マニュアル」としてリスク評価の方法に係る知見の集積があり、農薬メーカーによる自主的なリスク評価も行われていることから、まずは、これを評価対象動植物としてリスク評価を行い、農薬登録基準を設定する。

他方、植物の授粉に重要な役割を果たす花粉媒介昆虫であるハチ類について、欧米等においては農薬による被害のおそれがあるとしてリスク評価、規制が行われ、我が国でも、農林水産省において、養蜂用ミツバチに対する農薬の急性毒性試験成績の提出が求められており、さらに、新たなリスク評価の導入についても検討が進められているところである。こうした中、我が国における野生のハチ類についても、最近の調査研究により、農薬の影響を示唆する知見が得られていることから、今後、養蜂用ミツバチに対するリスク評価との整合にも留意しつつ、早急に、野生のハチ類に対するリスク評価の方法についても検討を進め、必要に応じ、評価対象動植物に加える。

2 評価対象動植物ごとの農薬登録基準の設定方法

(1) 水域の生活環境動植物

水域の生活環境動植物のリスク評価は、基本的には現行の水産動植物のリスク評価の方法を踏襲するとともに、藻類、水草等については、(別紙1)「生活環境動植物に係る農薬登録基準の設定における藻類、水草等の取扱いについて」を踏まえることとし、以下の方法により農薬登録基準の設定を行うことが適当である。

- ①毒性試験方法は、OECD テストガイドラインに準拠する。
- ②毒性評価における急性影響濃度は、魚類、甲殻类等、藻类等（一次生産者である藻類、水草及びシアノバクテリア）の3つに分けてそれぞれ算出する。その際、種類間での感受性差を考慮し、試験種数に応じた不確実係数（1～10）を適用して評価する。
- ③試験生物種としては、全ての農薬について、魚類（OECD テストガイドライン 203 の推奨魚種のうちのいずれか1種）、甲殻类等のオオミジンコ、藻类等のムレミカヅキモを必須とするほか、殺虫剤については、甲殻类等のユスリカ幼虫、除草剤及び植物成長調整剤については、水草のコウキクサも必須とする。
- ④水域における環境中予測濃度（以下「水域環境中予測濃度」という。）を算出する地点は、現行の水産動植物に対するリスク評価に用いる水産動植物被害予測濃度の算定方法を踏襲し、上流の流域面積が概ね 100 平方キロメートルで、流域内の水田が概ね 500 ヘクタール、畑地等が概ね 750 ヘクタールの面積である要件を満たす河川の水中とする。
- ⑤水域環境中予測濃度の算定に当たっては、農薬の使用条件（水田の止水期間等）、剤型、物理化学的特性を可能な限り反映するとともに、毒性試験に要する評価期間を勘案する。
- ⑥リスク評価は、②の急性影響濃度の最小値を農薬登録基準値とし、この基準値と④の水域環境中予測濃度を比較して判断する。なお、水域環境中予測濃度の算定は試験及び評価コストの効率化を図るため段階制を採用する。
- ⑦リスク評価の結果、水域環境中予測濃度が水域の生活環境動植物の被害防止に係る農薬登録基準値を超える場合には、水域の生活環境動植物への著しい被害のおそれがあるとする。

(2) 陸域の生活環境動植物

陸域の生活環境動植物は、動植物によって環境中での農薬のばく露量が異なることから、評価の対象となる動植物ごとにリスク評価を行うことが適当である。その中で、まずは「鳥類」について、(別紙2)「生活環境動植物に係る農薬登録基準の設定における鳥類の取扱いについて」を踏まえることとし、以下の方法により農薬登録基準の設定を行うことが適当である。

- ①小型鳥類（体重 22g）を評価対象（仮想指標種）とする。
- ②急性毒性試験は、OECD テストガイドライン 223（鳥類急性経口毒性試験）に準拠する。
- ③毒性評価における急性影響摂取量は、毒性試験で得られた結果を基に算出する。その際、鳥種の感受性差を勘案した不確実係数（1 又は 10）を適用して評価する。
- ④農薬の使用に伴う鳥類へのばく露経路のうち、我が国の農薬の使用実態を勘案し、リスクが最も大きいと考えられる餌及び飲水経路の急性影響について評価する。
- ⑤鳥類予測ばく露量は、穀類（水稻）、果実、種子、昆虫及び田面水のいずれかのみを 1 日に摂餌又は飲水すると仮定して算出する。
- ⑥リスク評価は、③の急性影響摂取量を鳥類基準値とし、この基準値と⑤の鳥類予測ばく露量を比較して判断する。なお、ばく露経路が多いことから、簡易に評価ができるよう、農薬の種類によらず、あらかじめ一律に各餌等への農薬の残留濃度、鳥類の摂餌量等を設定し、投下量のみからばく露量を算出できる予測式を用いた初期評価（スクリーニング評価）を行う段階制を採用する。
- ⑦リスク評価の結果、鳥類予測ばく露量が鳥類基準値を超える場合には、鳥類への著しい被害のおそれがあるとする。

第 4 生活環境動植物に係る農薬登録基準の内容

以上を踏まえ、生活環境動植物に係る農薬登録基準は以下のように考えることが適当である。

（1）昭和 46 年農林省告示第 346 号（以下「基本告示」という。）第 3 号及び備考関係

生活環境動植物に係る農薬登録基準は、水域と陸域とではばく露経路が異なることから、それぞれを分けて、以下のように設定することとし、水域においては、これまでの水産動植物に係る農薬登録基準を基本的に踏襲することが適当である（参考 7）。

【水域の生活環境動植物】

申請書の記載に従い当該農薬を使用することにより、当該農薬が公共用水域に流出し、又は飛散した場合に水域の生活環境動植物の被害の観点から予測される当該公共用水域の水中における当該種類の農薬の成分の濃度（以下「水域環境中予測濃度」という。）が、当該種類の農薬の毒性に関する試験成績に基づき環境大臣が定める基準に適合しない場合は、当該農薬の使用に伴うと認められる水域の生活環境動植物の被害が発生し、かつ、その被害が著しいものとなるおそれがある場合に該当するものとする。

[備考]

水域環境中予測濃度は、当該農薬がその相当の普及状態のもとに、申請書の記載に従い一般的に使用されるとした場合に、次の要件の全てを満たす地点の河川の水中における当該種類の農薬の成分の濃度を予測することにより算出するものとする。

イ 当該地点より上流の流域面積が概ね 100 平方キロメートルであること

ロ 当該地点より上流の流域内の農地の面積が、水田にあっては概ね 500 ヘクタール、畑地等にあっては概ね 750 ヘクタールであること

【陸域の生活環境動植物】

申請書の記載に従い当該農薬を使用することにより、当該農薬が飛散し、若しくは農作物等に残留した場合に陸域の生活環境動植物の被害の観点から予測されるほ場周辺に生息又は生育する当該動植物がばく露する当該種類の農薬の成分の量が、当該種類の農薬の毒性に関する試験成績に基づき環境大臣が動植物ごとに定める基準に適合しない場合は、当該農薬の使用に伴うと認められる陸域の生活環境動植物の被害が発生し、かつ、その被害が著しいものとなるおそれがある場合に該当するものとする。

(2) 基本告示第 3 号に規定する「環境大臣の定める基準」関係

(1) の基本告示第 3 号を受け、新たに設ける水域及び陸域の生活環境動植物の被害防止に係る農薬登録基準（基準値）については、水域においては、これまでの水産動植物の農薬登録基準（基準値）を基本的に踏襲して設定するとともに、陸域においては、動植物ごとにリスク評価方法が異なることから、動植物ごとに設定することとし、それぞれ以下のように設定することが適当である（参考 7）。

【水域の生活環境動植物】

基本告示第 3 号の環境大臣が定める基準は、次の表の農薬の成分の欄に掲げる農薬の成分の水域環境中予測濃度が、同表の基準値の欄に定める濃度を超えないこととする。

農薬の成分	基準値
〇〇〇	△△ $\mu\text{g/l}$

【陸域の生活環境動植物（鳥類）】

基本告示第3号の環境大臣が定める基準は、次の表の農薬の成分の欄に掲げる農薬の成分の鳥類予測ばく露量が、同表の基準値の欄に定める値を超えないこととする。

農薬の成分	基準値
●●●	▲▲mg/kg 体重

(注) なお、鳥類以外の動植物を評価対象動植物に導入する場合には、別途農薬登録基準（基準値）を設定する。

第5 今後の課題

(1) 野生のハチ類の導入について

欧州では、平成25年12月から一部のネオニコチノイド系農薬等の使用を制限し、ミツバチへのリスクを再評価してきたが、平成30年12月から3剤（イミダクロプリド、クロチアニジン、チアメトキサム）については野外での使用禁止を決定した。また、米国では、平成27年4月から一部のネオニコチノイド系農薬について、花粉媒介者に対する再評価が終了するまでは新規使用及び適用拡大に係る登録を停止している。

農林水産省では、農薬の養蜂用ミツバチに対するリスク評価を農薬登録制度に導入しようとし、現在、リスク評価の方法を検討しているところであるが、農薬の使用時において巣箱を移動する等の管理ができない野生のハチ類に対する影響を懸念する声がある。

このため、我が国の農薬の使用方法の下で、農薬が野生のハチ類に被害を及ぼすおそれがあるかどうかを評価する方法についても、養蜂用ミツバチにおけるリスク評価方法との整合に留意しつつ、早急に確立し、陸域の生活環境動植物として評価対象に加えられるか早急に検討を行う必要がある。

(2) 長期ばく露による影響評価の導入について

今回の農薬登録基準の設定は、農薬の急性影響の観点から行おうとするものであるが、第5次環境基本計画（平成30年4月17日閣議決定）においては、「従来の水産動植物への急性影響に関するリスク評価に加え、新たに長期ばく露による影響や水産動植物以外の生物を対象としたリスク評価手法を確立し、農薬登録制度における生態影響評価の改善を図る」とされている（参考8）。

長く環境中に残留したり、繰り返し使用されることによる動植物への慢性影響が考えられる農薬もあることから、農薬の長期ばく露による影響の観点からのリスク評価の必要性や方法について検討を行う必要がある。

(3) その他の評価対象動植物の選定について

今回、新たな評価対象動植物として、これまでの科学的知見に基づき、水草と鳥類を加えることが適当であるとした。

今後は、(1) に述べた野生のハチ類に関する検討を進めるとともに、その他の動植物に対する環境中での農薬の影響についても、諸外国における評価の状況、我が国における農薬の使用実態等を踏まえつつ、知見の集積を進めることが必要である。

生活環境動植物に係る農薬登録基準の設定における藻類、水草等の取扱いについて

1 経緯

水産動植物の被害防止に係る農薬登録基準の設定における種の感受性差の取扱いについては、平成28年3月3日中央環境審議会土壌農薬部会農薬小委員会（第50回）において、「藻類試験においては、推奨試験種の *Pseudokirchneriella subcapitata*¹（以下「ムレミカヅキモ」という。）は、感受性が高い種として知られていたため、当面、不確実係数は1として、急性影響濃度を求めている。しかしながら、これまでの調査により、農薬の種類によっては、他の試験種の感受性の方が高い場合も相当程度存在することが示唆された。このため、藻類の感受性差については、引き続き科学的知見を集積し、試験生物種の追加や不確実係数の設定等について、具体的な検討を行うこと」とされた。

このため、平成28年度には「農薬水域生態リスクの新たな評価法確立事業」において、藻類、水草等の感受性差に係る知見を収集するとともに、平成29年度には「農薬の水生植物に対する影響調査業務」において、水域環境における水草の生息実態調査とともに、欧米の水生植物に対する評価方法の整理を行うなどの検討を行ったところである。

また、平成30年6月15日に農薬取締法の一部を改正する法律（以下「改正法」という。）が公布され、農薬登録基準の設定における評価対象が、これまでの水産動植物から、生活環境動植物（その生息又は生育に支障を生ずる場合には人の生活環境の保全上支障を生ずるおそれがある動植物をいう。）に拡大され、国会の附帯決議の中で、改正法の施行に当たっては、「生活環境動植物についてのリスク評価手法を早急に確立すること」、「農薬メーカーの負担にも配慮すること」とされた。

2 新たな知見

(1) 除草剤の作用機構分類による藻類等の感受性の種間差

藻類等一次生産者についての感受性の種間差について明らかにするため、ムレミカヅキモと他の藻類等一次生産者の半数影響濃度（以下「EC₅₀」という。）の比について整理した。その結果、作用機構分類がB、E、F2、H、I、K1、Oにおいて、ムレミカヅキモと比べ、高い感受性を示す種のある除草剤が確認された（表1）。

¹ 現在の学名は *Raphidocelis subcapitata* である。

表1 除草剤の作用機構分類別の藻類等の感受性差

作用機構分類 ¹⁾	高感受性剤数 ²⁾ /調査剤数	ムレミカヅキモと比べ 高感受性である種 ³⁾
アセチルCoAカルボキシラーゼ (ACCCase) 阻害【A】	0 / 1	—
アセト乳酸合成酵素(ALS) 阻害 【B】	3 / 7	コウキクサ
光合成(光科学系Ⅱ) 阻害【C1】	0 / 1	—
光合成(光化学系Ⅱ) 阻害【C3】	0 / 1	—
光化学系Ⅰ電子変換【D】	0 / 1	—
プロトポルフィリノーゲン酸 化酵素阻害【E】	5 / 5	イカダモ、コウキクサ
白化:4-ヒドロキシフェニルピ ルビン酸ジオキシゲナーゼ酵 素阻害【F2】	3 / 4	フナガタケイソウ
EPSP 合成酵素阻害【G】	0 / 1	—
グルタミン合成酵素阻害【H】	1 / 1	コウキクサ
DHP(ジヒドロプロテイン酸)合 成酵素阻害【I】	1 / 1	アナベナ、コウキクサ
微小管重合阻害【K1】	1 / 2	フナガタケイソウ
有糸分裂/微小管形成阻害 【K2】	0 / 1	—
VLCFAの阻害(細胞分裂阻害) 【K3】	0 / 2	—
脂質合成阻害(非 ACCCase 阻害) 【N】	0 / 4	—
インドール酢酸様活性(合成オ ーキシシン)【O】	2 / 2	アナベナ、シネココッカス、コウキクサ

出典：平成23～29年度「農薬水域生態リスクの新たな評価法確立事業」及び「平成22年度農薬の生物多様性への影響評価に資する基礎的情報の収集業務」報告書より作成。

注1) CropLife International(世界農薬工業連盟)のHerbicide Resistance Action Committeeによる作用機構分類を用いた。

注2)「高感受性剤数」とは、ムレミカヅキモの毒性値との比が3倍以上の種がある剤の数。

注3)「ムレミカヅキモと比べ高感受性である種」とは、ムレミカヅキモの毒性値との比が3倍以上である藻類等一次生産者。

(2) 欧米における藻類等の評価手法

我が国における現行の藻類に対する評価では、全ての農薬に対して1種の藻類試験(原則、ムレミカヅキモ)を義務付けた上で不確実係数を1としている。

他方、欧州においては、除草剤、植物成長調整剤については、コウキクサ及び藻類の試験成績が用いられており、不確実係数については、Tier 1 ではEC₅₀を不確実係数10で除した値、Tier 2 では試験種が8種未満の場合はEC₅₀の幾何平均値を不確実係数10で除した値、試験種が8種以上の場合はSSD (Species Sensitivity Distribution:種の感受性分布)の解析によるHC₅ (5% Hazardous Concentration: 5%の種が影響を受ける濃度)を不確実係数3で除した値で毒性の評価が行われている。また、米国においては、除草剤及び殺菌剤については、コウキクサ、藻類等の試験成績が用いられ、EC₅₀の最小値を用いて、不確実係数は1とした値で毒性の評価が行われている(表2)。

表2 欧米における藻類等の評価手法の概要¹⁾

地域	欧州における評価	米国における評価
概要	<ul style="list-style-type: none"> 全ての農薬を対象に、緑藻(ムレミカヅキモ等)の試験成績が用いられる。さらに、除草剤と植物成長調整剤についてはコウキクサ、緑藻以外の藻類(フナガタケイソウ等)の試験成績が用いられる。また、コウキクサに感受性が低いか、底質から根を通した取り込みが予想される場合には、追加でフサモ(<i>Myriophyllum</i>)又はドジョウツナギ(<i>Glyceria</i>)の試験成績が用いられる。 リスク評価においてはTier制を採用しており、RAC(Regulatory Acceptable Concentration) > PECとなれば、低リスクと評価される。 	<ul style="list-style-type: none"> 除草剤を対象に、コウキクサ、藻類(<i>Skeletonema costatum</i>、ムレミカヅキモ、フナガタケイソウ)及びシアノバクテリア(アナベナ)、殺菌剤を対象に、コウキクサ及びムレミカヅキモの試験成績が用いられる。 リスク評価においてはTier制を採用しており、ばく露濃度(PECに相当)/EC₅₀ < 1のときリスクは懸念レベル以下と評価される。
Tier 1	<ul style="list-style-type: none"> 生長阻害試験を行い、濃度反応関係からEC₅₀を求める。 緑藻、その他藻類(珪藻、シアノバクテリア)及びコウキクサは別々に評価を行う。 不確実係数は10である。 	<ul style="list-style-type: none"> 限度試験を行い、50%以上の影響が生じるかどうかを確認。影響が生じない場合には、ばく露濃度との比較を行わない場合がある。
Tier 2	<ul style="list-style-type: none"> 試験種が8種未満の場合は「幾何平均値/10」、試験種が8種以上の場合は「SSDの解析から得られた5パーセンタイル値(HC₅)/3」をRACとする。RAC算出に当たって、藻類のデータと維管束植物のデータは基本的には分けるが、光合成阻害剤などの場合は混ぜて算出することが可能。 	<ul style="list-style-type: none"> 生長阻害試験を行い、濃度反応関係からEC₅₀を求める。 リスク評価には、EC₅₀のうち、最も低い値を使用する。 除草剤はTier2の評価が必須。 不確実係数は1である。
Tier 3	<ul style="list-style-type: none"> マイクロコスム/メソコスム試験や個体群モデルを用いた個体群動態の解析が行われる。 	<ul style="list-style-type: none"> フィールド試験が要求される。

出典：「平成29年度農薬の水生植物に対する影響調査業務」調査報告書より作成

注1) 原則的には表中の種の試験成績が必要であるが、専門家判断により追加要求もしくは免除される場合がある。

(3) 水域環境における水草の位置付け

「平成 29 年度農薬の水生植物に対する影響調査業務」により実施した文献調査において、水草は、魚類、甲殻類等の産卵場、餌資源及び生息場として利用されていることを確認した。また、同業務において実施した実態調査においても、文献調査で示されていた水産動植物に対する水草の生態学的有用性を支持する結果が得られた²。

3 藻類、水草等の取扱いについての検討

2 (1) のとおり、ムレミカヅキモが最も感受性の高い種であるとは必ずしも言えないことから、藻類等一次生産者の試験生物種であるムレミカヅキモに対し、不確実係数 1 を適用して基準値を設定する現行の仕組みは改善する必要がある。その際、選択を可能とする試験生物種及び義務付けを行う試験生物種の選定、不確実係数の設定においては、試験生物種の水域生態系における位置付け、感受性差に関する情報を基にするとともに、諸外国の制度も考慮して検討する必要がある。

(1) 試験生物種の追加について

現行の農薬取締法テストガイドラインにおいて藻類等一次生産者で推奨種とされている試験生物種は、水産動植物の藻類に含まれる緑藻のムレミカヅキモとイカダモの 2 種であるが、今後、水産動植物以外の一次生産者に対する農薬の影響評価についても検討する必要がある。新たに試験生物種として追加する場合には、試験方法が確立しており、現行の試験生物種であるムレミカヅキモよりも高い感受性を有する可能性があることが確認されていることも必要である。

このため、追加する試験生物種としては、OECD テストガイドラインに推奨種として掲載され、これまでの環境省の調査により、農薬の種類ごとの感受性差がある程度判明している水草のコウキクサ（コウキクサ及びイボウキクサ）、珪藻のフナガタケイソウ並びにシアノバクテリア（アナベナ及びシネココッカス）を対象とすることが適当である。

² 「平成 29 年度農薬の水生植物に対する影響調査の概要」（平成 30 年 5 月 15 日 中央環境審議会土壌農薬部会農薬小委員会（第 63 回）資料 16）

表3 試験生物種の特徴等

試験生物種 ¹⁾	学名	分類	特徴
ムレミカヅキモ	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>) ³⁾	緑藻	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水域生態系における一次生産者であり、川海苔など一部、食用利用される。 ・ これまで水産動植物に係る試験生物種としており、OECDテストガイドライン201の試験生物種でもある。
イカダモ	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	緑藻	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水域生態系における一次生産者であり、川海苔など一部、食用利用される。 ・ これまで水産動植物に係る試験生物種としており、OECDテストガイドライン201の試験生物種でもある。
フナガタケイソウ	<i>Navicula pelliculosa</i>	珪藻	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水域生態系における一次生産者。 ・ OECDテストガイドライン201の試験生物種。 ・ 欧州では除草剤及び植物成長調整剤、米国では除草剤を対象に試験成績を活用。
アナベナ	<i>Anabaena variabilis</i> (<i>Anabaena flos-aquae</i>) ³⁾	シアノバクテリア (藍藻)	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水域生態系における一次生産者、空中窒素の固定等の役割。 ・ OECDテストガイドライン201の試験生物種。 ・ 欧州では除草剤及び植物成長調整剤、米国では除草剤を対象に試験成績を活用。
シネココッカス	<i>Synechococcus leopoliensis</i>	シアノバクテリア (藍藻)	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水域生態系における一次生産者、空中窒素の固定等の役割。 ・ OECDテストガイドライン201の試験生物種。 ・ 欧州では除草剤及び植物成長調整剤を対象に試験成績を活用。
コウキクサ ²⁾	<i>Lemna minor</i> <i>Lemna gibba</i>	維管束植物 (水草)	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水域生態系における一次生産者となる他、魚類・甲殻類の産卵場、生息場としての役割。 ・ OECDテストガイドライン221の試験生物種。 ・ 欧州では除草剤及び植物成長調整剤、米国では除草剤及び殺菌剤を対象に試験成績を活用。

注1) 試験生物種の名称は、OECDテストガイドライン201及び221に記載されている試験生物種に対する本資料における名称

注2) コウキクサ (*Lemna minor*) とイボウキクサ (*Lemna gibba*) はいずれもコウキクサ類に属することから本資料では「コウキクサ」と記載

注3) 括弧内は、現在のOECDテストガイドライン201に記載されている学名

(2) 試験を義務付ける試験生物種について

現行の基準値設定では、藻類のムレミカツキモの EC₅₀ に対して不确实係数 1 を適用しているが、ムレミカツキモと他の藻類等一次生産者の感受性にどの程度の違いがあるのかを確認するため、ムレミカツキモと他の藻類等一次生産者の EC₅₀ の比を調べた 111 のデータ（正味 41 除草剤）を用いて、当該除草剤によるムレミカツキモの EC₅₀ を他の一次生産者の EC₅₀ で除した値（横軸）をヒストグラムに表した（図 1）。横軸の値が大きいほどムレミカツキモに比べ、他の藻類等一次生産者の方が感受性が高いことを示す。

この結果、ムレミカツキモの感受性の方が高いことを示すデータは全体の約 3 分の 2 で、約 3 分の 1 は他の試験生物種の感受性の方が高いことが確認された。また、19 データ（正味 16 農薬）では横軸の値が 3 倍を上回り、うち 10 データ（正味 10 農薬）では 10 倍を上回る。10 倍を上回ったデータのうち、約半数の 4 データ（正味 4 農薬）はコウキクサのものであった。また、試験生物種ごとにみると、コウキクサ試験が実施された 18 農薬のうち、ムレミカツキモと比較して 10 倍以上の感受性を示した農薬は 4 農薬 (22%) であり、この割合は、他の試験生物種と比較して高い。

以上のように、ムレミカツキモと比較してコウキクサの感受性が高い場合が比較的高い割合で存在し、また、その場合の感受性差は 10 倍以上や 100 倍以上になる場合もあるため、ムレミカツキモ試験において不确实係数の適用のみで基準値の設定を行うことは現実的ではないことから、除草剤及び植物成長調整剤については現行のムレミカツキモに加えてコウキクサの試験成績の提出を義務付けることが適当である。

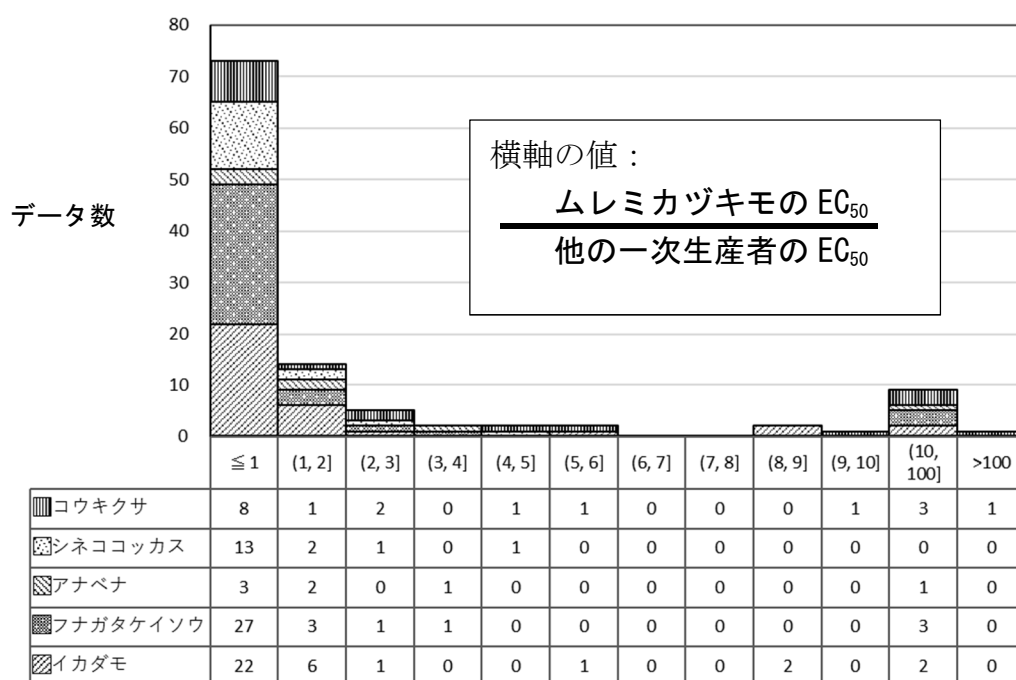


図 1 除草剤に対する各種一次生産者とムレミカツキモの感受性比のヒストグラム

(3) 不確実係数の設定について

改正法により、水域における農薬の影響評価の対象は、水産動植物としての藻類から、それ以外の一次生産者を含む生活環境動植物³に拡大されたことにより、全ての農薬に対する基準値設定において、可能なものは既存の試験成績が活用できるようムレミカヅキモを試験生物種として引き続き義務付けるとともに、一次生産者における種の感受性差を考慮して不確実係数を10とすることが適当である。また、除草剤及び植物成長調整剤においては、(2)のとおり、コウキクサを試験生物種として追加で義務付けるとともに、同じく不確実係数を10とすることが適当である。

一方、現行の水産動植物の魚類及び甲殻類等に対する影響評価での不確実係数については、「原則として、データを得られた試験生物種数に応じて、統計上の推定信頼区間の変動を利用して定める」⁴としており、この現行の考え方に沿って不確実係数を設定し、試験生物種が1～2種の場合は10、3種の場合は4、4種の場合は3とすることが適当である。ただし、シアノバクテリアのアナベナ及びシネココッカスについては、他の試験生物種に比べて感受性が総じて低いことを考慮し、シアノバクテリアとして数えることとする（アナベナ及びシネココッカスの両方の試験が行われた場合も1種として数える）。

また、欧州では不確実係数を10としているが、全てのデータの最小値ではなく幾何平均値を用いており、米国では全てのデータの中の最小値を用いているが、不確実係数を1としていることを考慮し、ムレミカヅキモ、イカダモ、フナガタケイソウ、シアノバクテリア及びコウキクサの5種で試験を行う場合は、不確実係数を1とすることが適当である。

表4 試験生物種数に応じた不確実係数の設定

試験生物種	試験成績の有無 ¹⁾				
	✓	✓	✓	✓	✓
ムレミカヅキモ ²⁾	✓	✓	✓	✓	✓
イカダモ	✓	✓ (うち 3種)	✓ (うち 2種)	✓ (うち 1種)	
フナガタケイソウ	✓				
シアノバクテリア (アナベナ又はシネココッカス)	✓				
コウキクサ ³⁾	✓				
不確実係数	1	3	4	10	10

注1) ✓は、試験成績が得られたことを意味する。

注2) ムレミカヅキモの試験成績は全ての農薬において必須。

注3) コウキクサ（コウキクサ又はイボウキクサ）の試験成績は除草剤及び植物成長調整剤において必須。

³ 改正法において、「生活環境動植物」とは、その生息又は生育に支障を生ずる場合には人の生活環境の保全上支障を生ずるおそれがある動植物をいうと定義されている。

⁴ 「平成16年度水産動植物登録保留基準設定検討会」報告（平成17年5月）別紙1「不確実係数の考え方」

(4) 環境中予測濃度 (PEC) の算定について

現行の毒性試験におけるばく露期間は、甲殻類等のミジンコで2日間(48時間)、藻類で3日間(72時間)、魚類で4日間(96時間)であり、これら試験生物種の毒性値を不確実係数で除した値の中で最小のものを基準値(案)とし、2～4日間の環境中予測濃度(PEC)の最大値が基準値(案)を超えていないかを確認している。

新たにコウキクサ試験を追加した場合、試験期間が7日間(168時間)と長くなるため、7日間PECの算定方法を設定することが必要である。また、7日間PECの算定値はやや小さくなると推測されることから、現行の取扱いを踏襲し、2～7日間のPECの最大値と基準値(案)を比較することが妥当であるかを確認する必要がある。

① 7日間PECの算定方法

現行の水産PECの算定方法を踏襲することを基本とするが、非水田における大規模降雨時の地表流出による算定の場合、河川の増水流量の期間が評価期間まで続くとすると7日間になるが、増水流量が7日間続くケースは少ないと想定されるため、増水流量の期間は最大4日間までとし、残りの3日間は平水流量として算定する。

② 第1段階PEC (PEC_{Tier1})

①の算定方法に基づき、2日間、3日間、4日間及び7日間の水田 PEC_{Tier1} 及び非水田 PEC_{Tier1} について試算を行った。

その結果、2日間 PEC_{Tier1} に対する4日間 PEC_{Tier1} 及び7日間 PEC_{Tier1} の割合は、水田 PEC_{Tier1} では0.93及び0.84、非水田 PEC_{Tier1} では0.50及び0.42となり、登録時に基準値との比較対象となる場合が多い水田 PEC_{Tier1} については、大きな差は見られず、また、非水田 PEC_{Tier1} についても、コウキクサを他の藻類等と分けて評価し、基準値を別に設定することが必要となるほどの顕著な差は見られなかった。

このため、コウキクサの毒性値が基準値(案)の設定根拠となる場合での基準値(案)と比較する PEC_{Tier1} についても、これまでの藻類の評価と同様に、2～7日間の PEC_{Tier1} の最大値と比較することが適当である。

③ 第2段階PEC (PEC_{Tier2})

コウキクサの毒性値が基準値(案)の設定根拠となり、より実環境に近い精緻な PEC_{Tier2} を算定する場合は、評価期間は毒性試験のばく露期間と同じ7日間とすることが適当である。

その際は、他の試験生物種においても2～4日間の PEC_{Tier2} の最大値が当該試験生物種の急性影響濃度【 LC_{50} 又は EC_{50} /不確実係数】を超過することがないことを確認する必要がある。なお、他の試験生物種において、2～4日間の PEC_{Tier2} の最大値が当該試験生物種の急性影響濃度を超過している場合には、2～4日間の PEC_{Tier2} の最大値と比較することとし、7日間の PEC_{Tier2} は用いないことが適当である。

4 農薬登録基準の設定における藻類、水草等の取扱い

以上のことを踏まえ、藻類等（一次生産者である藻類、水草及びシアノバクテリア）の取扱いは以下のとおりとする。

（１）藻類等急性影響濃度の算定方法

- 全ての農薬において、藻類等試験は、緑藻のムレミカツキモを必須とし、加えて除草剤及び植物成長調整剤については水草のコウキクサも必須とする。
- 全ての農薬において、任意で追加試験を行うことができるものとし、対象は、水草のコウキクサ、緑藻のイカダモ、珪藻のフナガタケイソウ並びにシアノバクテリアのアナベナ及びシネココッカスとする。
- それらの試験の EC_{50} のうち最小となる数値を不確実係数で除した値を藻類等急性影響濃度とする。
- 不確実係数は、試験生物種が 1～2 種の場合は 10、3 種の場合は 4、4 種の場合は 3、5 種の場合は 1 とする。ただし、アナベナ及びシネココッカスについては、シアノバクテリアとして数える。
- 毒性試験は、OECD テストガイドライン 201 及び 221 に準拠して行う。

（２）環境中予測濃度（PEC）の算定方法

- コウキクサを試験対象とする場合の 7 日間 PEC の算定は、現行の水産 PEC の算定方法を踏襲することを基本とするが、非水田の地表流出の場合における PEC 算定では、増水流量は最大 4 日間までとし、残りの 3 日間は平水流量を設定して算定する。
- 魚類、甲殻類等、藻類等の急性影響濃度のうち最小値を水域動植物の基準値（案）とし、PEC が基準値（案）を超えていないことを確認する。
- ただし、基準値（案）の設定根拠となる試験生物種がコウキクサで、 PEC_{Tier2} を算定する場合については、他の試験生物種においても 2～4 日間の PEC_{Tier2} の最大値が当該試験生物種の急性影響濃度を超過することがないことを確認し、7 日間の PEC_{Tier2} を用いる。

生活環境動植物に係る農薬登録基準の設定における鳥類の取扱いについて

1 経緯

環境省は、我が国の農薬登録制度における生態影響を評価するシステムを整備するため、平成10年2月に「農薬生態影響評価検討会」を設置し、農薬の生態影響評価のあり方について検討を行い、平成11年1月に基本的な考え方を中間報告¹として取りまとめた。報告では、保全すべき対象として、「農地では農薬の使用が当然想定され、農作業や水管理によって変化する人為的な生態系であるため、我が国の場合、農地に生息する生物を農薬の生態影響評価において保全すべき対象に含めることは、当面困難と考えられる。(中略)ただし、農地に生息又は農地を利用している鳥類や、その餌となる生物が農薬によって汚染される場合には例外的に対象に含めて考える」とされた。

さらに、同検討会は、平成14年5月に第2次中間報告²として、我が国における農薬生態影響評価の当面の在り方を取りまとめ、今後の検討課題として、「農薬の散布方法等によっては、ミツバチや鳥類など陸域生態系を構成している生物に直接影響を与えるおそれのあることや、蓄積のおそれのある農薬については、その影響が食物連鎖を通じてより高次の生物の生息にも関与する可能性もあることから、陸域生物等についても、幅広くその影響の可能性を検討する必要がある」とされた。

環境省では、その後もこうした考え方を踏まえ、農薬による陸域生態影響評価の技術開発調査を進め、平成20年度からはリスク評価技術を開発するための検討を行い、その取組の中で、鳥類を評価対象としたリスク評価手法を開発し、平成25年5月に「鳥類の農薬リスク評価・管理手法マニュアル」³(以下「鳥類マニュアル」という。)を作成・公表した。しかしながら、農薬取締法では陸域における野生の動植物を評価対象としてこなかったことから、「鳥類マニュアル」は諸外国のような農薬登録制度の中のリスク評価の方法としては位置づけられず、農薬メーカーによる自主的な管理において活用されてきたところである。

平成30年4月17日に閣議決定された第5次環境基本計画においては、「環境影響が懸念される問題については、科学的に不確実であることをもって対策を遅らせる理由とはせず、科学的知見の充実に努めながら、予防的な対策を講じるという「予防的な取組方法」の考え方に基づいて対策を講じていくべきである」とされ、農薬については、「水産動植物以外の生物を対象としたリスク評価手法を確立し、農薬登録制度における生態影響評価の改善を図る」とされたところである。

¹ 環境庁水質保全局(平成11年1月)～20世紀における我が国の農薬生態影響評価の方向について～中間報告

² 環境省水環境部(平成14年5月)～我が国における農薬生態影響評価の当面の在り方について～農薬生態影響評価検討会第2次中間報告

³ 環境省水・大気環境局(平成25年5月)鳥類の農薬リスク評価・管理手法マニュアル

こうした中、平成 30 年 6 月 15 日に農薬取締法の一部を改正する法律が公布され、農薬登録基準の設定における評価対象が拡大され、これまでの水産動植物から水産動植物以外の陸域動植物も含めることとなり、諸外国でのリスク評価の状況やこれまでの国内での取組に鑑み、鳥類を生活環境動植物に係る農薬登録基準の設定における評価対象動植物の一つとして検討し、評価方法を確立することとした。

2 鳥類の被害防止に係るリスク評価の考え方

(1) 目的

生活環境動植物に係る農薬登録基準の設定における評価対象動植物の一つとして、農薬が鳥類の生息に著しい被害を及ぼすおそれがある場合に被害を未然に防止するため、鳥類の被害防止に係る農薬登録基準値を設定し、農薬による鳥類へのリスクを評価する。

(2) 評価対象とする鳥類の考え方

以下の理由から、仮想の小型鳥類（体重 22g⁴）を評価対象（仮想指標種）とする。

- ・ スズメ、メジロ、カワラヒワ等の小型鳥類は、我が国のほぼ全域に分布し、餌や飲み水を通じ、農薬にばく露する機会が生じやすい。
- ・ 毒性試験の供試鳥としては、コリンウズラ（178g）⁵、マガモ（1,580g）⁵等が用いられるが、小型鳥類は、中大型鳥類と比べて体重当たりのエネルギー摂取量及び飲水量が大きくなることが知られており、体重当たりの摂餌量及びばく露量もこれと同様の傾向になると考えられる⁶。
- ・ また、毒性影響に係る補正式（「3 鳥類基準値の設定」を参照）が示すとおり、体重当たりの毒性値も、中型及び大型の鳥類と比べて小型鳥類の方が低くなる（感受性が高い）傾向にある。

(3) 評価対象とする毒性とばく露経路の考え方

農薬の使用に伴う鳥類へのばく露として、農薬が残留する農作物等の摂餌、田面水等の農薬が残留する水の飲水、粒剤等の誤飲等による経口ばく露、農薬使用時による接触ばく露及び大気中に拡散した農薬を吸入することによる吸入ばく露によるもの等が考えられる。また、餌経由のばく露では、施用した農薬が残留した餌を鳥類が直接摂取することによる影響のほか、食物連鎖を通じての間接的なばく露も考えられる。しかしながら、これらのばく露経路について全ての影響を特定し、評価することは極めて困難であるため、欧米においては、このうち、リスクが最も大きいと考えられるばく露経路として、餌経由を共通の評価対象としている。

⁴ 体重 22g は一般的な小型鳥類であるスズメの平均体重である(出典:清棲幸保(1966) 野鳥の事典)。

⁵ EPA が 3 の (2) の計算式を用いる際の各鳥種の体重

⁶ Defra (Department for Environment, Food & Rural Affairs) (2007) Improved estimates of food and water intake for risk assessment: Research Project Final Report, Project code PS2330

我が国では、海外のような農薬使用に伴う大規模な野生鳥類の死亡事例の報告⁷はないが、死亡した鳥類の体内から農薬と同じ成分の物質が検出され、農薬が影響している可能性が考えられる事例が一部で見られる^{8,9}ことから、急性毒性による被害を評価対象とする。

また、ばく露は摂餌及び飲水によるものを対象とし、我が国の地理的条件や農業事情を勘案し、鳥類が穀類（水稻）、果実、種子、昆虫又は田面水のいずれかだけを摂餌又は飲水すると仮定したシナリオを想定する。これは、いずれのシナリオで予測される鳥類のばく露量（以下「鳥類予測ばく露量」という。）でも鳥類の毒性試験結果に基づく鳥類の被害防止に係る農薬登録基準値（以下「鳥類基準値」という。）以下であると評価されれば、複数の組み合わせによる摂餌においても鳥類予測ばく露量は鳥類基準値以下であると考えられるためである。

また、ワーストケースを想定するため、評価対象農薬は、適用農作物等に対して最大量が残留する用法で使用されると仮定する。なお、鳥類予測ばく露量を算出するに当たっては、我が国における農薬の使用方法を反映するため、我が国における実測値を基に算定することとする。

（４）評価方法の枠組み

鳥類の被害防止に係る評価は、農薬の有効成分ごとに、毒性試験結果に基づく鳥類基準値と我が国の農業事情を踏まえて鳥類被害の観点から予測した鳥類予測ばく露量との比較により実施する。

鳥類の被害防止に係る評価方法の概要を図1に示す。

毒性評価において、鳥類基準値は、鳥類急性経口毒性試験で得られる半数致死量（以下「LD₅₀」という。）から設定する。

ばく露評価において、鳥類予測ばく露量は、穀類（水稻）、果実、種子、昆虫又は田面水のいずれかのみを摂餌又は飲水することとしたばく露シナリオのうち評価対象農薬の使用においてばく露が想定されるものを抽出し、摂餌する範囲の農地では評価対象農薬がその用途において一定の割合（普及率）で使用されていると仮定し、餌等ごとに算定する。

⁷ Newton, I. (1998) Population limitation in birds. Academic Press, London. 597pp.

⁸ 環境省水・大気環境局（平成25年5月）鳥類の農薬リスク評価・管理手法マニュアル 48pp.

⁹ 埼玉県環境科学国際センター（2013）ニュースレター 第21号 3pp. 「ココが知りたい埼玉の環境（12）－野鳥の異常死の原因は？」

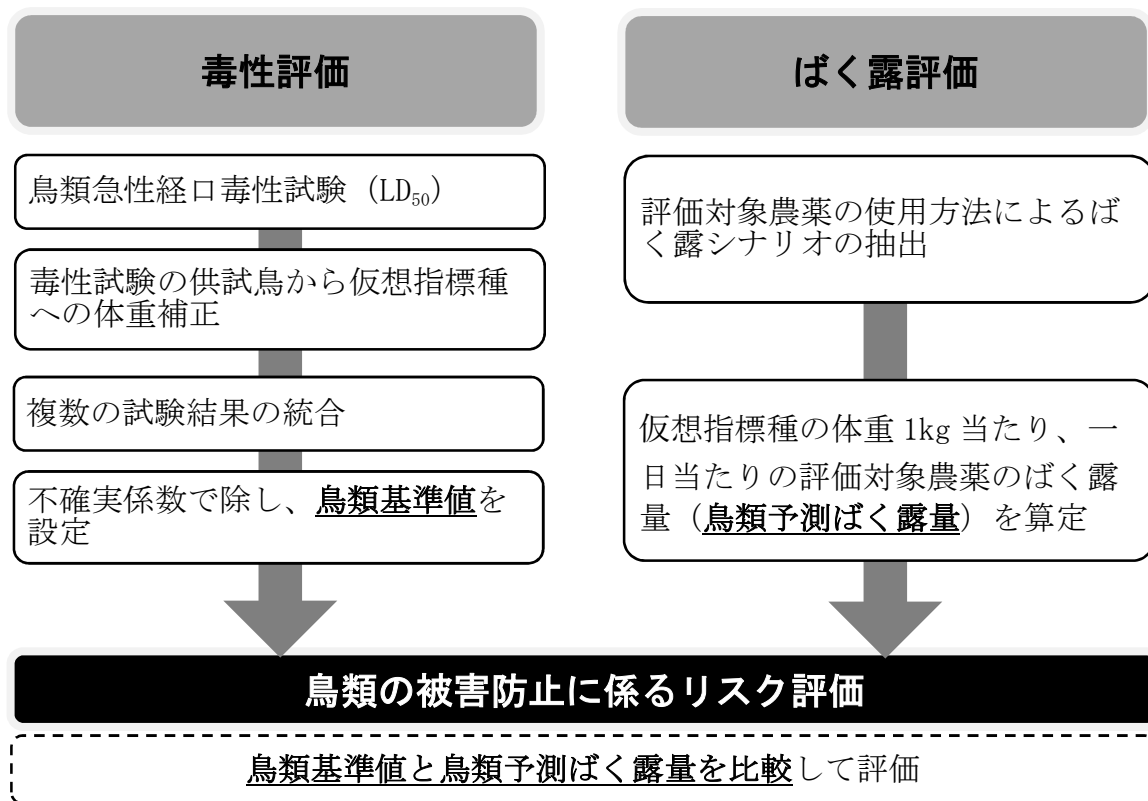


図 1 鳥類の被害防止に係る評価方法の概要

3 鳥類基準値の設定

鳥類基準値は、鳥類急性経口毒性試験で得られる LD₅₀ を、供試鳥から仮想指標種への体重補正を行い、さらに複数の試験結果が得られる場合にあってはそれらの結果を統合し、不確実係数で除すことにより設定する。

なお、鳥類への急性毒性及び亜急性毒性に係る試験（急性経口毒性試験及び混餌投与試験）において、得られた試験結果が試験方法に定められた限度用量において評価対象農薬による影響が観察されないなど、評価対象農薬による鳥類への毒性が極めて弱いと判断される場合にあっては、鳥類への被害防止において「当該農薬の成分物質等の種類等からみて、その毒性が極めて弱いこと等の理由により、安全と認められる場合」に該当することとし、鳥類基準値は設定しないものとする。

(1) 鳥類急性経口毒性試験の被験物質、試験方法及び報告事項

1) 被験物質

評価対象農薬の原体を被験物質とする。

2) 試験方法

鳥類経口毒性試験は、原則として OECD (2016) Test No. 223: Avian Acute Oral Toxicity Test, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals (以下「OECD

TG223 (2016)」という。)に示された方法により実施することとする。また、米国 EPA (2012) OCSPP 850.2100: Avian Acute Oral Toxicity Test, Ecological Effects Test Guidelines (以下「米国 EPA OCSPP 850.2100 (2012)」という。)に示された方法により実施しても差し支えないこととする。

また、今後、新たに実施される試験については、農薬の GLP (Good Laboratory Practice: 優良試験所基準) 制度に基づく試験の実施を求める。

なお、上記ガイドラインによる試験成績のほか、OECD (2010) Test No. 223: Avian Acute Oral Toxicity Test, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals、米国 EPA (1996) OPPTS 850.2100: Avian Acute Oral Toxicity Test, Ecological Effects Test Guidelines 又は米国 EPA(1982) Section 71-1: Avian Single-Dose Oral LD₅₀, Hazard Evaluation: Wildlife and Aquatic Organisms, Pesticide Assessment Guidelines Subdivision E 若しくはその他 OECD TG223 (2016)に基づき実施された試験と同等の結果が得られると判断される試験方法に基づいて実施された既往の試験成績が存在する場合にあっては、その結果を利用することができることとする。

3) 報告事項

試験方法の名称、供試鳥の種名及び体重、LD₅₀のほか参照した試験方法に示された報告事項を報告する。

(2) 毒性試験の供試鳥から仮想指標種への体重補正

鳥類急性経口毒性試験で得られた LD₅₀ を、次式¹⁰により仮想指標種の体重 (22g) 相当の LD_{50 Adj.} に補正する。

$$LD_{50 \text{ Adj.}} = LD_{50} \times (AW / TW)^{(X-1)}$$

ここで、LD_{50 Adj.} : 仮想指標種の体重相当の LD₅₀

AW : 仮想指標種の体重 (Body weight of assessed animal、22[g-b.w.])

TW : 毒性試験の供試鳥の体重 (Body weight of tested animal、[g-b.w.])

X : Mineau *et al.* (1996)¹⁶によるスケーリングファクター (1.151[-])

注) 上式の単位に付した添え字の b.w.は、Body weight (体重) を指す (以下同じ)。

(3) 複数の試験結果の統合

1) 同一種の結果の統合

同一種で複数の LD₅₀ が得られる場合は、体重補正後の LD_{50 Adj.} から幾何平均を求め、当該種の LD_{50 Adj.} とする。

¹⁰ Mineau, P., Collins, B. T. and Baril, A. (1996) On the use of scaling factors to improve interspecies extrapolation to acute toxicity in birds. Regulatory Toxicology and Pharmacology, 24, 24-29pp.

なお、鳥類急性経口毒性試験は基本的に性差がないものとみなすという EU における知見を踏まえ、同一種における複数の LD_{50} を集計するに当たり、性差については特に情報がない限り区別しない。性差について区別された情報があれば性別に幾何平均を求めた上で、さらに両性の幾何平均を求めることとする。明確な性差が認識されている場合には感受性の高い性で得られた結果を用いる。

2) 複数種の結果の統合

複数種で LD_{50} が得られる場合は、全ての種の $LD_{50 Adj.}$ から幾何平均を求め、その値に対して最も感受性が高い種の $LD_{50 Adj.}$ (種としての $LD_{50 Adj.}$ の最小値) が、1/10 以上である場合は複数種の $LD_{50 Adj.}$ の幾何平均を評価対象農薬の $LD_{50 Adj.}$ とし、1/10 未満である場合には最も感受性が高い種の $LD_{50 Adj.}$ を評価対象農薬の $LD_{50 Adj.}$ とする。

(4) 鳥類基準値の算出

上記(2)により、供試鳥から仮想指標種への体重補正を行い、さらに(3)により複数の試験結果が得られる場合にあってはそれらの結果を統合補正した $LD_{50 Adj.}$ を、不確実係数で除すことにより、鳥類基準値を設定する。

不確実係数は、原則 10 とし、複数種の統合において最も感受性が高い種の $LD_{50 Adj.}$ を評価対象農薬の $LD_{50 Adj.}$ とした場合にあっては 1 とする。

4 鳥類予測ばく露量の算定

(1) 算定方法

鳥類予測ばく露量の算定は、初期評価と二次評価の二段階で行うこととし、初期評価では、ばく露の可能性のあるシナリオごとに、使用方法から算出される最大の使用量(単位面積当たりの散布量)と、農薬の種類によらず一律に設定された単位散布量又は単位使用量当たりの残留濃度(RUD: Residue per unit dose)を用いるなどによって残留農薬濃度を推計し、鳥類予測ばく露量を簡易に算定する。

初期評価において、簡易に算定した鳥類予測ばく露量に鳥類基準値を超過したシナリオがある場合には、当該シナリオについて二次評価を実施し、農薬ごとに実施されている作物残留試験成績等を用いたばく露量の補正、農薬の散布時期と鳥類の餌となり得る時期の関係を踏まえた農薬濃度の減衰、適用農作物等による散布量の違いなどを考慮して残留農薬濃度の検討を行い、その検討結果から鳥類予測ばく露量を精緻化する。

鳥類予測ばく露量は、初期評価及び二次評価とも、ばく露シナリオごとに、次式により算定する。

$$\begin{aligned}
 & \text{鳥類予測ばく露量 [mg-a. i. /day} \cdot \text{kg-b. w.]} \\
 & = \text{摂餌量又は飲水量 [g-diet/day 又は mL-diet/day]} \\
 & \quad \times \text{評価対象農薬にばく露された餌の割合 [-]} \\
 & \quad \times \text{残留農薬濃度 [mg-a. i. /kg-diet 又は mg-a. i. /L-diet]} \\
 & \quad \times \text{単位換算係数 [kg-diet/g-diet 又は L-diet/mL-diet]} \\
 & \quad / \text{仮想指標種の体重 [kg-b. w.]}
 \end{aligned}$$

注1) 上式の単位に付した添え字の意味は以下の通り (以下同じ)。

a. i. : Active ingredient (有効成分)、diet : 摂餌量又は飲水量

注2) 単位換算係数は、0.001[kg-diet/g-diet]又は0.001[L-diet/mL-diet]

注3) 仮想指標種の体重は0.022kg-b. w.

(2) ばく露シナリオ

鳥類への農薬のばく露は、我が国の農業事情を踏まえた鳥類被害の観点から、穀類(水稻)、果実、種子、昆虫を摂餌又は田面水を飲水することによるばく露を評価の対象とする。

ばく露シナリオは、鳥類が水稻、果実、種子、昆虫又は田面水のいずれかだけを摂餌又は飲水すると仮定したシナリオを想定する。

(3) 評価対象農薬にばく露された餌等の割合及び摂餌量等

評価対象農薬にばく露された餌等の割合及び摂餌量等を表1に示す。

現実のほ場群では、水田と非水田が混在し、また、一種類の農薬が相当程度普及した場合であっても同一の種類が一斉に全面使用されるケースは想定されない。水産動植物の被害に係る評価では、環境中予測濃度の算定において農薬の普及率を水田使用農薬で10%、非水田使用農薬で5%としており、鳥類の被害防止に係る評価においてもこの普及率を踏襲することが適当である。

このため、評価対象農薬にばく露された餌の割合は、水稻、水稻の種子及び田面水のシナリオで10%、果実及び非水田の種子のシナリオで5%とする。昆虫については、仮想指標種がほ場以外を含む平地で均等に摂餌すると仮定し、森林区域を除く平地面積に占めるほ場面積の割合より、水田が14%、非水田が21%とする。さらに、評価対象農薬にばく露された面積の割合として、普及率(水田:10%、非水田:5%)を乗じ(その結果、餌となる昆虫の評価対象農薬にばく露された餌の割合は、水田に使用される評価対象農薬が1.4%、非水田に使用される評価対象農薬が1.1%となる)、水田及び非水田のいずれにも適用がある農薬においては、両方のばく露量を合算するものとする。

なお、ばく露シナリオごとの摂餌量及び飲水量は、我が国での農薬による鳥類のリスク評価法を確立するために、国内で実施した摂餌量調査の結果に基づき設定した。

表 1 評価対象農薬にばく露された餌等の割合及び摂餌量等

シナリオ名	評価対象農薬にばく露された餌等の割合 ¹⁾	摂餌量及び飲水量 ²⁾
水稲単一食	10%	4.4g-diet/day
果実単一食	5%	15 g-diet/day
種子単一食	水田：10%、非水田：5%	4.4 g-diet/day
昆虫単一食	水田：1.4% ³⁾ 、非水田：1.1% ³⁾	6.8 g-diet/day
田面水	10%	3.0mL/day

注1) 評価対象農薬にばく露された餌等の割合は、当該農薬の普及率として水田使用農薬で10%、非水田使用農薬で5%を乗じた値。

注2) 摂餌量及び飲水量は仮想指標種（体重22g）としての量であり、環境省が実施した鳥類による調査結果を基に設定した¹¹⁾。

注3) 昆虫単一食シナリオで餌の昆虫に占める当該農薬にばく露された昆虫の割合は、摂餌場所の面積に対する当該農薬が使用されるほ場面積の割合を基に設定した¹²⁾。水田及び非水田のいずれにも適用がある農薬においては、両方のばく露量を合算する。

(4) 残留農薬濃度

1) 初期評価で用いる残留農薬濃度

(ア) 水稲、果実、種子及び昆虫の残留農薬濃度

初期評価における農作物（水稲、果実及び種子）及び昆虫の残留農薬濃度の推定方法及び推定に用いるRUDを表2に示す。

初期評価では、残留農薬濃度を、使用方法から算出される最大の単位散布量に、農薬の種類によらず一律に設定されたRUDを乗じ、複数回散布する農薬（水稲単一食及び果実単一食）の場合には、さらに表3に示す複数回散布係数を乗じることで残留農薬濃度を推計する。

¹¹⁾ 「生活環境動植物に係る農薬登録基準の設定における鳥類の取扱いについて（案）」（平成30年11月）第66回中央環境審議会土壌農薬部会農薬小委員会資料1・参考資料1

¹²⁾ 同上資料・参考資料2

表2 初期評価における作物及び昆虫の残留濃度の推定方法及び推定に用いる RUD

シナリオ名	残留農薬濃度の推定方法	RUD
水稻単一食	単位散布量[kg-a.i./ha] × RUD × 複数回散布係数	7.33 [(mg-a.i./kg-diet) / (kg-a.i./ha)]
果実単一食	単位散布量[kg-a.i./ha] × RUD × 複数回散布係数	1.63 [(mg-a.i./kg-diet) / (kg-a.i./ha)]
種子単一食	単位散布量[kg-a.i./kg-種子] × RUD	豆類、とうもろこし及び野菜類: 0.06 [(mg-a.i./kg-diet) / (mg-a.i./kg 種子)]
		直播水稻: 0.006 [(mg-a.i./kg-diet) / (mg-a.i./kg 種子)]
昆虫単一食	単位散布量[kg-a.i./ha] × RUD	2.19 [(mg-a.i./kg-diet) / (kg-a.i./ha)]

注) RUD は、環境省が実施した調査結果、農薬の作物残留試験結果等を基に設定した¹³。

表3 複数回散布係数

散布回数	1	2	3	4	5	6	7	8	9 以上
複数回散布係数	1.0	1.4	1.6	1.8	1.9	1.9	1.9	1.9	2.0

注) EFSA (2009) Risk Assessment for Birds and Mammals で示された施用間隔 7 日の場合の複数回散布係数を基に作成

(イ) 田面水の残留農薬濃度

田面水中の残留農薬濃度は、水深 5cm (0.05m) の田面水に均一に分散すると仮定し、次式により推定する。

$$\begin{aligned}
 & \text{残留農薬濃度 [mg-a.i./L-diet]} \\
 = & \frac{\text{単位散布量 [kg-a.i./ha]} \times \text{有効成分単位換算係数 [mg-a.i./kg-a.i.]}}{\text{田面水容積 [m}^3\text{/ha]} \times \text{体積換算係数 [L/m}^3\text{]}} \\
 = & \frac{\text{単位散布量 [kg-a.i./ha]} \times 1,000,000 \text{ [mg-a.i./kg-a.i.]}}{0.05 \text{ [m]} \times 100 \text{ [m]} \times 100 \text{ [m]} \text{ / } 1 \text{ [ha]} \times 1,000 \text{ [L/m}^3\text{]}} \\
 = & \frac{\text{単位散布量 [kg-a.i./ha]}}{0.5}
 \end{aligned}$$

¹³ 「生活環境動植物に係る農薬登録基準の設定における鳥類の取扱いについて (案)」(平成 30 年 11 月) 第 66 回中央環境審議会土壤農薬部会農薬小委員会資料 1・参考資料 3

2) 二次評価で用いる残留農薬濃度

(ア) 水稻単一食

評価対象農薬の水稻に係る作物残留試験の測定結果（平均残留濃度が最大となるもの）を用いて、農薬散布直後の残留農薬濃度を次式により推計する。なお、複数回散布される剤では、最終散布の直後から濃度を測定することとされているため、表3に示す複数回散布係数の補正を行う必要はない。

$$\begin{array}{l} \text{残留農薬濃度 [mg-a. i. /kg-diet]} \\ \text{水稻に係る作物残留試験における評価対象農薬の残留濃度 [mg-a.i./kg-diet]} \\ = \frac{\quad}{\left(\frac{1}{2} \right)} \quad (\text{作物残留試験における散布後経過日数}/DT_{50}) \end{array}$$

注) DT_{50} は評価対象物質の半減期 [day] を意味する。

ここで、評価対象農薬の水稻に係る作物残留試験における半減期 (DT_{50}) が不明な場合にあっては、10日を実測値に代えて用いるものとする。

(イ) 果実単一食

鳥類は主に人が食べるのと同程度に熟した果実を摂餌する傾向にあるため、評価対象農薬の果実に係る作物残留試験で得られた収穫時の結果（露地栽培のもののうち、平均残留濃度が最大となるもの）を用いる。なお、複数回散布される剤では、最終散布の直後から濃度を測定することとされているため、表3に示す複数回散布係数の補正を行う必要はない。

$$\begin{array}{l} \text{残留農薬濃度 [mg-a.i./kg-diet]} \\ = \text{果実に係る作物残留試験における評価対象農薬の収穫時の残留濃度 [mg-a.i./kg-diet]} \end{array}$$

(ウ) 種子単一食

評価対象農薬について、想定される使用方法のとおり処理した種子（水稻以外の作物は、大豆で代表させても良い。）を播種し、出芽時・外皮がない状態での残留濃度を実測して、残留農薬濃度とする¹⁴。

(エ) 昆虫単一食

評価対象農薬に係る土壌残留試験成績を用いて、土壌残留試験における評価対象農薬の散布直後の残留濃度が昆虫の残留農薬濃度と等しいとして推定する。

¹⁴ 「生活環境動植物に係る農薬登録基準の設定における鳥類の取扱いについて（案）」（平成30年11月）第66回中央環境審議会土壌農薬部会農薬小委員会資料1・参考資料4

$$\begin{aligned} & \text{残留農薬濃度}[\text{mg-a.i./kg-diet}] \\ & = \text{土壤残留試験における評価対象農薬の散布直後の残留濃度}[\text{mg-a.i./kg-soil}] \end{aligned}$$

注) 上式の単位に付した添え字のうち、soilは土壤(乾土)であることを意味する。

【土壤残留試験法の違いによる補正】

前述の推定は鳥類マニュアル作成時の土壤残留試験結果等に基づくものであるが、鳥類マニュアル作成後に土壤残留試験の方法が改正されている。このため、平成29年3月31日に改正された「農薬の登録申請に係る試験成績について」(平成12年11月24日付け12農産第8147号農林水産省農産園芸局長通知)及び「『農薬の登録申請に係る試験成績について』の運用について」(平成13年10月10日付け13生産第3986号農林水産省生産局生産資材課長通知)に基づく方法で土壤残留試験を実施した場合にあっては、以下の補正を行った値を用いることとする。

- 使用する試験成績：評価対象農薬の散布直後の表層から10cmの深さまでの土壤の残留濃度
- ほ場条件による補正：作物を栽培している試験ほ場で試験を実施していたものから、作物を栽培しない裸地で試験を実施することとなったことに対応する補正として、0.6を乗じた値¹⁵を残留農薬濃度とする。
- 複数回散布に係る補正：複数回の使用が認められる農薬について、通常の農薬の使用方法に基づく複数回散布処理ではなく、使用方法に定められた散布量の2倍量を1回のみ処理することとなったことに対応する補正として、土壤残留濃度にさらに以下の補正を行う。

$$C_{\text{soil-estimate}} = \frac{C_{\text{soil-test}}}{2} \times \sum_{i=1 \sim n} \left(\frac{1}{2} \right)^{(i-1) \times m / DT_{50}}$$

注) 数式中の記号の意味は以下のとおり。

$C_{\text{soil-estimate}}$: 使用方法に定められた散布量及び散布回数での土壤残留濃度の推計値 [mg-a.i./kg-soil]

$C_{\text{soil-test}}$: 使用方法に定められた散布量の2倍量を1回だけ散布した際の土壤残留濃度 [mg-a.i./kg-soil]

n : 散布回数 [-]

m : 散布間隔の日数 [day]

DT_{50} : 土壤残留試験で求められる土壤残留濃度の半減期 [day]

(オ) 田面水

水質汚濁性試験成績で測定された田面水濃度(施用直後又は1日後のうち、いずれか高い方)を用いる。

¹⁵ 「平成29年2月2日開催、農業資材審議会農薬分科会(第16回)、資料4-3 土壤残留に係る農薬登録保留基準のほ場試験の見直しに関する農薬取締法第16条第2項に基づく農業資材審議会への意見聴取の概要」に示された平成18年度環境省農薬残留対策総合調査で得られた栽培作物の有無で土壤残留濃度を比較した結果のうち、栽培作物がある場合の土壤残留濃度に対する栽培作物がない場合の残留濃度の比の最大値が0.6であったことから、その値を乗じることとした。

5 鳥類の被害防止に係るリスク評価

(1) リスク評価の方法

鳥類の被害防止に係るリスク評価は、鳥類予測ばく露量と鳥類基準値との比較により行う（図2）。

初期評価では、ばく露の可能性のある全てのシナリオについてそれぞれ評価する。

二次評価は、初期評価において鳥類予測ばく露量が鳥類基準値を超過したシナリオについて、作物残留試験成績等を用い、鳥類予測ばく露量を精緻化して実施する。

二次評価において、鳥類予測ばく露量が鳥類基準値を超過する場合は、当該農薬については、鳥類への著しい被害のおそれがあるとする。

鳥類予測ばく露量 > 鳥類基準値 となる場合	初期評価 → 二次評価を実施
	二次評価 → 登録できない

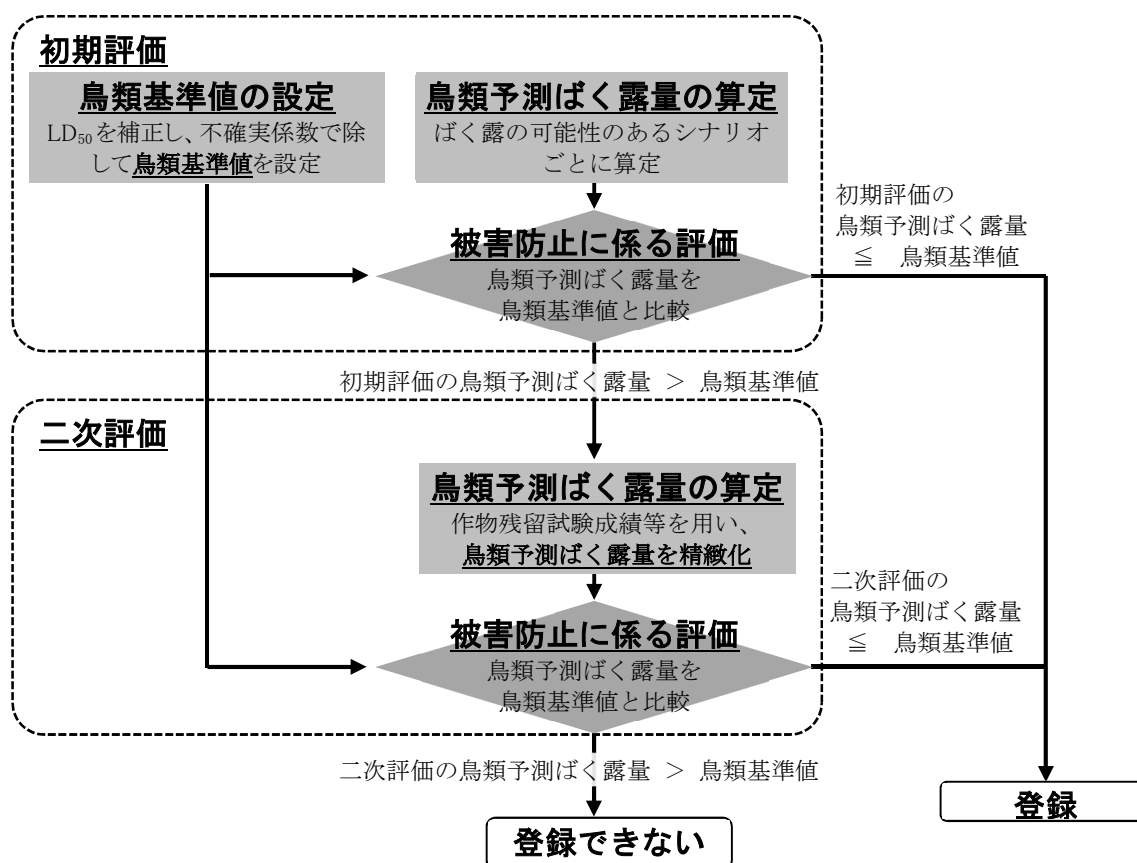


図2 鳥類の被害防止に係るリスク評価の手順

(2) 鳥類の被害防止に係るリスク評価の対象から除外する農薬

鳥類のばく露が想定されない等の理由から、鳥類の被害防止に係るリスク評価の対象から除外することができる農薬は以下の通りとする。

1) 全てのばく露シナリオについてリスク評価の対象から除外する農薬

適用農作物等及び使用方法が、以下の条件のいずれかに当てはまる農薬はリスク評価の対象から除外する。

(ア) いずれの適用農作物等及び使用方法においても、鳥類が当該農薬にばく露するおそれがないもの。

- ① 誘引剤等の成分物質が封入された状態で使用されるもの
- ② 可食部以外の適用農作物等へ塗布し、又は適用農作物等の樹幹への注入することによって使用されるもの
- ③ 倉庫、ビニールハウス等の施設内でのみ使用されるもの

(イ) 摂餌等を介した経口ばく露のおそれが極めて低いもの

- ① ほ場処理又は苗床処理等に使用される土壌くん蒸剤
- ② 鳥類の忌避のみを目的として使用されるもの

2) 特定のばく露シナリオについてリスク評価の対象から除外する農薬

適用農作物等及び使用方法が、以下のばく露シナリオごとに挙げた条件のいずれかに当てはまる農薬は、当該ばく露シナリオについてはリスク評価の対象から除外する。

(ア) 水稻

- ① 水稻への適用がないもの
- ② 水稻への適用について、出穂後の適用がないもの又は可食部（もみ）への残留が想定されないもの

(イ) 果実

- ① 果樹への適用がないもの
- ② 果樹への適用について、収穫前 21 日から収穫直前までの適用がないもの又は果実への残留が想定されないもの

(ウ) 種子

- ① 種子処理に使用されないもの
- ② 稲の浸種前又は浸種時に使用されるもの
- ③ 小さい種子（200 粒/g 以上）の処理に使用されるもの¹⁶

(エ) 昆虫

- ① 製剤の剤型が、昆虫が直接ばく露するおそれの少ない剤型に限られるもの（粒剤等）
- ② 使用方法が、限定された範囲に処理され、昆虫が直接ばく露するおそれの少ない方法に限られるもの（スポット処理等局所的な使用方法）

(オ) 田面水

¹⁶ 「生活環境動植物に係る農薬登録基準の設定における鳥類の取扱いについて（案）」（平成 30 年 11 月）第 66 回中央環境審議会土壌農薬部会農薬小委員会資料 1・参考資料 5

水田において使用されないもの（当該農薬が水田において入水 15 日以前及び収穫後の水田水が存在しない状態で使用される場合を含む。）

3) その他ばく露が想定されないことが合理的な理由において明らかであることからリスク評価から除外する農薬

上記以外の使用方法において、鳥類へばく露しない又は極めて少ないことの合理的な理由がある農薬は、リスク評価の対象から除外する。

6 今後の課題

本リスク評価の方法は、鳥類マニュアルをベースとし、検討時から課題とされている点や、農薬メーカーが自主的な評価を実施する中で課題となった点があることから、これらの点について検討を加え、見直しを行う点と中長期的に検討を行う点を明らかにしつつ、取りまとめたものである。

検討の過程で中長期的な検討を行うこととされた点は以下の通りである。これらについては本リスク評価の方法に基づく評価の実施状況及び農薬による鳥類への被害の状況等を踏まえつつ、必要に応じて知見を充実させるとともに、それを踏まえ評価の方法を見直すための検討が必要である。

(1) ばく露評価で用いた摂餌量（特に果実）及び農薬残留濃度（特に昆虫）に関する知見の集積

摂餌量及び残留農薬濃度は、我が国での農薬による鳥類のリスク評価の方法を確立するために国内で実施した調査の結果を基に設定しているが、調査実施上の様々な制約から、限られた結果に基づき設定しているものがある。

特に、果実単一食の摂餌量は、特定の供試鳥による結果を基に設定された値であることから知見の拡充が求められる。また、昆虫の残留農薬濃度は、土壌の残留農薬濃度との相関がみられたことから土壌残留試験成績から設定しているが、昆虫の残留農薬濃度と土壌の残留農薬濃度との関係性について更なる検証が必要である。

(2) 鳥類への農薬のばく露量を確認するためのモニタリング方法の確立

鳥類予測ばく露量に不確実性が含まれることから、環境中のモニタリング調査を行う必要があると考える。

しかしながら、鳥類への評価対象農薬のばく露量を直接的にモニタリングすることは、水域のモニタリングと異なり困難である。自然環境中に生息する鳥類を捕獲してその体内濃度や胃の内容物中の濃度を測定するには、多くの個体のデータを必要とし、野生鳥獣保護の観点からも、ばく露量を把握するためのモニタリング方法としては適当ではない。

このため、鳥類予測ばく露量を算定する諸条件が適当であるかを検証するためのモニタリング調査方法等についての検討が必要である。

(3) 慢性毒性（特に繁殖毒性）による被害防止に係る評価手法の検討

本リスク評価の方法は、急性毒性による被害を当面の評価対象としているが、長期の反復ばく露による慢性毒性についても検討を行う必要がある。

欧米ではすでに、農薬の登録に際し、繁殖毒性等に係るリスク評価が実施されており、我が国においても、鳥類の高次消費者という生態学的位置づけも勘案し、我が国における農薬の使用実態を踏まえつつ、特に繁殖毒性についてもリスク評価の実施が必要であるかを検証するとともに、我が国の農村環境等に即した評価手法についての検討が必要である。

参 考 資 料

(参考1) 関係法令	36
(参考2) 水産動植物に対する毒性に係る登録保留基準の改定について	37
(参考3) 農薬の生態影響評価の在り方に関するこれまでの環境省の報告 ...	53
(参考4) 主要な国、地域の農薬登録制度における生態影響に係るリスク評価 の実施状況	54
(参考5) OECD テストガイドラインの策定状況（生態影響関係）	55
(参考6) 農薬取締法の一部を改正する法律案に対する附帯決議（抜粋） ...	57
(参考7) 関係告示	58
(参考8) 環境基本計画	59

(参考1)

関係法令

○農薬取締法（昭和23年法律第82号・最終改正平成30年6月15日）抜粋

※以下の第4条第1項第8号の規定は、平成32年4月1日から施行される。

(登録の拒否)

第四条 農林水産大臣は、前条第四項の審査の結果、次の各号のいずれかに該当すると認めるときは、同条第一項の登録を拒否しなければならない。

一～七 (略)

八 当該種類の農薬が、その相当の普及状態の下に前条第二項第三号に掲げる事項についての申請書の記載に従い一般的に使用されるとした場合に、その生活環境動植物に対する毒性の強さ及びその毒性の相当日数にわたる持続性からみて、多くの場合、その使用に伴うと認められる生活環境動植物の被害が発生し、かつ、その被害が著しいものとなるおそれがあるとき。

九～十一 (略)

2 (略)

3 第一項第六号から第九号までのいずれかに掲げる場合に該当するかどうかの基準は、環境大臣が定めて告示する。

(参考2)

水産動植物に対する毒性に係る登録保留基準の改定について

(平成15年1月30日 第6回農業資材審議会農薬分科会資料) 抜粋

1 背景

新しい環境基本計画では、持続可能な社会の構築のために、すべての社会経済活動は、生態系の構造と機能を維持できるような範囲内で、またその価値を将来にわたって減ずることのないように行われる必要があるとしており、また、農薬を含めた様々な化学物質による生態系に対する影響の適切な評価と管理を視野に入れて化学物質対策を推進する必要があるとしている。

このような観点を踏まえ、環境省環境管理局水環境部に設置した農薬生態影響評価検討会(座長：須藤隆一東北工業大学客員教授)は、平成14年5月に、我が国における農薬生態影響評価の在り方について第2次中間報告を取りまとめた。その中で、持続可能な社会の構築を実現する上で、従来の対応に加え農薬の環境リスクの評価・管理制度の中に生態系の保全を視野に入れた取組を強化することは喫緊の課題であり、具体化できるところから一部でも早く具体化していくことが重要であるとの認識に立って、技術的手法が確立している水域生態系において、当面の施策の更なる具体化を図る必要があるとしている。

このような状況を踏まえ、現行の登録段階でのリスク管理措置である農薬取締法第3条第2項に基づき環境大臣が定める「水産動植物に対する毒性に係る登録保留基準」を改定する必要がある。

2 現行のリスク管理措置

(1) 登録段階(上市前段階)のリスク管理措置(水産動植物に対する毒性に係る登録保留基準の設定)

農薬は、農薬取締法に基づき農林水産大臣の登録を受けなければ製造、販売等ができない。登録するか否かの判断項目は10項目あるが、そのうち、水産動植物の被害を未然に防止する観点からは、以下に該当する場合に、登録を保留することとしている。また、その基準については、環境大臣が定めることとなっている。

農薬取締法(昭和23年法律第82号)第3条第1項第6号の規定

当該種類の農薬が、その相当の普及状態のもとに前条第2項第3号の事項についての申請書の記載に従い一般的に使用されるとした場合に、その水産動植物に対する毒性の強さ及びその毒性の相当日数にわたる持続性からみて、多くの場合、その使用に伴うと認められる水産動植物の被害が発生し、かつ、その被害が著しいものとなるおそれがあるとき。

環境大臣が定める具体的な基準(以下「登録保留基準」という。)は、告示により、水田で使用される農薬であって、以下の要件のすべてを満たす場合に登録を保留するものとされている。

① (a) 10 a 当たりの有効成分投下量 ≤ 0.1kg の場合

コイに対する 48 時間の半数致死濃度 (LC₅₀) が 0.1ppm 以下

(b) 10 a 当たりの有効成分投下量 > 0.1kg の場合

$$\frac{\text{コイに対する 48 時間の LC}_{50} \text{ (ppm)}}{10 \text{ a 当たりの有効成分投下量 (kg)}} \leq 1$$

② コイに対する毒性の消失日数 (注) がその通常の使用に近い条件下における試験において 7 日以上であること。

注：コイに対する毒性がコイの致死レベル以下に達する日数

なお、「農薬の登録申請に係る試験成績について」(平成 12 年 12 月農林水産省)によつて、農薬取締法に基づく農薬の登録申請時には、魚類急性毒性試験の他、ミジンコ類急性遊泳阻害試験、ミジンコ類繁殖試験及び藻類成長阻害試験からなる水産動植物影響試験成績を提出することとされている。また、その結果等を踏まえて水産動植物に対する影響の程度に応じた注意事項を製品ラベル等に記載することとされている。

(2) 使用段階でのリスク管理措置

農薬取締法では、登録段階のみでなく、使用段階においてもリスク管理を行う仕組みとなっている。

具体的には、農薬使用者が遵守すべき基準を定めるとともに、相当広範囲でまとまって使用されるときに、水産動植物に著しい被害が発生するおそれがあるものは、政令により水質汚濁性農薬 (注) として指定し、一定地域における使用の許可制等の措置を講じることができることとされている。

注：現在、水産動植物の被害防止の観点から、テロドリン、エンドリン等の 5 つを有効成分とする薬剤が水質汚濁性農薬に指定されている。このうち登録のあるものはベンゾエピンとロテノンの 2 つを有効成分とする薬剤である。

3 現行のリスク管理措置の課題及び農薬による生態系への影響の実態

(1) 現行のリスク管理措置の課題

現行のリスク管理措置は、農薬による水産動植物への被害の防止に一定の役割を果たしてきたが、一方、登録保留基準については、昭和 38 年に農林省 (当時) が定めたものがそのまま踏襲されており、現在の知見等を踏まえると、以下のような課題があるものと考えられる。

- ① 比較的感受性の低いコイの魚毒性のみに着目した基準であり、他の魚種への影響を考慮していないこと。また、甲殻類や藻類への影響を評価していないため、水産動植物に対する影響を評価する観点からみても不十分であること。
- ② 種類によって大きく異なる農薬の毒性の強さを考慮しない一律の基準として設定され、使用方法や剤型によっても異なる環境中での農薬の曝露量についても十分考慮されてい

ないこと。

- ③ 畑や果樹園等水田以外で使用される農薬については、水田で使用されるものに比べ、水系への流入の可能性が低く水産動植物の被害は相対的に小さいと判断されたことから、水田以外で使用される場合には適用されないこと。

(2) 農薬による生態系への影響の実態

農薬による水域生態系への影響について、環境省がこれまでに実施した調査によると以下のようになっている。

- ① 野外調査では農薬の散布前後で水中プランクトン等の個体数や種数の減少が一部で見られたが、自然のサイクル（例えば羽化）によるものか、農薬によるものか定かでない。降雨の影響、他の環境要因の変化等があること、対照区を設定し難いこともあり、現在の野外調査から農薬の影響のみを評価・区別することは困難であった。
- ② 一方、農薬散布後の河川水を採取して水生生物毒性試験を実施した結果では、河川水中の農薬濃度がミジンコの EC₅₀ 値（半数遊泳阻害濃度）を超え、100%の遊泳阻害を示すデータも得られた。この影響は大河水でも見られ、農薬が農地周辺の水生生物に影響を与えている可能性がある。

これらのことから、その程度は不明であるが、農薬が我が国の水域生態系に何らかの影響を与えている可能性は否定し得ないものとなっている。

4 欧米主要国における制度の現状

欧米主要国における農薬の生態影響評価に関する制度は、以下のように我が国と比較すると整備されており、これらの考え方も参考にしつつ我が国の現行の制度を早急に見直すことが必要と考えられる。ただし、我が国特有の生態系の成立条件、気候条件等を十分に踏まえる必要がある。

(1) 登録申請に必要な試験

登録申請に必要な水生生物の室内生態毒性試験については国による試験生物種はほぼ一致している。総じて、魚類、ミジンコ、藻類の急性毒性試験を必須としており、また、ケースに応じてマイクロゾム試験、メソゾム試験、野外試験、環境中モニタリング等の結果を用いて評価している。

(2) 評価手法

毒性学的有害性（毒性値）と、通常の使用方法で使用した場合に想定される環境中での農薬濃度（環境中予測濃度（PEC：Predicted Environmental Concentration））とを比較して評価する手法が一般的である。また、生態影響評価に段階的（Tier）システムを採用している。このシステムは、第1段階においては費用がかからない簡便な試験等で精度は低いものとなり安全サイドに立った結果が得られるような試験方法等に基づく結果により評価を行い、その結果がある評価基準をクリアできない場合には、順次、次の段階に移行し、より費用がかかるが精度が高い結果が得られるような精密な試験等に基づく結果による評価を行うも

のである。

生態毒性試験法についての国際調和は進んでいるが、評価に用いる毒性値（エンドポイント）は国によって異なる。また、生態系に影響がないと考えられる濃度（予測無影響濃度；PNEC）はこれらの毒性値から推定されるが、半数致死濃度(LC₅₀)、半数影響濃度(EC₅₀)、最大無作用量(NOEC)を評価に用いている国が多い。

曝露経路として米国では地表流出とドリフトを考慮しているが、ドイツではドリフトのみを対象としており、作物の種類、生育状態及び散布地点からの距離に応じて散布した農薬が水系に流入する割合を示す標準表が作成されている。これらの国々においては、環境中の農薬濃度を予測する手法として数理モデルの導入が進んでいる。

(3) リスク判定

農薬の生態影響評価は、有害性と環境曝露をそれぞれ定量化し、その毒性曝露比(PNEC/PEC=TER)を、評価基準に照らしリスク判定を行っている。

このTER値では生物に対する安全性が確保できないと判断された場合、曝露量をより低い値とするため使用量の削減や使用方法の制限が検討されるが、ドイツや米国では、使用の制限に対応した安全距離として散布地と水系との間に緩衝帯（バッファゾーン）を設定するという考え方を採用している。

(4) リスク便益分析

生態影響評価において、農薬の便益を評価する考え方は我が国の制度では採用されていないが、多くの農薬登録国では支持されている。例えば、米国、ドイツ等では、生態影響の面で否定的評価がなされた農薬であっても、それを使用することによる生態学的、社会的、経済的な便益及び代替剤のリスクと便益とを比較分析しその登録の可否を総合的に判断するとされる。ただし、リスク便益分析に関してはいずれの国も明確なガイドラインを整備していない。

5 登録保留基準の改定の必要性及び方向

以上のような状況を踏まえると、農薬の水域生態系への影響を未然に防止する観点から、現行の登録保留基準について、生態系への影響を評価する視点を取り入れ、より注意深く登録段階での評価を行う必要がある。具体的には、以下のような観点から登録保留基準を改定する必要がある。

- ①評価対象生物種を増やすこと。
- ②毒性値と曝露量を比較する評価方法に改めること。
- ③水田使用農薬の他、畑や果樹で使用される農薬についても評価対象とすること。

6 登録保留基準の改定の内容

(1) 基本的考え方

ア 生態系保全の目標及び評価の基本的考え方

農薬の生態系への影響の程度を実環境において定量的に分離・特定することが困難な現

状においては、少なくとも河川等の公共用水域の水質環境基準点のあるような地点においては、農薬取締法が保全対象としている水産動植物への影響がでないように現状の評価手法を改善することによって、農薬による生態系への影響の可能性を現状より小さくすることを当面の目標とすることが適当である。

イ 評価手法等

- ① 現行の農薬取締法第3条第1項第6号に基づく登録保留要件は、「水産動植物の被害が発生し、かつ、その被害が著しい」場合であることから、当面、現行の登録保留基準と同様、急性毒性に着目することとする。
- ② 評価対象生物種は、藻類、甲殻類及び魚類それぞれの代表種とする。
- ③ 一定の環境モデルのもとで農薬を農地等に単回散布し公共用水域に流出又は飛散した場合の公共用水域中での当該農薬の環境中予測濃度(PEC)と、藻類、甲殻類及び魚類の代表種の急性毒性試験から得られた急性影響濃度(AEC: Acute Effect Concentration)とを比較することによりリスク評価を行うものとする。農薬の成分ごとのAECを登録保留基準値とする。
- ④ PECの算定は、試験及び評価コストの効率化を図るため、段階制を採用する。
- ⑤ リスク評価の結果、PECがAECを上回る場合には登録を保留する。
- ⑥ なお、PECがAECを下回る場合であっても、リスク評価の結果を踏まえて、使用方法や使用場所の制限といった注意事項のラベル表示への反映、環境モニタリングの実施等が必要である。

(2) 登録保留基準の内容

以上を踏まえ、登録保留基準は以下のように考えることが適当である。

ア 基本告示（農薬取締法第3条第1項第4号から第7号までに掲げる場合に該当するかどうかの基準を定める等の件）

予測濃度（法第2条第2項第3号の事項についての申請書の記載に従い当該農薬を使用することにより、当該農薬が公共用水域（水質汚濁防止法（昭和45年法律第138号）第2条第1項に規定する公共用水域をいう。以下この号において同じ。）に流出し、又は飛散した場合の当該公共用水域の水中における当該種類の農薬の成分の濃度として予測されるものをいう。以下同じ。）が、当該種類の農薬の毒性に関する試験成績に基づき環境大臣が定める基準に適合しない場合は、法第3条第1項第6号（法第15条の2第6項において準用する場合を含む。）に掲げる場合に該当するものとする。

備考

予測濃度は、当該農薬がその相当の普及状態のもとに、法第2条第2項第3号の事項についての申請書の記載に従い一般的に使用されるとした場合に、次の要件のすべてを満たす地点の河川の水中における当該種類の農薬の成分の濃度を予測することにより算出するものとする。

- ① 当該地点より上流の部分の流域面積が概ね100平方キロメートルであること。
- ② 当該地点より上流の部分の流域内の農地の面積が、水田にあっては概ね500ヘクタール、畑地等にあっては概ね750ヘクタールであること。

イ 基本告示を受けて新たに設ける告示（農薬取締法第3条第1項第4号から第7号までに掲げる場合に該当するかどうかの基準を定める等の件第3号の環境大臣の定める基準）

予測濃度（法第2条第2項第3号の事項についての申請書の記載に従い、当該種類の農薬を使用することにより、当該種類の農薬が公共用水域（水質汚濁防止法（昭和45年法律第138号）第2条第1項に規定する公共用水域をいう。以下この号において同じ。）に流出し、又は飛散した場合の当該公共用水域における当該種類の農薬の成分の濃度として予測されるものをいう。以下同じ。）は、次の表の農薬の成分の欄に掲げる農薬の成分にあっては、同表の基準値の欄に掲げる濃度を超えることとなってはならない。

農薬の成分	基準値
〇〇〇	△△mg/L

備考

（アの基本告示の備考と同様の内容を記載。）

（3）（2）における予測濃度（PEC）の具体的な算出方法
（別紙1）

（4）（2）における「当該種類の農薬の毒性に関する試験成績に基づき環境大臣が定める基準」（AEC）の具体的な設定

個別農薬について、藻類、甲殻類、魚類の3生物群を代表する種類の生物に関する毒性試験成績を基に、専門家による検討を行い、中央環境審議会土壌農薬部会への諮問・答申を経て基準値を設定する（別紙2）。

（5）評価スキーム体系図（別紙3）

（6）登録後のリスク管理

登録後においても、環境モニタリング等の結果を踏まえたリスク評価を行い、必要に応じ、水質汚濁性農薬の指定等のリスク管理措置を講ずることが重要である。

（7）既登録農薬の取り扱い

既登録農薬についても、同様のリスク評価を行うものとするが、PECの算定に代えて、使用現場周辺の公共用水域におけるモニタリング調査の結果を活用できることとする。

7 今後の課題

(1) 段階的評価を充実させるための各種試験方法の作成

今回の評価スキームの中で位置付けられている高次の PEC を算定するために必要な試験方法のうち、現在作成されていないもの（非水田使用農薬における地表流出試験等、水田使用農薬における圃場を用いた水田水中濃度試験等）については早急に作成する必要がある。また、農薬使用地域周辺の一般環境中における農薬の濃度を調査するためのモニタリングの方法についても、早急に作成する必要がある。

(2) より実環境に近い試験系による試験方法の開発

生態影響を考慮した登録保留基準値の設定は、現時点における知見にかんがみ、当面 6 (4) による毒性試験結果に基づいて行うこととするが、これらの試験方法よりもより実環境に近い試験系による試験方法（マイクロコズム試験等）の開発が進められていることから、当該試験方法についても早急に検討を行い、国際的に整合がとれたものが確立した場合には導入することが適当である。

(3) 一過性の散布の際の回復性試験の必要性と具体的な手法の検討

農薬は、その対象とする農作物により散布時期を決め、散布は一定期間のみ実施されることから、一定期間を経た後に生物が回復する可能性は否めない。したがって、農薬の水産動植物への影響を捉えるためには、回復性試験も念頭においた調査を行うことが必要である。しかしながら、一定期間の生態影響の評価についてはさらに検討を要する上、回復性試験については、現時点では試験方法が確立されていないことから、今後具体的な手法等を検討する必要がある。

(4) 慢性毒性と他の生物種の導入の是非と具体的な手法

今回の登録保留基準の改定は、急性影響の観点から行おうとするものである。しかしながら、環境省が平成 12 年度及び 13 年度に実施した野外調査でも明らかなように、一定濃度の農薬が比較的長期間（例えば、ミジンコの繁殖期間である 14 日以上）検出されている現状を考えれば、今後は水生生物に対する慢性的な影響を踏まえた検討を行う必要がある。

また、慢性的な影響をみる上では、欧米で取り入れられている手法も考慮して、影響をできるだけ正確に把握する手法を用いることはもとより、費用面についても配慮した手法を検討する必要がある。

さらに、評価対象生物については、圃場から流出した農薬が底質に吸着し、そこに生息する生物に影響を与えている可能性も想定されることから、底質に生息する生物も含めて幅広く、その影響の可能性を試験法を含めて検討する必要がある。

(5) 複数農薬による相加的・相乗的あるいは拮抗的な影響に関する検討

現在、農作物の生産現場では、複数の農薬が散布されており、それらは、河川水中で混合し、公共用水域に流出する。野外水を用いた既往の試験によれば、複数農薬による相乗的な影響を指摘しているものもある。しかしながら、実際に用いられている農薬は多種多様であ

ることから、今後は、複数農薬による影響を捉えるための基本的な考え方を明確にする必要がある。

(6) 水域生態系をめぐるその他の課題

さらに、水域生態系の影響の評価方法の充実に向けて、①慢性毒性影響に対応するシミュレーションモデルを含めた長期PEC算定手法の検討、②水域生態系への影響が懸念されている内分泌かく乱作用に係る試験法及び評価法の開発、③これまでの調査研究で明らかになった藻類等に代表される、種間及び発育段階による薬剤感受性の違いに関する研究を進める必要がある。

また、実フィールドにおける生態影響については更に精度の高い実態把握調査に努める必要がある、PEC算定については水田における複雑な水循環メカニズムを反映しより実態に即した方式について検討を深め、今後、一層の精度改善努力を継続する必要がある。なお、我が国におけるリスク便益分析の考え方も検討していく必要がある。

P E C算定の考え方について

1. 基本的事項

公共用水域への農薬の曝露経路としては地表流出とドリフト（水路等への直接飛散）が主なものであり、従来は地表流出のみを扱ってきたが、水生生物への影響を評価するP E C（環境中予測濃度）の算定に当たっては、地表流出のほかに散布時のドリフトも考慮する。

水田使用農薬の水質濃度の推定方法は3段階とし、第1段階は数値計算による算定、第2段階は水質汚濁性試験等のデータを用いることとし、第3段階では水田圃場での試験データを用いることとする。非水田使用農薬に関しては2段階とし、第1段階は数値計算による算定、第2段階では地表流出試験等のデータを用いることとする（表1参照）。これらの段階制試験は、より高次の段階の試験を要しないためのスクリーニング試験である。

なお、P E Cの算定は水質環境基準点の置かれている下流域の河川を想定し、以下に示す環境モデル及び標準的シナリオにより行う。

また、各生態毒性試験の期間に対応した期間の予測濃度を算定することとする。

表1. 段階的評価におけるP E C算出の根拠データ

曝露経路	使用場面	第1段階	第2段階	第3段階
表面流出 (Runoff)	水田	数値計算	水質汚濁性試験	水田圃場試験
	非水田	一定値 (0.02%)	地表流出試験	—
河川への ドリフト	水田 (地上防除)	ドリフト表 (表5)	同左	水田圃場試験
	非水田 (地上防除)	ドリフト表 (表5)	圃場試験	—
	航空防除	ドリフト表 (表6)	同左	同左 (水田のみ)
排水路への ドリフト (水田のみ)	地上防除	ドリフト表 (表5)	同左	同左
	航空防除	一定値 (100%)	同左	同左

(注) 第1段階で算出されたP E Cを用いたリスク評価の結果、登録保留基準に適合している場合には、第2段階の試験を要しない。第2段階試験についても同様である。

2. PEC算定に用いる環境モデル及び標準的シナリオ

(1) 環境モデル (図1参照)

我が国では農耕地等を流れた地表水はそのほとんどが河川等の公共水域に流入する。このような我が国の地形条件等に鑑み、環境モデルは圃場と河川で構成する。

具体的には、

ア) 面積100 km²のモデル流域の中に国土面積に占める水稻作付面積及び農耕地面積の割合を考慮して、一定の圃場群 (水田の場合は500 ha、畑地の場合は750 ha) を配置する。

イ) さらに、モデル河川は国土面積に占める河川面積を考慮した2.0 km²とし、このうち6割を本川、4割を支川とする。

ウ) なお、本川中の流量は、a) 一級河川の中下流域における流域面積100 km²当たりの平水流量 (50%値) の平均が3.0 m³/s、低水流量 (75%値) が1.9 m³/s、平均水量が5.0 m³/sであること、b) また、流域に農耕地を抱える上流域においては流量が更に少なく、また、上流域においては河川の漁業利用も多いことも考慮し、モデル河川の本川の流量は、原則3 m³/sとすることが適当である。

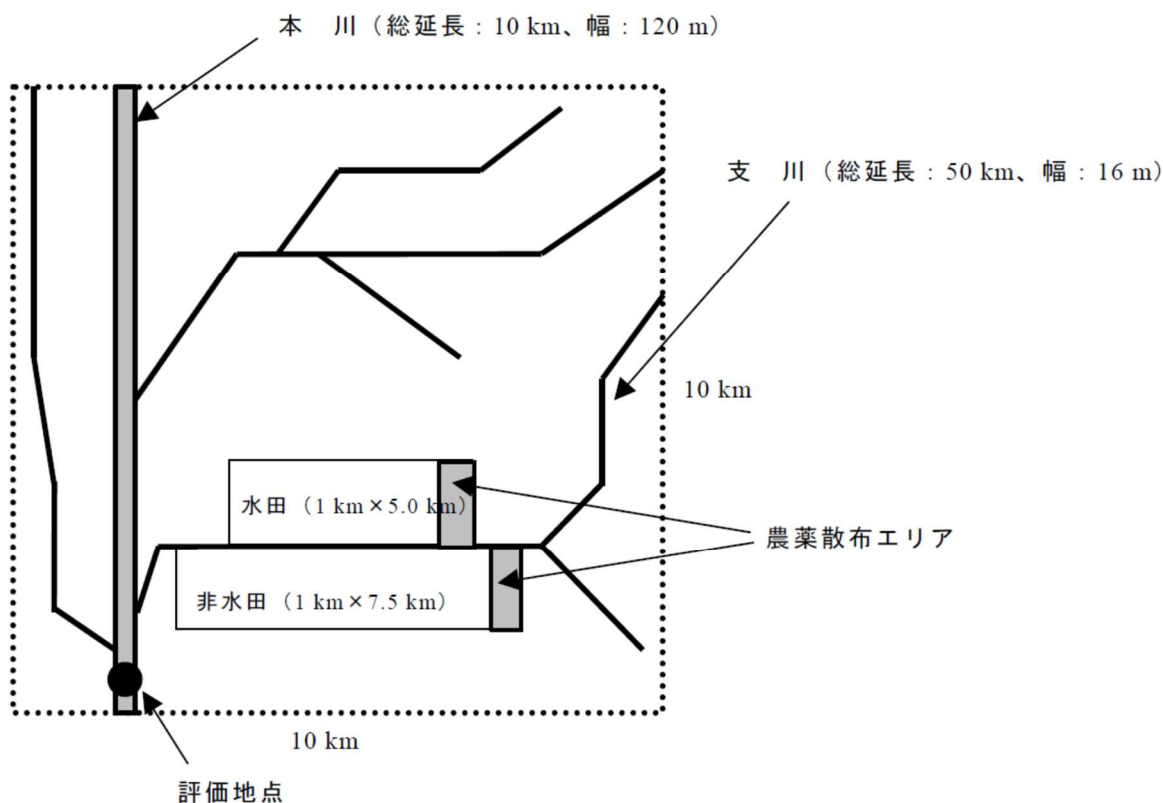


図1. PEC算定に用いる環境モデルの概念図

(2) 標準的シナリオの設定

ア) 現実の圃場群では、水田と非水田が混在し、しかも一種の農薬が相当程度普及した場合であっても同一の種類農薬が一斉に全面使用されるケースは想定されない。農薬の普及率は、水田使用農薬で10%、畑地使用農薬で5%とする。また、農薬は適期に一斉に散布されるものであるが、地上散布の場合、現実には作物の栽培管理状況に合わせて農薬が散布されることを考慮し、水田、非水田とも5日程度散布日がばらつくとする。航空防除の場合は水田、非水田とも1日で当該面積に農薬が散布されるとする（表2）。

表2. 農薬使用場面の具体的な状況

使用場面	防除方法	圃場面積 (ha)	支線河川に接する圃場長さ (km)	普及率 (%)	農薬散布面積 (ha)	農薬散布期間(日)	支線河川に接する農薬散布圃場の長さ (1日あたり)
水田	地上防除	500	5.0	10	50	5	$5.0\text{km} \times 0.1 \div 5 \text{日} = 100\text{m}$
	航空防除					1	$5.0\text{km} \times 0.1 \div 1 \text{日} = 500\text{m}$
非水田	地上防除	750	7.5	5	37.5	5	$7.5\text{km} \times 0.05 \div 5 \text{日} = 75\text{m}$
	航空防除					1	$7.5\text{km} \times 0.05 \div 1 \text{日} = 375\text{m}$

イ) 水田使用農薬について、地表流出は定常状態で田面水が一定の表面排水率でモデル河川に流入し、ドリフトは散布時に生じ直接モデル河川の支川等に流入するものとする。一方、畑地で使用された農薬は、ドリフトが散布時に生じ、地表流出が規模の大きな降雨の発生時に生じ、ともにモデル河川に流入するが、農薬は降雨時には散布しないことから、別々に発生するものとしてPECを算定する（表3）。

表3. 標準的シナリオの種類及び考え方

水田のみで使用する農薬	地表流出については、定常状態で田面水が一定の表面排水率でモデル河川に流入。申請書の記載に従い止水期間を設定。
	ドリフト経路によるモデル河川への流入については、 ①圃場群からモデル河川の支川へ一定率の飛散 ②排水路へ飛散（スプレードリフト）したものがモデル河川に流入 ③圃場群の一部から排水路へホバースプレー（航空防除の場合）
非水田のみで使用する農薬	地表流出は、相当規模の降雨によって表流水が発生し地表流出となってモデル河川に流入。
	ドリフトは水田使用農薬の①に準じる。
水田、非水田の両者に適用がある場合	水田、非水田両者のシナリオで算定。

(3) ドリフト率の算出等

ア) ドリフトの算出対象

水田使用農薬の場合、河川及び排水路へのドリフトを、非水田使用農薬の場合、河川のみへのドリフトを算出する。地上防除と航空防除によって、それぞれドリフト率を算出する。

なお、ドリフトが考えられない粒剤及びフロアブル剤（飛散しない使用法に限る）、土壌処理剤、くん蒸剤は、原則としてドリフトの算出の対象としない。

イ) スプレードリフト（地上防除）

地上防除による河川へのドリフト率は、支川の川幅を16 mとしてドイツのドリフト表（表5）の距離に対応した値（水田の場合は $5\text{ m} + 16\text{ m} / 2 = 13\text{ m}$ 、非水田の場合は $10\text{ m} + 16\text{ m} / 2 = 18\text{ m}$ ）を用いる。

表4. 地上防除における農薬ドリフト率の設定

使用場面	ドリフト率	設定根拠
水田	0.3%	耕種作物13 mの値（補間値）
非水田（果樹を除く）	0.1%	耕種作物18 mの値（補間値）
果樹	3.4%	果樹18 mの値（生育初期及び後期の平均、補間値）

なお、これまでに我が国で行われたドリフト調査の結果によれば、ドイツのドリフト表を最大値とみなしてドリフト率を設定することにおおむね問題はないものと考えられている。

表5. 農薬飛散（スプレードリフト）の割合（%、デフォルト値）

距離 (m)	耕種作物	ぶどう		果樹		ホップ	
	生育初期/後期	生育初期	生育後期	生育初期	生育後期	生育初期	生育後期
1	4						
2	1.6						
3	1.0	4.9	7.5	29.6	19.6		
4	0.9						
5	0.6	1.6	5.2	19.5	10.1	18	12.7
7.5	0.4	1	2.6	14.1	6.4	8.5	10.8
10	0.4	0.4	1.7	10.6	4.4	4.8	8.9
15	0.2	0.2	0.8	6.2	2.5	1.7	4.7
20	0.1	0.1	0.4	4.2	1.4	0.8	3.8
30	0.1	0.1	0.2	2.0	0.6	0.3	2.1
40		0.1		0.4			
50		0.1		0.2		0.1	0.3

出典：ドイツにおけるドリフト調査（Ganzelmeier et. al., 1995）

ウ) スプレードリフト (航空防除)

航空防除による農薬のドリフト率は、航空ヘリ防除における農薬散布が、a) ヘリコプター特有の押し下げ効果 (ダウンウォッシュ) を利用し、b) 風下側においてより散布境界の内側で行われることを考慮し、ドリフト率設定のために調査した下表の結果に基づいてドリフト率を設定する。

表 6. 航空防除における散布境界からの地点別の農薬ドリフト率 (%)

	散布区域境界からの距離 (m)			
	0	10	25	50
平均値 (3 地点)	23.2	2.1	1.3	1.3

出典：平成 13 年度農薬生態影響野外調査 (環境中残留調査)

表 6 の値を基に、散布区域境界からの距離とドリフト率の回帰式を求めると、

$$y = 4.6597 \cdot x^{-0.3451} \quad (R^2 = 0.9926)$$

となり、13 m のドリフト率は 1.9% となり、18 m のドリフト率は 1.7% となる。

エ) 排水路へのドリフト (水田のみ)

水田にあっては圃場群から排水路へのドリフトを算定する。なお、水田圃場群における排水路敷率を 1/150、排水路幅は 1 m とする。

地上防除の場合、排水路へのドリフトは距離 1 m のドリフト率 (4%) を用いる。

航空防除の場合、農薬は排水路に直接落下する (オーバースプレー) ので、排水路へのドリフト率は 100% とする。

PEC 算定方法

(略)

急性影響濃度に基づく登録保留基準値の設定の考え方

1 試験生物

試験種は、水域生態系における生産者を代表する藻類、一次消費者を代表する甲殻類及び二次消費者を代表する魚類の3生物群において、これら生物を代替するあるいはこれら生物群の代表的な種類の中から選択する。具体的には以下のとおりとする。

①魚類：メダカ (*Oryzias latipes*)又はコイ (*Cyprinus carpio*)

②甲殻類：オオミジンコ (*Daphnia magna*)

③藻類：緑藻 (*Selenastrum capricornutum*)

この他、環境省、農林水産省で試験法の定められている試験生物の中から、上記より感受性の高い試験生物を選択することができる。

2 試験方法

毒性評価を行うために用いる試験方法（テストガイドライン）については、環境省の協力の下に農林水産省が作成した「農薬の登録申請に係る試験成績について」（平成12年11月24日付け12農産第8147号農林水産省農産園芸局長通知）とする。この試験方法は、化学物質に関するOECDテストガイドラインに準拠したものである。

3 急性影響濃度の導出方法

(1) 急性影響濃度の導出に用いるエンドポイント

一般に急性毒性でのエンドポイントは、半数の生物に影響がある濃度が用いられており、魚類急性毒性試験では「LC₅₀」、甲殻類急性遊泳阻害試験、藻類生長阻害試験では「EC₅₀」で表されている。

現行の農薬取締法第3条第1項第6号に基づく登録保留要件は、「水産動植物の被害が発生し、かつ、その被害が著しいものとなるおそれがある」場合とされていること、諸外国における急性毒性のエンドポイントの状況、さらに登録保留基準という法律に基づく規制に根拠となるデータの信頼性を確保する必要があることを考慮し、エンドポイントとしては、魚類では「LC₅₀」、甲殻類・藻類では遊泳阻害・生長阻害に関する「EC₅₀」とする。

(2) 不確実係数の適用

毒性試験に用いる生物は、水産動植物とその餌生物の位置付けの中で必ずしも感受性の最も高い種類と断定できないこと、農薬が散布される時期は繁殖期、孵化期、幼稚仔の生育期にあたる生物が多いことなどから、毒性評価から急性影響濃度を導出する際、不確実係数を適用し、種類差を考慮する。

①魚類における不確実係数

魚類の種類間での感受性の差は、試験種として用いるメダカとニジマス、コイ、フナなど他の種類では概ね10倍以内と考えられることから、魚類の種間差を考慮した不確実係

数は「10」を採用する。

なお、感受性の高い魚類を試験種として用いた場合、剤の特性として種差が少ないことが証明される場合には、科学的に妥当な範囲で1～10の不確実係数を適用することができる。

②甲殻類に対する不確実係数

甲殻類での種類間での感受性の差は、試験種として挙げているオオミジンコと我が国に生息している甲殻類・エビ類では概ね10倍以内と考えられることから、甲殻類の種間差を考慮した不確実係数は「10」とする。なお、剤の特性として感受性の高い種とオオミジンコとの間で感受性に関して明確な種差が認められないことが証明される場合には、種間差の不確実係数を科学的に妥当な範囲で1～10の不確実係数を適用できる。

③藻類に対する不確実係数

藻類に関する感受性の差は、既往の知見から1～1000倍程度と幅の広いことが考えられるが、当該試験に用いられる緑藻 (*Selenastrum capricornutum*) は感受性が高い種として知られているため、当面、不確実係数は「1」とする。

(3) 登録保留基準値(案)の決定

急性影響濃度は、これらの魚類、甲殻類、藻類の急性毒性値に種類差を考慮した、すなわち、不確実係数で除した値の中で、最も低い値とし、これを当該農薬の登録保留基準値(案)とする。

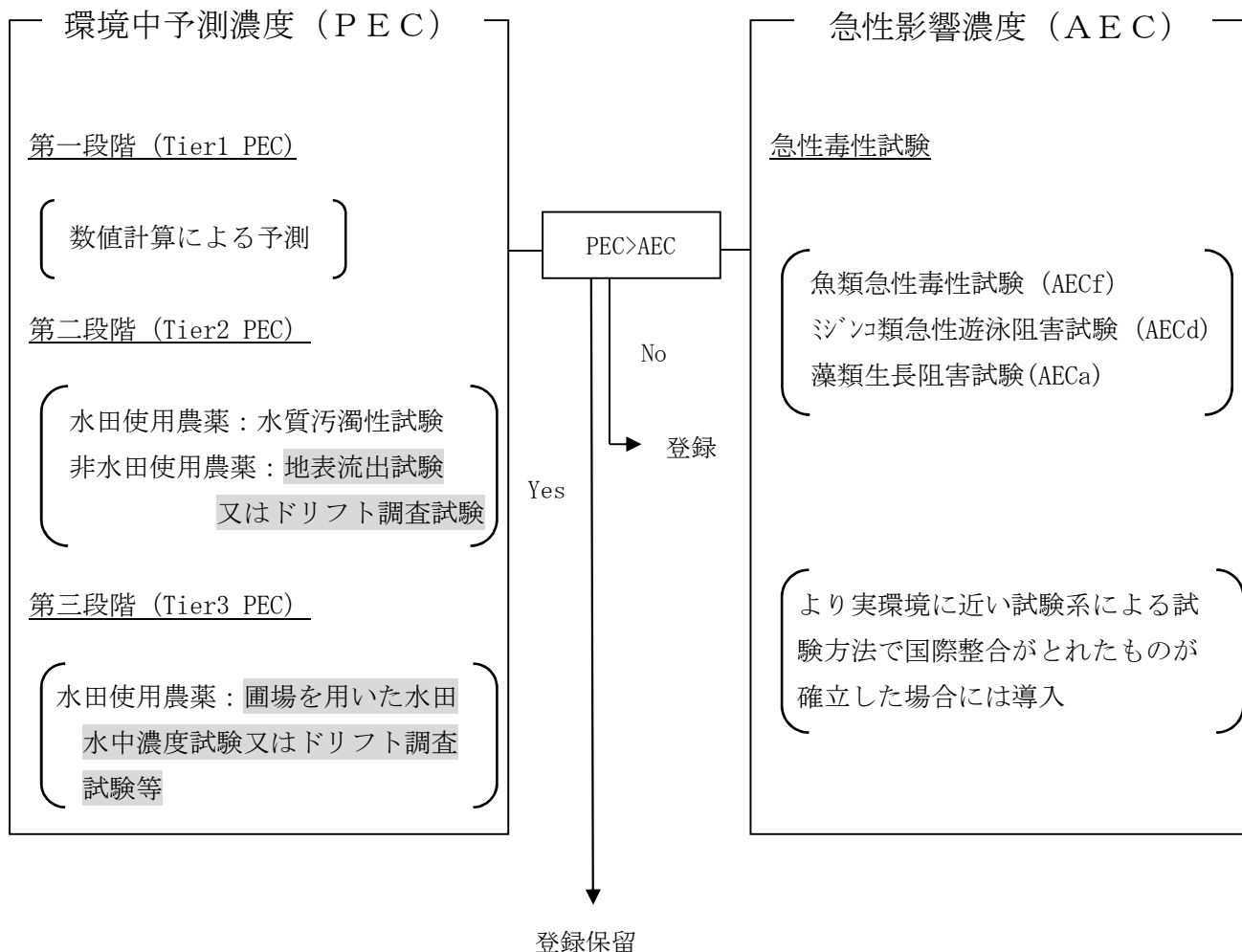
(4) 科学的知見の反映

以上の登録保留基準値(案)は、専門家による検討、中央環境審議会土壌農薬部会への諮問・答申を経て決定される。

4 その他

生態影響を考慮した登録保留基準値の設定は、現時点における知見にかんがみ、当面、以上の試験結果に基づいて行うこととするが、これらの試験方法よりもより実環境に近い試験系による試験方法(マイクロゾム試験等)の開発が進められていることから、当該試験方法についても早急に検討を行い、国際的に整合がとれたものが確立した場合には導入することが適当である。

評価スキーム体系図



※魚類急性毒性試験 $96\text{hr-LC}_{50} \times 1/10 (1 \sim 1/10) = \text{AECf}$

ミジンコ類急性遊泳阻害試験 $48\text{hr-EC}_{50} \times 1/10 (1 \sim 1/10) = \text{AECd}$

藻類生長阻害試験 $72\text{hr-EC}_{50} \times 1 = \text{AECa}$

※網掛け部分は、今後試験方法等を作成

※既登録農薬については、PEC に代えて環境モニタリング調査の結果も活用可。

(参考3)

農薬の生態影響評価の在り方に関するこれまでの環境省の報告

○～21世紀における我が国の農薬生態影響評価の方向について～中間報告（平成11年1月、環境庁水質保全局）抜粋

第3 今後の生態影響評価の基本的考え方

2. 保全すべき対象

農地では農薬の使用が当然想定され、農作業や水管理によって変化する人為的な生態系であるため、我が国の場合、農地に生息する生物を農薬の生態影響評価において保全すべき対象に含めることは、当面困難と考えられる。また、排水路を含む農業用施設の環境は、農薬以外の要因によっても大きく変動することから、農地と同様に取扱うことが適当である。なお、このことはこれらの生物の保全が不要であることを意味せず、むしろ異なった手法によって保全すべきであると考え。つまり、農地や農業用施設に生息する水生生物については、当面、農薬の生態影響評価における保全対象とはしないが、農薬の使用方法の遵守やより影響の少ない代替剤の使用など地域における生物種の重要度等に応じた個別のリスク削減対策や、さらには新しい生息環境の創出・保全を通じて生物の生息・生育の場を確保することが重要であるとの認識に至った。

ただし、農地に生息又は農地を利用している鳥類や、その餌となる生物が農薬によって汚染される場合には例外的に対象に含めて考える。なお、物質循環をつかさどる環形動物、土壌微生物に対する影響については、当面、対象とはしないが今後調査研究による科学的知見の進展が必要である。

○～我が国における農薬生態影響評価の当面の在り方について～農薬生態影響評価検討会第2次中間報告」（平成14年5月、環境省水環境部）抜粋

第3部 今後の検討課題

3. 陸域生態系及び推移帯生態系の評価手法の確立に向けた課題

(前略)

また、これまで知見の収集が不十分であった陸域生態系及び推移帯生態系影響実態の把握等基礎的データの収集、陸域及び推移帯生態の影響評価のための農薬の曝露シナリオ及び定量化のための手法の開発を進める。

さらに、農薬の散布方法等によっては、ミツバチや鳥類など陸域生態系を構成している生物に直接影響を与えるおそれのあることや、蓄積のおそれのある農薬については、その影響が食物連鎖を通じてより高次の生物の生息にも関与する可能性もあることから、陸域生物等についても、幅広くその影響の可能性を検討する必要がある。

(参考4)

主要な国、地域の農薬登録制度における生態影響に係るリスク評価の実施状況

対象生物		EU	米国	カナダ	豪州	韓国	日本
陸域	鳥類	○	○	○	○	△	△
	ほ乳類	○	○	○	○	×	×
	ハチ類	○	○	○	○	△	△
	その他の節足動物	○	×	○	○	△	△
	ミミズ	○	×	○	○	△	×
	非標的土壤微生物	○	×	×	○	×	×
	その他の非標的土壤生物	○	×	×	○	×	×
	非標的植物	○	○	○	○	×	×
水域	魚類	○	○	○	○	△	○
	無脊椎動物(甲殻類等)	○	○	○	○	△	○
	藻類	○	○	○	○	△	○
	水草	○	○	○	○	×	×

注1 ○であっても、条件によってはリスク評価を実施しない場合がある

注2 韓国の△:毒性評価又はリスク評価を実施

注3 日本の△:鳥類、ハチ類(養蜂用ミツバチ)、その他節足動物(カイコ、天敵昆虫等)に対する毒性評価を実施

注: 以下の出典を基に整理

(出典)

EU 「COMMISSION REGULATION (EU) No 283/2013」

EC 「Guidance Document on Terrestrial Ecotoxicology Under Council Directive 91/414/EEC」、「Guidance Document on tiered risk assessment for plant protection products for aquatic organisms in edge-of-field surface waters in the context of Regulation (EC) No 1107/2009」

EFSA 「Guidance of EFSA Risk assessment for birds & mammals」

USEPA 「Technical Overview of Ecological Risk Assessment – Analysis Phase: Ecological Effects Characterization」、ほか USEPA による農薬の評価書等

Health Canada 「Use Site Category (DACO Tables)」, ほか Health Canada による農薬の評価書等

APMVA「Data guidelines」、Australian Environment Agency Pty Ltd「Environmental risk assessment guidance manual for agricultural and veterinary chemicals」

「農薬の登録申請に係る試験成績について」(平成 12 年農林水産省農蚕園芸局長通知、最終改正平成 30 年3月)

農薬工業会ヒアリング(平成 29 年)

(参考5)

OECD テストガイドラインの策定状況 (生態影響関係)

平成 31 年 1 月 16 日現在

番号	試験名
205	Avian Dietary Toxicity Test 鳥類摂餌毒性試験
206	Avian Reproduction Test 鳥類繁殖試験
223	Avian Acute Oral Toxicity Test 鳥類急性経口毒性試験
213	Honeybees, Acute Oral Toxicity Test ミツバチ急性経口毒性試験
214	Honeybees, Acute Contact Toxicity Test ミツバチ急性接触毒性試験
237	Honey Bee (<i>Apis Mellifera</i>) Larval Toxicity Test, Single Exposure ミツバチ(セイヨウミツバチ)幼虫毒性試験 単回ばく露
245	Honey Bee (<i>Apis Mellifera</i> L.), Chronic Oral Toxicity Test (10-Day Feeding) ミツバチ慢性経口毒性試験(10日間給餌)
246	Bumblebee, Acute Contact Toxicity Test マルハナバチ急性接触毒性試験
247	Bumblebee, Acute Oral Toxicity Test マルハナバチ急性経口投与毒性試験
228	Determination of Developmental Toxicity to Dipteran Dung Flies (<i>Scathophaga stercoraria</i> L. (<i>Scathophagidae</i>), <i>Musca autumnalis</i> De Geer (<i>Muscidae</i>)) ハエ類発生毒性試験
220	Enchytraeid Reproduction Test ヒメミズ繁殖試験
225	Sediment-Water Lumbriculus Toxicity Test Using Spiked Sediment オヨギミズ底質毒性試験(底質添加)
207	Earthworm, Acute Toxicity Tests ミミズ急性毒性試験
222	Earthworm Reproduction Test (<i>Eisenia fetida</i> / <i>Eisenia andrei</i>) ミミズ繁殖試験
231	Amphibian Metamorphosis Assay 両生類変態アッセイ
241	The Larval Amphibian Growth and Development Assay (LAGDA) 幼若期両生類成長発達試験
226	Predatory mite (<i>Hypoaspis</i> (<i>Geolaelaps</i>) <i>aculeifer</i>) reproduction test in soil 捕食性ダニ土壌繁殖試験
232	Collembolan Reproduction Test in Soil トビムシ類土壌繁殖試験
216	Soil Microorganisms: Nitrogen Transformation Test 土壌微生物窒素無機化試験
217	Soil Microorganisms: Carbon Transformation Test 土壌微生物炭素無機化試験
224	Determination of the Inhibition of the Activity of Anaerobic Bacteria 嫌気性バクテリア活性阻害試験
208	Terrestrial Plant Test: Seedling Emergence and Seedling Growth Test 陸生植物発芽生長試験

番号	試験名
227	Terrestrial Plant Test: Vegetative Vigour Test 陸生植物活性試験
203	Fish, Acute Toxicity Test 魚類急性毒性試験
210	Fish, Early-Life Stage Toxicity Test 魚類初期生活段階毒性試験
212	Fish, Short-term Toxicity Test on Embryo and Sac-Fry Stages 魚類胚・仔魚短期毒性試験
215	Fish, Juvenile Growth Test 魚類稚魚成長試験
229	Fish Short Term Reproduction Assay 魚類短期繁殖毒性試験
230	21-day Fish Assay 魚類 21 日間スクリーニング試験
234	Fish Sexual Development Test 魚類性成熟毒性試験
236	Fish Embryo Acute Toxicity (FET) Test 魚類受精卵急性毒性試験
240	Medaka Extended One Generation Reproduction Test (MEOGRT) メダカ拡張一世代繁殖試験
202	Daphnia sp. Acute Immobilisation Test ミジンコ類急性遊泳阻害試験
211	Daphnia magna Reproduction Test オオミジンコ繁殖試験
218	Sediment-Water Chironomid Toxicity Using Spiked Sediment ユスリカ底質毒性試験(底質添加)
219	Sediment-Water Chironomid Toxicity Using Spiked Water ユスリカ底質毒性試験(水中添加)
233	Sediment-Water Chironomid Life-Cycle Toxicity Test Using Spiked Water or Spiked Sediment ユスリカライフサイクル底質毒性試験(水中添加又は底質添加)
235	Chironomus sp., Acute Immobilisation Test ユスリカ類急性遊泳阻害試験
221	Lemna sp. Growth Inhibition Test ウキクサ生長阻害試験
238	Sediment-Free Myriophyllum Spicatum Toxicity Test 底質なしの水草(フサモ)の毒性試験
239	Water-Sediment Myriophyllum Spicatum Toxicity Test 水草(フサモ)毒性試験
201	Freshwater Alga and Cyanobacteria, Growth Inhibition Test 淡水藻類及びシアノバクテリアの生長阻害試験
242	Potamopyrgus antipodarum Reproduction Test コモチカワツボ繁殖試験
243	Lymnaea stagnalis Reproduction Test セイヨウモノアラガイ繁殖試験
209	Activated Sludge, Respiration Inhibition Test (Carbon and Ammonium Oxidation) 活性汚泥呼吸阻害試験(炭素及びアンモニウム酸化)
244	Protozoan Activated Sludge Inhibition Test 活性汚泥中原生動物阻害試験

(出典) OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2 Effects on Biotic Systems

(参考6)

農薬取締法の一部を改正する法律案に対する附帯決議（抜粋）

○衆議院農林水産委員会（平成30年5月31日）

農薬は、農産物の安定生産に必要な生産資材であるが、その販売・使用については最新の科学的知見を的確に反映し、安全性を向上させることが不可欠である。

よって、政府は、本法の施行に当たり、左記事項の実現に万全を期すべきである。

- 一 登録された農薬の再評価制度の実施に当たっては、農薬の安全性の更なる向上を図ることを旨として行うこと。また、農薬に係る関係府省の連携を強化し評価体制を充実するとともに、新規農薬の登録に遅延が生じないようにすること。
- 二 最新の科学的知見に基づく定期的再評価又は随時評価により、農作物等、人畜又は環境への安全性等に問題が生ずると認められる場合には、当該農薬につき、その登録の内容の変更又は取消しができるようにすること。また、定期的再評価の初回の評価については、可及的速やかに行うこと。
- 五 生活環境動植物についてのリスク評価手法を早急に確立し、登録の際に必要となる試験成績の内容等を速やかに公表すること。

○参議院農林水産委員会（平成30年6月7日）

農薬は、農産物の安定生産に必要な生産資材であるが、その販売・使用については最新の科学的知見を的確に反映し、安全性を向上させるとともに、人の健康や環境への影響を考慮し、安全かつ適正に使用していくことが不可欠である。

よって、政府は、本法の施行に当たり、次の事項の実現に万全を期すべきである。

- 一 登録された農薬の再評価制度の実施に当たっては、農薬の安全性の更なる向上を図ることを旨として行うこと。また、農薬に係る関係府省の連携を強化し評価体制を充実するとともに、新規農薬の登録に遅延が生じないようにすること。
- 二 最新の科学的知見に基づく定期的再評価又は随時評価により、農作物等、人畜又は環境への安全性等に問題が生ずると認められる場合には、当該農薬につき、その登録の内容の変更又は取消しができるようにすること。また、定期的再評価の初回の評価については、可及的速やかに行うこと。
- 五 農薬の登録制度の見直しにおいて、農薬メーカーの負担にも配慮し、農業者への良質かつ低廉な農薬の提供を推進すること。
- 六 生活環境動植物についてのリスク評価手法を早急に確立し、登録の際に必要となる試験成績の内容等を速やかに公表すること。

(参考7)

関係告示

○昭和46年3月2日農林省告示第346号（以下「基本告示」という）（抜粋）

三 法第三条第二項第三号の事項についての申請書の記載に従い当該農薬を使用することにより、当該農薬が公共用水域（水質汚濁防止法（昭和四十五年法律第百三十八号）第二条第一項に規定する公共用水域をいう。以下同じ。）に流出し、又は飛散した場合に水産動植物の被害の観点から予測される当該公共用水域の水中における当該種類の農薬の成分の濃度（以下「水産動植物被害予測濃度」という。）が、当該種類の農薬の毒性に関する試験成績に基づき環境大臣が定める基準に適合しない場合は、法第四条第一項第八号（法第三十四条第六項において準用する場合を含む。）に掲げる場合に該当するものとする。

備考

2 水産動植物被害予測濃度は、当該種類の農薬が、その相当の普及状態のもとに法第三条第二項第三号の事項についての申請書の記載に従い一般的に使用されるとした場合に、次の要件のすべてを満たす地点の河川の水中における当該種類の農薬の成分の濃度を予測することにより算出するものとする。

イ 当該地点より上流の流域面積が概ね百平方キロメートルであること。

ロ 当該地点より上流の流域内の農地の面積が、水田にあつては概ね五百ヘクタール、畑地等にあつては概ね七百五十ヘクタールであること。

○基本告示第3号に規定する「環境大臣の定める基準」（抜粋）

水産動植物の被害防止に係る農薬登録基準（平成18年環境省告示第143号）

昭和四十六年農林省告示第三百四十六号（農薬取締法第四条第一項第六号から第九号までに掲げる場合に該当するかどうかの基準。以下「告示」という。）第三号の環境大臣が定める基準は、次の表の農薬の成分の欄に掲げる農薬の成分の水産動植物被害予測濃度（告示第三号に規定する水産動植物被害予測濃度をいう。）が、それぞれ同表の基準値の欄に定める濃度を超えないこととする。

農薬の成分	基準値
(略)	(略)
メチル＝1－（ブチルカルバモイル）ベンゾイミダゾール－ 2－イルカルバマート（別名ベノミル）	35 µg/l

(注) 表は、平成30年9月21日改正時の抜粋

(参考8)

環境基本計画

○第4次環境基本計画（平成24年4月27日閣議決定）抜粋

第2部 今後の環境政策の具体的な展開

第1章 重点分野ごとの環境政策の展開

第9節 包括的な化学物質対策の確立と推進のための取組

3. 施策の基本的方向

(3) 重点的取組事項

①科学的なリスク評価の推進

農薬については、水産動植物以外の生物や個体群、生態系全体を対象とした新たなリスク評価が可能となるよう、科学的知見の集積を図りつつ、検討を進める。

○第5次環境基本計画（平成30年4月17日閣議決定）抜粋

第1部 環境・経済・社会の状況と環境政策の展開の方向

第3章 環境政策の原則・手法

1. 環境政策における原則等

○リスク評価と予防的な取組方法の考え方

(前略)

問題の発生の要因やそれに伴う被害の影響の評価、又は、施策の立案・実施においては、その時点での最新の科学的知見に基づいて必要な措置を講じたものであったとしても、常に一定の不確実性が伴うことについては否定できない。しかし、不確実性を有することを理由として対策をとらない場合に、ひとたび問題が発生すれば、それに伴う被害や対策コストが非常に大きくなる場合や、長期間にわたる極めて深刻な、あるいは不可逆的な影響をもたらす場合も存在する。

このため、このような環境影響が懸念される問題については、科学的に不確実であることをもって対策を遅らせる理由とはせず、科学的知見の充実に努めながら、予防的な対策を講じるという「予防的な取組方法」の考え方に基づいて対策を講じていくべきである。(後略)

第2部 環境政策の具体的な展開

第3章 重点戦略を支える環境政策の展開

4. 環境リスクの管理

(2) 化学物質管理

⑤農薬の生態影響評価の改善

農薬については、国民の生活環境の保全に寄与する観点から、従来の水産動植物への急性影響に関するリスク評価に加え、新たに長期ばく露による影響や水産動植物以外の生物を対象としたリスク評価手法を確立し、農薬登録制度における生態影響評価の改善を図る。