

～ 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

目 次

はじめに

第 1 生態影響評価の基本的視点	1
1 . 生態影響及び生態影響評価の概念	1
2 . 農薬と生態影響	1
3 . 我が国の生態系の成立条件	2
第 2 農薬の生態影響に関する制度・仕組み	3
1 . 我が国の制度の概要	3
2 . 欧米各国等の制度・仕組み	5
3 . 農薬の生態影響評価をめぐる我が国の農薬制度の現状と課題	8
第 3 今後の生態影響評価の基本的考え方	10
1 . 対象農薬	10
2 . 保全すべき対象	10
3 . 基本的考え方	10
第 4 生態影響の新評価システム	12
1 . 有害性（毒性）評価	12
2 . 曝露量評価	14
3 . リスク判定	19
4 . リスク管理	19
第 5 今後の検討課題	21
農薬生態影響評価検討会名簿	23
農薬生態影響評価検討会開催状況	23
資料編	24

はじめに

農薬は、植物防疫のための農業資材の1つで、生理活性（病害虫の防除効果等）を持つ化学物質であり、農地等の開放系で使用されることから環境への漏出を完全に抑制することは困難であり、農地周辺の野生生物に影響を与え、その生態系の機能と構造に変化をもたらすおそれがある。

我が国における農薬登録制度の事前評価では、現在のところ、生態系を構成するわずかな生物しか対象としておらず、野生生物や生態系に対する影響、いわゆる生態影響を評価するシステムはまだ整備されていない。

一方、多くの欧米各国では、農薬の登録段階でこのような生態影響を評価する仕組みが整備されている。我が国においても登録に先立って農薬の環境動態及び生態影響を事前に評価し、有害な影響を回避することが重要となっている。

このため、平成10年2月、環境庁水質保全局に「農薬生態影響評価検討会」（座長：須藤隆一東北大学教授）を設置し、農薬の生態影響評価のあり方について検討を開始した。本検討会では、平成10年10月までに計4回開催し、農薬の生態影響に関し、我が国における現行制度の役割と課題を明らかにしつつ、農薬の新しい生態影響評価の枠組みや農薬の生態系への影響を可能な限り小さくするための方策について検討を行ってきた。

この報告書は、農薬の生態影響評価のあり方についての基本的な考え方を中心に、これまでの検討結果を中間的に取りまとめたものである。今後、この中間報告書の内容をさらに充実、施策の具体化に向けた検討を行っていくこととしている。

第1 生態影響評価の基本的視点

1. 生態影響及び生態影響評価の概念

農薬による生態影響とは、過去、現在、未来において起こった、あるいは起こりうる、生物種又は生態系¹⁾に対する有害な影響²⁾であり、生態影響評価とは、その生態影響が生じる可能性を予測することである。

人を生態系の頂点に位置づけ生態系の一員とする考え方が一般的であるが、人への健康影響については特別の配慮を必要とすること、人への影響が生じないレベルであっても他の生物や生態系に対して影響が及ぶ可能性があること等を考慮すると、農薬の生態影響評価としては人を除く生物種と生態系を対象とする。しかも、生態影響を人の健康影響への前段階として評価するのではなく、生物種や生態系そのものへの影響として捉えることとする。

2. 農薬と生態影響

(1) 農薬による生態影響の特徴

農薬曝露によって生物種が受ける影響には、曝露された生物種が直接あるいは間接的に受ける急性的及び慢性的影響、二次的影響がある。また、生態系においては食物連鎖に伴う生物濃縮があり、下位種に対しては低濃度の曝露であってもそれらの生物を餌とする食物連鎖の上位の生物種に対して思わぬ有害な影響を与えるおそれがある（資料1参照）。このような相互作用のネットワークに作用する予知しがたい結果をもたらすのが生態影響の特徴といえる。

(2) 生態影響の要因特定の困難さ

野外で観察される生態影響は、農薬によるものばかりでなく、開発等による生息環境の消失、公共用水域における水量・水質の変化（有機汚濁の増大や溶存酸素量の低下、農薬以外の化学物質による汚染等）など多様な要因が同時に関与するため、原因を特定することが困難である。また、各要因の重みを整理することも難しい。さらに、従来の野外調査は森林や保護区のような野生生物にとってかなり条件の良い地域を対象としたものが多く、農薬の影響を受けていると思われる河川、湖沼等での野生生物の生息数及び散布後の消長などを詳細に把握したものは少ない。

¹⁾：生態系とは、無機的環境とそれによって立つ生物群集の総体で、エネルギー流によって特徴づけられる栄養段階や物質循環がつくりだす自然系という定義が一般的である。

²⁾：例えば、生物種の死亡、毒性学的影響等による非標的生物の個体数の不可逆的な減少、又はそれらから生じる個体群や生態系レベルの機能の攪乱等をいう。

3. 我が国の生態系の成立条件

我が国における農薬の生態影響評価のあり方を検討するに当たっては、欧米各国の考え方や採用されている方式を機械的にそのまま導入するのではなく、以下に示す我が国特有の生態系の成立条件を十分踏まえた上で、我が国に適した評価システムを確立するものでなければならない。

ア) アジアモンスーンに起因する気候条件の違い

我が国はアジアモンスーンの影響を受け、一般に高温多湿で四季の変化が明瞭である。降水量は平均約1700mmと世界的にも多く³⁾、しかも夏場を中心とする。冬季に降雪が多い地域では春先に雪解け水となって河川に流出する。

イ) 地形条件と土地利用の違い

我が国の地形は傾斜地が多く大きな平野は少ない。国土の2/3を森林が占め、約13%が農地である。河川は一般に短く流速が速く、しかも河川流量の変動が大きい。農地の大半を占める水田には用排水路が巡らされ、水系として河川、湖沼、ため池と連続している。このため、水田や排水路にも水生生物の生息が可能であるが、近年の圃場整備の進展によって非かんがい期には水がない場合が多い。水田に供給されるかんがい水や雨水は地下浸透や蒸発散等によって一部失われるが多くは排水として排水路を通じて公共用水域に還流する。一方、畑地では5～9月を中心に多量の降雨により地表流出が発生しやすい⁴⁾。

ウ) 農薬の地表流出等の違い

農薬の主な使用時期が降雨の多い時期と重なることから、上記ア)及びイ)により、農薬の地表流出が生じやすいが、一方、その時期の増水した河川水等で希釈されやすく、この水は速やかに流下して海域に達する。

エ) 生息する生物の違いと多様性

上記の気候条件を反映して、本来、我が国の生物の種類は豊富でしかも出現種の季節変動が大きく、また、夏季のバイオマス量の増大も大きいため、一旦影響を受けても生態系の回復は比較的早い。

オ) 生態系保全をめぐる諸条件

我が国は平野部の少なさもあり土地利用の競合又は重層がみられ、農業活動

³⁾：欧米各地の年間降水量は平均700～800mm程度で、多いところでも1000mm程度である。

⁴⁾：傾斜畑における年間の地表流出の発生回数は、まとまった降雨のみられる5～9月に集中しており、多い地域で年間約20回、少ない地域では5回程度と推定される。

の場所と野生生物の生息空間が明確に分離されているわけではない。

第2 農薬の生態影響に関する制度・仕組み

1. 我が国の制度の概要

農薬は、農薬取締法に基づき、登録を受けなければ販売できないシステムとなっており、我が国で販売される農薬は、毒性、残留性等についての審査を行い、その結果、農薬登録に当たって必要な要件（この要件を満たさない場合は登録が保留されることから、登録保留基準⁵⁾と呼ばれている。）を確認した上で登録されている。このうち、水産動植物の被害を防止する観点から登録保留基準が設定されている。また、水産動植物に有害な農薬はその旨を製品に表示することが義務づけられている。これらの概要は次のとおりである。

(1) 事前評価による被害の未然防止

ア 水産動植物に対する毒性に係る登録保留基準

我が国の農薬制度は野生生物全般や生態系への影響を事前評価するといった制度ではないものの、水産動植物に対する被害防止の観点から登録を保留すべきかどうかの基準を次のように定めている。

次の2つの条件を全て満たす場合、農薬の登録が保留される。ただし、当該農薬が水田において使用されないもの及び使用方法からみて安全と認められる場合は適用されない。

(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

$$\frac{\text{コイに対する48時間のLC50 (ppm)}}{10 \text{ a 当たりの有効成分投下量 (kg)}} \geq 1$$

1

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

この基準の創設は農薬による水産動植物への被害の防止に貢献した。一方、この基準は、農薬の種類にかかわらず一律の基準(0.1ppm)として設定され当該農薬の安全性評価に環境中の農薬量が十分考慮されていないこと、畑や果

⁵⁾ この登録保留基準には作物残留、土壌残留、水質汚濁、水産動植物の被害に係るもの等がある。

樹園等に使用する農薬については、水田で使用するものに比べて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、田面水中で分解が早い農薬は魚毒性が強くても本号に該当しないことが特徴としてあげられる。

イ 魚毒性に基づく分類と表示（注意事項）

農薬取締法に基づく登録検査の結果、水産動植物に有毒であるとされたものはその旨を記載し被害防止上の注意を付記することになっている。その際、コイとミジンコ類のLC50値を用いて、以下のとおり分類されており、その区分ごとに農薬個々の使用場面、剤の特性、危険度等をも踏まえ必要な注意事項を申請書及び製品のラベルに記載することになっている。

コイ ^{注1} (LC50) / ミジンコ ^{注2} (LC50)	> 10	0.5 < LC50 ≤ 10	0.5
> 0.5	A	B	C
0.5	B	B	C

注1：コイに対する48時間後のLC50値

注2：ミジンコ類に対する3時間後のLC50値

備考1：B類に属する農薬のうち、水田に適用、または航空防除に供されるもので、次の3つの条件のうちいずれかに該当するものはBs類に分類される。

- (a)コイに対する48時間後のLC50値が2ppm以下のもの。
- (b)コイを除く魚種(ドジョウ、コイ等)に対する48時間後のLC50値が0.5ppm以下のもの。
- (c)ヒメダカに対して0.5ppm以下の濃度で背曲がり、平衡失調等の特異な影響を与えるもの。

2：C類：水田使用不可(但し育苗箱施用を除く)。

3：各分類毎に表示される注意事項の例としては、次のようなものがある。

- ・A類；「通常の使用方法では問題がない。」
- ・B類；「魚介類に影響を及ぼすが、通常の使用方法では問題がない」（畑地一般散布剤、展着剤）、「魚介類に影響を及ぼすので養魚田での使用は避けること」（水田散布剤）
- ・Bs類；「魚介類に対する比較的強い影響を及ぼすので、養魚田及び養魚池などの周辺での使用は避けること。」（備考1の(a)の場合）、「には特に影響を及ぼすので、養魚池などの周辺での使用は避けること。」（備考1の(b)の場合）、比較的low濃度でも魚が平衡失調などを起こすので、養魚池などの周辺での使用は避けること。」（備考1の(c)の場合）
- ・C類；「魚介類に強い影響を及ぼすので河川、湖沼、海域及び養魚田などに本剤が飛散、流入するおそれのある場所では使用しないこと」（畑地一般散布剤）、「魚介類に強い影響を及ぼすので施設内で使用する場合は、その場所に魚介類を飼っている水槽を置かないこと」（くん煙、フローダスト剤等）。

ウ 水生生物以外の環境生物

農薬の登録申請に際しては、上記のコイ、ミジンコのほか、必要に応じて、ミツバチ、カイコ、有用昆虫(天敵等)の試験成績が提出されている。この提出された試験成績に基づきミツバチ、カイコなどに対する使用上の注意事項を

製品ラベルに記載させている。

(2) 使用段階での農薬規制

農薬は事前評価ばかりでなく、製造、販売、使用の各段階での規制等によりその安全性が確保されている。

登録農薬のうち、不適切な使用によって水産動植物への被害を生ずるおそれがある場合、農薬を使用する者が遵守することが望ましい基準（農薬安全使用基準）を定め、都道府県等において適正使用の指導に反映させている。また、相当広範囲でまとまって使用されるときに、著しい水産動植物への危害が発生するおそれがあるものは水質汚濁性農薬⁶⁾へ指定し、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。

2. 欧米各国等の制度・仕組み

(1) 欧米各国の制度の概要

A 制度導入の背景

第二次大戦後、農薬の使用は急速に増大し、有機塩素系農薬が食糧増産を目的として病害虫及び雑草の防除のため広範囲にわたって使用された。1950年代には野生生物（猛禽類等）に対して生息数の減少や生殖能力の喪失、卵の殻が薄くなるなど化学物質による深刻な影響を引き起こすに至った。そこで、欧米各国では野生生物に対する影響の事前評価や注意事項の表示をはじめとした規制措置を講じるようになった。

I 制度

米国では連邦殺虫剤殺菌剤殺鼠剤法(Federal Insecticide, Fungicide and Rodenticide Act; FIFRA)に基づき農薬登録に際し野生生物への影響に関するデータが要求されている。その登録基準は、当該農薬が環境に対するかなりの悪影響(FIFRA 3(c)(5))を及ぼすことなくその意図する効果を発揮することを求めており、EPAは農薬の規制を決定するに当たって当該農薬の使用に伴う経済的、社会的及び環境面のコストと便益を考慮に入れた上で判断することとしている。また、有用な農薬を早期に販売できるように試験的に使用を許可する制度がある。これは、仮登録の段階では基本的な試験だけで上市が可能で、その後、販売状況等を考慮して残りのデータを求める制度である。また、登録後であっても特別の再検討や新たな科学的知見を踏まえた再評価を行った上での

⁶⁾：現在、我が国で登録されている農薬のうち、水産動植物に対する被害防止の観点から水質汚濁性農薬に指定されているものはベンゾエピン、ロテノン（以上、昭和46年指定）の2農薬である。

再登録が行われている。

一方、EU諸国では加盟各国によって多少の差異はあるものの、基本的な部分は共通の制度的枠組みが構築されており、EC指令に基づき各加盟国で国内法を整備している。例えば、ドイツは植物防疫法に基づき農薬の生態毒性に関するデータ要求が行われている（資料2参照）。

ウ データ要求と試験法ガイドライン

いずれの国でも、農薬の生態影響評価に必要なデータは農薬の登録の申請者が提出することになっている。登録に必要なデータやデータを得るための試験方法（試験法ガイドライン）に関する規定が整備されている。

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コズム試験、メソコズム試験、野外試験、モニタリングを用いて評価している。一方、陸生生物の生態毒性試験については、鳥類、有用昆虫（ミツバチ）、ミミズ、土壌微生物、陸生植物等の試験が行われている。なお、試験法ガイドラインが未確定の試験等については、実施すべき試験の種類と条件について申請者が実施前に当局と調整するシステムがある。

I 評価手法

欧米では、毒性学的有害性と、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段階における簡便な試験成績による評価から始まり、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、より精密な試験等を行い得られた結果を用いて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、LC50、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⁷⁾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（コンピュータシミュレーション）の導入が進んでいる。

⁷⁾：ドリフトとは散布された薬剤が気流や風などにより非標的域に浮遊、飛散することを指す。

オ 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う。

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。

カ 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。

このようなリスク便益分析は、農薬登録において、各国の農業生産の重要性や農業者の利益等にも配慮することを目的とし、また、これに対する社会的合意を前提として成り立つものであり、このようなシステムのない我が国に生態影響評価制度を導入するに当たってはこの点を十分考慮する必要がある。

(2) 経済協力開発機構（OECD）の取組

OECDでは従来より化学物質の管理に関し化学物質の試験方法（試験法ガイドライン）、GLP（Good Laboratory Practice；優良試験所指針）、化学物質のリスク削減等の分野で活動してきている。1994年より開始された農薬プログラム及び関連するプロジェクトでは、データ要求に関する国際調和を図るため、データと評価に係る様式の統一や、健康影響（毒性）、環境運命、生態毒性等に係る試験法ガイドラインの開発等を進めている。これは、先進国における科学技術の水準を踏まえ、試験法の国際的な標準化を図ろうとするものである。生態毒性に関しては、水生生物や陸生生物を対象とした室内試験、野外試験の策定に関する活動（資料3参照）のほか、生態影響に関連する分野として環境曝露量予測のためのモデリングや農薬の曝露評価に関する検討を行っている。

OECDで策定された試験法ガイドラインはEUを中心として加盟各国によって順次採用されている。また、我が国も適切な試験法を導入するだけでなく国際的な標準化の活動に積極的に貢献していくことも重要である。

3. 農薬の生態影響評価をめぐる我が国の農薬制度の現状と課題

(1) 新たな状況

農薬の生態影響については以下のような新たな状況が生まれている。

野生生物や生態系の保全に対する国民の関心の高まり

近年、国民の間で希少な生物種を含む野生生物種や個体群のみならず生態系レベルの保全の重要性が広く認識されている。中でも、身近な環境に生息する野生生物種や生態系への様々な影響に対する関心は高まっている。また、目に見える生物ばかりでなく物質循環に果たす土壌中生物の役割等、生態系に対する理解も深まってきている。

生態影響及び曝露量の評価に関する科学的知見の集積

これまでの調査研究により、農薬による水生生物への影響（藻類の増殖阻害やミジンコ個体数の減少）と一定期間後の回復性の双方が野外で確認されたり、僅かではあるが複数の生態系への影響が解明されてきている。このように農薬の生態影響については、メカニズムの解明と評価手法に進展がみられている。一方、環境中の農薬濃度の推定方法についても、例えば、農薬の水質汚濁に係る登録保留基準を設定するための模擬水田を用いた水中残留試験や、大学、都道府県、環境庁等で実施している農地、ゴルフ場等から公共用水域等への農薬流出に関する実態解明によって定量的に予測するための条件が整いつつある。

内分泌攪乱作用の新たな環境毒性について

野生生物への生殖・発生障害等が、ある種の化学物質や野生生物の内分泌系を攪乱することによって引き起こされたものである可能性があり、いわゆる内分泌攪乱作用という新たな毒性が国際的に注目を集めている。これらの毒性については、世界的にもOECD等において当該作用を検出するための試験法の開発等が始まったばかりであり、これまでの科学的知見は十分ではない。今後、国際的な取組と連携しつつ当該作用に係る調査研究の推進が必要である。

(2) 農薬の生態影響評価をめぐる我が国の現行制度の課題

農薬の生態影響評価をめぐる現行制度の課題を列挙すると以下のものがある。

試験法の国際調和の必要性

我が国でも、水生生物種の一部（魚類、ミジンコ、藻類）に関しOECDに準拠した急性毒性試験法ガイドライン案がそれぞれ策定されている。しかし、OECD主要加盟国の整備状況に比較して、農薬の環境動態や生態毒性に関する

る試験法ガイドラインは十分整備されているとはいえない。今後とも国際的な整合性を図りつつ、必要な試験法・評価法の整備が不可欠である。

また、農薬に対するG L P制度については、我が国ではほ乳類等を用いた毒性試験だけに適用しているが、欧米諸国では既に農薬の安全性評価に関して行政当局に提出する多くの試験に適用しており、我が国でも国際調和の観点から各種試験ガイドラインの見直しとG L P適用の拡大を図る必要がある。

我が国の自然条件を反映した生態影響評価の必要性

農薬は国際流通する商品であり、複数国での登録の取得を念頭に開発されることが多くなっており、多くの場合、複数国のデータ要求に合った試験成績を整備するケースがほとんどである。少雨・畑作という条件下にある欧米各国における制度で必要な試験と生態影響評価が行われた農薬であっても我が国で登録しようとする場合、データ要求の国際調和とともに、我が国の自然条件等を的確に反映した評価が求められる。

魚毒性評価に由来する課題

最近、少ない薬量で高い効果を示す除草剤等が増えつつあり、非標的生物に活性が高い農薬であっても投下量自体が少なければリスクは小さく、従来の魚類やミジンコへの有害性を指標とした評価では十分ではない可能性がある。このため、通常の使用方法に基づき使用した場合にいくつかの生物種に対する有害性について曝露量の予測も含めて総合的に評価することが求められている。

評価基準・規制方法の透明化

ミツバチ、カイコ等のように登録時にデータ要求しているにも拘わらず、その評価法と評価基準を明確に定めていない分野についても明確なガイドラインを示す必要がある。

モニタリング制度の必要性

環境中の農薬濃度等を把握するためのモニタリング調査は自主的に実施されているものの制度化されていない。また、モニタリング結果を事前評価に反映する仕組みも未整備である。

生物農薬の評価の必要性

最近注目されている生物農薬（天敵農薬、微生物農薬等）については、適切な評価の仕組み等を確立する必要がある。

第3 今後の生態影響評価の基本的考え方

以上のような国際的動向や我が国の現状と課題を踏まえると、欧米各国の評価システムを参考としつつも、我が国の自然的、社会的な諸条件を勘案したシステムを構築すべきである。今後の生態影響評価の推進方策の基本的考え方は以下のとおり。

1. 対象農薬

対象農薬については、生態影響の未然防止と実効性の確保の観点から、農薬取締法で定義される農薬を対象とすべきである。この中には、化学合成農薬に加えて、増殖性や移動性を有し非標的生物や生態系に影響をもたらす可能性がある生物農薬（天敵農薬、微生物農薬等）も含まれる。なお、化学合成農薬とは性質の異なる生物農薬の評価システムは別に検討する必要がある⁸⁾。

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的环境は、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られる。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。

3. 基本的考え方

(1) 生態影響評価の現実的なアプローチ

魚類、ミジンコ、藻類のような単一生物種に対する毒性試験の結果から生態影響を推定することは難しく、物質循環や生物間相互作用を含有した多種生物

⁸⁾：微生物農薬の試験法は既に策定されており、天敵農薬の環境影響評価ガイドラインも別途、検討中である。

系試験としてのマイクロゾウム試験やメソゾウム試験等の整備が必要であるとの指摘があるが、このような試験法については、限定された物質と生物種の組合せであることから、今後、より高等生物も含めた試験法を確立するための研究の推進を図る必要がある。したがって、現段階では、再現性のある急性又は慢性の試験データを主として評価に用いるものとする。

(2) 新評価システムの仕組み

我が国における今後の生態影響評価については、下図のように、化合物固有の毒性の強さと、生物種が被るとされる農薬の曝露量を個別に検討し、その結果を比較することによってリスクを評価する方法が適当である。また、評価は登録保留基準と、使用方法（使用場所、使用量等）及び表示（使用上の注意事項）の両方を組合せたスキームとすべきである。なお、生態影響を無影響濃度と曝露量で評価する場合、生物濃縮についても十分な配慮が必要である。

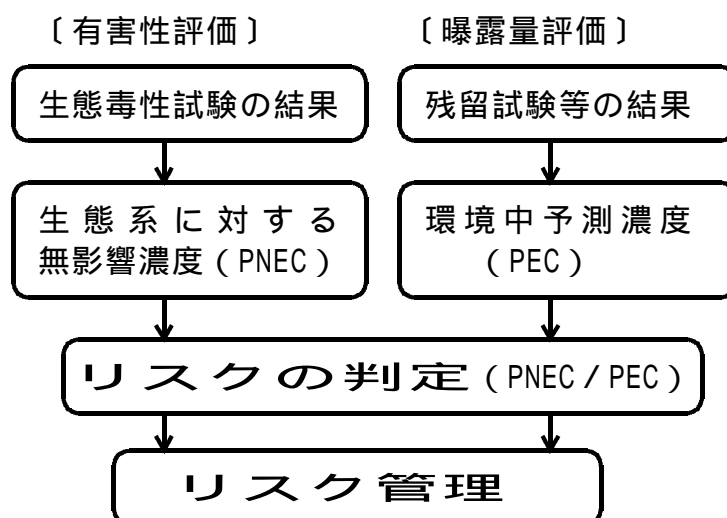


図 生態影響の新評価システムの概念

(3) 段階的アプローチ

生態影響に関する要求データは規制当局が決めるものの、コストと時間を考慮して毒性と曝露量に係る試験等を段階的に行う手法が適当と考えられる。

最初の評価段階では、急性毒性の試験結果を基に求められた予測無影響濃度と、最悪のケースを想定して比較的簡易なモデル計算による環境中予測濃度とを比較し評価する。次の段階では環境中予測濃度の算定に必要な試験を要求し、その結果を基に評価を行う。その結果、評価基準値をクリアーできれば登録可とし、クリアーできない場合、クリアーできるようなリスク削減対策（剤型の改良や使用方法等の変更）を選択するか、あるいは次の段階としてコストと時間はかかるもののより実態に近い影響評価ができるような試験を実施し、その

結果に基づき再度評価を行うものである（資料4参照）。

第4 生態影響の新評価システム

新評価システムの基本的考え方に則り、農薬の生態影響評価に係るより具体的な方向を示すと以下のとおりである。

1. 有害性（毒性）の評価

有害性は、生態毒性試験の結果によって得られる。生態毒性試験は、薬剤の特性を考慮して供試生物や試験期間を選択することが肝要である。その場合、可能な限り、長期影響、最も感受性の高い供試生物種、最も感受性の高いライフステージ又は標的器官を考慮して実施されることが望ましい。

(1) 供試生物種の選定

室内試験に供する対象生物種を選定するに当たっては、生態系を構成する多くの生物種の中から、環境中における代表的生物であること（広域分布、高頻度出現等）、生態系の中で重要な位置を占めていること、生物生産面で重要な種であること、生物の感受性が高いこと、継代飼育（安定供給）の可能性、実験結果が実際の環境に適用できること等を考慮することが望ましいとされている。しかし、これらの条件を全て満たす生物の選定は現実には極めて難しく、生態系を構成する生物種とその機能の多様性を考慮しつつ、感受性の高い種類の中からいくつかの代表的生物種を選ぶことになる。例えば、水域環境では、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水生無脊椎動物（ミジンコ）及び二次消費者を代表する魚類をはじめ、水生昆虫、底生生物、水生植物⁹⁾、また、陸域環境における、ほ乳類、鳥類、は虫類、両生類、昆虫類、土壌生物¹⁰⁾、陸生植物のほか、授粉昆虫¹¹⁾、天敵生物などが対象に含まれる。

これらの供試生物種の具体的な選定に際しては優先順位をつけて緊急度が高いものから対応していくことが基本となる。なお、その場合、OECD等国際調和の観点だけでなく、技術的進歩を踏まえた実行可能性や、我が国に存在する種との感受性の相違についても十分な検討が必要である。

(2) 生態毒性試験法

生態毒性試験は室内試験を基本とし、必要に応じ野外試験も追加する必要がある。

⁹⁾：水生植物には水田雑草となっている種を除いて考える。

¹⁰⁾：ミミズや微生物などは物質循環の要として重要な役割を果たしている。

¹¹⁾：作物や野生植物の授粉等にとって不可欠な存在であり授粉が行われなくなれば農業生産に支障が生じる。

ある。現在、生態毒性に関する試験体系はいくつかの試験を組合せて実施するようになっている¹²⁾。我が国の生態毒性試験法は、供試生物種や試験内容をできるだけ国際的なガイドライン（生物種、令、試験期間、影響の定義など）に準じ、速やかな整備が必要である。その場合、急性毒性だけでなく、残留性が示唆される場合や蓄積しやすい場合等に生物濃縮を通じて起こり得る生態系の攪乱を考慮し、生体内蓄積性や慢性毒性等も含むよう配慮する（資料5-1参照）。また、圃場と水系を組合せた野外試験では曝露と毒性の双方が同一の試験系で評価できるが、実施の困難性、再現性、結果の解釈の困難さ等が課題として残されている。なお、内分泌攪乱作用に関しては不明な点も多く、今後、農薬による同作用を検出するための試験法及び評価法の確立が必要とされる。

(3) 生態毒性試験が求められる基準

生態毒性試験を行うかどうかは、農薬の曝露がある程度不可避であると考えられるため魚類、ミジンコ、藻類の急性毒性試験のようにいくつかの試験は原則として必要とすべきと考えられるが、剤型、使用場所、使用方法等による曝露の可能性や生物濃縮の有無等によって判断すべきである。この考え方の例を資料5-2に示す。

(4) 有害性のデータ（供試生物種に対する影響評価）

供試生物種の有害性評価として、個体数の減少率や増殖阻害などが用いられており、例えば、急性毒性試験の LC_{50} 、 LD_{50} や EC_{50} ¹³⁾、繁殖毒性、長期毒性試験の無影響濃度NOEC等が含まれる。

(5) 予測無影響濃度の推定

試験データは特定の生物種に関して求めた毒性値であって、生態系を対象としたものではない。このため、生態系を構成する多くの生物種に適用するためには、特定の生物種の50%影響濃度（ LC_{50} 、 EC_{50} ）から無影響濃度（NOEC）を外挿する必要がある。その上で、用いた生物の種類数や試験内容に応じて不確定係数を乗じて予測無影響濃度（PNEC：Predicted No Effect Concentration）を算定する場合もある。通常は、入手できるデータである LC_{50} 、 LD_{50} 、 EC_{50} 、NOECを予測無影響濃度の算定に利用できると考えられる。

¹²⁾：例えば、水生生物では魚類、ミジンコ、藻類が一組の試験系となっている。

¹³⁾：供試生物の50%が影響を受ける濃度をいう。

2. 曝露量評価

(1) 曝露量評価の基本的考え方

以下に曝露量の算定の基本的考えを示す。

A 曝露量の算定の考え方

曝露量評価は、環境中に残留し非標的生物が曝露しうる農薬の濃度を予測することである。すなわち、環境中予測濃度（P E C : Predicted Environmental Concentration）については、散布場所から環境への放出量を推定し、環境媒体（水、土壌、底質、非標的生物の餌）への配分やさらにその時間的变化を予測する。その場合、生物や生態系に対する農薬の曝露条件（曝露の強さ（濃度レベル）、曝露の時期・頻度と持続期間）の特定とそれに関する情報が必要となる。なお、実際の環境中予測濃度の算定に当たっては実態値に可能な限り近似する最も精緻なものとなるよう算定方式を事前に検証しておく必要がある。

I 曝露経路

作物等に散布された農薬は、水田の場合では散布時のドリフト、田面水の流出又は水中に浮遊している土壌粒子に吸着された状態での流出により水系に混入する。水田以外の農地等の場合は散布時のドリフト及び降雨に伴う表流水の発生により水系に混入する。

水生生物は、水中あるいは底質中に残留する農薬による曝露を、また、陸域環境中の生物は、直接又は食物摂取等により農薬の曝露を受けるとみられる（資料6参照）。

ウ 曝露量の算定のためのシナリオ

我が国は欧米諸国に比べて高温多湿で、季節的に集中した降水パターンを示し、このため、農薬の地表流出の発生頻度が高い。特に、栽培面積の約半分を占める稲作では湛水状態で栽培されるため排水路を通じて水系に地表流出しやすい。一方、その時期は降雨量が多く水系の流量も比較的多い。このような我が国の気象条件や地形条件をはじめ、農薬使用形態、散布地と対象生態系との位置関係、流出形態等を適切に反映したシナリオを設定する必要がある。

I 使用方法に関する情報

剤型、農薬使用に関する条件（散布方法、適用作物、単位面積当たりの使用量等）等に関する情報が曝露量推定の基礎となる。全ての農薬は曝露量評価のため試験データ等が必要である。ただし、施設内使用や種子処理専用剤等のようにドリフトや地表流出を生じるおそれのないことが明らかなものを例外とす

る。

オ 試験データ

欧米各国では、ドリフトと直接曝露を主な対象とし、ドリフトは作物、生育時期及び散布地との距離に応じて一定率をそれぞれ規定している。他方、地表流出のモデル試験は要求されていない。例えば、欧州では地表流出は考慮されていないし、また米国では水系への農薬流入率を規定又は数理モデルの中で農薬流入を考慮しているに過ぎない。

我が国では、地表流出が重要であるにもかかわらず、科学的に信頼性の高いデータの蓄積は必ずしも十分ではなく、数理モデルは開発されていない。このため、当面、農薬の曝露量の算定は、室内試験又はモデル試験のデータを用いるかあるいは適用可能な数理モデルを用いて曝露量を予測する。野外試験は、実圃場レベルでの農薬の曝露を推定する上で重要な情報が得られるので、必要に応じて実施することが望ましい。

カ 数理モデルの検討

曝露量の計算にコンピューターが使えるようになり一定のパラメーターの下に、試験結果を定量的に外挿して様々な条件下の曝露量を推定することが可能である。欧米各国では、野外試験に要する経費と労力を軽減し効率的に曝露評価を行うため、水生生物を含む環境生物が当該農薬に曝露される濃度（農薬環境中予測濃度）の算定に数理モデルを導入し始めている。このような状況を踏まえ、我が国としても、効率的に農薬の環境中予測濃度を求めるため数理モデルの開発を進め、我が国の実態に合うか否かの検証や、予測値にどの程度の安全率を見込むかの検討が必要である。

(2) 水域環境に係る曝露濃度の算定

ア 環境モデル

散布された農薬は一般には土壤に吸着され圃場内にとどまるが、その一部が農地から流出して、水生生物とその生態系内に浸透することがある。水田では水溶性の高い（土壤吸着性の弱い）農薬の場合は降雨時に農地から流出し河川や湖沼に流入する。畑地からは、通常農薬が河川等に流出することは少ないが、大雨の際には水溶性等に関係なく土壤粒子とともに一部が流出し、水生生物の生態系に運び込まれる。

水系（表層水）における農薬曝露量評価のための基本となる環境モデルは、欧米各国では圃場－池モデル（静水状態）を導入している例がみられる。我が国における農地等と水系の位置関係や水流出の状況等を勘案すれば、圃場－河

川モデル¹⁴⁾も考慮する必要がある（資料7参照）が、流水タイプの本モデルの場合、設定すべきパラメーターも含め、当該環境モデルの妥当性については今後詳細に検討する必要がある。

イ 水域の環境中予測濃度を求めるためのシナリオ

水生生物に対する曝露量評価は、散布地から水系（表層水）への混入シナリオ、水系の水生生物が暴露するシナリオの2段階で行う。まず、のシナリオでは、地表流出とドリフトの発生間隔、発生回数、流出率等をそれぞれ規定し、薬剤ごとの分解性等を考慮し、圃場から水系へ流入する農薬の暴露濃度を推定する。その場合、必要に応じて、下記のウの試験等から求まる流出率等のデータを利用する。なお、農薬流出に関しては、圃場群における期間内の使用パターンを考慮するが、できない場合には一斉使用を前提として算出する。次に、のシナリオは、農薬混入後のモデル水系の残留濃度を求めるものであり、当該農薬の物理化学性等のデータをもとに水中分解、環境媒体間の移動（底質等への吸着）等を考慮した水系の農薬濃度又は必要により底質中の農薬濃度を算定する。

ウ 試験法等

(a) 地表流出

農薬の地表流出は段階的に以下の試験等からデータを求める（資料8参照）。

第1段階では、安全サイドに立った農薬の使用条件や自然条件をもとにモデル計算式又は今後開発される水中分解や光分解等を考慮した数理モデル、

第2段階では、田面水中や畑地表流水中の農薬濃度を調べるための各種モデル試験（例；水中残留試験）又はより精緻な数理モデル、

第3段階では、圃場を用いた野外試験

(b) ドリフト

ドリフトのデータについては、米国のように散布量に対する水系への流出の一定割合を設定する方式や、ドイツのドリフト標準表（通常の使用方法に基づき現実的な数値を算定）を準用する方法が考えられるが、適用に当たっては、我が国で通常使用される農薬の剤型の種類、散布方式等を反映したものとなっているかを確認する必要がある。

エ 環境中予測濃度の計算

¹⁴⁾：例えば、ある流域内に面積で一定規模の圃場群を配置し、ここで使用された農薬の一部が地表流出とドリフトにより河川に混入すると仮定したモデル。

曝露シナリオに基づき、水系（表層水）における生物種に対する農薬の曝露濃度を予測する。なお、以下の要求レベル1をクリアーした場合には要求レベル2の評価は不要である。

要求レベル1；急性毒性に対応したP E C

《第1段階》

初期の推定としては、以下のような簡易な算定式が考えられるほか、農薬の減衰や土壌吸着を考慮した数理モデルの導入が考えられる。なお、下記算定式については、農薬の分解性や底質への吸脱着の要素及び地表流出とドリフトが同時には発生し難いことなどの条件を十分検討した上でさらに精度の高いものにする必要がある。

$$\text{水系の P E C (mg/l)} = \frac{\text{単回投下量 (g/10a)} \times \text{農薬の水系への混入率}^{1)}{\text{曝露期間における流量 (m}^3\text{)}}$$

(備考) 農薬の水系への混入率は、地表流出対象面積×農薬の地表流出率と、環境モデルの圃場群のうちドリフト寄与割合を考慮したドリフト率の合計である。

《第2段階》

急性について第1段階のP E CがP N E Cを超えた場合、水田使用農薬にあつては水中残留試験、水田以外で使用される農薬にあつては小規模モデル圃場試験の結果に基づき、あるいはコンピュータ等を利用したより精密な数理モデルを導入することによって水系のP E Cをより精緻化

《第3段階》

急性について第2段階のP E CがP N E Cを超えた場合、野外試験により地表流出率をさらに精緻化

要求レベル2；慢性毒性に対応したP E C

《第1段階；比較的長期間のP E C（算定式又は数理モデル）》

慢性毒性に対応した農薬の曝露に基づくP E Cに表層水中の底質への吸着や農薬の分解性を考慮する。

《第2段階；さらに精緻な比較的長期間のP E C》

第1段階のP E CがP N E Cを超えた場合、野外試験の結果に基づき地表流出率を設定し、表層水中の底質への吸着や農薬の分解性を考慮する。

(3) 陸域環境に係る曝露量の算定

ア 曝露経路

鳥類、ほ乳類

野鳥やほ乳類は、農薬に直接接触して急性的影響を受けるのは、魚類や昆虫類に比べて少ない。むしろ、農薬に曝露された昆虫などの被補食者や植物等を摂取する場合が主である。また、農薬の残留性や餌の種類によっては食物連鎖による生物濃縮もあり得る。

有用生物

有用生物（ミツバチ、天敵）への農薬曝露については直接曝露、又はドリフトで農薬付着した食物の摂取が主なものである。非標的生物に対する直接曝露量については、農薬の散布密度に幅があること等も考慮した上で適切な農薬量を規定する。

土壌中生物

土壌中生物（有用微生物、ミミズ）への農薬曝露については、直接曝露による土壌混入したものを土壌中生物が摂取又は接触するものが主である。

圃場に散布される農薬のうち、土壌に直接施用されるものはもちろん、作物に散布されるものも一部は直接又は降雨等により土壌に混入する。また、種子消毒又は苗箱処理に使用された農薬も、農薬の剤型や植物体の繁茂状態により付着率はかなり異なるが、種子や苗床媒体とともに相当な量が土壌に混入する。一部は、揮散、降雨に伴う地表流出、鉛直浸透、光による分解、植物根からの吸収、土壌微生物による分解などを受ける。

このため、土壌中生物が曝露すると想定される土壌中残留濃度は、上記の様々な土壌残留に関与する要因に関し段階的に設定することとする。

その他陸生動植物

散布場所以外の陸生動植物へはドリフトによる曝露が主なものである。

イ 陸域生物の曝露量の推定

陸域に対する農薬の曝露量は、標準的シナリオに基づき、直接曝露、ドリフト、表層水（摂水）、土壌等を通じて陸域環境における生物種が曝露される環境中予測濃度（PEC）を推定することになる。ただし、直接曝露量と土壌中農薬濃度については以下のような設定が可能と考えるが、他のドリフト経路や鳥類等の直接摂取による農薬曝露の推定方法は今後開発する必要がある。

(a) 直接曝露量（有用生物）

非標的生物に対する直接曝露量については、農薬の散布密度に幅があること等も考慮して適切な農薬量を規定する。

(b) 土壌中農薬濃度

土壌中生物が曝露すると想定される土壌中残留濃度は、第1段階は安全率を見込んだ土壌表層への初期曝露濃度、第2段階は比較的長期の土壌層別農薬濃度とする。その場合、農薬の鉛直移動も考慮した実圃場での土壌残留試験結果や数理モデルの利用が可能である。

3. リスク判定

(1) リスクの指標

曝露量(濃度)評価と有害性評価を総合化して生態系に対するリスクの判定を行うこととなる。すなわち、以下に示す毒性曝露比を指標として、供試生物種ごとに毒性値と曝露量(濃度)を比較する。

$$\text{毒性曝露比 (TER)} = \frac{\text{予測無影響濃度 (PNEC)}}{\text{環境中予測濃度 (PEC)}}$$

(2) リスク判定

毒性曝露比が、全ての供試生物種において十分大きい場合は生態影響が小さいと判断され、これ以上精密な環境中予測濃度の算出や曝露レベルの引下げは不要と評価される。一方、毒性曝露比が各供試生物種毎に設定される評価基準値を下回れば影響の可能性が生じ、そのような生物種についてさらに上位の毒性試験の実施やより精緻な曝露量の推定あるいは4(1)のリスク削減対策を比較検討することになる。

4. リスク管理

(1) 事前評価段階のリスク削減

農薬による生態影響の程度を削減又は緩和するため、以下のような、様々なリスク削減対策を講じる必要がある。

ア) 農薬の品質改良

- ・ 剤型の改良

イ) 使用方法等の変更

- ・ 施用量及び施用回数の削減、使用時期、使用場所等の変更又は制限、散布方式の変更

ウ) 地表流出の軽減

- ・ 流出の可能性が高い農薬について、河川との間に無散布の緩衝帯の設定、止水期間の設定（水田使用農薬の場合）

エ) 漂流飛散の軽減・防止

- ・ 飛散農薬の表示、飛散防止補助剤の添加、安全距離の設定、緩衝帯の設定

これらの条件が農薬の使用場面で遵守できるとみなされる場合、地表流出率又はドリフト率を低減できる。なお、ドイツ等で導入している緩衝帯の設定が我が国に適用できるかについては十分な検証が必要である。特に河川等に隣接した地域にも農地が展開するなど我が国の土地利用の状況を踏まえ、河畔林、湿地、無散布区の設定等実効が伴うものでなければならぬ。一方、これらの場所はコリドー（移動回廊）、生息の場、魚類等への餌の供給源として野生生物にとって極めて重要である点も考慮する必要がある。

いずれにしても、今後、具体的なリスク削減の方策を検討する必要がある。

(2) 登録システムへの反映

毒性曝露比が各供試生物毎に設定される評価基準値を下回り、生態系に悪影響を及ぼすと判断された場合は登録を保留して、申請者に対し申請書の記載事項を改正し、又は当該農薬の品質を改善すべきことを指示することとなる。また、評価基準値をクリアする農薬であっても、使用場面において農薬の生態リスクを削減する観点から、その登録の際に適正な使用方法等を定めるとともに、リスク評価の結果を用いて分類基準に従った生態リスクの分類を行い、使用方法や使用場所の制限といった注意事項を製品へのラベル表示に反映させる必要がある。

以上のような仕組みとしては、例えば、登録保留基準や使用上の注意事項の組合せのような包括的かつ多段階の設定が考えられ、今後、具体的なシステムを検討する必要がある。

(3) 登録後のリスク管理

ア 農薬の適正使用

農薬使用者が製品に表示された使用方法等に従い農薬を適正に使用することはもとより、(1)の事前評価の段階で考慮されたリスク削減対策が確実に実行される必要がある。

なお、使用場所の周辺に希少な野生動植物種の生息が確認されている場合、これらに農薬の影響が及ばないように使用を制限することは言うまでもなく、生息地等から十分な安全間隔を保つなど地域レベルの取組が必要である。

イ 環境モニタリング調査

ある農薬が生物に影響を及ぼすかどうかは既述の試験の結果等により評価が可能であるが、複雑な生態系への影響を完全に把握することは困難と考えられる。また、登録時に定めた使用方法であっても生態系に対し何らかの影響が生じる可能性がある。このような場合、モニタリング調査によって農薬残留と生態影響の実態を把握する必要がある。さらに、単にモニタリングの実施にとどまらず、その調査結果を使用方法の変更又は再評価への反映などフィードバックシステムを確立することも必要となる。なお、モニタリング調査の実施に当たっては、求める要件（影響の可能性、農薬の使用量等）の明確化とともに、調査に適した地点や対象生物の選定、解析手法の開発、他の要因による影響を隔離する方法等、生態影響を的確に把握するための具体的な手法の開発が必要であることは言うまでもない。

第5 今後の検討課題

以上に述べてきた新評価システムの具体化に当たっては、長期的視点に立って我が国が取り組むべき課題とその優先順位を明らかにし、科学的知見が整った段階で順次施策に反映させていくことが重要である。

農薬の生態影響評価に関し、以下に示すような多くの課題があることから、引き続き検討を行い、具体的な評価方法及び試験法の開発と検証を速やかに進める必要がある。

< 評価システムの具体化 >

- ・登録保留基準と使用方法の制限との組合せの具体化
- ・環境中予測濃度算定のための環境モデルのパラメーター等の設定とその妥当性の検証
- ・事前評価に用いる数値シミュレーションモデルの開発
- ・陸生影響評価に対する農薬の曝露シナリオ及び定量化のための手法の開発
- ・評価基準、不確定係数の設定
- ・種の外挿、PNEC推定等生態毒性試験法に関する一般的事項の検討
- ・我が国におけるリスク便益分析の考え方の整理

< モニタリング手法等の検討と実施 >

- ・モニタリング手法の開発
- ・モニタリングの試行及び評価の考え方
- ・モニタリング結果を再評価に反映させる手法の検討

< 基盤整備 >

- ・ 試験(データ要求)の優先順位の設定
- ・ 試験実施体制の整備(生態毒性に係る試験法ガイドラインの整備)
- ・ 試験生物種の選定
- ・ 試験生物の安定供給体制の確立
- ・ 評価体制の充実

< 生態影響評価を支える調査研究の推進 >

- ・ 生態系に対する影響の事前評価に関する研究の推進
- ・ 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の推進
- ・ 影響の具体事例の調査
- ・ 環境中で観測される影響と室内試験系による影響予測の比較検証及びそのためのデータベースの作成
- ・ 農地内生態系保全に関する検討
- ・ 内分泌攪乱作用に係る試験法及び評価法の開発

農薬生態影響評価検討会委員名簿

	氏名	所属
	(敬称略)	
座長	須藤 隆一	東北大学大学院工学研究科教授
	石井 康雄	農林水産省農業環境技術研究所 資材動態部農薬管理研究
室長		
	伊藤 義彦	(財)畜産生物科学安全研究所 安全性研究部長
	稲森 悠平	環境庁国立環境研究所 地域環境研究グループ総合研究官
	岩本 毅	(財)残留農薬研究所 理事長
	清水 昭男	水産庁中央水産研究所 海区水産業研究部資源培養研究室
長		
	菅原 淳	近畿大学九州工学部教授
	中川 昭一郎	東京農業大学客員教授(山崎農業研究所代表)
	福田 尚徳	全国農業協同組合連合会 肥料農薬部次長
	山本 出	東京農業大学名誉教授
	吉岡 義正	大分大学教育学部教授
	若林 明子	東京都環境科学研究所 基盤研究部長

農薬生態影響評価検討会開催状況

- 第1回(2月) 検討会の設置
農薬と生態系に関する基本的考え方について
農薬の生態影響評価に関する検討が必要な事項
- 第2回(4月) 農薬の生態影響について
現行の水産動植物への影響評価について
- 第3回(7月) 農薬の生態影響評価の基本的考え方
諸外国における農薬の生態影響評価制度について
- 第4回(10月) 中間とりまとめ